



ŠTRBSKÉ PLESO 23. – 25. APRÍL 2014

ČESKO-SLOVENSKÁ KONFERENCIA ZNEČISTENÉ ÚZEMIA ŠTRBSKÉ PLESO 2014



ZBORNÍK KONFERENCIE

PROGRAM	4
MOŽNOSTI PODPORY SANÁCIE ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ ZO ŠTRUKTURÁLNYCH FONDŮ A KOHÉZNEHO FONDU EÚ	7
PROBLÉMY SPOJENÉ S IMPLEMENTÁCIU PROJEKTOV ZAMERANÝCH NA PRIESKUM, MONITORING A SANÁCIU ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA SLOVENSKU	12
NOVÝ METODICKÝ POKYN NA VYPRACOVANIE ANALÝZY RIZIKA ZNEČISTENÉHO ÚZEMIA ...	16
INTEGRÁCIA OBSAHOVO PRÍBUZNÝCH REGISTROV S INFORMAČNÝM SYSTÉMOM ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ (OPŽP)	17
ŠKOLSKÝ PROGRAM ENVIRÓZA	21
MESTSKÁ GEOCHÉMIA PÔD BRATISLAVY – VÝSKYT VYBRANÝCH POTENCIÁLNE TOXICKÝCH PRVKOV A POLYCYKlickÝCH AROMATICKÝCH UHEOVODÍKOV	25
KONTAMINÁCIA PÔD ŤAŽKÝMI KOVMÍ V LOKALITE NIŽNÁ SLANÁ – BANSKÝ ZÁVOD A OKOLIE	29
ELIMINACE EKOLIGICKÝCH RIZIK V AREÁLU ZÁVODU K-BASS BRANDÝS NAD ORLICÍ	33
PODROBNÉ TECHNICKÉ ŘEŠENÍ PRO VÝSTAVBU ČISTIČKY KYSELÝCH DŮLNÍCH VOD, NOVO BRDO MINE, ARTANA, KOSOVO	37
MINERALOGICKÉ, GEOCHEMICKÉ A MIKROBIOLOGICKÉ VLASTNOSTI POCHOVANÝCH ANтропоГÉNNÝCH SEDIMENTOV NA LOKALITE ZEMIANске KOSTOĽANY Z POHĽADU POTENCIÁLNEJ REMEDIÁCIE ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE	41
PRŮZKUM ZNEČIŠTĚNÍ A SANACE V PRŮMYSLOVÉM AREÁLU CHČOV HARGIA V ULÁNBÁTARU, MONGOLSKO	44
AKTUÁLNA A ZJAVNÁ HRŮBKA ROPNÝCH LÁTOK V HORNINOVOM PROSTREDÍ	47
TYPY RAFINAČNÝCH ODPADOV, ICH VZNIK A ZLOŽENIE NA SKLÁDKACH	51
URYCHLENÍ A INTENZIFIKACE KONVENČNÍCH METOD PRO SANOVANÍ ROPNÝCH UHLOVODÍKŮ	54
SANACE BÝVALÉHO AREÁLU KOVO VELKÁ HLEĎSEBE	58
INOVATIVNÍ SANAČNÍ TECHNOLOGIE ZÍSKÁVAJÍ NAVRCH PŘI ŘEŠENÍ STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ V ČESKÉ REPUBLICE	61
GEOCHEMICKÁ REAKTIVNÍ BARIÉRA – PERSPEKTIVNÍ PRVEK IN-SITU SANAČNÍCH TECHNOLOGIÍ	65
PRAKTICKÁ APLIKACE GEOCHEMICKÉ REAKTIVNÍ BARIERY NA LOKALITĚ KONTAMINOVANÉ CHLOROVANÝMI ETHYLENY	69
POKROČILÉ <i>IN SITU</i> BIOREMEDIÁCIE: BIOSTIMUÁCIA A BIOAUGMENTÁCIA	73
VYUŽITIE MIKROORGANIZMOV PRI BIOREMEDIÁCII ZNEČISTENÝCH SUBSTRÁTOV	77
VYUŽITÍ BIOMASOVÉHO POPELE PŘI ČIŠTĚNÍ DŮLNÍ VODY Z TEŽBY HLEDÉHO UHLÍ	80
VYUŽITIE OZÓNU A PEROXIDU VODÍKA NA ODSRAŇOVANIE ŤAŽKO DEGRADOVATEĽNÝCH ORGANICKÝCH LÁTOK ZO ZNEČISTENÝCH ZEMÍN	84
PROBLEMATIKA BROWNFIELDŮV V SLOVENSKEJ REPUBLIKE	88
PREVENCIA A NÁPRAVA ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD – LEGISLATÍVNY RÁMEC V EURÓPSKEJ ÚNII A V SLOVENSKEJ REPUBLIKE	92
PREVENCIA A NÁPRAVA ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD – INFORMAČNÝ SYSTÉM	96
KOMPLEXNÝ INFORMAČNÝ A MONITOROVACÍ SYSTÉM BIOTOPOV A DRUHOV (KIMS)	98
PŘÍSTUP K HODNOCENÍ EKOLOGICKÉ ÚJMY (VE SMYSLU SMĚRNICE EP A RADY 2004/35/ES) NA DRUZÍCH A STANOVIŠTÍCH V ČR	102

CENOVÉ MAPY PODĽA ZÁKONA č. 359/2007 Z. Z. AKO PODKLAD PRE ÚZEMNOPLÁNOVACIE ROZHODOVANIE	104
ENVIRONMENTÁLNE RIZIKÁ A ENVIRONMENTÁLNA ZODPOVEDNOSŤ	108
POSTEROVÁ SEKCIA	110
GEOTECHNICKÉ KONŠTRUKCIE NA SANÁCIU ZNEČISTENÝCH ÚZEMÍ	112
MONGOLSKO-SLOVENSKÝ PROJEKT ESTABLISH THE GEO-DATABASE ON ECOLOGICAL HEALTH OF THE MILITARY SITES	114
PROJEKT OSVETA, PRÁCA S VEREJNOSŤOU AKO PODPORA PRI RIEŠENÍ ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V SR	116
ANTIMÓN A ARZÉN V BANSKÝCH, PODZEMNÝCH A POVRCHOVÝCH VODÁCH V OBLASTIACH ANTIMÓNOVÝCH LOŽÍSK SLOVENSKA	120
IDENTIFIKÁCIA POTENCIÁLNYCH RIZÍK Z ODKALÍSK OBSAHUJÚCICH ODPAD PO ŤAŽBE NERASTNÝCH SUROVÍN	122
IDENTIFIKÁCIA A KVANTIFIKÁCIA RIZÍK PRI SANÁCII ZNEČISTENÝCH ÚZEMÍ	124
PROJEKT MANAŽMENT RIEŠENIA LOKALÍT S VÝSKYTOM POPs ZMESÍ/PESTICÍDOV V SLOVENSKEJ REPUBLIKE	126
BIODEGRADÁCIA BIFENYLU A DELORU 103 ADAPTOVANÝMI A NEADAPTOVANÝMI BAKTÉRIAMI IZOLOVANÝMI Z KONTAMINOVANÉHO ÚZEMIA	128
ADAPTAČNÉ MECHANIZMY A FYZIOLOGICKÁ ODOZVA BAKTERIÁLNEJ MEMBRÁNY V PRÍTOMNOSTI TOXICKÝCH ENVIRONMENTÁLNYCH KONTAMINANTOV	130
VYUŽITIE BAKTERIÁLNEHO KMEŇA <i>OCHROBACTRUM ANTHROPI</i> NA BOKATALÝZU DEGRADÁCIE POLYCHLÓROVANÝCH BIFENYLOV V KONTAMINOVANÝCH SEDIMENTOCH	132
SANÁCIE ÚZEMÍ ZNEČISTENÝCH PRI MZV OD ROKU 2003 NA ÚZEMÍ SIŽP IŽP ŽILINA	134
APLIKÁCIA SANAČNEJ TECHNOLOGIE PRE PROSTREDIA S ODLIŠNÝMI HYDROGEOLOGICKÝMI VLASTNOSŤAMI	136
AKTUALIZACE HARMONOGRAMU REALIZACE A APLIKAČNÍ PODPORY PROVÁDĚCÍ ETAPY NÁRODNÍ INVENTARIZACE KONTAMINOVANÝCH MÍST (NIKM) V ČR	138
ÚNIK ROPNÝCH LÁTKOK V ŽELEZNIČNEJ STANICI BANSKÁ BYSTRICA	140
ZNEČISTENIE PROSTREDIA ZO STARÉHO NAFTOVÉHO HOSPODÁRSTVA V RUŠŇOVOM DEPE POPRAD	142
RIEŠENIE ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ PODĽA ZÁKONA č. 409/2011 Z. Z. NA ÚROVNI OKRESNÝCH ÚRADOV V SÍDLE KRAJA (PRAKTICKÉ SKÚSENOSTI)	144
SÚČASNÝ STAV IMPLEMENTÁCIE PROJEKTU MONITOROVANIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA SLOVENSKU	147
KONTAMINACE LÁTKAMI POP'S V ARMÉNII	149
ANALÝZA RIZIK AREÁLU PO HLUBINNÉ TĚŽBĚ URANU – BYTÍZ	151
KVALITATÍVNA A KVANTITATÍVNA DOSTAČNOSŤ HYDROGEOLOGICKÝCH PODKLADOV NA HODNOTENIE VPLYVU ANTROPOGÉNNEHO ZNEČISTENIA PODZEMNEJ VODY ORGANICKÝMI LÁTKAMI V HORNINOVOM PROSTREDÍ S MEDZIZRNOVOU PÓROVITOSŤOU	153
HODNOTENIE VPLYVU ANTROPOGÉNNÝCH SEDIMENTOV – RELIKTOV HAVÁRIE DEPÓNIA – NA KVALITU PODZEMNEJ A POVRCHOVEJ HYDROSFÉRY V CENTRÁLNEJ ČASTI HORNONITRIANSKEJ KOTLINY	154
METODICKÁ A ANALYTICKÁ PODPORA BIOAUGMENTAČNÍHO ZÁSAHU	155
PREDSTAVENIE SPOLOČNOSTI ISTROCHEM REALITY, a. s.	157

PROGRAM
Česko-slovenská konferencia
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA ŠTRBSKÉ PLESO 2014
23. – 25. apríl 2014

24. APRÍL 2014 8:00 – 9:00				Registrácia
9:00 – 11:00				SEKCIA 1
Moderujú: Vlasta Jánová a Karel Bláha				
P.č.	Čas	Prednášajúci	Názov prednášky	
0	9:00 – 9:10		Úvodné prejavy predstaviteľov MŽP SR, MŽP ČR a SAŽP	
1	9:10 – 9:30	Michal Šutriepka Štefan Bednár	Možnosti podpory sanácie environmentálnych záťaží zo štrukturálnych fondov a Kohézneho fondu EÚ	
2	9:30 – 9:50	Vlasta Jánová	Problémy spojené s implementáciou projektov zameraných na prieskum, monitoring a sanáciu environmentálnych záťaží na Slovensku	
3	9:50 – 10:10	Želmíra Greifová	Nový metodický pokyn na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia	
4	10:10 – 10:40	Erich Pacola	Integrácia obsahovo príbuzných registrov s Informačným systémom environmentálnych záťaží (OPŽP)	
5	10:40 – 11:00	Jana Šimonovičová	Školský program Enviróza (OPŽP)	
11:00–11:20				COFFEE BREAK
11:20–13:20				SEKCIA 2
Moderujú: Želmíra Greifová a Ľubomír Jurkovič				
6	11:20 – 11:40	Edgar Hiller	Mestská geochemia pôd Bratislavy – výskyt vybraných potenciálne toxických prvkov a polycyklických aromatických uhľovodíkov	
7	11:40 – 12:00	Lenka Bekeová	Kontaminácia pôd ťažkými kovmi v lokalite Nižná Slaná – banský závod a okolie	
8	12:00 – 12:20	Eva Vodičková	Eliminace ekologických rizik v areálu závodu K-BASS Brandýs nad Orlicí	
9	12:20 – 12:40	Jan Oprchal	Podrobné technické řešení pro výstavbu čističky kyselých důlních vod, Novo Brdo Mine, Artana, Kosovo	
10	12:40 – 13:00	Ľubomír Jurkovič	Mineralogické, geochemické a mikrobiologické vlastnosti pochovaných antropogénnych sedimentov na lokalite Zemianske Kostolany z pohľadu potenciálnej remediácie environmentálnej záťaže	
11	13:00 – 13:20	Jan Van k	Průzkum znečištění a sanace v průmyslovém areálu CHCOV Hargia v Ulánbátaru, Mongolsko	
13:20 – 14:20				OBED

14:20 – 16:20		SEKCIA 3	
Moderujú: Silvie Heviánková a Peter Šottník			
12	14:20 – 14:40	Rudolf Polák	Aktuálna a zjavná hrúbka ropných látok v horninovom prostredí
13	14:40 – 15:00	Pavol Daučík	Typy rafinačných odpadov, ich vznik a zloženie na skládkach
14	15:00 – 15:20	Karel Waska	Urychlení a intenzifikace konvenčních metod pro sanování ropných uhlovodíků
15	15:20 – 15:40	Jiří Kubricht	Sanace bývalého areálu KOVO Velká Hleďsebe
16	15:40 – 16:00	Pavel Špaček	Inovativní sanační technologie získávají navrch při řešení starých ekologických zátěží v České republice
17	16:00 – 16:20	Jaroslav Hrabal	Geochemická reaktivní bariéra – perspektivní prvek <i>in-situ</i> sanačních technologií
16:20 – 16:50		COFFEE BREAK	
16:50 – 18:30		Sekcia 4	
Moderujú: Katarína Dercová a Edgar Hiller			
18	16:50 – 17:10	Dagmar Bartošová	Praktická aplikace geochemické reaktivní bariery na lokalitě kontaminované chlorovanými ethyleny
19	17:10 – 17:30	Katarína Dercová	Pokročilé IN SITU bioremediácie: biostimulácia a bioaugmentácia
20	17:30 – 17:50	Slavomír Čerňanský	Využitie mikroorganizmov pri bioremediácii znečistených substrátov
21	17:50 – 18:10	Silvie Heviánková	Využití biomasového popela při čištění důlní vody z těžby hnědého uhlí
22	18.10 – 18:30	Miroslav Holubec	Využitie ozónu a peroxidu vodíka na odstraňovanie ťažko degradovateľných organických látok zo znečistených zemín
DISKUSIA			
19:30 – 22:00		SPOLOČENSKÝ VEČER	

25. APRÍL 2014 8:00 – 8:10		Registrácia	
8:10 – 10:10		SEKCIA 5	
Moderujú: Henrieta Čajková a Zdeněk Suchánek			
P.č.	Čas	Prednášajúci	Názov prednášky
23	8:10 – 8:30	Karel Bláha	Problematika brownfields v České republice
24	8:30 – 8:50	Zuzana Ladzianska	Problematika brownfieldov v Slovenskej republike
25	8:50 – 9:10	Henrieta Čajková	Prevenca a náprava environmentálnych škôd – legislatívny rámec v Európskej únii
26	9:10 – 9:30	Tatiana Tobiášová	Prevenca a náprava environmentálnych škôd – legislatívny rámec v Slovenskej republike
27	9:30 – 9:50	Tatiana Horňanová	Prevenca a náprava environmentálnych škôd – informačný systém
28	9:50 – 10:10	Andrej Saxa	Komplexný informačný a monitorovací systém biotopov a druhov (KIMS)
10:10 – 11:10		COFFEE BREAK (+ ODHLASOVANIE Z UBYTOVANIA)	
11:10 – 12:40		SEKCIA 6	
Moderujú: Tatiana Tobiášová a Jan Šíma			
29	11:10 – 11:30	Jan Šíma	Přístup k hodnocení ekologické újmy (ve smyslu Smernice EP a Rady 2004/35/ES) na druzích a stanovištích v ČR
30	11:30 – 11:50	Zuzana Trokanová	Poistenie zodpovednosti za environmentálnu škodu
31	11:50 – 12:10	Milan Oravec	Cenové mapy podľa zákona č. 359/2007 Z. z. – podklad pre územnoplánovacie rozhodovanie
32	12:10 – 12:40	Robert Poór	Environmentálne riziká a environmentálna zodpovednosť
12:40 – 13:00		DISKUSIA A ZÁVER KONFERENCIE	
13:00 – 14:00		OBED	

MOŽNOSTI PODPORY SANÁCIE ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ ZO ŠTRUKTURÁLNYCH FONDŮV A KOHÉZNEHO FONDU EÚ

Michal Šutriepka, Štefan Bednár

Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, sekcia environmentálnych programov a projektov,
Námestie Ľ. Štúra 1, 812 35 Bratislava
e-mail: michal.sutriepka@enviro.gov.sk, stefan.bednar@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: environmentálne záťaže, sanácia environmentálnych záťaží, programové obdobie, operačný program, prioritná os, špecifický cieľ

Podpora sanácie environmentálnych záťaží (ďalej len EZ) zo štrukturálnych fondov a Kohézneho fondu EÚ predstavuje významný finančný nástroj, umožňujúci reálne riešenie tejto problematiky na Slovensku. Možnosti finančnej podpory môžeme rozdeliť z časového hľadiska do dvoch období v nadväznosti na nastavenie programových období pre čerpanie fondov EÚ. V súčasnosti podpora prebieha z Operačného programu Životné prostredie (ďalej len OP ŽP) programového obdobia 2007 – 2013 s oprávnenosťou výdavkov do konca roku 2015. V nadväznosti na ukončenie tohto programového obdobia prebiehajú záverečné fázy prípravy nového Operačného programu Kvalita životného prostredia (ďalej len OP KŽP) programového obdobia 2014 – 2020.

OPERAČNÝ PROGRAM ŽIVOTNÉ PROSTREDIE (2007 – 2013)

OP ŽP predstavuje programový dokument SR pre čerpanie pomoci z fondov EÚ pre sektor životného prostredia na roky 2007 – 2013. Globálnym cieľom OP ŽP je zlepšenie stavu životného prostredia a racionálneho využívania zdrojov prostredníctvom dobudovania a skvalitnenia environmentálnej infraštruktúry SR v zmysle predpisov EÚ a SR a posilnenie efektívnosti environmentálnej zložky trvalo udržateľného rozvoja. Globálny cieľ je zameraný najmä na prioritné, najviac problémové a finančne najnáročnejšie aktivity z pohľadu implementácie environmentálneho acquis v oblasti vôd, odpadu, ovzdušia a ochrany prírody. Štruktúra materiálu a obsahová náplň jednotlivých kapitol vychádza z nariadenia Rady (ES) č. 1083/2006 z 11. júla 2006, ktorým sa ustanovujú všeobecné ustanovenia o Európskom fonde regionálneho rozvoja, Európskom sociálnom fonde a Kohéznom fonde a ktorým sa ruší nariadenie (ES) č. 1260/1999 v platnom znení.

Globálny cieľ OP ŽP je napĺňaný prostredníctvom nasledujúcich špecifických cieľov, ktorým zodpovedajú jednotlivé prioritné osi (ďalej len PO) operačného programu:

- PO 1 Integrovaná ochrana a racionálne využívanie vôd,
- PO 2 Ochrana pred povodňami,
- PO 3 Ochrana ovzdušia a minimalizácia nepriaznivých vplyvov zmeny klímy,
- PO 4 Odpadové hospodárstvo,
- PO 5 Ochrana a regenerácia prírodného prostredia a krajiny,
- PO 6 Technická pomoc,
- PO 7 Budovanie povodňového varovného a predpovedného systému.

V rámci PO 4 *Odpadové hospodárstvo* je podpora zameraná na dosiahnutie špecifického cieľa (ďalej len ŠC) *Dobudovanie infraštruktúry odpadového hospodárstva SR v zmysle právnych predpisov EÚ a SR, znižovanie a eliminácia negatívnych vplyvov environmentálnych záťaží a skládok odpadov na zdravie ľudí a ekosystémy*, ktorého súčasťou je aj riešenie problematiky environmentálnych záťaží vrátane ich odstraňovania. Predmetná problematika je napĺňaná prostredníctvom podpory troch aktivít:

- A. *Monitorovanie a prieskum environmentálnych záťaží a spracovanie rizikových analýz,*
- B. *Sanácia najrizikovejších environmentálnych záťaží,*
- C. *Dobudovanie informačného systému environmentálnych záťaží.*

OPERAČNÝ PROGRAM KVALITA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA (2014 – 2020) – NÁVRH

OP KŽP predstavuje programový dokument SR pre čerpanie pomoci zo štrukturálnych fondov a Kohézneho fondu EÚ v programovom období 2014 – 2020 v oblasti udržateľného a efektívneho využívania prírodných zdrojov, zabezpečujúceho ochranu životného prostredia, aktívnu adaptáciu na zmenu klímy a podporu energeticky efektívneho nízkouhlíkového hospodárstva. Výber tematických cieľov a príslušných investičných priorít, ako aj vymedzenie špecifických cieľov programu, výsledkov a typov aktivít, bolo stanovené v súlade s prioritami stratégie Európa 2020, odporúčaniami Európskej komisie, obsiahnutými v jej Pozičnom dokumente k vypracovaniu Partnerskej dohody a programov na Slovensku na roky 2014 – 2020, požiadavkami vyplývajúcimi z legislatívy EÚ v oblasti životného prostredia a energetiky, ako aj skúseností a poučení

z implementácie súčasného programového obdobia 2007 – 2013. OP KŽP zároveň reflektuje na potreby a výzvy na národnej, resp. regionálnej úrovni, na ktoré je nutné reagovať a zamerať sa na ich riešenie s cieľom zabezpečenia udržateľného a efektívneho využívania zdrojov.

OP KŽP pokrýva tri z tematických cieľov definovaných na úrovni EÚ:

- Podpora prechodu na nízkouhlíkové hospodárstvo vo všetkých sektoroch (tematický cieľ 4),
- Podpora prispôsobovania sa zmenám klímy, predchádzania a riadenia rizík (tematický cieľ 5),
- Ochrana životného prostredia a podpora účinného využívania prírodných zdrojov (tematický cieľ 6).

V rámci OP KŽP sú okrem technickej pomoci definované 4 PO, ktoré vychádzajú z jednotlivých tematických cieľov a zahŕňajú investičné priority, ktorých prostredníctvom bude zabezpečené napĺňanie cieľov OP:

PO 1 Udržateľné využívanie prírodných zdrojov prostredníctvom rozvoja environmentálnej infraštruktúry,
PO 2 Adaptácia na nepriaznivé dôsledky zmeny klímy so zameraním na ochranu pred povodňami, riadenie a prevenciu súvisiacich rizík,

PO 3 Podpora riadenia rizík a odolnosti proti katastrofám v súvislosti so zmenou klímy,

PO 4 Energeticky efektívnejšie nízko uhlíkové hospodárstvo.

Podpora sanácii EZ bude v tomto období možná v rámci uvedenej PO 1 *Udržateľné využívanie prírodných zdrojov prostredníctvom rozvoja environmentálnej infraštruktúry, investičnej priority (ďalej len IP) 4 Prijatie opatrení na zlepšenie mestského prostredia, revitalizácie miest, oživenia a dekontaminácie opustených priemyselných areálov (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou), zníženie miery znečistenia ovzdušia a podpory opatrení na zníženie hluku*, pre ktorú je vzhľadom na závery analýzy stavu životného prostredia v mestských oblastiach, sformulovaný ŠC *Zabezpečiť sanáciu environmentálnych záťaží v mestskom prostredí, ako aj v opustených priemyselných lokalitách (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou)*. Cieľom tohto ŠC je zvýšenie podielu sanovaných lokalít s evidovanými EZ, z ktorých vyplýva permanentné riziko negatívneho vplyvu na zdravie človeka a životné prostredie.

Uvedený ŠC bude napĺňaný prostredníctvom dvoch aktivít:

A. *Prieskum, sanácia a monitorovanie environmentálnych záťaží v mestskom prostredí, ako aj v opustených priemyselných lokalitách* (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou)

Navrhovaná aktivita nadväzuje na doposiaľ dokončené aktivity prieskumu a monitorovania EZ, pričom bude potrebné vykonať viaceré úlohy, ako napr.:

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

Oprávnenými prijímateľmi budú pre túto aktivitu subjekty, na ktoré prechádza povinnosť odstrániť environmentálnu záťaž v prípade, ak pôvodca EZ zanikol (alebo zomrel) a nie je možné určiť povinnú osobu v súlade s princípom znečisťovateľ platí a organizácia poverená výkonom národného monitorovania geologických faktorov životného prostredia podľa zákona o geologických prácach.

B. *Zlepšenie informovanosti o problematike environmentálnych záťaží*

Cieľom navrhovanej aktivity je zvýšenie povedomia širokej verejnosti o problematike EZ, vrátane ich sanácie a neskoršieho monitorovania. Oprávneným prijímateľom bude Slovenská agentúra životného prostredia v rámci národného projektu, ako aj globálneho grantu (prostredníctvom, ktorého bude pomoc poskytovaná ďalším subjektom v tejto oblasti).

PODPORA ĎALŠÍCH AKTIVÍT Z OBLASTI GEOLÓGIE V RÁMCI OP KŽP

Pre OP KŽP v rámci PO 2 *Adaptácia na nepriaznivé dôsledky zmeny klímy so zameraním na ochranu pred povodňami, riadenie a prevenciu súvisiacich rizík* a jej IP 1 *Podpora investícií na prispôsobovanie sa zmene klímy vrátane ekosystémových prístupov* bol sformulovaný ŠC na riešenie sekundárnych problémov spôsobených prejavmi zmeny klímy *zlepšiť účinnosť sanácie, revitalizácie a zabezpečenia zosuvov a úložísk ťažobného odpadu a zvýšiť účinnosť preventívnych a adaptačných opatrení na elimináciu environmentálnych rizík*, ktorého cieľom je zníženie rizika škôd, spôsobených zosuvmi a kontamináciou územia z uzavretých úložísk a opustených úložísk ťažobného odpadu.

Uvedený ŠC, ktorého oprávnenými prijímateľmi budú subjekty verejnej správy, bude napĺňaný prostredníctvom dvoch aktivít:

A. Podpora prevencie, prieskumu a sanácie havarijných zosuvov bezprostredne súvisiacich s nadmernou zrážkovou činnosťou

V rámci navrhovanej aktivity budú realizované:

- identifikácia, registrácia a inžiniersko-geologické mapovanie svahových deformácií,
- inžiniersko-geologický prieskum svahových deformácií,
- sanácia svahových deformácií,
- monitoring svahových deformácií.

B. Rekultivácia uzavretých úložísk a opustených úložísk ťažobného odpadu (v súlade s princípom „znečisťovateľ platí“)

Navrhovaná aktivita bude zameraná na rekultiváciu uzavretých úložísk a opustených úložísk ťažobného odpadu, čím sa v nadväznosti na prebiehajúce negatívne dôsledky zmeny klímy predíde riziku uvoľnenia nebezpečných látok do okolitého prostredia, ktoré predstavujú vysoké riziko pre stav životného prostredia a pre zdravie a aktivity obyvateľov. Pri vysoko rizikových úložiskách budú vykonané rekultivačné a sanačné práce, t. j. taká úprava územia ovplyvneného úložiskom, ktorá umožní návrat do uspokojivého stavu s osobitným dôrazom na kvalitu pôdy, voľne žijúce živočíchy a voľne rastúce rastliny, prirodzené biotopy, sladkovodné ekosystémy, krajinu a tiež umožní ďalšie využívanie územia.

PODPORENÉ PROJEKTY V OBLASTI ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V RÁMCI OPERAČNÉHO PROGRAMU ŽIVOTNÉ PROSTREDIE (2007 – 2013)

MŽP SR vyhlásilo v období rokov 2007 – 2013 spolu 4 výzvy na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok (z toho 3 uzavreté), týkajúcich sa operačného cieľa *Riešenie problematiky environmentálnych záťaží vrátane ich odstraňovania*, na základe ktorých je podporených 18 projektov. Zoznam projektov predložených k jednotlivým výzvam je uvedený v tabuľke.

P. č.	Kód projektu	Názov projektu	Žiadateľ pomoci	Celkové oprávnené výdavky (EUR)
Výzva na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok OPŽP-PO4-08-1				
1.	NFP24140110025	Dobudovanie Informačného systému EZ	SAŽP	27 799 486,00
2.	NFP24140110023	Atlas sanačných metód EZ	ŠGÚDŠ	3 443 779,00
3.	NFP24140110036	Regionálne štúdie hodnotenia dopadov EZ na životné prostredie pre vybrané kraje regiónu	SAŽP	9 655 500,00
Výzva na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok OPŽP- PO4-11-2				
1.	NFP24140111463	Prieskum EZ na vybraných lokalitách SR	MŽP SR	9 479 552,70
2.	NFP24140111462	Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení EZ v SR	SAŽP	419 716,04
3.	NFP24140111461	Monitorovanie EZ na vybraných lokalitách R	ŠGÚDŠ	8 000 000,00
Výzva na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok OPŽP-PO4-12-1				
1.	NFP24140111555	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Ivachnová	MO SR	1 353 962,77
2.	NFP24140111550	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Lešť hlavný tábor	MO SR	2 369 002,79
3.	NFP24140111552	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Nemšová	MO SR	1 954 933,82

4.	NFP24140111551	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Leš' garážové dvory	MO SR	1 888 264,90
5.	NFP24140111553	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Rimavská Sobota	MO SR	2 310 742,81
6.	NFP24140111554	Sanácia EZ po Sovietskej armáde – Sliač Letisko Juh	MO SR	2 565 113,86
7.	NFP24140111545	Sanácia EZ na vybraných lokalitách Trenčianskeho kraja	MŽP SR	3 119 914,25
8.	NFP24140111544	Sanácia EZ na vybraných lokalitách Nitrianskeho kraja	MŽP SR	6 938 256,96
9.	NFP24140111547	Sanácia EZ v kameňolome Srdce	MŽP SR	12 540 368,77
10.	NFP24140111546	Sanácia EZ na vybraných lokalitách Trnavského kraja	MŽP SR	5 179 463,62
11.	NFP24140111548	Sanácia EZ na vybraných lokalitách Banskobystrického kraja	MŽP SR	2 743 996,48
12.	NFP24140111549	Sanácia EZ na vybraných lokalitách Prešovského a Košického kraja	MŽP SR	4 441 040,89

Dňa 27. 12. 2013 bola MŽP SR vyhlásená výzva na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok OPŽP-PO4-13-3, ktorej cieľom je prieskum prioritných pravdepodobných environmentálnych záťaží v Slovenskej republike, ako aj práca s verejnosťou, osвета a propagácia aktivít týkajúcich sa sanácie environmentálnych záťaží. Cieľom výzvy je taktiež príprava všetkých relevantných podkladov pre sanáciu environmentálnych záťaží. Dátum uzavretia tejto výzvy je 28. 3. 2014.

APLIKÁCIA PRAVIDIEL POSKYTOVANIA ŠTÁTNEJ POMOCI A PRINCÍPU „ZNEČIŠŤOVATEĽ PLATÍ“ PRI SANÁCII ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ FINANCOVANÝCH ZO ŠTRUKTURÁLNYCH FONDOV A KOHÉZNEHO FONDU EÚ

Jedným z negatívnych faktorov pri implementácii OP ŽP predstavovali dlhodobo pretrvávajúce komplikácie pri zabezpečení podpory riešenia problematiky EZ, vrátane ich odstraňovania, ktoré vyplývajú z komplikovanosti a zdĺhavosti postupov v prípade poskytovania prostriedkov projektov spadajúcich pod pravidlá štátnej pomoci ako aj donedávna chýbajúci právny rámec pre aplikáciu princípu „znečisťovateľ platí“ pri realizácii projektov sanácie EZ. Vzhľadom na to je v súčasnosti sanovaných len minimum vysoko rizikových EZ a z dôvodu permanentného ohrozenia zdravia obyvateľov a kvality životného prostredia je nevyhnutné pokračovať vo vykonávaní opatrení na ich odstraňovanie.

Ak je znečisťovateľ jednoznačne identifikovaný, táto osoba musí financovať rekultiváciu v súlade so zásadou „znečisťovateľ platí“ a nemôže sa mu poskytnúť žiadna pomoc. Ak znečisťovateľ nebol zistený alebo ho nemožno prinútiť, aby znášal náklady znečistenia, pomoc môže byť poskytnutá príslušnému ministerstvu, ktoré bolo uznesením vlády určené ako zodpovedné za vykonanie plánu prác.

Poskytovanie pomoci na odstraňovanie EZ sa riadi pravidlami štátnej pomoci. Pri vypracovaní výzvy na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok (ďalej len NFP), ako aj pri poskytnutí samotného príspevku Riadiaci orgán dbá na správnu aplikáciu pravidiel štátnej pomoci, pričom vychádza z jednotlivých znakov definície štátnej pomoci:

- prevod verejných zdrojov,
- selektívnosť poskytnutej pomoci,
- ekonomické zvýhodnenie prijímateľa pomoci,
- vplyv na hospodársku súťaž a vnútorný obchod EÚ.

V prípade splnenia všetkých štyroch bodov definície ide o poskytnutie štátnej pomoci, pričom za prijímateľa pomoci je braný podnik v zmysle článku 107 Zmluvy o fungovaní EÚ, t. j. účastník hospodárskej súťaže bez ohľadu na právnu formu a spôsob financovania (prijímateľom pomoci môže tak byť aj orgán verejnej správy v prípade, ak sa niektorou zo svojich činností zúčastňuje hospodárskej súťaže).

Zároveň Riadiaci orgán posudzuje, či ide o priame poskytnutie pomoci (poskytnutie NFP prijímateľovi vo forme NFP) alebo nepriame poskytnutie pomoci (napr. formou zníženého nájmu za užívanie nehnuteľností), pričom poskytovateľom pomoci najmä v prípade nepriamej formy pomoci sa môže stať aj subjekt, ktorý sanuje EZ na

pozemku, ktorý patrí podniku, zúčastňujúcom sa na hospodárskej súťaži. Vzhľadom na nedoriešený problém poskytovania a vykazovania takto poskytovanej štátnej pomoci sa s komplexnou prípravou zodpovedajúcich schém štátnej pomoci a pomoci de minimis počíta až v programovom období 2014 – 2020.

Oprávnené náklady na rekultiváciu znečistených plôch sa v zmysle pravidiel poskytovania štátnej pomoci rovnajú nákladom na rekultivačné práce mínus zvýšená hodnota pozemku. Všetky výdavky, ktoré vzniknú podniku pri rekultivácii jeho plochy bez ohľadu na to, či tieto výdavky môže vo svojej súvahe vykazovať ako stále aktívum, sa v prípade rekultivácie znečistených plôch považujú za oprávnenú investíciu.

Na základe toho vo veľkej miere na dosiahnutie stanoveného cieľa *Zabezpečiť sanáciu environmentálnych záťaží v mestskom prostredí, ako aj v opustených priemyselných lokalitách (vrátane oblastí, ktoré prechádzajú zmenou)* pre programové obdobie 2014 – 2020 vplýva aj konkrétna právna úprava poskytovania štátnej pomoci na rekultiváciu znečistených plôch, rozsah oprávnených žiadateľov, oprávnených výdavkov a maximálna výška pomoci najmä v súlade s princípom „znečisťovateľ platí“ a skutočnosťou, že osobu, ktorá nie je znečisťovateľom, nie je možné prinútiť hradieť výdavky na sanáciu environmentálnej záťaže, ktorej pôvodca nie je známy.

PROBLÉMY SPOJENÉ S IMPLEMENTÁCIOU PROJEKTOV ZAMERANÝCH NA PRIESKUM, MONITORING A SANÁCIU ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA SLOVENSKU

Vlasta Jánová

MŽP SR, Nám. L. Štúra 1, 821 35 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: vlasta.janova@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: Operačný program Životné prostredie, environmentálne záťaž, monitorovanie environmentálnych záťaž, prieskum environmentálnych záťaž, sanácia environmentálnych záťaž, implementácia projektov

ÚVOD

Environmentálne záťaž predstavujú na Slovensku vážny problém, ktorého riešenie bolo úspešne odštartované v roku 2006, keď začal celoslovenský projekt Systematická identifikácia environmentálnych záťaž v Slovenskej republike. Vďaka tomuto projektu sa identifikovalo okolo 1 800 lokalít, kontaminovaných rôznymi chemickými látkami v dôsledku dlhodobých ľudských aktivít. Na základe výsledkov projektu sa v roku 2008 vybudoval Informačný systém environmentálnych záťaž a v roku 2010 sa do vlády predložil strategický dokument Štátny program sanácie environmentálnych záťaž v SR. Vláda SR tento dokument schválila, čím sa splnila jedna z významných podmienok čerpania európskych fondov pre oblasť environmentálnych záťaž. Chýbal už len ucelený legislatívny rámec pre problematiku a hlavne uzákonenie princípu „znečisťovateľ platí“. Postupnými krokmi bol v roku 2009 novelizovaný geologický zákon – zákon č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov a vyhláška č. 51/2008 Z. z., ktorou sa vykonáva geologický zákon. V roku 2011 sa podarilo Ministerstvu životného prostredia Slovenskej republiky presadiť aj zákon „o environmentálnych záťažach“ – zákon č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaž a o zmene a doplnení niektorých zákonov, ktorého príprava trvala takmer 8 rokov. Po týchto významných krokoch sa konečne podarilo pre environmentálne záťaž nadstaviť podmienky na čerpanie finančných prostriedkov z fondov Európskej únie, prostredníctvom Operačného programu Životné prostredie na roky 2007 – 2013 s možnosťou čerpania do konca roka 2015.

LEGISLATÍVNY RÁMEC

Riešenie problematiky environmentálnych záťaž je na Slovensku regulované dvoma právnymi normami – zákonom č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnych záťaž a o zmene a doplnení niektorých zákonov a zákonom č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov.

Zákon „o environmentálnych záťažach“ upravuje identifikáciu a klasifikáciu environmentálnych záťaž, definuje pôvodcu, upravuje spôsob určovania povinnej osoby za environmentálnu záťaž a povinnosti tejto osoby, ustanovuje postup, ak povinnú osobu nemožno určiť, definuje plán prác na odstránenie environmentálnej záťaž a spôsob jeho ukončenia a tiež ustanovuje orgány štátnej správy na úseku environmentálnych záťaž a sankcie za porušenie zákona.

Geologický zákon okrem iného upravuje niektoré definície na úseku environmentálnych záťaž, oprávnenia a odborné spôsobilosti nevyhnutné pre výkon geologických prác, (ktorými sú predovšetkým prieskum, monitoring a sanácia environmentálnych záťaž), projektovanie geologických úloh, ich vykonávanie, povinnú dokumentáciu, vyhodnocovanie prostredníctvom záverečných správ, schvaľovanie týchto správ, ich odovzdávanie do archívu a pod. Zároveň rieši spôsob vstupov na pozemky a obmedzenie vlastníckych práv, čo v mnohých prípadoch predstavuje pre zhotoviteľa geologických prác vážny problém.

OPERAČNÝ PROGRAM ŽIVOTNÉ PROSTREDIE

V Operačnom programe Životné prostredie (2007 – 2013) patria environmentálne záťaž pod Operačnú os 4. Odpady a pod Operačný cieľ 4.4. Riešenie problematiky environmentálnych záťaž, vrátane ich odstraňovania, v rámci ktorého boli zadané tieto oprávnené aktivity:

- monitorovanie a prieskum environmentálnych záťaž a spracovanie rizikových analýz,
- sanácia najrizikovejších environmentálnych záťaž,
- dobudovanie informačného systému environmentálnych záťaž.

V rámci vypísaných výziev na predkladanie žiadostí o nenávratný finančný príspevok bolo doteraz podporených viacero projektov, z ktorých najvýznamnejšie sú:

- Regionálne štúdie dopadov environmentálnych záťaží na životné prostredie pre vybrané kraje (regióny),
- Atlas sanačných metód environmentálnych záťaží,
- Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení environmentálnych záťaží v SR,
- Dobudovanie Informačného systému environmentálnych záťaží,
- Prieskum environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky,
- Monitoring environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky,
- Sanácia environmentálnej záťaže v kameňolome Srdce,
- Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Trenčianskeho kraja,
- Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Trnavského kraja,
- Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Banskobystrického kraja,
- Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Nitrianskeho kraja,
- Sanácia environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Prešovského a Košického kraja.

V procese prípravy sú tiež projekty:

- Pravdepodobné environmentálne záťaže – prieskum na vybraných lokalitách Slovenskej republiky,
- Integrácia verejnosti do riešenia environmentálnych záťaží (2014 – 2015).

NIEKTORÉ PROBLÉMY SPOJENÉ S IMPLEMENTÁCIOU PROJEKTOV

Pri implementácii projektov, zameraných na prieskum, monitoring a sanáciu environmentálnych záťaží, zhotovitelia geologických prác čelia viacerým problémom. Jedným z nich sú vstupy na cudzie nehnuteľnosti a ich užívanie. Podľa § 29 geologického zákona sú zhotoviteľ geologických prác a ním poverené osoby oprávnení na účel vykonávania geologických prác vo verejnom záujme vstupovať na cudzie nehnuteľnosti, zriaďovať na nich pracoviská, prístupovú cestu a prívod vody a energie, vykonávať nevyhnutné úpravy pôdy a odstraňovať porasty. Uvedené činnosti možno vykonávať len v nevyhnutnom rozsahu, na nevyhnutne potrebný čas a za primeranú náhradu, tak aby to bolo v plnom súlade s ústavou Slovenskej republiky, ktorá chráni vlastnícke právo. Pokiaľ ide o environmentálne záťaže, ktoré spravidla predstavujú riziko pre zdravie ľudí, žijúcich v ich blízkosti a pre okolité životné prostredie, mohlo by sa zdať, že obhájenie verejného záujmu by nemalo byť problémom. Veď ide o zdravie ľudí a v niektorých prípadoch možno aj o život. Viaceré vysokorizikové lokality sú toho dôkazom. Opak je však pravdou.

Zhotoviteľ geologických prác je vždy povinný dohodnúť s vlastníkom nehnuteľnosti rozsah, spôsob vykonávania a dobu trvania geologických prác a oznámiť vlastníčkovi nehnuteľnosti začatie vykonávania geologických prác písomne najmenej 15 dní vopred. V praxi sa však zhotovitelia geologických prác často stretávajú s týmito problémami:

- nesúhlas vlastníka nehnuteľnosti – pri rozsiahlych lokalitách sú to desiatky vlastníkov,
- nesúhlas užívateľa nehnuteľností,
- neusporiadané vlastnícke práva, keď niet toho, kto by mohol udeliť súhlas vstupu na pozemok,
- areál je opustený a vlastníkom je zahraničná spoločnosť, ktorej domovskú adresu nepoznáme,
- pasivita vlastníkov, keď nik na výzvu zhotoviteľa neodpovedá a pod.

Príčin odmietania zo strany vlastníkov, prípadne užívateľov nehnuteľností je niekoľko. V priemyselných areáloch je to najmä obava vlastníka, že v prípade podrobného zmapovania stavu kontaminácie bude musieť vykonať sanačné opatrenia na vlastné náklady. Tieto obavy sú však často neopodstatnené, pretože podľa zákona o environmentálnych záťažiach sa povinná osoba určuje v správnom konaní a z doterajšej praxe vyplýva, že mnohí súčasní vlastníci sú nepostihnuteľní a vďaka liberálnym dôvodom v zákone sa vedia vyvinúť z prípadných povinností, týkajúcich sa environmentálnych záťaží. Záleží na histórii vlastníckych vzťahov, ktorá je pri každej environmentálnej záťaži iná.

V niektorých prípadoch je vlastníkom nehnuteľnosti zahraničná spoločnosť, napr. kórejská, čínska alebo iná, areál je v súčasnosti opustený a zhotoviteľ nemá možnosť získať adresu majiteľa. V takom prípade sú vstupy na pozemky nočnou morou zodpovedného riešiteľa a riešenie geologickej úlohy je potrebné často modifikovať. Tento scenár je ale pri čerpaní európskych fondov problematický. Požiadat' o vecnú zmenu projektu (žiadosti) znamená minimálne trojmesačné zdržanie.

V neposlednom rade sú prekážkou pre vstupy na pozemky tiež elementárne chyby zo strany zhotoviteľa geologických prác, keď napr. neposkytne vlastníčkovi nehnuteľnosti dostatočne podrobný popis plánovaných geologických prác, spôsob ich vykonávania, rozsah a množstvo technických prác, ich situovanie či dĺžku trvania prác. Bez podrobných informácií nie sú vlastníci nehnuteľností ochotní spolupracovať a až po opakovaných

rokovaniach a vysvetľovaní nakoniec so vstupmi na pozemky súhlasia. Často však aj nesúhlasia, a to ani v prípadoch, že za obmedzenie vlastníckeho práva môžu dostať zaplatené. V prípade projektov financovaných z európskych fondov však tieto náklady nie sú oprávnené a zhotoviteľ ich musí znášať sám. Problém chýb zo stany zhotoviteľa geologických prác má riešenie v dôkladnej príprave podkladov pre vlastníkov nehnuteľností a v citlivom prístupe k obmedzovaniu vlastníckeho práva.

Ministerstvo životného prostredia SR (ďalej len ministerstvo) spravidla poskytuje zhotoviteľom geologických prác podporné sprievodné listy, ktorými sa môžu preukázať pri vybavovaní vstupov na cudzie nehnuteľnosti. V nich žiadame vlastníkov o súčinnosť a spoluprácu pri výkone geologických prác, pričom sa opierame o inštitút verejného záujmu.

Podľa § 29 ods. 4 geologického zákona, ak vlastník nehnuteľnosti nesúhlasí s rozsahom, spôsobom a s dobou trvania výkonu oprávnenia a nedôjde o tom k dohode, rozhodne na návrh zhotoviteľa geologických prác ministerstvo životného prostredia .

Je pochopiteľné, že ministerstvo uprednostňuje dohodu medzi zhotoviteľom a vlastníkom nehnuteľnosti a k vydaniu rozhodnutia žiada od zhotoviteľa geologických prác podrobnú dokumentáciu k vykonaným úkonom v zmysle zákona. Až v prípade, že boli vyčerpané všetky legálne nástroje na dosiahnutie dohody, začne ministerstvo konanie o vstupe na cudzie nehnuteľnosti. Pri väčšom počte účastníkov konania, t. j. ak ide o viac ako 50 osôb, ministerstvo oznámi začatie konania účastníkom konania verejnou vyhláškou v mieste obvyklom. Ministerstvo oznámi začatie správneho konania verejnou vyhláškou aj vtedy, ak mu účastníci konania alebo ich pobyt nie sú známi. Konanie končí rozhodnutím ministerstva o vstupe na cudzie nehnuteľnosti.

Podobne je to aj v prípade užívania cudzích nehnuteľností. Podľa § 29 geologického zákona užívať cudzie nehnuteľnosti na vykonávanie geologických prác, pri ktorých vznikajú geologické diela alebo geologické objekty, môže zhotoviteľ geologických prác podľa dohody s vlastníkom nehnuteľnosti. Ak nedôjde k dohode, rozhodne o tom na návrh zhotoviteľa geologických prác ministerstvo. Zhotoviteľ geologických prác je vždy povinný dbať na to, aby sa čo najmenej zasahovalo do práv a právom chránených záujmov vlastníka nehnuteľnosti a aby nevznikli škody, ktorým možno zabrániť. Za užívanie nehnuteľností patrí vlastníkovi od zhotoviteľa geologických prác primeraná náhrada. Ak nedôjde k dohode o primeranej náhrade, rozhodne o nej súd.

Bez súhlasu vlastníka nehnuteľnosti a bez rozhodnutia ministerstva o vstupe na cudzie nehnuteľnosti alebo o užívaní cudzích nehnuteľností môže zhotoviteľ geologických prác obmedziť vlastnícke právo len pri naliehavom verejnom záujme, a to pri prevencii alebo pri likvidácii bezprostredne hroziacej živeľnej pohromy a pri prevencii a odstraňovaní havárií, a to iba na nevyhnutne potrebný čas.

Práva a povinnosti vlastníka nehnuteľnosti má podľa geologického zákona aj

- a) poľnohospodárske družstvo,
- b) správca majetku štátu, ak je nehnuteľnosť vo vlastníctve štátu,
- c) správca majetku obce, ak je nehnuteľnosť vo vlastníctve obce,
- d) nájomca, ak to vyplýva z nájomnej zmluvy,
- e) Slovenský pozemkový fond, ak je pozemok v jeho správe,
- f) pozemkové spoločenstvo s právnou subjektivitou, ak ide o pozemky združené vlastníkmi,
- g) obhospodarovateľ,
- h) iný správca.

Podľa § 30 geologického zákona je vlastník nehnuteľnosti povinný na svojej nehnuteľnosti strieť vyznačenie a uchovávanie geologických diel a geologických objektov, ktoré určí ministerstvo, a zdržať sa všetkého, čo by mohlo tieto geologické diela a geologické objekty poškodiť, zničiť alebo urobiť nepoužiteľnými.

Toto ustanovenie sa týka predovšetkým monitorovacích vrtov, ktoré je potrebné ponechať na sledovanie vývoja kontaminácie, prípadne na sledovanie účinnosti sanačných zásahov. Aj v tomto prípade sa často stretávame s nesúhlasom vlastníkov nehnuteľností, ktorým geologické diela a geologické objekty prekážajú pri bežnom užívaní nehnuteľností a opakovane žiadajú po ukončení prieskumných alebo sanačných prác o ich likvidáciu. Dôležité je už pri navrhovaní týchto objektov situovať ich na miesta, kde budú čo najmenej vlastníkovi prekážať, no zároveň aby plnili účel, na ktorý sú budované. V praxi sa stretávame aj s prípadmi úmyselného poškodzovania alebo zničenia týchto objektov, no nebýva to zo strany vlastníkov nehnuteľností, ale skôr zo strany „zberačov“ kovov. V prípade určenia poškodzovateľa hrozí tomuto pokuta vo výške 331 €

Po ukončení geologických prác je ich objednávateľ povinný zaistiť zlikvidovanie geologických diel a geologických objektov, ak splnili svoj účel, boli vyhodnotené a objednávateľ nemá záujem využiť ich inak. Geologické diela a geologické objekty možno využiť na iné účely len podľa osobitných predpisov a podľa dohody s vlastníkom nehnuteľnosti. Ak sa preukázalo, že geologické dielo alebo geologický objekt nemožno využiť na predpokladané iné účely, objednávateľ je povinný bezodkladne zaistiť zlikvidovanie takéhoto geologického diela alebo geologického objektu; vykonaním likvidácie písomne poverí zhotoviteľa geologických prác.

Pri likvidácii geologických diel a geologických objektov sa okrem iného musí predovšetkým zaistiť bezpečnosť povrchu, zamedziť trvalému narušeniu pôvodných hydrogeologických pomerov, prepojeniu hydrogeologických kolektorov, narušeniu plynových pomerov, voľnému vytekaniu podzemnej vody, uvoľňovaniu a transportu nebezpečných alebo nežiaducich látok z geologickej štruktúry, výronu plynu z geologického diela, prenikaniu povrchovej vody do podzemnej vody a podzemných priestorov. Tieto ustanovenia sú pri prieskume a sanácii environmentálnych záťaží obzvlášť dôležité. Zabezpečenie, údržba a likvidácia geologických diel a geologických objektov musí byť súčasťou projektu geologickej úlohy a za ich vykonanie zodpovedá objednávateľ. Problémom je, že pri projektovaní geologických prác sa na tieto ustanovenia geologického zákona často zabúda a tiež je problém v tom, že objednávateľ nepozná geologický zákon. Úlohu informovať ho o povinnostiach, vyplývajúcich z geologického zákona, by mal na seba prevziať zodpovedný riešiteľ geologickej úlohy. Údaje o zabezpečení, údržbe a likvidácii geologických diel a geologických objektov musia byť tiež súčasťou záverečnej správy z prieskumu, monitoringu alebo sanácie environmentálnej záťaže.

Podľa § 32 geologického zákona je zhotoviteľ geologických prác po skončení geologických prác povinný v lehote dohodnutej s vlastníkom nehnuteľnosti uviesť použitú nehnuteľnosť do predošlého stavu, prípadne pozemky rekultivovať, pokiaľ sa nedohodnú inak. Ak nie je možné alebo hospodársky účelné nahradiť spôsobenú škodu uvedením do predošlého stavu, vlastníkom nehnuteľnosti má právo na náhradu škody v peniazoch. Ak nedôjde k dohode alebo dôjde k sporu o náhrade škody, rozhodne o náhrade škody súd.

Ak vlastníkom nehnuteľnosti je geologickými prácami alebo existenciou geologického diela alebo geologického objektu v obvyklom užívaní nehnuteľnosti podstatne obmedzený, má právo na primeranú jednorazovú náhradu. Právo na jednorazovú náhradu treba uplatniť do jedného roku odo dňa doručenia oznámenia o skončení geologických prác u zhotoviteľa geologických prác alebo na ministerstve do jedného roku odo dňa doručenia rozhodnutia ministerstva o vyznačení a uchovávaní významných geologických diel a geologických objektov, inak právo zaniká. Spory o jednorazovú náhradu rozhoduje súd.

Problémom je, že pri čerpaní európskych fondov náhrada škody ani jednorazová náhrada vlastníčkovi nie sú oprávnenými výdavkami. Zhotoviteľ geologických prác musí s týmito výdavkami počítať a ani rezerva, ktorá slúži na pokrytie nepredvídateľných výdavkov projektu nemôže byť na tento účel použitá. V prípade, že o vyznačení a uchovávaní významných geologických diel a geologických objektov rozhodne ministerstvo, vlastníkom môže požadovať jednorazovú náhradu od tejto inštitúcie. Problémom je, že ministerstvo vo svojej rozpočtovej kapitole tieto prostriedky nemá.

ZÁVER

Cieľom môjho príspevku bolo upozorniť na niektoré problémy, s ktorými sa stretávajú zhotovitelia geologických úloh, zodpovední riešitelia a štátna geologická správa pri implementácii projektov prieskumu, monitoringu alebo sanácie environmentálnych záťaží. Predchádzať im možno len dôkladnou prípravou pri projektovaní geologických úloh, dôkladným preštudovaním archívnych údajov, podrobnou prípravou podkladov, potrebných pri vybavovaní stretov záujmov, vstupov na pozemky a pri obmedzení vlastníckych práv, pri likvidácii objektov a vybavovaní ich uchovávaní na účely monitoringu. Podcenenie týchto úloh vedie spravidla k predĺženiu termínov riešenia geologických úloh, k vzniku neoprávnených výdavkov, ktoré musí hradiť zhotoviteľ geologických prác, príp. žiadateľ o nenávratný finančný príspevok a v niektorých prípadoch až k zastaveniu financovania projektu či dokonca k vráteniu „nenávratného“ finančného príspevku.

NOVÝ METODICKÝ POKYN NA VYPRACOVANIE ANALÝZY RIZIKA ZNEČISTENÉHO ÚZEMIA

Želmíra Greifová

MŽP SR, Nám. E. Štúra 1,821 35 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: zelmira.greifova@enviro.gov.sk

Kľúčové slová: environmentálne záťaž, hodnotenie zdravotných rizík, hodnotenie environmentálnych rizík, analýza rizika znečisteného územia,

Podľa § 18 ods. 2 zákona č. 569/2007 Z. z. záverečnú správu s analýzou rizika znečisteného územia schvaľuje Ministerstvo životného prostredia SR bez ohľadu na zdroj financovania.

Pre zabezpečenie jednotného charakteru spracovania analýzy rizika znečisteného územia požadovanej geologickým zákonom, vypracovala sekcia geológie a prírodných zdrojov v spolupráci so zástupcami odborných organizácií ministerstva – Slovenská agentúra životného prostredia, Výskumný ústav vodného hospodárstva a zástupcami odbornej verejnosti dokument Metodický pokyn č. 1/2012-7 z 27. januára 2012 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.

Dňa 15. februára 2012 bola zriadená komisia pre posudzovanie a schvaľovanie záverečných správ s analýzou rizika znečisteného územia ako poradný orgán generálneho riaditeľa sekcie geológie a prírodných zdrojov (ďalej len generálny riaditeľ). Hlavnou úlohou komisie je zabezpečenie povinností, vyplývajúcich z ustanovení geologického zákona a ostatných súvisiacich všeobecne záväzných právnych predpisov vo veci posudzovania a schvaľovania výsledkov geologických prác.

Do komisie bolo za obdobie február 2012 až marec 2014 predložených celkovo 28 záverečných správ.

Pri posudzovaní a schvaľovaní týchto záverečných správ komisia zistila, že spracovatelia záverečných správ sa pri vypracovávaní záverečných správ podľa metodického pokynu č. 1/2012-7 dopúšťajú opakovaných chýb, ktoré vyplývajú z nesprávne, resp. nie jednoznačne definovaných pojmov, postupov hodnotenia zdravotných a environmentálnych rizík, z nesprávne uvedených a chýbajúcich indikačných a intervenčných kritérií pre jednotlivé znečisťujúce látky (vrátane rádioaktívnych látok) a chýbajúcich postupov hodnotenia rizík, vyplývajúcich z úložísk ťažobného odpadu a určovania referenčných miest, vrátane stanovenia kritérií kvality podzemnej vody v daných miestach.

Z tohto dôvodu a najmä z dôvodu veľkého množstva zásadných zmien v pôvodnom metodickom pokyne, pristúpila komisia k vypracovaniu nového návrhu metodického pokynu na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.

Metodický pokyn sa delí na 16 článkov a obsahuje 14 odborných príloh. Články metodického pokynu definujú náplň jednotlivých kapitol analýzy rizika znečisteného územia a odborné prílohy, názorne, prostredníctvom príkladov, podávajú návod ako vypracovať jednotlivé kapitoly analýzy rizika znečisteného územia, tak ako vyžaduje vyhláška č. 51/2008 Z. z., ktorou sa vykonáva geologický zákon.

Metodický pokyn je určený riešiteľom, ktorí budú analýzu rizika znečisteného územia vypracovávať a všetkým subjektom, ktoré budú analýzu rizika znečisteného územia využívať, ako napr.:

- orgány štátnej správy a organizácie v ich pôsobnosti,
- pôvodcovia a povinné osoby určené podľa § 4 zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov, zodpovední za odstraňovanie environmentálnej záťaže alebo za odstraňovanie znečisteného územia spôsobeného súčasťou prevádzkou podniku.

Návrh nového metodického pokynu je pripravený na predloženie do schvaľovacieho procesu v rámci Ministerstva životného prostredia SR. Po jeho schválení bude zverejnený vo Vestníku MŽP SR v mesiaci máj 2014, ktorý je v elektronickej forme voľne prístupný na webovej stránke ministerstva.

INTEGRÁCIA OBSAHOVO PRÍBUZNÝCH REGISTROV S INFORMAČNÝM SYSTÉMOM ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ (OPŽP)

Erich Pacola

Slovenská agentúra životného prostredia, Rezortné stredisko environmentálnych dát a informačných služieb
– DATACENTRUM, oddelenie informačných systémov a prevádzky, Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica
e-mail: erich.pacola@sazp.sk

Kľúčové slová: environmentálna záťaž, znečistené územia, integrácia informačných systémov, webové služby, sieťové služby

ÚVOD

Informačný systém environmentálnych záťaží (IS EZ) predstavuje základnú a oficiálnu údajovú platformu o environmentálnych záťažoch (EZ) na Slovensku a je súčasťou informačného systému verejnej správy (§ 20a ods. 1) v zmysle zákona č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov.

Základné obsahové časti IS EZ stanovuje vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva, životného prostredia a regionálneho rozvoja Slovenskej republiky č. 340/2010 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 51/2008 Z. z., ktorou sa vykonáva geologický zákon.

Sú to:

- a) Štátny program sanácie environmentálnych záťaží,
- b) Register dokumentov environmentálnych záťaží,
- c) Register environmentálnych záťaží pozostávajúci z:
 1. časti A obsahujúcej evidenciu pravdepodobných environmentálnych záťaží,
 2. časti B obsahujúcej evidenciu environmentálnych záťaží,
 3. časti C obsahujúcej evidenciu sanovaných a rekultivovaných lokalít.

Po roku 2010 boli realizované značné práce na niektorých nových aplikačných rozhraniach IS EZ. Tieto sú dnes v reálnej prevádzke a tvoria integrálnu súčasť systému:

1. Enviroportál, ktorý v zmysle koncepcie rozvoja IS v rezorte MŽP SR na roky 2014 – 2019 je definovaný ako portál druhej úrovne tzv. ústredného portálu verejnej správy (ÚPVS). Zriaďuje sa ako centrálny prístupový bod k environmentálnym informáciám a k elektronickým službám rezortu ŽP.

Url adresa: <http://enviroportal.sk/environmentalne-temy/vybrane-environmentalne-problemy/environmentalne-zataze/informacny-system-ez>

2. Register environmentálnych záťaží predstavuje nosnú obsahovú časť IS EZ. Jeho súčasťou je aj Register dokumentov EZ. Register eviduje celý životný cyklus EZ a informácie, ktoré sú výsledkom procesov definovaných zákonom č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže. Register umožňuje vyhľadať a poskytnúť popisné informácie o EZ v podobe zoznamov, zostáv a registračných listov (<http://envirozataze.enviroportal.sk/>) alebo tieto informácie prezentuje v podobe máp a umiestnenia priestorových prvkov registrov na týchto mapách (<http://envirozataze.enviroportal.sk/Mapa/>).

3. Atlas sanačných metód EZ bol spracovaný Štátnym geologickým ústavom Dionýza Štúra (ŠGÚDŠ) v roku 2011. Predstavuje súbor sanačných metód na odstraňovanie environmentálnych záťaží spracovaný formou atlasu v tlačenej a elektronickej podobe.

Url adresa: <http://envirozataze.enviroportal.sk/Atlas-sanacnych-metod>

4. Register priznaných odborných spôsobilostí na vykonávanie geologických prác a Registre geologických oprávnení vydaných fyzickej osobe – podnikateľovi a právnickej osobe sú zriaďované na základe zákona č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov a sú v správe ministerstva životného prostredia (MŽP).

Url adresy:

<http://envirozataze.enviroportal.sk/RegisterPovoleni/RegisterOdbSposob.aspx>

<http://envirozataze.enviroportal.sk/RegisterPovoleni/GeolFyzOs.aspx>

<http://envirozataze.enviroportal.sk/RegisterPovoleni/GeolPravOs.aspx>

5. Integrované aplikačné rozhranie, ktoré sprístupňuje na strane IS EZ informácie držané v iných zdrojových evidenciách obsahovo relevantných databáz a registrov rezortu ŽP, resp. Informačného systému verejnej správy. Ide o rozhranie, ktoré umožňuje zdieľať informácie iných administratívnych zdrojov s IS EZ. Vzájomná komunikácia aplikačných rozhraní pre správu týchto zdrojových evidencií prebieha v reálnom čase a je nezávislá od aktívnej účasti užívateľov.

PREPÁJANIE ZDROJOVÝCH EVIDENCIÍ REZORTU ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

Pracovníci štátnej a verejnej správy sa často stretávajú s problémom duplicitnej evidencie údajov v rôznych databázach a registroch, predstavujúcich zdrojové evidencie Informačného systému verejnej správy. Zodpovedné osoby, poverené správou týchto databáz a registrov, sú nútené často evidovať tie isté údaje v rôznych zdrojových evidenciách. Na druhej strane vo svojej rozhodovacej činnosti potrebujú údaje z rôznych informačných zdrojov, ku ktorým sa dostanú zložitým spôsobom, pretože sú držané v relatívne uzavretých systémoch. Očakáva sa, že údaje sú registrované len raz a to v zdrojovej evidencii legislatívne určenej na ich vedenie. Na druhej strane, ak informácie tejto zdrojovej evidencie sú relevantné vo vzťahu k informáciám držaných v inom registri, s ktorým práve pracujeme, mali by sme sa k týmto údajom ľahko dopracovať na základe vzájomnej komunikácie prepojených systémov.

Riešiť tieto problémy znamená zavádzať princípy (techniky a postupy) integrácie IS. Vo všeobecnosti pod týmto pojmom zadávateľa chápu spojenie častí do jedného celku, resp. prepojenie viacerých aplikácií, ktoré je nezávislé od užívateľa. Integrovat' systémy z pohľadu informačných technológií znamená prepájať „rôzne“ svety, t. j. aplikácie realizované na rôznych technológiách. S každou novou požiadavkou na zdieľanie údajov zo zdrojovej evidencie by sa nemalo už nič nové navrhovať, implementovať, testovať. Žiadateľovi sa ponúknu už raz vytvorené služby, resp. aplikačné rozhranie realizované na základe štandardizácie.

ŠTÚDIA USKUTOČNITEĽNOSTI

Projekt integrácie IS EZ s registrami, resp. databázami rezortu ŽP a iných rezortov, bol spustený v roku 2010 spracovaním štúdie uskutočniteľnosti. Vzhľadom na rozsah prostredia zdrojových evidencií a ich aplikačných rozhraní v rezorte MŽP SR (viac ako 80 aplikácií v rámci 16 organizácií), bolo pre účely tejto štúdie vybraných 19 registrov, resp. databáz, ktoré najlepšie spĺňali predpoklady pre realizáciu ich prepojenia s IS EZ. Podkladom pre prvotný výber databáz do štúdie bola najmä ich obsahová relevantnosť vo vzťahu k problematike posudzovania existujúcej prípadne možnej kontaminácie územia. Vybrané systémy boli v štúdiu uskutočniteľnosti analyzované po odbornej, technickej stránke, finančnej a časovej náročnosti prepojenia. Rozhodujúcim nástrojom pre výber registra na prepojenie s IS EZ bola vykonaná SWOT analýza. Výstupom SWOT analýzy bolo vytvorené poradie registrov, resp. databáz podľa preferencií prepájania.

Cieľom SWOT analýzy bolo hodnotenie súčasného stavu registrov a ich aplikačných rozhraní a náročnosť prác prepájania. Jednotlivé informačné systémy boli analyzované a popísané z hľadiska vybraných faktorov interného a externého prostredia. Interné prostredie charakterizovalo kvalitu súčasného stavu registrov a ich aplikačných rozhraní (relevantnosť, aktuálnosť údajov, legislatívny rámec, technické riešenie). Externé prostredie identifikovalo faktory relevantné z pohľadu náročnosti vykonania prác na prepojení uvažovaného registra, resp. databázy s informačným systémom environmentálnych záťaží (personálne nároky, časová a finančná náročnosť prepájania).

Hlavné interné faktory vykonanej SWOT analýzy:

1. Legislatívna podpora pre fungovanie prepájaného informačného systému,
2. **Relevantnosť existujúcej legislatívnej podpory z pohľadu IS EZ,**
3. **Relevantnosť údajov z hľadiska environmentálnych záťaží,**
4. **Aktuálnosť údajov v rámci prepájaného informačného systému,**
5. Aplikačná architektúra - atribútové informácie,
6. Existujúce web rozhranie, ktoré umožňuje dopytovať zdroje pomocou, tzv. referencovateľných identifikátorov,
7. Aplikačná architektúra – atribútové informácie – databázový systém,
8. Existujúca webová mapová aplikácia,
9. Úroveň spracovania priestorovej informácie,
10. INSPIRE (začlenenie datasetov do prílohy I, II a III smernice),
11. WMS, WFS,
12. Externé siete vkladania – efektívnosť importovania údajov do systému,
13. Dostupnosť informácii pre verejnosť,

14. Spôsob zaistenia realizačných kapacít v súčasnosti (pre zmeny aplikačného rozhrania a jeho prevádzku).

Hlavné externé faktory vykonanej SWOT analýzy:

1. Integrovaná platforma (existencia webových služieb),
2. Technologické znalosti na realizovanie zmeny (v oblasti technických zmien na existujúcom rozhraní/ v oblasti odborných a procesných úkonov),
3. Finančná náročnosť navrhovaného spôsobu prepájania,
4. Časová náročnosť prác na:
 - harmonizácii kľúčových číselníkov,
 - doplnení identifikátorov referenčných entít z IS EZ,
 - analýze a implementácii webových, resp. sieťových služieb,
 - analýze a implementácii zmien v klientskej aplikácii.

Poznámka: Faktory s najvyššou váhou hodnotenia sú vyznačené tučným (bold) písmom

PREPÁJANÉ REGISTRE A DATABÁZY

Na základe výsledkov štúdie uskutočniteľnosti sa spustil proces, ktorého výstupom bolo zmluvné dojednanie technických prác na prepojení IS EZ s inými zdrojovými evidenciami v správe odborných organizácii rezortu Ministerstva životného prostredia SR a Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR. Katastrálna mapa bola spracovaná a prístupná len pre účely jej implementácie v IS EZ a to v súlade so zmluvou č. 97-31-13524/2006 o poskytnutí hromadných údajov z katastra nehnuteľností uzavretou medzi MŽP SR a Geodetickým a kartografickým ústavom Bratislava. Ortofotomapy a detailné panoramatické snímky sú prezentované v IS EZ v súlade s licenčnou politikou spoločnosti Google. Všetky prepájané systémy môžeme zatriediť do týchto skupín:

Monitorovacie systémy

- Integrovaný monitoring bodových zdrojov znečistenia (Výskumný ústav vodného hospodárstva),
- Čiastkový monitorovací systém – Antropogénne sedimenty charakteru environmentálnych záťaží (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra),
- Čiastkový monitorovací systém – Pôda (Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy),
- Technicko-bezpečnostný dohľad nad vodnými stavbami SR (Vodohospodárska výstavba, š. p.)

Chránené územia SR (Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky)

- Štátny zoznam osobitne chránených častí prírody a krajiny – časť Chránené stromy
- Štátny zoznam osobitne chránených častí prírody a krajiny – časť Chránené stromy
- Databáza chránených území členských krajín EÚ – Natura 2000
- Register Ramsarských mokradí, UNESCO lokalít a Biosferických rezervácií

Katastrálna mapa, ortofotomapa SR a panoramatické scény ako pohľady z ulíc a ciest SR

- Digitálna ortofotomapa SR a detailné panoramatické snímky ulíc a ciest SR (Google Slovakia, s. r. o.)
- Digitálna vektorová katastrálna mapa (Geodetický a kartografický ústav Bratislava)

Iné obsahovo dôležité registre s legislatívnou podporou

- Digitálny archív Geofondu (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra)
- Informačný systém nakladania s ťažobným odpadom (Slovenská agentúra životného prostredia)
- Informačný systém prevencie závažných priemyselných havárií (Slovenská agentúra životného prostredia)
- Register skládok odpadov (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra)

HLAVNÉ CIELE INTEGRÁCIE

- Zabrániť duplicitnej evidencii údajov. Každý register zodpovedá len za údaje, ktorých správou je poverený z pohľadu ich legislatívneho vymedzenia.
- Zdieľať a prezentovať relevantné údaje iných zdrojových evidencií na jednom mieste. Sprístupniť údaje, ktoré majú priamy vzťah k problematike environmentálnych záťaží v maximálnej miere a priamo z aplikačného rozhrania IS EZ.
- Skvalitniť údajovú základňu prepájaných systémov. V procese integrácie sa odstraňovala nekonzistentnosť a chyby v údajoch. Harmonizovali sa jednoznačne vymedzené číselníky. Napríklad číselníky administratívno- správneho členenia sa zosúladiť s vyhláškou Štatistického úradu Slovenskej republiky č. 597/2002 z 12. septembra 2002, ktorou sa vydáva štatistický číselník krajov, štatistický číselník okresov

a štatistický číselník obcí, resp. s oficiálnym registrom priestorových jednotiek (REGPJ), ktorý je v správe odboru súbornej metodiky Štatistického úradu Slovenskej republiky.

- Implementovať procesy vyplývajúce zo zákon č. 3/2010 Z. z. o národnej infraštruktúre pre priestorové informácie. Správcovia prepájaných registrov a databáz vystupujú v zmysle tohto zákona ako Povinné osoby. Tieto sa musia aktívne zúčastňovať procesov vytvárania a prevádzkovania národnej priestorovej infraštruktúry. Povinné osoby sú povinné viesť metaúdaje a poskytovať prístup k súborom a službám priestorových údajov, ktoré boli identifikované ako súčasť niektorej z tém priestorových údajov prílohy 1 až 3 tohto zákona. Správcovia zriadili a začali prevádzkovať sieťové služby (vyhľadávacie a zobrazovacie), ktoré sprístupňujú priestorové datasety v súlade s INSPIRE technickou špecifikáciou.

SPÔSOB DOSIAHNUTIA HLAVNÝCH CIEĽOV

Z pohľadu princípov integrácie sa v projekte zaviedla integrácia na báze zdieľania webových, resp. sieťových služieb. Táto minimalizuje vzájomnú závislosť existujúcich aplikácií a ponúka opätovné použitie už raz vybudovaných služieb.

Všetky vytvorené služby sú interoperabilné. Pri tvorbe služieb sa zavádzali otvorené technické štandardy. Webové služby, ktoré sprístupňujú atribútové údaje databáz, sú v súlade so štandardmi predpísanými v dokumente WS-I Basic Profile verzie 1.1. (WSDL 1.1, SOAP 1.1, XML 1.0, XML Schema 1.0). Sieťové služby, ktoré sprístupňujú priestorové datasety, sú v súlade so špecifikáciou ukladacej (WFS) a zobrazovacej (WMS) sieťovej služby konzorcia OGC – Open Geospatial Consortium).

Pre zavedenie princípu zistiteľnosti služieb sa využil už existujúci architektonický komponent – Metainformačný katalóg. Metaúdaje o službách sa registrovali cez online metaúdajový editor tohto katalógu. Vyhľadávanie metaúdajových záznamov je možné aj prostredníctvom vyhľadávacej služby podľa špecifikácie OGC CSW, ktorý je sprístupnený ako služba EnviroGeoPortálu (<http://geo.enviroportal.sk/catalog-client/>). Metainformačný systém je budovaný v zmysle smernice INSPIRE, teda ako metaúdajový profil INSPIRE na báze ISO 19115, 19139.

Zo zdrojových evidencií boli odvodené číselníky. Tieto číselníky sú prístupné iným systémom v podobe zdieľanej služby.

Celý projekt integrácie a ďalšieho životného cyklu vytvorených služieb podlieha prísnyim pravidlám, ktoré sú špecifikované v analytickej dokumentácii (funkčné a nefunkčné požiadavky, rozhranie a dátová špecifikácia, výsledky akceptačných testov, model nasadenia služieb v architektúre poskytovateľa, prevádzkový manuál).

NAŠE SKÚSENOSTI S INTEGRÁCIOU

Integrácia systémov patrila k najťažším typom doteraz nami realizovaných projektov. Rôznorodosť systémov začlenených v tomto projekte vyžadovala zapojenie odborníkov naprieč širokým spektrom riešených domén a použitých technológií. Najnáročnejšou časťou však nebola samotná technická realizácia prác. Integrácia vyžadovala predovšetkým zložitú organizačné zabezpečenie výkonu prác. Do projektu museli byť zapojení doménoví experti (odborní pracovníci) z každej organizácie, správcovia existujúcich systémov, vývojári v podobe vlastných, ale predovšetkým externých kapacít. Ukázalo sa, že procesy, ktoré integrácia riešila sa netýkali len jedného oddelenia, resp. odboru zapojenej organizácie (napr. odboru IT). Naopak riešené procesy prechádzali naprieč celou organizačnou štruktúrou každej organizácie, čo v konečnom dôsledku pre nás znamenalo vyriešiť často nepredvídateľné udalosti.

POUŽITÁ LITERATÚRA

proIS, s. r. o., 2010: Dobudovanie Informačného systému environmentálnych záťaží. Štúdia uskutočniteľnosti prepojenia Informačného systému environmentálnych záťaží (IS EZ) s inými informačnými systémami (IS), Máj 2010, 135 s.

Slovenská agentúra životného prostredia, (2010) Problematika environmentálnych záťaží na Slovensku. Publikácia je súčasťou projektu Regionálne štúdie hodnotenia dopadov environmentálnych záťaží na životné prostredie pre vybrané kraje (regióny), Projekt bol spolufinancovaný z Kohézneho fondu Európskej únie, 59 s.

Szigeti G., 2009: Integrácia informačných systémov – pohroma alebo prínos? Infoware 10/2009, s. 35 – 36.

ŠKOLSKÝ PROGRAM ENVIRÓZA

Jana Šimonovičová, Jaromír Helma

Slovenská agentúra životného prostredia, Odbor starostlivosti o životné prostredie, environmentálnej výchovy a vzdelávania, Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica
e-mail: jana.simonovicova@sazp.sk, jaromir.helma@sazp.sk

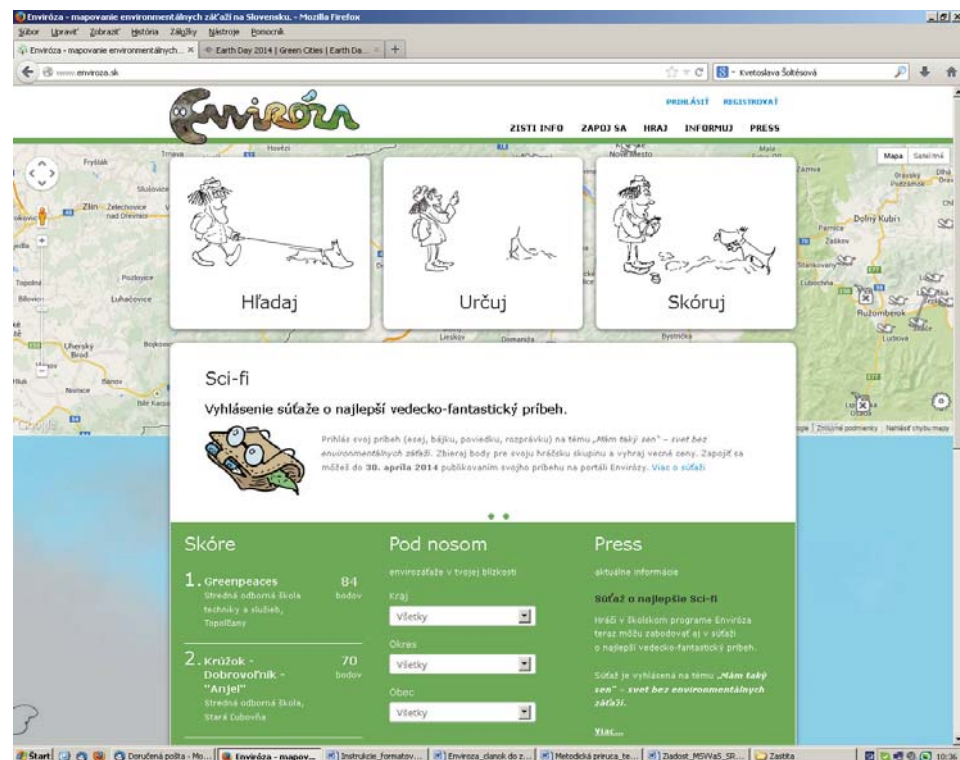
Kľúčové slová: škola, školský program, outdoorová hra, edukácia, environmentálne záťaž

Školský program Enviróza (www.enviroza.sk, www.enviroportal.sk) je jednou z aktivít projektu Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení environmentálnych záťaž v SR, ktorý realizuje Slovenská agentúra životného prostredia v rámci Operačného programu Životné prostredie (prioritná os 4 Odpadové hospodárstvo). Program bol spustený na začiatku školského roka 2013/2014 pod záštitou Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky. Do programu je aktuálne (stav k 20. 2. 2014) zapojených viac ako 50 škôl z celého Slovenska.

Program prebieha **vo formáte outdoorovej hry** prostredníctvom webového portálu **www.enviroza.sk** (Obr. 1). Je určený pre žiakov, študentov a pedagógov II. stupňa základných a stredných škôl. Súčasťou programu sú aj tri sprievodné súťaže. **Edukačným cieľom** programu je šíriť informácie o environmentálnych záťažach a zvyšovať povedomie mladých ľudí o tejto problematike. V prenesenom slova zmysle ide o pozitívnu nákazlivú chorobu, o akúsi environmentálnu epidémiu či dokonca vírusové šírenie informácií o tejto problematike.

Žiaci a študenti nadobúdajú informácie o existujúcich environmentálnych záťažach a stave svojho životného prostredia na základe vlastných pozorovaní v prírode. Rozvíjajú svoje orientačné schopnosti pri práci s mapou a navigáciou. Učia sa pracovať s informáciami a využívať informačno-komunikačné technológie, pracovať v tíme, a zároveň kriticky myslieť a vyjadrovať svoj názor.

Učiteľovi program poskytuje nástroj pre zážitkové vyučovanie environmentálnej výchovy a sprostredkovanie informácií o environmentálnych záťažach na hodinách viacerých predmetov. Hlavnú učebnú pomôcku predstavuje samotný webový portál programu. Učiteľ má k dispozícii aj publikáciu Pracovné listy pre školy (obsahuje 50 aktivít pre žiakov a študentov rozdelených do piatich tém: environmentálne záťaž, druhy environmentálnych záťaž, voda, pôda a horninové prostredie, ľudské zdravie).



Obr. 1 Úvodná stránka webového portálu školského programu

AKO SA ENVIRÓZA HRÁ?

Program (hra) má tri základné a štvrtý doplnkový krok:

1. **Hľadať** – výber environmentálnej záťaže (EZ) zo zoznamu a jej lokalizácia s pomocou mapy, GPS alebo smartfónu;
2. **Určiť** – zaznamenanie údajov o environmentálnej záťaži do identifikačného (ID) formulára priamo v teréne;
3. **Skóruj** – publikovanie údajov o environmentálnej záťaži on-line a zbieranie bodov.
4. **Informuj** – informovanie o EZ prostredníctvom sprievodných súťaží Fotozáťaž, Infoška, Sci-fi.

AKÉ MÁ PRAVIDLÁ?

1. Hráči z jednej školy tvoria hráčsku skupinu, ktorú registruje a vedie učiteľ. Hráčska skupina nemá stanovený limit pre počet hráčov. Skupinu môžu tvoriť žiaci alebo študenti rôzneho veku. Každá škola môže mať v hre iba jednu hráčsku skupinu.
2. Hráčska skupina môže hľadať a určovať ktorúkoľvek environmentálnu záťaž v zozname. Body získa aj v prípade, že záťaž už bola určená inými skupinami hráčov.
3. Hráčska skupina môže hľadať aj nové environmentálne záťaže, ktoré sa v zozname nenachádzajú a ktoré spĺňajú stanovené kritériá.
4. Publikovanie informácií jednotlivými členmi hráčskej skupiny do verejnej časti portálu podlieha autorizácii (odsúhlaseniu) učiteľom.
5. Porušenie autorského zákona alebo etického kódexu hráčskou skupinou bude viesť k vylúčeniu skupiny z hry.

ZOZNAM ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ

The screenshot shows the 'Zoznam environmentálnych záťaží' (List of environmental loads) on the Enviroza website. The page includes a navigation menu with 'ZISTI INFO', 'ZAPÍŠ SA', 'HRAJ', 'INFORMUJ', and 'PRESS'. Below the menu, there are filters for 'Kraj' (Region), 'Okres' (District), and 'Obec' (Municipality), all set to 'všetky' (all). There are also checkboxes for 'Druhy' (Types) and 'Typy' (Categories). The main content is a table with columns for 'Lokalizácia (kraj, okres, obec)', 'Název', 'Druh', 'Typ', and 'Body'. The table lists 12 items, including 'Meďený hámer', 'ekšádka Prilianska terasa', 'Jam Podlavice STKO', 'Hubník TKO', 'Kupovra Poliana STKO', 'hnojisko pri Ponickéj jaskyni', 'ekšádka TKO Podjablň', 'Rotačná úpravná', and 'odkalko sedem den'.

Obr. 2 Zoznam environmentálnych záťaží zaradených do programu. Možnosť filtrácie záťaží podľa lokalizácie, druhu a bodovej hodnoty

Z Informačného systému environmentálnych záťaží (IS EZ) bolo pre účely programu (hry) do zoznamu zaradených **501 záťaží** rozmiestnených po celom území Slovenska. Výber zohľadňoval predovšetkým bezpečnostné kritériá, niektoré skupiny a druhy činnosti boli úplne vylúčené. Celkove obsahuje 192 záťaží zaradených v Registri A (pravdepodobné), 22 v Registri B (potvrdené), 214 v Registri C (sanované, rekultivované), 50 súčasne v Registri A aj C, 23 súčasne v Registri B aj C.

Schematicky sú záťaže v zozname rozdelené do nasledujúcich **druhov a typov** a označené ikonami:

Druhy

1. Skládka odpadu
2. Hnojisko
3. Čerpacia stanica PHM
4. Priemysel a ťažba nerastných surovín

Typy

1. Tradičná
2. Záhadná
3. Otázková
4. Setová
5. Školská

Bližší popis sa nachádza na portáli www.enviroza.sk v časti Hraj – podstránky Druhy EZ a Typy EZ (Obr. 2). Každá záťaž v zozname má priradenú **bodovú hodnotu** (určenú podľa vopred stanovených kritérií), **podklady** k jej nájdeniu (mapa, súradnice) a určeniu (identifikačný formulár). Hráčske skupiny môžu hľadať aj „**nové**“ **záťaže**, ktoré sa v zozname nenachádzajú a stať sa tak spolutvorcami samotnej hry.

AKO SA ZAPOJIŤ?

Registráciu školy do školského programu Enviroza a založenie hráčskej skupiny robí **učiteľ** (prípadne vedúci krúžku) pôsobiaci na danej škole, a to vyplnením on-line registračného formulára na www.enviroza.sk.

Registráciou pre školu nevyplývajú žiadne záväzné aktivity ani poplatky!

Po úspešnej registrácii sú na meno učiteľa a adresu školy **poštou zaslané publikácie** k programu: metodická príručka, pracovné listy pre základné a stredné školy, informačný plagát.

DIDAKTIKA PROGRAMU

Program predstavuje zdroj informácií a námetov pre vyučovanie s problematikou environmentálnych záťaží na hodinách viacerých predmetov: **matematika, informatika, biológia, chémia, geografia, slovenský jazyk, výtvarná výchova, občianska náuka**.

V rámci štyroch krokov: 1. **Hľadať**, 2. **Určiť**, 3. **Skóruj**, 4. **Informuj** a súboru **pracovných listov** si žiaci/študenti prakticky rozvíjajú a upevňujú aj nasledovné **kompetencie**:

- zaujímať sa o prírodu a dianie v nej,
- aktívne tvoriť a ochraňovať životné prostredie,
- získavať informácie o prírode a jej zložkách prostredníctvom vlastných pozorovaní v prírode,
- porozumieť prírodným aspektom vplyvujúcim na život človeka,
- aktívne sa zaujímať o veci verejné,
- pracovať s mapou a orientovať sa v teréne,
- využívať informačno-komunikačné technológie a médiá,
- pracovať s informáciami, čítať s porozumením a použiť získané informácie,
- rozumieť grafom, diagramom, tabuľkám,
- byť tvorivý, kriticky myslieť a vedieť vyjadriť svoj názor,
- vyjadrovať sa písomne,
- vedieť sa seberealizovať a prezentovať,
- vedieť spolupracovať.

Webový portál školského programu predstavuje hlavnú motivačnú a interaktívnu **učebnú pomôcku** pre sprostredkovanie informácií o environmentálnych záťažach. Ako pomôcka slúži aj súbor **pracovných listov**, ktorý pomáha pri skúmaní tejto problematiky z rôznych uhlov pohľadu.

Program vytvára priestor pre **zážitkové učenie** mimo školských lavíc a realizáciu pestrých vyučovacích:

- **metód** – problémové a projektové vyučovanie, zadávanie písomných prác alebo práce s textom, praktické vyučovanie, bádateľské a výskumné metódy,
- **foriem** – využitie IKT, skupinové vyučovanie, organizácia turistických vychádzok alebo exkurzií.

Učiteľ má **bezplatne** k dispozícii tlačené a elektronické **publikácie**:

- **Metodická príručka** – sprevádza základnými krokmi práce v programe,
- **Pracovné listy pre základné a stredné školy** – obsahuje 50 aktivít pre žiakov a študentov rozdelených do piatich tém: Environmentálne záťaže, Druhy environmentálnych záťaží, Voda, Pôda a Horninové prostredie, Ľudské zdravie,
- **Informačný leták** – poskytuje základné informácie o školskom programe.

AKÝ TO MÁ ZMYSEL?

Znečistené životné prostredie je pre nás naozajstnou hrozbou. Je ako **časovaná bomba**, ktorá môže každú chvíľu vybuchnúť a ktorá dokonca na niektorých miestach už aj vybuchuje. Kontaminanty sa z pôdy a podzemnej vody

dostávajú do potravín, pitnej vody, ovzdušia a vracajú sa nám ako bumerang. Aj na Slovensku sa nachádzajú oblasti, kde sa to negatívne prejavuje na zdravotnom stave obyvateľov.

Dôležité kroky pri riešení problému environmentálnych záťaží sú:

1. **získať** o týchto lokalitách komplexné a kvalitné informácie,
2. **spracovať a využiť** získané informácie, aby sa mohli prijať potrebné opatrenia,
3. **šíriť** informácie o možných rizikách a dopadoch environmentálnych záťaží, aby sa predchádzalo ďalšiemu znečisťovaniu životného prostredia.

Svojou aktívnou účasťou v školskom programe Enviróza sa žiaci a študenti zapájajú do riešenia problematiky environmentálnych záťaží na Slovensku, a to týmto spôsobom:

- **Informácie**, ktoré získajú počas hľadania a určovania environmentálnych záťaží, sú ďalej spracovávané a využívané pracovníkmi SAŽP a štátnej správy.
- **Identifikačné (ID) formuláre** sú prepojené (prelinkované) s konkrétnymi environmentálnymi záťažami v Informačnom systéme EZ (IS EZ) a sú tak prístupné odbornej i laickej verejnosti.
- Môžu upozorniť na „**nové**“ **environmentálne záťaž**e, ktoré sa zatiaľ v Informačnom systéme EZ nenachádzajú, a stať sa ich anotátorom. Prispievajú tak k identifikácii environmentálnych záťaží na Slovensku.
- V rámci **informačných súťaž**í pomôžu šíriť informácie a zvyšovať povedomie verejnosti o problematike EZ. Týmto preventívnym spôsobom prispievajú nielen k ochrane životného prostredia, ale možno aj svojho vlastného zdravia.

POUŽITÉ ZDROJE

Problematika environmentálnych záťaží na Slovensku. Slovenská agentúra životného prostredia, 2010. ISBN 978-80-88850-98-4.

Štátny program sanácie environmentálnych záťaží (2010 – 2015). MŽP SR, 2010.

MESTSKÁ GEOCHÉMIA PÔD BRATISLAVY – VÝSKYT VYBRANÝCH POTENCIÁLNE TOXICKÝCH PRVKOV A POLYCYKLICKÝCH AROMATICKÝCH UHLÍKOVÝCH

Edgar Hiller, Lucia Lachká, Ľubomír Jurkovič

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie
Mlynská dolina G, 842 15 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: hiller@fns.uniba.sk

Kľúčové slová: Bratislava, kontaminácia, polycyklické aromatické uhľovodíky, potenciálne toxické prvky, pôda

ÚVOD

Je známe, že až 50% svetovej populácie žije v súčasnosti v mestách, kde antropogénne aktivity, ako sú doprava, priemyselná výroba, urbanizácia a využívanie fosílnych palív, spôsobujú zaťaženie urbánnych pôd rôznymi anorganickými prvkami (súborne označované ako potenciálne toxické prvky; PTP) a organickými zlúčeninami, napr. polycyklickými aromatickými uhľovodíkmi (PAU). Po uvoľnení PTP a PAU do ovzdušia dochádza následne k ich depozícii na zemský povrch, kde sa ukladajú do pôd. Deponované PTP a PAU môžu v urbánnych pôdach zotrvať veľmi dlho, pretože sú odolné voči mikrobiálnemu a chemickému rozkladu. V dôsledku ich obmedzenej odbúrateľnosti z pôdneho prostredia sa PTP a PAU časom neustále hromadia a tak môžu predstavovať riziko pre ľudské zdravie a fungovanie ekosystémov. Je známe, že niektoré PTP ako arzén (As), olovo (Pb) a PAU ako dibenzo(*a,h*)antracén a benzo(*a*)pyrén sú karcinogénne pre celú radu stavovcov, vrátane človeka (IARC 1989).

Hlavné expozičné cesty PTP a PAU z urbánnych pôd do ľudského organizmu sú dermálny kontakt s pôdami, inhalácia a ingescia jemných častíc pôdy. Všetky tieto expozičné cesty nadobúdajú význam najmä u malých detí, pretože deti trávia veľa času vo vonkajšom prostredí v kontakte s pôdou. Deti pri vonkajších hrách môžu neúmyselne prijať malé množstvo pôdy a prijaté množstvo dosahuje až 1200 mg za 1 deň (Stanek a Calabrese, 1995). Z tohto dôvodu môže byť zdravie detí hrajúcich sa vonku na pôde znečistenej PTP a PAU ohrozené a to cez zvýšené riziko expozície. Keď sa berie do úvahy zvýšené riziko PTP a PAU v urbánnych pôdach pre zdravie detí, práve pôdy z materských škôl a detských ihrísk a ich znečistenie PTP a PAU by mali byť predmetom prioritného výskumu.

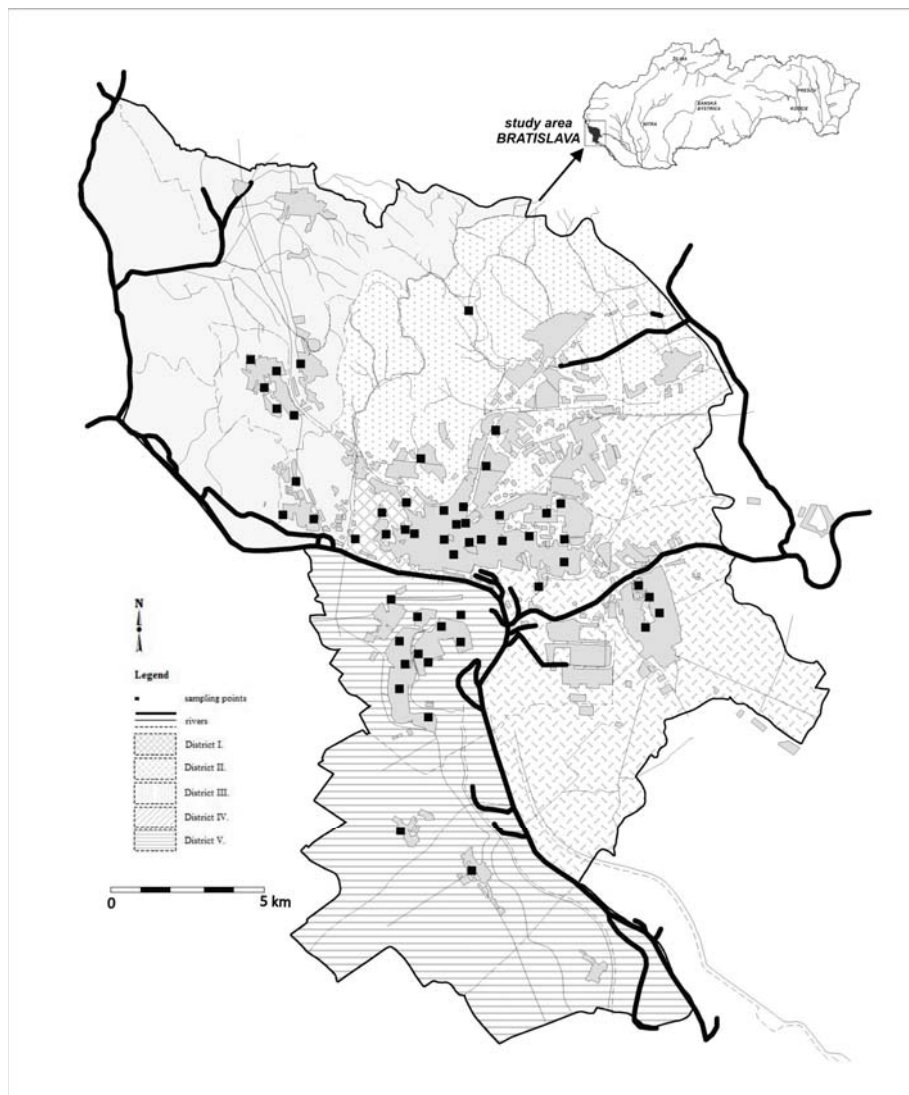
Hlavným cieľom tohto príspevku je: (1) stanovenie koncentrácií 16 prioritných PAU a niektorých PTP (As, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn) vzorkách pôd (0–10 cm) odobratých z materských škôl a detských ihrísk v Bratislave a (2) zhodnotenie kontaminácie urbánnych pôd s PAU a PTP použitím Nórskeho limitného hodnôt pre pôdy ihrísk v strediskách dennej starostlivosti o deti.

MATERIÁL A METODIKA PRÁCE

Vzorky pôd (0–10 cm) z 52 verejných materských škôl boli odobraté v mesiacoch máj–jún 2012 a z detských ihrísk v máji 2013 nerezovým pôdnym vrtákom. Miesta odberu pôd z materských škôl sú znázornené na obr. 1. Z celkového počtu 67 vzoriek pôd, 17 vzoriek je z obvodu I., 16 vzoriek pochádza z obvodu II., 11 vzoriek z obvodu III., 9 vzoriek je z obvodu IV. a 14 vzoriek z obvodu V. S cieľom získať kompozitnú vzorku pôdy, z každej školy alebo ihriska sa odoberalo 5–8 vzoriek pôdy, ktoré sa potom skombinovali a premiešali. Tieto vzorky pôd boli voľne vysušené v tmavej miestnosti a boli z nich odstránené väčšie fragmenty. Pôdne vzorky sa podrvili, presitovali cez síto (2 mm) a uložili do chladničky. Obsah organického uhlíka (TOC) bol stanovený vlhkou oxidáciou v kyseline. Pôdna reakcia (pH) bola meraná v suspenzii pôdy s destilovanou vodou v pomere 1:2,5 a zrnitostné zloženie bolo stanovené pipetovacou metódou. Základné ukazovatele pôd sú uvedené v tab. 1.

Extrakcia PAU a PTP z pôd a ich analýza bola uskutočnená v akreditovaných laboratóriách spoločnosti EL spol. s r. o., Spišská Nová Ves. Stanovovalo sa nasledovných 16 prioritných PAU: naftalén (Na), acenaftylén (Acy), acenaftén (Ace), fluorén (Flu), fenantren (Phe), antracén (Ant), fluorantén (Flt), pyrén (Pyr), benz(*a*)antracén (BaA), chryzén (Chr), benzo(*b*)fluorantén (BbF), benzo(*k*)fluorantén (BkF), benzo(*a*)pyrén (BaP), dibenz(*a,h*)antracén (DA), indeno(1,2,3-*cd*)pyrén (IPy) a benzo(*g,h,i*)perylén (BPe). Polycyklické aromatické uhľovodíky boli analyzované vysoko-účinnou kvapalinovou chromatografiou (HPLC) na prístroji Agilent 1200 vybavený programovateľným

fluorescenčným detektorom (PFD) a detektorom diódového poľa (DAD) pre stanovenie acenaftylénu. Koncentrácia vybraných PTP bola stanovená viacerými metódami podľa prvku: kadmium (Cd), meď (Cu) a olovo (Pb) pomocou atómovej absorpčnej spektrometrie (AAS), zinok (Zn) atómovou emisnou spektrometriou (AES-ICP), ortuť (Hg) použitím AAS-AMA a arzén (As) s AAS s generáciou hydridov (HG).



Obr. 1 Odberové miesta vzoriek pôd z areálov materských škôl v Bratislave

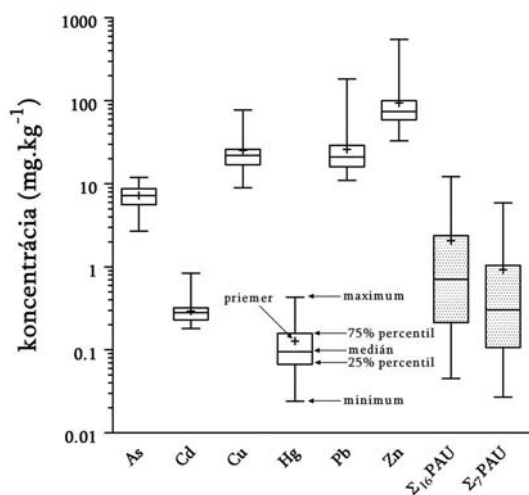
Tab. 1 Základné ukazovatele vzoriek pôd z areálov materských škôl a detských ihrísk v Bratislave. Počet vzoriek = 67

Ukazovateľ	Priemer	Smerodajná odchýlka	Medián	Rozsah
TOC (%)	1,89	0,52	1,86	0,79–3,23
pH _w	7,52	0,33	7,61	5,88–8,02
Íl (%)	3,56	3,82	2,56	0,04–20,02
Prach (%)	33,62	9,33	34,49	11,30–53,13
Piesok (%)	62,82	11,08	63,98	39,59–84,83

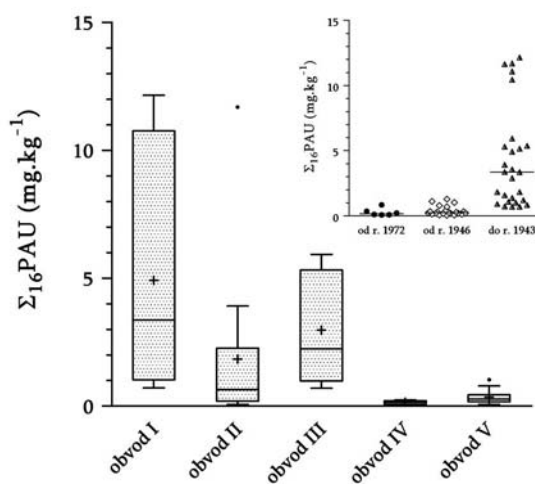
VÝSLEDKY A DISKUSIA

1. Polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU)

Koncentrácie súčtu 16 prioritných PAU ($\Sigma_{16}\text{PAU}$) a 7 karcinogénnych PAU ($\Sigma_7\text{PAU}$) v pôdach sú uvedené na obr. 2. Koncentrácie $\Sigma_{16}\text{PAU}$ sa pohybovali v intervale od 0,045 mg.kg⁻¹ až do 12,15 mg.kg⁻¹. Najvyššie koncentrácie $\Sigma_{16}\text{PAU}$ (>5 mg.kg⁻¹) boli zistené v pôdach materských škôl a ihrísk, ktoré sú v blízkosti ciest s hustou dopravou a teda s veľkými emisiami (napr. Tabaková – 12,15 mg.kg⁻¹, Špitálska – 11,64 mg.kg⁻¹, Jeséniova – 5,30 mg.kg⁻¹ alebo Kuchajda – 5,93 mg.kg⁻¹). Na druhej strane, nižšie koncentrácie $\Sigma_{16}\text{PAU}$ (<0,40 mg.kg⁻¹) boli zaznamenané v pôdach z väčšiny sídlisk a obytných štvrtí (Dúbravka, Karlova Ves, Podunajské Biskupice, Petržalka a Lamač), v ktorých sú viaceré materské školy mimo priameho dosahu hlavných ciest alebo priemyselných podnikov. Karcinogénne PAU ($\Sigma_7\text{PAU}$) sa na koncentracii všetkých PAU ($\Sigma_{16}\text{PAU}$) podieľali z 20 – 86 %. Koncentrácia BaP, najviac karcinogénneho PAU, bola v intervale od 0,003 do 1,20 mg.kg⁻¹ s priemernou hodnotou 1,95 mg.kg⁻¹.



Obr. 2 Škatulový graf, ktorý znázorňuje koncentrácie arzénu (As), kadmia (Cd), medi (Cu), ortute (Hg), olova (Pb), zinku (Zn), súčtu všetkých 16-tich PAU ($\Sigma_{16}\text{PAU}$) a súčtu karcinogénnych PAU ($\Sigma_7\text{PAU}$ = benz(a)antracén, chryzén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, benzo(a)pyrén, indeno(1,2,3-cd)pyrén a dibenz(a,h)antracén) v urbánnych pôdach z areálov materských škôl a niektorých detských ihrísk v Bratislave



Obr. 3 Koncentrácia $\Sigma_{16}\text{PAU}$ v urbánnych pôdach z areálov materských škôl a detských ihrísk podľa mestských obvodov Bratislavy a jej územného rozvoja

Významné rozdiely v koncentracii $\Sigma_{16}\text{PAU}$ boli nájdené aj medzi jednotlivými obvodmi Bratislavy (obr. 3). Výsledky jednofaktorovej ANOVA-y poukázali na štatisticky významné rozdiely ($p < 0,001$) medzi obvodom I. a obvodmi IV. a V. Úroveň $\Sigma_{16}\text{PAU}$ v pôdach z obvodu I. (Staré Mesto) boli výrazne vyššie ako najmä v obvode IV. (Karlova Ves, Dúbravka, Lamač) a obvode V. (Petržalka, Jarovce, Rusovce), čo naznačuje, že územný vývoj mesta Bratislavy, hlavné využívanie krajiny ako aj dopravná situácia ovplyvňujú úroveň znečistenia pôd v meste. Keď sa vzorky pôd rozdelili podľa územného vývoja Bratislavy, tak najvyššie úrovne $\Sigma_{16}\text{PAU}$ v pôdach boli z tých ihrísk a škôl, ktoré spadajú do hraníc mesta z r. 1943 (priemer $\Sigma_{16}\text{PAU}$ 4,25 mg.kg⁻¹) a 10-násobne nižšie úrovne $\Sigma_{16}\text{PAU}$ boli v pôdach, ktoré sú v mestských oblastiach pričlenených k Bratislave v rokoch 1946 a 1972 (obr. 3).

Limitné hodnoty $\Sigma_{16}\text{PAU}$, $\Sigma_7\text{PAU}$ a benzo(a)pyrénu (BaP) pre pôdy ihrísk v strediskách dennej starostlivosti o deti uvádza Nórsky inštitút verejného zdravia (Ottesen et al., 2008). Porovnanie nameraných koncentrácií s limitnými hodnotami naznačuje, že BaP prekračuje limitnú hodnotu (0,5 mg.kg⁻¹) v 6 pôdach a $\Sigma_7\text{PAU}$ je vyššia ako limitná hodnota (tiež 0,5 mg.kg⁻¹) až v 26 pôdach. Prekročenia limitov sa viažu na pôdy areálov materských škôl a ihrísk zo Starého Mesta (obvod I), Nového Mesta (obvod III) z Mlynských Nív (obvod II). Tieto pôdy by mali byť odstránené, pretože expozícia voči týmto pôdam rôznymi cestami môže predstavovať významné riziko pre zdravie detí.

2. Potenciálne toxické prvky (PTP)

Priemerné a mediánové koncentrácie jednotlivých sledovaných PTP v urbánnych pôdach, ich maximum a minimum sú uvedené na obr. 2. Hodnotenie kontaminácie pôd s PTP je komplikované najmä skutočnosťou, že ich koncentrácie v pôde sú často odvodené od materských hornín a od predchádzajúceho vývojového cyklu pôdy (Čurlík, 2011). Na posúdenie kontaminácie boli použité fónové hodnoty z C-horizontov pôd uvedené v Geochemickom atlase pôd Slovenska (Čurlík a Šefčík, 1999), pričom hodnoty pomeru nameranej koncentrácie daného PTP v povrchovej vrstve pôdy k jeho fónovej hodnote väčšie ako 1,0 naznačujú povrchové obohatenie z antropogénnej činnosti. Najvyššie povrchové obohatenie v sledovaných pôdach vykazovala Hg, potom Cd, Pb a Cu \approx Zn. Najmenšie povrchové obohatenie, a aj to len v niektorých pôdach, bolo zistené pre As.

Aj koncentrácia PTP v pôdach bola ovplyvnená územným rozvojom Bratislavy. Najvyššie koncentrácie PTP boli v pôdach z hraníc mesta do r. 1943 (priemer $\Sigma_6\text{PTP} = 206 \text{ mg.kg}^{-1}$) a najnižšie v pôdach z územia pripojeného k Bratislave v r. 1972 (priemer $\Sigma_6\text{PTP} = 104 \text{ mg.kg}^{-1}$). Štatisticky veľmi významné vzťahy na hladine významnosti $p < 0,001$ boli nájdené najmä medzi Pb–Hg (Spearman $r = 0,73$), Pb–Zn ($r = 0,92$), Pb–Cu ($r = 0,591$), Pb–Cd ($r = 0,586$), Zn–Cu ($r = 0,665$), Zn–Hg ($r = 0,633$), Zn–Cd ($r = 0,617$) a Cu–Hg ($r = 0,514$), ktoré odrážajú rovnaké zdroje týchto PTP. Kadmium, Cu, Hg, Pb a Zn sa označujú pojmom „urbánne prvky“, ktorý zdôrazňuje ich podobnosť a pôvod najmä z dopravných a priemyselných emisií.

Porovnanie nameraných koncentrácií jednotlivých PTP v urbánnych pôdach Bratislavy s existujúcimi limitnými hodnotami z Nórska ukázalo, že spomedzi sledovaných prvkov iba Pb v jednej pôdnej vzorke (Špitálska ulica; 183 mg.kg^{-1}) prekračuje limit pre pôdy ihrísk, ktorý je 100 mg.kg^{-1} .

ZÁVER

Tento príspevok prezentuje výskyt 16 prioritných PAU a 6 PTP v urbánnych pôdach detských ihrísk a materských škôl v Bratislave. Najdôležitejšie zistenia sú: (1) najvyššie úrovne $\Sigma_{16}\text{PAU}$ a PTP boli v pôdach z centra mesta, priemyselných častí a z blízkosti ciest s intenzívnou dopravou a najnižšie v obytných štvrtiach, (2) hoci sa preukázalo povrchové antropogénne obohatenie pôd o niektoré PTP, neprekračovali limitné hodnoty pre pôdy detských ihrísk stanovené Nórsnym inštitútom verejného zdravia a (3) PAU prítomné v pôdach môžu predstavovať zdravotné riziko pre deti.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka finančnej podpore z projektu VEGA č. 1/0038/14.

LITERATÚRA

- Čurlík J., 2011: Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska. Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Suma Print, 462 s.
- Čurlík J., Šefčík P., 1991: Geochemický atlas SR. Časť V. – Pôdy. VÚPOP Bratislava, 100 s. + 83 mapových príloh.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1989: IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: occupational exposures in petroleum refining: crude oil and major petroleum fuels. Volume 45, Lyon.
- Ottesen R.T., Alexander J., Langedal M., Haugland T., Høygaard E., 2008: Soil pollution in day-care centers and playgrounds in Norway: national action plan for mapping and remediation. *Environmental Geochemistry and Health*, 30, 623 – 637.
- Stanek E.J. III., Calabrese E.J., 1995: Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental Health Perspectives*, 103, 276 – 285.

KONTAMINÁCIA PÔD ŤAŽKÝMI KOVMI V LOKALITE NIŽNÁ SLANÁ – BANSKÝ ZÁVOD A OKOLIE

Lenka Bekeová

Slovenská poľnohospodárska univerzita, Fakulta európskych štúdií a regionálneho rozvoja
Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika
e-mail: lenka.bekeova@gmail.com

Kľúčové slová: environmentálna záťaž, ťažké kovy, banský závod Nižná Slaná, kontaminácia

BANSKÁ ČINNOSŤ V NIŽNEJ SLANEJ

Obec Nižná Slaná na Gemeri mala zásadný význam pri ťažbe železnej rudy – bolo to najvýznamnejšie hydrotermálne-metasomatické ložisko železných rúd v Spišsko-gemerskom rudohorí (Ďuďa, 1996). Železorné bane v Nižnej Slanej vznikli ako národný podnik v roku 1945, neskôr za účelom lepšieho zhodnotenia ťaženej suroviny sa uplatnili aj ako úpravňický komplex, ktorý bol v prevádzke až do roku 2008, kedy prevádzka musela svoju činnosť ukončiť. V roku 2010 predložila spoločnosť zaoberajúca sa environmentálnou problematikou v oblasti nakladania s odpadmi projekt s úmyslom spracovávať v rotačných peciach kovový i nebezpečný odpad z elektrotechnického priemyslu, avšak obyvatelia Nižnej Slanej a okolitých obcí založili Občianske združenie s názvom Za čistý Gemer v snahe zabrániť spusteniu činnosti tejto prevádzky, čo sa im podarilo na konci roka 2013.

MATERIÁL A METODIKA

Nižná Slaná sa nachádza v Košickom kraji, Rožňavskom okrese. Jej stred leží v nadmorskej výške 360 m.n.m. Patrí do teplej klimatickej oblasti. Prevláda vietor severného a severozápadného smeru a preteká ňou rieka Slaná. Prevládajúcim pôdnym typom sú kambizeme, v menšej miere fluvizeme, vyskytujú sa tu stredne ťažké pôdy. Nachádzajú sa tu poľnohospodársky využívané plochy, pasienky s ruderalnými a antropogénne degradovanými rastlinnými spoločenstvami.

Lokalizácia záujmového územia bola zvolená vo vzťahu k výskytu pretrvávajúceho znečistenia pôd v dôsledku ťažby sideritovej rudy a činnosti spomínaného spracovateľského a úpravárenského komplexu. Ten sa nachádza v údolí rieky Slaná orientovanom v smere sever – juh, pričom zo severnej strany je údolie otvorené, zo západnej a východnej strany lemované pohoriami vo výške 650 – 700 m, ktoré presahujú výšku komína závodu a tak prevažná časť emisií naráža na svahy doliny, preto sú tu nepriaznivé podmienky pre rozptyl exhalátov.

Podľa informačného systému environmentálnych záťaží (ďalej len EZ) je lokalita zaradená do registra EZ časť A pod názvom Nižná Slaná – banský závod a okolie (identifikátor SK/EZ/RV/784).

Odbery vzoriek pôd sa uskutočnili 7. októbra 2013 z 9 miest v okolí bývalého úpravárenského komplexu Nižná Slaná, presnejšie 2 vzorky pôd boli odobraté v obci Gočovo, 6 vzoriek na území obce Nižná Slaná a 1 vzorka v obci Henckovce. Obdobný výskum s využitím rovnakej metodiky sa vykonával už v roku 2008 (Hronec a kol., 2010). Pri odbere, úprave, spracovaní a analýze pôdných vzoriek sa postupovalo podľa jednotných pracovných postupov rozborov pôd podľa Hrivňákovej a kol. (2011). Z každej vybranej lokality sa odobrala priemerná vzorka pôdy z hĺbky približne 0 – 0,20 m bežným spôsobom odberu. Po následnej úprave sa v odobratých vzorkách pôd stanovila výmenná pôdna reakcia v KCl a celkový obsah rizikových prvkov Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, As a Hg metódou AAS v extrakte lúčavky kráľovskej.

Rizikové prvky sú nebezpečné v dôsledku ich biotoxicity aj vlastnosti akumulovať sa v abiotických a biotických zložkách prostredia (napr. Moreno a kol., 2009). Ich toxický vplyv sa vizuálne neprejavuje ihneď, ale postupne, čo má za následok zníženie celkovej pôdnej úrodnosti. Doba ich zotrvania v pôde je oveľa dlhšia ako v atmosfére či hydrosfére – jej detoxikácia technickými prostriedkami je značne obmedzená a samočistiaca schopnosť oproti nim nízka.

ZHODNOTENIE STAVU A VÝVOJA ÚROVNE KONTAMINÁCIE PÔD V ZÁUJMOVOM ÚZEMÍ

Výsledky chemického rozboru pôd na vybraných miestach záujmového územia v roku 2013 uvádza tab. 1. Ako vyplýva z dosiahnutých výsledkov, počet lokalít odberu s prekročením limitných hodnôt pre jednotlivé rizikové prvky v roku 2013 v porovnaní s rokom 2008 klesá. Pri porovnaní indexov vývoja hodnôt obsahu jednotlivých rizikových prvkov v A – horizonte za dané roky možno v pri určitom zovšeobecnení konštatovať stabilizovaný stav v prípade arzénu, medi, ortuti a olova a náznak klesajúceho trendu v prípade kadmia, chrómu a niklu.

Číslo vzorky	Rok odberu	Horizont pôdy	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	pH
4	2013	A	46,2	0,48	57,6	36,2	0,74	42,9	36,2	78,6	5,74
	2008	A	44,8	0,51	59,8	38,5	0,78	41,6	34,9	74,1	–
		C	23,5	0,55	49,9	43,1	0,37	27,9	26,5	53,6	–
5	2013	A	36,8	0,46	52,6	36,1	0,56	45,6	30,9	90,8	5,31
	2008	A	39,2	0,54	54,7	35,2	0,61	46,8	33,7	88,6	–
		C	22,1	0,46	51,1	40,5	0,34	31,5	28,3	49,7	–
8	2013	A	59,4	0,56	49,6	68,7	0,64	29,7	46,4	74,6	5,62
	2008	A	63,6	0,61	54,9	73,1	0,58	33,4	49,0	73,7	–
		C	20,4	0,59	46,2	63,1	0,31	34,4	39,2	61,8	–
9	2013	A	43,7	0,55	56,6	38,5	1,26	39,7	27,1	45,7	7,24
	2008	A	40,2	0,58	54,3	40,3	1,12	44,3	27,9	44,8	–
		C	24,3	0,54	55,2	41,8	0,66	43,5	20,8	35,9	–
10	2013	A	51,7	0,72	52,9	74,8	0,54	41,1	45,9	92,8	7,15
	2008	A	52,6	0,78	49,6	79,3	0,50	38,6	48,5	96,6	–
		C	21,3	0,64	48,8	64,1	0,30	36,7	35,2	80,7	–
11	2013	A	74,1	0,50	41,6	52,6	2,19	35,1	38,9	52,4	4,85
	2008	A	76,7	0,62	40,0	57,3	2,28	37,7	37,2	52,2	–
		C	23,6	0,61	39,9	68,8	0,48	39,7	36,2	53,3	–
19	2013	A	33,6	0,74	40,6	54,5	1,06	29,8	34,1	66,4	5,67
	2008	A	30,7	0,78	38,2	58,9	0,94	32,2	35,4	69,5	
		C	21,2	0,67	38,4	62,9	0,68	29,6	32,2	65,8	
21	2013	A	105,6	0,64	67,3	40,3	2,98	42,7	64,8	147,3	5,32
	2008	A	122,9	0,61	63,0	45,3	4,05	40,3	60,7	139,0	
		C	51,1	0,59	65,0	44,0	0,90	39,6	76,5	135,9	
22	2013	A	24,9	0,62	49,6	58,9	0,34	28,7	29,1	167,5	5,41
	2008	A	24,3	0,70	56,4	63,1	0,32	32,4	27,2	160,9	–
		C	22,4	0,67	54,1	65,2	0,29	35,3	27,7	55,4	–

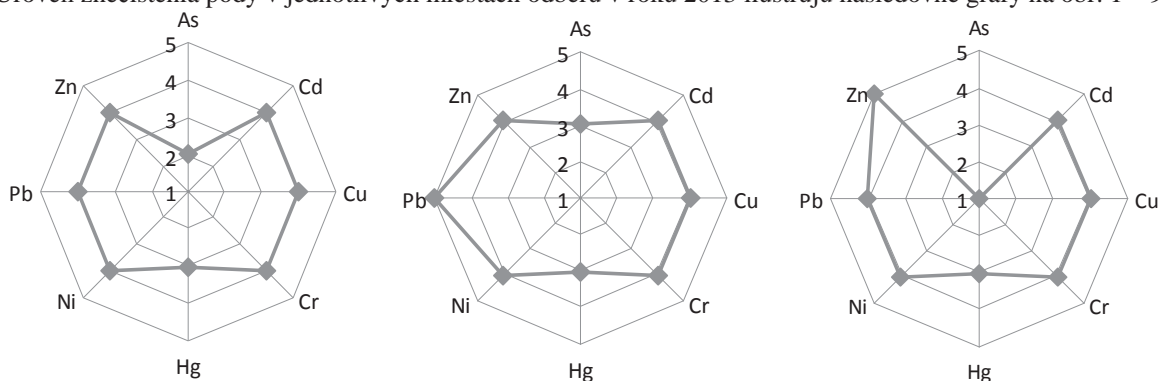
Tab. 1 Úroveň kontaminácie pôd na vybraných miestach záujmového územia v roku 2013 a v roku 2008

Vysvetlivky: Sívou farbou sú označené hodnoty obsahu rizikových prvkov presahujúce hygienický limit, tmavosivou farbou a tučným písmom sú zvýraznené hodnoty prekračujúce dvojnásobok hygienického limitu podľa zákona č. 220/2004 Z. z. v znení neskorších predpisov

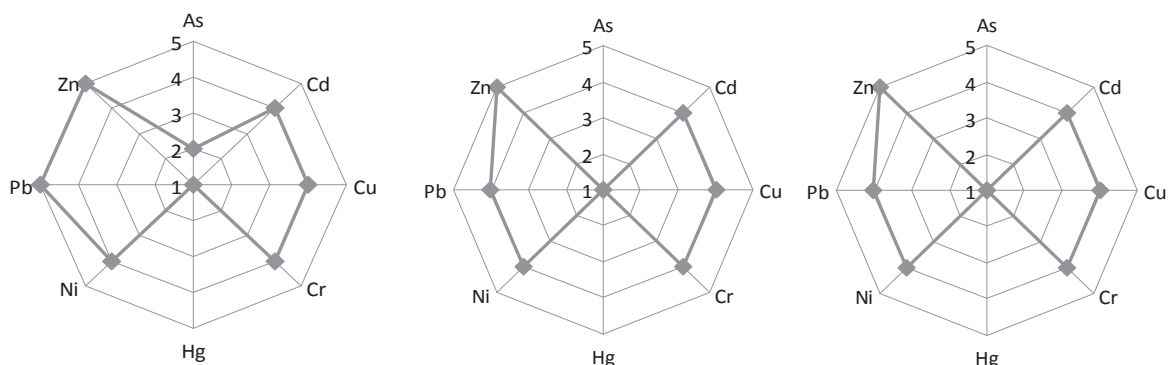
Pôdna reakcia sa zaraďuje k faktorom, ktoré ovplyvňujú mobilitu viacerých rizikových prvkov. Kým kyslá pôdna reakcia zvyšuje mobilitu kadmia, zinku, olova a do istej miery medi, neutrálna pôdna reakcia zas mobilitu arzénu. V prípade ortuti, kyslá pôdna reakcia znižuje jej mobilitu. Naopak organická hmota pôdy ortuť viaže (Čurlík, 2011).

V záujmovom území je podľa údajov geochemického atlasu predikovaná kyslá až veľmi kyslá pôdna reakcia (Čurlík a Šefčík, 1999). Ako vyplýva z tab. 1, hodnoty pH_{KCl} v roku 2013 v záujmovom území sa pohybovali v rozpätí 4,85–7,24, čo zodpovedá kategórii kyslej až neutrálnej pôdnej reakcii. V dvoch miestach odberu je zistená neutrálna reakcia, v troch prípadoch slabo kyslá reakcia, v troch prípadoch kyslá reakcia a v jednom prípade silne kyslá reakcia.

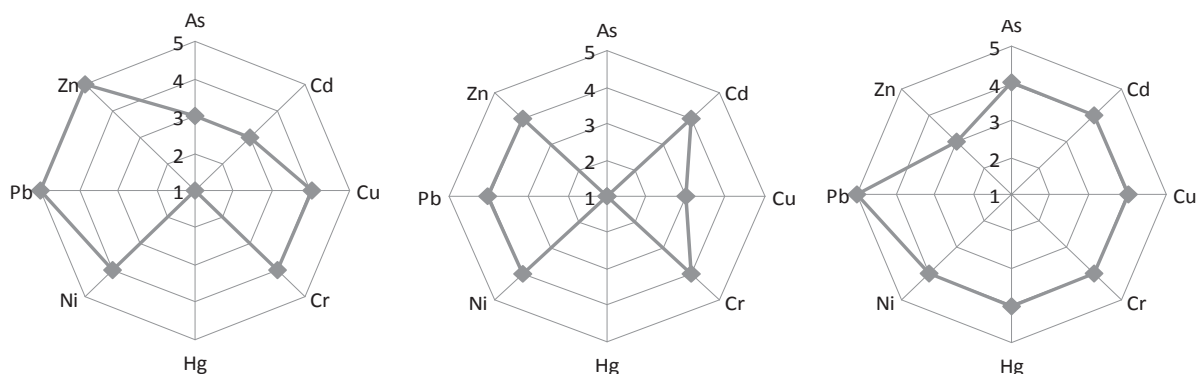
Úroveň znečistenia pôdy v jednotlivých miestach odberu v roku 2013 ilustrujú nasledovné grafy na obr. 1 – 9.



Obr. 1 – 3 Úroveň znečistenia pôdy rizikovými prvkami v mieste odberu 4, 5 a 8 v roku 2013



Obr. 4 – 6 Úroveň znečistenia pôdy rizikovými prvkami v mieste odberu 9,10 a 11 v roku 2013



Obr. 7 – 9 Úroveň znečistenia pôdy rizikovými prvkami v mieste odberu 19, 21 a 22 v roku 2013

Vysvetlivky:
 5 – do 0,5 násobku hodnoty limitu daného rizikového prvku,
 4 – 0,51–1,0 násobok hodnoty limitu daného rizikového prvku,
 3 – 1,01–1,5 násobok hodnoty limitu daného rizikového prvku,
 2 – 1,51–2,0 násobok hodnoty limitu daného rizikového prvku,
 1 – nad 2-násobok hodnoty limitu daného rizikového prvku.

Možno teda konštatovať, že z pohľadu prekročenia limitných hodnôt, ktoré uvádza zákon č. 220/2004 Z. z. v znení neskorších predpisov, najproblémovejšími rizikovými prvkami v záujmovom území sú jednoznačne arzén a ortuť. Práve uvedené dva prvky vo viacerých prípadoch prekračujú dvojnásobok hygienického limitu (pozri obr. 1 – 9).

Získané výsledky do značnej miery korešponujú s doteraz získanými výsledkami v tejto oblasti. Ako uvádzajú Hronec a kol. (2010), z výsledkov stanovenia celkového obsahu ťažkých kovov v pôde a vertikálneho priebehu ich obsahov v horizontoch A a C vyplýva najmä obohatenie arzenu a ortuť v povrchovom horizonte pôd ako dôsledok dlhodobého vplyvu metalurgie ťažobno-úpravárenského závodu v Nižnej Slanej. Na zvýšených obsahoch kadmia v povrchovom horizonte môže mať spoluúčasť aj hnojenie fosforečnými hnojivami. Ako uvádza Hronec a kol. (1992), kým obsah arzenu, kadmia a olova v pôde má súvis s imisiami zo závodu Nižná Slaná, obsah medi, niklu a zinku túto súvislosť nemá. Podľa Čurlíka (2011) obohatenie povrchových horizontov

pôdy v dôsledku antropickej činnosti sa prejavilo u mnohých stopových prvkov. Zo sledovaných v záujmovom území k nim patrí arzén, kadmium, ortuť, olovo a zinok.

Monitoringom atmosférickej depozície v Nižnej Slanej sa zaoberá Ústav geotechniky Slovenskej akadémie vied, kde sledujú vybrané rizikové prvky, ako Fe, Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Cd a As, rovnako aj SO₂ a v menšej miere aj NO_x (napr. Hančulák a kol., 2011; Slančo a kol., 2005; Fedorová a kol., 2004).

ZÁVER

Téma EZ je v súčasnosti mimoriadne aktuálna, pretože staré EZ ovplyvňujú životné prostredie nielen v súčasnosti, ale bez sanácie budú mať dopad aj na budúce generácie. Potvrdil to aj výskum tejto práce v modelovom území obce Nižná Slaná a okolí, kde je aj po 5 rokoch ukončenia prevádzky železorzudných baní potvrdený zvýšený výskyt ťažkých kovov v pôde. Je preto potrebné, aby sa zvyšovalo environmentálne povedomie spoločnosti, ale hlavne aby sa stanovili podmienky dlhodobého manažmentu EZ v zmysle udržateľného rozvoja.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Čurlík, J., 2011: Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska. Bratislava: Jaroslav Suchoň – Suma print, 2011. 464 s. ISBN 978-80-967696-3-6
- Čurlík, J. – Šefčík, P. 1999: Geochemický atlas Slovenskej republiky, 5. časť. Bratislava: MŽP SR, 1999. 99 s. ISBN 8088833140
- Hrivňáková, K., Makovňíková, J., Barančíková, G., Bezák, P., Bezáková, Z., Dodok, R., Grešo, V., Chlpík, J., Kobza, J., Lištjak, M., Mališ, J., Píš, V., Schlosserová, J., Slávik, O., Styk, J., Širáň, M., 2011: Jednotné pracovné postupy rozborov pôd. Bratislava: VÚPOP, 2011. 136 s. ISBN 978-80-89128-89-1
- Duďa, R., 1996: Mineralogické pomery na ložisku Nižná Slaná. In: Spravodaj banského výskumu Prievidza. ISSN 0139-6102, roč. 36, 1996, č. 2 – 3, s. 38 – 40
- Fedorová, E., Bobro, M., Slančo, P., Hančulák, J., Brehuv, J., 2004: Výskyt SO₂ a arzénu v okolí závodu SIDERIT, s.r.o. Nižná Slaná. In: Bioklimatologické pracovné dni 2004 „Zmeny podnebia – extrémny počasie – Organizmy a ekosystémy“ (medzinárodná vedecká konferencia). [CD ROM]. Nitra: SPU, 2004, bez číslovania strán, ISBN 80 8069-402-8
- Hančulák, J., Fedorová, E., Šestinová, O., Špaldon, T., Matik, M. 2011: Influence of iron ore works in Nižná Slaná on the atmospheric deposition of heavy metals. Acta Montanistica Slovaca. ISSN1335-1788 , roč. 16, 2011, č. 3, s. 220 – 228
- Hronec, O., Tóth, J., Holobradý, K., 1992: Exhaláty vo vzťahu k pôdam a rastlinám východného Slovenska. Bratislava: Príroda, 1992. 194 s. ISBN 80-07-00546-3,
- Hronec, O., Vilček, J., Tomáš, J., Adamišín, P., Huttmanová, E., 2010: Kvalita zložiek životného prostredia v problémových oblastiach Slovenska. Brno: Mendelova univerzita, 2010. 225 s. ISBN 978-80-7375-387-0.
- Moreno, J.L., Bastida, F., Ros, M., Hernández, T., Garcia, C., 2009: Soil or organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soil. Effects of different metal threshold levels on soil microbial activity. European Journal of Soil Biology, roč. 45, 2009, č. 3, s. 220–228,
- Slančo, P., Bobro, M., Brehuv, J., Hančulák, J., 2005: Výskyt SO₂ v emisiách z bansko-úpravárenského závodu SIDERIT, s.r.o., Nižná Slaná. In: Bioklimatologie súčasnosti a budúcnosti (medzinárodná konferencia), Křtiny, 2005. ISBN 80-86690-31-08. s. 91–96,
- Zákon č. 220/2004 Z. z. NR SR o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov

ELIMINACE EKOLIGICKÝCH RIZIK V AREÁLU ZÁVODU K-BASS BRANDÝS NAD ORLICÍ

Petr Lacina, Eva Vodičková, Vojtěch Dvořák, Václav Mátl, Josef Kalivoda

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

Klíčová slova: kontaminace, ropné uhlovodíky, chlorované ethyleny, sanace, nanočástice železa

ÚVOD

Kontaminace různých složek životního prostředí v ČR má ve většině případů lokální charakter s přímou vazbou na průmysl, těžbu či ukládání odpadů. V mnoha případech se jedná o staré ekologické zátěže. Mezi nejvýznamnější kontaminanty průmyslových areálů na území ČR se řadí ropné látky a chlorované uhlovodíky, které mohou být hrozbou nejen pro půdní a vodní organismy, ale mohou mít dopad i na lidské zdraví. Zvýšená kontaminace těmito látkami byla v průmyslových areálech způsobena především neopatrnou a nedbalou manipulací s produkty či prostředky obsahující tyto látky nebo s nebezpečnými odpady. V případě průmyslového závodu K-BASS vznikala stará ekologická zátěž postupně od roku 1890, kdy byla zahájena jeho činnost. Výroba byla a stále je zaměřena především na kovovýrobu. Životní prostředí bylo zamořeno používanými ropnými látkami a různými druhy odmašťovačů a rozpouštědel na bázi chlorovaných ethylenů. Zdrojem kontaminace v tomto případě byly výrobní objekty, zejména šrotiště, kde se ukládaly kovové piliny z opracování kovů, lakovna, odmašťovna a sklad olejů. Způsobené úniky zejména v letech 1976 až 1988 představovaly riziko jak pro pracovníky v samotném závodě a obyvatele v jeho blízkém okolí, tak ekologické riziko pro blízký povrchový tok Tichá Orlice. Na hladině podzemní vody byla zjištěna vrstva ropných látek. Šíření kontaminace napomáhaly i nepříznivé přírodní podmínky v horninovém prostředí a zvodněným kolektoru podzemní vody. Proto bylo z těchto důvodů přistoupeno k postupné sanaci areálu. Nápravná opatření byla zahájena v r. 1998. Od roku 2005 byly započaty intenzivní sanační práce, které začaly od těžbou a sanací kontaminovaných zemin. Později bylo prováděno čerpání a dekontaminace vody, čímž došlo ke značnému omezení ekologických a zdravotních rizik. V současné době, po odstranění v těšině ropných látek, se sanace zaměřuje na aplikaci nanočástic na bázi železa, jejichž účelem je efektivní odstranění zbyvajících chlorovaných ethylenů z podzemní vody a horninového prostředí v nejvíce kontaminovaných oblastech areálu.

POPIS LOKALITY A PROBLEMATIKY

Areál závodu K-BASS se nachází na jihozápadním kraji města Brandýs nad Orlicí, na levém břehu Tiché Orlice. Podnik je situován v průmyslové zóně. Severní hranici areálu závodu tvoří tok řeky Tichá Orlice, na jejímž pravém břehu souběžně probíhá železniční trať Olomouc – Praha. Jižním a jihovýchodním směrem od areálu se nachází rodinné domky, severozápadním směrem pak louky a pole.

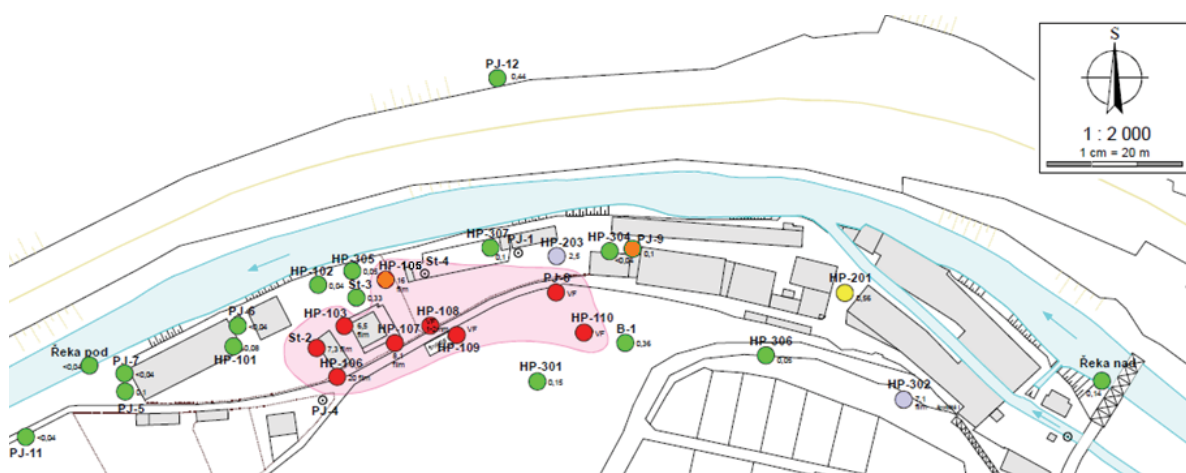
Nedostatečným zabezpečením oblastí v areálu K-BASS, ve kterých se manipulovalo se závadnými látkami a nebezpečnými odpady, došlo postupně od roku 1890, kdy byla výroba v tomto území zahájena, ke kontaminaci horninového prostředí a podzemní vody jak v areálu závodu, tak v jeho okolí. Analýzou rizik a průzkumnými pracemi, které byly v areálu závodu realizovány, byla prokázána kontaminace ropnými uhlovodíky (míra znečištění stanovena jako celkové množství nepolárních extrahovatelných látek – NEL v mg/kg sušiny) a chlorovanými ethyleny – CIE (tetrachlorethylen-PCE, trichlorethylen-TCE, dichlorethylen-DCE a vinylchlorid-VC) v saturované i nesaturované zóně ve čtyřech hlavních ohniscích znečištění (obr. 1):

- 1) Šrotiště I – koncentrace ropných uhlovodíků (NEL) 7 400 mg/kg suš.
- 2) Šrotiště II – koncentrace ropných uhlovodíků (NEL) 7 500 mg/kg suš.
- 3) skladu olejů – koncentrace ropných uhlovodíků (NEL) 29 000 mg/kg suš.
- 4) Lakovna – koncentrace chlorovaných ethylenů (Σ CIE) 283 mg/kg suš.

Následující obr. 2 znázorňuje soustavu vrtů v areálu podniku a rozsah kontaminace ropnými uhlovodíky ve vrtů, ve kterých se nacházela volná fáze ropných uhlovodíků na hladině podzemní vody. Z obrázku je patrné, že hlavními zdroji kontaminace ropnými uhlovodíky je oblast skladu olejů a oblast šrotiště II (vrty HP-106, ST-2, HP-103, HP-107, HP-108, HP-109, HP-110 a PJ-8). Zdrojem kontaminace chlorovaných ethylenů pak byla především oblast lakovny (vrty PJ-9 a HP-304). Kontaminace CIE se však v průběhu doby přesunula z oblastí kolem vrtu PJ-9 a soustředila se v oblasti kolem vrtu HP-105, což bylo zjištěno postsanačním monitoringem v r. 2012, kdy byly nejvyšší koncentrace CIE zjištěny právě v těchto dvou vrtech.



Obr. 1 Ohniska kontaminace v areálu průmyslového závodu K-BASS



Obr. 2 Soustava vrtů a míra rozsahu kontaminace ropnými uhlovodíky (vrstva ropných uhlovodíků na hladině – červeně označení); Vrtů P.J-9 a HP-105 – nejvyšší koncentrace CIE v r. 2012 (oranžově označení)

REALIZACE PRACÍ

Předmětem průzkumných a sanačních prací bylo ověření aktuálního stavu kontaminace ropnými a chlorovanými uhlovodíky a odstranění stanoveného rozsahu znečištění. Jednalo se o saturovanou i nesaturovanou zónu horninového prostředí v hlavních ohniscích znečištění (viz obr. 1) a odčerpávání RU ve volné kapalně fázi.

Práce byly rozděleny do následujících částí:

1. etapa řešení kontaminace ropnými látkami - ukončena doplňkový průzkum (2003 – 2004), zpracování prováděcího projektu (2004 – 2005), sanace nesaturované zóny, včetně monitoringu (do r. 2008), sanace saturované zóny, včetně monitoringu (do r. 2011), postsanační monitoring (2012 – 2013)
2. etapa řešení kontaminace chlorovanými uhlovodíky – probíhá monitoring změny koncentrace chlorovaných uhlovodíků aktualizace analýzy rizik – v přípravě testování nových technologií dekontaminace – probíhá

1. etapa – řešení kontaminace ropnými látkami – výsledky

Sanace nesaturované zóny

V hlavních ohniscích proběhlo jednak odtěžení zeminy kontaminované ropnými uhlovodíky a jednak vakuová extrakce za účelem snížení kontaminace chlorovaných ethylenů a lehčích ropných látek.

Během prací bylo odstraněno cca 12 850 kg ropných uhlovodíků, 22 kg CIE a 70 kg ostatních uhlovodíků (benzen, toluen).

Sanace saturované zóny

Kontaminace podzemní vody ropnými uhlovodíky ve volné kapalné fázi byla soustředěna především do centrální a jihovýchodní části areálu závodu, do oblasti vrtů kolem skladu olejů (viz obr. 1). Jednalo se především o vrty HP-110, HP-109, PJ-8 a B-1 (viz obr. 2), ve kterých byly zjišťovány vrstvy ropných uhlovodíků v mm až nkolikacentimetrové mocnosti. Zdrojem kontaminace bylo hlavně šrotiště II, kde byly neodstraněné špony ukládány na nezabezpečenou plochu.

Technické řešení sanace saturované zóny spočívalo v čerpání kontaminované podzemní vody spolu s volnou fází a jejím čištěním od kontaminantů, tj. ropných a chlorovaných uhlovodíků v dekontaminační stanici. Sanačními pracemi, realizovanými v období 2005 až 2011, bylo odstraněno cca 710 kg ropných uhlovodíků a 1,5 kg CIE. Volná fáze ropných uhlovodíků byla odstraněna z hladiny podzemní vody na vrtu v tštině kontaminovaného území. Navíc došlo ke snížení obsahu CIE v podzemní vodě na cca poloviční hodnoty oproti původním hodnotám před zahájením sanačních prací.

2. etapa řešení kontaminace chlorovanými uhlovodíky

Aplikace nových technologií a materiálů v oblastech nejvíce kontaminovaných CIE

Postasnační monitoring v r. 2012 ukázal nejvyšší zbytkový výskyt CIE v oblastech kolem vrtů PJ-9 (Σ CIE \approx 31 – 170 mg/l) a HP-105 (Σ CIE \approx 10 – 22 mg/l). V těchto vrtech proto bylo testováno dekontaminace s využitím nanočástic na bázi nulamocného železa (nZVI – nano Zero-Valent Iron). Materiál vykazuje silné redukční účinky a díky svým malým rozměrům (< 100 nm) dokáže snadno migrovat horninovým prostředím. Má tedy schopnost eliminovat kontaminanty jak přímo ve vrtu, tak i v okolním horninovém prostředí.

Po úvodních testech provedených v laboratorních podmínkách na kontaminované podzemní vodě z lokality, aplikace nZVI proběhla 31.7.2013 do vrtu HP-105 a 10.12.2013 do vrtu PJ-9. Poté byl pravidelně sledován průběh koncentrací jednotlivých chlorovaných ethylenů včetně fyzikálně-chemických parametrů v aplikačních vrtech i v okolních objektech. Tyto práce jsou realizovány v rámci řešení výzkumného úkolu TE01020218 za podpory pod záštitou TAČR „Centra kompetence“ s názvem Ekologicky šetrné nanotechnologie a biotechnologie pro čištění vod a půd.



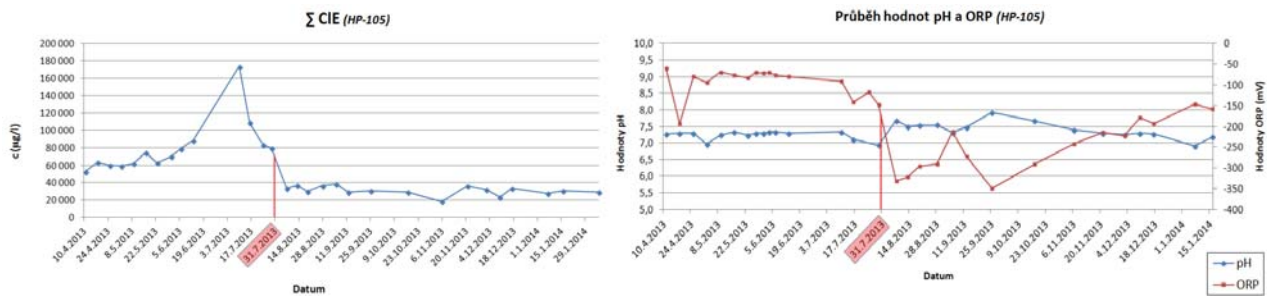
Obr. 3 Aplikace nZVI do vrtu HP-105 31. 7. 2013



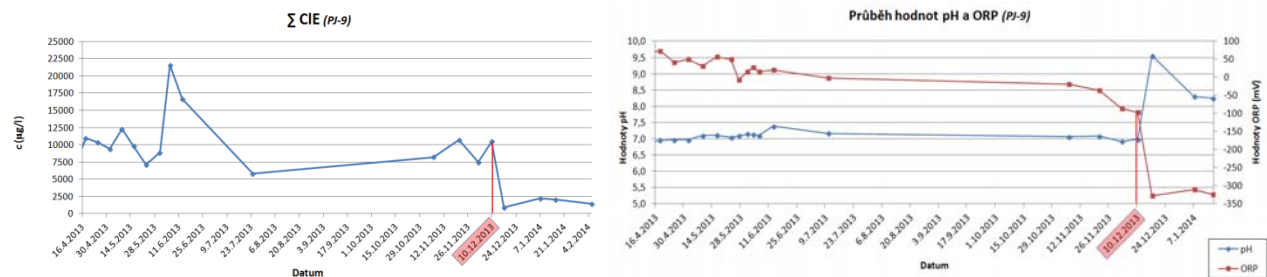
Obr. 4 Aplikace nZVI do vrtu PJ-9 10. 12. 2013

VÝSLEDKY PROVEDENÝCH PRACÍ

Za účelem snížení kontaminace CIE v nejvíce kontaminovaných oblastech lokality (vrty PJ-9 a HP-105) byly použity nanočástice na bázi nulamocného železa. Již během prvního měsíce po aplikaci došlo k výraznému poklesu především PCE a TCE v obou aplikačních vrtech. Současně došlo k mírnému nárůstu DCE a VC – degradačních produktů, které jsou výsledkem reduktivní dechlorace výše chlorovaných ethylenů. Celkově však došlo k poklesu koncentrací chlorovaných ethylenů asi o 40 – 60 % oproti průměrným koncentracím před aplikací (obr. 5(a) a 6(a)). Mimo to byl sledován i nárůst hodnot pH a prudký pokles hodnot ORP (obr. 5(b) a 6(b)), což svědčí o vzniku silně redukčního prostředí – tento průběh je typický pro aplikaci nZVI a lze podle toho usuzovat průběh a ukončení reakcí.



Obr. 5 Průběh koncentrací CIE (a) a průběh hodnot pH a ORP (b) ve vrtu HP-105



Obr. 6 Průběh koncentrací CIE (a) a průběh hodnot pH a ORP (b) ve vrtu HP-105

ZÁV R

Sanačními pracemi provedenými v průběhu posledních 10 let v areálu závodu K-BASS v Brandýse nad Orlicí došlo k výraznému snížení ekologického rizika nejen v areálu, ale i v jeho blízkém okolí. Práce v první etapě, jejichž hlavním cílem bylo odstranit především znečištění ropnými uhlovodíky, byly dokončeny v r. 2011. Jejich realizací došlo ke snížení rozsahu a míry kontaminace RU pod požadovaný sanační limit a současně byly ve vybraných oblastech sníženy i obsahy CIE na poloviční hodnoty v porovnání s údaji zjištěnými před zahájením sanačních prací.

V současné době jsou práce zaměřené na testování účinné technologie odstranění CIE v nejvíce kontaminovaných oblastech (vrty PJ-9 a HP-105). Byl úspěšně otestován nový sanační materiál na bázi nanočástic nulamocného železa. Předpokládají se další kola aplikace nŽVI, který se jeví jako velice účinný sanační materiál pro odstranění CIE in-situ. Případně se uvažuje o následné dekontaminaci produktů výše chlorovaných ethylenů pomocí moderních oxidačních procesů. Nejvhodnější postupy a materiály budou zhodnoceny v aktualizaci analýzy rizik doporučené k realizaci.

POD KOVÁNÍ

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

LITERATURA

- Kubíková, K., Pokorný, A., 1995: Karosa – Brandýs nad Orlicí. Studie stanovení míry rizika znečištění životního prostředí – riziková analýza. GDS, spol. s.r.o.
- Polenková, A., Mátl, V., 2005: Brandýs nad Orlicí – K-BASS, sanace. Závěrečná zpráva o sanačních aplikacích a aktualizace analýzy rizika. GEOTest, a.s.
- Polenková, A., Mátl, V., Štefečka, J., 2012: Brandýs nad Orlicí – K-BASS, sanace. Závěrečná zpráva o průběhu sanačních a monitorovacích pracích. GEOTest, a.s.
- Polenková, A., Mátl, V., 2013: Brandýs nad Orlicí – K-BASS, sanace. Závěrečná zpráva o průběhu monitorovacích prací v roce 2012. GEOTest, a.s.
- Turková, E., Šváb, M., Dosoudil, P., 2011: Reaktivita nanočástic elementárního železa s vybranými kontaminanty. In: Odpadové fórum 2011. In: Odpadové fórum 2011. 1. vyd. Kouty nad Desnou, České ekologické manažerské centrum. ISBN 978-80-85990-18-8.

PODROBNÉ TECHNICKÉ ŘEŠENÍ PRO VÝSTAVBU ČISTIČKY KYSELÝCH DŮLNÍCH VOD, NOVO BRDO MINE, ARTANA, KOSOVO

Michael Mackenbach, Jan Oprchal, Bruno Pauls, Jaromír Novák, Zdeněk Železný

FICHTNER Water & Transportation GmbH, Dreilindenstr. 84, 45128 Essen, Germany
GEOtest, a. s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika,
e-mail: oprchal@geotest.cz

Klíčová slova: kyselé důlní vody, remediacce, aktivní technologie čištění, zinečnato-olovnaté rudy, Kosovo

ÚVOD

Předmětem příspěvku je seznámení s projektem návrhu řešení pro výtok kyselých důlních vod z hlubinného dolu na zinečnato-olovnaté rudy a zlato Trepça Mining & Metallurgical Complex Artana v Kosovu u obce Novo Brdo. Metalurgický komplex způsobil značné škody na životním prostředí díky neregulovanému výtoku kyselých důlních vod přes haldy vytěžených hlušiny. Odpadní vody obsahují toxické těžké kovy, především zinek, olovo, arsen, kadmium a kobalt. Důl je v současné době stále v provozu. Zpracování rud v minulosti probíhalo v těsné blízkosti dolu. V uzavřeném údolí se stále nacházejí dvě velké haldy hlušiny, které jsou uloženy v těsné blízkosti řeky Kriva reka a tvoří její pravý břeh v délce cca 500 m. Haldy jsou částečně zrekultivované, ale stále trpí výraznou erozí, což má za následek ukládání a odnášení hlušiny bohaté na těžké kovy korytem řeky. Významný podíl na erozi i toxicitě vody v řece Kriva reka má také promývání hald kyselými důlními vodami z výše položených štol. Těžké kovy obsažené v uložené nevýnosné rudě se stávají vlivem velmi kyselého prostředí s hodnotami pH blízkými 2 značně mobilní. Říční sedimenty a voda v řece je v délce několika kilometrů po proudu silně zamořena. Říční fauna se zde prakticky nevyskytuje a dopad na řeku a navázané ekosystémy je velmi závažný. Částečná sanační opatření a laboratorní analýzy byly na lokalitě provedeny v rámci programu Western Balkans Environmental Program v letech 2008 to 2010.

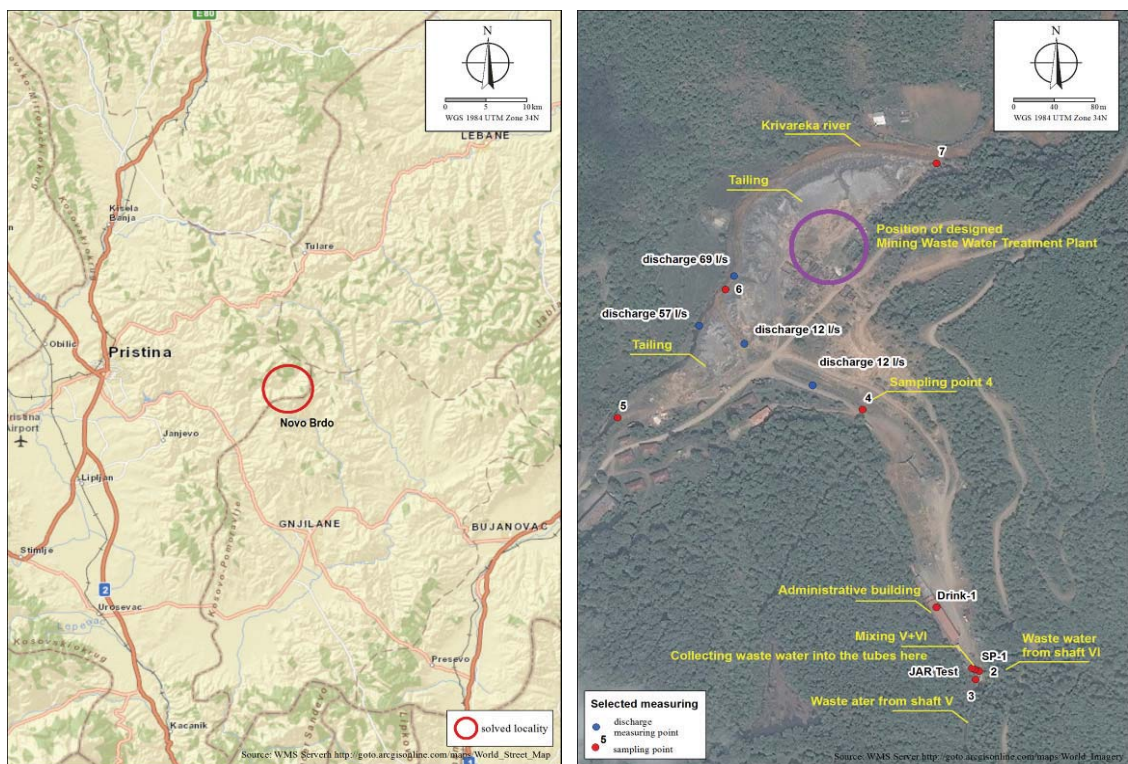
PŘEDSTAVENÍ PROJEKTU

Trepça Mining & Metallurgical Complex tvořil v minulosti páteř hospodářství v Kosovu. V současné době byla většina zpracovatelských závodů uzavřena a těžba i zpracování bylo značně utlumeno. Těžba nerostných surovin však představuje v Kosovu ohromný potenciál pro hospodářskou obnovu, ale je také zároveň jeho největším environmentálním problémem. Bývalé závody na zpracování i úložiště odpadních produktů a hlušiny ohrožují svojí toxicitou životní prostředí i občany.

Jeden z dolů patřících do skupiny Trepça Mining & Metallurgical Complex je důl Artana u obce Novo Brdo, která se nachází 22 km východně od Prištiny. Částečně v něm těžba stále pokračuje. V okolí dolu se nachází velké množství hlušiny. Úkolem řešeného projektu bylo vypracovat detailní návrh pro výstavbu čističky kyselých důlních vod. Tento návrh poslouží při zadávání výběrového řízení pro realizaci výstavby. Zadavatelem projektu je United Nations Development Programme (UNDP Bratislava Regional Centre), lokálním partnerem je Ministerstvo životního prostředí a územního plánování Kosova. Projekt byl zahájen v listopadu 2013 a bude ukončen v dubnu 2014.

Cílem projektu je připravit podrobný technický návrh pro úpravu kyselých důlních vod vytékajících z šachet. Tuto odpadní vodu je nutné nejprve neutralizovat a následně z ní odstranit těžké kovy a další znečišťující látky unikající do řeky. Po odstranění tohoto významného zdroje znečištění se očekává výrazné zlepšení stavu životního prostředí v této oblasti.

Na základě mandátu UNDP se společnosti GEOtest, a.s. a Fichtner Mining & Environment GmbH dohodli na spolupráci v oblasti nalezení vhodného řešení. Byly shromážděny a analyzovány existující dostupné údaje o geografii, geologii, hydrologii a hydrogeologii a krajinném pokryvu. Byla provedena rekognoskace lokality, sběr nových dat a provedeny veškeré potřebné průzkumy, laboratorní testování a odběry vzorků za účelem návrhu vhodného řešení. Zásadním bodem bylo nalezení vhodné technologie pro efektivní a účelné čištění odpadních vod, tedy přesně určit metodiku sanace a nalézt nejvhodnější lokalitu pro umístění technologie. Bylo využito dlouholeté zkušenosti obou partnerů, tedy firmy GEOtest, a.s. a firmy Fichtner Mining & Environment GmbH. Na základě těchto údajů byl metodou multikriteriální analýzy připraven projekt podrobného technického návrhu pro výstavbu úpravny kyselých důlních vod.



Obr. 1 Oblast zájmu – důl Artana u obce Novo Brdo na map širšího okolí

SITUACE NA LOKALIT

Důl Artana se nachází na vyvýšeném místě, nedaleko oblasti Mala Planine v povodí horního toku řeky Kriva Reka. Ta teče severovýchodním směrem, přes důl Artana a dále pokračuje směrem na východ. Zde se po cca 5 km stéká s řekou Kamenicí a stáčí se k jihu. Po cca 13 km od dolu Artana protéká městem Kosovská Kamenice. Řeka byla v měřeném profilu před vtokem důlních vod 15. 11. 2013 široká 3,9 m, s průměrnou hloubkou 0,1 m a s průtokem $57 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

V dolní části údolí, v blízkosti břehu řeky, fungoval v letech 1959–1962 koncentrátor. V jeho okolí se nachází velké množství hlušiny z koncentrace Zn-Pb bohaté na pyrit. Dnes jsou patrné pouze betonové základy, na které části státní a velké kusy ocelového šrotu. V těchto místech se nachází velká halda protínaná volně meandrujícím důlním výtokem extrémně kyselých vod s ústím do řeky Kriva reka. Objem uložené hlušiny činí přibližně 2 miliony tun materiálu. Hlušina byla v minulosti vršena v těsně neřízeným způsobem, netvoří souvislou plochu a částečně sesedá. Nevyskytuje se zde vegetace a povrch je vystaven působení povrchových vlivů, především je promývána srážkami. Halda je také značně modelována říční erozí, což vede k dalšímu sesouvání hlušiny do koryta což výrazně přidává ke znečištění řeky.



Obr. 2 Bývalá flotační jednotka a koncentrátor s přilehlými haldami hlušiny

TERÉNNÍ PRÁCE

V rámci terénního průzkumu jsme odebrali a analyzovali vzorky povrchové i důlní vody z celého prostoru důlního komplexu. Na tocích a přítocích jsme měřili průtoky vody pomocí ultrazvukového průtokoměru OTT ADC. Celkové množství kyselých důlních vod, vtékajících přes haldy do potoka Kriva reka bylo $12 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ (k 15.11. 2013). Udělali jsme také speciální JAR testy, kterými jsme analyzovali optimální hodnotu množství Al_2SO_4 a polyelektrolytu pro určení vlastností odpadních vod za účelem správného nastavení srážecích reakcí.

Halda hlušiny jsou neustále promývány kyselými důlními vodami vytékajícími ze štol. Částečně se jedná o chladící vodu z procesu ražby, částečně o vodu podzemní protékající důlním dílem. Tato voda je jasně oranžová, zcela zakalená a má hodnotu pH v rozmezí mezi 2–3. Voda ze štoly VI. přesahuje evropskou normu pro pitnou vodu 47krát pro arsen ($0,470 \text{ mg/l}$), 30krát pro kadmium ($0,150 \text{ mg/l}$) a 6,8krát pro obsah olova ($0,688 \text{ mg/l}$). Výtok ze štoly VI. se spojuje s výtokem ze štol III. a V. v blízkosti ústí štoly VI. Poté pokračuje jako volně meandrující koryto strmým údolím v délce přibližně 500 m a ústí do řeky Kriva reka.



Obr. 3 Kyselá důlní voda vytékající ze štol III. V. a VI. volně meandrují přes haldu hlušiny do koryta řeky Kriva reka

NÁVRH SANAČNÍCH OPATŘENÍ

Při návrhu sanačních opatření jsme vycházeli z návrhů předešlých studií zadaných UNDP a z doporučení vyplývajících ze schůzky se zúčastněnými stranami na místě samotném. Měli rozpracované návrhy pro pasivní, semipasivní i aktivní systémy čištění důlních vod. V rámci našeho průzkumu jsme však velmi rychle upustili od varianty pasivního řešení čištění. Důlní vody vykazovaly natolik vysoké hodnoty rozpustných látek, především železa a manganu a natolik nízké hodnoty pH, že by pasivní systém nepřicházel v úvahu. Navíc prostor pro realizaci pasivního systému je v místě úzkého uzavřeného údolí velmi omezený. Během workshopu se zúčastněnými stranami jsme dospěli k několika závěrům. Nalezli jsme vhodné místo v blízkosti nově vybudované komunikace u bývalé flotační jednotky. Dohodli jsme se na návrhu zatrubnění volně meandrujícího výtoku v těsné blízkosti štol z důvodu omezení eroze stávajících těles hlušiny, omezení obohacování průtokem přes rudnou bohatou hlušinu a v neposlední řadě z důvodu snížení objemu čištěné vody o přítoky povrchové vody z přilehlých svahů. Voda bude sváděna z části gravitačně a z části čerpáním potrubím do úpravně vody a vyčištěné vody budou následně gravitačně vypouštěny do řeky Kriva Reka.

VÝBĚR VHODNÉHO SYSTÉMU ČIŠTĚNÍ

Po průzkumu lokality a po dalším zvážení vstupních faktorů (konzultace s provozovatelem dolu Artana, výsledky laboratorních analýz, výsledky JAR testů, hydrometeorologické údaje z lokality, zkušenosti z předchozích projektů) byly shledány následující fakta vedoucí k závěrečnému rozhodnutí:

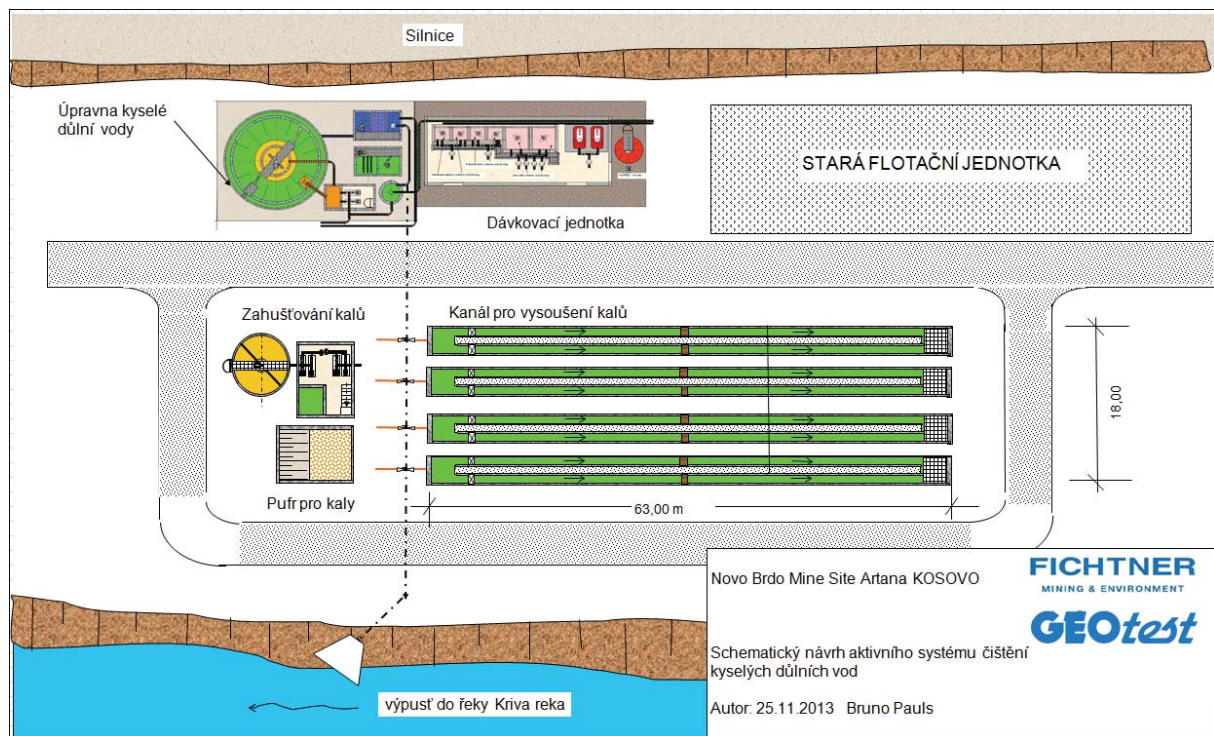
- Malý prostor pro vybudování pasivního i semi-pasivního systému.
- Hraniční objemy výtoků důlních vod pro pasivní systém.
- Omezené možnosti úplného oddělení kyselých důlních vod od povrchových vod (riziko přívalových srážek)
- Není k dispozici dostatečný hydraulický potenciál lokality.
- Důl plánuje zvýšení těžby a potřebuje prostor vybudování mezideponie a místa pro přepravu materiálu.
- Zvýšení objemu těžby bude mít za následek kvantitativní i kvalitativní změny objemu výtoků důlních vod.

K další výstavbě jsme tedy jednoznačně doporučili aktivní systém technologie úpravy vytékajících kyselých důlních vod. Čištění metodou semi-pasivního systému by nebylo natolik flexibilní, jak by bylo vzhledem k výše uvedeným skutečnostem třeba.

ZJEDNODUŠENÝ NÁVRH PROCESU ÚPRAVY KYSELÉ DŮLNÍ VODY

Cílem procesu úpravy vody i cílem řešeného návrhu technického řešení projektu je vyčistění kyselých důlních vod tak, aby splnila limit pro vypouštění vod dle pravidel a předpisů vlády Kosovské republiky. Na základě výsledků předložení návrhu byl zpracován následující schematický postup:

- Nastavení optimální hodnoty pH pro přirozenou oxidaci za účelem flokulace rozpuštěných látek (pH 4 – 5).
- Vybudování prokysličovací nádrže pro srážení kovů (oxidace železa, manganu, těžkých kovů, arsenu, sulfidů).
- V závislosti na specifických vlastnostech vody očekáváme, že oxidace vzdušným kyslíkem nebude stačit. Oxidace bude podpořena přidáním H_2O_2 .
- Vybudování odkalovací nádrže pro usazení nerozpuštěných látek.
- Flokulace / Koagulace / pH-úpravy až do hodnot 8,5 – 9,5 z důvodů dalšího vysrážení koloidních látek, kovů, arsenu a následná další sedimentace
- Způsobná neutralizace na pH = 6,5 – 7,5 a následné vypouštění vyčištěné vody do řeky
- Odvodňování, zahuštění a vysoušení kalů a jejich následný odvoz na zajištěnou deponii



Obr. 4 Schematický návrh aktivního systému čištění kyselých důlních vod

ZÁVĚR

V rámci řešeného projektu byl vypracován detailní návrh pro výstavbu aktivní čistírky kyselých důlních vod, která poslouží při zadávání výbavového řízení pro její realizaci. Projekt bude ukončen v dubnu 2014. V současné době je odevzdaný návrh technického řešení v procesu schvalovacího řízení.

LITERATURA

- ADAM AIKATERINI: Feasibility Study for the treatment of acid mine drainage (AMD) for the Novo Brdo Mine Site, Artana Municipality, Kosovo, Ref. no. 25252, Report II Final; UNDP, June/October 2012
- GEOtest / FME: Detailed technical design for acid mine waters treatment in Novo Brdo Mine, Artana, Kosovo – Technical Proposal, 23. 08. 2013
- GEOtest / FME: Power Point Presentation of the workshop on 14. 11. 2013
- MONTEC GmbH: Final Report Environmental Assessment and Remedial Action Plan (EARAP): Stan Trg/Stari Trg and Artana/Novo Brdo Mines, Kosovo; 15. 05. 2007

MINERALOGICKÉ, GEOCHEMICKÉ A MIKROBIOLOGICKÉ VLASTNOSTI POCHOVANÝCH ANTROPOGÉNNÝCH SEDIMENTOV NA LOKALITE ZEMIANSKÉ KOSTOĽANY Z POHĽADU POTENCIÁLNEJ REMEDIÁCIE ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE

**Ľubomír Jurkovič¹, Katarína Peťková¹, Veronika Veselská¹, Bronislava Voleková¹, Edgar Hiller¹,
Alexandra Šimonovičová¹, Hana Vojtková², Juraj Majzlan³, Ralph Bolanz³, Slavomír Čerňanský¹,
Marianna Molnárová¹, Tomáš Faragó¹**

¹ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava

² Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta

Inštitút environmentálneho inžinýrství, 17. Listopadu 15, Ostrava, ČR

³ Friedrich-Schiller-University, Institute of Geoscience, Burgweg 11, D-07749, Jena, Germany

e-mail: jurkovic@fns.uniba.sk

Kľúčové slová: arzén, pochované elektrárenské popoly, biolúhovanie, Zemianske Kostolány

ÚVOD

Pôdy a pochované elektrárenské popoly na modelovej lokalite Zemianske Kostolány obsahujú vysoké koncentrácie As, ktorý je prítomný najmä v najjemnejšej frakcii vzoriek. Amorfné aluminosilikátové sklá tvoriace dominantnú zložku pevných vzoriek sú hlavnou fázou viažucou As. Arzén sa viaže na agregáty nanočastíc, ktoré sú tvorené Al, Si, Ca, Fe. V prípade statického a dynamického lúhovania vodnými roztokmi je extraktabilita As z pevných matrix relatívne nízka (cca 4,8 %). Pri experimentálnom biolúhovaní mikroskopickou hubou *Aspergillus niger* sa uvoľnil významne vyšší podiel As (v priemere 17 %, vo vzorke z poľnohospodárskej pôdy v Čereňanoch až 39 %). Pre štúdium procesov biolúhovania bola definovaná druhová diverzita kontaminovaných pôd so zameraním na mikroskopické vlákňité huby a baktérie. Z pôdných substrátov sa izolovali a identifikovali druhy mikroskopických húb (*Alternaria sp.*, *Aspergillus niger*, *Cladosporium sp.*, *Mucor sp.*, *Mycocladius sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Penicillium sp.*, *Rhizopus stolonifer var. stolonifer* a viaceré druhy rodu *Trichoderma*) a bakteriálne kmene rodu *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Streptomyces*.

VÝSLEDKY

Modelová lokalita Zemianske Kostolány patrí z hľadiska znečistenia životného prostredia k významne zaťaženým oblastiam na Slovensku. Pôvod kontaminácie študovanej lokality siaha do roku 1965, kedy prišlo k pretrhnutiu 40 m vysokej hrádze Pôvodného odkaliska, pri ktorom sa do životného prostredia uvoľnilo významné množstvo popolových materiálov obsahujúcich potenciálne toxické prvky (hlavne arzén). Pri odstraňovaní havárie boli uniknuté popolové sedimenty v alúviu rieky Nitra prekryté vrstvou zemín a pôd rôzneho charakteru, pričom v priebehu rokov došlo k postupnému premiešavaniu populov s pôdnymi substrátmi (Jurkovič et al., 2008, 2011). Odhadovaná rozloha kontaminovanej, prevažne poľnohospodárskej pôdy, predstavuje približne 19000 ha a rieka Nitra sa radí medzi najznečistenejšie rieky v strednej Európe (Jánová & Panenka, 2010). Hodnoteniu miery znečistenia predmetného územia Hornej Nitry ovplyvneného energetickým priemyslom a banskou činnosťou sa venovali z rôznych aspektov mnohí autori (Frankovská et al., 2008, Keegan et al., 2002; Čurlík, 2003, Jurkovič et al., 2008; 2011, Ďurža et al., 2011, a i.). Mnoho vedeckých štúdií sa venuje expozícii obyvateľstva arzénom pochádzajúceho zo spaľovania uhlia v Prievidzskom okrese (Mikulková et al., 2007; Bencko et al., 2009), zhodnotenie výskytu zvýšených koncentrácií arzénu ako potenciálneho faktora pre vznik nemelanómovej rakoviny kože popisuje štúdia Pesch et al. (2002). Vplyv vybraných geologických faktorov na kvalitu života v regióne Horná Nitra je predmetom práce Bodiš et al. (2006) a komplexný medicínsko-geochemický výskum zaťaženého prostredia arzénom prezentuje štúdia Krčmová a Rapant (2007). V rokoch 2008 – 2013 bola problematika komplexného štúdia tohto antropogénneho systému v krajine predmetom základného a aplikovaného výskumu v rámci viacerých projektov VEGA (VEGA 1/0312/08, 1/1034/11, 1/0156/11, 1/1155/12) a čiastočne v rámci Centra excelentnosti APVV - SOLIPHA (APVV-VVCE-0033-07). Jednotlivé čiastkové problémy študovali viaceré katedry PRIF UK v Bratislave (Katedra geochemie, Katedra mineralógie a petrológie, Katedra pedológie, Katedra environmentálnej ekológie) v spolupráci so zahraničnými partnermi (Friedrich-Schiller University, Institute of Geoscience, Jena, VŠB- TU Ostrava, Inštitút environmentálneho inžinýrství). Interdisciplinárne riešenie problematiky prinieslo množstvo terénnych a experimentálnych výsledkov o mineralogických, geochemických a mikrobiologických vlastnostiach a špecifikách popolových pôd s vysokým obsahom arzénu.

Z hľadiska charakterizácie popolových sedimentov a pôd boli definované minerálne fázy v pochovaných popoloch a samotnej pôdnej matrix obsahujúcej popol. Popolové vzorky sú tvorené v hlavnej miere Si, Fe, Al a Ca, ďalej nasledujú Mg, K, Na, Ti a S. Z potenciálne toxických prvkov je v popoloch výrazne zvýšený obsah As (od 714 do 1859 mg.kg⁻¹), ktorý je v najväčšej miere prítomný v najjemnejšej frakcii vzoriek. Amorfne aluminosilikátové sklá tvoria dominantnú zložku skúmaných vzoriek v priemere až 74 %, ďalej nasledujú kremeň, kalcit, mullit, živce, hematit, magnetit; identifikované boli tiež kristobalit, rutil, svetlé sludy, pyrotit, pyrit, montmorillonit a perovskit (Peťková et al., 2011). Amorfne aluminosilikátové sklá sa vyznačujú variabilným zastúpením Si, Al, Ca a Fe, dokážu inkorporovať veľkú paletu iných prvkov a sú hlavnou fázou viažucou As. Druhou, v menšej miere sa vyskytujúcou fázou, ktorá obsahuje As, sú nespálené zvyšky uhlia. Na základe transmisnej elektrónovej mikroskopie s EDS sa zistilo, že v najjemnejšej frakcii sa As viaže na agregáty nanočastíc, ktoré sú tvorené Al, Si, Ca, Fe, menej na Fe, Ca fázy (Bolanz et al., 2012, Veselská et al., 2013).

Čerstvý popolový kal aj dlhodobo pochované elektrárenské popoly obsahujú značne vysoké koncentrácie As, ktoré v popolovom kale dosahujú až 1400 mg.kg⁻¹. Rovnako aj poľnohospodárske pôdy, ktoré boli v minulosti navezené za účelom prekrytia vrstvy rozplaveného elektrárenského popola v území sú bohaté na arzén. Priemerná koncentrácia As v hĺbke 0 – 30 cm je 257 mg.kg⁻¹ a v hĺbke 30 – 60 cm predstavuje 411 mg.kg⁻¹. Koncentrácie As vo výluhoch z pôdnych vzoriek sa pohybujú v intervale od 0,01 po 1,28 mg.l⁻¹. V oboch typoch popolových vzoriek je extraktabilita As relatívne nízka t.j. 4,7 % uvoľneného As z celkového množstva v popolovom kale a 4,8 % v pochovaných popoloch. Výsledky extrakcie s 1M NH₄NO₃ potvrdili, že vysoké percento z celkového obsahu As vo vzorkách ostáva viazané v poľnohospodárskych pôdach aj v pochovaných popoloch ako dlhodobý kontaminant okolia Zemianskych Kostolian a As nie je ľahko dostupný pre rastliny a plodiny, ktoré sú v oblasti pestované (Veselská et al., 2013). Bodové elektrónové mikroanalýzy potvrdili najvyššie koncentrácie As v aluminosilikátových časticiach bohatých na Ca a Fe. Za hlavné nosiče As v popoloch sú však považované všetky sklovité častice s dominantným obsahom SiO₂, ktoré sú bez ohľadu na ich tvar najpočetnejšou skupinou v popoloch (Peťková et al., 2011, Bolanz et al., 2012, Veselská et al., 2013). Významné kladné korelácie boli potvrdené pri extrakcii šľaveľanom amónnym pre Si-As, Al-As a nižšia korelácia bola pozorovaná pri Fe-As. Na základe týchto výsledkov sú za najpravdepodobnejšie sekundárne nosiče mobilných foriem As považované mineraloidy ako imogolit, alofán alebo ferrihydrit. Tento predpoklad bol potvrdený výsledkami kyslej extrakcie so šľaveľanom amónnym. Väčšina As prítomného v popoloch ostáva inertná a viazaná v popolových časticiach počas dlhoročného zvetrávania pochovaného popola pri normálnych pH hodnotách prostredia (medzi pH 6 – 8) (Veselská et al., 2013).

Realizácia kolónových dynamických experimentov použitím reálnej vody z Lelovského potoka (odobratá pod odkaliskom) a destilovanej vody, pomocou ktorých sa hodnotila schopnosť arzenu uvoľňovať sa do životného prostredia, definovala pomerne nízku efektivitu extrahovania arzenu vodnými roztokmi, pričom silnejším extrakčným činidlom bola destilovaná voda. Najviac As sa počas kolónových experimentov s reálnou vodou uvoľnilo zo vzorky pôdy z hĺbky 30 cm (= 3,52 % z As_{tot} 534 mg.kg⁻¹), pri destilovanej vode sa získalo z danej vzorky 5,71 % As. V rámci experimentu s destilovanou vodou boli realizované aj 5-dňové experimenty na sledovanie dynamiky lúhovania arzenu v dlhšom časovom horizonte, pričom môžeme konštatovať, že vylúhovateľnosť As v čase stúpala a nedochádzalo ku ustáleniu lúhovania (Faragó et al., 2013).

Počas posledných rokov bola pozornosť venovaná aj problematike potenciálnych remediačných opatrení na danej lokalite s antropogénnym substrátom (pochované popoly pod vrstvou pôdy) so zameraním na biolúhovanie. Pre uvedené procesy bola identifikovaná druhová diverzita kontaminovaných pôd so zameraním na mikroskopické vláknité huby. Zo skúmaných pôdnych substrátov sa izolovali rôzne druhy mikroskopických vláknitých húb a baktérií. K dosiaľ identifikovaným druhom patria: *Alternaria sp.*, *Aspergillus niger*, *Cladosporium sp.*, *Mucor sp.*, *Mycocladius sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Penicillium sp.*, *Rhizopus stolonifer var. stolonifer* a viaceré druhy rodu *Trichoderma*. Z baktérií boli identifikované druhy rodu *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Streptomyces* (Peťková et al., 2013, Vojtková et al., 2013). Experimentálne bola hodnotená miera bioakumulácie, biovolatilizácie a biolúhovania arzenu vybranými autochtónnymi mikroorganizmami. Pre účely biolúhovania sa vybrali dva druhy baktérií rodu *Pseudomonas* (izolovaný druh *Pseudomonas putida* a *Pseudomonas chlororaphis*) a druh mikroskopickej huby *Aspergillus niger* (Peťková et al., 2013). Pri biolúhovaní druhom *Aspergillus niger* sa do použitého SAB média uvoľnilo v priemere 17,04 % arzenu. Najviac arzenu (147,70 mg.kg⁻¹) sa extrahovalo zo vzorky poľnohospodárske vyžívanej pôdy (Čereňany), čo z celkového obsahu As predstavuje 39,18 %.

ZÁVER

Modelová lokalita v Zemianskych Kostolianoch predstavuje špecifický systém charakteru environmentálnej záťaže, ktorý reprezentujú pochované odkaliskové sedimenty s obsahom popola pod vrstvou pôdy ako dôsledok havárie odkaliska a následnej rekultivácie prostredia. Detailná identifikácia minerálnych fáz pôdnych a popolových substrátov doplnená o výsledky z experimentálneho lúhovania pevných vzoriek v statickom a dynamickom režime definovali podmienky a mieru uvoľňovania kontaminantov (prioritne As) z pôdnej matrix

do roztokov. Identifikácia autochtónnych druhov mikroorganizmov v pôdach so zameraním na mikroskopické huby a baktérie umožnila vybrať vhodné druhy (*Aspergillus niger*, *Pseudomonas putida* a *Pseudomonas chlororaphis*), ktoré boli použité pri experimentálnom biolúhovaní vzoriek kontaminovaných pôd, pričom získané výsledky poukazujú na potenciál praktickej aplikácie získaných výsledkov v inovatívnych remediačných technológiách.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka finančnej podpore z projektu VEGA 1/1034/11 a 1/0321/14.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Bencko, V., Rameš, J., Fabiánová, E., Pešek, J. & Jakubis, M., 2009: Ecological and human health risk aspects of burning arsenic-rich coal. *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 31, 1, 239 – 243.
- Bodiš, D., Klukanová, A., Švasta, J., Rapant, S., Gajdoš, V. & Hók, J., 2006: Vplyv geologických faktorov na kvalitu života. Správa k záverečnému oponentskému konaniu. MŠ SR, MVR SR, Bratislava, 187 s.
- Bolanz, R. M., Majzlan, J., Jurkovič, L., Göttlicher, J., 2012: Mineralogy, geochemistry, and arsenic speciation in coal combustion waste from Novaky, Slovakia. *Fuel*, Vol. 94, No. 1 (2012), 125 – 136
- Đurža, O., Veselská, V., Peřková, K., 2011: Magnetická susceptibilita a kontaminácia pôd potenciálne toxickými prvkami v okolí Zemianskych Kostolian (Slovensko). *Mineralia Slovaca*, Vol. 43, No. 4 (2011), 387 – 394
- Čurlík J., 2003: Mapa kontaminácie pôd v regióne Horná Nitra. Záverečná správa, ŠGÚDŠ, Bratislava, 69 s.
- Faragó, T., Peřková, K., Jurkovič, L., 2013: Štúdium vylúhovateľnosti arzenu z technozemí s obsahom popola v dynamickom režime. In: *Geochémia 2013*, ŠGÚDŠ, Bratislava, 45 – 46
- Frankovská, J., Matys, M., Masarovičová, M., Slaninka, I., Kordík, J., Jurkovič, L. & Záhorová, L., 2008: Čiastkový monitorovací systém geologických faktorov. Podsystem 03 Antropogénne sedimenty charakteru environmentálnych záťaží. Záverečná správa za rok 2007, ŠGÚDŠ, Bratislava, 65 s.
- Jánová, V. & Panenka, P., 2010: Máme odkaliská pod kontrolou? *Enviromagazín*, 15, 5, 4 – 8.
- Jurkovič, L., Hiller, E., Veselská, V., Peřková, K., 2011: Arsenic Concentrations in Soil Impacted by Dam Failure of Coal-Ash Pond in Zemianske Kostolany, Slovakia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 4, 433 – 437.
- Jurkovič, L., Veselská, V., Guřková, V., Frankovská, J., 2008: Geochemické zhodnotenie kontaminácie pôd arzénom v oblasti Zemianskych Kostolian. *Acta Environmentalia Universitatis Comenianae*, 16, 1, 47 – 55
- Keegan, T., Hong, B., Thornton, I., Farago, M., Jakubis, P., Jakubis, M., Pesch, B., Ranft, U., Nieuwenhuijsen, M.J., The Expascan Study Group, 2002: Assessment of environmental arsenic levels in Prievidza district. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12, 179 – 185
- Krčmová, K. & Rapant, S., 2007: Environmental exposure to arsenic and associated health risk for residents in Horná Nitra region: A geochemical and medical research. *Mineralia Slovaca*, 39, 75 – 80
- Mikulková, R., Buchancová, J., Kubík, J., Valachová, J., 2007: Aký je obsah arzenu v biologickom materiáli pri dlhoročnej práci u baníkov hornonitrianskych baní? *České pracovní lékařství*, 1, 17 – 21
- Pesch, B., Ranft, U., Jakubis, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Hergemöller, A., Unfried, K., Jakubis, M., Miskovic, P., Keegan, T. & The EXPASCAN Study Group, 2002: Environmental Arsenic Exposure from a Coal-burning Power Plant as a Potential Risk Factor for Nonmelanoma Skin Carcinoma: Results from a Case-Control Study in the District of Prievidza, Slovakia. *American Journal of Epidemiology*, 155, 9, 798 – 809
- Peřková, K., Lalinská-Voleková, B., Jurkovič, L., Veselská, V., 2011: Chemické a minerálne zloženie elektrárenských populov (lokalita Zemianske Kostolany). *Mineralia Slovaca*, Vol. 43, No. 4 (2011), 377 – 386
- Peřková, K., Jurkovič, L., Šimonovičová, A., Molnárová, M., Slobodníková, Z., 2013: Bioremediačný potenciál odstraňovania anorganických polutantov použitím *Aspergillus niger*. In: *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi VI*. Vodní zdroje Ekomonitor, Praha, 10 – 14
- Veselská, V., Majzlan, J., Hiller, E., Peřková, K., Jurkovič, L., Đurža, O., Lalinská-Voleková, B., 2013: Geochemical characterization of arsenic-rich coal-combustion ashes buried under agricultural soils and the release of arsenic. *Applied Geochemistry*, Vol. 33 (2013), 153 – 164
- Vojtková, H., Peřková, K., Jurkovič, L., 2013: Biochemical identification of bacteria *Pseudomonas* from anthropogenic sediments of Zemianske Kostolany, Slovakia. In: *SGEM 2013. International Multidisciplinary Scientific GeoConferences*, Albena, 141 – 146

PRŮZKUM ZNEČIŠTĚNÍ A SANACE V PRŮMYSLOVÉM AREÁLU CHČOV HARGIA V ULÁNBÁTARU, MONGOLSKO

Vojtěch Musil, Jan Vaněk

DEKONTA, a. s., Volutova 2523, 158 00 Praha 5, Česká republika
e-mail: vanek@dekonta.cz

Klíčová slova: kontaminace těžkými kovy, kaly z ČOV, analýza rizik, studie proveditelnosti, procesy přirozené atenuace, sanace ex-situ

CÍL A NÁPLŇ PROJEKTU, ZAJINTERESOVANÉ STRANY

Projekt byl realizován v rámci programu rozvojové zahraniční spolupráce České republiky s Mongolskem. Partnerem a financující institucí v ČR byla Česká rozvojová agentura. Práce na projektu byly zahájeny v září 2010 a ukončeny v listopadu 2011. Hlavními partnery projektu v Mongolsku bylo Ministerstvo životního prostředí a turismu a Magistrát města Ulánbátaru. Předmětnou lokalitou sanačních prací byla provozovna čistírny odpadních vod v průmyslovém areálu Hargia na jižním okraji Ulánbátaru. Na tomto zařízení byly zpracovávány především odpadní vody z kožedělného průmyslu, který je soustředěn v této části města. Odpadní kaly z této čistírny byly deponovány přímo v areálu ČOV. V době zahájení projektu bylo na lokalitě deponováno cca 20 000 m³ kontaminovaných kalů (původně situovaných v betonových kazetách kalových polí, následně však i mimo tyto prostory viz obr. 1) a dalších maticí (zeminy, stavební konstrukce). V rámci projektu byl proveden detailní průzkum lokality, který zahrnoval realizaci vrtů a nevystrojených sond, ze kterých byly odebrány vzorky zemín a podzemních vod a kontaminovaných kalů. Dále byly na lokalitě odebrány vzorky prachových částic (respirabilní velikosti), a to i v prostoru obytných domů nacházejících se v těsné blízkosti lokality. V řece Tuul, jejíž koryto přiléhá k průmyslovému areálu, byl proveden hydrobiologický průzkum, jehož cílem bylo zjištění případného negativního vlivu kontaminace pocházející z ČOV Hargia na říční ekosystémy. V rámci průzkumných prací byly dále provedeny hydrodynamické zkoušky na vybraných vrtech s cílem ověřit hydraulické parametry zvodnění. Na lokalitě bylo po dobu jednoho roku prováděno měření klimatických parametrů, především síly a směru větru a teploty ovzduší pro účely navazujících studií.

Cíle projektu byly definovány následovně (součást bilaterálního memoranda):

- provedení průzkumu znečištění, kvantifikace deponovaných odpadů, zpracování analýzy rizik (zeminy, podzemní a povrchová voda, prach a přiléhající řeka Tuul; identifikace zdravotních a environmentálních rizik)
- studie proveditelnosti, návrh a realizace vhodného sanačního zásahu (zamezení šíření znečištění z kontaminovaných maticí)
- vzdělávací a školící kampaň (předávání informací o projektu, výstupů a dále poznatků o problematice znečištění, odpadů apod. místním partnerům).



Obr. 1 Čistírenské kaly s vysokým obsahem především těžkých kovů deponované v prostoru ČOV Hargia; viditelně překročena kapacita původních betonových kazet kalového hospodářství; v pozadí relativně blízko od průmyslového areálu obytné domy a sídliště

ZJIŠTĚNÝ STAV KONTAMINACE

Odebrané vzorky zemin, kalů, sedimentů z řeky Tuul, biologických matric (ryby, m kkyši), podzemních a povrchových vod a vzorků prachu byly analyzovány na obsah širokého spektra látek - především Cr^{III} a Cr^{VI} , dále parametr EOX, TOC, ropné látky, atd. V rámci průzkumných prací bylo na lokalitě ČOV v průmyslovém areálu Hargia identifikováno znečištění především anorganickými látkami. Kontaminací byly zasaženy zeminy, deponované kaly, stavební konstrukce i podzemní voda. Jednoznačně nejvýznamnějším zjištěným kontaminantem byl chrom, jehož sloučeniny byly (resp. jsou i nadále) v technologii místních koželužen používány. V případě chromu byly identifikovány vysoké koncentrace Cr^{III} i karcinogenního Cr^{VI} . Cr^{VI} byl nalezen především v těch vzorcích stavebních konstrukcí a zemin z povrchu terénu. Cr^{III} převládá ve všech kontaminovaných matricích. Obsahy chromu byly ve všech sledovaných matricích naměřeny v koncentracích, které převyšují přirozené pozadí těchto látek v životním prostředí o 2–3 řády. Bylo prokázáno, že kaly z koželužen deponované na lokalitě byly hlavním zdrojem znečištění (krom toho bylo ještě podezření na vylévání kapalných látek z provozu mimo určené nádrže v rámci areálu).

Deponované kaly obsahovaly i řadu dalších polutantů ve vysokých koncentracích - především amoniakální dusík, amonné ionty, v menší míře sulfidy. Dominantním a pro lidské zdraví nejrizikovějším kontaminantem byl shledán chrom. V případě těchto kalů byly rovněž ověřeny výrazné ekotoxické vlastnosti, které byly prokázány standardními testy ekotoxicity. Uložené kaly byly pro širší okolí zdrojem znečištění průnikem srážkových vod, mobilizací prachových částic z povrchu terénu v třem a mechanických přesunem kalů a/nebo sekundárně kontaminovaných matricí po lokalitě a do jejího okolí. Kontaminace zemin nebyla zjištěna souvislá a v celé ploše, kde byly realizovány průzkumné práce. Nejvyšší koncentrace kontaminantů (Cr) byly identifikovány v povrchové a přívodní vrstvě horninového profilu. V případě vzorků odebraných z povrchu terénu byly ve všech případech nalezeny výrazně zvýšené koncentrace Cr_{celk} . Se vzrůstající hloubkou byl zaznamenán pokles obsahu chromu o jeden až dva řády. V hloubkové úrovni 0,5–1 m p. t. klesala v těch případech koncentrace Cr zprůměrně do blízkosti přirozených obsahů Cr v životním prostředí (viz zjištěné koncentrace v slepých vzorcích). Pouze v těch případech byly zjištěny vysoké obsahy Cr v hlubších úrovních nenasycené zóny.

V rámci průzkumu stavebních konstrukcí byla zjištěna významná kontaminace chromem v případě betonových jímk, ve kterých byly uloženy kontaminované kaly (na těch kterých betonových zdech se zde nacházely jasné žluté výkvetiny Cr^{VI}), a dále v provozní části hlavní budovy ČOV s vestavěnými technologiemi pro čištění.

V případě podzemních vod byla zjištěna kontaminace Cr_{celk} v prostoru deponovaných kalů a kontaminovaných zemin. Tvar kontaminačního mraku byl protažen jihovýchodním směrem. S ohledem na výsledky průzkumných prací, měření hladin podzemních vod (hydraulického gradientu) a hydraulického modelu lze předpokládat, že kontaminační mrak se šíří směrem k východu až jihovýchodu k řece Tuul. Znečištění povrchových vod sledovanými kontaminanty (odbery vzorků povrchových vod z řeky Tuul na třech profilech) nebylo potvrzeno. Odebrané vzorky sedimentů z řeky Tuul ani biologické vzorky (ryby a m kkyši, odchyt živočichů viz obr. 2) zatím neprokázaly zasažení vodních ekosystémů sledovanými polutanty.



Obr. 2: Odchyt ryb a m kkyšů z řeky Tuul za účelem odběru biologických vzorků pro účely analýzy rizik

Z procesů přirozené atenuace, které se na lokalitě uplatňovaly, byla jako nejvýznamnější proces označena redukce Cr^{VI} na Cr^{III} a následná sorpce Cr^{III} v horninovém prostředí saturované i nenasycené zóny, a dále vznik pevného hydroxidu Cr^{III} , který vzniká srážením v saturované zóně. Dochází tak k postupnému poklesu koncentrace Cr_{celk} v podzemní vodě (za předpokladu zastavení dotace Cr do horninového prostředí).

ANALÝZA RIZIK, STUDIE PROVEDITELNOSTI

Výsledky průzkumných prací byly podkladem pro zpracování rizikové analýzy, v rámci které byli vytipováni potenciální příjemci rizika, reálné expoziční scénáře, identifikována a zhodnocena zdravotní rizika plynoucí z kontaminace Cr^{VI} a Cr^{III} . Bylo potvrzeno, že kontaminace zemin, stavebních konstrukcí a především přítomnost vlastních kalů na nezabezpečené deponii představovaly významná zdravotní rizika jak pro zaměstnance průmyslového areálu Hargia, tak pro obyvatele okolní rezidenční zástavby. Byla potvrzena zvýšená

nekarcinogenní rizika v souvislosti s přímým kontaktem a inhalací kontaminovaných prachových a půdních částic u zamstanců předčistírny odpadních vod, zamstanců okolních průmyslových areálů a u rezidentů, kteří v blízkosti lokality žijí, resp. budou žít a mohou se dostávat na území areálu díky nedostatečnému zabezpečení proti vstupu. Jednalo se o zdravotní rizika způsobená kontaminací sloučeninami šestimocného chromu Cr^{VI} , a to pouze při zohlednění maximální zjištěné úrovně znečištění. Přítomnost sloučenin Cr^{III} nepředstavovala bezprostřední nebezpečí pro sledované příjemce rizik. Provedeným hodnocením bylo rovněž prokázáno zvýšené riziko vzniku nádorových onemocnění v důsledku expozice průměrným i maximálním koncentracím Cr^{VI} . Posuzovaná expozice zamstanců ČOVA obyvatel pohybujících se v místních kalových polích díky nedostatečnému zabezpečení spojená s inhalací kontaminovaného prachu a náhodnou ingestí půdních a prachových částic prokazatelně vede k nárůstu pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění nad obecně přijatelnou mírou rizika 1.10^{-6} , resp. 1.10^{-5} . Nejvyšší zdravotní rizika bylo možné očekávat v případě populace malých dětí, které v blízkosti kontaminovaného území žijí, a to zejména v souvislosti s možným pohybem na lokalitě a inhalací kontaminovaných prachových částic, které byly resuspendovány z povrchu terénu na lokalitě do okolí. Míra ovlivnění jednotlivých složek ekosystému byla v posuzované lokalitě nízká a ve srovnání s ohrožením lidského zdraví zanedbatelná. Rizikem v tomto ohledu zůstával únik kontaminantů mimo prostor lokality a jejího blízkého okolí (průmyslového areálu) a zasažení vodních a na vodu vázaných ekosystémů přilehlé řeky Tuul, ve které byla zjištěna relativně vysoká kvalita povrchové vody a přítomnost nejcitlivějších organismů vůči znečištění.



Obr. 3 Odtěžení a nakládka kontaminovaných čistírenských kalů, nevhodně deponovaných v areálu ČOV Hargia



Obr. 4 Výstavba zabezpečené kazety v prostoru skládky komunálního odpadu v Morin Davaa - pokládka bentonitových rohoží

S ohledem na výsledky rizikové analýzy byla zpracována studie proveditelnosti sanačního zásahu, z níž vyplynula jako optimální varianta vytváření kontaminovaných odpadů (obr. 3) a dalších zasažených matric s odstraněním ex-situ. Tím vznikla potřeba výstavby nové zabezpečené kazety/skládky pro uložení kontaminovaných matricí (taková skládka s odpovídajícími parametry dosud v Mongolsku nebyla vybudována) a jejich definitivní izolace od životního prostředí a zabezpečení úniku polutantů, především chromu do okolí.

VÝSTAVBA ZABEZPEČENÉ SKLÁDKY, ULOŽENÍ ODPADŮ

Pro výstavbu této zabezpečené kazety byla identifikováno místo v prostoru skládky komunálního odpadu v Morin Davaa. Zde byla v rámci předemtného rozvojového projektu vybudována zabezpečená kazeta na základě projektové dokumentace, zpracované dle příslušných norem ve spolupráci s místní projektovou kanceláří a odsouhlasenou místními úřady. Jako těsnicí materiál byly (mimo jiné s ohledem na klimatické podmínky) zvoleny bentonitové rohože (import z Jižní Koreje), dále byly použity GSE HDPE folie a geotextilie Fibertex.

Po vybudování kazety byly postupně naváženy a ukládány kontaminovanými matricemi dovezenými z lokality Hargia. Celkem bylo na zabezpečenou skládku v Morin Davaa odvezeno a následně uloženo cca 20 000 m³ nebezpečných odpadů (tj. kalů, zemin a betonů s obsahem těžkých kovů). Konečnou fází projektu bylo uzavření kazety skládky a rekultivace svrchní části. Instalován byl i systém monitoringu podzemní vody. V těsném okolí kazety s uloženým odpadem byl vybudován systém monitoringu podzemních vod. Z vyhloubených vrtů byly odebrány vzorky podzemních vod pro stanovení požadovaných hodnot Cr .

Pro provedení všech prací byla vybudována a uzavřena kazeta skládky s uloženým nebezpečným odpadem, monitorovací systém i rekultivovaný prostor kalových polí areálu ČOV Hargia předána partnerům projektu. K nejvíce problematickým okolnostem v rámci realizace projektu byly klimatické podmínky, nesnadné hledání způsobilých místních subdodavatelů a problematické posuzování a schvalování projektu výstavby skládky a následného transportu odpadů.

AKTUÁLNA A ZJAVNÁ HRÚBKA ROPNÝCH LÁTOK V HORNINOVOM PROSTREDÍ

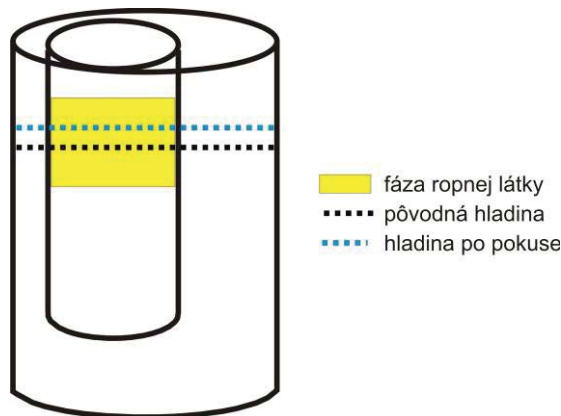
Rudolf Polák, Alena Bágelová

Hydropol – Rudolf Polák s. r. o., Rajsská 1, 811 08 Bratislava
e-mail: julia@netax.sk

Kľúčové slová: ropná látka, aktuálna fáza, hladina podzemnej vody, Archimedov zákon

Väčšina ropných látok a ich produktov sú ľahšie ako voda a preto plávajú na jej hladine. V súlade s Archimedovým zákonom ich podstatná časť v monitorovacom vrte je pod hladinou podzemnej vody a menšia nad jej hladinou.

Na potvrdenie platnosti Archimedovho zákona pre dve tekutiny rozdielnej hmotnosti sme urobili malý pokus. Do väčšej sklenej nádoby naplnenej vodou sme vložili vo vertikálnej polohe užší priesvitný valec, jeho otvorené dno bolo pár cm nad pevným dnom väčšej nádoby. Na hladinu vody skleneného valca sme naliali benzín. V súlade s Archimedovým zákonom časť benzínu vytlačila vodu z valca a časť zostala nad hladinou vody – pozri obr.1.



Obr. 1 Benzín na hladine vody vo vrte (v priesvitnom valci) – potvrdenie platnosti Archimedovho zákona pre monitorovací vrt

Vo zvodnenej vrstve Archimedov zákon neplatí, pretože jej vertikálny odpor významne pôsobí proti prieniku ropných látok pod hladinu podzemnej vody – preto väčšia časť ropných látok sa v horninovom prostredí nachádza nad hladinou podzemnej vody a menšia pod ňou.

Z vyššie uvedeného vyplýva zásadný rozdiel medzi polohou a hrúbkou ropných látok v monitorovacom vrte a vo zvodnenej vrstve a nad ňou. Hrúbku ropných látok v monitorovacom vrte vieme zmerať a preto ju nazývame zjavnou. Hrúbku ropných látok vo zvodnenej vrstve a nad ňou nazývame aktuálnou (skutočnou), nevieme ju tak priamo zmerať ako zjavnú hrúbku a preto sú problémy s jej stanovaním. Zjavná hrúbka vo väčšine prípadov je väčšia ako aktuálna. V niektorých zvodnených vrstvách ju možno využiť na zistenie aktuálnej hrúbky.

Ak prevrtáme horninové prostredie na hladine podzemnej vody ktorej je fáza z ropných látok, tak potom ich časť stečie do vrtnu. Pri dostatočnej hrúbke fázy v horninovom prostredí obyčajne príde k vyrovnaniu povrchu aktuálnej a zjavnej fázy. Nemusí tomu však tak vždy byť – napríklad ak monitorovací vrt je veľmi široký tak z horninového prostredia nemusí vytiecť dostatočný objem ropnej látky na vyrovnanie povrchov, podobne to môže byť vo veľmi slabo priepustných horninách. To či sa povrchy zjavnej a aktuálnej fázy mohli vyrovnáť treba posúdiť z poznania litologického profilu vrtnu a charakteru zemín v ktorej sa vyskytuje aktuálna fáza.

V našom príspevku sa zaoberáme situáciou keď povrchy zjavnej a aktuálnej fázy sú vyrovnané.

Na zistenie, alebo výpočet hrúbky aktuálnej fázy odporúčame tento postup:

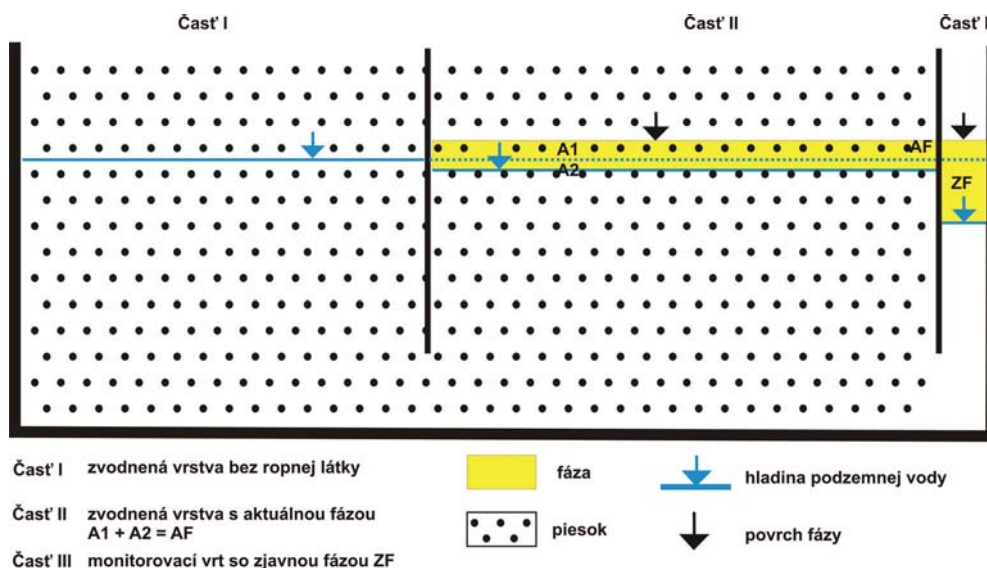
- zmeriame zjavnú fázu v monitorovacom vrte – jej hrúbku a povrch

- na základe známej hmotnosti ropnej látky môžeme výpočtom, laboratórne, alebo interpoláciou hydroizohýps z územia bez fázy určiť aktuálnu úroveň hladiny podzemnej vody, ktorá by bola v monitorovacom vrte ak by v ňom neboli ropné látky
- rozdiel medzi úrovňou povrchu fázy a aktuálnou úrovňou hladiny podzemnej vody sa rovná časti zjavnej hrúbky ropných látok, označujeme ju A-1
- laboratórne, alebo výpočtom zistíme hrúbku aktuálnej fázy pod aktuálnou hladinou podzemnej vody – označenie A2
- potom celková hrúbka aktuálnej fázy je $A1 + A2$

Hrúbka A2 závisí od hmotnosti ropnej látky, jej viskozity a odporu zvodnenej vrstvy proti prenikaniu ropnej látky do nej. Čím je priepustnosť zvodnenej vrstvy menšia, tým je hrúbka A2 menšia a A1 väčšia.

Pri veľmi malej hrúbke A1 a nízkej priepustnosti zvodnenej vrstvy možno aktuálnu fázu A2 zanedbať.

Na potvrdenie správnosti vyššie uvedeného sme urobili druhý pokus. Väčšiu sklenenú nádobu sme rozdelili na tri časti – I, II a III neúplnou clonou (končila 1 cm nad dnom sklenenej nádoby) tak aby jej spodok bol hydraulicky prepojený. Clona medzi II. a III. časťou bola perforovaná. III časť reprezentovala monitorovací vrt a I. a II. časť zvodnenú vrstvu – nasypali sme do nich piesok. Potom sme do nádoby naliali vodu. V nádobe sa vytvorila jednotná úroveň vody. Potom sme do časti II naliali benzín, ktorý z hladiny podzemnej vody stekal do časti III (simulácia monitorovacieho vrtu) a po určitom čase sa povrchy benzínu aktuálnej a zjavnej fázy vyrovnali. V časti III sa vytvorila situácia aká je na obrázku číslo 1 – teda i tu platil Archimedov zákon, v časti II len mala hrúbka aktuálnej fázy bola zaklesnutá do zvodnenej vrstvy – pieskov pod pôvodnú hladinu vody – je to vidno porovnaním hladiny vôd v pieskoch I. a II. časti – pozri obrázok číslo 2.



Obr. 2 Ropná látka na hladine podzemnej vody a vo vrte – pokus č. 2

Stanovenie aktuálnej hrúbky ropných látok je potrebné pre výpočet ich množstva v horninovom prostredí a pre výpočet ich prítoku do sanačného vrtu. Jej presné stanovenie je komplikované vertikálnym pohybom podzemnej vody a ropných látok v čase. Pri stúpaní hladiny podzemnej vody sa znižuje ako aktuálna tak i zjavná hrúbka fázy a pri klesaní sa hrúbka oboch fáz zväčšuje. Pri stúpaní hladiny podzemnej vody voda uväzní časť ropných látok v póroch a to spôsobuje znižovanie aktuálnej hrúbky. Situácia v monitorovacom vrte je iná. V ňom hladina podzemnej vody môže stúpať o niečo (sekundy, minúty?) rýchlejšie ako v horninovom prostredí, pretože proti jej stúpaniu nie je odpor horninových zŕn. So stúpaním hladiny podzemnej vody stúpa i ropná látka na jej hladine a pri tomto procese sa táto môže rozlievať do obsypu, alebo okolitého horninového prostredia – to spôsobuje znižovanie jej hrúbky. Rozdielna rýchlosť stúpania hladiny vody vo vrte a horninovom prostredí môže byť i výrazná a to vtedy, keď zvodnená vrstva je nehomogénna a sú v nej polohy viac priepustné, ktoré vedú vodu rýchlejšie ako ostatná menej priepustná časť zvodnenej vrstvy. Pri klesaní hladiny je situácia opačná

– zväčšuje sa hrúbka fázy aktuálnej a aj zjavnej. Aktuálna sa zväčšuje vplyvom vytekania pôvodne vodou v póroch uväznených ropných látok a zjavná v dôsledku zväčšovania aktuálnej hrúbky ropných látok ich pretokom do vrtu a platnosťou Archimedovho zákona vo vode vrtu. Najväčšia aktuálna a zjavná hrúbka ropných látok preto býva v období s minimálnymi úrovňami hladiny podzemnej vody.

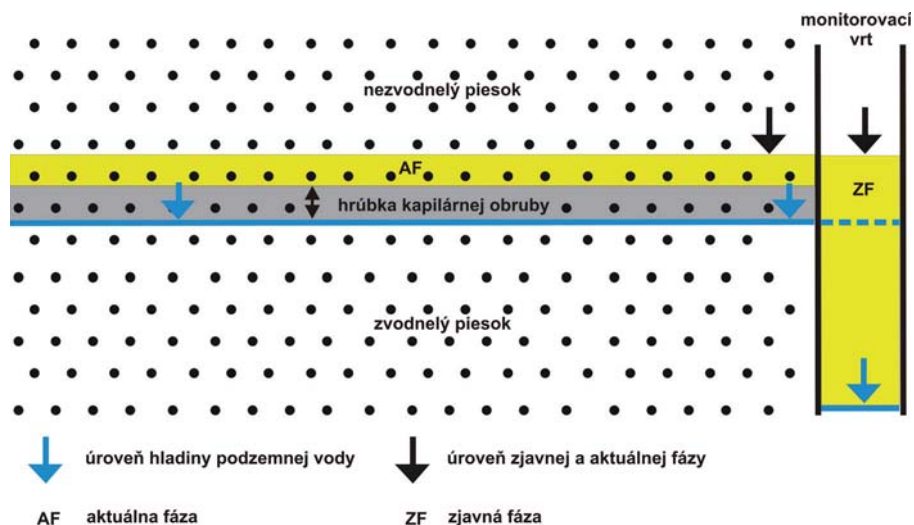
I pri minimálnej úrovni hladiny podzemnej vody zostáva časť ropných látok nad aktuálnou úrovňou – v neprietočných – mŕtvych póroch – ich objem orientačne možno stanoviť napríklad z migračných skúšok, zostáva aj vo veľmi malých póroch a aj ako obal na horninových zrnách – takýmto spôsobom viazané množstvo ropných látok je menšie pre ich nepolárny charakter.

Množstvo ropných látok v horninovom prostredí pri minimálnej úrovni hladiny podzemnej vody sa teda rovná množstvu ropných látok v póroch aktuálnej fázy a množstvu ropných látok v zóne kolísania hladiny podzemnej vody, ktorú nazývame reziduálnou zónou, pretože sa v nej nachádzajú len zostatky ropných látok v zmysle vyššie uvedeného.

Vyššie popísaný spôsob zisťovania aktuálnej a zjavnej fázy platí pre prípad horninového prostredia, kde hrúbka kapilárnej zóny je zanedbateľná, alebo neexistuje v dôsledku prestupu ropných látok cez ňu až na hladinu podzemnej vody.

Ak ropná látka pretekajúca vertikálne cez horninové prostredie nemá dostatočnú hrúbku resp. váhu sa zastaví na kapilárnej obrube a nad ňou vytvára aktuálnu fázu. V tomto prípade je stanovenie hrúbky aktuálnej fázy zložitejšie a v niektorých prípadoch len z merania povrchu a hrúbky ropných látok zjavnej fázy v monitorovacom vrte nemožné – pozri obr. č. 3 a 4. Súvisí to s dvomi problematikami:

- s presnosťou stanovenia hrúbky kapilárnej zóny nad ktorou je aktuálna fáza
- pri väčšej hrúbke kapilárnej zóny a menšej hrúbke aktuálnej fázy nad ňou nemusí prísť k vyrovnaniu povrchov zjavnej a aktuálnej fázy – povrch zjavnej môže byť oveľa nižšie ako povrch aktuálnej fázy nad ňou



Obr. 3: Aktuálna fáza nad kapilárnou obrubou – vyrovnané povrchy fáz

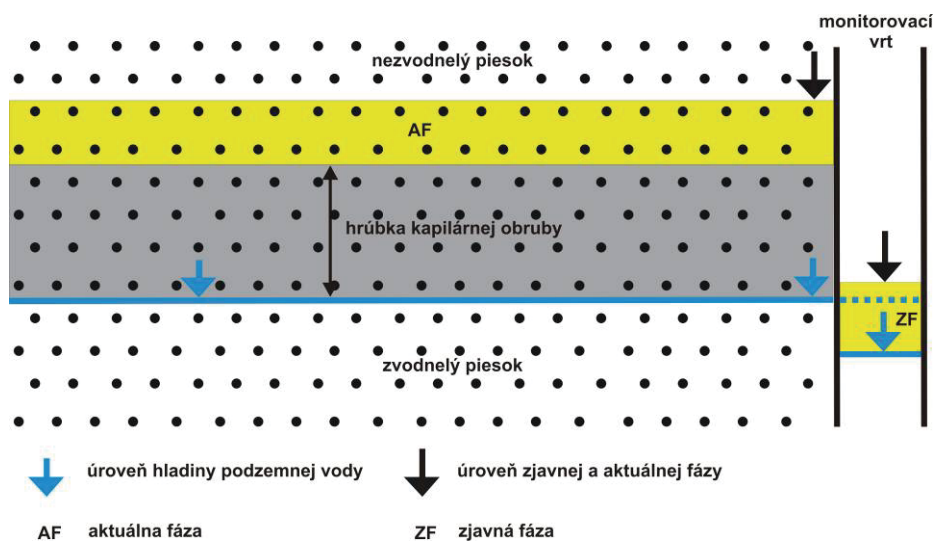
Pre stanovenie hrúbky aktuálnej fázy nad kapilárnou obrubou odporúčame nasledovným postupom:

- stanoviť hrúbku kapilárnej zóny
- zmerať hrúbku a úroveň povrchu zjavnej fázy vo vrte – tá by mala byť nad kapilárnou obrubou
- výpočtom alebo interpoláciou zistiť aktuálnu úroveň hladiny podzemnej vody, ktorá by bola vo vrte ak by v nej neboli ropné látky.

Hrúbka aktuálnej fázy potom je – rozdiel povrchu zjavnej fázy a aktuálnej hladiny podzemnej vody zmenšený o hrúbku kapilárnej zóny.

Ak povrch zjavnej fázy je pod povrchom kapilárnej zóny (pozri obr. č. 4), tak potom hrúbku aktuálnej fázy možno stanoviť napríklad z vrtného jadra – jeho presvetlením UV lampou. V UV svetle čistá hornina zostáva

tmavá a hornina s ropnou látkou má fluorescenciu. Tento postup odporúčame použiť aj v predchádzajúcich prípadoch, pretože môže pomôcť k presnejšiemu vyčleneniu aktuálnej resp. reziduálnej zóny.



Obr. 4 Aktuálna fáza nad kapilárnou obrubou – povrchy fáz nevyrovnané

Problematika určenia hrúbky aktuálnej fázy je podstatne zložitejšia ako sa zdá z vyššie uvedeného. Je komplikovaná režimovými zmenami podzemnej vody, heterogenitou horninového prostredia zvodneného i nezvodneného, neistotou posúdenia vyrovnanosti povrchov aktuálnej a zjavnej fázy. Preto je jej v odbornej literatúre venovaná rozsiahla pozornosť – v prípade záujmu o čo najpresnejšie stanovenie aktuálnej hrúbky ropných látok v suchom horninovom prostredí a zvodnenej vrstve možno vychádzať z priloženého zoznamu literatúry.

Našou snahou bolo v prvom rade poukázať na rozdielnosť hrúbky a polohy aktuálnej a zjavnej fázy vo vrte a horninovom prostredí, stanoviť jednoduchý postup na určenie aktuálnej hrúbky fázy z údajov o zjavnej fáze a tiež poukázať na to, že zjavnú hrúbku nemožno uvažovať pre výpočet obsahu ropných látok v horninovom prostredí.

LITERATÚRA

- Testa, S., M., a Winegardner D., L.: Restoration of Petroleum Contaminated Aquifers, Lewis Publishers
 Marinelli F., Durnford D. S.: LNAPL Thickness in Monitoring Wells Considering Hysteresis and Entrapment Ground Water May – June 1996
 Pehlivan M.: Overlay Mapping Technique for Estimating LNAPL Thickness and Distribution in Subsurface, Proceedings of ETCE/OMAE 2000 – Energy for the New Millennium, New Orleans, Louisiana
 Ballastero T. P., Fiedler F. R., Kinner E. N.: An Investigation of the relationship Between Actual and Apparent Gasoline Thickness in Uniform Sand Aquifer, Water September – Oktober 1992
 Payne F., Quinnan A. J., Potter S. T.: Remediation Hydraulics, CRC Press Taylor and Francis Group
 Sara N. M.: Site Assessment and Remediation Handbook, Second Edition, Lewis Publishers
 Charbeneau R., Adamski M.: LNAPL Mobility and Well Thickness – Internet

TYPY RAFINAČNÝCH ODPADOV, ICH VZNIK A ZLOŽENIE NA SKLÁDKACH

Daučík Pavol, Hrušková Lucia, Hudec Pavol, Hadvinová Marcela, Rosevák Marián, Peller András

Slovenská Technická univerzita v Bratislave, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie
Ústav organickej chémie, katalýzy a petrochémie, Oddelenie technológie ropy a petrochémie
Radlinského 9, 812 37 Bratislava 1

Kľúčové slová: rafinačné procesy, kyslé smoly

ÚVOD

Medzi najstaršie rafinačné procesy pri výrobe olejov patrí adsorpcia–práškovanie a sulfonácia. Pozostatky týchto technológií sú ešte stále uložené v lokalitách okolo rafinérií.

Adsorpčné procesy sa používali v rafináciách, najmä v dorafináciách olejov a na odstránenie zvyškov kyselín po ich sulfonácii. Pre tieto účely sa používali poláme adsorbenty zachytávajúce zvyšky ropných živíc, kondenzovaných arómátov, zvyšky rozpúšťadiel po selektívnych rafináciách a najmä zvyšky po kyselinových rafináciách. Najviac používanými adsorbentmi boli prírodné a hlinito–kremičitany, bauxit a pod. Používali sa hlavne hlinky, čo sú prírodné hydratované hlinito-kremičitany typu montmorillonitov (bentonitov) a halozitov. Ich aktivita sa zväčšuje tepelnou alebo katalytickou aktiváciou. V rafinácii znečistený adsorbent sa regeneroval, znova aktivoval a použil. Viackrát použitý, nevratne deaktivovaný adsorbent končil na skládkach.

Rafinácia pomocou kyseliny a lúhu sa používa prakticky od počiatkov priemyselného spracovania ropy. Chemickým rafináciám, dnes už zriedkavým, sa podrobujú palivá i oleje. Využíva sa pri nich schopnosť rôznych ropných látok, ktoré sú produktom nežiadúce, selektívne reagovať s chemickými činidlami a tak ich odstraňovať alebo premieňať. Najrozšírenejšími boli rafinácie kyselinami a lúhmi. Dnes sa uplatňujú iné činidlá, najmä pri rafináciách motorových palív, ak sa odstraňujú alebo premieňajú korozívne sírne látky.

Rafinácia kyselinou sírovou bola prvým čistiacim procesom pri spracovaní ropy. Kyselina sírová je podľa podmienok chemickým činidlom, katalyzátorom alebo selektívnym rozpúšťadlom. Selektívne je jej pôsobenie na typy chemických individuít prítomných v olejoch. Koncentrovaná kyselina sírová pri bežnej teplote neatakujúce *nasýtené uhľovodíky*. Oleum ich oxiduje a sulfónuje. Cyklány môže dehydrogenovať na arómáty. *Aromáty a cyklánoarómáty* sa sulfónujú koncentrovanou kyselinou sírovou. Používala sa 98 % kyselina alebo oleum (dymiaca kyselina) a sulfonácia prebieha na jadre, pričom vznikajú sulfónové kyseliny. Ich vápenaté a sodné soli sa používajú ako prísady do olejov. *Ropné živice, sírne látky a dusíkaté zásady* sa v kyseline sírovej rozpúšťajú, sulfonujú a kondenzujú na asfaltény. Tým sa znižoval obsah arómátov a látok obsahujúcich heteroatómy v produktoch, najmä však pri výrobe bielych olejov a s ňou spojených výrobou petrosulfonátov. So zvyšujúcim sa množstvom kyseliny sa zväčšuje hĺbka rafinácie. Lahké a alkanické suroviny si vyžadujú menej kyseliny. Napr. spotreba kyseliny na rafináciu petrolejov sa pohybovala medzi 2 až 3 %, olejov 5 až 15 %, ale pri výrobe bielych olejov medicínálnych to bolo až 100 % na použitú surovinu. Styk kyseliny s materiálom, ktorý sa podroboval rafinácii, sa realizoval v agitéroch, t. j. vo valcových miešaných reaktoroch s kónickým dnom. Agitér mal naspodu kohút na vypúšťanie kyslých živíc (smôl – gudrónov). Kyslé živice, t. j. produkty pôsobenia kyseliny na nežiadúce zložky rafinovaného ropného podielu, spolu s nespotrebovanou kyselinou sa tak oddeľoval od vyrafinovaných olejov.

Základným problémom kyselinových rafinácií, investične aj prevádzkovo lacných, sú kyslé živice (smoly, gudrony, sludge), do ktorých prechádza aj nezreagovaná kyselina sírová. Kyslé živice predstavujú mimoriadne veľkú ekologickú záťaž, ich ďalšie spracovanie je problematické, likvidácia náročná a drahá. Kyslé živice obsahujú okrem kyseliny sírovej aj organické sulfokyseliny, kyslé a neutrálné estery, olejové živice a asfaltény pôvodne neprítomné v oleji. Obsahujú aj ako produkty oxidačných, polymerizačných a kondenzačných reakcií pôsobenia kyseliny sírovej na dusíkaté zásady, rozpustené ropné kyseliny i mechanicky strhnuté olejové podiely. Zloženie a vlastnosti kyslých živíc ilustruje tab. 1. V jednotlivých lokalitách sa zloženie kyslých živíc mení a závisí aj od použitej technológie a spôsobu odberu vzoriek.

Navrhnutých bolo viacero spôsobov spracovania kyslých živíc, ktoré sú však problematické neboli technologicky doriešené a realizované:

- *spracovanie na kyselinu sírovú*. Zriedením vodou alebo parou sa živice rozdelia na olejovú vrstvu a zriedenú kyselinu, znečistenú sulfokyselinami (asi 5 %). Soli sulfokyselín môžu slúžiť ako lacné, málo účinné inhibítory korózie. Zriedená kyselina sa zakoncentruje s SO₃ na 93 %. Vyššie zakoncentrovanie nie je možné, lebo by dochádzalo k oxidácii v nej prítomných organických látok a redukcii kyseliny na SO₂. Pre využitie znečistenej, zriedenej kyselininy sa nenašlo použitie.
- *spracovanie na palivo*. Kyslé živice alebo olej z nich vylúčený sa spaľujú v peciach, často dávkované samostatným horákom, alebo v špeciálnych spaľovniach priamo alebo zmiešané s iným vhodným palivom. Treba si uvedomiť korozívnosť spalín. Miesta s nižšou teplotou ako je rosný bod veľmi silno korodujú. Kyslé živice sa začínajú spaľovať až keď je kúrenisko vyhriate nad rosný bod. Nedostatkom spaľovania kyslých živíc je korózia a vysoký obsah SO₂ v spalinách;
- *spracovanie na asfaltové hmoty* sa ukázalo ako málo vhodné, získané asfalty sú nekvalitné;
- *nastavovadlá do kaučukov* sa dajú získať vákuovou destiláciou neutralizovaných živíc. Produktom sú viskózne nenasýtené oleje „naftalény“. Lacnejšie sú však nastavovadlá na báze extraktov z rafinácie olejov selektívnymi rozpúšťadlami.

Tab. 1. Ilustratívne zloženie kyslých živíc [1]

	Kyslé živice z			
	<i>petroleja</i>	<i>ľahkého oleja</i>	<i>stredného oleja</i>	<i>ťažkého oleja</i>
Kyslosť ako H ₂ SO ₄ % hmot.	45,8	42,9	18,3	32,4
Voľná H ₂ SO ₄ % hmot.	33,2	39,7	17,3	–
Voda, % hmot.	5,6	7,6	3,8	–
Vzhľad kyslých živíc	tekuté	viskózne	viskózne, čerpatel'né	veľmi viskózne, rýchlo tvrdnú

V minulosti sa kyslé živice odvážali do uskladňovacích jám – bazénov. Tieto sú dodnes veľkou ekologickou záťažou lokalít v okolí rafinérií. Kyselina zo živíc uskladnených v jamách je reaktívna, korozívna, môže presakovať do podlažia, miešať sa so spodnými vodami. Dažďové vody zvyšujú obsah uskladňovacích jám, zriedujú kyselinu. Musia sa odčerpávať a po neutralizácii prepúšťať cez čističku odpadných vôd. V odpadných jamách sa nahromadili okrem kyslých živíc aj odpady z lúhovania a práškovania. Neutralizácia materiálov v jamách by riešila problém iba čiastočne, ale sa nerealizovala. Ich zavážanie a zakrývanie realizované v minulosti tiež nie je vhodné riešenie.

HODNOTENIE ZLOŽENIA KYSLÝCH ŽIVÍC

Kyslé smoly sú mnohozložkové systémy čo významne komplikuje ich analýzy. Analýzy sa zameriavajú hlavne na stanovenie obsahu kyslých zložiek, olejových zložiek, arómatov, kovov, popola a vody. Keďže ide o odpady, ktorých vznik sa datuje už od zhruba 30–tych rokov 20. storočia sú známe výsledky analýz z tohto obdobia [2, 3]. V novších analýzach sa na charakterizáciu kyslých gudrónov používajú ako klasické tak aj moderné analytické metódy [4, 5, 6, 7]. Pri širokom zameraní analýz kyslých smôl sa sledoval obsah kovov (0,09 až 200 mg/kg), polychlorovaných bifenylov (PCB menej ako 0,05 mg./kg), polyaromatických uhľovodíkov (PAH 40 až 100 mg/kg), kyanidov(1 až 3 mg/kg), fenolov (40 až 120 mg/kg) [8]. Obsah týchto polutantov je rádovo zhodný s obsahom v ropách [8] alebo v asfaltoch [9]. Významný rozdiel je v rafinačných odpadoch z kyselinovej rafinácie a odpadoch z iných typov rafinačných procesov. Preto je dôležité určiť typ uloženého odpadu. Sulfonované ropné produkty vyžadujú iné spôsoby manipulácia a technológie spracovania ako ťažké uhľovodíkové odpady.

Na stanovenie prítomnosti sulfonovaných rafinačných odpadov sa použili titračné metódy, extrakčné metódy a infračervená spektroskopia. Extrakcia smôl sa robila v Soxletovom extraktore. Vhodným rozpúšťadlom sa ukázala zmes toluénu a etanolu (66:34 % v/v). V tab. 2. sú údaje získané z extrakcie dvoch vzoriek smôl odobratých zo skládky v Devínskej Novej Vsi a jednej vzorky odoberanej zo skládky v lokalite Predajná.

Infračervená spektroskopia (IR) extraktov uvedených v tab. 2 ukázala rovnaký technologický pôvod vzoriek „DNV – smoly – únik“ a „Predajná – smoly“. V IR spektrách týchto vzoriek sú intenzívne pásy typické pre – SO₃H skupiny. Spektrum vzorky „DNV – smoly – kameňolom“ obsahuje pásy zodpovedajúce uhľovodíkovým skupinám a neobsahuje pásy typické pre sulfoskupiny.

Tab. 2 Údaje o extrakcii o vzoriek smôl

	DNV smoly – kameňolom	DNV smoly – únik	Predajná smoly
	(% m/m)	(% m/m)	(% m/m)
Extrakt – rozpustený podiel	91,08	62,4	91,52
Nerozpustný podiel	8,74	30,1	5,87
Straty	0,18	7,5	2,61
Popol na vzorku	7,56	10,1	4,49
Popol na nerozpustný podiel	86,55	33,4	76,48
Typické pásy uhl'ovodíkov v IČ oblasti: $\nu_{\text{asym}} \text{CH}_3$ skupín 2960 cm^{-1} $\nu_{\text{sym}} \text{CH}_3$ skupín 2870 cm^{-1} $\nu_{\text{asym}} \text{CH}_3$ skupín 1440 cm^{-1} $\nu_{\text{asym}} \text{CH}_3$ skupín 1380 cm^{-1}	prítomný prítomný prítomný prítomný	slabý – široký slabý – široký prítomný prítomný	slabý – široký slabý – široký prítomný prítomný
Typické pásy uhl'ovodíkov v IČ oblasti: $\nu_{\text{asym}} \text{CH}_2$ skupín 2925 cm^{-1} $\nu_{\text{sym}} \text{CH}_2$ skupín 2850 cm^{-1} $\nu_{\text{asym}} \text{CH}_2$ skupín 1470 cm^{-1}	prítomný prítomný prítomný	slabý – široký slabý – široký slabý – široký	slabý – široký slabý – široký slabý – široký
Typické pásy –SO ₃ H v IČ oblasti: $\nu_{\text{asym}} \text{OH}$ skupín 2900 cm^{-1} $\nu_{\text{asym}} \text{S=O}$ skupín $1352 \text{ až } 1340 \text{ cm}^{-1}$ $\nu_{\text{sym}} \text{S=O}$ skupín $1200 \text{ až } 1100 \text{ cm}^{-1}$	prítomný slabý slabý	slabý – široký prítomný prítomný	slabý – široký prítomný prítomný
Typické pásy v IČ oblasti: $\nu_{\text{sym}} \text{C=O}$ skupín $1780 - 1710 \text{ cm}^{-1}$	neprítomný	prítomný	prítomný

ZÁVER

Ukázalo sa, že smoly uložené vo vrchnej vrstve kameňolomu v Devínskej Novej Vsi (vzorka DNV– smoly – kameňolom) v dominantnej miere pochádzajú z adsorpčných rafinácií a obsahujú neutrálne asphaltické podiely. Analýzou vzoriek z kameňolomu v Devínskej Novej Vsi (DNV– smoly – únik) a zo skládky pri obci Predajná (Predajná – smoly) sa zistilo, že pochádzajú z technologického procesu kyselinovej rafinácie.

LITERATÚRA

- [1] Baxa, J., Daučík, P., Židek, Z.: *Technológia ropy I.* Bratislava: STU v Bratislave FCHPT, 2003. 257 s. ISBN 80-227-1825-4.
- [2] Holzman, E., Suknarowski, S.: *Analysis of Acid Sludge from Mineral Oil Treatment*, *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.*, 1935, 7 (6), pp 378 – 380
- [3] Weiss, F. T., Jungnickel, J. L., Peters, E.D., Heath, F. W.: *Analysis of Sulfuric Acid and Acid Sludges from Petroleum Processes*, *Anal. Chem.*, 1953, 25 (2), pp 277 – 284
- [4] Rietjens M., Nieuwpoort M.: *An analysis of crude oil–acid reaction products by size–exclusion chromatography*. *Fuel*, Volume 80, Issue 1, 2001, pp. 33 – 40
- [5] Marquez N., Gonzalez S., Subero N., Bravo B., Chavez G., Bauza R. and Ysambert F.: *Isolation and characterization of petroleum sulfonates*. *Analyst*, 1998, 123, 2329 – 2332
- [6] Wong T. C., Hwang R. J., Beaty D. W., Dolan J. D., McCarty R. A., Franzen A. L.: *Acid-Sludge Characterization and Remediation Improve Well Productivity and Save Costs in the Permian Basin*. *Journal SPE Production & Facilities*, Volume 12, Number 1 1997 pp. 51 – 58 Copyright 1997. Society of Petroleum Engineers Preview
- [7] El–Adly R. A, Moustafa Y. M., Omar A. M. A.: *Gilsonite varnish from acid sludge produced by the recovery of used lubricating oil*. *Pigment & Resin Technology*, Volume: 26, Issue: 4, Page: 221 – 224, 1997, ISSN: 0369 – 9420
- [8] Osobná informácia
- [9] Rick J. Brown: *Determination of trace metals in petroleum and petroleum products using an inductively coupled plasma optical emission spectrometer*, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, Volume 38, Issues 1 – 2, 1983, Pages 283 – 289
- [10] *Acceptable Uses for Recycled Asphalt Roofing in Washington State*.
<https://fortress.wa.gov/ecy/publications/publications/0907074.pdf>

URYCHLENÍ A INTENZIFIKACE KONVENČNÍCH METOD PRO SANOVÁNÍ ROPNÝCH UHLOVODÍKŮ

Karel Waska, Petr Beneš, Jiří Kamas, Karel Horák, Michal Nožička, Miroslav Minařík

EPS, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04, Kunovice, Česká republika
e-mail: eps@epsro.cz

Klíčová slova: *In situ* chemická oxidace (ISCO), pilotní test, modifikované Fentonovo činidlo, benzen, naftalen, NEL

ÚVOD

Situace na poli remediace kontaminovaných zemín podléhá v České republice v posledních letech celé řadě významných změn. Jednou z nejvýznamnějších je postupný přechod od financování státního (FNM, MF, MŽP) k financování z jiných zdrojů, jako je například OPŽP, EU a v neposlední řadě soukromí investoři. Tyto změny s sebou přinášejí nejen zásadní tlak na kvalitu provedení sanace a dosažení sanačního limitu, ale především tlak na časový horizont, ve kterém je nezbytné daných cílových limitů dosáhnout. Takto nastolené podmínky stále více vyžadují uplatňování intenzifikace remedičních technik pomocí inovativních postupů, mezi které patří například chemické oxidace *in situ*. Tyto postupy umožňují přes mírně zvýšené počáteční investice efektivní odstraňování kontaminantů horninového prostředí v relativně krátkém časovém horizontu. Nicméně správné a efektivní použití těchto pokročilých sanačních technik vyžaduje nejen hluboké praktické zkušenosti sanujícího subjektu, ale také úzkou spolupráci s laboratoří vedoucí k preciznímu plánování sanačního zásahu.

Princip techniky *in situ* chemické oxidace (ISCO) spočívá v infiltraci vodného roztoku oxidačního činidla do horninového prostředí tak, aby zde došlo k destrukci kontaminujících látek rozpustných v podzemní vodě, nasorbovaných v horninovém prostředí nebo přítomných ve formě volné fáze¹. Technologie ISCO je v nejobecnějším možném náhledu použitelná pro sanaci saturované i nesaturované zóny horninového prostředí a v zásadě pro jakýkoli kontaminant, který je oxidovatelný za vzniku netoxických nebo méně toxických produktů². Při bližším vymezení použitelnosti této metody lze ovšem konstatovat, že v tšina dosud provedených aplikací je směřována do saturované zóny, a to na lokalitách kontaminovaných organickými látkami s relativně vyšší rozpustností. Zdaleka nejčastěji je metoda ISCO uváděna v souvislosti se sanací saturované zóny kontaminované chlorovanými ethyleny³. Mezi dalšími cílovými kontaminanty jsou potom často zmiňovány látky skupin BTEX³ (benzen, toluen, etylbenzen a xyleny), PAU³ (Polycyklické aromatické uhlovodíky), PCB³ (polychlorované bifenylly), chlorbenzeny⁴ a další. I když se technika *in-situ* chemické oxidace zatím do značné míry vzpírá pokusům o generalizaci, byla již učiněna řada pokusů o stanovení obecných zjednodušujících kritérií, na jejichž základě by bylo možné alespoň odhadnout použitelnost této techniky na lokalitách s určitým typem kontaminace či s určitými charakteristikami horninového prostředí. Tímto způsobem tak byla například přibližně naznačena použitelnost techniky ISCO podle typu cílového kontaminantu² nebo podle hydraulické propustnosti prostředí⁵.

Mezi nejčastěji používanými činidly je v rámci technologie ISCO uváděna zejména manganistan draselný/sodný³, peroxid vodíku případně Fentonovo činidlo^{4,6} a peroxodisíran sodný⁷. Jako další literaturou zmiňovaná činidla můžeme uvést ozon⁸ případně rozpuštěný kyslík⁹. Koncovými produkty probíhajících reakcí jsou potom (podle použitého oxidačního činidla) oxid uhličitý, voda, bezé sloučeniny železa a oxidy manganu, tedy látky v přírodě zcela běžné.

Jako hlavní obecné výhody techniky *in situ* chemické oxidace jsou zpravidla uváděny 1) relativně rychlý průběh destrukce kontaminantů, 2) tvorba netoxických koncových produktů, 3) malé množství odpadů, které při aplikaci metody vznikají. Obecnou nevýhodou této techniky je potom nutnost dodržovat poměrně přísná bezpečnostní kritéria vztahující se k nakládání s oxidačními činidly¹⁻³. Komplikace zde mohou nastat jednak v případě, kdy by použití oxidačního činidla přinášelo na lokalitu neúměrně vysoké riziko z hlediska ochrany lidského zdraví a dále v případě úniku oxidačního činidla mimo prostor sanačního zásahu.

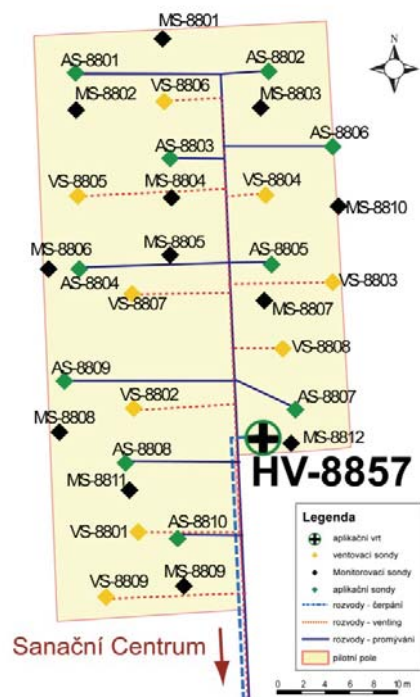
V tomto příspěvku popisujeme pilotní aplikaci ISCO prostřednictvím modifikovaného Fentonova činidla (MFC) za účelem intenzifikace konvenčních sanačních metod při odstraňování kontaminace ropnými uhlovodíky z horninového prostředí. Zájmová lokalita se nachází v areálu petrochemického provozu UNIPETROL, a.s. (Litvínov, CZ) a pokrývá plochu cca 530 m² (obr. 1). Cílový písčito-štrkavý kolektor tvořený kvartérním antropogenním sedimentem má v popisovaném území mocnost cca 3 m a v jeho podloží se nachází izolující vrstva terciálních jílu. Volná zvrstev obsahující kontaminovanou podzemní vodu má mocnost asi 1,5 m nad izolujícím jílem a její pórovitost je přibližně 0,15. Koeficient filtrace dosahuje hodnot 2,6 x 10⁻⁴ m/s a podzemní

voda proudí obecně ve směru od SV k JZ. Dominantními polutanty jsou Benzen a další nepolární extrahovatelné látky (NEL). Do roku 2004 se na cílovém území vyskytovalo rovněž znečištění naftaleny, a proto byla tato látka zahrnuta mezi sledované parametry. Souhrnné informace o stavu kontaminace před a po pilotním testu (včetně sanačních limitů a cílů pilotního testu) jsou uvedeny v tab. 1. Provozním cílem pilotního testu bylo snížení úrovně kontaminace při dodržení přísných bezpečnostních podmínek daných uvnitř explozivní zóny 1. stupně (EX-1). Tyto podmínky vyžadovaly úplnou kontrolu nad probíhajícími oxidačními procesy: udržení minimálního zvýšení teploty v sanované zóně (vlivem exotermního průběhu oxidačních reakcí), udržení pH prostředí nad limitní mezí koroze ($\text{pH} \geq 4,5$; vlivem stabilizace MFČ kyselinou citronovou) a udržení hladiny podzemní vody (HPV) pod úrovní rozvodů inženýrských sítí (vlivem zásahu reakčních činidel).

Obr. 1 Zájmová lokalita v areálu petrochemického provozu UNIPETROL, a. s. (Litvínov, CZ)

METODY

V rámci laboratorních testů prováděných při plánování pilotního testu byla stanovena optimální koncentrace MFČ (5 %, w/v) i množství (77 m^3) potřebné k dosažení provozního cíle. Pro aplikaci MFČ i monitoring byla zrealizována síť vrtných objektů znázorněná na obrázku č. 1. Celý pilotní test probíhal od 12. listopadu 2013 do 28. ledna 2014 prostřednictvím sedmi injektáží MFČ. K simulaci dynamického toku podzemní vody, jenž je předpokládán v průběhu plánované plošné sanace, byla v obdobích mezi jednotlivými aplikacemi MFČ čerpána podzemní voda z vrtu HV-8857. Vzhledem ke vzniku nezanedbatelného množství plynů v průběhu oxidačních reakcí bylo rovněž přistoupeno k čerpání a čištění půdního vzduchu (venting přes aktivní uhlí, AU). Účinnost remediací byla monitorována prostřednictvím pravidelně odebíraných vzorků do sorpčních trubiček SKC (SKC, Inc., Eighty Four, PA, USA). Čerpaná podzemní voda byla čištěna na pomoci tlakového sorpčního filtru (WAF 1200 DT, objem 1200 l) s granulovaným aktivním uhlím a recyklována zpět do horninového prostředí za účelem zvýšení hydraulického gradientu a promývání vadné zóny v úrovni kolísání HPV. Účinnost čištění podzemní vody byla sledována pravidelně odebíranými vzorky. Všechny aplikace MFČ do horninového prostředí prováděly Solinst monitoring HPV a teploty prostředí v reálném čase pomocí automatických čidel Solinst-levellogger (Solinst, George Town, Ontario, CAN) a terénní stanovování úbytku H_2O_2 (aktivní složka MFČ) prostřednictvím fotometru Lovibond MD 600 (Lovibond, Dortmund, GER). Současně probíhal pravidelný monitoring fyzikálně-chemických parametrů podzemní vody (teplota, pH, oxidačně-redukční potenciál (ORP), vodivost a koncentrace rozpuštěného kyslíku) pomocí přístrojů Lovibond MicroDirect (Lovibond, Dortmund, GER) a kapesního měřiče kyslíku MKT 44A (INSA, Praha, CZE). Koncentrace toxických organických látek (TOL) v půdním vzduchu byly pravidelně sledovány prostřednictvím fotoionizačního detektoru (PID) MiniRAE3000 PGM-7320 (RAE Systems, San Jose, CA, USA). Vývoj koncentrace kontaminantů byl sledován v pravidelně odebíraných vzorcích analyzovaných akreditovanou laboratoří.



VÝSLEDKY A DISKUZE

Souhrn účinnosti čištění čerpané podzemní vody je uveden v tab. 2 a efektivita odstraňování TOL na ventingu je znázorněna na obr. 2. V průběhu celého pilotního testu bylo vyčerpáno 550 m^3 podzemní vody a $163\,392 \text{ m}^3$ půdního vzduchu, přičemž celková množství odstraněných kontaminantů činila přibližně 4 kg benzenu, 0,075 kg naftalenu a 10 kg NEL v podzemní vodě a přes 130 kg TOL (normalizováno na benzen) v půdním vzduchu. Je zřejmé, že pokles sorpční kapacity ventingového filtru z aktivního uhlí (AU) závisí především na intenzitě probíhajících oxidačních reakcí. Toto je patrné z postupného prodlužování doby potřebné k překročení sanačních limitů ventingu (obr. č. 2), protože při konstantním množství čerpaného půdního vzduchu protékaly filtrem stále nižší koncentrace TOL. Tento rozdíl lze vysvětlit vyšší intenzitou oxidačních reakcí na počátku pilotního testu (za přítomnosti vyšších koncentrací kontaminantů). Terénní měření koncentrací TOL (pomocí PID) potvrdilo zmíněný trend poklesu kontaminace v čase.

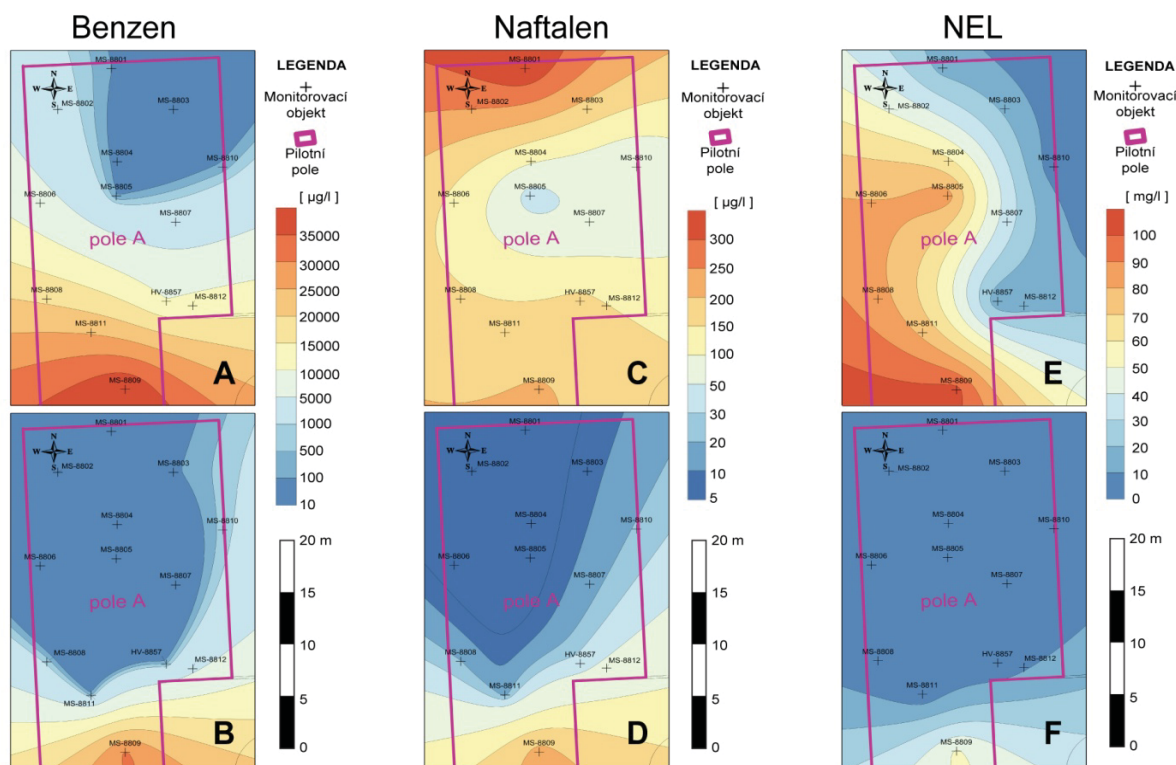
Obrázek č. 3 znázorňuje záznam monitoringu HPV a teploty v průběhu první aplikace MFČ. Je zřejmé, že injektáží 5 m^3 MFČ došlo jen k minimálnímu zvýšení teploty prostředí ($\Delta T < 3^\circ\text{C}$) a HPV. Z výsledků rovněž vyplývá, že při jednotlivých aplikacích nedocházelo k zasazení inženýrských sítí reakčními roztoky.

KONTAMINANT	Benzen [µg/l]	Naftalen [µg/l]	NEL [mg/l]
Referenční koncentrace	400	1 700	10
Cílový stav	2 500	2 500	20
III-2004	19 300	276	19
X-2006	125 000	<0,5	>200
XI-2013 ¹	10 300	162	13,2
I-2014 ²	404	36,8	2,87

Tab. 1 Vývoj kontaminace ve vrtu HV-8857; ¹ stav před pilotním testem, ² stav po pilotním testu

KONTAMINANT	Vstup			Výstup		
	Benzen [µg/l]	Naftalen [µg/l]	NEL [mg/l]	Benzen [µg/l]	Naftalen [µg/l]	NEL [mg/l]
20. 11. 2013	6700	153	25,6	180	10,3	0,81
26. 11. 2013	9870	128	27,4	306	5,6	0,1
4. 12. 2013	2290	98,1	9,97	5,1	<0,5	0,46
10. 12. 2013	6810	124	20,6	390	3,8	1,17
17. 12. 2013	11700	186	3,02	331	1,6	0,72

Tab. 2. Souhrn účinnosti sanačního centra; tučn – hodnoty přesahující cílový stav pilotního pokusu



Obr. 2, 3, 4 Benzen, naftalen, NEL

Porovnání obsahu cílových kontaminantů v období před zahájením a po ukončení pilotního testu je znázorněno na obrázku č. 4. Je patrné, že vyšší koncentrace benzenu a NEL všeobecně se nacházely především v J a JZ části znečištěného území, zatímco naftalenová kontaminace měla nejvyšší hodnoty na severním okraji. Spád gradientů kontaminace v období po pilotním testu shodně naznačuje směr proudění podzemní vody od SV k JZ a také omezený dosah aktivní složky MFC.

Zatímco v rámci laboratorních testů, které předcházely pilotní aplikaci *in situ*, byl poločas rozpadu H_2O_2 v reakci s kontaminovanou zemínou stanoven na cca 31 hodin, terénní analýzy obsahu H_2O_2 v monitorovacích objektech odhalily až 15x vyšší rychlost degradace. Toto lze vysvětlit uvažováním několika environmentálních faktorů, jako jsou: vysoký poměr zeminy k objemu zasáknutého oxidantu, neustálý pohyb činidla zvodní a tedy kontakt s čerstvou kontaminací a také turbulentním charakterem proudění vznikajícím za přítomnosti generovaných plynů.

Měření ukázala, že s časem klesající koncentrací kontaminantů roste poločas rozpadu H_2O_2 a v druhé polovině pilotního testu byly jeho nenulové koncentrace detekovány i s více než týdenním odstupem od poslední aplikace.

Měření fyzikálních-chemických parametrů potvrdilo vliv injektovaného činidla na podmínky v zasaženém horninovém prostředí. Terénní monitoring pravidelně vykazoval snížení pH a vodivosti a zvýšení ORP a koncentrací rozpuštěného kyslíku vlivem aplikace MFČ. Zároveň bylo z vývoje hodnot ORP možno orientačně stanovit, které oblasti pilotního pole stále obsahovaly vyšší hladiny polutantů a celoplošné aplikace oxidantu bylo možno pozměnit a nasmerovat do dílčích zón uzavřením ostatních aplikačních sond.

V průběhu pilotního testu bylo pozorováno nezanedbatelné snižování hltnosti aplikačních objektů i narůstající zakalení vzorkované podzemní vody. Tento zákal byl způsobován zvýšeným obsahem jílových částic v podzemní vodě. Uvolňování jemné zrnitostní frakce z horninového prostředí lze interpretovat jako jeden z negativních vedlejších účinků technologie ISCO. Vlivem turbulentního proudění, způsobeného velkým množstvím vznikajícího plynu, dochází k mobilizaci jílových částic s velkým aktivním povrchem a mnohdy i s obsahem přírodních organických sloučenin. Oxidace těchto jemných částic snižuje celkovou účinnost vůči cílovému znečištění a navíc může docházet ke kolmataci (tj. snižování hltnosti) vrtů. V plánování plošné sanace je tedy nutno zohlednit i pravidelné čištění aplikačních objektů.

ZÁVĚR

Tato studie prokázala vysoký potenciál technologie ISCO pro urychlení sanace v areálu Unipetrolu Litvínov (CZE). Úroveň kontaminace byla během dvou měsíců zredukována o několik řádů – hluboko pod stanovené cílové limity – při současném dodržení komplikovaných bezpečnostních předpisů v prostředí explozivní zóny 1. stupně (EX-1), díky použití moderních technik a především pokročilého systému on line monitoringu přímo na lokalitě. Pilotní test byl zakončen injektáží živých roztoků pro biologickou podporu přirozené atenuace. Hodnocení výsledků tohoto kroku stále probíhá. V porovnání s původně plánovaným užitím konvenčních sanačních postupů (čerpání a venting) přináší technologie *in situ* chemické oxidace výraznou úsporu finančních prostředků i času.

LITERATURA

1. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 2001: A Citizen's Guide to Chemical Oxidation. EPA 542-F-01-013, Washington, D. C.
2. Kubal M., v knize: Kompendium sanačních technologií (Matěj V., ed.) str. 117–119, Vodní zdroje Ekomonitor, s.r.o., Chrudim, 2006.
3. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 2000: "In-situ chemical oxidation for Remediation of Contaminated Soil and Ground Water". EPA 542-N-00-006, Washington, D.C.
4. Sedlak, D. L., Andren, A. W.: Environ. Sci. Technol. 25, 777 (1991).
5. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 2004: How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Corrective Action Plan Reviewers. EPA 510-B-94-003; EPA 510-B-95-007; EPA 510-R-04-002, Washington, D.C.
6. Watts, R. J., Haller, D. R., Jones, A. P., Teel, A. L.: Journal of Hazardous Materials 76, 73 (2000).
7. Liang, Ch., Wang, Z., Mohanty, N.: Science of the Total Environment 370, 271 (2006).
8. Masten, S.J., Davies, S.H.R.: Journal of Contaminant Hydrology 28, 327 (1997).
9. U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), 1998: „Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Chemical Oxidation“, EPA 542-R-98-008, Washington, D.C.

SANACE BÝVALÉHO AREÁLU KOVO VELKÁ HLEĎSEBE

Jiří Kubricht, Marek Šváb

DEKONTA a.s., Volutová 2523, 158 00 Praha 5, Česká republika
e-mail: kubricht@dekonta.cz

Klíčová slova: sanace, podzemní vody, chlorované uhlovodíky, ozon

ÚVOD

Sanační práce v areálu bývalého podniku KOVO Velká Hleďsebe jsou řešeny jako soubor vzájemně se doplňujících sanačních metod využívajících také inovativní in-situ technologie (metoda BRD, pilotní ověření technologie čištění podzemních vod ozonem). Projekt je spolufinancován ze Státního fondu životního prostředí ČR, Operační program životní prostředí, prioritní osa 4, oblast podpory 4.2.

Areál bývalého podniku KOVO ve Velké Hleďsebi (Západočeský kraj) se nachází v severovýchodním intravilánu obce na ploše cca 1,5 ha. Před druhou světovou válkou byl v zájmovém území sklad paliv a po válce kovovýroba a strojírenská výroba. V roce 2002 byl provoz výrobního závodu KOVO ukončen. V současné době území není využíváno. V těšna budov byla před zahájením sanačních prací zbořena a stavební suť odstraněna. Jako hlavní kontaminanty nesaturované a saturované zóny byly na základě předsanačního průzkumu a analýzy rizik stanoveny chlorované uhlovodíky (PCE a TCE), ropné látky a BTEX. K jejich migraci do horninového prostředí docházelo díky špatné a neodborné manipulaci s těmito látkami využívanými v procesech strojírenské výroby (odmašťování a lakování výrobků, skladování závadných látek v prostoru areálu závodu, apod.). Cílové parametry sanačních prací jsou stanoveny Závazným stanoviskem MŽP ČR na základě výsledků a doporučení Analýzy rizik (SaNo CB, 2009).

V následujících odstavcích jsou popsány jednotlivé kroky, které byly nebo jsou realizovány v rámci sanačních prací v bývalém podniku KOVO Velká Hleďsebe.

PŘEDSANAČNÍ DOPRŮZKUM

Cílem doprůzkumu bylo upřesnění rozsahu a stupně kontaminace nesaturované zóny v prostoru ohnisek znečištění podzemní vody, rozsahu a stupně kontaminace stavebních konstrukcí především v prostoru, kde stála další strojní zařízení (lisy, nůžky) a kde se znečištění stavebních konstrukcí zatím nezjišťovalo. Současně byly odebrány vzorky podzemní vody z vrtů v prostoru areálu pro zjištění aktuálního stavu znečištění. Stávající síť vrtů byla pro sanaci podzemních vod doplněna o další vrty.

V rámci technických prací bylo na lokalitě vyhloubeno 26 ks úzkoprofilových sond do hloubky 2 m p.t. (celková metráž 52 bm), které byly odvrtny pomocí lehké vrtné soupravy AMS Power Probe (nárazové zatláčení dvojité výstroje o vnějším průměru 93 mm, vnitřní část výstroje o průměru 40 mm), 12 ks nevystrojených průzkumných vrtů do hloubky 6 m p.t. (celková metráž 72 bm) a 19 ks sanačních monitorovacích vrtů (celková metráž 197,5 bm). Dále byl realizován odběr vzorků zemin, stavebních konstrukcí a podzemních vod. Celkem bylo odebráno 107 ks směrů vzorků zemin, 32 ks vzorků nadzemních a podzemních stavebních konstrukcí, 38 ks vzorků podzemních vod (v dynamickém stavu - stávající a nové HG vrty), 3 ks vzorků průsakových vod z jámky v areálu a 26 ks vzorků půdního vzduchu pro stanovení obsahu těžkých organických látek (TOL) za účelem ověření výskytu znečištění a vymezení základního prostorového rozložení kontaminace ve sledované lokalitě.

Údaje získané předsanačním doprůzkumem sloužily k vypracování realizačního projektu sanačních prací.

SANACE NESATUROVANÉ ZÓNY

Sanace nesaturované zóny spočívala v odtěžení kontaminovaných zemin z vytipovaných kontaminačních ohnisek a odstraněním zbývajících nadzemních a podzemních konstrukcí (kontaminované betonové podlahy, mořící a lakovací jámka).

Odtěžení kontaminovaných zemin byly provedeny na hladinu podzemní vody, resp. cca 0,5 metru pod hladinu podzemních vod. Rozsah odtěžení byl řízen na základě výsledků analýz průběžného sanačního monitoringu (odběr vzorků zemin). Sledovány byly obsahy jednotlivých kontaminantů ve výkopových jámách (stěny a dno jam) a těžených zeminách. Nadlimitně kontaminované zeminy (PCE, TCE, ropné látky) byly odváženy na externí biodegradační plochu. Zeminy splňující sanační limit byly ponechány na mezideponii zřízené v prostoru areálu a použity ke zpětným zásypům výkopových jam. Chybějící kubatura zemin ke zpětným závozům byla řešena z externích zdrojů. Stejným způsobem bylo postupováno také v případě kontaminovaných stavebních konstrukcí. Nekontaminované stavební konstrukce byly upraveny na požadovanou frakci a také použity ke zpětným závozům výkopových jam.

V průběhu sanačních prací bylo odtěženo 2 057 m³ zemín, z čehož bylo kontaminováno 1 464 m³ zeminy. Současně bylo odstraněno 200 m³ betonů (podlahy, jímký), z čehož bylo kontaminováno 110 m³ betonů.

SANACE SATUROVANÉ ZÓNY

Limitujícím faktorem pro návrh kombinace vhodných sanačních metod podzemních vod je vlastní pozice areálu KOVO, který se nachází v ochranném pásmu lázeňského zdroje Mariánské Lázně. Z tohoto důvodu nebylo možné uvažovat o oxidačních technologiích spojených se zasakováním roztoků silných oxidačních činidel (např. manganistan, persulfát aj.).

Jako prvotní sanační metoda saturevané zóny byla zvolena metoda čerpání kontaminovaných podzemních vod a jejich následné čištění na sanační stanici (metoda pump & treat). Podzemní vody jsou čerpány soustavou 20 HG vrtů rozmístěných v ploše areálu a vybudovaných v rámci předsanačního průzkumu, případně se jedná o vrty vybudované v předchozích etapách průzkumu lokality. Čerpané vrty byly vybrány na základě výsledků předsanačního průzkumu, který upřesnil rozsah kontaminace.

K čerpání podzemních vod z jednotlivých vrtů jsou využívána ponorná čerpadla MINITURBINEL umístěná cca 0,5 m nad dnem vrtů. Množství vod čerpaných z jednotlivých vrtů je řízeno intervalovými hladinovými snímači. Celkové čerpané množství je cca 15 m³ vody / den. Čerpané vody jsou čištěny na třístupňové sanační stanici, tj. nejprve byly vody vedeny na gravitační odlučovač fáze, následně do horizontálního provzdušňovače BUBLA a finální dočištění bylo provedeno na filtru s aktivním uhlím umístěným mimo sanační stanici. Vzdušiny ze sanační stanice jsou čištěny na filtru s aktivním uhlím. Přestože se účinnost sanační stanice pohybovala okolo projektovaných 98%, stále nebyl dosažen požadovaný limit pro vypouštění přečištěných vod do horninového prostředí. Z tohoto důvodu byla provedena optimalizace sanační stanice spočívající ve výměně posledního stupně (filtr s aktivním uhlím) za další horizontální provzdušňovač o objemu 1 m³. Po této změně již parametry přečištěné vody splňují limit daný vodoprávním rozhodnutím.

Přečištěná voda je dále využívána ze 100% ke zpětnému zásaku do horninového prostředí. Ke zpětnému zásaku jsou využívány vrty situované podél severozápadní hranice areálu (voda je zasakována proti generelnímu smru proudění podzemních vod) a drén, který se nachází podél levého břehu místní vodoteče procházející areálem KOVO. Cílem zásaku přečištěných vod zpět do horninového prostředí je zlepšení dynamiky proudění podzemní vody směrem k čerpaným vrtům a v případě zasakovacího drénu také ochrana místní vodoteče před průsakem využívaného organického substrátu (vytvoření hydraulické elevace mezi kontaminovanou oblastí a vodotečí).

Jako další sanační metoda byla s ohledem na umístění areálu zvolena in-situ metoda reduktivní dehalogenace CIU. Metoda spočívá v opakované aplikaci (zásaku) roztoků s vhodným organickým substrátem, tomto případě byla využita syrovátka. Pro účinnou dehalogenaci CIU až na úroveň ethenu je v sanovaném kolektoru nutno dosáhnout koncentrace organického substrátu v úrovni 0,5 – 1,0 g/l (sledováno jako CHSK-Cr) a vhodným dávkováním tuto koncentraci udržet po dobu, než reduktivní dehalogenace v kolektoru kvantitativně proběhne.

V průběhu sanace v areálu KOVO je počítáno s aplikací cca 1 500 m³ roztoku syrovátky.

Syrovátka je na lokalitu dopravována v práškové formě. Tato varianta usnadňuje skladování syrovátky na lokalitě a eliminuje problém s případným stárnutím tekuté syrovátky (zejména v letních měsících), které má za následek výrazné snížení její účinnosti. Prášková syrovátka je nejprve v maximální možné koncentraci rozpuštěna v 1 m³ nádrži. Takto vzniklý koncentrát je následně přečerpáván do nerezové nádrže o objemu 3,5 m³, kde je míchán s čistou vodou tak, aby výsledná koncentrace byla cca 1:30 (ověřeno kontrolním měřením v laboratoři společnosti DEKONTA a. s.).

Z nádrže je roztok syrovátky čerpán pomocí čerpadla do jednotlivých aplikačních vrtů a drénů. Čerpané množství je regulováno podle hltnosti jednotlivých zasakovacích objektů. V prostoru ohnisek znečištění je počítáno s aplikací substrátu do 13 vrtů a 3 zasakovacích drénů. Podle průběhu procesu dehalogenace ve zvodněném kolektoru, mohou být případně do aplikačního systému zapojeny ještě další vrty.

Skutečně aplikované množství a interval aplikace je v průběhu sanace řízen podle výsledků monitoringu CHSK-Cr a postupem rozkladu CIU. Za optimální je považována hodnota CHSK-Cr v sanovaném prostoru min. 500 mg/l. Po poklesu koncentrace organických látek pod tuto hodnotu je přistoupeno k aplikaci další dávky substrátu.

Po ukončení aplikací organického substrátu dochází zhruba po 8 až 12 měsících k jeho úplnému odbourání ve zvodněném a obnově původního základního chemizmu podzemní vody tj. původních hodnot CHSK-Cr, pH a obsahu Ca, K, Fe.

PILOTNÍ OVĚŘENÍ TECHNOLOGIE ČIŠTĚNÍ PODZEMNÍCH VOD OZONEM

Bývalý areál KOVO byl na základě dat získaných v průběhu sanačních prací a laboratorních testů navržen jako lokalita vhodná k pilotnímu ověření této technologie v provozním měřítku.

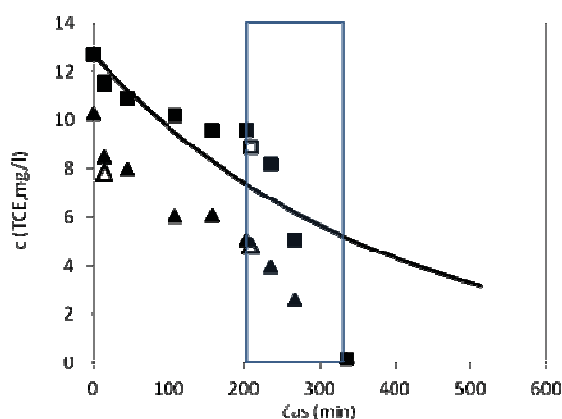
Ozon je extrémně silné oxidační činidlo se standardním potenciálem + 2,07 V. Při oxidaci látek přítomných v roztoku se uplatňují především dva reakční mechanismy: přímá reakce s ozonem (méně významná cesta)

a reakce s velmi reaktivním $\cdot\text{OH}$ radikálem vznikajícím rozkladem ozonu ve vodě. Podstatný je ovšem vliv dalších složek roztoku, především aniontů jako CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- i organických látek. Zejména v případě aniontů byla prokázána rychlá reakce s $\cdot\text{OH}$ radikálem, a jsou proto označovány jako tzv. „radical scavengers“. Složení vody tak významně ovlivňuje efektivitu nasazení ozonu a vhodné je vždy provést předběžné laboratorní testy.

Klíčem k efektivnímu provozu technologie je dostatečně účinné přivedení plynu obsahujícího ozon do vody. K tomuto účelu byla využita Venturiho trubice, která nejen poskytuje velmi efektivní rozpuštění plynu v kapalině, ale vytváří i směs s mikro/nanobublinami, které slouží jako další zdroj ozonu přímo v kontaminovaném vrtu.

Z hlavního proudu vody z vrtu (čerpadlo je umístěno v horní části vrtu) byla oddělena injektážní smyčka s čerpadlem poskytujícím potřebný tlak na Venturiho trubici. Ihned po injektáži je směs vody a bublinek smíšena s hlavním proudem vody z vrtu a vedena k jeho dnu. Celý systém byl uzavřen včetně zhlaví vrtu, ze kterého byl unikající plyn veden do destruktoru zbytkového ozonu s aktivním uhlím sloužícím i pro odstranění obsažených křakových kontaminantů (chlorované uhlovodíky).

Na následujícím obrázku je uveden příklad výsledků: průtok vody technologií 10 l/min, průtok injektovaného plynu 1 l/min, obsah ozonu v plynu 2,1 %, hloubka vrtu 14 m (výška hladiny 10 m), průtok vody injektážní smyčkou 2,8 l/min, spotřeba energie klíčových prvků technologie 1,1 kW.



Obr. 1 Průběh koncentrace TCE v testovacím vrtu během pilotního experimentu (modře je znázorněno období aplikace ozonu, pro větší relevanci jsou znázorněny výsledky analýz ze dvou laboratoří)

V obr. 1 je pro ilustraci zakreslena křivka teoretického poklesu obsahu TCE, pokud by se uplatnilo pouze stripování přítomnými bublinkami. Jeho vliv je pouze málo významný.

Provozní nasazení technologie předpokládá osazení požadovaného množství vrtů podobnou technologií ovládanou řídicí jednotkou (čistící/klidová fáze/čerpání). Technologie je plně automatická a zcela bezodpadová.

ZÁVĚR

Článek popisuje komplexní řešení sanačních prací v areálu bývalého podniku KOVO Velká Hleďsebe. Pouze provázanost a návaznost jednotlivých kroků v rámci procesu odstraňování staré ekologické zátěže vede k úspěšnému dosažení cíle, resp. cílových parametrů sanace.

Pilotní test technologie čištění podzemních vod ozonem prokázal její využitelnost v reálných podmínkách sanačních prací. Technologii lze volit jako alternativu k ostatním in-situ technologiím zejména v místech se zvýšeným režimem ochrany podzemních vod (např. lázeňské oblasti, zdroje pitné vody apod.).

POUŽITÁ LITERATURA

- Faflík D., 2009: Analýza rizika bývalého areálu KOVO Velká Hleďsebe, SaNo CB s.r.o. Trhové Sviny.
- SMITH, W.: Principles of ozone generation. Watertec Engineering Pty Ltd Information Sheet.
- Sunder, M. et al., 1997: Oxidation of tri- and perchloethen in aqueous solution with ozone and hydrogen peroxide in a tube reactor. Water research 1997, 31 (1), 33–40.
- Kasprzyk-Hordern, B. et al., 2003: Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment. Elsevier 2003, 46, 639–669.

INOVATIVNÍ SANAČNÍ TECHNOLOGIE ZÍSKÁVAJÍ NAVRCH PŘI ŘEŠENÍ STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁT ŽÍ V ČESKÉ REPUBLICCE

Pavel Špaček¹, Nina Hnidáková²

¹ CHEMCOMEX Praha, a.s., Elišky Přemyslovny 379, 156 00 Praha 5

² TERAMED, s.r.o., Nad Kamínkou 1345, 156 00, Praha – Zbraslav

Klíčová slova: stará ekologická zát ž, fluoridy, chlorované uhlovodíky, arsen, *in situ* sanační technologie

ÚVOD

Pojem staré ekologické zát že se v Česku objevil ve vazb na privatizační proces probíhající v devadesátých letech minulého století. Zahrnoval veškeré ekologické škody, ke kterým došlo před podepsáním tzv. ekologické smlouvy v rámci privatizace průmyslových objektů. Tyto škody se stát zavázal z výt žku privatizace odstranit. Dnes je možno říci, že staré ekologické zát že zachránily sektor geologického průzkumu před propadem, způsobeným přechodem z režimu plánovaného hospodářství do podoby tržní ekonomiky. Vedle pomoci původním státním kolosům dočasn přežít či transformovat se, umožnily vznik nových pružných společností, které se již od počátku zam řily na sanační práce a často poskytl první zam stnání jen pomalu slábnoucím řadám absolventů geologických oborů. Nov se rozvíjející obor environmentálního servisu (sanací škod na životním prostředí) umožnil důstojn zakončit kariéru mnohým zkušeným geologům, původn orientovaným na inženýrskogeologický, hydrogeologický nebo ložiskový průzkum. Staré ekologické zát že m ly tedy krom rozm ru environmentálního také rozm r sociální.

Předložený přísp vek se zabývá zm nami v přístupu dodavatelů sanačních prací ke kontaminovanému horninovému prostředí, který bylo možné sledovat prakticky na všech českých lokalitách. Od počátečního vesm s konzervativního přístupu, jehož t žišt leželo ve skládkování vyt žených zemín, v čerpání a následném *ex situ* čištění kontaminovaných podzemních vod, začaly se na počátku nového tisíciletí prosazovat inovace v sanačních technologiích, založené převážn na *in situ* aplikacích dekontaminačních činidel. Jejich nespornou výhodou by m la být nižší finanční náročnost, popř. adekvátn akcelerovaný výkon sledovaný analýzou přínosů a nákladů (CBA), technickou nevýhodou pak zůstává jejich diskutabilní šíře záb ru a doba účinnosti. Úkolem toho přísp vku není v novat se plošn inovacím sanačních technologií, ale na dvou příkladech z praxe popsat zkušenosti se zavád ním t chto postupů. Konkrétn se jedná o dv lokality s diametráln odlišným typem znečišt ní, ale jednou společnou vlastností. V obou případech se jedná o významná lázeňská střediska – Pod brady a Karlovy Vary. Ani na jedné z lokalit však nebyly, vzhledem k příznivé geologické stavb , kontaminací ohroženy zdroje léčivých vod. Nicmén i tak se jednalo o zdroj rizik vůči životnému prostředí, potažmo lidskému zdraví.

FLUORIDY V POD BRADECH

Sklárny byly v Pod bradech založeny v roce 1876. Od roku 1927 se zde vyrábí olovnatý křišťál. Technologie chemického lešt ní zde byla provozována v letech 1934 až 1948 a dále pak od roku 1953 až dodnes. Areál závodu (dnes Crystal Bohemia, a.s.) leží v intravilánu m sta Pod brady, uprostřed vilové zástavby a nedaleko lázeňské zóny, v ochranném pásmu I. stupn přírodních léčivých zdrojů.

Technologie povrchové úpravy skla spočívá v lešt ní pomocí lázn 60% H₂SO₄, 5% HF a demi vodou. Kontaminaci areálu závodu zapříčinily jednak dlouhodobé úniky brusných a kyselých odpadních vod z porušených a net sných podzemních rozvodů, jednak havarijní nárazové úniky op t z podzemních sítí a v neposlední řad též povrchové úniky kyselin způsobené základní pracovní nedbalostí.

Při únicích se kyselé vody z oplachu dostávaly do kontaktu s křemitými písky v podloží. Působením sm si kyseliny sírové a fluorovodíkové docházelo k rozpoušt ní uhličitanů a k rychlému vysrážení CaSO₄, při kterém v tšinou nenastala minerální krystalizace. Kyselina dále atakovala zrna křemene a mobilizovaný SiO₂ se srážel v podob sklovité hmoty spolu se sulfátovou základní hmotou. Součástí této hmoty jsou dále fluoridové soli, fluorid křemičitý (SiF₄), kyselina hexafluorokřemičitá (H₂SiF₆) a její soli – komplexní sloučeniny typu M₂SiF₆ (hexafluorokřemičitan). Výsledkem t chto reakcí byl vznik zpevn ných poloh (antropogenních pískovců) v původn sypkých kvartérních píscích (obr. 1). Pod hladinou podzemní vody druhotn docházelo a dodnes dochází k rozpoušt ní a vymývání fluoridů a hexafluorokřemičitanů z tmelu zpevn ných písků a k jejich šíření podzemní vodou.



Obr.1 Kvartérní písek stmelný do antropogenního pískovce (vlevo)

Obr.2 Zařízení pro přípravu suspenze elementárního nanoželeza (vpravo)

Přirozená geologická stavba lokality Pod brady není složitá. Krystalinické podloží v úrovni okolo 100 m pod současným terénem je překryto cenomanskými uloženinami, proslulými zde jako zřídelní struktura uhličitých vod Pod bradska. Mocnost cenomanu dosahuje okolo deseti metrů. Artéský strop cenomanského kolektoru tvoří turonské slínovce b lohorského a jizerského souvrství. Kvartérní pokryv zastupují písčité uloženiny svrchnopleistocenní terasové akumulace Labe o mocnosti okolo 3 m, překryté holocenními hlinitými náplvy a navážkami. Z hydrogeologického hlediska je pro řešenou problematiku rozhodující kolektor podzemní vody vázaný na kvartérní uloženiny s volnou hladinou v hloubce okolo 2,5 m pod upraveným terénem. Mocnost zvodn ní dosahuje 2,5 až 3,0 m, specifická vydatnost $q = 0,5 \text{ l.s}^{-1}$, koeficient hydraulické vodivosti $k = 5 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$.

Od roku 1996 probíhaly na lokalitě práce v rámci sanace starých ekologických škod. Z nenasaturované zóny bylo odtěženo cca 1050 t kontaminovaných zemin s obsahem **fluoridů** v průměru okolo 2000 mg.kg^{-1} suš., maximální hodnoty překročily 47000 mg.kg^{-1} suš. Celkem bylo z nenasaturované zóny odstraněno 2,6 t fluoridů. Zajímavostí sanace nenasaturované zóny byly komplikace vzniklé při hloubení základů pro objekt nové leštírny, kdy nebylo možné zavibrovat do zpevněných písků Larsenové stěny pro zajištění stavební jámy do potřebné úrovně a projekt nové výstavby musel být této situaci přizpůsoben.

Sanace saturované zóny probíhala na lokalitě s kratšími přestávkami v letech 1997 až 2006. Jednalo se o metodu sanačního čerpání a čištění kontaminované podzemní vody na závodní neutralizační stanici. Celkem bylo odčerpáno 145 tis. m^3 podzemní vody. Koncentrace fluoridů na počátku sanačního čerpání dosahovaly až 1000 mg.l^{-1} . Během sanačního zásahu poklesly na hodnoty pod 100 mg.l^{-1} . Za cca 8 let bylo z podzemní vody vytěženo téměř 17 t fluoridů. V určité fázi sanačního čerpání však došlo k situaci, kdy v dynamickém stavu již koncentrace fluoridů poklesly pod hranici efektivního čerpání. Zároveň však nebyly splněny přeepsané sanační limity České inspekce životního prostředí (dále jen ČIŽP), tj. 50 mg.l^{-1} v závodě a 24 mg.l^{-1} mimo závod. Bylo třeba přistoupit ke změně sanační technologie, přesněji k vývoji nové technologie šité na míru dané lokality. Procesy chování fluoridů v saturované zóně zájmového areálu byly řešeny geochemickým modelováním. Použitým programem byl speciální model PHREEQC-2 [1], s jehož pomocí byly stanoveny saturační indexy (SI) jednotlivých minerálních fází a stanovena speciálně chemických prvků v podzemní vodě. Zároveň bylo laboratorně simulováno uvolňování fluoridů do vody z hmoty antropogenně stmelěného pískovce a sledovány saturační vlastnosti časově posloupných výluhů. Dle modelového řešení dochází na lokalitě ke srážení, resp. rozpouštění těchto minerálů – *fluorit* (CaF_2), *goethit* (FeOOH) a *hematit* (Fe_2O_3).

Úkolem vyvíjené in situ technologie bylo podpořit tvorbu málo rozpustné sloučeniny (CaF_2), která bude při následném rozpouštění uvolňovat pouze koncentrace fluoridů na hranici rovnovážného stavu (cca 5 mg.l^{-1}) akceptovatelné z hlediska míry ohrožení lidského zdraví deformující kostní fluorózou. Při vývoji technologie se vyšlo z předpokladu, že pokud podzemní voda obsahuje Fe, sráží se Ca^{2+} a F ve fluorit a Fe ve formě oxidů a hydroxidů. Všechny karbonáty (především aragonit a kalcit) se přitom rozpouštějí. Pouze pokud Fe chybí, začínají se srážet také karbonáty. Z toho vyplynulo, že zvedeň je třeba dotovat roztokem obsahujícím vápník a železo. Z chemického hlediska pak dochází k reakci, kdy chlorid vápenatý reaguje s disociovanou kyselinou fluorovodíkovou.

V květnu 2007 proběhly v rámci pilotního pokusu na lokalitě injektážní zkoušky. Pro přípravu injektážní směsi byl použit roztok chloridu vápenatého CaCl_2 a chloridu železitého FeCl_3 . Oproti vápnu Ca(OH)_2 byl použitý chlorid vápenatý rozpustnější a efektivita vysrážení fluoritu CaF_2 byla vyšší. V injektovaných vrtech rapidně

klesl obsah F a stejn tak kleslo i pH, sledován byl setrvalejší nárůst obsahu Si. Při zkouškách (injektažní tlak cca 0,1 MPa) byl sledován hydraulický i chemický dosah injektaže do vzdálenosti cca 10 m od vrtu. Obavy ze zakolmatování okolí injektažních vrtů se nepotvrdily.

Druhým kontaminantem na lokalit v Pod bradech je **arsen**. Jeho přítomnost v podzemní vod souvisí s technologií čiření skla, používanou do roku 1999. Arsen se ve vod vyskytuje v trojmocné a p timocné form , v podob H_2AsO_4 a $HAsO_4^{2-}$ v oxidačním prostředí nebo $H_3AsO_3^0$ v redukčním prostředí. V průb hu sanačního čerpání v letech 1997 až 2006 byly na vrtech pozorovány koncentrace překračující 1 mg.l^{-1} , které b hem čerpání poklesly na současný prům r kolem $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$. Na základ záv rů AAR z roku 2011 však ČIŽP stanovil sanační limit na hodnot $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ pro oblast mimo závod, a tak bylo třeba navrhnout, obdobn jako v případ fluoridů, vhodnou *in situ* sanační technologii.

V tomto případ byla využita stimulace přirozených procesů aplikací železa a síranů do horninového prostředí. Sířany jako terminální akceptor byly redukovány na sulfan, jenž působí obecn jako velmi dobré srážecí činidlo. Přítomnost železa iniciovala srážecí proces, na jehož konci byla konverze rozpušt né formy arsenu za vznik jeho produktů srážení s výrazn omezenou mobilitou ekosystémem. Geochemickou sekvestrací pak dochází ke snížení koncentraci arsenu v podzemní vod . Aplikace železa poskytla chemického partnera pro srážecí proces, partikulární adsorpci na povrchu hydratovaných flokulí příslušných oxidů železa a konverze anoxických podmínek k podmínkám spíše anaerobním zajistila takové reakční prostředí, díky kterému přechází arsen do jeho omezen rozpustné podoby komplexního charakteru kombinující různé mineralogické formy jeho výskytu v prostředí. Tento postup je v současnosti ov řován terénním pilotním pokusem, který je součástí Studie proveditelnosti sanačního zásahu. Na základ jejich záv rů bude zpracována Projektová dokumentace dokončení sanace areálu skláren, která bude založena práv na aplikaci obou zmín ných *in situ* technologií.

CHLOROVANÉ UHLOVODÍKY V KARLOVÝCH VARECH

Chlorované *ethyleny* byly velmi frekventovanými odmašťovadly minulého století a dominují tudíž ve spektru typů znečišt ní v drtivé v tšin případů nápravy škod spojených s bývalými průmyslovými závody. Dnes je již známo, že přirozené procesy jsou schopné překvapiv snadno (a za předpokladu aplikace podpůrných procesů ještě rychleji) iniciovat pokles koncentrace PCE a TCE v horninovém prostředí. Bohužel však nekončí tento proces vznikem neškodných látek, ale na drtivé v tšin lokalit zasažených chlorovanými *ethyleny* dojde ke kumulaci DCE (tzv. *DCE stall* [2]). Tuto situaci nejčast ji charakterizuje zásadní utlumení spontánních rozkladných procesů na biologickém principu. Velmi stručné shrnutí důvodů t chto stavů se vysv tluje snížením oxidačního stavu v molekule DCE, čímž se tato látka stává omezen atraktivní jako terminální akceptor elektronů v procesu mikrobiální respirace chlorovaných látek. Zároveň v drtivé v tšin případů nevyhovují zejména redoxní podmínky na lokalit alternativní biologické transformaci.

V srpnu 2009 byl v rámci sanace staré ekologické zát že (dále SEZ) v areálu společnosti ČEZ Správa majetku, s.r.o. na lokalit Karlovy Vary–Tuhnice zahájen pilotní pokus dehalogenace chlorovaných uhlovodíků pomocí elementárního železa ve form nanočástic. Kontaminace je zde vázána na saturovanou zónu kvartérního kolektoru. Hlavním kontaminantem je DCE (*cis 1,2 dichlorethylene*), jehož koncentrace v monitorovacích vrtech se na lokalit pohybuje v rozmezí $500 - 4500 \text{ } \mu\text{g/l}$, v ohnisku až $20000 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$.

Na v tšin lokalit v ČR znečišt ných chlorovanými ethyleny jsou hlavním kontaminantem PCE nebo TCE. Lokalita Karlovy Vary – Tuhnice je netypická vysokou koncentrací *cis 1,2 – dichlorethylenu*, respektive pom rem DCE:TCE:PCE, který dosahuje řádových diferencí. Původ DCE se v tšinou přisuzuje rozkladu t chto dvou sloučenin. K transformaci t chto dvou sloučenin může v přírod dojít mikrobiálním metabolismem. Bakterie patřící k rodům *Dehalobacter spp.*, *Desulfitobacterium spp.*, *Dehalococcoides spp.* nebo *Geobacter* jsou schopné přem ň ovat výše uvedené chlorované uhlovodíky (PCE, TCE) na mén chlorované (DCE, popř. VC) ethyleny, popř. ethylen (abioticky redukován na ethan) přímo (respiračn nebo jako zdroj uhlíku), nepřímo (reakce s metabolickými produkty) anebo kometabolicky jak v anaerobních, tak aerobních podmínkách. [3]

Lokalita Karlovy Vary-Tuhnice se nachází zhruba 1 km od centra lázeňské oblasti Karlovy Vary a cca 100 m od řeky Ohře. Kontaminace je vázána na kvartérní fluvialní sedimenty řeky Ohře. Jelikož bázi kvartérního kolektoru tvoří v hloubce cca 9 m p.t. prakticky nepropustný kaolinicky zv tralý granit, nepředstavuje kontaminace přímé nebezpečí pro zřidelní strukturu. Z hydrogeologického hlediska se jedná o vhodnou lokalitu pro aplikaci *in situ* sanační technologie, zejména díky velmi dobré propustnosti horninového prostředí a jasn definovaným okrajovým podmínkám kolektoru.

Na lokalitě Tuhnice byly použity dvě *in situ* metody. V první fázi se lokalita ošetřila aplikací redukčního činidla pomocí speciálního zařízení pro přípravu a aplikaci (tlakovou injekcí) suspenze železa v elementárním stavu (obr. 2). Tato aplikace rezultovala logicky jak do podoby vlastního redukčního účinku vůči DCE, tak v lokální nárůst hodnoty pH systému horninového prostředí, ale v neposlední řadě i ve vznik molekulárního vodíku, jenž je sám o sobě rovněž silným redukčním činidlem. Nepřímým důsledkem aplikace uvedené technologie se však stalo lokální navýšení koncentrace železa v oxidačním stavu tří, resp. jeho cílená dodávka v podobě hydratovaných vloček příslušných oxidů železato-železitých. Ukázalo se, že tento krok významným způsobem přispěl k rozvinutí destrukčních procesů na biologické bázi, jejichž společným jmenovatelem s vysokou pravděpodobností byly v prostředí v těsné přítomnosti bakterie se schopností redukovat železité ionty jako svůj zdroj terminálního akceptoru elektronů. Zdrojem uhlíku a redukčního ekvivalentu pak v těsné blízkosti bývá v silně oligotrofních podmínkách vlastní antropogenní kontaminant, v tomto případě DCE.

Z dosavadních výsledků pilotní zkoušky vyplynulo, že zasáknutí elementárního nanoželeza na lokalitě Karlovy Vary – Tuhnice vedlo k vytvoření vhodných podmínek pro degradaci chlorovaných ethylenů. Zejména kontinuální sledování oxidačně redukčního potenciálu ukázalo, že po pilotním pokusu zkoušce došlo k vytvoření vysoce reduktivního prostředí. Vytvoření takového prostředí je jednou z podmínek úspěšné degradace chlorovaných ethylenů. K viditelnému poklesu koncentrace DCE v monitorovacích vrtech došlo až po zhruba třech měsících od pilotního pokusu. V současné době se na lokalitě dokončuje AAR, po které bude následovat zpracování Projektové dokumentace sanačního zásahu. Již nyní je zřejmé, že před aplikací *in situ* technologie musí být odstraněno ohnisko a realizováno sanační čerpání.

ZÁVĚR

Náprava ekologických škod způsobených únikem chemických látek do horninového prostředí představuje stále aktuální téma. Zkušenosti získané během posledních dvaceti let ukazují na kolik základních pravidel:

- každý typ kontaminace vyžaduje ve fázi řešení sanace individuální přístup, jenž zohlední chemismus, geologické a hydrogeologické poměry a v neposlední řadě i poměry biologické.
- konzervativní sanační technologie (odtěžení, čerpání podzemní vody apod.) mají stále nezastupitelné místo v počátečních fázích sanačního zásahu (odstranění ohniska, znečištění, likvidace fáze apod.), jejich efektivnost se však po určitém čase blíží k nule.
- rychlost a účinnost přirozených atenuačních procesů se lokalita od lokality různí, jimi dosažené koncentrace kontaminantů ani časový horizont dekontaminace však současným potřebám ochrany lidského zdraví ani ekosystému nevyhovují.
- správně zvolené a terénními testy ověřené *in situ* dekontaminační technologie, založené na abiotickém, biologickém nebo kombinovaném principu mohou být tím účinným nástrojem, který pomůže uvést sanované lokality do souladu s potřebami udržitelného rozvoje.

V tomto příspěvku byly demonstrovány dva přístupy, v jejichž rámci se aplikovaný výzkum a experimentální vývoj staly základem pro vznik vhodného řešení při odstraňování rizik plynoucích z přítomnosti antropogenního kontaminantu v horninovém prostředí.

LITERATURA

- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 2004: Speciální model PHREEQC-2
- Stroo, H.F., Leeson, A., Ward, C., 2013: Bioaugmentation for groundwater remediation. New York: Springer, c2013, s. 46 – 47. SERDP and ESTCP remediation technology monograph series. ISBN 9781461441144.
- Imfeld, G., 2009: Assessment of *in situ* biodegradation of chlorinated solvents in aquifers and constructed wetlands using an integrative approach, Université de Neuchâtel, 2009

GEOCHEMICKÁ REAKTIVNÍ BARIÉRA – PERSPEKTIVNÍ PRVEK IN-SITU SANAČNÍCH TECHNOLOGIÍ

Jaroslav Hrabal

MEGA a. s., Drahobejlova 1452/54, 190 00 Praha 9, pracoviště Stráž pod Ralskem
e-mail: jaroslav.hrabal@mega.cz

Klíčová slova: sanace, podzemní vody, geochemická bariéra

ÚVOD

Standardně používané způsoby sanace podzemních vod jsou založeny na extrakčních metodách odstranění kontaminantů. Využíváno je především čerpání podzemních vod a jejich čištění ex-situ. Zabránění šíření kontaminace je obvykle řešeno těsnícími stěnami nebo hydraulickými bariérami.

Nově používané (inovativní) metody sanace jsou založeny na in-situ chemických reakcích nebo mikrobiologických pochodech přímo v horninovém prostředí. Nasazení těchto metod nelze obvykle kombinovat s hydraulickým zásahem, jelikož udržování deprese na podzemních vodách, např. v případě hydraulické bariéry, vede k urychlení proudění podzemních vod, zkrácení reakční doby a mimo jiné i k průniku reagentu do čerpané vody a tím jeho ztrátě, popřípadě komplikacím s čištěnými odčerpanými vodami. Tento fakt je jedním z významných omezujících faktorů nasazení inovativních metod na již sanovaných lokalitách, kde nelze bez adekvátní náhrady odstavit hydraulickou ochranu.

ZÁKLADNÍ PRINCIP GEOCHEMICKÉ BARIÉRY

Geochemická bariéra představuje zónu s odlišnými fyzikálně-chemickými podmínkami (pH, redox-potenciál, sorpční kapacita, biogenní pochody), kde z cirkulujících roztoků nebo podzemních vod dochází k vysrážení rozpuštěných látek nebo chemickým či biochemickým reakcím. V přírodě je tento efekt poměrně běžný a vedle změny chemizmu podzemních vod vede i k vylučování užitečných kovů a vzniku ložisek nerostných surovin. Přírodní geochemické bariéry jsou založeny na několika základních přírodních pochodech. Například faciálními změnami sedimentace v mocnějších sedimentárních komplexech vznikají polohy se zvýšeným obsahem organické hmoty a s tím spojenou změnou redox-potenciálu. Na těchto polohách dochází k nabožení kovů vysrážených z protékajících podzemních vod a vzniku tzv. infiltračních ložisek (například uranová ložiska v pískovcích). Typickým příkladem geochemické bariéry jsou také gossany, které vznikají zvětváváním rudních ložisek. Rudní minerály jsou v oxidační zóně rozpouštěny a migrují podzemní vodou do redukční oblasti, kde se znovu vysráží (cementační zóna). U řady primárně chudých ložisek tak došlo ke vzniku těžitelných rudních akumulací.

Změnou fyzikálních chemických podmínek v horninovém prostředí lze samozřejmě generovat i umělé. Je tak možno za použití vhodného činidla a vhodných koncentrací vytvořit zónu s prakticky nezmenšitelnými filtračními parametry, avšak se změnou geochemií. Difúzní geochemickou bariérou je tak možno definovat jako uměle vytvořenou linii v horninovém prostředí, kde řízeně probíhají geochemické reakce mezi horninovým prostředím, podzemní vodou a dodávanými reagenty. Bariéra neklade zvýšený hydraulický odpor protékající podzemní vodě, nevznikají deprese ani elevace na hladině podzemní vody - nejsou tedy deformovány odtokové poměry. Na geochemické bariéře dochází k procesům, kterými lze dosáhnout požadovaných parametrů odtékající podzemní vody.

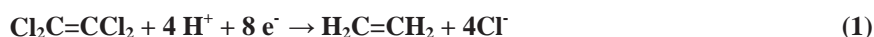
MOŽNOSTI POUŽITÍ GEOCHEMICKÉ BARIÉRY

Geochemické procesy je možno nasadit v podstatě na dva základní typy kontaminantů. Na látky, které lze chemickými dleji modifikovat (např. změnit jejich valenční stav – typicky redukce nebo oxidace kovů a jejich vysrážení z podzemní vody) a na látky, které lze rozložit nebo chemicky upravit (typickým příkladem je oxidace nebo redukční dehalogenace CIE). Zatímco v případě koprecipitace kovů bude postupně docházet ke kolmataci horninového prostředí novotvořenými minerály, v případě hydrogenace CIE bude tento efekt minimální, neboť chemicky upravený kontaminant netvoří minerální fáze. Ty však mohou vznikat interakcí bariéry a mineralizace podzemní vody. Jedním z důležitých předpokladů zvládnutí technologie je fixace reagentu v prostoru bariéry. Reakční látka musí umožňovat její rozptýlení v reakční zóně, ale nemůže docházet ke zvýšené migraci s podzemní vodou mimo bariéru a tím i ztrátě činidla a předčasnému oslabení funkce bariéry.

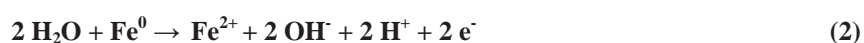
Výzkumný úkol, jehož je a. s. MEGA nositelem, se zaměřil na možnosti použití geochemické bariery jako pojistného prvku na lokalitách kontaminovaných CIE. Jako reakční náplň byly studovány nanočástice elementárního železa (dále nZVI) dostupné na trhu v ČR a v rámci výzkumného úkolu byly vyvíjeny nové kompozitní materiály na bázi mikročástic železa s kovalentně vázanými nZVI na povrchu. Využita byla i zcela nově vyvinutá technologie elektrochemické podpory redukčních procesů při použití částic elementárního železa.

GEOCHEMICKÉ ASPEKTY METODY

Reduktivní dehalogenace CIE je obecně vzato chemická reakce, jejíž podstatou je substituce atomů chloru ve struktuře CIE protony. Pro průběh reakce tetrachlorethylenu podle rovnice



je nezbytné v horninovém prostředí vytvořit vhodné podmínky, tedy přebytek elektronů a protonů (nascentního vodíku). Pro tento účel se obvykle používá nZVI, jehož oxidací a reakcí s molekulami vody podle následující rovnice



se dosáhne požadovaného stavu. Případně se používají organické substráty generující masivní rozvoj mikroorganismů. V tomto případě je pravděpodobně hlavní příčinou dehalogenace CIE metabolická aktivita při zpracování substrátu a tím generovaný přebytek protonů a elektronů, nikoliv rozvoj specifických kmenů bakterií přímo destruujičích CIE.

Elektrochemická podpora redukčních procesů spočívá v dotaci elektronů do horninového prostředí pomocí stejnosměrného proudu o vhodné proudové hustotě, která musí překračovat tzv. praktické rozkladové napětí, t. j. dochází k rozkladu vody. Synergickým působením proudu, částic nZVI a přírodních částic dostupného Fe v horninové matici je významnou měrou umocňován efekt redukčních procesů. Metoda je v současné době patentována a pozitivně odzkoušena na řadě lokalit v ČR. V okolí katody dochází k nárůstu pH až na 14 a poklesu Eh k hranici stability vody. Rozkladem vody jsou tak generovány protony. Hlavním přínosem metody je však „konzervace“ povrchu částic železa před předčasnou oxidací a podstatné prodloužení životnosti reagentu. Dosahováno je tak hlubších redukčních podmínek po delší dobu. Dalším pozitivním efektem je nabití povrchu částic elektrony a snížení jejich zeta potenciálu. Je tak významnou měrou potlačena agregace částic a výrazně je zlepšena jejich migrační schopnost při aplikaci. Laboratorním výzkumem bylo prokázáno, že nZVI v elektrickém poli migruje k anodě a následně rozpuštěné ionty Fe migrují ke katodě. Vhodným uspořádáním geochemické bariery a jejím zapojením do elektrického pole je tak možno lépe dispergovat částice Fe v profilu bariery a dlouhodobě je stabilizovat na určeném místě.

Podzemní voda, vedle kontaminace CIE, obsahuje další látky, které vstupují do geochemických reakcí na bariéře. Jedná se o rozpuštěný kyslík, dusičnany a sírany. Zásadní je obsah dusičnanů, jež jsou redukovány podle rovnice



Kinetika reakce je poměrně rychlá a na bariéře dochází běžně k úplné redukci dusičnanů na amoniak (v případě vyššího pH přímo na amoniak). Jedná se vedle reakce s vodou o nejdůležitější konkurenční reakci hydrogenace CIE, která významným způsobem snižuje redukční kapacitu bariery. Poměr molárních hmotností PCE a NO_3^- je 2,68, při stejné elektronové bilanci je v ideálním případě třeba téměř trojnásobné množství nZVI na redukci dusičnanů. V běžných podzemních vodách kontaminovaných oblastí jsou v tšinou molární koncentrace dusičnanů vyšší jak CIE. Významná část redukční kapacity se tak spotřebovává na redukci dusičnanů.

Obsah rozpuštěného kyslíku v podzemních vodách kontaminovaných oblastí nepřekračuje 5 mg/l a v tšinou je mnohem nižší. Pro redukci atomu kyslíku na oxid jsou nutné 2 elektrony. Obsah rozpuštěného kyslíku tak nepředstavuje zásadní problém, nicméně také snižuje redukční kapacitu bariery. Pokud však ohniska kontaminace nad bariérou jsou řešena redukčními metodami (což se obecně předpokládá) je nátok rozpuštěného kyslíku na bariéru blízký nule a nepředstavuje významnější problém.

V případě síranů je posouzení geochemických pochodů poněkud složitější. Při relativně nízkých koncentracích dvojmocných a trojmocných iontů (vápník, hliník, železo) jsou sírany obvykle přítomny v rozpuštěné formě. Sírany jsou redukovány podle rovnice



Redukce síranů však předpokládá dosažení poměrně nízkého Eh, což u aplikací s nZVI nebývá obvykle splněno, alespoň ne dlouhodobě. V případě použití elektrochemické podpory navíc dochází ke zvýšení pH, což vyžaduje ještě větší snížení Eh pro dosažení pole stability pyritu. Je možno konstatovat, že redukce síranů v geochemických bariérách je pouze okrajovým procesem. Přesto na řadě aplikací nZVI je pozorováno snižování obsahu síranů v podzemní vodě a to o významný podíl, aniž bylo dosaženo pole stability pyritu. Tento efekt interpretujeme srážením minerálů ze skupiny jarositu - $\text{MeFe}^{3+}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, jelikož bývá z podzemní vody současně odstraněn i amonný iont. Amonný iont může vstupovat do struktury jarositu na pozici jednomocného kovu (ammoniojarosit). I když dochází ke srážení síranů, nedochází k jejich redukci, tudíž není spotřebovávána redukční kapacita bariery. Je však odstraňováno trojmocné železo i mimo pole stability goethitu, které pak již nemůže opět vstupovat do systému elektrochemické podpory reduktivní dechlorace CIE.

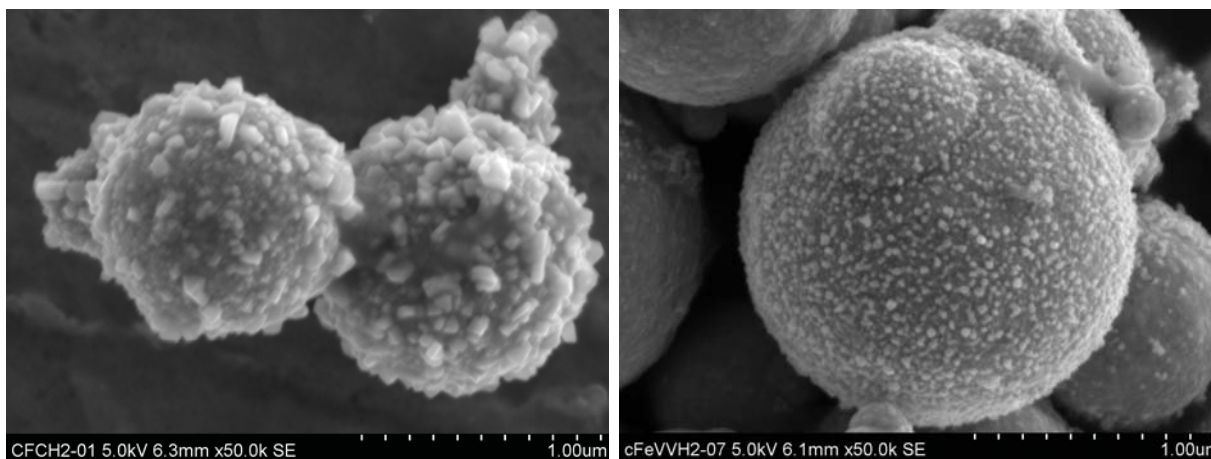
Chování železa v systému geochemické bariery je poměrně složité. Obecně dochází k rozpouštění elementárního železa, jeho oxidaci a srážení do minerálních fází v závislosti na chemizmu podzemní vody, jeho dávce a dosažených podmínkách Eh a pH. V případě elektrochemické podpory je celý systém ještě komplikován dotací elektronů, prohloubením redukčních podmínek a jejich stratifikací v prostoru mezi anodou a katodou. Koprecipitací Fe do struktury novotvořených minerálů je dostupné Fe odstraňováno, čímž je postupně vyčerpávána redukční kapacita bariery. Použití elektrochemické podpory vede na většině lokalit k omezení srážení goethitu jako typomorfního minerálu oxidace nZVI. Z identifikovaných minerálů je obvykle přítomen magnetit a při vyšších proudových hustotách i $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Tyto minerály byly zachyceny v kalnicích injektážích vrtů zapojených jako katody a představují tak přímý produkt oxidace nZVI dislokovaného ve stvolu vrtu. V minerální matrici je možno vedle magnetitu očekávat i srážení goethitu a minerálů skupiny jarosit – alunit a to v případě vyšších obsahů síranů a dusičnanů, popřípadě jednomocných kovů (Na, K).

TECHNICKÉ ASPEKTY METODY

Dimenzování geochemické bariery musí zohledňovat zajištění její funkce na nezbytně nutnou dobu, obecně do okamžiku, kdy budou dostatečně eliminována primární ohniska znečištění. Po tuto dobu musí bariéra zvládat nátok kontaminované podzemní vody, respektive při průtoku podzemní vody bariérou snižovat koncentrace kontaminantu pod stanovenou úroveň. Je zřejmé, že pro dimenzování geochemické bariery je nutno nejen podrobně prozkoumat geologické, hydrogeologické a geochemické poměry na lokalitě, ale také připravit reakční náplň s vhodnou úrovní reaktivity. Zásadní informací pro tento účel je doba zdržení podzemní vody v bariéře bezpodmínečně nutná pro průběh reakce. Ta je určována obecně rychlostí proudění podzemní vody, kinetikou hydrogenace CIE a konkurenčními reakcemi. Bariéru lze prakticky dimenzovat dle základními parametry, a to mocností bariery a reaktivitou její náplně.

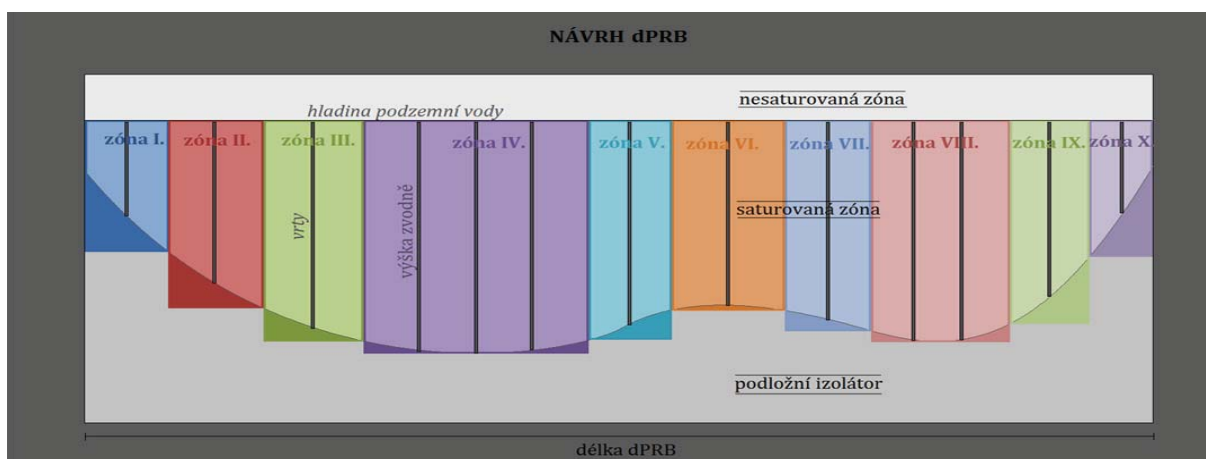
Výzkum reaktivní náplně na bázi částic elementárního železa vycházel z předpokladu, že reagent bude do horninového prostředí injektován pomocí vrtů, což je ekonomicky nejvýhodnější varianta, technicky schůdná i v průmyslových areálech s komplikovanými podmínkami podzemních inženýrských sítí. Vycházelo se z myšlenky použití kombinace částic elementárního železa o různé velikosti a tudíž v podstatě i o různé reaktivity. Vhodnou kombinací těchto částic je pak možno upravit vlastnosti náplně bariery pro konkrétní podmínky. Výsledkem výzkumu je materiál, jehož jádrem je mikročástice Fe s kovalentně vázanými nanočásticemi Fe na povrchu. Celý tento kompozit může mít různé poměry mikro a nanočástic (včetně řízení velikosti nanočástic), popřípadě být stabilizován oxidickou nebo organickou slupkou. Na připojených fotografiích jsou demonstrovány dva typy kompozitu s různými velkými nanočásticemi. Všechny tyto úpravy mají vliv na reaktivitu kompozitu. Redukční kapacita je pak řízena dávkováním do bariery, případně re aplikacemi v určitých časových úrovních.

Stanovení potřebné šířky bariery je funkcí kinetiky reakce hydrogenace CIE a rychlosti proudění podzemní vody. Doba zdržení v bariéře musí být dostatečná pro požadovaný průběh chemické reakce, respektive dosažení stanovených parametrů na výstupu. Rozhodující je aktivní dosah injektáže reakční náplně a tím určený odstup vrtů. Geometrie bariery musí vycházet z místních podmínek a zohledňovat především šířku kontaminační aureoly a místní zásahu a hydrogeologické podmínky. Injektáž musí být dimenzována tak, aby byla vytvořena homogenní linie prosycená reagentem. V případě požadavku na delší dobu zdržení podzemní vody v bariéře lze mocnost bariery navýšit paralelní vedenými řadami injektážních vrtů.



Obr. 1 Příklad designu kompozitu mikro a nanočástic elementárního Fe s různou velikostí nanočástic

Pro usnadnění dimenzování geochemické bariéry byl vytvořen specializovaný software „PBtool“ optimalizovaný na nasazení technologie v oblastech kontaminovaných CIE. Program umožňuje definovat geologické a hydrogeologické podmínky lokality (především tvar báze kolektoru, mocnost kolektoru a jeho hydraulické parametry), geochemické podmínky (úroveň kontaminace, vliv konkurenčních reakcí rozpustných oxidovaných látek) a aplikační podmínky (koncentraci a typ reakční náplně, rozestupy vrtů). Program vyhodnocuje počty potřebných vrtů, objemy suspenze a především dobu zdržení podzemní vody v geochemické bariéře a čas pasivace reakční náplně. Program umožňuje provádět detailní výpočty v deseti zónách, čímž dostatečně pružně reaguje na podmínky konkrétních lokalit.



Obr. 2 Ukázka prostředí programu PBtool – podélný řez geochemickou bariérou

ZÁVĚR

Geochemická bariéra, jako zcela nový prvek sanačních technologií může mít velmi velký aplikační potenciál. Lze je nasadit i na lokalitách se složitými geologickými podmínkami, kde hydraulický zásah je neefektivní nebo nespolehlivý. Výzkum a vývoj geochemických bariér na bázi různých velikých částic nulmocného železa představuje kombinaci nejnovějších metod designu reakčních náplní, jejich aktivace a stabilizace stejným proudem, ale i managementu řízení a kontroly procesu. Kombinací těchto metod lze efektivně využít reakční náplň a významně prodloužit její aplikační dobu. Vývoj nových typů reakčních náplní nastavených přímo na konkrétní podmínky jednotlivých lokalit pak může přinést další zefektivnění technologie geochemických bariér a optimalizaci jejich nasazení do praxe.

PODKOVÁNÍ

Tato práce je realizována za podpory Ministerstva průmyslu a obchodu České republiky, v rámci výzkumného projektu Vývoj a použití difúzních reaktivních bariér na bázi mikroFe a nanoFe pro sanaci č. FR-TI3/622 a za podpory Technologické agentury ČR v rámci výzkumného projektu Použití elektrického pole k sanaci lokalit kontaminovaných organickými látkami č. TA01021304.

PRAKTICKÁ APLIKACE GEOCHEMICKÉ REAKTIVNÍ BARIERY NA LOKALITĚ KONTAMINOVANÉ CHLOROVANÝMI ETHYLENY

Dagmar Bartošová

Vodní zdroje Ekomonitor s.r.o., Píšťovy 820, 537 01 Chrudim
e-mail: dagmar.bartosova@ekomonitor.cz

Klíčová slova: geochemická bariera, chlorované ethyleny, nanoželezo

ABSTRAKT

V příspěvku je představena lokalita strojírenského podniku v ČR masivně kontaminovaná chlorovanými ethyleny a těžkými kovy. Prezentovány jsou výsledky sanačního zásahu na lokalitě prováděného již od roku 1995 v té době dostupnými metodami. V roce 2012 byla zcela změněna koncepce sanace a konvenční sanační metody byly nahrazeny technologií in-situ eliminace kontaminace na bázi reduktivní dehalogenace chlorovaných ethylenů. Geochemická reaktivní bariéra byla provozně nasazena jako hlavní pojistný prvek v zóně odtoku podzemní vody z ohnisek znečištění. Prezentovány jsou technické parametry bariéry, provozní výsledky a rámcové ekonomické vyhodnocení konvenčního a inovativního přístupu k sanaci starých ekologických zátěží v dané lokalitě.

PŘÍKLAD APLIKACE GEOCHEMICKÉ BARIERY NA DLOUHODOBĚ SANOVANÉ LOKALITĚ

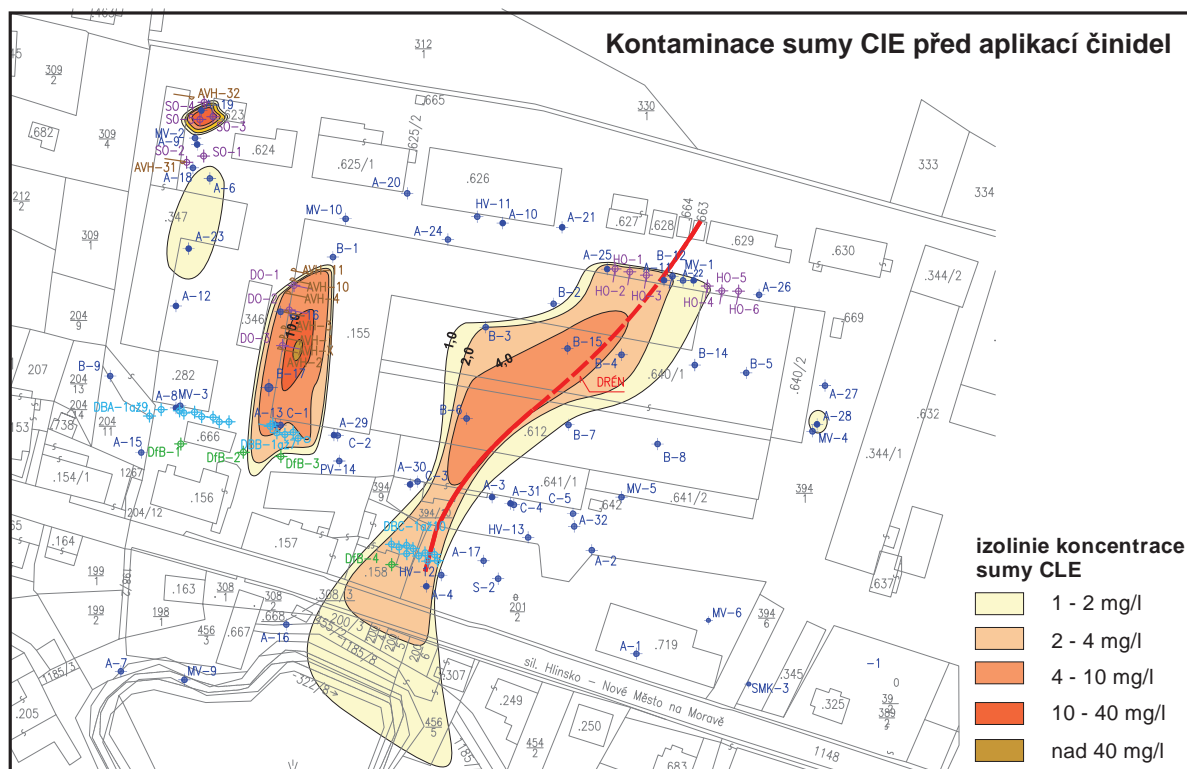
Průzkumné a sanační práce jsou na lokalitě realizovány již od roku 1992. Skalní podloží lokality je tvořeno dvojslídny migmatity. Reliéf skalního podloží je možno relativně dobře definovat, nicméně je maskován zejména travacími pochody. Nejistotou je i použitá technologie vrtání, kdy nemusí být zcela jasně určena báze eluvia. Bázi kvartérního pokryvu na lokalitě tvoří eluvium podložních migmatitů, které jen ojedinelé bylo odstraněno erozní činností. Eluvium má povahu prachovitých písků a jemných až drobných písčitých štěrků. Velikost úlomků se pohybuje do 20 mm. Zdrojová hornina při svém vzniku generovala vznik jílových minerálů, které byly v rámci eluvia redistribuovány a vytvořily polohy s vyšším obsahem jílu. Mocnost eluvia je nerovnoměrná v důsledku erozivní činnosti, jak přímo říčního toku během kvartéru, tak také svahových přítoků povrchových vod. Hojně rozšířené jsou deluviální sedimenty (svahoviny), které se v nejvyšších mocnostech vyskytují na bázi svahu a to až ve formě dejekčních kuželů. Deluvia jsou představována prachovito-písčitymi hlínami s hojnými úlomky křemene, zpravidla drobnými (do 2 cm). Typické fluviální sedimenty jsou reprezentovány především jílovito-písčitymi hrubými polymiktními štěrky.

Charakteristika kolektoru je dána rozšířením jednotlivých typů kvartérních sedimentů a podložních hornin a morfologií skalního podloží. Lze očekávat proměnlivé hydrogeologické poměry v různých pozicích svahu a říční terasy. Proměnlivost hydrogeologických poměrů je způsobena střídáním různých typů kolektorových hornin a je ovlivněna i variabilitou obsahu aleuropelitické složky v rámci jednotlivých typů sedimentů. Situace je dále komplikovaná četnými navážkami dosahujícími mocnosti až několika metrů. Vyznačeným faktorem je i sklon reliéfu a tvar skalního podloží. Z hlediska sanace CIE je nutno zohlednit i možnost proniknutí kontaminace do zóny přípovrchového rozvětrání a rozpukání skalního masívu. Puklinové systémy mohou představovat prioritní zóny šíření kontaminace k erozivní bázi.

Kontaminace nesaturované zóny horninového prostředí CIE v areálu podniku byla soustředěna do čtyř hlavních ohnisek (horní odmašťovna, dolní odmašťovna, bývalá skládka uhlí a sklad obalů). V těchto ohniscích kontaminace byly průzkumnými pracemi zjištěny koncentrace CIE ve velmi vysokých hodnotách (maximální koncentrace 5,6 g CIE/m³ v půdním vzduchu, 2,9 g CIE/kg v sušině). Důsledkem byla téměř celoplošná kontaminace podzemních vod v areálu podniku s maximální koncentrací v úrovni 362 mg/l s dosahem kontaminační aureoly až k říčnímu toku. Nosnou technologií sanačního zásahu byla extrakce znečištěné CIE klasickými metodami (venting, airsparging, stripování) a likvidace extrahovaného CIE ex-situ. Jejich aplikace v podloží výrobních hal však narážela na omezující technické faktory, které byly pro dané metody při provozním nasazení až limitní.

Nápravná opatření byla od zahájení sanace zaměřena na aktivní opatření v ohniscích. Odtěžena byla kontaminovaná zemina z dosažitelných prostor a provozovány extrakční metody sanace (venting, airsparging, čerpání podzemních vod). Zároveň byla provozována hydraulická bariéra, jejímž smyslem bylo zabránit migraci kontaminace směrem k řece. V rámci provedené sanace byla odstraněna ohniska nesaturované zóny z dostupných částí areálu. Za období sanace klasickými metodami (tj. od roku 1998 do 31.8.2012) bylo celkem z horninového prostředí odtěženo 24 480 kg CIE, z toho ventingem 18 742 kg, což představuje 76,6 % z celkového množství a metodou čerpání 3 211,6 kg, což je 13,1 % a zbývajících 10,3 % CIE bylo odstraněno v roce 1998 z prostoru ohnisek kontaminace v rámci dostupné odtěže.

Se snižováním úrovně kontaminace se pojilo i snižování efektivity používaných technologií. Je možno konstatovat, že v letech 2010 až 2011 se již extrakční metody dostaly na hranici technologických možností. Technologie ventingu podporované aispargingem provozované přímo v ohniscích má již relativně nízké výštnosti. Z půdního vzduchu bylo v roce 2010 odstraněno celkem 278 kg CIE a v roce 2011 pak 180 kg. Klasická technologie sanace již dále nebyla schopna efektivně eliminovat znečištění podzemních vod. Byla proto provedena reinterpretační geologické stavby zájmové lokality na základě výsledků několika etap průzkumných prací. Reinterpretační vedla k ujasnění místních odtokových poměrů podzemních vod a migračních cest kontaminace. Identifikovány byly preferenční cesty šíření CIE svahovým přítokem do nivy v oblastech předkvarterních erozních údolí. Na obr. 1 je uveden stav kontaminace CIE v okamžiku odstavení konvenčních metod.



Obr. 1 Izolinie koncentrací CIE v podzemní vodě v roce 2012, před nasazením inovativních technologií

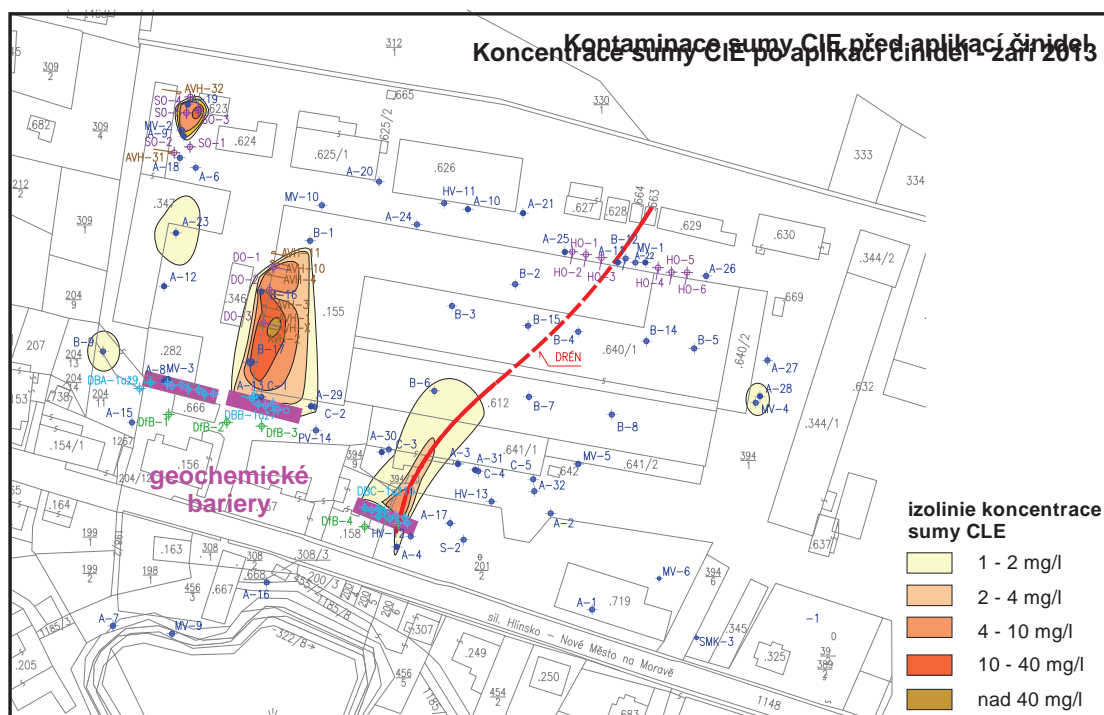
PRINCIP A VÝSLEDKY INTENZIFIKACE SANAČNÍCH OPATŘENÍ

Navržená intenzifikace sanačních opatření se soustředila na dva základní úkoly. Primárně byla řešena eliminace zbytkového znečištění v ohniscích a především v jejich kontaminační aureole, kde byla v některých případech úroveň znečištění vyšší než v sanovaných ohniscích. Velká pozornost byla věnována zamezení odtoku kontaminace mimo areál závodu přilehlé do nivy a následně do toku. Provozování hydraulické bariery vede k urychlení proudění podzemních vod mezi ohniskem a čerpanými vrtmi, což je z hlediska in-situ reduktivní dechlorace nežádoucí a vedle zkrácení reakční doby vedlo by i ke ztrátám reakčního činidla. Navržená proto byla realizace geochemické difúzní bariery jako dočasného sanačního prvku. Jedná se v daném případě o metodu stabilizace kontaminace CIE na bázi mikročástic a nanočástic železa s řízenou upravenou reakční kinetikou dle konkrétních podmínek na lokalitě.

Sanace kontaminace CIE v ohniscích byla řešena reduktivní dehalogenací a jako redukční činidlo byl zvolen laktát sodný. Injektáž byla provedena tlakově do šikmých vrtů pod výrobní objekty. Jelikož bylo kalkulováno s rozplavením činidla v celé ploše kontaminačního mraku, byla zvolena relativně vysoká koncentrace 80 g/l. Aplikace byla velmi úspěšná především v propustnějších částech kontaminačních mraků, kde došlo k významné eliminaci znečištění (viz obr. 2).

Geochemické bariery byly designovány jako linie injektážních vrtů (vzdálenost 3 m) sestavených do půlkruhů s centrálním vrtem. S odstupem 5 - 10 metrů od injektážní linie byly pak vybudovány monitorovací vrtky. Injektážní vrtky byly provedeny až pod bázi kvartěru a vystrojeny ocelovou pažnicí. Jako reakční činidlo byl v roce 2012 použit produkt NanofeStar a v roce 2013 speciálně pro geochemické bariery vyvíjený kompozitní materiál na bázi mikro a nanoželeza. Dávkována byla relativně vysoká koncentrace 10 g/l a to z důvodu potřebné

dotace dostatečného množství činidla do bariery. Příprava aplikačního roztoku probíhala přímo na lokalitě z dodaného práškového materiálu za použití speciálního dispergátoru.

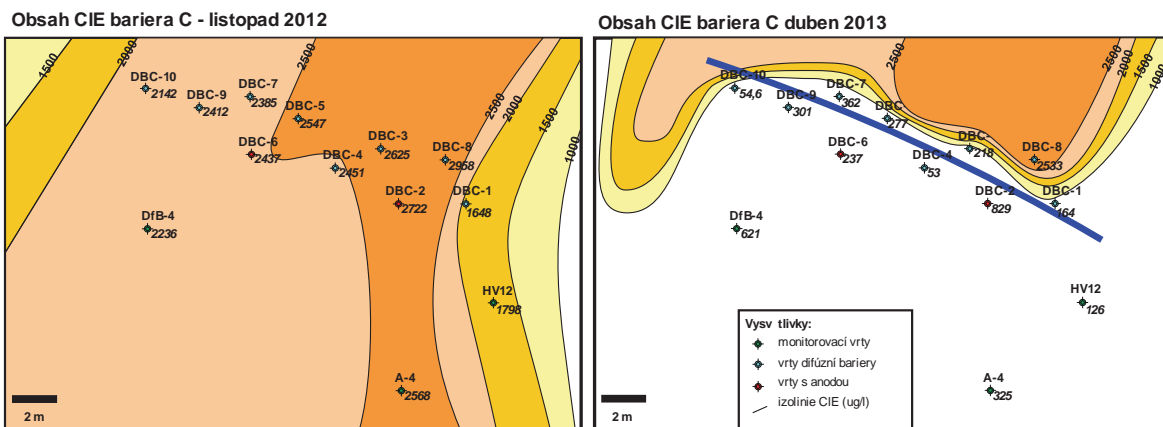


Obr. 2 Izolinie koncentrací CIE v podzemní vodě v roce 2013, rok po nasazení inovativních technologií

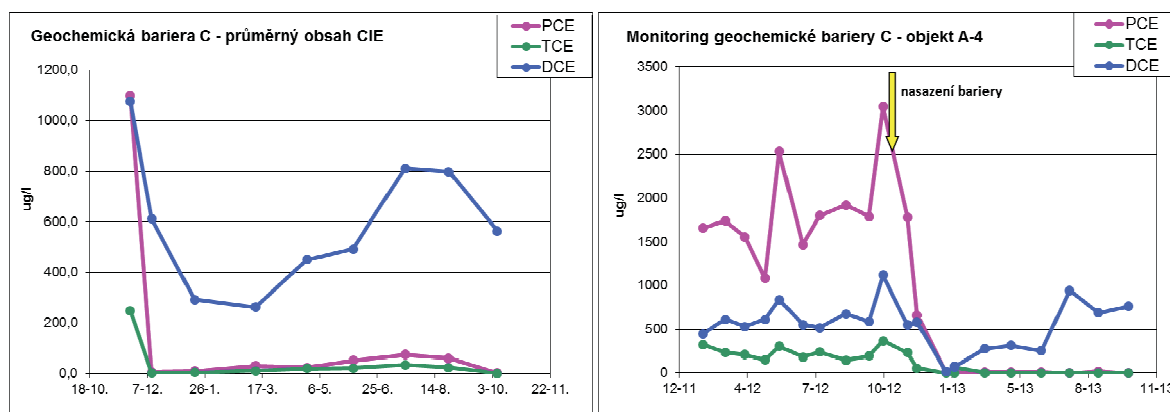
Efektivita procesu reduktivní dechlorace na bariérách byla podpořena nově vyvinutou sanační metodou za použití stejnosměrného proudu. Princip metody spočívá v dotaci elektronů do horninového prostředí ve vhodných proudových hustotách. Na lokalitě byly pažnice injektážních vrtů zapojeny jako katody a centrální vrty byly osazeny výměnnou anodou. Dotací elektronů z katody do horninového prostředí dochází ke snížení Eh do oblasti blízké hranici stability vody. Produkují se protony, ale v systému se zvýší koncentrace hydroxidových iontů a tím dojde ke zvýšení pH (v reálných podmínkách až na hodnotu 14). Elektrický proud však způsobuje i další podpůrné efekty. Výrazným způsobem se zlepšuje migrační schopnost NZVI v elektrickém poli, jelikož je potlačena agregace částic NZVI změnou jejich zeta potenciálu. Především však dotací elektronů dochází ke konzervaci povrchu částic NZVI před rychlou oxidací, a tím se výrazně prodlužuje doba aktivity NZVI v horninovém prostředí. V případě geochemických bariér je možno vhodnou proudovou hustotou využít zvýšené migrace NZVI v elektrostatickém poli a uvést je do rovnováhy proti opačným směrům působícímu proudem podzemní vody. Tím dojde ke stabilizaci reakčního činidla na předem zvoleném místě.

Účinnost bariér i sanace ohnisk je podrobně sledována. V intervalu 14 dnů jsou měřeny základní parametry (pH, Eh, vodivost, kyslík, teplota) a v intervalu 6 týdnů jsou odebrány vzorky na stanovení koncentrace CIE, případně dalších složek. Je možno konstatovat, že velmi rychle došlo k odstranění CIE z injektážních vrtů, což byl očekávaný efekt. Neočkávaně rychle však došlo i k odstranění kontaminace za bariérami. Maximální účinnost bariér na monitorovací vrty byla pozorována po 3 měsících, nikoliv však poklesem Eh, ale eliminací CIE. Mírný nárůst koncentrací byl zaznamenán až na konci července, tj. 8 měsíců po aplikaci. Plošný rozsah sumy CIE před aplikací a po 5 měsících provozu je zřejmý z následujícího obrázku (viz obr. 3). Účinnost bariéry je dostatečná, přitom na bariéru natéká kontaminovaná voda s koncentrací až 10 000 µg/l, což se projevilo nárůstem obsahu na nejvíce zatíženém vrtu DBC-8 a tím i nárůstem průměrných hodnot. Schopnost bariéry dechlorovat PCE a TCE je dostatečná a udržitelná po relativně dlouhou dobu. V případě DCE je zřejmý mírný nárůst koncentrací přibližně po šesti měsících provozu.

Koncentrace CIE v monitorovacích vrtech za geochemickou bariérou velmi rychle reagovaly na provedenou injektáž (viz obr. 4). Došlo k odstranění PCE jako hlavního kontaminantu a prokázány byly jen relativně nízké hodnoty DCE. Celkovou úroveň kontaminace (vyjádřenou v sumě CIE natékající na bariéru) je možno vztáhnout na cca 10% kontaminace přitékající z ohniska.



Obr. 3 Interpretace kontaminace podzemní vody před injekcí a po 5 m sítích provozu geochemické bariéry (koncentrace v µg/l sumy CIE)



Obr. 4 Vývoj kontaminace podzemní vody na bariéře a monitorovacím vrtu pod bariérou

RÁMCOVÉ EKONOMICKÉ VYHODNOCENÍ PROVOZU GEOCHEMICKÉ BARIÉRY

Zatímco náklady na roční čerpání hydraulické bariéry (zahnující pronájem sanační stanice, obsluhu, technický servis, výměny a likvidace filtračních náplní, analytický servis, náklady na dopravu a geologickou službu) činily na dané lokalitě cca 890 000,00 Kč bez DPH, náklady na provoz geochemické bariéry byly vyčísleny na 760 000,- Kč (náklady na nákup mikroželeza, nanoželeza, aplikaci, analytický servis, terénní měření, spotřebu elektrického proudu, dopravu a geologickou službu). Roční provoz geochemické bariéry byl tedy v porovnání s náklady na roční čerpání hydraulické bariéry srovnatelný. Náklady na instalaci geochemické bariéry představují především vrtné práce nutné pro vybudování bariéry, pokud je tvořena stabilními injekcími vrtů. Je možno uvažovat i o výrazně levnější přímé injekcí reakční náplně, v tomto případě však nelze kontrolovat stav redukční kapacity bariéry. Není nutno instalovat čerpací techniku, rozvody elektrické energie a čerpané vody včetně problematického zasakování (nebo vypouštění) vyčištěné vody. I přes větší objem vrtných prací je možno instalační náklady geochemické bariéry hodnotit jako mírně nižší v porovnání s konvenčním řešením.

ZÁVĚR

Práce provedené na lokalitě byly v plnoprovozním režimu praktickou použitelnost geochemických bariér pro řešení sanací i obtížně řešitelných lokalit. Geochemická bariera v podstatě nahrazuje funkci hydraulické ochrany, jelikož průchodem kontaminovaných vod přes bariéru dochází k odstranění kontaminace a zamezení jejího šíření do okolí. Z hlediska funkčnosti a bezpečnosti provozu je možno konstatovat vyšší spolehlivost, jelikož bariera není citlivá k provozním vlivům (např. výpadek elektrického proudu, porucha čerpadel, klimatické podmínky, poruchy ČOV apod.). Samozřejmě její funkčnost je časově omezená a s vyčerpáním reakční náplně klesá i její účinnost. Na dané lokalitě byla udržena dostatečná účinnost po dobu 11 měsíců od aplikace reakčního činidla.

POUŽITÁ LITERATURA

- Bartošová, D. a kol., 2012: Mars Svatka, a.s. Likvidace zátěže ŽP v areálu a okolí podniku Mars Svatka, a.s. Metodická zpráva č. 1, Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o. Chrudim.
 Bartošová, D. a kol., 2013: Mars Svatka, a.s. Likvidace zátěže ŽP v areálu a okolí podniku Mars Svatka, a.s. Etapová zpráva č. 15 (vyhodnocení sanačních prací od 1.1.2012 do 31.12.2012), Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o. Chrudim.

POKROČILÉ *IN SITU* BIOREMEDIÁCIE: BIOSTIMULÁCIA A BIOAUGMENTÁCIA

**Katarína Dercová, Katarína Lászlóvá, Hana Dudášová, Slavomíra Murínová,
Juraj Škarba, Marta Balaščáková**

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

Kľúčové slová: *in situ* bioremediácie, biostimulácia, bioaugmentácia, degradácia, PCB

ÚVOD

Biologické prístupy k remediácii znečisteného životného prostredia, predovšetkým pôd, sedimentov a podzemných vôd nazývané aj bioremediácia, poskytujú významné výhody alternatívnych technológií. Technológie biologického spracovania uľahčujú úplnú deštrukciu nebezpečných chemikálií bez tvorby toxických emisií alebo medziproduktov. V prípade *in situ* technológií je možné uvažovať aj so zníženou cenou, keďže kontaminovaná pôda nemusí byť vyčistená, prevezená, a ani inak sa s ňou nemusí nakladať. Je ich teda možné považovať za ekonomické a ekologické technológie.

V rámci bioremediácie je uvažovaná hierarchia *in situ* prístupov dekontaminácie v súvislosti s meniacou sa komplexnosťou typov kontaminantov a ich distribúcie, podmienok týkajúcich sa špecifického miesta (ceny a časového obmedzenia) a regulačných faktorov, ktoré jednoznačne určujú, ako má byť remediácia realizovaná (Untermann a kol., 2000; Apitz a kol., 2006; Frankovská a kol., 2010; Perelo 2010):

1. Monitorovaná prirodzená atenuácia
2. Podporovaná (asistovaná) bioremediácia
 - a) Biostimulácia
 - b) Bioaugmentácia

PODPOROVANÁ BIOREMEDIÁCIA

Biostimulácia

Prvým výberom v asistovanej bioremediačnej hierarchii je stimulácia degradačnej aktivity prirodzených populácií dekontaminovať znečisťujúce látky. Biostimulácia, ako sa tento proces nazýva, je aplikovaná v prípade, ak sa degradujúca populácia síce vyskytuje v kontaminovanej zóne, ale živiny a ďalšie podmienky sú nedostatočné pre mikrobiálnu aktivitu. Kyslík je často limitujúcim substrátom a jeho zavedenie vo forme peroxidu vodíka, čistého kyslíka, alebo vzduchu môže v mnohých prípadoch indukovať prítomnú prirodzenú populáciu degradovať ciele chemikálie. Biostimulácia je najčastejšie akcelerovaná prídavkom živín, induktorov, rastových faktorov, surfaktantov a/alebo fyzikálnymi procesmi. Zoznam kontaminujúcich látok, pre ktoré je táto technológia vhodná, narastá. Navyše, biostimulácia môže byť aplikovaná za aeróbných i anaeróbných podmienok v závislosti na cieľových kontaminantoch a konkrétnych podmienkach na kontaminovanej lokalite. V oboch prípadoch je výsledkom zmožnenie prirodzeného mikrobiálneho konzorcia a posilnenie na stabilný a účinný dekontaminačný systém. Relatívne nízka cena a potvrdenie účinnosti procesu pri spracovaní ropných uhľovodíkov a iných kontaminantov robia z biostimulácie metódu používanú pre mnohé kontaminované miesta.

Bioaugmentácia

Druhým výberom v hierarchii bioremediačných technológií *in situ* je bioaugmentácia. Zahŕňa prídavok exogénnych organizmov s požadovanými katabolickými schopnosťami do kontaminovaného prostredia za účelom zvýšenia degradácie cieľného kontaminantu. Spomedzi remediačných techník určite nepatrí medzi jednoduché na kontrolu, ale predstavuje sľubný potenciál na dekontamináciu pôd. Najväčšou výzvou je riadenie procesu v kontaminovanom prostredí (Lebeau, 2011). Použitie tejto techniky je vhodné, ak prirodzená atenuácia alebo biostimulácia sú nevhodné alebo nefungujú. Napríklad, aj keď prirodzene sa vyskytujúce organizmy dokážu degradovať väčšinu kontaminantov, biostimulácia môže byť neefektívna, ak: kontaminant je degradovaný v kometabolizme (nie je vhodný ako substrát pre mikrobiálny rast) a potrebné živiny alebo induktory nie sú prítomné a nemôžu byť pridané do prostredia alebo kompetentné degradujúce mikroorganizmy nie sú prítomné medzi prirodzenou populáciou, príp. ich množstvo je nedostatočné. V týchto prípadoch môže byť bioaugmentácia účinnou dekontaminačnou stratégiou. Sú tiež prípady, keď je síce prítomný dostatok prirodzenej populácie, ale je snaha zvýšiť rýchlosť biodegradácie alebo skrátiť čas remediácie. Pri výbere vhodných kultúr mikroorganizmov je potrebné brať do úvahy nasledovné vlastnosti: rýchly rast, ľahkú kultiváciu, odolnosť voči inhibítorom, schopnosť prežívať v širokom rozsahu environmentálnych podmienok, teda aj za

nepriaznivých okolností. Pri degradácii hydrofóbných kontaminantov je vhodné, ak degradujúci kmeň produkuje biosurfaktanty a tým ich solubilizuje, robí ich rozpustnejšími a sprístupňuje mikroorganizmom (Gentry a kol., 2004). Vplyv autochtónnej populácie na allochtónnu študoval Simarro a kol. (2013). Boli vyvinuté viaceré prístupy bioaugmentácie: v prvom prístupe sú pridané exogénne mikroorganizmy s degradačnou schopnosťou na doplnenie existujúcej prirodzenej populácie. Pridané organizmy slúžia ako inokulum, ktoré využíva cieľný kontaminant ako rastový substrát a populácia sa udržuje alebo rastie počas remediačného procesu. Pridané mikroorganizmy môžu byť selektované pre dlhodobé prežívanie a schopnosť kolonizovať kontaminované miesto. Na podporu prežívania môžu byť pridané stimulatory alebo kosubstráty. Cieľom tohto prístupu je dosiahnuť predĺžené prežívanie a rast pridaných organizmov a súčasnú predĺženú degradáciu cieľného kontaminantu. Tento prístup môže byť efektívny len vtedy, ak je kontaminant vhodným rastovým substrátom, alebo ak môže byť pridaný selektívny rastový substrát na podporu prežívania pridaného organizmu. Táto technika je však trocha v nesúlade s vývojom potvrdeným miliónmi rokov, ktorý naznačuje, že natívne mikroorganizmy sú všeobecne vhodnejšie pre *in situ* dekontamináciu, nakoľko presúťažajú pridané organizmy v boji o rastový substrát. Preto je vhodné izolovať baktérie priamo z danej kontaminovanej lokality, pre-adaptovať a namnožiť ich za laboratórnych podmienok a vrátiť späť v niekoľko-násobne vyššej koncentrácii do danej kontaminovanej lokality. Tento prístup sa nazýva „reinokulácia“ kontaminovaného miesta pôvodnými prirodzenými mikroorganizmami. Druhou možnosťou je selekcia vhodných mikroorganizmov z miest s podobnou kontamináciou, aká je na danej lokalite určenej pre sanáciu. Vo väčšine prípadov boli kmene použité na bioremediáciu izolované z miest kontaminovaných aromatickými alebo z priemyselných čistiarň odpadových vôd. Väčšina bioaugmentačných experimentov bola uskutočnená s použitím gram-negatívnych baktérií, predovšetkým z rodov *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Sphingobium*, *Alcaligenes* a *Achromobacter*. Zvýšená pozornosť je upriamená aj na gram-pozitívne baktérie rodu *Rhodococcus*, *Mycobacterium* a *Bacillus*. V prípade húb, potenciálne využiteľné sú kmene patriace do rodov *Absidia*, *Achremonium*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Penicillium* a *Verticillium*. Neexistujú mikroorganizmy alebo konzorciá univerzálne použiteľné pre bioaugmentáciu, nakoľko geologické, environmentálne a iné podmienky v jednotlivých lokalitách sú veľmi odlišné. Posilnenie kontaminovanej zóny je možné uskutočniť viacerými prístupmi (Untermann a kol., 2000; Mrožik a Piotrowska-Seget, 2010): individuálnymi kmeňmi (baktérie alebo huby); mikrobiálnym konzorciom (zmes baktérií príp. húb) a imobilizovanými bunkami. Na biodegradáciu aromatických zlúčenín v kontaminovaných pôdach sa najčastejšie využívajú gram-negatívne baktérie a tiež huby. Viaceré štúdie naznačujú, že použitie mikrobiálnych konzorcií môže byť často účinnejšie ako použitie jednotlivých kmeňov (Ghazali a kol., 2004) v dôsledku skutočnosti, že intermediáty katabolických dráh jedného kmeňa môžu byť ďalej degradované metabolickými dráhami iného kmeňa. Samozrejme v prítomnosti viacerých kmeňov, či už prirodzených alebo exogénnych, je potrebné počítať buď so synergizmom alebo antagonizmom a tým s kompetíciou o substrát a živiny. Úspech bioaugmentácie výrazne závisí od *schopnosti kmeňa prežiť* v kontaminovanom prostredí, od zachovania degradačnej schopnosti, čiže *expresie požadovaných enzýmov* pre cieľný kontaminant a od *biodostupnosti kontaminantu* pre mikroorganizmus (Menn a kol., 2000). Veľmi cenné je aj poznanie zloženia, priestorovej a časovej distribúcie a populačnej dynamiky autochtónnych komunít za účelom predikcie potenciálneho účinku pôdnej inokulácie. Je zjavné, že žiadna jednoduchá remediačná technológia nie je univerzálne vhodná pre všetky kontaminované miesta v dôsledku komplexnosti faktorov zahrnutých v procese. Mnohé faktory ako výber kmeňa, mikrobiálna ekológia, typ kontaminantu, environmentálne prekážky, rovnako ako aj postup vnesenia inokula môžu spôsobiť zlyhanie. Tieto prekážky otvárajú rozdiely medzi laboratórnymi experimentami a aplikáciou v praxi. Účinnosť, ako aj limitácie bioaugmentácie a biostimulácie diskutujú viaceré práce (Fantroussi a Agathos, 2005; Megharaj a kol., 2011). V niektorých prípadoch je jednoduchý remediačný prístup nedostatočný a sú vyžadované integrované technológie, aby sa zrealizovali potreby daného miesta a poskytl tak účinnú a cenovo efektívnu dekontamináciu. Reálne skúsenosti s bioremediačnými technológiami pomáhajú lepšie definovať ich limitácie a rozšíriť ich aplikácie.

Prezentovaná práca sa zaoberá možnou aplikáciou bioremediačných techník bioaugmentácie, biostimulácie a ich kombinácie na elimináciu indikátorových a vybraných PCB kongenéro (28, 52, 101, 118, 138, 153 a 180) zo sedimentov dlhodobo kontaminovaných PCB (Čonka a kol., 2014). Na bioaugmentáciu sa použili bakteriálne kmene izolované z kontaminovaných sedimentov (Dudášová a kol., 2014) a na biostimuláciu potenciálne induktory degradácie – terpenoidné látky prítomné v rastlinnej matrici brečtanových listov a borovicového ihličia (Dercová a kol., 2003; Dudášová a kol., 2012). Na stanovenie toxicity sedimentov po bioaugmentácii a biostimulácii sa využil biotest toxicity na štandardných vodných rastlinách *Lemna minor*.

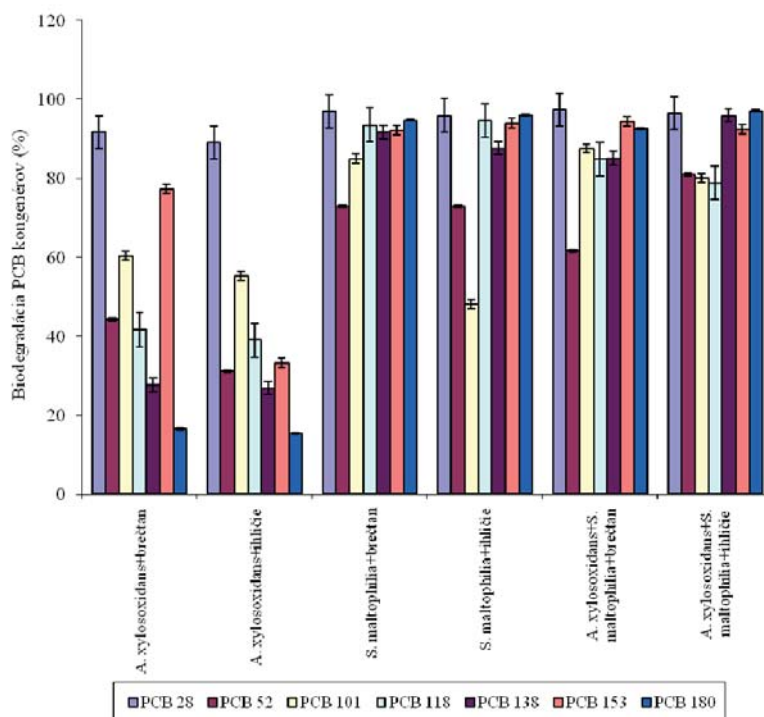
EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

Kontaminovaný sediment odobratý v súlade so zásadami vzorkovania a podľa normy zo Strážskeho kanála sa kultivoval stacionárne v bankách s prídavkom minimálneho minerálneho média 21 dní pri teplote 28 °C, za tmy a občasného premiešavania. V prípade biostimulácie sa ako prídavky použili nadrobno nasekané brečtanové listy alebo borovicové ihličie s obsahom terpenoidných látok ako induktorov bifenyldioxygenázy, enzýmu štartujúceho degradáciu PCB a v prípade bioaugmentácie sa pridávalo inokulum baktérií izolovaných z kontaminovaných sedimentov *Achromobacter xylosoxidans* a *Stenotrophomonas maltophilia* (Dudášová a kol., 2014). Po kultivácii sa obsah baniek scentrifugoval, sediment sa spracoval Soxhletovou extrakciou a vzorky sa analyzovali GC-ECD (HP 5890). Výsledky boli porovnávané s kontrolou – sedimentom kontaminovaným PCB, avšak bez prídavkov baktérií a induktorov. Vypočítal sa zostatok PCB a percento biodegradácie jednotlivých indikátorových kongenéro PCB vo vzorkách. Štandardným testom inhibície rastu vodnej rastliny *Lemna minor* sp. sa hodnotila toxicita bioremediovanej vzorky sedimentu na vodné rastlinstvo (Fargašová, 2008). Test spočíval v sledovaní nárastu počtu a plochy frondov (lístkov) zaliatych Steinbergovým roztokom v prítomnosti toxického sedimentu v určitých časových intervaloch. Experimenty sa realizovali s spolupráci s ÚVH Bratislava. Biodostupnosť kongenéro PCB bola stanovená pomocou superfluidnej extrakcie (Nilsson, 2003) a porovnaná so Soxhletovou extrakciou v spolupráci s MU Brno.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

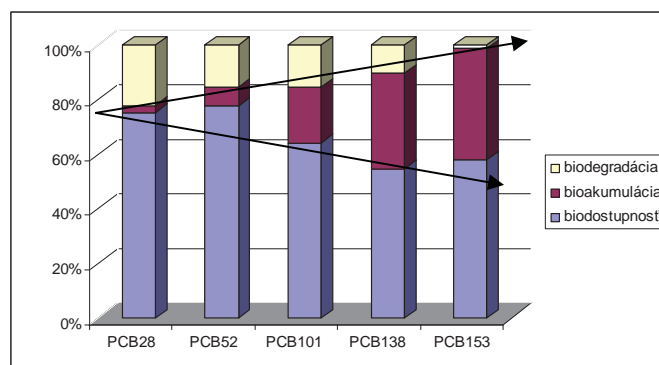
Kontaminované sedimenty predstavujú prirodzenú súčasť hydrogeologických systémov, ale sú aj zdrojom kontaminácie. Ich remediácia aj biologickými postupmi je v súčasnosti vysoko aktuálna (Apitz a kol., 2005; Perelo 2010; Ghosh a kol., 2011).

Táto práca preukázala, že prídavky individuálnych mikroorganizmov, konzorcií a tiež prídavky rastlinných materiálov s obsahom terpenoidných látok zvyšovali biodegradáciu a tým znižovali koncentráciu PCB v sedimentoch. Biostimulácia degradácie PCB z kontaminovaných sedimentov prídavkom brečtanových listov sa javí ako efektívnejšia, spôsobila vyššie percento degradácie ako použitie borovicového ihličia, ktoré biodegradáciu čiastočne inhibovalo. Obe rastlinné matrice však podporili rast baktérií. Prídavok samotných brečtanových listov spôsobil najvyššie percento eliminácie kongenéro PCB zo sedimentov, nasledovaný kombináciou prídavku brečtanu a baktérie *S. maltophilia*. Najväčší úbytok koncentrácie sa zaznamenal u kongenéro PCB28, či už v prípade biostimulácie alebo bioaugmentácie, t.j. prídania rastlinných induktorov alebo baktérií. Vo všetkých vzorkách sedimentov, do ktorých sa pridala baktéria *S. maltophilia* bola eliminácia PCB kongenéro vyššia ako v prípade použitia baktérie *A. xylosoxidans* (obr. 1).



Obr. 1 Biodegradácia PCB za študovaných podmienok: prídavok induktorov k individuálnym bakteriálnym kmeňom *A. xylosoxidans* a *S. maltophilia*; prídavok induktorov ku konzorciu (tvoreného *A. xylosoxidans* a *S. maltophilia*)

Študovaná bola aj súvislosť medzi biodegradáciou, biodostupnosťou a bioakumuláciou kongenéro PCB. Z výsledkov je zrejماً tendencia, kde so stúpajúcim počtom substituentov chlóru stúpa bioakumulácia týchto vyššie chlórovaných kongenéro PCB v biote (rybách), klesá biodostupnosť pre bakteriálne enzýmy, a tým klesá aj biodegradabilita (konkrétne v grafe uvedená v prítomnosti *A. xylosoxidans*) (obr. 2).



Obr. 2 Biodegradácia, bioakumulácia a biodostupnosť kongenéro PCB.
Údaje pre bioakumuláciu – zdroj Brázová a kol. (2011)

POĎAKOVANIE

Práca bola realizovaná s finančnou podporou projektu VEGA MŠ SR č. 1/0734/12. Autori ďakujú Ing. P. Huckovi, PhD. za odber a poskytnutie kontaminovaných riečnych sedimentov a RNDr. J. Makovinskej, PhD. z VÚVH za umožnenie merania toxicity sedimentov po bioremediácii.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Apitz, S.E., Brils, J., Marcomini, A., Critto, A., Agostini, P., Micheletti, CH., Pippa, R., Scanferla, P., Zuin, S., Lanczos, T., Dercová, K., Kočan, A., Petrík, J., Hucko, P., Kusnir, P., 2006: In: Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (Reible D.D., Lanczos T., eds.), Chapter 1, p. 52 – 82, NATO Science Series IV, Earth and Environmental Sciences Vol. 73. Springer-Verlag, Dordrecht, Netherlands
- Brázová, T., Hanzelová, V., Miklisová, D., 2012: Parasitology Research 111(2): 779 – 786 (2012)
- Čonka, K., Chovancová, J., Stachová Sejáková, Z., Dömötörövá, M., Fabišková, A., Drobná, B., Kočan, A., 2014: Chemosphere 98: 37 – 43 (2014)
- Dercová, K., Tandlich, R., Brežná, B., 2003: Fres. Environ. Bull. 12(3): 286 – 290
- Dudášová H., Lukáčová L., Murínová S., Dercová K., 2012: Int. Biodeter. Biodegr. 69: 23 – 27 (2012)
- Dudášová, H., Lukáčová, L., Murínová, S., Puškárová, A., Pangallo, D., Dercová, K., 2014: J. Basic Microbiol. 2014, DOI 10.1002_jobm.201200369
- El Fantroussi, S., Agathos, S., 2005: Cur. Opin. Microbiol. 8(3): 268 – 275 (2005)
- Fargašová, A., 2009: Ekotoxikologické biotesty, ORMAN, Bratislava. 317 S., ISBN 978–80–8046–422–6
- Frankovská, J., Slaninka, I., Kordík, J., Jurkovič, Ľ., Greif, V., Šottník, P., Dananaj, I., Mikita, S., Dercová, K., Jánová, V., 2010: Atlas sanačných metód environmentálnych zátŕaží (Frankovská J., Slaninka I., Kordík J., eds.). ŠGÚDŠ, Bratislava, s. 360 s.
- Gentry, T.J., Rensing, C., Pepper, I.L., 2004: Crit. Rev. Envir. Sci. Tec. 34: 447 – 94 (2004)
- Ghosh, U., Luthy, R.G., Cornelissen, G., Werner, D., Menzie, Ch.A., 2011: Environ. Sci. Technol. 45: 1163 – 1168 (2011)
- Lebeau, T., 2011: In: Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol (Sigh A., Parmar N., Kuhad R.C., eds.). Soil Biology, Vol. 28, Part 1, 129 – 186
- Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., Naidu, R., 2011: Environ. Int. 37, 1362 (2011)
- Menn, F.M., Easter, J.P., Sayler, G.S., 2000: In: Biotechnology (Rehm H.J., Reed G., eds.), Vol. 11b, Second edition. Environmental Processes II: Soil decontamination (Klein J., ed.). Wiley-Verlag, Weinheim, FRG, 2000
- Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z., 2010: Microbiol. Res. 165: 363 – 375 (2010)
- Nilsson, T., Sporring, S., Björklund, E., 2003: Chemosphere 53: 1049 – 1052 (2003)
- Perelo, L.W., 2010: Review: J. Hazard. Mater. 177: 81 – 89 (2010)
- Simarro R., Gonzáles N., Bautista L.F., Molina M.C., 2013: J. Haz. Mater. 262: 158 – 167 (2013)
- Unterman, R., DeFlaun, M., Steffan, R., 2000: In: Biotechnology (Rehm H.J., Reed G., eds.), Vol. 11b, Second edition. Environmental Processes II: Soil decontamination (Klein J., ed.). Wiley-Verlag, Weinheim, FRG, 2000

VYUŽITIE MIKROORGANIZMOV PRI BIOREMEDIÁCII ZNEČISTENÝCH SUBSTRÁTOV

Slavomír Čerňanský

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra environmentálnej ekológie
Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: cernanskys@fns.uniba.sk

Kľúčové slová: mikroorganizmy, biosorpcia, bioakumulácia, biometylácia, biovolatilizácia

ÚVOD

Zvýšené obsahy mnohých potenciálne toxických prvkov v rôznych zložkách životného prostredia, často ako dôsledok priemyselnej výroby, predstavujú určité riziko pre zdravie organizmov, človeka a celých ekosystémov. Z tohto a ďalších dôvodov, ako je napríklad stála pozornosť verejnosti o environmentálne problémy, je preto stály záujem spoločnosti hľadať efektívne a environmental friendly procesy a metódy znižovania či odstraňovania potenciálne toxických prvkov z prostredia. Z hľadiska efektívnosti, finančných nákladov a minimálneho negatívneho impaktu na prostredie k takýmto procesom patrí aj využitie živej či neživej biomasy pri odstraňovaní rôznych chemických prvkov z rôznych znečistených substrátov. K takýmto procesom patria najmä oxidačné a redukčné reakcie, bioakumulácia, biosorpcia či alkylácia s možnou volatilizáciou (Volesky, 2003; Liu et al., 2011). Uvedené procesy zahŕňajú celú paletu mikroorganizmov, najskúmanejšími sú však baktérie, mikroskopické huby a mikroskopické riasy.

BIOSORPCIA A BIOAKUMULÁCIA

Vo všeobecnosti, medzi dva základné mechanizmy viazania prvkov mikroorganizmami patria biosorpcia a bioakumulácia. Za biosorpciu možno považovať schopnosť biomasy viazať chemické prvky na povrch bunkových sien alebo cytoplazmatických membrán, prípadne iných povrchových bunkových štruktúr (Chojnacka, 2009). Ak sa pri biosorpcii aplikuje neživá mikrobiálna biomasa, možno biosorpciu považovať za typický adsorpčný proces. Veľkú úlohu pri biosorpcii predstavujú interakcie medzi chemickými prvkami a funkčnými skupinami, ktoré sú prítomné v polyméroch bunkových stien biomasy alebo iných povrchových komponentoch (Naja et al., 2006). Biosorpcia je veľmi rýchly proces, až 90 % znečisťujúcej látky sa spravidla viaže v priebehu niekoľkých minút. Keďže proces biosorpcie je nezávislý na metabolizme buniek, prijímané chemické prvky neprechádzajú ďalšími biotransformačnými procesmi. Výhodami použitia neživej biomasy sú najmä nízke prevádzkové náklady, pričom neživá biomasa si nevyžaduje prítomnosť a kontinuálne prídavky nutričov a nie je inhibovaná vyššou toxicitou substrátu. Zvýšiť efektívnosť alebo dokonca selektívnosť viazania niektorých chemických prvkov je možné pomocou fyzikálnych alebo chemických úprav biomasy za účelom modifikácie funkčných skupín a zvýšenia sorpčnej kapacity. Živá mikrobiálna biomasa je samozrejme tiež schopná viazať a akumulovať rôzne potenciálne toxické prvky – v tomto prípade uvažujeme o bioakumulácii, ktorá prebieha len u metabolicky aktívnych buniek (Gazsó, 2001), pričom proces príjmu iónov kovov a polokovov je metabolicky riadený (Pernfuß et al., 1996; Kaduková a Virčíková, 2005). Avšak okrem aktívneho príjmu prvkov do bunky cez cytoplazmatickú membránu, najmä prostredníctvom iónovým púmp, prebieha príjem prvkov aj pasívne difúziou, iónovými kanálmi a i. (Barton a Hamilton, 2007). Mikroorganizmy si však vytvorili mechanizmy, ktoré ich chránia od účinkov zvýšenej toxicity akumulovaných látok – ich bezpečná depozícia v bunkových organelách alebo cytosole za účelom zabránenia ich inkorporácii do metabolických reakcií, ich zvýšená exkrécia alebo transformácia. Preto možno považovať aj biometykáciu niektorých kovov a polokovov s ich následnou volatilizáciou mimo bunku za detoxikačný proces. V porovnaní s biosorpciou je však bioakumulácia proces oveľa pomalší, môže byť inhibovaný mnohými faktormi ako je napr. nedostatok nutričov, nízka či vysoká teplota, nízka vlhkosť, vek buniek a pod. (Tobin et al., 1994). V tab. 1 a 2 sú uvedené príklady biosorpcie päťmocného arzenu pri rôznych hodnotách pH chemicky neupravenou a chemicky upravenou biomasou mikroskopickej vláknitej huby *Aspergillus clavatus*.

Čas (min)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=3	Odstránené množstvo As z roztoku (%)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=4	Odstránené množstvo As z roztoku (%)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=5	Odstránené množstvo As z roztoku (%)
30	0,11±0,009	11	0,12±0,019	12	0,19±0,010	19
60	0,13±0,014	13	0,14±0,021	14	0,23±0,008	23
90	0,19±0,011	19	0,19±0,019	19	0,25±0,021	25
120	0,21±0,024	21	0,25±0,013	25	0,27±0,028	27
150	0,24±0,032	24	0,29±0,022	29	0,31±0,022	31
180	0,27±0,019	27	0,34±0,031	34	0,31±0,033	31
210	0,31±0,022	31	0,35±0,024	35	0,32±0,029	32
240	0,32±0,031	32	0,35±0,037	35	0,34±0,031	34

Tab. 1 Biosorpcia päťmocného arzénu (Na_2HAsO_4) pri rôznych iniciálnych hodnotách pH a rôznom kontakte čase chemicky neupravenou biomasou druhu *Aspergillus clavatus*. Počiatočný obsah arzénu vo vodnom roztoku bol 1 mg (predstavujúc 20 mg.l^{-1}) arzénu a hmotnosť biomasy bola 0,5 g. Výsledky sú priemerom 5 opakovaní

Čas (min)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=3	Odstránené množstvo As z roztoku (%)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=4	Odstránené množstvo As z roztoku (%)	Biosorbovaný obsah As v biomase (mg) pri pH=5	Odstránené množstvo As z roztoku (%)
30	0,42±0,009	42	0,44±0,019	44	0,47±0,080	47
60	0,49±0,014	49	0,47±0,021	47	0,53±0,048	53
90	0,53±0,011	53	0,53±0,019	53	0,55±0,061	55
120	0,55±0,024	55	0,57±0,013	57	0,55±0,088	55
150	0,57±0,032	57	0,59±0,022	59	0,56±0,029	56
180	0,58±0,019	58	0,59±0,031	59	0,58±0,071	58
210	0,60±0,022	60	0,61±0,024	61	0,59±0,069	59
240	0,61±0,031	61	0,64±0,037	64	0,62±0,090	62

Tab. 2 Biosorpcia päťmocného arzénu (Na_2HAsO_4) pri rôznych iniciálnych hodnotách pH a rôznom kontakte čase chemicky upravenou biomasou druhu *Aspergillus clavatus* (predúprava biomasy varom v roztoku 0,5 M NaOH počas 15 min). Počiatočný obsah arzénu vo vodnom roztoku bol 1 mg (predstavujúc 20 mg.l^{-1}) arzénu a hmotnosť biomasy bola 0,5 g. Výsledky sú priemerom 5 opakovaní

BIOMETYLÁCIA A BIOVOLATILIZÁCIA

Mnohé chemické prvky prijaté mikrobiálnou bunkou podliehajú rôznym transformáciám. Jednou z takýchto transformácií je biometylácia, ktorej podlieha v bunkách mikroorganizmov (aj iných organizmov) široká paleta chemických prvkov. Biometylácia, resp. Challengerov mechanizmus biometylácie, pomenovaný podľa svojho objaviteľa Fredericka Challengeera v roku 1945, je enzymaticky kontrolovaný proces prenosu a viazania metylových skupín na ióny kovov alebo iných prvkov, pri ktorom vznikajú prchavé i neprchavé metylové zlúčeniny týchto prvkov (Bentley a Chasteen, 2002). Proces uvoľňovania prchavých metylových foriem chemických prvkov z buniek do okolitého prostredia sa nazýva biovolatilizácia. Veľmi dobre podliehajú mikrobiálnej metylácii a následnej volatilizácii mnohé polokovy, ale aj niektoré kovy a nekovy (As, Se, Sb, Te, Ge, Hg, Bi). Challengerov mechanizmus biometylácie je v podstate dodnes platný v pôvodnej verzii z r. 1945, doplnené a popísané sú najmä enzýmy, ktoré sa zúčastňujú oxidatívnej metylácie rôznych prvkov a postupne sú identifikované nové medziprodukty a koncové produkty biometylácie rôznych prvkov tohto mechanizmu. Je len veľmi málo informácií, získaných najmä v posledných rokoch, o identifikácii a kvantifikácii produkcie prchavých metylových foriem. V tab. 3 sú uvedené príklady biovolatilizácie niektorých chemických prvkov.

ZÁVER

Využitie živej a neživej biomasy mikroorganizmov pri odstraňovaní znečisťujúcich látok z prostredia možnou alternatívou ku konvenčným metódam. Avšak, napriek niekoľko desiatok ročnému štúdiu biosorpcie rôznych chemických prvkov biomasou baktérií, mikroskopických húb, či rias a rastlín, doteraz tento spôsob eliminácie znečistenia nie je, vo všeobecnosti, významne komerčne využívaný napriek veľmi dobrým výsledkom. Aplikácia mikroorganizmov za účelom transformácie niektorých chemických prvkov biometyláciou a prípadnou biovolatilizáciou je otázkou budúcnosti, keďže sa o týchto procesoch vie ešte pomerne málo a ďalší výskum v tejto oblasti je veľmi potrebný.

Mikroorganizmus	Prvok a zlúčenina	Iniciálna koncentrácia / obsah	% biovolatilizácie	Zdroj
<i>Rhizopus</i> sp. FA-19	As, arzeničnan sodný	10 mg.l ⁻¹	25,22	1
<i>Trichoderma</i> sp. FA-06	As, arzeničnan sodný	10 mg.l ⁻¹	29,86	1
<i>Penicillium</i> sp. FA-18	As, arzeničnan sodný	10 mg.l ⁻¹	22,31	1
<i>Aspergillus</i> sp. FA-07	As, arzeničnan sodný	10 mg.l ⁻¹	3,71	1
<i>Pseudomonas stutzeri</i> NT-1	Se, selénan	25 mg.l ⁻¹	81,00	2
<i>Trichoderma asperellum</i> SM-12F1	As, arzeničnan sodný	2,50 mg	26,68	3
<i>Neosartorya fischeri</i>	As, arzenitan sodný	4,02 mg.l ⁻¹	36,65	4
<i>Neosartorya fischeri</i>	As, arzenitan sodný	16,96 mg.l ⁻¹	30,36	4
<i>Flavobacterium</i> sp. NCIMB 281	Sb, vlnan antimonylo-draselný	10 mg.l ⁻¹	<0,03	5
<i>Scopulariopsis brevicaulis</i> 1524	Se, seleničitan	3,29 mg	46,50	6
<i>Scopulariopsis brevicaulis</i> 1524	Hg, chlorid	2,14 mg	50,10	6

Tab. 3 Percentuálne vyjadrenie biovolatilizácie vybraných chemických prvkov rôznymi mikroorganizmami

Pozn. 1–Srivastava et al. (2011), 2–Kagami et al. (2013), 3–Su et al. (2011), 4–Čerňanský et al. (2009), 5–Jenkins et al. (2002)
6–Čerňanský et al. (in press)

POĎAKOVANIE

Príspevok vznikol za finančnej podpory grantového projektu VEGA č. 1/1155/12.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Barton, L. L., Hamilton, W.A. (Eds.), 2007: Sulphate-reducing Bacteria. Environmental and Engineered Systems. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bentley, R., Chesteen, T. G., 2002: Microbial methylation of metalloids: Arsenic, antimony, and bismuth. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 66, 250 – 271.
- Čerňanský, S., Kolenčík, M., Ševc, J., Urík, M., Hiller, E., 2009: Fungal volatilization of trivalent and pentavalent arsenic under laboratory conditions. *Bioresour. Technol.*, 100, 1037 – 1040.
- Gazsó, L. G., 2001: The key microbial processes in the removal of toxic metals and radionuclides from the environment. *CEJOEM*, 7, 178 – 185.
- Chojnacka, K., 2009: Biosorption and Bioaccumulation in Practice. Nova Science Publishers, New York.
- Jenkins, R. O., Forster, S.N., Craig, P.J., 2002: Formation of methylantimony species by an aerobic prokaryote: *Flavobacterium* sp. *Arch. Microbiol.*, 178, 274 – 278.
- Kaduková, J., Virčíková, E., 2005: Comparison of differences between copper bioaccumulation and biosorption. *Environ. Int.*, 31, 227 – 232.
- Kagami, T., Narita, T., Kuroda, M., Notaguchi, E., Yamashita, M., Sei, K., Soda, S., Ike, M., 2013: Effective selenium volatilization under aerobic conditions and recovery from the aqueous phase by *Pseudomonas stutzeri* NT-1. *Wat Res*, 47, 1361 – 1368.
- Liu, S., Zhang, F., Chen, J., Sun, G., 2011: Arsenic removal from contaminated soil via biovolatilization by genetically engineered bacteria under laboratory conditions. *J. Environ. Sci.*, 23, 1544 – 1550.
- Naja, G., Mustin, C., Volesky, B., Berthelin, J., 2006: Stabilization of the initial electrochemical potential for a metal-based potentiometric titration study of a biosorption process. *Chemosphere*, 62, 163 – 170.
- Pernfuß, B., Pümpel, T., Schinner, F., 1996: Biosorption and bioaccumulation of silóver by *Arthrobacter* sp. BP 7/26. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 37, 242 – 246.
- Srivastava, P. K., Vaish, A., Dwivedi, S., Chakrabarty, D., Singh, N., Tripathi, R. D., 2011: Biological removal of arsenic pollution by soil fungi. *Sci Total Environ*, 409, 2430 – 2442.
- Su, S., Zeng, X., Bai, L., Li, L., Duan, R., 2011: Arsenic biotransformation by arsenic resistant fungi *Trichoderma asperellum* SM-12F1, *Penicillium janthinellum* SM-12F4, and *Fusarium oxysporum* CZ-8F1. *Sci Total Environ*, 409, 5057 – 5062.
- Tobin, J. M., White, C., Gadd, G. M., 1994: Metal accumulation by fungi: applications in environmental biotechnology. *J. Ind. Microbiol.*, 13, 126 – 130.
- Volesky, B., 2003: Sorption and Biosorption. BV Sorbex, Inc., Montreal.

VYUŽITÍ BIOMASOVÉHO POPELE PŘI ČIŠTĚNÍ DŮLNÍ VODY Z TEŽBY HNEDEHO UHLÍ

Silvie Heviánková¹, Tomáš Klimko¹, Barbora Špakovská²

¹ VŠB – Technická univerzita Ostrava, Hornická a geologická fakulta, 17. listopadu 15
708 33 Ostrava-Poruba, Česká republika

² Severomoravské vodovody a kanalizace Ostrava a. s., 28. října 169, 709 45 Ostrava, Česká republika
e-mail: silvie.heviankova@vsb.cz

Klíčová slova: kyselá důlní voda (AMD), pH, alkalizace, popel, čištění

ÚVOD

Problematika důlních vod je aktuálním tématem a vzhledem ke stále se zpřísňujícím požadavkům na ochranu životního prostředí se vyvíjejí různé technologie pro čištění a úpravu důlních vod. Vedle tradičních postupů alkalizace vápnem, vápencem, či hydroxidem sodným či vápenatým, se stále rozvíjí iniciativy pro vyhledávání levnějších a účinných neutralizačních prostředků (Gitari et al., 2008). Mimo jiné je také zvažováno využití některých průmyslových odpadů, například prach z cementáren, odpady z rafinace bauxitu při výrobě hliníku (Doye & Duchesne, 2003), vysokopecní strusky (Ziemkiewicz & Simmons, 2003) nebo uhelného popílku (Gitari et al., 2008). Kromě alkalizace dochází při použití tohoto materiálu také ke snižování koncentrací některých potenciálně toxických prvků.

Z hlediska chemického složení a s tím souvisejícím dopadem na životní prostředí je nejhorším případem kyselá důlní voda (AMD), která vzniká oxidací sulfidických minerálů. V důsledku oxidace sulfidů vzniká volná kyselina, zároveň se do vody uvolňují kovy a sírany a urychluje se loužení ostatních prvků z horninového prostředí. Výsledkem je kyselá důlní voda obsahující sírany, těžké kovy (Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Cr, Ni, Hg, Ba), polokovy (As, Sb, Si) a ostatní prvky (Fe, Al, Mn, Ca, Na, K, Mg, F). Hlavním činitelem, který vnáší vodíkový iont do důlních vod je oxidace pyritu a jiných sulfidů (sfalerit, galenit, markazit apod.) (Lottermoser, 2010).

Metody čištění důlní vody (DV) mohou být rozděleny na aktivní a pasivní. Aktivní metody vyžadují kontinuální přísun reagensů a sledování parametrů, využívají mechanická zařízení pro míchání reagensů s důlní vodou, což souvisí s nutností údržby zařízení. Pasivní metody využívají přirozeného proudění vody, chemické a biologické procesy, probíhají v mokřadech, bioreaktorech, nebo oxidických či anoxických vápencových ložích (Lottermoser, 2010). Pasivní i aktivní způsoby úpravy důlní vody jsou velmi dobře prozkoumané, přesto jsou neustále vyhledávány alternativní materiály, které by snížily náklady na čištění důlní vody. Předmětem mnoha studií je aplikace uhelného popílku jako neutralizačního činidla při čištění AMD. Při těchto studiích byly sledovány různé parametry, např. sledování rozpustnosti minerálních fází z popílku a jejich reakce s kovy z důlní vody (Gitari, 2008). Obdobně lze pohlížet i na popely po spalování biomasy.

Biomasa je považována za nejperspektivnější zdroj energie z obnovitelných zdrojů (Kalembkiewicz, 2012). Konečným produktem spalování biomasy je popel. Vzhledem k tomu, že spalování biomasy získává stále větší uplatnění v energetice, zděňuje se i produkce biomasového popela (Vassilev et al., 2013).

Popel patří mezi odpady, o kterých se uvažuje jako o „vedlejších energetických produktech“. Složení biomasového popela (dále BP) závisí na různých faktorech. Vlastnosti a složení se mění v závislosti na druhu rostliny, jejím původu, části rostliny (např. kůra, dřevo, pařezy), průběhu spalovacího procesu, teplotě, popř. spoluspalování s jiným typem paliva. Závisí také na technologii odlučování prachových částic a způsobu skladování po ukončení procesu spalování. S ohledem na tyto faktory se popely liší ve svých chemických a fyzikálních vlastnostech (Isnam & Knapp, 2011). BP může být využit při čištění odpadních vod, při výrobě náplní filtrů pro čistírny odpadních vod pro odstranění fenolů, kyanidů, pesticidů, atd. (Fiedor, 2012).

Cílem experimentu bylo zjistit vliv BP na složení důlní vody z hlediska změny hodnoty pH, zákalu a koncentrace sledovaných prvků (Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Al, As, Ba, Sr, Zn, Cr, Cu, Ni, Cd, Co a Pb).

MATERIÁL A METODY

V průběhu experimentu byl použit biomasový popel ze spalování dřevěných štěpků z elektrárny Hodonín v České republice. Vlastnosti odebraného popela byly stanoveny Centrem nanotechnologií VŠB – TU Ostrava. Celkové chemické složení BP bylo stanoveno pomocí RTG fluorescenční spektroskopie (XRFS).

Kyselá důlní voda byla odebrána z povrchového lomu Jiří, společnosti Sokolovská uhelná právní nástupce. Celková chemická analýza surové důlní vody a důlní vody po aplikaci BP bylo stanoveno v následujícím rozsahu: Na, K, Mg, Ca, Mn, Ni, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Zn a Pb použitím plamenové AAS (Varian AA 280FS); Al, Ba a Sr použitím metody ICP-AES (SPECTRO VISION EOP). Koncentrace síranů byla stanovena použitím spektrofotometru HACH DR/2000.

V průběhu experimentu byla nejprve sledována změna pH v závislosti na dávce popele, přičemž byly stanoveny tři základní dávky BP pro dosažení hodnoty pH 8, 10 a 12. Dále, byly zvoleny reakční doby (1, 5, 30, 60, 360, 720, 1440, 2880, 7200, 10080 min) míchání popele s důlní vodou. Pro reakční doby 1 a 5 min bylo použito míchání na míchací kolon MK6 při otáčkách 150 ot.min⁻¹; pro reakční doby 30, 60 a 360 minut bylo použito míchání na míchací kolon MK6 prvních 10 minut při 150 ot.min⁻¹; poté byla rychlost snížena na 50 ot.min⁻¹, pro reakční doby 720, 1440, 2880, 7200 a 10080 min bylo pro míchání použito magnetické míchadlo LAVAT MM4.

Všechny dávky popele byly testovány ve třech shodných experimentech. V prvním případě, po uplynutí zvolené reakční doby, byly vzorky přefiltrovány (KA 4 filtr pro kvantitativní analýzu) a byla stanovena hodnota pH ve filtrátu použitím pH/mV Pocket Meter WTW pH 330i. Ve druhém resp. třetím případě v nefiltrovaném odsazeném vzorku po 10 resp. 30 minutové sedimentaci byl měřen zákal pomocí turbidimetru HACH 2100Qis. Na základě naměřených výsledků byly zvoleny doby, ve kterých docházelo ke změně pH a zákalu a v těchto případech byl filtrát podroben chemickému rozboru, přičemž byly sledovány koncentrace Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Al, Zn, Ba, Sr, Cd, Cu, Ni, Co, Cr, a Pb. Níže jsou uvedeny pouze výsledky naměřené na konci experimentu.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Pro ověření alkalizačních vlastností biomasového popele byla sledována změna hodnoty pH upravované DV v závislosti na dávce BP. Na základě naměřených výsledků byly odvozeny 3 dávky BP nutné pro dosažení hodnoty pH 8, 10 a 12. Po úpravě vzorků DV dávkami BP potřebnými k dosažení pH 8, resp. 10 a 12 byly v jednotlivých experimentech sledovány hodnoty pH a zákalu, a to po dobu 7 dní. Ve vybraných časech, kdy docházelo ke změně zákalu a pH, byly vzorky analyzovány s ohledem na obsah kovů, které jsou přítomny v DV nebo v popeli, anebo v DV a popeli současně.

Pro dosažení hodnoty pH 8 byla zvolena dávka 2,9 g.l⁻¹ BP, resp. pro dosažení hodnoty pH 10 dávka 6 g.l⁻¹ BP a pro dosažení hodnoty pH 12 dávka 20 g.l⁻¹ BP. Hodnota zákalu byla sledována jako rychlý indikátor změny chemismu v čisté vodě v průběhu vzájemné interakce biomasového popele a DV. V případě všech použitých dávek BP byla pozorována nejnižší hodnota zákalu po prvních 30 minutách kontaktu BP a DV (měření po 10 a 30 min. sedimentaci). Naopak nejvýraznější zvýšení hodnoty zákalu bylo zaznamenáno po 720 min. experimentu.

V důsledku aplikace jednotlivých dávek BP docházelo k významnému zvyšování hodnoty pH důlní vody. Aplikace nejvyšší dávky popele (20 g.l⁻¹) vykazovala téměř okamžitý nárůst na hodnotu pH 12,1. Tato hodnota se prakticky neměnila 360 minut reakce, od 720 minut docházelo k pozvolnému poklesu hodnoty pH. U nejnižší dávky BP (2,9 g.l⁻¹) docházelo k nárůstu hodnoty pH v DV postupně a k ustálení došlo až po 30 minutách reakce. Po 720 minutách docházelo u všech použitých dávek BP k poklesu hodnoty pH. Na konci experimentu byla v 1 l DV po použití 20 g BP stanovena hodnota pH 9,3, po použití 6 g BP byla hodnota pH 8,5 a po použití 2,9 g BP byla hodnota pH 8,2.

Po filtraci vzorků byly filtráty analyzovány a naměřené výsledky byly srovnávány s legislativními požadavky platnými v ČR, konkrétně s NV č. 23/2011 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. S ohledem na velké množství naměřených dat, jsou v předloženém příspěvku uvedeny pouze výsledky dosažené na konci experimentů, tj. po 7 dnech interakce vybraných dávek BP s DV.

Koncentrace sledovaných prvků v BP, surové DV a v DV po aplikaci dávek BP (na konci experimentu)

Vápník – obsah CaO v biomasovém popeli byl 18 hm. %. V důlní vodě byla zjištěna počáteční koncentrace Ca 266 mg.l⁻¹. Po přidávku BP došlo k významnému zvýšení koncentrace Ca v důlní vodě, přičemž na začátku experimentu byl pozorován nárůst koncentrace Ca se zvyšující se dávkou BP. Finální koncentrace Ca v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Horčík – obsah MgO v biomasovém popeli byl 6 hm. %. Počáteční koncentrace Mg v důlní vodě byla 97 mg.l⁻¹. U nejnižší dávky BP došlo k navýšení koncentrace Mg v DV, docházelo tedy k uvolňování Mg z biomasového popele do DV. U dávek 6 a 20 g.l⁻¹ BP došlo ke snížení koncentrace Mg. Tento vývoj lze přičíst hodnotě pH, neboť pro odstranění Mg v technologii vody se využívá srážení Mg iontů do formy Mg(OH)₂ při hodnotě pH nad 9 (Pitter, 2009). Finální koncentrace Mg v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Sodík – obsah Na₂O v biomasovém popeli byl pod mezí detekce použitého přístroje (< 1 hm. %). Jeho počáteční koncentrace v důlní vodě byla 202 mg.l⁻¹. Při experimentu došlo ve všech případech ke snížení koncentrace Na v DV. Koncentrace Na v DV na konci experimentu po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Draslík – obsah K₂O v biomasovém popeli byl 3 hm. %, v důlní vodě byla počáteční koncentrace K 10 mg.l⁻¹. U všech dávek BP bylo pozorováno postupné narůstání koncentrace K v důlní vodě, jak s časem, tak se zvyšující se

dávkou, což sv dčí o jeho postupném uvolňování z popele. Koncentrace K v DV na konci experimentu po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Železo – obsah Fe_2O_3 v biomasovém popeli byl 4 hm. %. V důlní vod byla stanovena počáteční koncentrace Fe 20 mg.l^{-1} . Při použití každé dávky popele ve sledovaných časech došlo k významnému odstranění Fe z DV. Koncentrace Fe na konci experimentu byla pod mezí detekce použitého přístroje (tab. 1).

Mangan – obsah MnO v biomasovém popeli byl 0,6 hm. %. Ve vstupním rozboru důlní vody byla stanovena koncentrace Mn 5 mg.l^{-1} . Při použití každé dávky popele k úprav DV ve sledovaných časech docházelo k odstraňování Mn z DV. Finální koncentrace Mn v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab.1.

Hliník – obsah Al_2O_3 v biomasovém popeli byl 13 hm. %. Koncentrace Al v DV byla 15 mg.l^{-1} . V průběhu experimentu bylo pozorované významné snižování koncentrace Al v čase u všech použitých dávek BP. Koncentrace Al na konci experimentu v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Zinek – obsah Zn v biomasovém popeli byl 524 mg.kg^{-1} . Ve vstupní analýze důlní vody byla stanovena koncentrace Zn 0,8 mg.l^{-1} . Všechny dávky BP ve sledovaných časech snižovaly koncentraci Zn v DV. Při dávkách 6 a 20 g.l^{-1} BP bylo v téměř všech sledovaných časech Zn odstraněno pod mezí hodnoty detekce přístroje. Finální koncentrace Zn v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Arsen – obsah As v biomasovém popeli byl 13 mg.kg^{-1} . V důlní vod byla stanovena koncentrace As 0,0025 mg.l^{-1} . V některých případech došlo v průběhu experimentu k mírnému zvýšení koncentrace As v důlní vod po interakci s popelem. U střední a nejnižší dávky BP (6 a 2,9 g.l^{-1}) koncentrace kolísala, přičemž maxima bylo u obou dávek dosaženo po 12 hodinách (720 minutách) reakce, a to 0,0048 mg.l^{-1} resp. 0,0032 mg.l^{-1} . Tyto koncentrace korespondují s maximální hodnotou zákalu. U nejvyšší použité dávky BP byla koncentrace As ve všech sledovaných časech pod mezí detekce použitého přístroje. Finální koncentrace As v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Baryum – obsah Ba v biomasovém popeli byl 961 mg.kg^{-1} . Koncentrace Ba v důlní vod byla 0,04 mg.l^{-1} . U všech dávek BP a v každém sledovaném čase došlo k mírnému zvýšení koncentrace Ba oproti původní koncentraci v surové DV. Finální koncentrace Ba v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Al	As	Ba
limit	190	120	—	—	1	0,3	1	0,011	0,18
surová DV	266	97	202	10	20	5	15	0,0025	0,04
BP 2,9 g.l^{-1}	448,5	134,7	126,7	13,8	PD	1,4	PD	0,003	0,08
BP 6 g.l^{-1}	422,2	81,9	123,3	21,3	PD	0,06	PD	0,002	0,06
BP 20 g.l^{-1}	376,3	7,1	171,8	53,5	PD	PD	PD	PD	0,1

	Sr	Zn	Cr	Cu	Ni	Cd	Co	Pb	pH
limit	—	0,09	0,018	0,014	0,02	0,0003	0,003	0,0072	6-9
surová DV	2,6	0,76	PD	0,12	0,3	PD	0,18	PD	2,7
BP 2,9 g.l^{-1}	3,2	PD	PD	PD	0,07	PD	0,04	PD	8,2
BP 6 g.l^{-1}	3,3	PD	PD	PD	PD	PD	PD	PD	8,5
BP 20 g.l^{-1}	3,8	PD	PD	PD	PD	PD	PD	PD	9,3

Tab. 1 Koncentrace sledovaných prvků (mg.l^{-1}) v surové DV a v DV po aplikaci jednotlivých dávek popele a porovnání s limity dle NV č. 23/2011 Sb. – průměrná hodnota vyhovující normě environmentální kvality. (PD - hodnota pod mezí detekce)

Stroncium – obsah Sr v biomasovém popeli byl 367 mg.kg^{-1} . V důlní vod byla stanovena vstupní koncentrace Sr 3 mg.l^{-1} . Opět i v tomto případě došlo ke zvýšení koncentrace Sr v DV přidáním každé z dávek BP ve všech sledovaných časech. Nicméně, Sr není toxické a běžně se vyskytuje v přírodních vodách. Není limitováno v žádném druhu vod (kromě radionuklidu ^{90}Sr) (Pitter, 2009). Finální koncentrace Sr v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab. 1.

Dále byly sledovány koncentrace kovů, které byly v surové DV obsaženy v řádech setin až tisícín mg.l^{-1} , zároveň byly v biomasovém popeli stanoveny jako stopové prvky. Konkrétně se jedná o prvky **Cr, Cu, Ni, Pb, Cd a Co**. Již po použití nejnižší dávky BP bylo pozorováno snížení koncentrace v těsnosti kovů (kromě Ni a Co) pod mezí hodnoty detekce použitého přístroje. Nicméně, i v případě Ni a Co docházelo ke snížení jejich koncentrace v DV. Finální koncentrace Cr, Cu, Ni, Pb, Cd a Co v DV po aplikaci jednotlivých dávek BP jsou uvedeny v tab.1.

Z aniontů byla v DV sledována pouze koncentrace síranů s počáteční hodnotou 1580 mg.l^{-1} . Obsah SO_3 v biomasovém popeli byl 3 hm. %. Koncentrace síranů v průběhu experimentu byly mezi hodnotami 1516 mg.l^{-1} až 1608 mg.l^{-1} . Tyto výsledky potvrdily předpoklad, že při čištění DV použitím BP nedojde k odstranění ani k výraznému zvýšení koncentrace síranů v DV.

ZÁV R

Cílem předložené studie bylo zjistit vliv biomasového popela na složení kyselé důlní vody po jejich vzájemné interakci. Složení biomasového popela dává předpoklad k jeho využití pro alkalizaci kyselé důlní vody. Nicméně, biomasový popel obsahuje rizikové prvky a bylo tedy nutné posoudit možnost jejich mobility do důlní vody. Pro experimenty byly použity 3 dávky, při kterých bylo v důlní vodě po dvacetiminutovém míchání dosaženo pH 8, resp. pH 10 a pH 12, a to 2,9 g.l⁻¹, resp. 6 g.l⁻¹ a 20 g.l⁻¹ popela. Tyto dávky byly míchány s důlní vodou po dobu 7 dní, přičemž byly sledovány hodnoty pH a zákalu. Ve vybraných časech, kdy docházelo ke změnám ve vývoji hodnoty pH a zákalu, byly vzorky analyzovány na obsah kovů, které byly na začátku experimentu výrazně zastoupeny v důlní vodě, nebo v biomasovém popelu. V předloženém příspěvku jsou uvedeny pouze výsledky naměřené na konci experimentu. Z naměřených výsledků lze konstatovat, že biomasový popel díky obsahu alkálií má schopnost zvýšit hodnotu pH v důlní vodě, a to až do zjevně alkalické oblasti. Koncentrace Ca a K v DV byly při všech použitých dávkách BP zvýšeny. Hořčík byl odstraněn u nejvyšší dávky popela s účinností téměř 100%, u nejnižší dávky docházelo k nárůstu koncentrace a u vzorku se střední dávkou byla koncentrace Mg v důlní vodě snížena částečně. Koncentrace Na v DV byla rovněž ve všech případech částečně snížena. Mangan byl odstraněn u vzorků s nejvyšší a střední dávkou popela, u nejnižší dávky bylo odstranění Mn z důlní vody částečné. Koncentrace Fe, Al, Zn a Cu v DV byla na konci experimentu při všech použitých dávkách BP pod mezí detekce. Koncentrace Cr, Cd a Pb byly v DV rovněž pod mezí detekce tzn., že nedocházelo k jejich uvolňování z BP do DV. V případě As, Ba a Sr docházelo částečně k mobilizaci z biomasového popela, nicméně míra mobilizace byla taková, že nedocházelo k překročení hodnot vyhovujících norm environmentální kvality a limitních hodnot pro vodárenské toky dle platné legislativy. Koncentrace Ni a Co v DV byla při použití nejnižší dávky BP částečně snížena, při vyšších dávkách byly koncentrace Ni a Co pod mezí detekce. V důlní vodě alkalizované dávkami biomasového popela byly stanoveny nadlimitní zbytkové koncentrace síranů a alkalických kovů. Nicméně, při použití standardních neutralizačních činidel, je rovněž koncentrace alkalických kovů a síranů nadlimitní.

POD KOVÁNÍ

Příspěvek vznikl s podporou projektu Ministerstva zemědělství č. QI 112A 132 – Výzkum opatření k zajištění zásobování pitnou vodou v období klimatických změn a projektu Příležitost pro mladé vědecké pracovníky, reg. č. CZ.1.07/2.3.00/30.0016, podpořeného Operačním programem Vzdělávání pro konkurenceschopnost a spolufinancovaného Evropským sociálním fondem a státním rozpočtem České republiky.

LITERATURA

- Doye, I. & Duchesne, J., 2003: Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. *Applied Geochemistry*, 18, 8, 1197 – 1213.
- Fiedor, J. 2012: Odpadové hospodářství I. VŠB-TUO: Ostrava, ISBN : 978-80-248-2573-1, 128 s.
- Gitari, W. M., Petrik, L. F., Etchebers, O., Key, D. L., Okujeni, C., 2008: Utilization of fly ash for treatment of coal mines wastewater: Solubility controls on major inorganic contaminants. *Fuel*, 87, 2450 – 2460.
- Insam, H. & Knapp, B. A., 2011: *Recycling of Biomass Ashes*. Springer: Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-642-19354-5.
- Kalembkiewicz, J. & Chmielarz, U., 2012: Ashes from co-combustion of coal and biomass: New industrial wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 69, 109 – 121.
- Lottermoser, B. G., 2010: *Mine Wastes. Characterization, Treatment and Environmental Impact*. 3rd edition. Springer: Verlag Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-642-12418-1, 400.
- Vassilev, V. S., Baxter, D., Andersen, L. K., Vassileva, Ch. G., 2013: An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification. *Fuel*, 105, 40 – 76.
- Pitter, P., 2009: *Hydrochemie*, 4. vyd. VŠCHT Praha 2009, ISBN 978-80-7080-701-9, 592.
- Ziemkiewicz, P. & Simmons, J. S., 2003: An alternative alkaline addition for direct treatment of acid mine drainage. *Proceedings of the Sudbury 2003 Mining and the Environment Conference*, 25 – 28 May, Sudbury, ON Canada.

VYUŽITIE OZÓNU A PEROXIDU VODÍKA NA ODSRAŇOVANIE ŤAŽKO DEGRADOVATEĽNÝCH ORGANICKÝCH LÁTOK ZO ZNEČISTENÝCH ZEMÍN

Miroslav Holubec¹, Vladimír Malý¹, Barbora Milová²

¹ Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábrežie arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava; mh@ekodata.sk

² Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Ústav laboratórneho výskumu geomateriálov, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, e-mail: milova@fns.uniba.sk

Kľúčové slová: ozón, peroxid vodíka, oxidácia, degradácia, znečistenie, organické látky, transformácia

ÚVOD

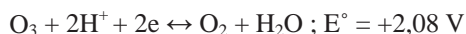
Mnohé priemyselné areály prechádzajú v súčasnej dobe zásadnou zmenou, ktorá spočíva v zmene účelu a charakteru ich využívania. Dochádza k výraznému utlmeniu priemyselnej výroby, alebo aj jej úplnému zrušeniu. Vzhľadom na polohu týchto lokalít v intravilánoch miest a rozvíjajúcu sa investičnú výstavbu, je spoločenský a komerčný tlak na premenu týchto priemyselných oblastí na obytné, respektíve obchodno-administratívne zóny.

Pre realizáciu takýchto zámerov je však zvyčajne nutné vyriešiť problémy znečistenia týchto území. V areáloch priemyselných podnikov s chemickou výrobou sú jednotlivé zložky životného prostredia znečistené celým radom rozličných chemických látok. Väčšina znečisťujúcich látok je zvyčajne v redukovanej forme a na ich odstránenie využitím metód chemickej a biologickej oxidácie je často potrebné veľké množstvo oxidačných činidiel. Časť z týchto látok patrí medzi toxické, biologicky veľmi ťažko a pomaly rozložiteľné, čo platí predovšetkým pre chlórované, aromatické alebo polycyklické uhl'ovodíky. Perzistencia týchto látok v životnom prostredí je zapríčinená aj ich nízkou rozpustnosťou vo vode a schopnosťou adsorbovať sa na pôdnu maticu. Z týchto ich vlastností vyplýva aj ich odolnosť voči mikrobiologickému rozkladu. Ich rozštiepením pomocou chemických oxidačných reakcií dochádza k tvorbe polárnych zlúčenín s nižšou toxicitou, molekulovou váhou, čím sa zvýši možnosť ich spotreby mikrobiálnymi organizmami, ktoré ich môžu využiť na syntézu bunečnej hmoty a získanie energie.

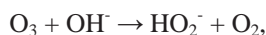
CHEMICKÁ OXIDÁCIA

Princíp využitia chemickej oxidácii spočíva v transformácii znečisťujúcich látok na netoxické, alebo menej toxické látky, ktorá je spôsobená chemickou reakciou s pridanými oxidačnými činidlami. Ako oxidačné činidlo sa používa ozón, peroxid vodíka, chlór, chlórny, oxid chloričitý, manganistan draselný, peroxosíran a iné. Aplikácia oxidačného činidla je neselektívna, teda nedochádza len k oxidácii znečisťujúcich látok, ale všetkých oxidovateľných látok prítomných v matici, ako sú napríklad humínové látky a iný organický substrát, prípadne redukované formy anorganických látok. K úplnej chemickej oxidácii znečisťujúcich látok dochádza len výnimočne a po aplikácii oxidačného činidla v matici zvyčajne zostávajú jej produkty a medziprodukty. V našej práci sme sa zamerali na posúdenie možností aplikácie ozónu a peroxidu vodíka.

Ozón ako nestála forma kyslíka je veľmi účinným oxidačným činidlom (Greenwood, Ernshaw, 1993; Černík et al., 2010):



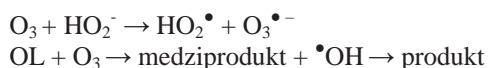
Reaguje v kvapalných roztokoch s hydroxylovými aniónmi za vzniku peroxidových aniónov:



ktorý môže pridať protón produkovaný peroxidom vodíka:



alebo môže reagovať s ozónom za vzniku radikálu peroxidu vodíka a radikálu ozónového aniónu

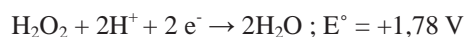


Rýchlosť rozkladu organickej látky (OL) je možné vyjadriť rýchlostnou rovnicou nultého poriadku (Miller, Olejník, 2004):

$$r = -\frac{dc_{OL}}{dt} = k_{O_3}c_{OL}c_{O_3} + k_{OH}c_{OL}c_{OH}$$

kde: r je rýchlosť oxidácie látky ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),
 c_{OL} , c_{O_3} sú koncentrácie organickej látky a ozónu ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$),
 t je čas (d),
 k_{O_3} , k_{OH} sú rýchlostné konštanty oxidácie ozónom a hydroxilovými radikálmi (d^{-1}).

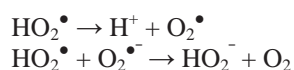
Peroxid vodíka patrí medzi oxidačné činidlá s pomerne vysokou účinnosťou (Černík et al., 2010):



Oxidácia prebieha priamo alebo prostredníctvom voľných radikálov a závisí od prítomnosti iónov prechodných kovov ako je železo, meď alebo zinok, ktoré katalyzujú rozklad peroxidu. Tieto ióny sú obsiahnuté v niektorých mineráloch. Rozklad peroxidu prebieha podľa nasledujúcej reakcie:



Odštiepením H^+ z molekuly peroxidu vodíka vzniká hydroperoxylový radikál, ktorý sa ďalej rozkladá (Goi et al., 2009):



EXPERIMENTÁLNE METÓDY

Vzorka antropozeme bola odobraná z areálu spoločnosti Istrochem, ktorá sa nachádza v bratislavskej mestskej časti Nové Mesto, z hĺbky 40 – 60 cm. Pred fyzikálno-chemickými analýzami bola vzorka zhomogenizovaná a preosiatá cez sitá s veľkosťou ôk 2 mm a 5 mm, čím bola získaná frakcia s veľkosťou zrn 2 – 5 mm. V laboratórnych podmienkach bol skúmaný vplyv oxidačného činidla – peroxidu vodíka (H_2O_2) na vylúhovanie extrahovateľných látok typu PAU zo vzorky a závislosť ich degradácie od koncentrácie a doby pôsobenia H_2O_2 . Experimenty a analýzy boli zrealizované v laboratóriách VÚVH. V rámci experimentov boli využité hlavne vsádkové pokusy a pokusy na prietochných kolónach.

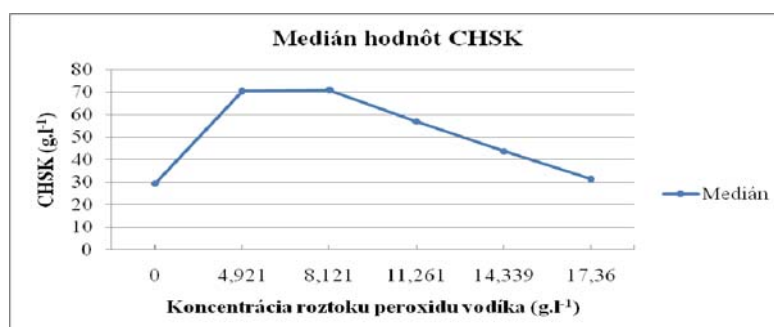
Pri vsádkových pokusoch bolo v uzavretých nádobách zmiešaných 10 g vzorky a 200 ml destilovanej vody, vzorky boli miešané na magnetickom miešadle. Po uplynutí stanoveného času bol celý objem vzorky extrahovaný do 10 ml extrakčného činidla 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroetán (ďalej Ledon 113), čím boli separované extrahovateľné látky. Extrakčný čas bol 5 min. Následne boli vzorky analyzované na spektrofotometri, plynovom alebo kvapalinovom chromatografe.

DOSIAHNUTÉ VÝSLEDKY

Sledovanie závislosti účinnosti oxidácie od doby pôsobenia peroxidu vodíka preukázalo, že počas prvých 15 minút koncentrácia organických látok v aplikovanom roztoku rastie. Najväčšie koncentrácie boli zistené po jednej hodine pôsobenia. Možno predpokladať, že počas prvých minút pôsobenia peroxidu vodíka dochádza predovšetkým k transformácii látok spojenej s ich uvoľňovaním do roztoku a k účinnej chemickej oxidácii dochádza až po približne 1 hodine pôsobenia peroxidu vodíka.

So stúpajúcou koncentráciou H_2O_2 namerané hodnoty absorbancií klesali. Tento priebeh absorbancií zemín po aplikácii peroxidu vodíka na jeho koncentráciu je spôsobený postupným uvoľňovaním sorbovaných oxidovaných látok do roztoku a súčasnou oxidáciou látok vo vodnom roztoku a možno predpokladať aj priamu oxidáciu niektorých látok v pôdnej matrici. Výsledný obsah látok vo vodnom roztoku je teda výsledkom viacerých procesov, pričom niektoré vedú k zvyšovaniu ich obsahu v roztoku a iné naopak k ich znižovaniu tak v roztoku ako aj pevnej matrici. Dôležitým výsledkom realizovaných experimentov je, že celkový obsah látok v pôdnej matrici sa po aplikácii peroxidu vodíka výrazne znižuje a že aplikácia peroxidu vodíka môže veľmi významne prispieť k ich odstraňovaniu. V prípade extraktov filtrátu to je približne až o 90 %, v prípade extraktu pôdnej matrice po aplikácii peroxidu vodíka približne o 60 – 70 %.

Zistené závislosti koncentrácie organických látok stanovených ako CHSK celkom nekorelujú so závislosťou absorbancie extraktov filtrátu, čo je zapríčinené skutočnosťou, že analýzy CHSK zahŕňajú všetky oxidovateľné organické látky. Z nameraných výsledkov je zrejme, že pri použití len destilovanej vody sa uvoľňuje do roztoku najmenej organických látok. Po aplikácii H_2O_2 s dávkou $4,921 \text{ g.l}^{-1}$ dochádzalo k výraznému zvyšovaniu ich obsahu vo vode. Ďalším zvyšovaním dávky peroxidu vodíka sa celková koncentrácia takto stanovených organických látok nezvyšuje. V tejto koncentračnej oblasti možno preto predpokladať, že rýchlosť uvoľňovania organických látok z pevnej matrice je približne rovnaká ako rýchlosť ich oxidácie. Po aplikácii dávky H_2O_2 väčšej ako $8,121 \text{ g.l}^{-1}$ sa však ich obsah výrazne znižuje a možno teda predpokladať, že pri týchto dávkach je rýchlejší a účinnejší procesom ich úplná oxidácia. Analýzami CHSK (Cr) bolo potvrdené, že celkový obsah organických látok vo výluhoch s počtom premytí pre všetky koncentrácie peroxidu klesá.



Obr. 1 Grafické znázornenie mediánu hodnôt CHSK filtrátu

Z výsledkov aplikácia ozónu ako oxidačného činidla možno povedať, že pri oxidácii 5 g znečistenej pôdy bola najväčšia účinnosť zistená pri koncentrácii $4,805 \text{ mg O}_3/5 \text{ g zeminy}$. Účinnosť oxidácie je závislá od dávky ozónu a od doby jej trvania. Pri nižších dávkach dochádza len k čiastočnej oxidácii organických látok za vzniku rozpustnejších produktov (približne do dávky $0,56 \text{ mg O}_3/\text{g zeminy}$). S narastajúcou dávkou ozónu sa absorbancia znižuje, teda dochádza k poklesu množstva látok tak v rozpustnej forme ako aj fixovaných na zemine. Dávka ozónu by mala byť pri aplikácii tejto metódy vyššia ako 1 mg/g zeminy a čas oxidácie väčší ako 24 hodín. Najväčšia účinnosť oxidácie bola zistená pri koncentrácii ozónu $9,063 \text{ mg.l}^{-1}$, po 90 minútach, pričom oxidácia prebiehala ešte aj po 24 hodinách. Kolónové experimenty preukázali, že po druhom premytí začína dochádzať k rýchlejšej premene znečisťujúcich látok pomocou ozónovanej vody v porovnaní s destilovanou vodou. Po štvrtom premytí je zrejme, že pomocou ozónovanej vody je účinnosť transformácie väčšia.

Oxidované pôdy z kolóny boli analyzované metódou GC-MS, pričom bolo zistené, že pri všetkých identifikovaných látkach okrem 2-metylpyrénu, dochádza k zníženiu množstva látok od 33,33 % do 77,8 %, čo je priemerne 56,5 %.

Chemická látka	Destilovaná voda relatívna intenzita píku	Voda s ozónom relatívna intenzita píku	Percentuálny rozdiel (%)
4H-cyklopenta[def]fenantrén	40 000	25 000	62,0
cyklopenta(def)fenantrenón	70 000	50 000	35,0
Fluorantén	300 000	110 000	33,3
Pyrén	520 000	350 000	67,3
benzo[b]nafto[2,3-d]furán	90 000	50 000	55,5
p,p'-DDE	45 000	35 000	77,8
2-metylpyrén	30 000	0	100
Chloditan	350 000	220 000	62,8
1-metylpyrén	70 000	40 000	57,1
p,p'-DDD	950 000	600 000	63,1
benzo[ghi]fluorantén	70 000	40 000	57,1
Chryzén	90 000	50 000	55,5
Trifenylén	85 000	46 000	54,0
benzo[k]fluorantén	45 000	23 000	51,1
Perylén	20 000	13 000	65,0
benzo[a]pyrén	18 000	9000	50,0

Tab. 1 Chemické látky vznikajúce a zanikajúce pôsobením 400 ml ozónovanej vody na 5 g pôdy (GC-MS analýza)

V rámci experimentov boli odskúšané bakteriálne kmene vyselektované z lokality Istrohcem Bratislava v Ústave mikrobiológie SAV: *Pseudomas brenneri*, *Ochrobactrum*, *Pseudomonas sp.*, *Enterobacter*, *JHE 15 – Arthrobacter sp.*, *JHE 5*, *EKE 17*, *EKE 20*.

Najvyššia spotreba kyslíka pri predoxidácií peroxidom vodíka bola zistená v prípade aplikácie zmesi bakteriálnych kmeňov (BSK₉ – 860 mg.l⁻¹), potom nasledoval kmeň *JHE 15* (BSK₉ – 680 mg.l⁻¹). Kmene *JHE 15*, *EKE 20*, *EKE 17* rástli približne rovnako. V prípade aplikácie predoxidácie ozónom bola dosiahnutá najvyššia hodnota BSK₉ pre kmeň *EKE 20* (428 mg.l⁻¹) a zmes kmeňov (378 mg.l⁻¹). Respiračné krivky pre ostatné kmene mali veľmi podobný priebeh a celkové spotreby kyslíka sa pohybovali pod úrovňou slepých pokusov. Kmene *JHE 15*, *JHE 5*, *EKE 17* a zmes kmeňov rástli lepšie po aplikácií peroxidu vodíka. Pri vzorkách oxidovaných ozónom bola priemerná rýchlosť respirácie slepeho pokusu prekročená pre tri inokulá – *EKE 20*, *EKE 17* a zmes kmeňov. Inokulá *EKE 20* a zmes kmeňov vykazovali najvyššie hodnoty BSK, *EKE 17* naopak najnižšie. Najnižšie respiračné rýchlosti boli zistené pri kmeňoch *JHE 15* (82,857 mg.l⁻¹) a *JHE 5* (86,265 mg.l⁻¹). Vzorky po použití peroxidu vodíka mali nižšie priemerné hodnoty CHSK ako po ozonizácií. Najnižšie hodnoty CHSK boli zistené v prípade inokulácie kmeňom *Pseudomonas sp.* (44,73 mg.l⁻¹), nasledujú kmene *Enterobacter sp.* a *Ochrobactrum sp.*

ZÁVER

Realizované experimenty preukázali, že pôsobením oxidačných činidiel sa extrahovateľné látky výraznejšie uvoľňujú do roztoku a pri vyšších koncentráciách dochádza až k ich úplnému rozkladu. Po približne jednej 1 až 3 hodinách od aplikácie oxidačného činidla sa proces uvoľňovania spomaľuje, výrazne sa uplatňuje chemická deštrukcia látok a môže dôjsť až k ich úplnému rozkladu.

Výsledky experimentov tiež potvrdili, že pre aplikáciu oxidačných činidiel je potrebné zvoliť jeho vhodnú koncentráciu, ktorá závisí hlavne od vlastností matrice a znečisťujúcich látok. Vplyvom oxidačných činidiel dochádza k transformácii niektorých látok a niektoré sú rozložené takmer úplne. Pre rýchlu oxidáciu organických látok je potrebné použiť najvyššiu možnú koncentráciu oxidačného činidla a umožniť dobu jeho pôsobenia na viac ako tri hodiny.

Výsledky biodegradácie zemín po aplikácii oxidačných činidiel ukázali, že aplikované bakteriálne monokultúry majú vyššiu degradačnú aktivitu ako ich zmes, zatiaľ čo pri klasických biodegradačných postupoch je to naopak. Aplikácia minerálnych nutrientov má výrazne pozitívny vplyv na rast populácie baktérií a zefektívňuje proces biodegradácie. Aplikácia bakteriálnych izolátov a ich zmesí po aplikácii oxidačných činidiel (predoxidácii) má pozitívny vplyv na odstraňovanie organických látok zo znečistenej pôdy.

POĎAKOVANIE

Práca bola vytvorená pri realizácii projektu ITMS 26240220010 operačného programu Výskum a vývoj podporovaného EÚ (z Európskeho fondu regionálneho rozvoja).

LITERATÚRA

- Cerniglia, 1992: In: Kupka, D., Sekula, P., Tischler, O., Briančin, J. (2006): Biologická degradácia polycyklických aromatických uhľovodíkov v pôde znečistenej uhoľným dechtom. *Acta Montanistica Slovaca*, 1, 314 – 320
- Černík a kol., 2010: Chemický podporované in situ sanační technologie. VŠCHT Praha v spolupráci s Technickou univerzitou v Liberci, 35 – 63
- Goi, A., Trapido, M., Kulik, N., 2009: Contaminated Soil Remediation with Hydrogen Peroxide Oxidation, *International Journal of chemical and Biomolecular Engeneering*.
- Kornmüller, A., Cuno, M., Wiesmann, U., 1997: Selective ozonation of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil/water-emulsions. *Technische Universität Berlin*, 57 – 64
- Greenwood, N. N. A, Ershaw, A., 1993: *Chémie prvků*, Pergamon Press Ltd., Oxford, zväzok 1, Praha, 742 – 748
- Kupka, D., Sekula, P., Tischler, O., Briančin, J., 2006: Biologická degradácia polycyklických aromatických uhľovodíkov v pôde znečistenej uhoľným dechtom. *Acta Montanistica Slovaca*, 11, 314 – 320
- Miller, J. S., Olejnik, D., 2004: Ozonozation of polycyclic hydrocarbons in water solution. *International Ozone asociation*, 453 – 464
- Samanta, S. K., Sing, O. V., Jain, R. K., 2002: Polycyclic aomatic hydrocarbons, environmental polution and biodegradation. *Trends in Biotechnology*, 20, 6, 243 – 248

PROBLEMATIKA BROWNFIELDOV V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

Zuzana Ladzianska, Dagmar Petříková

Slovenská technická univerzita v Bratislave, Ústav manažmentu, oddelenie priestorového plánovania
Vazovova 5, 812 43 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: zuzana.ladzianska@stuba.sk

Kľúčové slová: brownfieldy, regenerácia lokalít, priemyselné parky

ÚVOD DO PROBLEMATIKY REGENERÁCIE BROWNFIELDOV

Problematika brownfieldov, ktoré majú priestorový prejav je naozaj mnohokrát. Zaoberá sa územia, ktoré mali pôvodne funkčný charakter, no po zatvorení prevádzky zostali bez akejkoľvek aktivity, spustli a nakoniec došlo i k fyzickému narušeniu či už vonkajších alebo vnútorných štruktúr. Táto degradácia, rádo rozsiahlych území, má veľký vplyv nielen na územia v bezprostrednom kontakte, ale i na sídelné celky, v ktorých sa nachádzajú, ako také. Okupujú atraktívne lokality širších centier miest, ktoré sú nevyužívané, a tiež veľmi negatívne vplyvajú na estetický charakter priestoru. Dôvodom vzniku brownfieldov môže byť hneď niekoľko. Najčastejšie sú to: prechod z centrálne riadeného na trhové hospodárstvo, nové environmentálne štandardy pre priemyselnú výrobu v obytných štvrtiach, reštrukturalizácia hospodárskeho zamerania Slovenska, porevolučné vracanie majetku pôvodným majiteľom v reštitúcii a následné nehody medzi nimi, ap. Faktom zostáva, že brownfieldy ako druh degradovaného urbánneho územia, si vyžadujú správny spôsob prístupu, aby sa predišlo úpadku.

Bolo by nevhodné označovať brownfieldy len ako príťaž, s ktorou sa ťažko vyrovnáva. Treba si uvedomiť aj ich nepopierateľný potenciál. Stavby a zariadenia priemyselnej výroby sa v minulosti projektovali a stavali pre dlhotrvajúcu veľkokapacitnú produkciu, preto sa vyznačujú veľkými plošnými i objemovými rozmermi. Konštrukčné postupy a použité materiály museli zodpovedať ich úlohe znášať mimoriadne veľké zaťaženie s nenáročnou potrebou údržby spojenou s dobrou odolnosťou voči vonkajším vplyvom prostredia. Preto boli na ich stavbu použité najpokrokovejšie technológie danej doby, čo možno považovať za kvalitatívne kritérium ich ďalšieho využitia alebo ich vnímania ako architektonických pamiatok. Takéto stavby často prekračujú súčasné konštrukčné parametre požadované pre stavby občianskej vybavenosti alebo bývania. Napriek zániku ich pôvodnému zmyslu naďalej predstavujú rozsiahly a využiteľný stavebný fond, vhodný aj pre potreby funkcií s veľkými nárokmi na priestor. Výber novej funkcie však treba najskôr posúdiť nielen z hľadiska fyzických predpokladov územia, ale aj z hľadiska udržateľnosti navrhovaných nových aktivít. Netreba zabúdať ani na fakt, že brownfieldy často negatívne ovplyvňujú aj svoje širšie okolie. Prítomný býva jav radiácie problémov, akými sú kriminalita, nezamestnanosť či celkový zlý imidž územia, ktoré v konečnom dôsledku spôsobujú v komunikácii s mestom či regiónom izoláciu týchto lokalít spolu s ich problémami. Preto je dôležité pri rozbiehaní revitalizačných procesov nehladať len lokálne riešenia.

VNÍMANIE BROWNFIELDOV V KONTEXTE REGENERÁCIE

Vnímanie brownfieldov ako problém je úzko spojené s novým spoločenským usporiadaním. Zmenou priemyselnej spoločnosti na vedomostne orientovanú sa najmä mestské obyvateľstvo stretlo s mnohými problémami vyplývajúcimi zo stretu života 21. storočia na platforme vytvorenej pre potreby 20. storočia. Okrem spoločenských mali tieto problémy aj priestorové prejavy. Jedným z nich sú brownfieldy. Torzá kedysi prosperujúcich a životom dýchajúcich priemyselných areálov sa stali reáliami väčšiny stredných a veľkých miest Slovenska a Čiech. Brownfieldy vo svojej podstate vznikajú ako priemyselnej alebo inej reštrukturalizácie, no keďže trh pre ktorý pôvodne slúžili má zníženú schopnosť ich recyklácie do iného efektívneho využívania, predstavujú tieto územia v súčasnosti pomerne veľkú záťaž. A to najmä v krajinách strednej a východnej Európy badať najväčšie problémy s vyrovnávaním sa s týmito územia. Niektoré priemyselné mestá sa s touto premenou vyrovnávajú dodnes, aj v dôsledku toho, že „proces transformácie prináša so sebou rozsiahlu konverziu fyzických štruktúr, ktorých vznik bol spojený s expanziou priemyselnej výroby v okrajových resp. mimosídlných polohách vtedajších miest a ktoré sa dnes nachádzajú v jadrových oblastiach miest a mestských aglomerácií. Na rozdiel od nedávnej minulosti sa do popredia dostávajú nielen ekologické, ale aj socioekonomické a socio-kultúrne aspekty procesov obnovy degradovaných urbánnych štruktúr a osobitne transformácie bývalých priemyselných oblastí“ (Vodrážka, 2011).

„Rozvoj sídiel je nielen procesom rastu, ale predovšetkým prirodzenou neustálou obnovou sídelnej štruktúry v jej funkčnej i materiálnej podstate. Samozrejmom súčasťou tohto procesu je súčasná existencia štruktúr

v rôznej fáze ich vývoja vrátane fázy degradácie a následnej obnovy. Problémom sa tieto štruktúry s pôvodnou funkciou výroby, dopravy, bývania alebo rekreácie stávajú v momente, keď je stav degradácie územne taký rozsiahly a hlboký alebo sa odohráva v takých nepriaznivých vonkajších podmienkach, že nemožno naštartovať obnovu v rámci prirodzených procesov regenerácie štruktúry vnútornými silami. Závažnosť tohto problému zvyrazňuje nielen potreba intervencie na naštartovanie fázy obnovy zvonka (nie vždy to musí byť investičná intervencia), ale predovšetkým dosah degradácie na celú štruktúru sídla alebo krajiny s nebezpečenstvom negatívneho vplyvu až po úpadok sídla alebo regiónu ako celku. Ak sa územie v sídle (priemyselný, skladový či poľnohospodársky areál, obytná štvrť, areál školy či iného zariadenia služieb, dopravy a pod.) alebo v krajine (územie po povrchovej alebo hlbinej ťažbe, zariadeniach technickej infraštruktúry, odkalísk, skládok a pod.) dostane do takéhoto vývojového štádia, nazývame ho brownfieldom alebo hnedým územím“ (Finka, 2011).

„Existuje množstvo definícií pojmu brownfield a rozdiel badať i medzi americkým a európskym poňatím tohto termínu. Európske vnímanie vidí brownfieldy ako opustené, nedostatočne využívané alebo prázdne územie, ktoré môže, ale i nemusí mať ekologickú záťaž, na ktorom predchádzajúce využitie skončilo a trh nebol schopný bez intervencie ho znovu využívať. Čo je a čo nie je brownfield taktiež záleží podstatne aj na miestnych okolnostiach. Čo je považované za brownfield podľa jednej normy, môže byť sľubný podnik podľa inej normy. Je taktiež dôležité si uvedomiť, že niektoré brownfieldy môžu byť ešte čiastočne využívané. Hoci mnoho brownfieldov nie je už dlho užívaných, štandardný popis – nedostatočne využívaný, implikuje, že územia v tejto kategórii nie sú plne využívané. Vlastník by ich klasifikoval ako brownfield i v prípade, že časť územia pokračuje v produktívnom využívaní. Skutočnosť, že nemôžeme absolútne a exaktne definovať čo sú a čo nie sú brownfieldy, predstavuje jednu z bariér ich opätovného využitia“ (Jackson, 2006).

Brownfieldy sú charakterizované ako opustené prípadne nedostatočne využívané územia, ktoré môžu ale nemusia byť postihnuté aj kontamináciou. Z toho vyplýva, že takéto územia spolu so štruktúrami, ktoré sa na ňom nachádzajú, môže byť stále využívané, aj keď len čiastočne. Pritom nie je nevyhnutné, aby využitie zodpovedalo pôvodnej funkcii územia. Pomerne často sa stretávame napríklad s areálmi, v ktorých skončila výroba, no naďalej sa ich plochy a budovy využívajú ako parkoviská, resp. skladové priestory. Problémom opätovného využívania týchto lokalít na Slovensku však ostáva fakt, že revitalizačné procesy sa poväčšine sústreďujú len na územia, ktorých hodnota po odrátaní projektových nákladov a hodnoty priemerného zisku, zostáva naďalej vysoko v plusových číslach. Tieto lokality sa vyznačujú najmä atraktívnou polohou, dopravnou dostupnosťou a dobrým napojením na technickú infraštruktúru.

„Z hľadiska pôvodného využitia možno brownfieldy rozdeliť na tie, ktoré zostali:

- **po poľnohospodárskej výrobe** – najčastejšie nevyužívané areály poľnohospodárskych podnikov a JRD; dá sa tu očakávať znečistenie organického pôvodu a z poľnohospodárskych strojov a mechaniky,
- **po ťažbe v povrchových alebo hlbkových baniach** – neraz nesmierne rozsiahle areály; ich špecifikum spočíva v miliónoch kubických metroch premiestnenej zeminy, ktorá predtým pokrývala vrstvu hľadaného materiálu; po vyťažení nedostaneme teda len zdevastovaný priestor po samotnej ťažbe, ale aj násypy; hlbkové bane opticky nekazia krajinu v takej očividnej miere, no aj tak sú záťažou životného prostredia,
- **po priemyselnej výrobe** – areály bývalých tovární rozličného priestorového rozsahu, kde sa zastavila výroba a kde väčšinou zostali staré environmentálne záťaže; na druhej strane môžu predstavovať hodnotné štruktúry, ktoré sa dajú prestavať na atraktívne netradičné administratívne či bytové priestory, zábavné parky, športovo-rekreačné priestory alebo nákupné a kultúrno-spoločenské centrá,
- **po armáde** – zmenou vojenských doktrín štátu, odchodom vojsk a redukciami armád sa objavilo veľké množstvo pôvodne vojenských objektov, zariadení a pozemkov, ktoré stratili svoje využitie, ako napr. mestské kasárne, kryty a sklady civilnej obrany, vojenské areály a cvičiská,
- **po dopravnej a technickej infraštruktúre** – technologické a organizačné zmeny v dopravnej a technickej infraštruktúre a jej väzby na ostatné funkcie sídiel zasiahli prevádzkové aj pomocné zariadenia dopravy (predimenzované nákladné stanice, vlečky, prekladiská a depá, lodenice a prístavy); rovnako však aj iné infraštruktúrne objekty, ako sú ČOV, úpravne vody, výmenníky a trafostanice,
- **po skládkach odpadu** – skládky sa po naplnení kapacity v ideálnom prípade rekultivujú na povrchu tak, aby sa začlenili späť do krajiny a obmedzilo sa jej zaťaženie; mnoho starých skládok zrekontrovaných nie je, ohrozujú životné prostredie unikajúcimi kontaminovanými látkami,
- **po bytovej a občianskej vybavenosti** – nevyužívané domy, bloky, štvrte a časti sídiel, opustené domy, chalupy na vidieku, zatvorená alebo čiastočne využitá občianska vybavenosť (obchody, drobné prevádzky, opravovne, zdravotné strediská, školské areály),

- **iné** – zo širšieho hľadiska sa k brownfieldom radia aj územia opustených rozostavaných objektov, ktoré sa zatiaľ z rôznych dôvodov nedokončili, sú dlhodobo nevyužívané, pôsobia na okolie negatívne a môžu byť aj nebezpečné“ (Petříková, 2011).

PROCES REGENERÁCIE BROWNFIELD LOKALÍT

„Rozmanitosť brownfieldov a problémov s nimi spojených, citlivosť každého strategického rozhodnutia či intervencie do ich vývojových procesov spôsobuje, že ich regenerácia je zložitá a obsahovo komplexná problematika. Skúsenosti s plánovaním a realizáciou revitalizácie týchto území ukázali, že treba používať také techniky a metódy, ktoré sú schopné poňať túto problematiku komplexne a ktoré zároveň obsahujú metódy bežne používané v rôznych oblastiach developmentu, ale aj metódy špecificky adaptované či novo vyvíjané. Preto sa táto problematika stala predmetom celého radu projektov vedy a vývoja podporovaných Európskou komisiou. Rehabilitácia brownfieldov je predovšetkým v mestských štruktúrach zložitý problém, ktorý vyžaduje aktívnu účasť všetkých stakeholderov – ale rozhodujúci je práve verejný sektor. Práve preto je činnosť alebo nečinnosť obecných a regionálnych samospráv určujúca pre smerovanie rozvoja – opätovné využitie, nedostatočné využívanie, degradovanie či zanedbanie brownfieldu alebo využívanie zelených lúk na novú výstavbu. Preto potrebujeme špecifický strategický prístup k regenerácii brownfieldov ako súčasť komplexných rozvojových stratégií na všetkých úrovniach – od obce cez región až po štát. Stratégie na lokálnej úrovni sú zvlášť dôležité, ale v mnohých prípadoch rozsah problémov spojených s regeneráciou brownfieldov presahuje kapacitu úrovne municipalít, a to aj v prípade veľkých miest“ (Finka, 2011).

„Súčasťou stratégie rozvoja na všetkých vyššie uvedených úrovniach je posúdenie rozvojového potenciálu brownfields, pretože v množstve prípadov sú lokalizačné rozhodnutia ovplyvnené štátnou politikou. Typickým príkladom sú štátne dotácie na zriadenie priemyselných alebo technologických parkov na zelených poliach, pričom súčasne má väčšina miest a obcí problémy s nevyužitými alebo zanedbanými územiami starých priemyselných oblastí, ktoré majú dobrú dopravnú dostupnosť, vyhovujúcu technickú infraštruktúru v rámci štruktúry mesta. Vytvára sa tým dôležitý rozvojový potenciál brownfieldov, napriek často prítomnej, starej, environmentálnej záťaži. Výhody lokalizácie nových aktivít, ako potenciálu pre regeneráciu brownfields je potrebné posúdiť nielen z hľadiska mikroekonomických účinkov pre potenciálnych investorov, ale aj z hľadiska environmentálnych, sociálnych a ekonomických dimenzií udržateľného rozvoja z hľadiska miestnych, regionálnych, národných a medzinárodných úrovní.

Základom pre analýzu rozvojového potenciálu brownfieldov a pre tvorbu stratégie rozvoja ich regenerácie sú podrobné informácie. Napríklad, dobre fungujúci kataster je podstatný pre hľadanie rozvoja brownfields. Agentúry pre životné prostredie si vytvárajú databázy známych a potenciálnych kontaminácií, situácií v znečistení ovzdušia a dôležitých hodnôt prírodného prostredia. Najmä systémy informácií o životnom prostredí, ktoré spájajú celý rozsah relevantných informácií, sa vytvárali v mnohých krajinách a boli založené na interakcii s údajmi GIS, ako napríklad územno-plánovacie kategórie a regulatívy urbanistického plánovania a územné rozhodnutie. Okrem zberu týchto relevantných informácií o brownfields, je rovnako dôležitý správny výklad týchto údajov vo vzťahu k potenciálu brownfields“ (Finka, Petříková, 2006).

PRÍKLADY REGENERÁCIE BROWNFIELDOV NA SLOVENSKU

V praxi sa stretávame s tromi základnými spôsobmi zaobchádzania s brownfieldami. Ničím nerušený postupný proces degradácie bez antropologického zásahu, likvidácia stavebných objektov a ich nahradenie novými štruktúrami a revitalizácia, regenerácia, nový rozvoj. Stručne si predstavme klady a zápory jednotlivých scenárov. Začnime pravdepodobne najčastejšie sa vyskytujúcim javom pri problematike brownfieldov. Ignorancia, či snaha o zachovanie status quo. Verejnosť si jednoducho zvykla na ich prítomnosť, mesto ani majitelia sa nesnažia o transformáciu respektíve o opätovné využitie. Miesto toho sú nové investície alokované na zelených lúčach. Výhodou tohto počínania je, že developer nie je nútený búrať ani nijak inak prispôbovať pozemok svojmu zámeru, kúpa je spravidla jednoduchšia pretože majitelia sú jednotní vo svojej snahe predat' a reakcia "susedstva" nepredstavuje taký odpor ako tomu pri brownfieldoch býva. Negatívnymi následkami tohto počínania sú plošné rozširovanie intravilánu miest na úkor poľnohospodárskej či lesnej pôdy, potrebné nové rozvody inžinierskych sietí, ktoré majú zlý krajinnno-ekologický dopad, sú závislé od individuálnej automobilovej dopravy, atď. Môžeme si všimnúť, že zatiaľ čo výhody plynú pre investora, nevýhody majú celospoločenský charakter. Malo by byť teda úlohou orgánov štátnej správy motivovať investorov do investícií na tomto druhu území pomocou nástrojov, ktoré pomôžu prevážiť spomínané výhody investície na zelených lúčach. Realita nás ale učí, že zelené lúky, alebo greenfields sú preferovanejšie ako brownfieldy, ako to dokazujú tabuľky Slovenskej agentúry pre rozvoj investícií a obchodu.

Na Slovensku, z celkovej plochy 3684 ha je takmer 70 % alokovaných na zelených lúkach, viac ako 27 % sú revitalizované staré priemyselné areály a niečo viac ako 2 % sú tzv. zmiešané typy. To znamená, že časť územia tvorí brownfield, ktorý bol územne rozšírený pripojením ďalšieho nového územia. Môžeme vidieť, že 69,88 % všetkých priemyselných parkov, čo predstavuje 2574,5 ha je rozdelených celkovo medzi 56 priemyselných parkov typu greenfield, brownfieldov je celkovo 8, z toho jeden v likvidácii, o ploche 1006,5 ha a zmiešaných priemyselných parkov je 5 a zaberajú 103 ha. Najrozsiahlejšie revitalizované brownfieldy sú v Banskobystrickom kraji, Priemyselný park ZSNP v Žiari nad Hronom a v Žilinskom kraji Industrial park KIA v Tepličke nad Váhom.

Druhý možný spôsob regenerácie územia je zlikvidovať existujúce stavebné objekty a vytvoriť nové štruktúry. V takýchto prípadoch je možné znovu využiť aspoň rozvody technických sietí, či podzemné časti stavieb. Nevýhodou však býva rozsiahle zvýšenie počiatkovej investície kvôli búracím prácam a tiež možná katalogizácia v registri kultúrnych alebo industriálnych pamiatok, ktoré môžu skomplikovať zámery investora. Z nášho pohľadu najvhodnejším spôsobom je regenerácia tohto druhu území za použitia existujúcich štruktúr. Je potrebné pripomenúť, že stavebné objekty o ktorých hovoríme, boli postavené s vidinou extenzívneho a náročného využívania po dlhú dobu, čomu boli prispôbené aj materiály a vtedy známe stavebné postupy. Ich životnosť, ak predpokladáme, že neboli narušené vplyvom vonkajších síl, je teda rádovo vysoká. Rovnako vnútorné proporcie stavebných objektov majú zväčša štedré rozmery, skeletový nosný systém, vysoké stropy, čím poskytujú vysokú variabilitu rozmiestnenia priestoru a teda aj nového funkčného využitia. Investor býva zväčša limitovaný len platným územným plánom, avšak aj ten je možné podľa zákona č. 50/1976 Z. z. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku upraviť pomocou nástroja zmien a doplnkov. Aj tu však môže dôjsť k administratívnym prekážkam.

Developeri, investori, urbanisti, architekti aj celá spoločnosť stoja pred naliehavou problematikou regenerácie brownfieldov. S regeneráciou brownfieldov máme na našom území zatiaľ pomerne málo skúseností, avšak ich počet, ekonomická situácia a často lukratívna poloha brownfieldov v rámci miest nás núti sa čoraz intenzívnejšie zaujímať nad otázkami, ako ich pretvoriť do typológie použiteľnej v súčasnosti a prinavrátiť im život. Nie je to úloha jednoduchá, bývalé priemyselné objekty a inak nevyužívané areály sa „tešia“ nedocenenosti, investori ani obce si často vôbec neuvedomujú ich význam a hodnotu, ktorú ako súčasť kultúrneho a technického dedičstva predstavujú. Prevláda skôr snaha o „vymazanie“ brownfieldu, odstránenie akýchkoľvek stôp minulosti a pretvorenie pozemku na „zelenú lúku“, na ktorej by sa stavalo od nuly. Vďaka takémuto postoju nemajú ani urbanisti a architekti dostatok príležitostí ukázať kreativitu a invenciu, ktoré im nechýbajú, a sú pri transformácii brownfieldov obzvlášť potrebné. Kým ale sami investori nezmenia postoj a neuvedomia si, že schopnosť zapracovať pôvodné objekty do nového architektonického návrhu má pre nich v konečnom dôsledku viac výhod ako nevýhod, budeme sa stále pohybovať len v teoretickej rovine.

Na Slovensku väčšina nevyužívaných brownfieldov ešte len predstavuje veľký potenciál do budúcnosti a čaká na svoju šancu, niektoré z nich majú už svoju regeneráciu úspešne za sebou. V Čechách aktívnejšia politika štátu, krajov a miestnej samosprávy iniciovala celé spektrum regeneračných aktivít, ktoré boli vyvolané verejnosťou a aj súkromným sektorom a vyústili do úspešných projektov regenerácie veľkého, stredného aj menšieho rozsahu.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Finka, M., Petříková D., 2006: Plánovanie revitalizácie brownfields – územné podmienky. In: Brownfields príručka, Ostrava: Lifelong Educational Projects on Brownfields, VŠB-TU.
- Finka, M., 2011: Brownfieldy – aktuálny problém priestorového rozvoja. *Urbanita*, 23, 3.
- Jackson, J.B., 2006: Prehľad opätovného rozvoja brownfields ako stimul pre ich plánovanie a vývoj. In: Brownfields príručka, Ostrava: Lifelong Educational Projects on Brownfields, VŠB-TU.
- Petríková, D., 2011: Social and Cultural Aspects of Brownfield Redevelopment. *Terra Spectra*, 1, 57 – 58
- Petríková, D., Ondřejčka, V. (eds.), 2013: Regenerácia brownfield lokalít (brožúra v rámci projektu BROWNTRANS). ROAD Bratislava.
- Vodrážka, P., Bartošová, N., 2011: [online] Priemyselné dedičstvo a rozvoj miest. Bratislava. Eurostav, s.r.o., dostupné na internete: <http://www.uzemneplany.sk/clanok/priemyselnededicstvo-a-rozvoj-miest>.

PREVENČIA A NÁPRAVA ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD – LEGISLATÍVNY RÁMEC V EURÓPSKEJ ÚNII A V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

Henrieta Čajková, Tatiana Tobiášová

Ministerstvo životného prostredia SR, odbor environmentálnych rizík a biologickej bezpečnosti,
Nám. L. Štúra 1, 812 35 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: henrieta.cajkova@enviro.gov.sk, tatiana.tobiasova@enviro.gov.sk

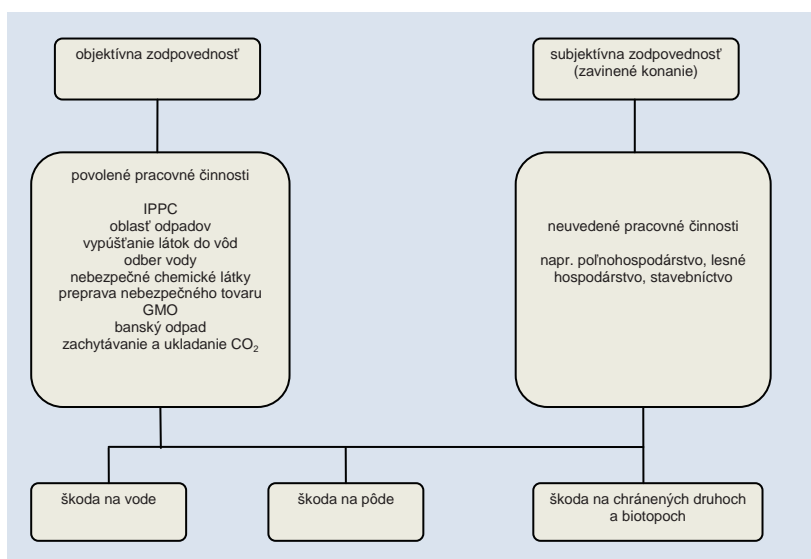
Kľúčové slová: environmentálna škoda, environmentálna zodpovednosť, prevencia, náprava, pracovná činnosť, chránené druhy, chránené biotopy, voda, pôda, preventívne opatrenia, nápravné opatrenia.

LEGISLATÍVNY RÁMEC V EURÓPSKEJ ÚNII A AKTIVITY EURÓPSKEJ KOMISIE

Vzhľadom na veľké straty biodiverzity, ku ktorým dochádzalo v predchádzajúcich desaťročiach a veľký počet kontaminovaných miest, ktoré boli spôsobené vplyvom ľudskej činnosti na životné prostredie, bolo potrebné vytvoriť záruky, ktorých cieľom je zabráňovať ďalšiemu poškodzovaniu životného prostredia. Nečinnosť by mohla mať za následok väčšiu kontamináciu miest a väčšie straty biodiverzity v budúcnosti. Keďže režimy environmentálnej zodpovednosti sa v jednotlivých členských štátoch v rámci Európskej únie líšili z hľadiska rozsahu environmentálnych škôd a požiadaviek na nápravu, Európska únia podnikla kroky na zavedenie jednotnejšieho systému prevencie a nápravy environmentálnych škôd.

V roku 2004 bola prijatá smernica 2004/35/ES o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd (ďalej len „smernica o environmentálnej zodpovednosti“). Touto smernicou sa zaviedol komplexný režim zodpovednosti za škody spôsobené na životnom prostredí, pričom prevencia a náprava environmentálnych škôd sa uplatňujú na základe zásady „znečisťovateľ platí“. Na jej základe sú prevádzkovatelia, ktorí spôsobili environmentálnu škodu, zodpovední za jej odstránenie, čo predstavuje silný stimul na predchádzanie vzniku takýchto škôd. Zároveň prevádzkovatelia, ktorých činnosť predstavuje bezprostredné ohrozenie životného prostredia, sú zodpovední za prijímanie preventívnych opatrení.

Smernica o environmentálnej zodpovednosti rozlišuje dva typy zodpovednosti (obr. 1). Objektívnu zodpovednosť, pri ktorej sú prevádzkovatelia vymenovaných pracovných činností objektívne zodpovední za environmentálnu škodu bez ohľadu na zavinené konanie prevádzkovateľa. Pri subjektívnej zodpovednosti sa uplatňuje systém zodpovednosti za zavinené konanie. Ide o prevádzkovateľov iných pracovných činností, ako sú vymenované pri objektívnej zodpovednosti za environmentálnu škodu.

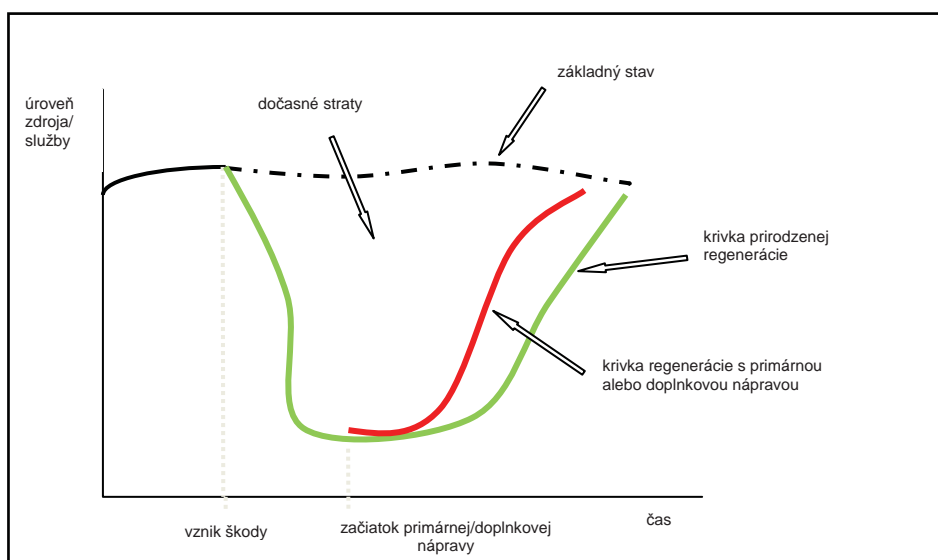


Obr. 1 Druhy environmentálnej zodpovednosti

Smernica o environmentálnej zodpovednosti v úzkom prepojení na smernicu o biotopoch a smernicu o ochrane voľne žijúceho vtáctva zabezpečuje režim zodpovednosti, predovšetkým pomocou siete NATURA 2000. Rovnako sa režim zodpovednosti týka aj všetkých vodných zdrojov v zmysle rámcovej smernice o vode, ako aj

každej kontaminácie pôdy, ktorá predstavuje riziko pre zdravie ľudí. Smernica o environmentálnej zodpovednosti teda vymedzuje environmentálnu škodu ako škodu na chránených druhoch a biotopoch európskeho významu, škodu na vodách (povrchových aj podzemných) a škodu na pôde. Environmentálnou škodou nie je škoda na majetku ani na zdraví. Prevádzkovateľ je zodpovedný za nápravu environmentálnej škody, ak sa táto škoda považuje za významnú a existuje príčinná súvislosť medzi činnosťou tohto prevádzkovateľa a spôsobenou environmentálnou škodou. Smernica o environmentálnej zodpovednosti sa neuplatňuje iba na bodové znečistenia ale aj na škodu spôsobenú znečistením, ktoré je rozsiahle a plošné, pokiaľ sa dá určiť príčinná súvislosť. Smernica o environmentálnej zodpovednosti sa uplatňuje aj na škody spôsobené viacerými prevádzkovateľmi prípadne aj na neodstrániteľné environmentálne škody. Vo všeobecnom meradle, závažnosť environmentálnej škody sa určuje na základe veľkosti a dĺžky trvania škody, jej merateľnosti, jej perspektívy prirodzenej nápravy (regenerácie) a zásady primeranosti. Napríklad, environmentálna škoda, ktorá má nepriaznivé účinky na zdravie ľudí, sa automaticky považuje za závažnú.

Celkovým cieľom smernice o environmentálnej zodpovednosti je náprava poškodených prírodných zdrojov (chránené druhy a biotopy, voda, pôda) a ich služieb, uvedenie do základného stavu a odstránenie závažných rizík nepriaznivých účinkov na zdravie ľudí. Tento cieľ sa dosahuje pomocou primárnej nápravy, doplnkovej nápravy a kompenzačnej nápravy. Základným stavom je stav prírodného zdroja a jeho funkcií, ktorý by existoval, keby nedošlo k environmentálnej škode. Základný stav možno určiť odhadom na základe dostupných informácií a existujúcich údajov o prírodnom zdroji a poškodenej lokalite, údajov z podobných lokalít alebo referenčných lokalít, alebo sa údaje vytvoria modelovaním zdrojov a služieb. Základný stav nie je statická veličina, ale má dynamický, v čase sa meniaci charakter.



Obr. 2 Znázornenie základného stavu a priebeh nápravnej činnosti

Primárna náprava na mieste je koncepčne najpriamejší postup nápravy, ale nemusí byť vždy možný a uskutočniteľný. Ak primárna náprava nevedie k úplnému návratu do základného stavu, je potrebné prijať doplnkové nápravné opatrenia. Keďže proces nápravných opatrení môže byť dlhodobý, požaduje sa aj náhrada za dočasné straty, tzv. kompenzačná náprava. Pri environmentálnej škode na pôde je potrebné vykonať primárnu nápravu v takom rozsahu, aby sa príslušné znečisťujúce látky odstránili, kontrolovali, aby sa zabránilo ich šíreniu alebo aby sa znížilo ich množstvo tak, aby už nepredstavovali závažné riziko pre zdravie ľudí. Pri určovaní druhu kompenzačnej a doplnkovej nápravy a jej rozsahu sa vyžaduje vykonanie analýzy ekvivalencie. Analýza ekvivalencie ukazuje, ktoré zdroje a služby sa môžu považovať za dostatočne podobné poškodeným prírodným zdrojom a službám a vyčísluje rozsah nápravy (príspevok), ktorá sa má vykonať tak, aby sa rovnal strate, ktorá vznikla v dôsledku environmentálnej škody (dlh). Metódy ekvivalencie sú vypracované tak, aby zohľadňovali chemický, fyzikálny, biologický a v prípade potreby aj sociálny a hospodársky charakter environmentálnej škody a možností nápravy. Zo 6. rámcového programu Európskej komisie bol financovaný projekt REMEDE (Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage), ktorý bol zameraný na rozvoj metód ekvivalencie v súvislosti s doplnkovou a kompenzačnou nápravou, smernicou o biotopoch a smernicou o vtácoch. Záverečná publikácia bude zverejnená v roku 2014.

Náklady na preventívne a nápravné opatrenia znáša prevádzkovateľ. V prípade, že preventívne a nápravné opatrenia vykonáva príslušný orgán, náklady je povinný uhradiť prevádzkovateľ, ktorý environmentálnu škodu

spôsobil. Nákladmi sú náklady potrebné na zabezpečenie náležitej a účinnej prevencie a nápravy environmentálnej škody vrátane nákladov na posúdenie, alternatívnych opatrení, na súvisiacu administratívu, právne služby, na vymáhanie náhrady nákladov ap. V smernici o environmentálnej zodpovednosti sa odporúča, aby náklady na zvolené nápravné opatrenia neboli neprimerané, pretože je to základná zásada práva EÚ. Zodpovednosť prevádzkovateľa je neprimeraná, ak presahuje hodnotu, stratenú v dôsledku environmentálnej škody. Zároveň smernica o environmentálnej zodpovednosti ustanovuje rámec výnimiek, pričom niektoré z nich boli členské krajiny povinné transponovať do národných legislatív (napr. škody spôsobené ozbrojeným konfliktom, uplatňovanie medzinárodných dohovorov,) a transpozícia niektorých výnimiek bola ponechaná na uvážení členských štátov (napr. „permit defence“ a „state of the art“).

Smernica o environmentálnej zodpovednosti nepredpisuje na úrovni EÚ povinnosť zabezpečiť finančné záruky na pokrytie zodpovednosti prevádzkovateľa za environmentálnu škodu. Niektoré členské krajiny teda zvolili povinný rámec finančného krytia zodpovednosti a niektoré nie. Prax v rámci EÚ ukázala, že najpopulárnejším nástrojom na pokrytie environmentálnej zodpovednosti je poistenie.

Európska komisia organizuje dvakrát ročne stretnutia expertov členských krajín. Cieľom týchto pracovných stretnutí je hlavne výmena informácií a skúseností medzi Európskou komisiou a členskými krajinami. Smernica nadobudla účinnosť 30. apríla 2004, ale len štyri členské štáty splnili lehotu stanovenú na transpozíciu. Transpozícia smernice v členských krajinách následne napredovala veľmi pomaly a bola ukončená až v roku 2010. Hlavnými dôvodmi oneskorenej transpozície boli existujúce právne rámce zodpovednosti v členských krajinách, náročné technické požiadavky a rámcový charakter smernice o environmentálnej zodpovednosti. Rámcový charakter smernice mal za následok značné odlišnosti medzi členskými štátmi vo viacerých rozhodujúcich vykonávacích ustanoveniach, čo spôsobilo, že v súčasnosti je jej uplatňovanie v jednotlivých krajinách nejednotné, čo sa prejavuje najmä v počte prípadov environmentálnych škôd (od 0 po 500 prípadov). V súčasnosti sa v rámci EÚ eviduje 1388 environmentálnych škôd, v takmer polovici členských krajín ale neboli vôbec zaznamenané. Výnimkou je iba Poľsko a Maďarsko, ktoré evidujú najväčšie množstvo prípadov (každá cca 500). Na základe týchto skutočností je jasne vidieť, že jednotlivé členské krajiny používajú rozdielne kritériá závažnosti, ktoré nie sú jednoznačnejšie v smernici o environmentálnej zodpovednosti zadané. Vzhľadom na úzku previazanosť s inými právnymi predpismi sa veľmi ťažko určuje hranica medzi environmentálnou škodou a škodou na životnom prostredí ako takou. Najmarkantnejší je tento problém v oblasti chránených druhov a biotopov. Európska komisia dala vypracovať niekoľko štúdií o efektívnosti smernice, o prekážkach, ktoré bránia jej implementácii, jej nejednotnej interpretácii v členských krajinách a o spôsoboch finančného zabezpečenia. Na základe nich, ako aj na základe správ, ktoré boli členské krajiny povinné predložiť do 30. apríla 2013, Európska komisia predloží Európskemu parlamentu a Rade v roku 2014 správu, ktorá by mala preskúmať uplatňovanie smernice o environmentálnej zodpovednosti a navrhnúť jej zmeny a doplnenia.

LEGISLATÍVNY RÁMEC V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

SR transponovala do svojho právneho poriadku smernicu o environmentálnej zodpovednosti v roku 2007 prostredníctvom zákona č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov (ďalej len „zákon“). Tvorcovia zákona sa rozhodli pre transpozíciu samostatným zákonom. Štúdie v rámci EÚ ale poukázali na to, že členské krajiny, ktoré sa rozhodli transponovať smernicu o environmentálnej zodpovednosti začlenením do už existujúcej legislatívy, nemajú toľko problémov s jej implementáciou v praxi. SR transponovala smernicu o environmentálnej zodpovednosti v rámci minimálnych požiadaviek, a teda nešla nad jej rámec. Zároveň boli transponované všetky výnimky, ktoré bolo možné uplatniť (tzv. liberačné dôvody pri znášaní nákladov).

Zákon upravuje práva a povinnosti prevádzkovateľov pri prevencii a náprave environmentálnych škôd vrátane znášania s tým spojených nákladov, úlohy orgánov štátnej správy a zodpovednosť za porušenie povinností. Základnou povinnosťou prevádzkovateľa je predchádzať vzniku environmentálnej škody a bezprostrednej hrozbe environmentálnej škody. Za ich posúdenie v každom prípade zodpovedá prevádzkovateľ. V prípade, že má prevádzkovateľ pochybnosti, môže požiadať príslušné orgány (okresný úrad a Slovenská inšpekcia životného prostredia) o konzultáciu. Podanie takejto žiadosti o konzultáciu ale nezbujuje zodpovednosti prevádzkovateľa konať podľa zákona. Ak environmentálnu škodu spôsobilo viac prevádzkovateľov, zodpovedajú za ňu v rozsahu, v akom sa na jej vzniku podieľali. Ak nie je možné takýto rozsah jednoznačne určiť, prevádzkovatelia zodpovedajú spoločne a nerozdielne. Zákon sa nevzťahuje na environmentálnu škodu, ak od emisie, udalosti alebo havárie, ktorá škodu spôsobila, uplynie viac ako 30 rokov a ani na škodu, ktorá vznikla pred dňom účinnosti zákona. Zároveň sa zákon nevzťahuje na škodu, ktorá síce vznikla po účinnosti zákona, ale bola spôsobená konkrétnou činnosťou, ktorá bola vykonaná a skončená pred dňom účinnosti zákona.

Zákon ustanovuje postup v prípade bezprostrednej hrozby environmentálnej škody, kedy je potrebné prijímať preventívne opatrenia a postup nápravnej činnosti a opatrení pre prípad environmentálnej škody. Často sa stretávame s otázkou, ktorú nám kladú prevádzkovatelia, ohľadne prijímania a vykonávania preventívnych opatrení podľa tohto zákona, vzhľadom na nejednoznačnosť definície bezprostrednej hrozby environmentálnej škody, ktorú sme museli prebrať zo smernice o environmentálnej zodpovednosti. Prevádzkovatelia by si mali v prvom rade vykonať analýzu a zhodnotiť situáciu, či sú svojou pracovnou činnosťou schopní spôsobiť environmentálnu škodu (napr. či sa nachádzajú v území s výskytom chránených druhov a biotopov európskeho významu alebo v blízkosti vodného zdroja, ap.). Ak áno a opatrenia, ktoré majú prevádzkovatelia prijaté podľa osobitných predpisov sú dostatočné na to, aby k environmentálnej škode nedošlo, nie je potrebné prijímať ďalšie preventívne opatrenia špeciálne pre tento zákon. Vysoká úroveň prevencie ale znižuje riziko vzniku samotnej environmentálnej škody a tým aj náklady na jej prípadnú nápravu. Ako už bolo spomenuté, za vykonanie preventívnych a nápravných opatrení zodpovedá prevádzkovateľ. Ak prevádzkovateľ neprijme a nevykoná preventívne alebo nápravne opatrenia, môže konať príslušný orgán štátnej správy. Takéto konanie ale nezbujuje prevádzkovateľa zodpovednosti za znášanie nákladov a príslušný orgán si ich bude vymáhať.

Slovenská republika sa rozhodla zaviesť povinný rámec finančného krytia zodpovednosti za environmentálnu škodu. Prevádzkovateľ pracovnej činnosti, ktoré sú v zákone taxatívne vymenované, je povinný zabezpečiť finančné krytie svojej zodpovednosti za environmentálnu škodu vrátane nákladov na nápravnú činnosť a nápravne opatrenia na odstránenie environmentálnej škody. Výška finančného krytia musí zodpovedať výške predpokladaných nákladov na nápravnú činnosť vrátane analýzy rizika. Novelou zákona v roku 2013 (zákon č. 39/20013 Z. z.) sa vyšpecifikovali akceptované formy finančného krytia, ktorými sú zmluva o poistení alebo iné zmluvné zabezpečenie napr. záruka banky alebo účelovo viazaný účet. Ustanovenie o povinnom finančnom krytí nadobudlo účinnosť 1. júla 2012. Prevádzkovatelia veľkých podnikov, u ktorých pripúšťame možnosť spôsobenia environmentálnej škody veľkého rozsahu sú poistení aj podľa legislatívy SEVESO II, takže výška ich finančného krytia zodpovednosti za environmentálnu škodu sa pohybuje vysoko nad priemerom.

Pokiaľ ide o malé a stredné podniky a najmä veľmi malé subjekty s rizikovými činnosťami, existujú medzery v implementácii zákona. Tieto subjekty nie sú schopné vykonať environmentálny audit, hodnotenie rizík alebo odhad nákladov na nápravnú činnosť. Mnohí z nich si nie sú schopní zabezpečiť externé poradenstvo z finančných dôvodov, čo sa odrazilo aj na výške ich finančného zabezpečenia. Predpokladáme, že u takýchto prevádzkovateľov výška finančného zabezpečenia bude pravdepodobne nedostatočná. Uvedené skutočnosti tak majú vplyv aj na výšku priemernej finančnej zábezpeky v SR.

Zákonom bol zriadený informačný systém prevencie a nápravy environmentálnych škôd (www.envirportal.sk), ktorý zabezpečuje zhromažďovanie údajov a poskytovanie informácií. Užitočné pre prevádzkovateľa sú predovšetkým informácie o stave životného prostredia a odkazy na miesta, kde možno získať potrebné informácie na zistenie základného stavu. Informačný systém prevádzkuje Slovenská agentúra životného prostredia, ktorá pre MŽP SR zabezpečuje aj iné odborné aktivity pre oblasť environmentálnej zodpovednosti. SAŽP spracovala Diferenciáciu územia SR podľa potenciálneho rizika závažnosti environmentálnej škody, ktorá má slúžiť prevádzkovateľom pri zorientovaní sa v území (www.envirportal.sk).

Slovenská republika v apríli 2013 vypracovala správu o vykonávaní smernice o environmentálnej zodpovednosti. Vzhľadom k tomu, že od roku 2007 nebol v SR zaznamenaný prípad environmentálnej škody v zmysle zákona, konkrétne údaje o škodách Európskej komisii nemohli byť predložené.

Na záver musíme konštatovať, že uplatňovanie smernice o environmentálnej zodpovednosti v praxi je veľmi náročné, vzhľadom na rozsiahlosť problematiky, ktorú pokrýva a na úzku previazanosť s množstvom osobitných predpisov na úseku ochrany prírody a krajiny, ochrany vôd a pôdy. Pokiaľ ale nebudú vyriešené nedostatky samotnej smernice, nepredpokladáme zlepšenie implementácie ani v SR.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2004/35/ES z 21. apríla 2004 o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd.

Zákon č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.

Správa o vykonávaní smernice EP a Rady 2004/35/ES o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd, Slovenská republika.

Smernica o environmentálnej zodpovednosti, Ochrana prírodných zdrojov Európy, Európska únia, 2013.

PREVENČIA A NÁPRAVA ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD – – INFORMAČNÝ SYSTÉM

Ing. Tatiana Horňanová

Slovenská agentúra životného prostredia
sekcia environmentalistiky a riadenia projektov, odbor analýz, hodnotenia životného prostredia
a environmentálnych služieb, oddelenie environmentálnych služieb
Dlhá 3, 971 01 Prievidza, Slovenská republika
tatiana.hornanova@sazp.sk

Kľúčové slová: environmentálna škoda, environmentálna zodpovednosť, informačný systém, voda, pôda, NATURA 2000, preventívne opatrenia, nápravné opatrenia.

INFORMAČNÝ SYSTÉM PREVENČIE A NÁPRAVY ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD

Informačný systém prevencie a nápravy environmentálnych škôd bol vybudovaný v súlade s § 20 zákona č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov, je dostupný na stránke Enviroportálu, ktorej prevádzkovateľom je Slovenská agentúra životného prostredia. Cieľom informačného systému je zhromažďovanie údajov a poskytovanie informácií na úseku prevencie a nápravy environmentálnych škôd, ich priebežné a efektívne sprístupňovanie užívateľom a vytváranie podmienok pre plnenie informačných povinností Slovenskej republiky na národnej úrovni a na úrovni Európskeho spoločenstva.

Informačný systém bol vytvorený na poskytovanie údajov o environmentálnej škode alebo jej bezprostrednej hrozbe, o type environmentálnej škody, mieste a dátume jej vzniku a rozsahu. Má sprístupňovať údaje o prevádzkovateľovi zodpovednom za environmentálnu škodu, o prijatých a vykonaných preventívnych alebo nápravných opatreniach, o nákladoch vynaložených na tieto opatrenia a o súdnych konaniach a ich výsledkoch.

Vytvorené boli štyri registre :

- 1. register oznámení** – na evidenciu oznámení a podnetov verejnosti o skutočnostiach pri vzniku environmentálnej škody (EŠ) alebo jej bezprostrednej hrozby spolu s relevantnými dôkazmi
- 2. register environmentálnych škôd** – na evidenciu a sprístupňovanie údajov o prípadoch environmentálnej škody, podľa typu EŠ na chránených druhoch a biotopoch európskeho významu, na vode a na pôde, o prípadoch bezprostrednej hrozby environmentálnej škody
- 3. register prevádzkovateľov** – na evidenciu základných informácií o prevádzkovateľoch (pôvodcoch EŠ), ktorých pracovnou činnosťou došlo ku vzniku environmentálnej škody alebo k bezprostrednej hrozbe vzniku environmentálnej škody
- 4. register súdnych konaní** – na evidenciu údajov o zainteresovaných subjektoch, ktoré využili súdne konanie a výsledok týchto súdnych konaní.

Pre zisťovanie základného stavu relevantných prírodných zdrojov sú dostupné GIS vrstvy na úrovni SR .

Užívateľmi informačného systému sú pracovníci ústredných orgánov štátnej správy a povoľujúcich orgánov (okresné úrady, odbory starostlivosti o životné prostredie, Slovenská inšpekcia životného prostredia), dotknuté orgány štátnej správy, ako napríklad pozemkové úrady, lesné úrady, regionálne úrady verejného zdravotníctva, ale najmä prevádzkovatelia, zástupcovia poisťovní, poradenských a realizačných spoločností, odborná a laická verejnosť.

Zriadením a prevádzkovaním informačného systému bola poverená SAŽP. Informácie za oblasť environmentálnych škôd vyplývajúci z požiadaviek smernice EP a Rady 2004/35/ES a zákona č. 359/2007 Z. z. boli pre verejnosť sprístupnené od roku 2007 vo forme statickej webovej stránky, ktorá je pravidelne aktualizovaná. Stránka obsahuje všeobecné informácie, súvisiacu legislatívu, potrebné formuláre pre komunikáciu prevádzkovateľov s úradmi a podporné dokumenty (brožúry, informačné listy, prezentácie zo školení) a metodickú príručku pre úrady a prevádzkovateľov s názvom **Diferenciácia územia SR podľa potenciálneho rizika závažnosti vzniku EŠ** – metodika na základnú orientáciu pri zisťovaní základného stavu relevantných prírodných zdrojov k environmentálnym škodám (voda, pôda, NATURA 2000) a mapy výskytu o územnom rozmiestnení prírodných zdrojov s najvyššou kvalitou v SR.

Prvá etapa budovania IS bola zameraná na tvorbu programovej aplikácie pre evidenciu údajov o environmentálnych škodách podľa požiadaviek zákona. Táto klientská aplikácia bola určená pre pracovníkov úradov ŽP, obsahuje približne 165 entít pre jednotnú registráciu údajov o EŠ, spolu s prepojením na číselníky ZUJ, kódy NACE, kódy SKCHVÚ a SKÚEV a ďalšie, vrátane užívateľského manuálu a realizovaných školení v r. 2007, 2010 a 2012.

Druhá etapa budovania IS bola zameraná na tvorbu novej webovej aplikácie pre získavanie a sprístupňovanie údajov o environmentálnych škodách on-line, na prepojenie modulov podnetu a oznámenia s registrom oznámení a s registrom environmentálnych škôd spolu s novým logom a vizuálom informačného systému.

Vytvorené a sprístupnené na Enviroportáli boli:

Modul pre verejnosť – podnet on-line

(oznamovateľ: vlastník, správca, nájomca pozemku, nehnuteľnosti, obec, environmentálna NGO)

Modul pre registrované osoby – oznámenie on-line

OÚ, OSŽP, SÍŽP, MŽP SR, SAŽP – správca IS

V najbližšom období pripravujeme rozšírenie funkčnosti IS v časti zisťovanie základného stavu prírodných zdrojov pre rýchlu orientáciu prevádzkovateľov a vyhľadávanie výskytu prírodných zdrojov pre zóny ohrozenia vo vzdialenosti 1 km, 5 km a 10 km od lokality prevádzky.

KOMPLEXNÝ INFORMAČNÝ A MONITOROVACÍ SYSTÉM BIOTOPOV A DRUHOV (KIMS)

Andrej Saxa, Ján Černecký

Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, odbor monitoringu
Tajovského 28B, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika,
e-mail: andrej.saxa@sopsr.sk, jan.cernecky@sopsr.sk

Kľúčové slová: KIMS, projekt, životné prostredie, EÚ

KIMS AKO SÚČASŤ PROJEKTU ZO ŠTRUKTURÁLNYCH FONDŮV EÚ

Vývoj Komplexného informačného a monitorovacieho systému (ďalej len KIMS) je jedným z kľúčových cieľov projektu Príprava a zavedenie monitoringu biotopov a druhov a zlepšenie prístupnosti informácií verejnosti (ďalej len Projekt), ktorý realizuje Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky (ďalej len ŠOP SR) v rámci Operačného programu Životné prostredie. Projekt začal v roku 2009, ale jeho majoritné časti týkajúce sa realizácie monitoringu a vývoja KIMS sa začali až v roku 2013. Aktivity projektu budú zavŕšené v septembri 2015.

Samotný projekt rieši, okrem KIMS, najmä zavedenie kontinuálneho systému monitoringu pre 195 druhov a 66 biotopov európskeho významu. V prvom kroku sa uskutočnil výber a návrh trvalých monitorovacích lokalít (TML) a spracoval sa návrh metodík monitoringu. Počnúc rokom 2013, bol začatý terénny monitoring biotopov a druhov, pričom počas celého obdobia projektu je plánovaných viac ako 20 000 terénnych návštev na TML. Získané výsledky sú dôležité pre efektívnu starostlivosť o predmetné druhy a biotopy a podkladom pre správu o ich stave, ktorá sa spracováva vo väzbe na čl. 11 a čl. 17 smernice Rady č. 92/43/ EHS o ochrane biotopov, voľne žijúcich živočíchov a rastlín (smernica o biotopoch). Takáto správa (report) sa predkladá Európskej komisii každých 6 rokov.

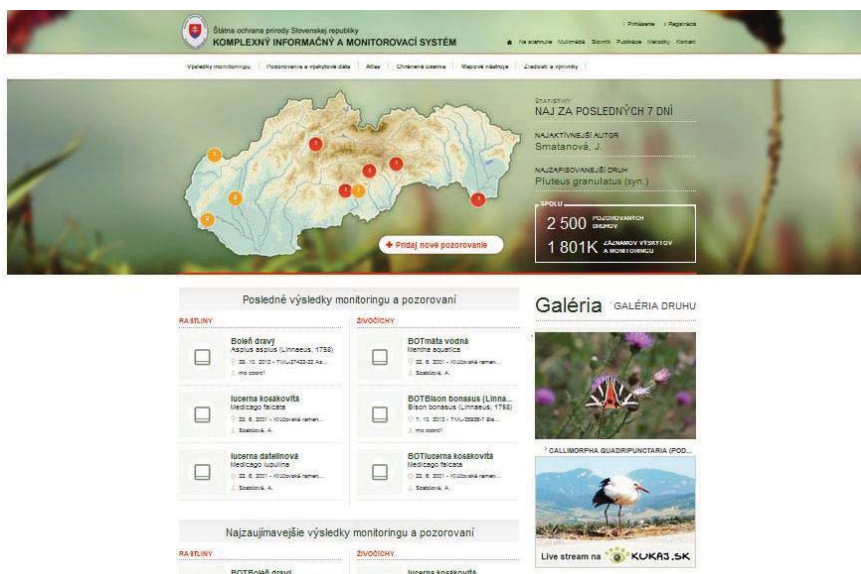
Súčasťou projektu je aj materiálno-technické zabezpečenie interného monitoringu, nákup výpočtovej techniky softvéru a dát, školenia, semináre, workshopy, príprava a vydanie publikácií, zaobstaranie a doplnenie knižničného fondu.

FILOZOFIA KIMS

Základnou úlohou KIMS je zlepšenie informovanosti verejnosti, laických pozorovateľov ale aj odborníkov o výskyte a stave druhov a biotopov európskeho významu. Filozofia je postavená na princípe „čím viac zbieram údaje o chránených druhoch a biotopoch, tým viac prispievam k zlepšovaniu ich stavu a aktívnej ochrane prírody“. KIMS má tak slúžiť aj ako náhrada za súčasný Informačný systém taxónov a biotopov ŠOP SR, pričom dôraz sa kladie na prístup verejnosti a zvýšenie atraktivity pre verejnosť a nadšencov. KIMS je určený na uloženie, selekciu a publikovanie verejných údajov verejnosti a zefektívnenie práce odborných zamestnancov ŠOP SR formou dostupného a ľahkého prístupu k údajom o výskyte a stave chránených druhov alebo biotopov.

ČO KIMS OBSAHUJE

Komplexný informačný monitorovací systém je v princípe rozdelený na dve základné časti, intranetovú a verejnú. Do intranetovej časti majú prístup zamestnanci ŠOP SR a externí odborníci zapojení do monitoringu biotopov a druhov európskeho významu. Verejná časť poskytuje informácie a služby pre odbornú a laickú verejnosť (obr. 1). Systém je členený na viaceré časti, tzv. moduly, predovšetkým z dôvodu udržania jednoznačnosti funkcionalít a taktiež z dôvodu jednoduchšieho prípadného budúceho rozširovania informačného systému. Systém obsahuje moduly pre zber výskytových dát o chránených druhoch a biotopoch, monitoring druhov a biotopov európskeho významu, databázu Natura 2000, interný geoportál, verejný portál, verejný GIS portál, reporting pre Európsku komisiu, zábery biotopov, databázu katastra nehnuteľností, žiadosti a evidenciu výnimiek pre veľké šelmy a výskum.



Obr. 1 Náhl'ad na úvodnú stránku verejného portálu www.biomonitoring.sk (pracovná verzia)

ČO KIMS POSKYTUJE

Nový informačný systém poskytuje podporu pri zbere a vyhodnocovaní dát týkajúcich sa ochrany prírody a to predovšetkým zamestnancom ŠOP SR. Rovnako však systém poskytuje mnoho možností využitia pre iné subjekty, rezortné aj mimorezortné organizácie, pre odborných aj laických expertov, študentov a v neposlednej miere pre verejnosť ako takú.

Možnosti využitia KIMS z hľadiska subjektov pracujúcimi s údajmi týkajúcimi sa ochrany prírody

Verejnosť využívajúca KIMS bude prichádzať do kontaktu predovšetkým s modulmi verejný portál a verejný mapový portál. V nich budú zverejnené publikovateľné informácie, resp. pre verejnosť v publikovateľnej podobe a v užívateľsky prijateľnom rozhraní.

Pre subjekty pracujúce s údajmi týkajúcimi sa ochrany prírody sú v KIMS relevantné predovšetkým nasledovné oblasti:

1. Výskytové dáta a mobilná aplikácia pre zber výskytových dát

V tejto oblasti bude umožnené užívateľom zadávať, prehliadať údaje, týkajúce sa všetkých biotopov a druhov, vyskytujúcich sa v SR, zozbierané v teréne na základe mapovaní či už zamestnancami ŠOP SR, odbornými, ale aj laickými expertmi. Citlivé údaje, týkajúce sa výskytu vybraných chránených druhov, budú pre verejnosť publikované v nepresnej podobe. Do systému sa bude môcť zaregistrovať ktokoľvek a bude môcť vkladať údaje o výskyte druhov a biotopov, vkladať fotografie z terénu, prehliadať si ich na portáli, komentovať jednotlivé výskyty. Všetky údaje od laickej verejnosti budú následne prostredníctvom validácie schvaľované zamestnancami ŠOP SR z dôvodu možného výskytu chybných determinácií druhov. Všetky výskyty bude možné prezerať aj priestorovo prostredníctvom verejného mapového portálu. Odborné organizácie budú môcť využiť dáta priamo z portálu, prípadne si vyžiadať prístup alebo poskytnutie údajov v presnej forme pre potreby stanovísk, vyhodnotení, článkov, výskumu a vzdelávania atď. Ako podpora pre zber výskytových dát verejnosťou je vyvinutá taktiež mobilná aplikácia na zber dát, ktorá po vyplnení niekoľkých polí odošle údaje aj s možnosťou pripojenia fotografie do databázy. Informácia bude následne zobrazená na verejnom portáli.

2. Monitoring biotopov a druhov európskeho významu

Monitoring biotopov a druhov európskeho významu je realizovaný v spolupráci s organizáciami a expertmi kontrahovanými prostredníctvom projektu. Verejnosť bude mať možnosť tieto údaje, prostredníctvom portálu, prehliadať, prezerať si jednotlivé záznamy, prezerať si výsledky z monitoringu na jednotlivých trvalých monitorovacích lokalitách, či už na mape alebo ako databázové záznamy. Publikovanie verejnosti pritom bude riešené s ohľadom na zákon č. 211/2000 Z. z. o slobodnom prístupe k informáciám s možnosťou zverejňovať citlivé údaje v nepresnej podobe. Rovnako budú prístupné štatistiky a grafy so

sumárnymi vyhodnoteniami predovšetkým, týkajúce sa hodnotenia priaznivého stavu biotopov a druhov európskeho významu.

3. Natura 2000. Kumulatívne vplyvy na územia Natura 2000

Modul pre evidenciu záberov biotopov v KIMSe bude slúžiť predovšetkým na vyhodnotenie kumulatívnych záberov biotopov v rámci realizácie rôznorodých projektov v územiach Natura 2000. Doteraz žiadny systém na evidenciu kumulatívnych vplyvov neexistoval a preto poskytnú cenné údaje pre použitie v stanoviskách od úradov, pre účely posudzovania vplyvov na životné prostredie tzv. SEA/EIA a pre správy pre Európsku komisiu. Základné údaje ohľadom kumulatívnych vplyvov bude KIMS časom publikovať aj pre verejnosť.

4. Podpora žiadostí o výskum a odovzdanie záverečnej správy z výskumu

V doterajšom systéme neexistovala podpora pre žiadateľov výnimky o výskum a odovzdávaná forma správ z výskumu bola vo väčšine prípadov nevhodná. Práve z uvedených dôvodov teraz, prostredníctvom verejného portálu, bude možné cez jednoduché zadávanie základných informácií získať kompletnú žiadosť o výskum so všetkými náležitosťami, ktoré má obsahovať. Systém bude taktiež umožňovať evidenciu rozhodnutí o výskume a bude zabezpečovať notifikáciu jednotlivých užívateľov o potrebách odovzdania správy z výskumu. Správu z výskumu bude možné odovzdať aj prostredníctvom KIMS, kde užívateľ po prihlásení vloží výskytové údaje do systému.

5. Národná a medzinárodná sieť chránených území

Každý užívateľ bude mať prístupné údaje o sieti chránených území v textovej aj v mapovej podobe. Pri všetkých územiach bude možné zistiť o nich základné údaje a rovnako bude prístupné prelinkovanie na štátny zoznam chránených území.

6. Atlas biotopov a druhov SR

Postupne, ako budú pribúdať údaje do systému, budú napĺňané aj údaje v atlase. Atlas bude obsahovať základné informácie o biotope/druhu a bude taktiež možné prezerat' ich výskytové údaje. V úvodnej fáze bude atlas obsahovať len údaje a fotografie o druhoch a biotopoch európskeho významu a postupne bude atlas dopĺňaný tak zo strany jednotlivých užívateľov ako aj zo strany ŠOP SR.

7. Správa o stave druhov a biotopov európskeho významu podľa čl. 17 smernice o biotopoch a správa podľa čl. 12 smernice o vtákoch

Na verejnom portáli budú uverejnené aj finálne verzie správ pre Európsku komisiu, vrátane mapových príloh a všetkých častí, ktoré ku správam podľa požadovaného formátu prislúchajú. Správy hodnotia pomerne precízne všetky dôležité parametre potrebné pre vyhodnotenie priaznivého stavu a poskytujú tak komplexný sumárny pohľad na hodnotené biotopy/druhy.

ZÁKLADNÉ INFORMÁCIE O PROJEKTE PRÍPRAVA A ZAVEDENIE MONITORINGU BIOTOPOV A DRUHOV A ZLEPŠENIE SPRÍSTUPŇOVANIA INFORMÁCIÍ VEREJNOSTI

Logo projektu



Zdroj financovania:	Európsky fond pre regionálny rozvoj v rámci Operačného programu Životné prostredie
Termín realizácie:	03/2009 – 09/2015
Kód ITMS:	24150120030
Výška NFP:	11 688 042,84 €
Hlavný cieľ:	Zavedenie systému monitoringu biotopov a druhov na Slovensku Zlepšenie sprístupňovania informácií ochrany prírody a krajiny na Slovensku

Špecifické ciele:

1. Príprava podrobných metodických materiálov pre zavedenie a realizáciu monitoringu biotopov a druhov európskeho významu.
2. Realizácia seminárov zameraných na prezentáciu výsledkov monitorovania pre odbornú verejnosť.
3. Vydanie publikácií zameraných na výsledky monitorovania a spoznávanie niektorých európsky významných druhov.
4. Vytvorenie komplexného informačného a monitorovacieho systému biotopov a druhov s prepojením na reportovanie ich stavu v zmysle smernice o biotopoch.
5. Zavedenie a realizácia monitoringu stavu a trendov 66 typov biotopov, 146 živočíchov a 49 rastlín európskeho významu.
6. Zvýšenie informovanosti zainteresovaných skupín a verejnosti o aktuálnom stave a vývoji ochrany prírody a skvalitnenie poskytovania reportov Európskej komisii

Zodpovedný riešiteľ: Ing. Andrea Saxová
Adresa: Štátna ochrana prírody SR, Tajovského 28B, 974 01 Banská Bystrica,
Slovenská republika
Telefón: +421 48 472 20 53
E-mail: andrea.saxova@sopsr.sk
Web: <http://www.sopsr.sk/web/?cl=10606>

POUŽITÁ LITERATÚRA

ŠOP SR, 2011: Konceptia monitoringu a zberu údajov v ochrane prírody, Banská Bystrica



Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky

KOMPLEXNÝ INFORMAČNÝ A MONITOROVACÍ SYSTÉM



Investícia do Vašej budúcnosti



Tento projekt je spolufinancovaný z Európskeho fondu pre regionálny rozvoj
v rámci Operačného programu Životné prostredie

PŘÍSTUP K HODNOCENÍ EKOLOGICKÉ ÚJMY (VE SMYSLU SM RNICE EP A RADY 2004/35/ES) NA DRUZÍCH A STANOVIŠTÍCH V ČR

Jan Šíma

Ministerstvo životního prostředí, odbor druhové ochrany a implementace mezinárodních závazků
e-mail: jan.sima@mzp.cz

Klíčová slova: životné prostředí, ekologická újma, prevence, znečištění

Sm rnicí EP a Rady 2004/35/ES, o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí (Environmental Liability Directive, dále jen „sm rnice“) byla v rámci EU zavedena zcela nová právní úprava újmy na životním prostředí a stanoveny požadavky na její prevenci. Transpozice této sm rnice je v České republice zajištěna prostřednictvím zákona č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě a o změnách některých zákonů (dále jen „zákon“). Tento zákon přebírá v mnoha oblastech prakticky doslovně znění sm rnice se všemi jejími pozitivy, ale i s nedostatky.

Cílem zákona, stejně jako sm rnice, je mj. uplatnění odpovědnosti za újmu (škodu) na životním prostředí na základě principu „znečišťovatel platí“ (polluter-pays principle – PPP) a zakotvení povinnosti újmu na životním prostředí předcházet a napravovat ji. Zákon je založen na veřejnoprávním přístupu k odpovědnosti za škody, nikoli na soukromoprávním (občanskoprávním) a to i s ohledem na povahu škod na životním prostředí, kdy některé složky nepodléhají vlastnickým právům (res nullius – voda, volně žijící živočichové). Mezi zákonem řešené oblasti je zahrnuta i újma na přírodních stanovištích a druzích, konkrétně druzích přílohy I Sm rnice Rady 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků (dále jen „sm rnice o ptácích“) a přílohy II a IV Sm rnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planostoupcích rostlin (dále jen „sm rnice o stanovištích“). Na základě principu subsidiarity umožňuje sm rnice v čl. 2 odst. 3 písm. c) členským státům vztáhnout její působnost i na další stanoviště a druhy. Zákon č. 167/2008 Sb. proto obsahuje zmocnění k přijetí seznamu takových druhů, ale toto zmocnění dosud nebylo využito.

Vzhledem k tomu, jak je pojem ekologické újmy na druzích a stanovištích formulován ve sm rnici a transponován v zákoně, je zřejmé, že efektivní uplatnění zákona je možné pouze ve vybraných případech, kdy jsou splněny definiční znaky ekologické újmy – mřitelnost nepříznivé změny a nepříznivé účinky na udržení nebo dosahování příznivého stavu druhů či stanovišť z hlediska ochrany. Použití pojmů přejatých ze sm rnice o stanovištích, resp. o ptácích a odkaz na výše uvedené seznamy druhů v jejich přílohách je ve sm rnici (ELD) a tedy i v zákoně č. 167/2008 Sb. bohužel poněkud odlišné (a má odlišný účel), než je jejich původní vymezení ve výchozích předpisech, což aplikaci celé právní úpravy komplikuje a vyvolává řadu nejasností. V praxi tak v ČR i z těchto důvodů dosud nebyl řešen žádný případ újmy na druzích či stanovištích. Z definice ekologické újmy lze dovozovat, že k újmu může dojít v případě velmi vzácných a ohrožených druhů či stanovišť (s velmi omezeným rozšířením), takových, které jsou v nepříznivém stavu z hlediska ochrany a nebo u běžnějších druhů či typů přírodních stanovišť při velmi rozsáhlém ovlivnění. Pro vyhodnocení újmy (nebo jejího rizika) je nezbytná dobrá znalost o stavu druhu, což je v řadě případů problematické zajistit v podrobnosti umožňující mřitelné vyjádření dopadů (navíc u druhů žijících skrytým životem nebo se složitějšími ekologickými vazbami nemusí být zřejmý nejen stav druhu, ale ani skutečný rozsah poškození). Údaje o rozšíření a stavu stanovišť jsou v ČR dostupné a jsou poměrně detailní, ale vyhodnocení míry narušení stanovišť může být také obtížné.

Zákonem č. 167/2008 Sb. je řešeno také finanční zajištění provozovatelů. Provozovatelé mají povinnost zabezpečit finanční zajištění, přičemž je forma finančního zajištění (např. pojištění nebo bankovní záruky) ponechána na nich. Jeho rozsah však musí odpovídat možným nákladům a intenzitě nebo závažnosti vytvářeného rizika ekologické újmy. Každý provozovatel musí provést hodnocení rizik a průběžně aktualizovat při změnách provozní činnosti. Způsob hodnocení rizik ekologické újmy a kritéria posuzování finančního zajištění jsou stanoveny nařízením vlády č. 295/2011 Sb., které nabylo účinnosti ke dni 1. 1. 2012 (bližší podrobnosti jsou pak upraveny metodickým pokynem ministerstva životního prostředí). Proces hodnocení rizik ekologické újmy je v nařízení diferencován do dvou fází. V základním hodnocení rizik se bodově hodnotí jednotlivé skutečnosti (např. množství nebezpečných látek, vzdálenost od objektu ochrany, možné scénáře vzniku ekologické újmy, existence dřívější havárie nebo ekologické újmy). Pokud při základním hodnocení dosáhne provozní činnosti více než 50 bodů, provádí se pro tuto činnost podrobné hodnocení rizika, v jehož rámci dojde k ocenění finančních nákladů na nápravná opatření a k určení, zda provozovateli vzniká povinnost zabezpečit finanční zajištění, či nikoliv. Finanční zajištění je nezbytné v případech, kdy hodnocení rizik prokáže, že provozní činnost může způsobit ekologickou újmu, jejíž náprava si vyžádá náklady vyšší než 20 000 000 Kč. Povinnost zajištění se

nevztahuje na provozovatele čistíren odpadních vod, pokud vypouštějí vody neobsahující nebezpečné závadné látky nebo zvláště nebezpečné závadné látky. Zajištění není také nutné u provozovatelů, jež jsou registrováni v Programu EMAS nebo mají certifikovaný systém environmentálního řízení uznávaný podle souboru norem ISO 14 000.

V případě druhů a stanovišť je v rámci základního hodnocení formálně posuzována (bodována) vzdálenost od evropsky významných lokalit a ptačích oblastí (s předpokladem, že území soustavy Natura 2000 zahrnují zásadní plochy z hlediska druhů a stanovišť a v screeningové fázi by takovéto posouzení mohlo být dostatečné). V průběhu podrobného hodnocení jsou již řešeny detailně a konkrétně veškeré aspekty související s danou lokalitou a typem činnosti - popsáno je rozšíření a stav druhu či stanoviště v lokalitě, vyhodnoceny scénáře a možnosti vzniku ekologické újmy a rozsah případných nápravných opatření (včetně možných doplňkových nebo vyrovnávacích opatření) a vyhodnoceny náklady na odstranění případné ekologické újmy. V případě újmy na druzích a stanovištích bude jako primární náprava často nejvhodnější přirozená obnova (umožní znovu osídlení lokality druhem atp.) - náklady tedy budou spojeny hlavně s odstraněním zdroje poškození (polutantu atp.) a případně optimalizační podmínky prostředí. Přirozená obnova však bude časově náročnější a to s sebou přinese nutnost vyrovnání přechodných ztrát (tedy vyrovnání za dobu působení újmy, nebo dobu trvání nápravy, kdy ještě nedošlo k obnovení původního stavu). Pro vyhodnocení potřebnosti doplňkové a vyrovnávací nápravy a jejich kvantifikaci je možné využít například metod Habitats Equivalency Analysis (HEA) a Resource equivalency analysis (REA). Na základě stanovených opatření je pak určována výše potencionálních nákladů - zpravidla je nutné stanovit specifická opatření pro každý druh či stanoviště (nebo jejich skupiny se shodnými nároky) a pro ně vyhodnotit nákladnost realizace nápravných opatření. V ČR není zaveden systém oceňování „přírody“, jako je tomu v některých státech EU (například hessenská metoda apod.), ale tyto metody by stejně byly příliš obecné a neumožnily stanovení nákladů specifických pro daný typ újmy (nezohledňují potřebu odstranění znečištění atp. a zároveň nemohou reflektovat stav konkrétní lokality, početnost druhů, kterou bude nutné obnovit atp.). V praxi je proto nejvhodnější definovat nezbytné korzy (pracovní úkony) potřebné k nápravě potencionální ekologické újmy a jednotlivé (položkově) je ocenit. Pro značnou část takto vydefinovaných prací (jednotlivých úkonů) lze využít existující ceníky, jako například ceník stavebních prací nebo ceníky, které jsou vytvořeny pro účely dotačních programů v ochraně přírody (Ceník obvyklých opatření AOPK ČR).

Účinnost příslušných ustanovení zákona č. 167/2008 Sb. týkajících se finančního zajištění byla oproti zbývajícím částem zákona odložena tak, aby se všichni provozovatelé mohli dostatečně připravit a mohla být provedena potřebná hodnocení, která jsou, jak bylo výše popsáno, určující pro povinnost finančního zajištění. Na zavedení povinnosti finančního zajištění zareagovaly také pojišťovny a do své nabídky zařadily produkty pokrývající ekologickou újmu. Od 1. ledna 2013 je již povinnost finančního zajištění v platnosti a nyní probíhají postupně kontroly zajišťované příslušnými orgány resortu životního prostředí.

CENOVÉ MAPY PODĽA ZÁKONA Č. 359/2007 Z. Z. AKO PODKLAD PRE ÚZEMNOPLÁNOVACIE ROZHODOVANIE

¹Milan Oravec, ²Lubomír Zatroch, ³Maroš Divok

¹Technická univerzita v Košiciach, Strojnícka fakulta, Ústav bezpečnosti, kvality a environmentalistiky
Katedra bezpečnosti a kvality produkcie, Letná 9, 042 00 Košice, e-mail: oravec.milan@centrum.sk

²Obvodný úrad životného prostredia Rožňava, Šafárikova 17, 048 01 Rožňava, zatroch.lubomir@rv.ouzp.sk

³Avion Real s.r.o., Hlavná 40, 040 01 Košice, e-mail: avionreal@avionreal.sk

Kľúčové slová: životné prostredie, územné celky, environmentálne cenové mapy, environmentálne škody

ÚVOD

Cieľom príspevku je poukázať na mechanizmus tvorby environmentálnych cenových máp na základe dostupných údajov, platných metodických postupov, ako aj parametrov prostredia a zákona č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov (ďalej zákon č. 359/2007 Z. z.). Úlohou trvalo udržateľného rozvoja v Európskej únii je aj hľadanie mechanizmov pre zosúladienie produkcie ľudstva a degradácie životného prostredia. Celoživotný cyklus je nutné chápať ako hlavný princíp riadenia zdrojov. Zo správy (Martin a Henrichs, 2010) vydanéj Európskou agentúrou pre životné prostredie vyplýva, že existujú možnosti, aby sa životné prostredie stalo odolnejším voči budúcim rizikám. Pretel (2010) a Oravec (2010) prognózovali trendy klimatických zmien a východiská pre príslušné regióny EU a v tomto kontexte je nutné vytvoriť mechanizmus na oceňovanie územných celkov.

PRÁVNA ÚPRAVA V OBLASTI ENVIRONMENTÁLNYCH ŠKÔD

Environmentálna zodpovednosť pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd je predmetom smernice 2004/35/ES. Dôvodom prijatia tejto smernice bola skutočnosť, že v spoločenstve sa nachádza veľa kontaminovaných plôch, ktoré predstavujú závažné zdravotné riziká. Strata biodiverzity sa v posledných desaťročiach dramaticky zrýchlila. Pri rozhodovaní, ako tieto škody odstraňovať, by sa mali brať do úvahy miestne podmienky. Slovenská republika transponovala túto smernicu do svojho právneho poriadku v roku 2007 zákonom č. 359/2007 Z.z. Základnou zásadou smernice, ktorá sa prebrala aj do zákona, je princíp zodpovednosti za environmentálnu škodu. V zákone je naplnenie tohto princípu aplikované formou finančnej zodpovednosti za škodu, alebo realizovaním preventívnych opatrení (smernica 2004/35/ES). Environmentálnou škodou sa rozumie: 1. škoda na chránených druhoch a chránených biotopoch, ktorá má závažné nepriaznivé účinky na dosahovanie, 2. škoda na vode, ktorá má závažné nepriaznivé účinky na ekologický, chemický alebo kvantitatívny stav vôd, 3. škoda na pôde, spočívajúca v znečistení pôdy. Environmentálnou škodou podľa tohto zákona nie je akékoľvek poškodenie životného prostredia, ale len škoda na chránených druhoch a biotopoch, na vode a pôde.

POUŽITIE CENOVÝCH ENVIRONMENTÁLNYCH MÁP PRE PRAX

Reálna činnosť v podnikoch podliehajúcich tomuto zákonu sa začala vykonávať od 1.7.2012, bez vykonávacej vyhlášky. Pre účel tejto smernice sa v SR aplikovali poznatky z ČR a to aplikovaním (nařízení vlády č. 295/2011 Sb.). Máloktoť podnik v SR sa dostal v zmysle tohto postupu nad 50 bodov. Otázne je, či výška poistného, pre účel §13 zákona 359/2007 je výhodná pre podnik alebo pre poisťovňu. V tejto súvislosti, ako aj pre územnoplánovacie rozhodovanie, je vhodné vytvoriť cenové environmentálne mapy. Je možné diskutovať o dynamickosti zmien prostredia, či a do akej miery je ho nutné aplikovať do cenovej mapy. V súčasnosti pre UPD nie sú k dispozícii žiadne environmentálne cenové mapy a v procese EIA sa vytvárajú neprimerané postupy slúžiace investorom.

Hodnotenie ekologickej únosnosti krajiny je v Slovenskej republike zakotvené v rôznych zákonoch. MŽP SR spracovalo niekoľko metodických postupov (napr. LANDEP, Miklós, 2011), ktoré boli overené na modelových územiach (na chránených, rekreačne využívaných a priemyselne intenzívne zaťažených územiach), avšak neexistuje doposiaľ jednoduchý nástroj pre naplnenie zákona č. 359/2007 Z. z.. V súčasnosti je hodnotenie únosnosti krajiny zakotvené v zákone č. 24/2006 Z. z. o posudzovaní vplyvov na životné prostredie a jeho úprave č. 408/2011 Z. z., zákone č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (Stavebný zákon). Zákon č. 359/2007 Z. z. priamo nedefinuje pojem únosnosť zaťaženia územia, avšak definuje pojmy ako sú základný stav prírodného zdroja a jeho funkcií, stav ochrany a priaznivý stav chráneného biotopu a chráneného druhu, ktoré s hodnotením ekologickej únosnosti územia úzko súvisia. Zákon č. 359/2007 Z. z. definuje princíp určovania stavu prírodného zdroja a jeho funkcií na základe najlepších dostupných informácií. Vychádza sa

prítom najmä z dokumentácie vyhotovenej, uchováanej alebo širenej podľa osobitných predpisov (Geologický zákon č. 569/2007 Z. z., zákon č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií, zákon č. 245/2003 Z. z. o zhromažďovaní, uchovávaní a šírení informácií o ŽP, vodný zákon č. 364/2004 Z. z. a zákon č. 24/2006 Z. z. o EIA a jeho úprave č. 408/2011 Z. z.) z výsledkov monitoringu, prieskumných prác, odborných posudkov a z odbornej literatúry.

Návrh postupu hodnotenia navrhovaných činností

Prevádzkovatelia sú podľa zákona č. 359/2007 Z. z. povinní predchádzať hrozbe vzniku environmentálnej škody prijatím a vykonaním preventívnych opatrení a v prípade vzniku environmentálnej škody sú povinní prijať a vykonať nápravné opatrenia. Prax však ukazuje, že prevádzkovateľom nie je jasné, aké ďalšie opatrenia by mali prijímať osobitne podľa tohto zákona, keď podľa iných osobitných predpisov z oblasti ŽP vykonávajú množstvo preventívnych opatrení. Zo zákona však vyplýva, že by mali v prvom rade vykonať analýzu a zhodnotiť situáciu, či sú svojou činnosťou schopní spôsobiť environmentálnu škodu (napr. či sa nachádzajú v území s výskytom chránených druhov a biotopov národného a európskeho významu). Ak áno a opatrenia, ktoré majú prevádzkovatelia prijaté podľa osobitných predpisov sú dostatočné na to, aby k environmentálnej škode nedošlo, nebude potrebné prijímať ďalšie opatrenia.

CHARAKTERISTIKA VYBRANEJ LOKALITY SILICKÁ BREZOVÁ NA SILICKEJ PLANINE

Lokalita je súčasťou Silickej planiny, ktorá sa nachádza na území Národného parku Slovenský kras s 2. a 3. stupňom územnej ochrany v zmysle Zákona č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, patrí k najväčším krasovým územiám na území Slovenska. Toto krasové územie sa vyznačuje určitými geografickými a geologickými vlastnosťami, ako aj zvláštnosťami živej prírody. Svojou štruktúrou je odlišné od bežného krajinného rámca Západných Karpát. Slovenský kras predstavuje sústava siedmych planín oddelených od seba kotlinami, dolinami, tiesňavami a geologickými, litografickými a tektonickými hranicami (Zámer EIA, 2009). Činnosťou človeka, pri realizácii stavieb a ťažbe nerastných surovín, dochádza v prírodnom prostredí a zvlášť v krasových územiach k významným zmenám. Pri neznalosti a hlavne pri nerešpektovaní vzájomných interakcií medzi činnosťou človeka a množstvom javov a procesov, ktoré sa v krasovej krajine odohrávajú, dochádza k závažným poškodeniam prírodného prostredia. Vo väčšine prípadov je krajina poškodená trvalo a väčšina sanácií s cieľom uviesť postihnuté územie do pôvodného stavu bola a je málo účinná, neefektívna a časovo zdĺhavá. Prírodné prostredie je tu totiž tvorené veľkým množstvom javov a procesov, z ktorých má zásadný význam geologická zložka (reliéf, horninové prostredie, podzemná voda, geodynamické javy ap.) a procesy, ktoré sa medzi týmito zložkami odohrávajú. Územie Silickej planiny je do značnej miery postihnuté technickou činnosťou, najmä líniovými stavbami, jednotlivými vetvami plynovodu a ropovodu, ako aj bývalej ťažbe travertínu v predmetnom území (Zacharov a Tometz, 2001).

Charakteristika prírodného prostredia lokality vrátane chránených území, geologické činitele životného prostredia

Silická planina v Slovenskom krase predstavuje dôležitý krasový fenomén spojený s výskytom vodárenských zdrojov, ktoré sú zachytené v krasových puklinách. Jedným z významných prvkov ochrany množstiev a kvality podzemných vôd, ktoré sa na lokalite nachádzajú vo veľkom množstve, je ochrana vodárenských zdrojov. V minulosti právne predpisy kládli dôraz predovšetkým na ochranu kvality vody ako na rozhodujúci prvok ochrany vôd všeobecne, bez ohľadu na jedinečné hydrogeologické faktory. Po akceptovaní dôležitosti tohto faktora ochranné opatrenia boli navrhnuté už v roku 2005 (vyhláška č. 29/2005 Z. z., ktorá ustanovuje podrobnosti o určovaní ochranných pásiem vodárenských zdrojov, o opatreniach na ochranu vôd a o technických úpravách v ochranných pásmach vodárenských zdrojov), ale nerešpektovali fenomén krasových vôd Silickej planiny, kde sa nachádza veľa vodárenských zdrojov. Tieto vodárenské zdroje sú využívané na verejné zásobovanie pitnou vodou a patria pod správu Východoslovenskej vodárenskej spoločnosti a.s., prípadne pod obce. Užívatelia vodárenských zdrojov sa usilujú o dosiahnutie prehodnotenia ochranných pásiem v zmysle právnych predpisov len sporadicky. Hlavným faktorom, ktorý určuje hydrogeologické podmienky v území, je umiestnenie vápencovo-dolomitických komplexov ležiacich na málo priepustných alebo nepriepustných sedimentoch spodného triasu, v severovýchodnej časti tvoriace synklinály a v juhozápadnej časti tvoriace antiklinály. Stredná a horná časť triasových karbonátov vytvára morfológicky výrazné plošiny s typickými povrchovými krasovými útvarmi, cez ktoré sú zrážkové vody zvedené do podzemia (Zámer EIA, 2009).

Analýza únosnosti územia v nadväznosti na zákon č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd

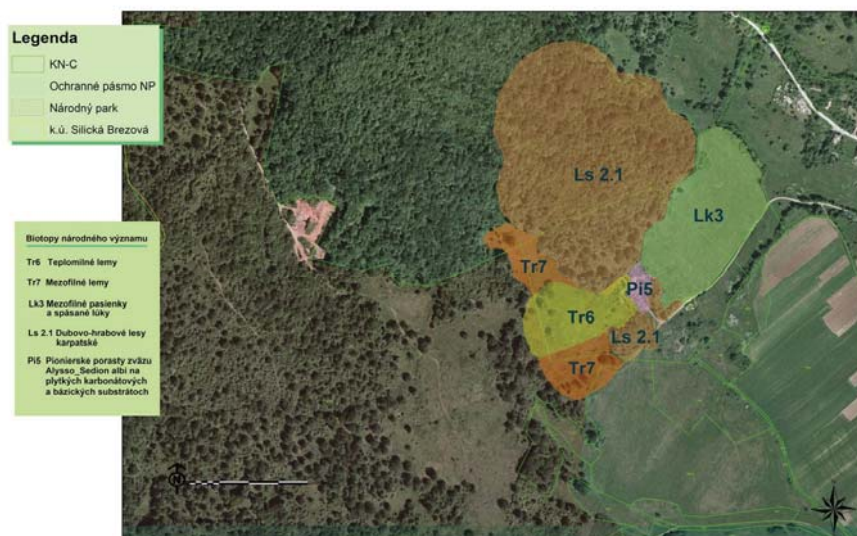
V priebehu rokov 2009 až 2011 v predmetnom území uskutočnilo mapovanie biotopu a podkladov pre vyhotovenie cenovej mapy. Pre účel tohto článku a prezentovania postupu tvorby cenovej environmentálnej mapy sme vybrali niektoré biotopy charakteristické pre toto územie. Terénnym mapovaním sa zistila prítomnosť

4 biotopov národného významu a 1 biotopu európskeho významu. Ďalej sa zistilo, že v okolí bývalého lomu v travino-bylinných spoločenstvách sa vyskytuje chránený druh *Adonis vernalis* (hlaváčik jarný) a v dubovohrabových porastoch, ktoré sú súčasťou dobývacieho priestoru rastú lesné druhy *Cephalanthera damasonium* (prilbovka biela) a *Waldsteinia geoides* (valdštajnika kuklíkovitá). Následne sa pomocou katastrálnej mapy vypočítala plocha chránených biotopov a odhadla početnosť zistených jedincov chránených druhov rastlín. Potom sa vyčíslila spoločenská hodnota týchto chránených území a jedincov na základe príloh č.1 a 5 k vyhláške MŽP SR č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny. Spracované údaje sa zakreslili do mapových podkladov a vyhotovila sa Mapa biotopov národného a európskeho významu (obr. 1), Mapa výskytu chránených rastlín (obr. 2) a cenová mapa (obr. 3).

Tab. 1 Spoločenská hodnota zistených biotopov a rastlín

Druh biotopu/ rastliny	Spoločenská hodnota	Plocha výskytu/ počet jedincov	Prepočet hodnoty	Výsledná spoločenská hodnota
<i>Biotopy národného významu</i>				
Teplomilné lemy (Tr6*)	11,61 €/m ²	30 200 m ²	-	350 622,- €
Mezofilné lemy (Tr7*)	9,62 €/m ²	64 800 m ²	-	623 376,- €
(Lk3)Mezofilné pasienky a spásané lúky	3,65 €/m ²	72 000 m ²	-	262 800,- €
Dubovo-hrabové lesy karpatské (Ls 2.1*)	14,60 €/m ²	210 600 m ²	-	3 074 760,- €
<i>Biotopy európskeho významu</i>				
Pionierske porasty zväzu Alyso-Sedionalbi (Pi5*)	14,93 €/m ²	5000 m ²	-	74 650,- €
<i>Chránené rastliny, prioritné druhy rastlín</i>				
Hlaváčik jarný	49,79 € j.	13 600 m ² /80 j.	0,29 €/m ²	3983,- €
Prilbovka biela	9,95 € j.	16 200 m ² /70 j.	0,043 €/m ²	697,- €
Valdštajnika kuklíkovitá	16,59 € j.	28 300 m ² /300 j.	0,17 €/m ²	4977,- €
Súhrnná spoločenská hodnota lokality:				4 395 865,- €

Vysvetlivky: *kódové označenie biotopov národného a európskeho významu podľa prílohy č.1 k vyhláške č. 24/2003 Z. z.



Obr. 1 Mapa výskytu biotopov národného a európskeho významu (Zatroch, 2010)

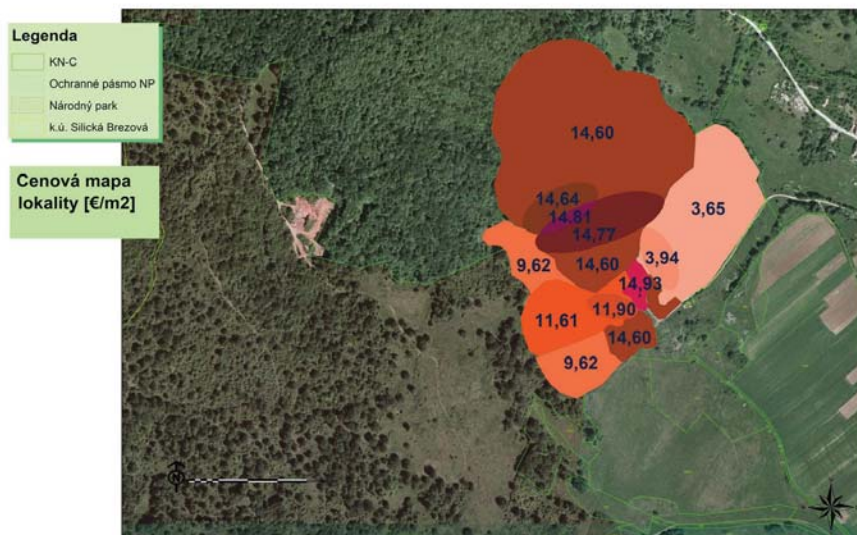
ZÁVER

Tvorba cenových máp, ako podkladov k rozhodovaniu o environmentálnych škodách je potrebná nielen pre naplnenie požiadaviek zákona č. 359/2007 Z. z. Takto vytvorené cenové mapy môžu slúžiť k jednoduchšiemu rozhodovaniu, nielen v procese UPD, ale aj EIA/SEA, resp. v iných druhoch rozhodovania súvisiacich s enviroprofilom krajiny. V obciach sa táto činnosť vykonáva nekvalifikovane, nakoľko sa prihliada na iné priority. Mnohé rozhodnutia obecných zastupiteľstiev a im príslušných stavebných úradov sú priamo v rozpore so zákonom, o čom svedčí počet zmien a náprav v procese UPD. Navrhovaný postup tvorby cenových máp v zmysle zákona č. 359/2007 Z. z. bude účinnejší, ak štátna správa až po úroveň obcí, bude mať k dispozícii mapové podklady, minimálne také, ako je obr. 3. Obce doposiaľ nevedia, čo majú v svojich katastroch a akú finančnú hodnotu to má. Úlohou špecializovanej štátnej správy je vytvorenie týchto podkladov v štandardnom prostredí GIS. Jedná sa o kumulovanie viacerých vrstiev v GIS. Navrhovaný postup tvorby cenových environmentálnych máp nie je jediným, existujú aj iné postupy v zmysle zákona 359/2007, ktoré zohľadňujú

infláciu, potreby v ÚPD VUC ap., ale v súčasnosti nie sú k dispozícii žiadne cenové mapy a naplnenie myšlienky tohto zákona končí na §13 a poistení príslušnou poisťovňou.



Obr. 2 Mapa výskytu chránených rastlín (Zatroch, 2010)



Obr. 3 Environmentálna cenová mapa lokality (Zatroch, 2010)

LITERATÚRA

- Martin, J., Henrichs, T., 2010: Životné prostredie Európy – Stav a perspektíva 2010. EEA Kodaň. Dostupné <<http://www.eea.europa.eu/soer>>.
- Pretel, J., 2010: Projevy klimatické zmeny na území. Seminár Civilní nouzové plánování 2010, Zm na klimatu a územní bezpečnost, IOO Bohdaneč.
- Oravec, M., 2010: Procedurálny prístup k ochrane kritickej infraštruktúry. Seminár Civilní nouzové plánování 2010, Zm na klimatu a územní bezpečnost, IOO Bohdaneč.
- Smernica Európskeho parlamentu a Rady 2004/35/ES z 21. apríla 2004 o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd.
- Nařízení vlády 295/2011 Sb. o způsobu hodnocení rizik ekologické újmy a bližších podmínkách finančního zajištění.
- Miklós, L., 2011: Environmentálna politika SR 20 rokov po Summite Zeme v Riu. Dostupné na http://www.geography.sav.sk/documents/zbornik_cesty.pdf
- Zatroch, E., 2010: Aplikácia Zákona o prevencii a náprave environmentálnych škôd vo vybranej lokalite Silickej planiny. Technická univerzita v Košiciach.
- Zámer EIA, 2009: Ťažba dekoratívneho kameňa (brezovského mramoru) v dobývacom priestore Silická Brezová. Dostupné na <http://eia.enviroportal.sk/detail/tazba-dekoracneho-kamena-brezovskeho-mramoru-v-dobyvacom-priestore-sil>.
- Zacharov, M., Tometz, L., 2001: Silická planina, hodnotenie geologických činiteľov životného prostredia. Technická univerzita v Košiciach, 141 s.

ENVIRONMENTÁLNE RIZIKÁ A ENVIRONMENTÁLNA ZODPOVEDNOSŤ

Robert Poór

Industrial Risk Consulting, s. r. o., Bratislava
Považská 17, 831 03 Bratislava
robert.poor@industrisk.sk

Kľúčové slová: environmentálne riziko, environmentálna zodpovednosť, legislatíva, environmentálna škoda

ÚVOD

Príspevok zahŕňa názory autora v oblastiach:

- Spoločenskej nutnosti environmentálnej zodpovednosti.
- Legislatívy v oblasti hodnotenia environmentálnych rizík.
- Metodík hodnotenia environmentálnych rizík.
- Analýzy príkladovej štúdie environmentálnej škody.
- Stavu spoločenského vedomia v oblasti environmentálnych rizík.
- On-line hodnotenia environmentálnych rizík.

SPOLOČENSKÁ NUTNOSŤ ENVIRONMENTÁLNEJ ZODPOVEDNOSTI

Hodnotiac historický vývoj spoločnosti predovšetkým v dvoch posledných storočiach môžeme povedať, že v dôsledku priemyselnej revolúcie nastal prudký rozvoj priemyslu, menovite textilného priemyslu, hutníckeho priemyslu a exponenciálny rozvoj chémie, nových technologických postupov, pričom došlo k používaniu nových látok, ktoré sa v prírode nevyskytli.

Používaním rôznych syntetických látok ľudstvo zistilo niektoré nebezpečné vlastnosti týchto látok na človeka, ako aj negatívny vplyv na životné prostredie. Postupne sa formovali názory na základe nebezpečných vlastností látok a vytvorili sa kategórie nebezpečných látok, ktorých výroba, transport, skladovanie a používanie si vynútilo pravidlá, ktoré sú dnes vo forme legislatívnych úprav.

Nezanedbateľný vplyv na životné prostredie znamenali v poslednom storočí priemyselné havárie, ktorých frekvencia postupne stúpala, čoho dôsledkom bolo zvýšenie pravdepodobnosti negatívneho vplyvu na životné prostredie. Ľudstvo bolo prinútené riešiť potrebu prevencie priemyselných havárií a z toho dôvodu boli prvýkrát zakotvené metódy hodnotenia rizík. Tieto metódy hodnotenia rizík následne boli uvedené v legislatívnych úpravách, ktoré umožnili ochranu životného prostredia. V tejto súvislosti sa nedeliteľnou súčasťou stala i zodpovednosť činnosti spoločnosti za environmentálne škody.

LEGISLATÍVA V OBLASTI HODNOTENIA ENVIRONMENTÁLNYCH RIZÍK A ENVIRONMENTÁLNEJ ZODPOVEDNOSTI

Cieľom tejto prezentácie nie je interpretácia Zákona o integrovanej prevencii a kontrole znečistenia životného prostredia, ani Zákona o prevencii a náprave environmentálnych škôd.

Uvádžam do pozornosti platnú legislatívu v oblasti hodnotenia environmentálnych rizík a environmentálnej zodpovednosti. Z celého rozsahu uvedených zákonov vyberám predovšetkým povinnosť prevádzkovateľov pri prevencii a náprave environmentálnych škôd, vrátane znášania s tým spojených nákladov. Za škodu zodpovedá prevádzkovateľ, ktorý environmentálnu škodu spôsobil. Finančné krytie zodpovednosti za environmentálnu škodu je povinný zabezpečiť prevádzkovateľ nepretržite po celý čas prevádzkovania. Aké sú skúsenosti s platnosťou tohto zákona?

METODIKA HODNOTENIA ENVIRONMENTÁLNYCH RIZÍK

V krajinách západnej Európy už dlhšie obdobie platia regulatívy v oblasti environmentálnej zodpovednosti. V tejto súvislosti najväčšiu skúsenosť s environmentálnou zodpovednosťou majú spoločnosti, ktoré spôsobili environmentálne škody a museli tieto environmentálne škody aj odstrániť. V snahe o zabezpečenie finančného krytia pre prípad environmentálnej škody boli a sú k dispozícii poisťovacie produkty, ktoré toto nebezpečenstvo, toto riziko poisťovne kryjú. Analýzou celého radu veľkých environmentálnych škôd, predovšetkým analýzou nákladov potrebných na odstránenie týchto škôd vypracovali svetové poisťovne a zaistovne na základe analýzy desiatok

environmentálnych škôd produkt s názvom poistenie environmentálnej zodpovednosti. Pre aplikáciu poistenia environmentálnej zodpovednosti majú k dispozícii hodnotiace metodiky, ktoré umožňujú hodnotiť riziká pri spoločenskej činnosti, výrobe, spracovaní, skladovaní rôznych látok a pri nebezpečných činnostiach. V nasledujúcej časti predstavím niektoré z uvedených metódik.

ANALÝZA PRÍKLADOVEJ ŠTÚDIE ENVIRONMENTÁLNEJ ŠKODY

Počas prezentácie budú analyzované 2 prípady environmentálnej škody, ktoré vznikli ako dôsledok požiaru v sklade výrobcu chemických látok a druhý príklad ako dôsledok roztrhnutia hrádze.

1. Stav spoločenského vedomia v oblasti environmentálnych rizík
Realizáciou privatizácie štátneho majetku do súkromných rúk dnes spoločnosti zodpovedajú za svoj majetok, za činnosti ktoré realizujú a súčasne zodpovedajú i za škody spôsobené svojou činnosťou aj v oblasti environmentálnych rizík. Napriek skutočnosti, že máme platnú legislatívu v uvedenej oblasti a existuje celá rada priemyselných havárií, ktoré spôsobili veľké škody v oblasti životného prostredia, povedomie environmentálnej zodpovednosti je nízke. K tomuto stavu určite dopomohla aj chýbajúca metodika pre hodnotenie environmentálnych rizík. Spoločnosti, ktoré využívajú nebezpečné látky, pocitovo znižujú hodnotenie tohto nebezpečenstva, vyjadrujú nízku pravdepodobnosť vzniku environmentálnej škody, pričom chýbajú racionálne metódy hodnotenia environmentálnych rizík. Tento stav spôsobuje podceňovanie možností vzniku veľkých environmentálnych škôd, ako aj pravdepodobnosť ich výskytu. Dôkazom sú reálne škody v oblasti životného prostredia.
2. On-line hodnotenie environmentálnych rizík
Vychádzajúc z poznania, že najväčšiu skúsenosť v oblasti hodnotenia environmentálnych rizík majú orgány zaoberajúce sa touto činnosťou a predovšetkým medzinárodné poisťovne a zaisťovne, v nasledujúcej časti prezentácie uvádzam metodiku hodnotenia environmentálnych rizík, ktorú využívajú svetové poisťovne a zaisťovne a súčasne predstavujem on-line hodnotenie environmentálnych rizík formou prezentácie.

POSTEROVÁ SEKCIA
Česko-slovenská konferencia
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA ŠTRBSKÉ PLESO 2014
23. – 25. apríl 2014

23. – 25. apríl 2014		
č.	Autor	Názov posterovej prezentácie
1	Jana Frankovská	Geotechnické konštrukcie na sanáciu znečistených území
2	Katarína Paluchová Jaromír Helma	Mongolsko-slovenský projekt Establish the Geo-Database on ecological health of the military sites.
3	Elena Bradiaková	Projekt Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení environmentálnych záťaží v SR
4	Renáta Fláková Zlatica Ženišová Ivana Ondrejková David Krčmář	Antimón a arzén v banských, podzemných a povrchových vodách v oblastiach antimónových ložísk Slovenska
5	Roman Tóth Edgar Hiller Peter Šottník Ľubomír Jurkovič Marián Petrák Bronislava Voleková Jaroslav Vozár Andreas Gondikas	Identifikácia potenciálnych rizík z odkalísk obsahujúcich odpad po ťažbe nerastných surovín
6	Ján Kandráč Marek Kandráč	Identifikácia a kvantifikácia rizík pri sanácii znečistených území
7	Juraj Gavora	Projekt Manažment riešenia lokalít s výskytom POPs zmesí/pesticídov v Slovenskej republike (OPŽP)
8	Hana Dudášová Katarína Lászlóvá Slavomíra Murínová Katarína Dercová	Biodegradácia bifenyly a deloru 103 adaptovanými a neadaptovanými baktériami izolovanými z kontaminovaného územia
9	Katarína Lászlóvá Slavomíra Murínová Hana Dudášová Katarína Dercová	Adaptačné mechanizmy a fyziologická odozva bakteriálnej membrány v prítomnosti toxických environmentálnych kontaminantov
10	Slavomíra Murínová Katarína Dercová Katarína Lászlóvá Hana Dudášová	Využitie bakteriálneho kmeňa Ochrobactrum anthropi pre katalýzu degradácie polychlórovaných bifenylov v kontaminovaných sedimentoch
11	Katarína Mitringová Katarína Ďurišová	Sanácie území znečistených pri MZV od roku 2003 na území SIŽP IŽP Žilina

23. – 25. apríl 2014

č.	Autor	Názov posterovej prezentácie
12	Katarína Kminiaková Milan Kminiak	Aplikácia sanačnej technológie pre prostredia s odlišnými hydrogeologickými vlastnosťami
13	Zdeněk Suchánek	Aktualizace harmonogramu realizace a aplikační podpory provádění etapy Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM) v ČR
14	Janka Kasanická Monika Borloková	Únik ropných látok v železničnej stanici Banská Bystrica
15	Katarína Magurová Ivana Ondrejková	Znečistenie prostredia zo starého naftového hospodárstva v Rušňovom depe Poprad
16	Kamila Urbášková	Riešenie environmentálnych záťaží podľa zákona č. 409/2011 Z. z. na úrovni okresných úradov v sídle kraja (praktické skúsenosti)
17	Igor Slaninka Jozef Kordík	Súčasný stav implementácie projektu monitorovania environmentálnych záťaží na Slovensku
18	Jan Bartoň Boris Urbánek Petr Lacina	Kontaminace látkami POP's v Arménii
19	Jan Bartoň Ivana Schwarzerová Alena Polenková	Analýza rizik areálu po hlbinné t ŕžb uranu – Bytíz
20	Vladimír Pramuk Karolína Adzimová	Kvalitatívna a kvantitatívna dostatočnosť hydrogeologických pokladov na hodnotenie vplyvu antropogénneho znečistenia podzemnej vody organickými látkami v horninovom prostredí s medziznovou pórovitosťou
21	Karolína Adzimová Vladimír Pramuk Mária Hodáková	Hodnotenie vplyvu antropogénnych sedimentov – reliktovej havárie depónia – na kvalitu podzemnej a povrchovej hydrosféry v centrálnej časti Hornonitrianskej kotliny
22	Miroslav Minařík Vlastimil Píšťek Jiří Mikeš Martina Siglová	Metodická a analytická podpora bioaugmentačného zásahu
23	Eva Kimáková Silvia Slezáková Pavol Zelenay	Uzavretie a rekultivácia kazety č. 4 na skládke odpadov v Budmericiach (bez príspevku v zborníku)
24	Alena Adamkovičová	Trvalo udržateľná výroba a spotreba (bez príspevku v zborníku)

GEOTECHNICKÉ KONŠTRUKCIE NA SANÁCIU ZNEČISTENÝCH ÚZEMÍ

Jana Frankovská

Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, Katedra geotechniky
Radlinského 11, 813 68 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: jana.frankovska@stuba.sk

Kľúčové slová: geotechnické konštrukcie, sanácia, environmentálne záťaž, tesnenie

ÚLOHA GEOTECHNIKY PRI SANÁCIÁCH ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ

Geotechnické konštrukcie sa využívajú nielen pri zakladaní stavieb, sanácii zosuvov, výstavbe podzemných diel a líniových stavieb, ale aj na environmentálne účely. Slúžia na obmedzenie alebo úplné zastavenie prúdenia znečistenej podzemnej vody a pomáhajú zabrániť prenikaniu kontaminantov do vodných zdrojov v blízkosti kontaminácie alebo šíreniu znečistenia z miesta kontaminácie. V terminológii sanačných metód pre znečistené územia ich môžeme označiť ako fyzikálne metódy a konštrukcie klasifikovať ako pasívne bariéry. Patria sem podzemné konštrukčné steny a tesniace steny zhotovené viacerými technológiami, násypy a oporné konštrukcie. Používajú sa na pasívnu sanáciu znečistených území v jemnozrnných zeminách, nachádzajúcich sa v blízkosti otvorených vodných plôch alebo v oblastiach s vysokou hladinou podzemnej vody. Niektoré z týchto environmentálnych geotechnických konštrukcií nemajú len tesniacu, ale aj statickú funkciu. Sú konštruované ako vertikálna nepriepustná mechanická (fyzikálna) bariéra alebo ako bariéra, v ktorej je umiestnená technológia na samotnú sanáciu.

Umiestnenie týchto bariér, ich hrúbka a zloženie, sú špecifické pre jednotlivé geologické podmienky a počas procesu zhotovovania sa môžu prispôbovať individuálnym potrebám. Technológiu zhotovenia je možné prispôbiť každému typu horninového prostredia, preto geotechnické konštrukcie predstavujú pri sanácii environmentálnych záťaž z časového hľadiska rýchlu sanačnú metódu a zároveň dokážu pri správnom návrhu zhotovenia izolovať znečisťujúce látky na dlhý čas. Z uvedených dôvodov poskytujú finančne efektívne riešenie. Technológie zhotovenia geotechnických konštrukcií sa neustále vyvíjajú a modernizujú. V terminológii normotvorby ide o špeciálne geotechnické práce. Účinnosť týchto konštrukcií pri sanáciách znečistených území závisí od ich zhotovenia a, samozrejme, aj kvality prieskumu horninového prostredia.

POŽIADAVKY NA ZHOTOVENIE GEOTECHNICKÝCH KONŠTRUKCIÍ PRI SANÁCI ZNEČISTENÝCH ÚZEMÍ

Geotechnické konštrukcie sú stavebné konštrukcie, ktorých hlavným stavebným materiálom je hornina alebo ktoré sú postavené v horninovom prostredí. Ku geotechnickým konštrukciám patria nielen základy stavieb, ale aj umelo vytvorené alebo upravené svahy, zárezy, zásypy, hrádze, priehrady, násypy, oporné konštrukcie a podzemné konštrukcie. Konštrukcia vertikálnej bariéry pri sanáciách environmentálnych záťaž je inžinierska stavba, a preto je potrebné navrhnuť ju v súlade s aktuálnymi predpismi a normami. Dôležitou súčasťou geotechnických konštrukcií je aj geotechnický monitoring, ktorý sa uskutočňuje počas výstavby a aj po zhotovení geotechnickej konštrukcie, počas jej prevádzky. Cieľom geotechnického monitoringu je sledovať správanie sa realizovaných stavebných a zemných konštrukcií a overovať predpoklady projektu, sledovať a kontrolovať geotechnické riziká najmä v súvislosti s potenciálnymi stabilitnými a deformačnými problémami. Aktuálnych revidovaných európskych noriem a technických predpisov MDRR SR, ktoré je možné využiť aj pri sanáciách environmentálnych záťaž, je niekoľko.

- Technicko-kvalitatívne podmienky MDVRR SR:
 - TKP časť 30: Špeciálne zakladanie, účinné od 15. 11. 2012
 - TKP časť 31: Zvláštne zemné konštrukcie (2009)
- Európske normy na vykonávanie hydrodynamických skúšok: súbor STN EN ISO 22282, ktorý sa skladá zo 6 častí s názvom *Geotechnický prieskum a skúšanie: Hydrodynamické skúšky*:
 - časť 1: Všeobecné pravidlá;
 - časť 2: Skúšky priepustnosti vo vrte s otvoreným systémom;
 - časť 3: Tlakové skúšky v skalných horninách;
 - časť 4: Čerpacie skúšky;
 - časť 5: Nalievacie (vsakovacie) skúšky;
 - časť 6: Skúšky priepustnosti vo vrte s uzavretým systémom.
- STN EN 1997-1:2005 Eurokód 7. Navrhovanie geotechnických konštrukcií. Časť 1: Všeobecné zásady

- STN EN 1997-2:2008 Eurokód 7 Navrhovanie geotechnických konštrukcií. Časť 2: Prieskum a skúšanie horninového prostredia
- STN EN 1537: 2012 Vykonávanie špeciálnych geotechnických prác – Horninové kotvy
- STN EN 1538: 2011 Vykonávanie špeciálnych geotechnických prác – Podzemné steny
- STN EN 1536: 2011 Vykonávanie špeciálnych geotechnických prác – Vrtané pilóty
- STN EN 15237: 2008 Vykonávanie špeciálnych geotechnických prác – Vertikálne odvodnenie/drény
- STN 73 3040: 2013 Geotextílie a geotextíliám podobné výrobky na stavebné účely. Základné ustanovenia a technické požiadavky
- STN 73 3041: 2013 Horninové konštrukcie vystužené geosyntetikou. Technické požiadavky

Skupinu šiestich noriem pre hydrodynamické skúšky (EN ISO 22282-1: 2012 až EN ISO 22282-6: 2012) vypracovala technická komisia CEN/TC 341 Geotechnický prieskum a skúšanie v spolupráci s technickou komisiou ISO/TC 182 Geotechnika. Špecifikujú najmä požiadavky, vzťahujúce sa na meranie priepustnosti v zeminách a v skalných horninách a sú preložené do slovenského jazyka. Tieto normy nadväzujú na požiadavky na geotechnický prieskum, uvedené v Eurokóde 7. Prieskum horninového prostredia z hľadiska geotechnických parametrov ako je napr. priepustnosť je veľmi dôležitý aj pri sanáciách environmentálnych záťaží.

PRÍKLADY POUŽITIA GEOTECHNICKÝCH KONŠTRUKCIÍ PRI OCHRANE ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

Geotechnických konštrukcií, ktoré zabráňujú šíreniu znečistenia do ovzduší, vody a ďalších zložiek životného prostredia je niekoľko. Pri ich zhotovovaní je potrebné riešiť okrem environmentálnych aspektov aj mechanickú stabilitu. Geotechnické aspekty, mechanická stabilita sa riešia pre:

- podzemné steny,
- pilótové steny,
- tesniace steny,
- stabilitu svahov pri zakrytí skládok odpadov, stabilitu hrádzí odkalísk,
- tesniace vrstvy, ktorých súčasťou je zemina a geosyntetikum.

Geosyntetikum sa stáva čoraz častejšie používaným konštrukčným prvkom a materiálom pri sanáciách a je súčasťou uzavretia a rekultivácie skládok odpadov. Plní jednu alebo viacero z nasledujúcich funkcií: separácia vrstiev, vystužovanie, filtrácia, drenáž, tesniaca bariéra. Geosyntetika rozdeľujeme na geomembrány, geomreže, georochože, geosiete, geotextílie a geokompozity. Aj pri použití tohto konštrukčného prvku je potrebné zohľadniť zásady na zabezpečenie mechanickej stability a trvanlivosti vhodným výberom typu geosyntetika a preukázaním bezpečnosti analýzou stability svahov, v opačnom prípade dochádza k poruchám (Obr. 1).



Obr. 1 Príklad porušenia svahov skládky (foto Frankovská, 2013)

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Frankovská, J., Slaninka, I., Kordík, J., Jurkovič, E., Šottník, P., Greif, V., Dananaj, I., Mikita, S., Dercová, K., Jánová, V., 2010: Atlas sanačných metód environmentálnych záťaží. Bratislava: Štátny geologický ústav Dionýza Štúra., 360 s. ISBN 978-80-89343-39-3
- Turček, P., Hulla, J., 2004: Zakladanie stavieb, JAGA, Bratislava, 360 s.

MONGOLSKO-SLOVENSKÝ PROJEKT ESTABLISH THE GEO-DATABASE ON ECOLOGICAL HEALTH OF THE MILITARY SITES

Katarína Paluchová¹, Jaromír Helma¹, Jamsran Tsogtbaatar², Sodov Khudulmur³, Avirmed Battur⁴, Marián Zlocha⁵

¹ Slovenská agentúra životného prostredia, Odbor analýz, hodnotenia životného prostredia a environmentálnych služieb, Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: katarina.paluchova@sazp.sk, jaromir.helma@sazp.sk

² GeoEkologický inštitút, Baruun Selbe 15, 211238 Ulanbátar, Mongolsko, e-mail: tsogtbaatarj@magicnet.mn,

³ Environmentálne informačné centrum, Juulchin 5, 211014 Ulanbátar, Mongolsko, e-mail: mtt@magicnet.mn

⁴ Ministerstvo obrany Mongolska, vládna budova VIII, Peace avenue, Bayanzurkh district, 153313 Ulanbátar, Mongolsko, e-mail: battur@mod.gov.mn

⁵ Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava 11, e-mail: marian.zlocha@geology.sk

Kľúčové slová: geodatabáza, environmentálne záťaž, vojenské areály, Mongolsko, NATO

PREDSTAVENIE PROJEKTU

Mongolsko-slovenský projekt je podporovaný organizáciou NATO v rámci Programu pre mierový a bezpečnostný výskum (Science for Peace and Security Programme). Hlavným cieľom projektu je vytvoriť chýbajúcu geodatabázu vojenských areálov (s dôrazom na činnosť bývalej sovietskej armády) na území Mongolska, s informáciami týkajúcimi sa ich prípadného negatívneho vplyvu na životné prostredie v jednotlivých dotknutých územiach.

Sovietsko-mongolská spolupráca vo vojenskej oblasti mala dlhodobý charakter najmä v oblasti zakladania a tréningov mongolskej armády za podpory Sovietskeho zväzu, ktoré sa začali už v roku 1970. Po odchode Sovietskej armády (SA) v priebehu rokov 1986 – 1992, bola väčšina pôvodných vojenských budov a zariadení odstránená, lokality boli opustené alebo čiastočne využívané mongolskou armádou. V rokoch 1996 až 2010 v rámci aktivít Ministerstva životného prostredia a zeleného rozvoja Mongolska v spolupráci s Ministerstvom obrany Mongolska boli zistené významné poškodenia životného prostredia. V súčasnosti je cieľom mongolskej vlády využiť niektoré ďalšie pôvodne sovietske vojenské areály na civilné účely, preto je nevyhnuté rozbehnúť proces prieskumov a následných rekultivácií a sanácií poškodených území, tak aby neohrozovali ľudské zdravie. Keďže nedostatok informácií súvisiacich s kontamináciou pôdy, horninového prostredia, vody, príp. vegetácie v opustených lokalitách po SA predstavuje aj významný environmentálny a ekonomický problém, rozhodli sa odborné organizácie mongolského Ministerstva životného prostredia a zeleného rozvoja, a to Mongolská akadémia vied, Geoekologický inštitút a Environmentálne informačné centrum so súhlasom mongolského Ministerstva obrany uskutočniť prvé potrebné kroky – požiadať o finančnú a odbornú pomoc organizáciu NATO v rámci programu Science for Peace and Security.

Slovenská republika bola spomedzi členských krajín NATO oslovená ako potenciálny partner s cieľom pripraviť spoločný projekt s mongolskou stranou a realizovať tak prvý krok v procese nápravy a odstránenia negatívnych dosahov vojenskej činnosti na ekosystémy Mongolska. Koordinátorom tohto medzinárodného projektu za slovenskú stranu sa stala Slovenská agentúra životného prostredia vzhľadom na svoje skúsenosti v oblasti riešenia environmentálnych záťaž, vrátane vojenských areálov na území SR.

ZÁKLADNÉ CIELE A HLAVNÉ AKTIVITY PROJEKTU

1. Oboznámiť mongolských expertov s medzinárodnou praxou v oblasti metodológie prieskumných prác s cieľom identifikácie ekologického stavu v oblasti vojenských areálov.

Aktivita zahŕňa:

- Študijnú cestu mongolských expertov na území Slovenskej republiky s cieľom oboznámiť sa s metódami prieskumu vojenských území
- Literárny prehľad dostupných metód so zameraním na prieskumné práce s dôrazom na vojenské areály.
- Oboznámenie sa s laboratórnymi postupmi a metódami na stanovenie znečistenia vojenských areálov na základe skúsenosti slovenských expertov.

2. Vytvoriť GeoDatabázu na zhodnotenie ekologickej situácie vzniknutej v dôsledku činnosti Sovietskej armády v priebehu rokov 1970 – 1990.

Aktivita zahŕňa:

- Vytvorenie GeoDatabázy (dizajn, vstupné dáta).
- Testovania prototypu GeoDatabázy.
- Vkladanie dát a kontrola kvality GeoDatabázy.

3. Zistiť a zhodnotiť úroveň kontaminácie na územiach poškodených vojenskou činnosťou.

Aktivita zahŕňa:

- Realizáciu tréningu mongolských špecialistov pod vedením slovenských expertov na vybraných vojenských lokalitách poškodených činnosťou Sovietskej armády v Mongolsku so zameraním na prieskum a monitoring.
- Vytvorenie spoločnej metodiky na prieskum a monitoring pôdy, horninového prostredia a podzemnej vody na lokalitách poškodených činnosťou sovietskej a mongolskej armády.
- Odber vzoriek pôdy a podzemnej vody, vizuálna identifikácia a odhad úrovne znečistenia
- Laboratórne analýzy pôdy a podzemnej vody s cieľom určiť stupeň kontaminácie
- Zostrojenie máp (vytvorenie GIS vrstiev) so zameraním na kontamináciu a poškodenie území v oblasti vojenských areálov Mongolska.

4. Pripraviť strategický dokument pre dekontamináciu a rehabilitáciu území poškodených činnosťou SA na území Mongolska.

Aktivita zahŕňa:

- Študijnú cestu mongolských expertov na území Slovenskej republiky s cieľom oboznámenia sa s inovatívnymi metódami na dekontamináciu a rehabilitáciu území poškodených činnosťou sovietskych vojsk
- Vytvorenie Manažment plánu ako strategického dokumentu na dekontamináciu a rehabilitáciu poškodených vojenských lokalít na území Mongolska.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Paluchová K., Helma J., Jamsran T., Sodov K., Avirmed B., Zlocha M. a kol., 2013: Establish the GeoDatabase on ecological health of the military sites, Project plan. NATO SPS program.

Paluchová, K., 2013: Naše environmentálne skúsenosti pomáhajú Mongolsku, Enviromagazín 3/2013, s. 26 – 27.

Paluchová, K., 2013: Mongolská delegácia zavítala na Slovensko, Enviromagazín 3/2013, s. 8 – 9.



PROJEKT OSVETA, PRÁCA S VEREJNOSŤOU AKO PODPORA PRI RIEŠENÍ ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ V SR

Elena Bradiaková

Slovenská agentúra životného prostredia,
odbor analýz, hodnotenia životného prostredia a environmentálnych služieb
Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica
e-mail: elena.bradiakova@sazp.sk

Kľúčové slová: environmentálne záťaž, projekt, osveta, vzdelávanie, publikácie

PROJEKTY SAŽP V OBLASTI ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ

Projekt Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení environmentálnych záťaž v SR je ďalším z radu projektov z dielne Slovenskej agentúry životného prostredia (SAŽP), ktoré sa zaoberajú problematikou environmentálnych záťaž. Nadväzuje na predošlé tri projekty: pilotný projekt geologickej úlohy Systematická identifikácia environmentálnych záťaž Slovenskej republiky (2006 – 2008), Regionálne štúdie hodnotenia dopadov environmentálnych záťaž na životné prostredie pre vybrané kraje (regióny) (2008 – 2010) a doteraz prebiehajúci projekt Dobudovanie Informačného systému environmentálnych záťaž. Tento projekt bol odštartovaný v r. 2009 a jeho aktivity sa zavŕšia koncom roka 2014. Nosnú aktivitu projektu predstavuje prepojenie Informačného systému environmentálnych záťaž (ISEZ) s vybranými informačnými systémami verejnej správy, predovšetkým z rezortu MŽP SR. Základ ISEZ bol vytvorený už v rámci pilotného projektu v rokoch 2006 – 2008.

CIEĽOVÉ SKUPINY PROJEKTU

Cieľovými skupinami vzdelávacích a propagačných aktivít projektu sú najmä:

- pracovníci štátnej správy, najmä odborov starostlivosti o životné prostredie okresných úradov životného prostredia, Slovenskej inšpekcie životného prostredia,
- pracovníci samosprávy, najmä VÚC, miest a obcí,
- odborní pracovníci v oblasti riešenia environmentálnych záťaž z iných dotknutých ministerstiev (MO SR, MH SR, MPaRV SR atď.),
- držiteľia environmentálnych záťaž – súkromné a štátne spoločnosti, obce, súkromné osoby ...,
- odborníci v oblasti environmentálnych záťaž z praxe i vedecko-výskumných inštitúcií,
- odborne spôsobilé osoby v oblasti EZ – fyzické i právnické,
- odborníci z oblasti environmentálneho vzdelávania a výchovy, učitelia a žiaci základných a stredných škôl...

Vzdelávacie a propagačné podujatia s dôrazom na problematiku environmentálnych záťaž budú prebiehať v rámci jednotlivých krajov Slovenskej republiky, ktorými sú: Bratislavský, Trnavský, Trenčiansky, Nitriansky, Žilinský, Banskobystrický, Košický a Prešovský samosprávny kraj.

HLAVNÉ AKTIVITY PROJEKTU

Aktivity projektu Osveta sú rámcovo zadané ako informačná a propagačná podpora na zvýšenie informovanosti verejnosti v problematike environmentálnych záťaž.

V podrobnejšom členení sa v rámci projektu zrealizujú podujatia a činnosti so zameraním na problematiku environmentálnych záťaž (EZ), a to:

- 2 medzinárodné konferencie,
- 5 odborných seminárov pre držiteľov EZ, odborne spôsobilé osoby a štátnu správu,
- aktívna prezentácia projektu na medzinárodných a slovenských konferenciách,
- prezentačný deň k problematike EZ,
- publikácia Riešenie environmentálnych záťaž na Slovensku v slovenskom a anglickom jazyku,
- vydanie a distribúcia propagačných (informačných) letákov určených pre laickú a odbornú verejnosť v slovenskom a anglickom jazyku,
- 30-minútový dokumentárny film s anglickými titulkami a 6 krátkych videoklipov so zameraním na znečisťujúce látky a súvisiace zdravotné riziká,
- vydanie mimoriadneho čísla Enviromagazínu,
- veľtrh environmentálnych výchovných programov ŠIŠKA pre učiteľov, koordinátorov a odborných pracovníkov environmentálnej výchovy,

- korešpondenčná vedomostná súťaž EnvirOtázky pre žiakov II. stupňa základných škôl,
- školský program (súťaž) zameraný na mapovanie vybraných environmentálnych záťaží pre II. stupeň základných škôl a stredné školy,
- vydanie letákov, pracovných materiálov, metodických pokynov a i. k školskému programu/súťaži.

Realizáciou projektu Osveta budú podporené aj niektoré aktivity, ktoré majú byť naplnené v strednodobom časovom horizonte (2012 – 2015) v zmysle Štátneho programu sanácie environmentálnych záťaží na r. 2010 – 2015, a to v rámci cieľa 1. Zlepšenie manažmentu environmentálnych záťaží podporou uznania problému a legitimizácie politiky environmentálnych záťaží prostredníctvom osvetovo-vzdelávacích programových opatrení.

ZREALIZOVANÉ AKTIVITY PROJEKTU

1. Seminár pre držiteľov environmentálnych záťaží

Miesto konania: Hotel DIXON, Banská Bystrica
 Termín konania: 27. február 2013
 Počet účastníkov: 77

2. Medzinárodná konferencia Contaminated sites Bratislava 2013

Miesto konania: Hotel Tatra, Bratislava
 Termín konania: 29. – 31. máj 2013

Konferenciu počas 3 dní navštívilo spolu 261 účastníkov z 27 krajín sveta prevažne z Európy, ale aj z Ázie a Ameriky. Prezentácie boli rozdelené do 6 tematických moderovaných sekcií. Počas dvoch rokovacích dní odznelo spolu 28 prednášok. Príspevky ostatných autorov boli prezentované vo forme 24 plagátových prezentácií v predsálí konferenčnej miestnosti. Po skončení prezentácií bolo popoludnie tretieho dňa konferencie venované exkurzii do prevádzky rafinérie Slovnaftu, a. s., vo Vlčom Hrdle.



Obr. 1 (vľavo) Súčasťou konferencie bolo aj samostatné 2-dňové pracovné zasadnutie predstaviteľov jednotlivých členských krajín Common Forum on Contaminated Land in European Union. Generálny sekretariát CF pod vedením p. Dominique Darmendrail sídli v meste Orléans vo Francúzsku (<http://www.commonforum.eu>)

Obr. 2 (vpravo) Významnú skupinu účastníkov konferencie Contaminated Sites Bratislava 2013 tvorili hostia zastrešení Regionálnym úradom FAO pre Európu a Strednú Áziu (FAO Regional Office for Europe and Central Asia – REU), v rámci ktorého sú združené krajiny bývalého sovietskeho bloku. Ústredie tejto organizácie má sídlo v Budapešti. (<http://www.fao.org/europe/reu-home/en/>)

Príspevky jednotlivých účastníkov konferencie, vrátane posterovej sekcie, sú vydané vo forme tlačeneho zborníka konferencie s rozsahom viac ako 200 strán.

Viac informácií o konferencii Contaminated Sites Bratislava 2013 vrátane zborníka v elektronickej podobe na stiahnutie, fotodokumentácie z jej priebehu a väčšiny prezentácií je k dispozícii na internetovej stránke konferencie: <http://contaminated-sites.sazp.sk/>

3. Seminár pre odborne spôsobilé osoby v oblasti environmentálnych záťaží

Miesto konania: Hotel Barónka, Bratislava-Rača
 Termín konania: 25. jún 2013
 Počet účastníkov: 90

4. Veľtrh environmentálnych výučbových programov – ŠIŠKA

Miesto konania: Hotel ROYAL Látky-Prašivá
Termín konania: 17. – 19. október 2013
Počet účastníkov: 140



5. Seminár pre držiteľov environmentálnych záťaží

Miesto konania: Agroinštitút Nitra, š. p., Nitra
Termín konania: 22. október 2013
Počet účastníkov: 70



6. Letáky pre odbornú a laickú verejnosť

V rámci projektu Osveta bol vydaný *Informačný leták Environmentálne záťažce na Slovensku – Základné informácie pre odbornú verejnosť* a leták *Environmentálne záťažce na Slovensku – Základné informácie pre laickú verejnosť*. Oba si kladú za cieľ poskytnúť základné informácie o problematike environmentálnych záťaží na Slovensku. Prinášajú najdôležitejšie pojmy, prehľad právnych noriem, poznatky o Informačnom systéme environmentálnych záťaží, o možnostiach financovania problematiky EZ a ďalších informačných zdrojoch. Leták pre odbornú verejnosť bol vydaný aj v anglickom jazyku pod názvom *Environmental Burdens in Slovakia – Basic information for professionals*.

7. Publikácie k školskému programu Enviroza

Pre účastníkov školskej hry Enviroza boli vydané 3 publikácie, ktoré sú k dispozícii v tlačenej aj elektronickej podobe: Metodická príručka – sprevádza základnými krokmi práce v programe; Pracovné listy pre základné a stredné školy – obsahujú 50 aktivít pre žiakov a študentov rozdelených do piatich tém (Environmentálne záťažce, Druhy environmentálnych záťaží, Voda, Pôda a horninové prostredie, Ľudské zdravie); Informačný leták – poskytuje základné informácie o školskej hre. Program Enviroza je dostupný na internetovej adrese <http://www.enviroza.sk>.

PREBIEHAJÚCE A PRIPRAVOVANÉ AKTIVITY PROJEKTU

8. Školský program (súťaž) zameraný na mapovanie vybraných environmentálnych záťaží

Školský program, ktorý dostal názov Enviroza, má za cieľ netradičnou formou outdoorovej hry zoznámiť mladú generáciu s problematikou environmentálnych záťaží. Tematicky je zameraný na mapovanie vybraných environmentálnych záťaží – skládok odpadu, hnojísk, čerpacích staníc PHM či priemyselných areálov a areálov s ťažbou nerastných surovín, kontaminujúcich okolité životné prostredie.

Program je určený žiakom II. stupňa základných škôl a študentom stredných škôl a ich pedagógom. Program bol odprezentovaný učiteľom a slávnostne spustený počas 3-dňového Veľtrhu environmentálnych výučbových programov – ŠIŠKA, ktorý sa konal 17. – 19. októbra 2013 v hoteli Royal v Látkach.

Školský program Enviroza sa realizuje pod záštitou ministra životného prostredia Slovenskej republiky, o ktorú sme požiadali ešte pred jeho spustením na začiatku školského roka 2013/2014.

9. Korešpondenčná vedomostná súťaž o životnom prostredí Envirotažníky 2013/2014

Vo februári 2014 bol odštartovaný nový ročník olympiády – korešpondenčnej vedomostnej súťaže o životnom prostredí Envirotažníky pre školský rok 2013/2014, určený pre žiakov II. stupňa základných škôl. Viac informácií o tomto školskom programe, ktorého nosnú tému v aktuálnom ročníku predstavujú environmentálne záťažce, nájdete na internetovej stránke www.envirotažníky.sk.

10. Česko-slovenská konferencia Znečistené územia Štrbské Pleso 2014

Miesto konania: Hotel SOREA Trigan, Vysoké Tatry, Štrbské Pleso
Termín konania: 23. – 25. apríl 2014
Počet účastníkov: 100



KONFERENCIA
ZNEČISTENÉ ÚZEMIA
ŠTRBSKÉ PLESO 23. – 25. APRÍL 2014

11. Seminár pre štátnu správu v oblasti environmentálnych zát'azí

Miesto konania: Hotel SOREA Regia, Bratislava
Termín konania: 13. máj 2014
Počet účastníkov: 100

12. Seminár pre držiteľ'ov environmentálnych zát'azí

Miesto konania: Východné Slovensko
Termín konania: september 2014
Počet účastníkov: 100

13. Príprava krátkeho filmu a videoklipov

V súčasnosti prebiehajú prípravné práce na scenároch krátkeho filmu, venovaného súčasnému stavu riešenia problematiky v oblasti environmentálnych zát'azí, a šiestich videoklipov, ktoré sa zamerajú na najčastejšie znečisťujúce látky v životnom prostredí v súvislosti s výskytom EZ a na riziká, ktoré predstavujú pre ľudské zdravie. Sprievodcom po EZ vo filmoch by mal byť maskot Envirozy Ekotérium, ktorého autorom je Mgr. Ladislav Vojtuš, PhD.

POĎAKOVANIE

Tento projekt je finančne podporený z Kohézneho fondu Európskej únie v rámci Operačného programu Životné prostredie.

ZÁKLADNÉ INFORMÁCIE O PROJEKTE OSVETA, PRÁCA S VEREJNOSŤOU AKO PODPORA PRI RIEŠENÍ ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁT'AZÍ V SR

Zdroj financovania: Kohézny fond v rámci Operačného programu Životné prostredie
Termín realizácie: 06/2012 – 05/2015
Kód ITMS: 24140110232
Výška nenávratného finančného príspevku: 419 716,04 €
Hlavný cieľ: Zvýšenie povedomia širokej verejnosti v oblasti problematiky riešenia environmentálnych zát'azí vrátane ich sanácií.
Špecifické ciele: Zvýšenie informovanosti verejnosti o problematike environmentálnych zát'azí.
Zodpovedný riešiteľ: Ing. arch. Elena Bradiaková
Adresa: Slovenská agentúra životného prostredia
Tajovského 28
975 90 Banská Bystrica
Telefón: +421 48 43 74 164
E-mail: elena.bradiakova@sazp.sk
Web: <http://www.sazp.sk/public/index/go.php?id=2222>

Investícia do vašej budúcnosti!



Osveta, práca s verejnosťou ako podpora pri riešení environmentálnych zát'azí v SR



Tento projekt je spolufinancovaný Európskou úniou/KF



ANTIMÓN A ARZÉN V BANSKÝCH, PODZEMNÝCH A POVRCHOVÝCH VODÁCH V OBLASTIACH ANTIMÓNOVÝCH LOŽÍSK SLOVENSKA

Renáta Flaková, Zlatica Ženišová, Ivana Ondrejková, David Krčmář

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra hydrogeológie
Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: rflakova@fns.uniba.sk

Kľúčové slová: antimón, arzén, banské vody, podzemné vody, povrchové vody

ÚVOD

Banská činnosť, ťažba rúd a hlavne pozostatky banskej činnosti vo forme odkalísk, hald a výtokov banskej vody sú významným zdrojom antimónu a arzénu v podzemnej a povrchovej vode na Slovensku. Príspevok hodnotí kontamináciu povrchových a podzemných vôd na opustených ložiskách Pernek-Križnica, Pezinok-Kolársky vrch, Dúbrava, Medzibrod, Poproč a Čučma. Je výsledkom riešenia projektu Agentúry na podporu výskumu a vývoja APVV č. 0268-06 „Zhodnotenie vplyvu banskej činnosti na okolie opustených Sb ložísk Slovenska s návrhmi na remediáciu“ a projektu VTP č. AV/901/2002 (VTP25) „Stanovenie rizika kontaminácie okolia Sb, Au, S ložiska Pezinok na remediáciu: toxicita As a Sb, acidifikácia“, podporené Ministerstvom školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky.

METODIKA

V rokoch 2007, 2008 a 2009 bolo na opustených ložiskách Pernek-Križnica, Dúbrava, Medzibrod, Poproč a Čučma (Obr. 1) realizované vzorkovanie vôd a meranie terénnych fyzikálno-chemických vlastností vôd s cieľom zistiť rozsah kontaminácie vodnej zložky a identifikovať najväčšie zdroje znečistenia. Na ložisku Dúbrava, Poproč a Čučma boli realizované aj vrty, voda z nich bola vzorkovaná, a taktiež boli stanovené hydraulické parametre prostredia na základe čerpacej skúšky a z kriviek zrnitosti. V rokoch 2003 až 2006 bolo študované opustené ložisko Pezinok-Kolársky vrch, v rámci projektu VTP25 tu bolo monitorovaných 26 miest.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

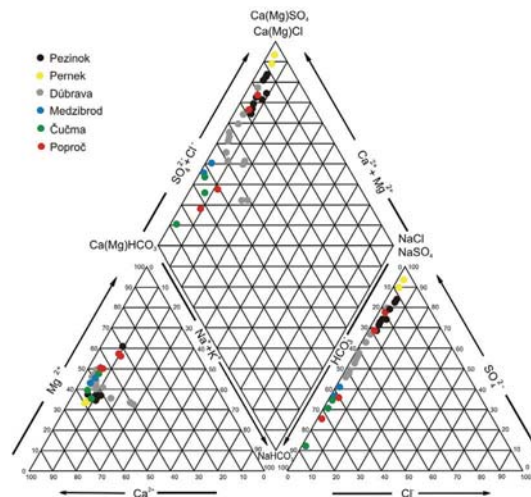
Významným zdrojom znečistenia povrchových a podzemných vôd na sledovaných antimónových ložiskách sú výtoky banských vôd zo štôlní a odkaliskové kaly. V zalesnenej krajine je často nemožné identifikovať, čo sú prirodzené depresie a kopce a čo sú haldy. Acidifikácia vôd nemá výrazné prejavy, hodnoty pH v povrchových a podzemných vodách zodpovedajú neutrálnej oblasti. Kyslé banské vody boli zistené len na lokalite Pernek, avšak acidifikácia má len lokálny charakter. Hlavnými kontaminantami vo vodách sú sírany, antimón a arzén. V menšej miere sa na kontaminácii vôd podieľajú železo, hliník, kobalt, nikel a zinok. Banské vody na všetkých opustených ložiskách (obr. 1) predstavujú významný zdroj znečistenia, ktoré sa dostáva do povrchových a podzemných vôd, následne aj do riečnych sedimentov a pôd. Na tvorbe chemického zloženia banských vôd sa podieľajú procesy oxidácie sulfidov, taktiež hydrolytický rozklad silikátov a rozpúšťanie karbonátov v závislosti od horninového prostredia. Ionovymenné procesy môžu zohrávať významnú úlohu v pôdnom pokryve a v prítomnosti okrov. V banských vodách sú dominantným aniónom sírany, z kationov je to vápnik a horčík (obr. 2). Samozrejme, pri porovnaní jednotlivých lokalít sú zrejme rozdiely v chemickom zložení banských vôd. Zo všetkých sledovaných banských vôd boli zistené najvyššie koncentrácie antimónu v banskej vode zo štôlnie Samuel (9,3 mg.l⁻¹) na ložisku Dúbrava a zo štôlnie Jozef na ložisku Čučma. Najvyššie koncentrácie arzénu boli zistené v banskej vode vytekajúcej zo štôlnie Agnes (2,4 mg.l⁻¹) na ložisku Poproč a zo štôlnie Gabriela na ložisku Čučma (1,35 mg.l⁻¹). Povrchové vody na všetkých lokalitách riedia znečistenie, ich kvalita je relatívne dobrá, avšak na lokalitách Poproč, Medzibrod a Pezinok sú zvýšené koncentrácie arzénu a antimónu aj v povrchovej vode v mieste pod zdrojmi kontaminácie. Najviac bol kontaminovaný potok Olšava v mieste pod obcou Poproč (Sb 0,44 mg.l⁻¹) a Borovský potok cca 100 m pod štôlniou Murgaš na ložisku Medzibrod (As 0,135 mg.l⁻¹, Sb 0,175 mg.l⁻¹). Vysoké koncentrácie Sb (0,26 mg.l⁻¹) boli zistené aj v potoku Laz v obci Čučma v mieste pod sútokom s Čučmianskym potokom.

Zdrojom kontaminácie sú aj haldy, odkaliská a skládky v opustených závodoch na spracovanie rúd a v ich okolí. V zalesnenej krajine je často nemožné identifikovať, čo sú prirodzené depresie a kopce, a čo sú haldy. V priesakových vodách z odkaliska na ložisku Pezinok-Kolársky vrch bola zistená koncentrácia antimónu 1,45 mg.l⁻¹ a koncentrácia arzénu 24,68 mg.l⁻¹. Priesaková voda z haldy pod štôlniou Murgaš na ložisku Medzibrod obsahuje 0,87 mg.l⁻¹ antimónu. Výtok pod odkaliskom v obci Poproč obsahoval 1,95 mg.l⁻¹ arzénu a voda z vrty

PO-1 pod odkaliskom obsahovala 1 mg.l^{-1} antimónu. Voda odobraná z vrtu CU-1 na odkalisku v Čučme obsahovala $0,97 \text{ mg.l}^{-1}$ antimónu. Povrchové vody riedia znečistenie, ich kvalita je relatívne dobrá, avšak na lokalitách Pezinok, Medzibrod a Poproč aj v povrchovej vode v mieste pod zdrojmi kontaminácie sú vysoké koncentrácie arzénu a antimónu.



Obr. 1 Vybrané antimónové ložiská na Slovensku



Obr. 2 Piperov graf pre bankské vody

ZÁVER

Výsledky projektu APVV poukazujú na fakt, že pri hodnotení vplyvov banskej činnosti na životné prostredie v oblastiach antimónových ložísk je veľmi dôležitý hydrogeologický a hydrogeochemický výskum, keďže voda predstavuje v daných prírodných podmienkach hlavnú cestu šírenia kontaminácie arzénu a antimónu. Monitoring je jediným nástrojom, ako zachytiť prípadné zhoršenie kvality podzemnej a povrchovej vody, správanie sa kontaminantov v sledovaných oblastiach. Výsledky monitoringu by mali slúžiť ako podklad pre informovanie obyvateľov žijúcich v obciach, kde sú obyvatelia ohrození používaním nekvalitnej pitnej vody a pomôcť pri vyhľadávaní náhradných zdrojov pitnej vody. Dôležitou súčasťou hydrogeochemického hodnotenia je hodnotenie bioprístupnosti antimónu a arzénu pomocou sekvenčných analýz, pričom z hľadiska mobility je nebezpečná vodorozpustná a ionovymeniteľná a karbonátová frakcia.

PodĎakovanie: Publikácia vznikla s podporou úlohy Agentúry na podporu výskumu a vývoja č. APVV026806 financovanou Ministerstvom školstva, vedy, výskumu a športu Slovenskej republiky.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Fľaková, R., Ženišová, Z., Jašová, I., Krčmář, D., 2009: Kontaminácia vôd arzénom a antimónom v okolí opusteného ložiska Poproč. Podzemná voda, 15, 2, 132 – 148.
- Fľaková, R., Ženišová, Z., Galo, I., Krčmář, D., Ondrejková, I., 2011: Kontaminácia vôd antimónom a arzénom na opustenom ložisku Čučma. Acta Geologica Slovaca, 3, 1, 57 – 74.
- Fľaková, R., Ženišová, Z., Ondrejková, I., Krčmář, D., Petrák, M., Matejovič, P., 2011: Kontaminácia prírodných vôd, pôd a riečnych sedimentov na opustenom Sb ložisku Medzibrod. Mineralia Slovaca, 43, 4, 419 – 430.
- Fľaková, R., Ženišová, Z., Sracek, O., Krčmář, D., Ondrejková, I., Chovan, M., Lalinská, B., Fendeková, M., 2012: The behavior of arsenic and antimony at Pezinok mining site, southwestern part of the Slovak Republic. Environmental Earth Sciences, 66, 4, 1043 – 1057.
- Hiller, E., Lalinská, B., Chovan, M., Jurkovič, L., Klimko, T., Jankulár, M., Hovorič, R., Šottník, P., Fľaková, R., Ženišová, Z., Ondrejková, I., 2012: Arsenic and antimony contamination of waters, stream sediments and soils in the vicinity of abandoned antimony mines in the Western Carpathians, Slovakia. Applied Geochemistry, 27, 3, 598 – 614.
- Chovan, M., Lalinská, B., Šottník, P., Jurkovič, L., Ženišová, Z., Fľaková, R., Krčmář, D., Lintnerová, O., Hiller, E., Klimko, T., Jankulár, M., Hovorič, R., Jašová, I., Lux, A., Vaculík, M., Hudáček, M., Michňová, J., Petrák, M., 2010: Zhodnotenie vplyvu banskej činnosti na okolie opustených Sb ložísk Slovenska s návrhmi na remediáciu. Záverečná správa o riešení projektu APVV-0268-06. Manuskript – Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, 352 s.
- Ondrejková, I., Ženišová, Z., Fľaková, R., Krčmář, D., Šráček, O., 2013: The Distribution of Antimony and Arsenic in Waters of the Dúbrava Abandoned Mine Site, Slovak Republic. Mine Water and the Environment, 32, 3, 207 – 221.

IDENTIFIKÁCIA POTENCIÁLNYCH RIZÍK Z ODKALÍSK OBSAHUJÚCICH ODPAD PO ŤAŽBE NERASTNÝCH SUROVÍN

Roman Tóth¹, Edgar Hiller¹, Peter Šottník¹, Ľubomír Jurkovič¹, Marián Petrák¹, Bronislava Voleková¹, Jaroslav Vozár², Andreas Gondikas³

¹ Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Mlynská dolina G, 842 15 Bratislava

Katedra geochemie, Katedra ložiskovej geológie, Katedra mineralógie a petrológie

⁴ EL, spol. s r. o., Ekologické laboratóriá, Radlinského 17A, 052 01, Spišská Nová Ves

⁵ Univerzita Viedeň, Katedra environmentálnych geovied, Althanstasse 14, UZA II, 2C406, 1090, Viedeň, Rakúsko

e-mail: roman.toth@gmail.com

Kľúčové slová: mobilita, extrakcia, odkalisko, Slovinky, Markušovce

ÚVOD

Študované odkaliská Slovinky a Markušovce, nachádzajúce sa v severovýchodnej časti Slovenskej republiky, slúžili v minulosti na ukladanie flotačných kalov, pochádzajúcich zo spracovania siderit-sulfidických rúd. Odkalisko Slovinky bolo v neskoršej fáze využívané na ukladanie strusky, pochádzajúcej z Kovohút Krompachy. Na odkalisku Slovinky sa v súčasnosti nachádza 4 700 000 t a na odkalisku Markušovce 12 310 000 t uložených sedimentov, pričom analýzami celkového zloženia materiálu odkaliska Slovinky bol pozorovaný výrazný rozdiel v zložení vrchnej vrstvy strusky (do hĺbky 4 – 5 m) a hlbšie uloženého flotačného kalu. V sedimentoch odkaliska Slovinky sa vo výrazne zvýšených koncentráciách nachádzajú najmä As, Sb, Cu, Pb, Mn a Zn a v súčasnosti je nevyužívané (Šottník et al., 2011). V sedimente odkaliska Markušovce sa vo zvýšených koncentráciách nachádzajú najmä As, Sb, Hg, Mn a Cu. Odkalisko je klasifikované ako výhradné ložisko baritu, ktorý je v súčasnosti ťažený v spodnej (bilančnej) časti odkaliska (Jančura et al., 2005).

Cieľom štúdie bolo komplexné experimentálne zhodnotenie potenciálu uvoľňovania toxických prvkov zo sedimentov odkalísk do okolitého životného prostredia a stanovenie podielu rozpustnej a mobilizovateľnej frakcie vybraných potenciálne toxických prvkov, použitím rôznych extrakčných experimentov.

METODIKA

Za účelom zhodnotenia mobility sledovaných potenciálne toxických prvkov (As, Sb, Cu, Zn, Pb, Hg, Mn), ktoré sú v daných sedimentoch prítomné vo zvýšených koncentráciách, boli použité viaceré extrakčné experimenty (Tab. 1) a vykonané dynamické laboratórne líhovacie experimenty. Odkaliskové sedimenty boli reprezentatívne vzorkované prostredníctvom hĺbkových vrtov SLO-1 a RU-1.

Celkové chemické zloženie odobraných sedimentov a ich základné fyzikálno-chemické vlastnosti boli stanovené v predošlých prácach (Tóth et al., 2013; Hiller et al., 2013).

Extrahovaná frakcia	Extrakčné činidlo	Metodika
Vodorozpustná frakcia	Destilovaná H ₂ O	EN 12457-2, 2002
Frakcia viazaná na slabo kryštalické oxihydroxidy a organické komplexy Fe a Al	Zmes kys. šťavelovej a šťavelanu amónneho	Sheldrick, 1984
Celková mobilizovateľná frakcia	0,5 M HCl	Kubová et al., 2004

Tab. 1 Nádobkové extrakčné experimenty aplikované na materiáloch odkalísk Slovinky a Markušovce

VÝSLEDKY

V sedimentoch odkaliska Slovinky a Markušovce je v ľahko mobilizovateľnej vodorozpustnej frakcii viazaný iba veľmi malý podiel sledovaných prvkov, nakoľko boli pri extrakcii s dest. vodou do roztoku uvoľnené iba relatívne malé podiely sledovaných toxických prvkov (menej ako 7 mg.kg⁻¹, resp. 1 mg.kg⁻¹).

Extrakčná metóda so zmesou kyseliny šťavelovej a šťavelanu amónneho bola použitá pre stanovenie extrahovateľných podielov prvkov viazaných na slabo kryštalické oxihydroxidy a taktiež organické komplexy železa a hliníka.

Z výsledkov dosiahnutých touto extrakčnou metódou vyplýva, že v slabo kryštalických oxihydroxidoch a organických komplexoch Fe a Al je v sedimentoch odkaliska Slovinky, viazaných približne 20 % As, Cu a Zn,

v menšej miere je na túto frakciu viazané Pb (približne 5 %) a najväčšie uvoľnené podiely boli zaznamenané pri Sb (20 – 50 %). Extrakciou sedimentov odkaliska Markušovce zmesou kyseliny šťavelovej a šťavelanu amónneho bolo zistené, že vo frakcii sledovaných prvkov, viazaných v slabo kryštalických oxihydroxidoch a organických komplexoch Fe a Al, je viazaných priemerne 6,83 % Cu, 0,12 % Hg, 0,94 % Mn a 0,05 % Ba (z ich celkového obsahu v danom sedimente). V najväčšej miere je na túto frakciu viazaný As (61,71 %) a Sb (45,33 %), pričom boli pozorované vyššie uvoľnené podiely sledovaných prvkov z najvrchnejších horizontov odkaliska, v ktorých sa vplyvom oxidácie nachádza najväčšie množstvo oxihydroxidov najmä Fe.

Pri extrakcii sedimentu odkaliska Slovinky s roztokom 0,5 M HCl došlo k uvoľneniu približne 20 – 30 % As, Sb, Mn a Fe, 50 % Cr a 70 % Cu z ich celkových koncentrácií v študovanom sedimente. Najväčšie uvoľnené podiely z celkových koncentrácií sledovaných prvkov v danom sedimente boli zaznamenané pri Zn a Pb (82, resp. 86 %). Mobilizovateľná, a teda pre rastliny a živočíchy potenciálne prístupná frakcia jednotlivých sledovaných toxických prvkov v sedimente odkaliska Markušovce tvorí od 1 do 30 % z ich celkového podielu v tomto sedimente.

Na základe dosiahnutých výsledkov, získaných prostredníctvom zvoleného metodického postupu hodnotenia mobility sledovaných prvkov (As, Sb, Cu, Zn, Pb, Hg, Mn), je možné konštatovať, že dané prvky sú v sedimentoch odkalísk Slovinky a Markušovce pomerne pevne viazané a vyznačujú sa nízkou mobilitou. Dôvodom nízkej mobility sledovaných prvkov je neutrálny až slabo-alkalický charakter sedimentov (pH = 7,5 – 9,15), pričom sledované prvky sa vyznačujú zvýšenou mobilitou skôr v podmienkach s nižšou hodnotou pH. Ďalšími dôvodmi nízkej mobility je nízka rozpustnosť sulfidov, primárne obsahujúcich tieto prvky, nízky podiel sledovaných prvkov v ľahko mobilizovateľnej frakcii a imobilizácia uvoľnených podielov sledovaných prvkov precipitovanými sekundárnymi minerálmi, a to adsorpciou alebo inkorporáciou sledovaných prvkov v štruktúre týchto minerálov.

ZÁVER

Potenciálne toxické prvky (As, Sb, Cu, Zn, Pb, Hg, Mn), nachádzajúce sa v sedimentoch odkalísk Slovinky a Markušovce vo zvýšených koncentráciách, sa pri prirodzených podmienkach vyznačujú nízkou mobilitou a sú v odkaliskových sedimentoch pomerne pevne viazané.

Pod'akovanie: Táto práca vznikla za podpory projektu APVV-VMSP-P-0115-09, projektu APVV-0344-11, grantu UK 303/2013 a grantu SEGF 2013 - MCKINSTRY SRG 13-76.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- EN 12457, 2002: Charakterizácia odpadov. Vylúhovanie. Overovacia skúška na vylúhovanie zrnitých odpadových materiálov a kalov. (Časť 1, 2, 3, 4), Úřad pro technickou normalizáci, metrologii a státní skušebnictví, Praha.
- Hiller, E., Petrák, M., Tóth, R., Lalinská-Voleková, B., Jurkovič, L., Kučerová, G., Radková, A., Šottník, P., Vozár, J., 2013: Geochemical and mineralogical characterization of neutral, low-sulfide/high-carbonate tailings impoundment, Markušovce, eastern Slovakia. *Environ Sci Pollut Res*, 20, 11, s. 7627 – 7642.
- Jančura, M., Midlík, J., Jakúbek, L., 2005: Markušovce – odkalisko, prieskum látkového zloženia a výpočet zásob výhradného ložiska „Markušovce – odkalisko – Baryt“. Záverečná správa geologicko-prieskumnej úlohy. Rudnohorská investičná spoločnosť, s.r.o., Spišská Nová Ves, s. 46.
- Kubová, J., Matúš, P., Bujdoš, M., Hagarová, I., Medveď, J., 2008: Utilization of optimized BCR three-step sequential and dilute HCl single extraction procedures for soil-plant metal transfer predictions in contaminated lands. *Talanta*, 75, s. 1110 – 1122.
- Sheldrick, B. H., 1984: Analytical methods manual. Research Program Service, LRRI contribution No. 84 – 30, Land Resource Institute Ottawa, Ontario, s. 3.
- Šottník, P., Vozár, J., Jurkovič, L., Petrák, M., Tóth, R., Tomaškovičová, S., 2011: Hodnotenie kvality materiálu odkaliska Slovinky s ohľadom na potenciálnu potrebu jeho sanácie. In: Sanační technologie XIV, Sborník konference, Uherské Hradiště, s. 182 – 184.
- Tóth, R., Hiller, E., Petrák, M., Jurkovič, L., Šottník, P., Vozár, J., Peťková, K., 2013: Odkaliská Markušovce a Slovinky – aplikácia metodického postupu na hodnotenie odkaliskových sedimentov pochádzajúcich z úpravy rúd na modelových odkaliskách. *Mineralia Slovaca*, Vol 45, 3, s. 125 – 130

IDENTIFIKÁCIA A KVANTIFIKÁCIA RIZÍK PRI SANÁCII ZNEČISTENÝCH ÚZEMÍ

Ján Kandráč, Marek Kandráč

RISK CONSULT, s. r. o., Račianska 72, 831 02 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: jan.kandrac@riskconsult.sk, marek.kandrac@riskconsult.sk

Kľúčové slová: analýza rizík, znečistené územia, riziká sanačných prác a činností, sanácia znečisteného územia, akceptovateľnosť rizík sanácie

ÚVOD

Na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia vydalo Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky (MŽP SR) už začiatkom roku 2012 Metodický pokyn č. 1/2012-7, ktorý mal zabezpečiť jednotný charakter jej spracovania. V procese posúdenia, hodnotenia a riadenia rizika predstavuje analýza rizika základný a najdôležitejší krok, a preto mu musí byť venovaná aj najväčšia pozornosť.

Jednotný charakter spracovania analýzy rizika však nezaručuje jej komplexnosť, ani vyvážený a systematický prístup ku všetkým potenciálnym rizikám spojeným so znečisteným územím. Monitoring životného prostredia, ktorý v tomto prípade umožňuje identifikovať potenciálne riziká pre následnú analýzu, je totiž zameraný len na tri zložky – podzemnú/povrchovú vodu, pôdu/pôdny vzduch a horninové prostredie.

Druhým závažným problémom pri analýze rizika spojenej so znečisteným územím je existujúci diferencovaný prístup. Už zákon č. 261/2002 Z. z. o prevencii závažných priemyselných havárií v znení neskorších predpisov a zákon č. 541/2004 Z. z. o mierovom využívaní jadrovej energie v znení neskorších predpisov (atómový zákon) a ich vykonávacie vyhlášky zaviedli do nášho právneho poriadku pojmy a postupy pravdepodobnostného posúdenia a hodnotenia rizika. Zákon č. 364/2004 Z. z. o vodách (vodný zákon), zákon č. 359/2007 Z. z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov, zákon č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon) v znení neskorších predpisov, ale ani zákon č. 137/2010 Z. z. o ovzduší v znení neskorších predpisov takéto postupy neprevzali. V dôsledku rôznej úrovne spracovania hodnotiacich metodík a rozdielov už v samotnom ponímaní rizika sa tak stráca možnosť jeho porovnávania a tým aj objektívnosť a vierohodnosť výsledkov analýz rizika.

Za najzávažnejší nedostatok všetkých u nás legislatívne požadovaných analýz rizika je však možné jednoznačne označiť skutočnosť, že umožňujú z rôznych dôvodov uplatniť už v procese prípravy ich vstupov špecifické selektívne postupy, metódy a kritéria, vedúce k zanedbaniu (vylúčeniu) určitých rizík z následnej analýzy. Takto sa zvyčajne vyselektujú – vylúčia z ďalších analýz také riziká, ktoré sa označia za nepravdepodobné alebo zanedbateľné alebo mimoriadne náročné na zhodnotenie bez toho, aby sa vôbec zadefinovala pravdepodobnosť ich vzniku. Ak však chýba pravdepodobnosť ich vzniku, tak ich riziko nie je možné určiť, pretože riziko matematicky a aj logicky bolo a vždy bude súčinom pravdepodobnosti výskytu nejakého nežiaduceho javu, či procesu, a veľkosti jeho následku (vzniknutej škody). Preto analýzy rizika musia byť komplexné, systematické a jednotné. Nie je možné z nich vyselektovať určité riziká len preto, že ich výskyt je málo pravdepodobný. Aj pre málo pravdepodobný jav sa dá zadefinovať – odhadnúť jeho následok a ak je nevýznamný, tak až potom je možné zanedbávať jeho riziko. Málo pravdepodobné havárie a mimoriadne udalosti však môžu viesť k tak obrovským následkom (škodám), že ich riziko bude aj niekoľkonásobne vyššie ako riziko havárií a mimoriadnych udalostí, ktoré boli detailne posúdené v rámci analýzy rizika, lebo mali vysokú pravdepodobnosť vzniku, ale ich následky boli len minimálne.

Predmetný príspevok je zameraný na identifikáciu a kvantifikáciu rizík, spojených so sanačnými prácami na znečistenom území, t. j. na potenciálne riziká spojené so samotnou sanáciou znečistených území, čo sa na prvý pohľad môže zdať paradoxné, ale aj tieto riziká sú súčasťou rizík sanácie.

Znečistenie jednotlivých zložiek životného prostredia môže byť rôznorodé a v mnohých prípadoch je zdrojom neprijateľných rizík nielen pre samotné životné prostredie, ale aj pre život a zdravie obyvateľstva, ohrozenie majetku ap. Preto aj sanácia takýchto znečistení môže byť mimoriadne materiálovo a technicky komplikovaná, finančne náročná, dočasná a navyše môže so sebou prinášať ďalšie vlastné a vyvolané – druhotné špecifické riziká.

Sanácia geologického prostredia je totiž spojená s činnosťami, vykonávanými v horninovom prostredí, podzemnej vode a pôde, ktoré zahŕňajú špeciálne technologické postupy, zamerané na odstránenie, zníženie alebo izoláciu vplyvov ľudskej činnosti a geodynamických javov na životné prostredie. Sanácia environmentálnej záťaže sa tiež vykonáva v horninovom prostredí, podzemnej vode a pôde a jej cieľom je odstrániť, znížiť alebo obmedziť kontamináciu **na úroveň akceptovateľného rizika** s ohľadom na súčasné a budúce využitie územia.

Úplné odstránenie znečistenia komplexnou sanáciou a absolútne odstránenie znečistenia je už v súčasnosti prakticky dosiahnuteľné, avšak zmysel takejto sanácie je otázný. Preto spracovanie analýzy rizika znečisteného územia by sa malo začať až po ukončení geologického prieskumu, ktorým sa overí a potvrdí závažné znečistenie územia spôsobené činnosťou človeka alebo environmentálna záťaž.

Z vyššie uvedeného je však zrejmé, že vstupné údaje pre vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia sú tak veľmi citlivé – ovplyvnené výsledkami a závermi geologického prieskumu. Pred návrhom sanácie znečisteného prostredia alebo environmentálnej záťaže spracovateľ analýzy rizika postupuje tak, že sa zameria len na návrh sanácie tých kontaminantov a len na tých znečistených územiach, kde sa analýzou rizika potvrdí neprijateľné (neakceptovateľné) riziko ohrozenia zdravia človeka a zložiek životného prostredia. Ak sa však sanácia dotýka len vybraných kontaminantov, potom aj navrhované metódy sanácie v záujme minimalizovania nákladov sa zameriavajú len na ich efektívne odstránenie. V prípravnej štúdiu sanácie geologického prostredia alebo sanácie environmentálnej záťaže sa síce:

- na základe výsledkov geologického prieskumu životného prostredia hodnotí a posudzuje uskutočniteľnosť sanácie geologického prostredia alebo sanácie environmentálnej záťaže,
- analyzujú a navrhujú rôzne metodické a technické postupy sanácie geologického prostredia alebo sanácie environmentálnej záťaže,
- **posudzujú riziká jednotlivých riešení sanácie** geologického prostredia alebo sanácie environmentálnej záťaže,
- posudzuje ekonomická efektívnosť jednotlivých riešení sanácie geologického prostredia alebo sanácie environmentálnej záťaže,

avšak pokyny pre toto posudzovanie rizika už nie sú súčasťou metodického pokynu č. 1/2012-7.

Aktívna sanácia znečistených území však prináša so sebou svoje riziká, ktoré pri komplexnom posudzovaní rizík môžu byť niekedy oveľa významnejšie, než aké predstavuje samotné znečistené územie. Príkladov takýchto sanácií z nedávnej minulosti je už niekoľko, a preto nie je možné sa spoliehať len na to, že odborný geologický dohľad a kontrola vykonávania geologických prác pri sanácii geologického prostredia a sanácii environmentálnej záťaže nezávislou fyzickou osobou – podnikateľom alebo právnickou osobou, ktorá má geologické oprávnenie na vykonávanie týchto geologických prác, všetko vyrieši.

Na výkon príslušných geologických prác sa totiž nevyžaduje odborná spôsobilosť rizikového či bezpečnostného špecialistu. Súčasné metodické postupy pre identifikovanie, posúdenie a analýzu rizík procesných a pracovných činností s použitím metód pravdepodobnostného inžinierstva je však možné aplikovať aj na posúdenie a kvantifikovanie rizík sanačných prác, takže dokážeme už nimi dostatočne objektívne určiť ich riziko, porovnávať ho a tiež riadiť. Otázkou je, či existujúce postupy pre analýzy rizika znečisteného územia umožňujú dostatočne objektívne nielen identifikovať, ale aj kvantifikovať príslušné riziko.

Problémom je, že výsledkom samotnej analýzy rizika znečisteného územia nemusí byť jeho kvantifikovanie, ale len určenie jeho akceptovateľnosti, či neakceptovateľnosti na základe stanovenia a porovnania špecifických veličín (údajov) alebo parametrov.

Ak však nemôžeme riziká porovnávať, pretože ich nemáme kvantifikované, tak na základe čoho môžeme tvrdiť, že sanáciou znečisteného územia v zmysle výsledkov analýzy a stanovených sanačných postupov sa dosiahne akceptovateľné, vierohodné – objektívne, ekonomicky efektívne, nevratné, či aspoň dlhodobé zníženie predmetných špecifických rizík – a či nové sprievodné riziká, ktoré predstavuje aj samotná aktívna či pasívna sanácia nebudú v konečnom dôsledku významnejšie, než aké predstavujú už identifikované, lokalizované a známe riziká znečisteného územia?

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Kandráč, J., Skarba, D., 2010: Metodický postup na hodnotenie rizík nebezpečných prevádzok a štúdia o podnikoch v Slovenskej republike, RISK CONSULT, s. r. o., RC-E11/20, Bratislava, november 2000
- Kandráč, J., 2011: Zhodnotenie bezpečnostných aspektov a externých rizík lokality Lieskovec – Ketelec (Topoľové hony), k. ú. 847 755 Podunajské Biskupice, RISK CONSULT, s. r. o., Bratislava, máj 2011

PROJEKT MANAŽMENT RIEŠENIA LOKALÍT S VÝSKYTOM POPs ZMESÍ/ PESTICÍDOV V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

Juraj Gavora, Katarína Paluchová, Zuzana Lieskovská, Jaromír Helma, Zuzana Ďuriančíková

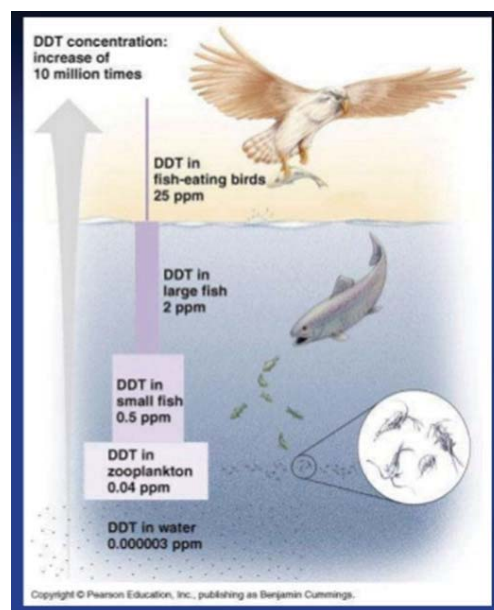
Slovenská agentúra životného prostredia, Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica
e-mail: juraj.gavora@sazp.sk

Kľúčové slová: perzistentné organické látky (POPs), polychlórované bifenyly, agrochemikálie, pesticídy, pesticídne sklady, kontaminované územia

VÝCHODISKÁ

Perzistentné organické látky (POPs) sa v minulosti využívali v priemysle a poľnohospodárstve, kde nachádzali uplatnenie pre svoje špecifické vlastnosti. V priemyselnej oblasti sa uplatnili vďaka vysokej stabilite (nízkej rozložiteľnosti) napr. ako teplotne odolné kvapaliny alebo dielektrické náplne elektrických zariadení. Pri pestovaní rastlín boli vzhľadom na svoju biologickú aktivitu používané ako pesticídy.

Vývoj vedeckého poznania ukázal, že uvedené vlastnosti prinášajú neprijateľné riziká pre životné prostredie a ľudské zdravie. Okrem samotnej biologickej aktivity (toxická, mutagénna, karcinogénna,...) sa vyznačujú vysokou stabilitou v prostredí a po vstupe do živých organizmov. Znamená to, že v prostredí sa rozkladajú len veľmi pomaly a pretrvávajú celé desaťročia. Neodbúravajú sa ani v živých organizmoch, do ktorých vstupujú rôznymi cestami (potrava, dýchanie, povrch tela). Znamená to, že sa z ich tel slabo vylučujú a v organizmoch sa kumulujú. V potravinovom reťazci dochádza k bioakumulácii a biokoncentracii, teda k nárastu koncentrácií v jednotlivých stupňoch reťazca (obr. 1 – koncentrácia v najvyššom stupni potravinového reťazca vzrastá takmer 10-miliónnásobne oproti koncentrácii vo vode).



Obr. 1: DDT v potravinovom reťazci

Celosvetové využívanie POPs viedlo aj k diaľkovému znečisteniu oblastí, v ktorých sa tieto látky nikdy nepoužívali. Vedecké poznatky viedli k presvedčeniu, že riziká vyplývajúce z používania niektorých látok sú neprijateľné a ich výroba a použitie boli celosvetovo zakázané. Pre postupné odstránenie POPs z prostredia boli vypracované medzinárodné stratégie, procesu sa venuje aj legislatíva EÚ. Celkové riešenie problematiky POPs rieši aj Štokholmský dohovor, zaväzujúci signatárske krajiny postupne odstraňovať zásoby, odpady a sanovať kontaminované lokality.

Slovenská republika je signatárom tohto dohovoru od r. 2004. Z historického hľadiska záväzky SR vyplývajú predovšetkým z výroby a používania polychlórovaných bifenylov (PCB) v minulosti, ale aj z dovozu niektorých pesticídov zo skupiny POPs. Žiadne z týchto látok sa už v SR nevyrábajú ani nedovážajú. Vyskytujú sa naďalej v elektrických zariadeniach (PCB oleje), sú prítomné v kontaminovaných územiach v miestach výroby a aplikácie. V poľnohospodárskych podnikoch sa skladujú staré zásoby POPs pesticídov, dovezených v minulosti.

ZAMERANIE PROJEKTU

Projekt je príspevkom k plneniu medzinárodných záväzkov SR v oblasti POPs. Je zameraný najmä na skladované zásoby agrochemikálií (ACh). Pracuje s dvomi hlavnými zdrojmi informácií – skladmi ACh, evidovanými v Informačnom systéme environmentálnych záťaží (ISEZ – vyvinutý a spravovaný SAŽP), a databázou starých ACh u aktívnych poľnohospodárskych subjektov (evidencia Ústredného kontrolného a skúšobného ústavu poľnohospodárskeho). Lokality ISEZ predstavujú zvýšené riziko pre životné prostredie a zdravie, nakoľko sklady sú väčšinou opustené, nemajú majiteľa, mnohé z nich sú vážne poškodené – skladované ACh bývajú priamo vystavené zrážkam, čím sa miera rizika zvyšuje. Vstup do objektov býva nezabezpečený, možnosť priameho ohrozenia zdravia je zrejmá. Sklady u aktívnych farmárov sú vedené v súlade s legislatívou pre oblasť nakladania s jedmi, oblasť ochrany a bezpečnosti práce či nakladania s nebezpečnými odpadmi. Musia spĺňať prísne podmienky, ktoré kontrolujú príslušné orgány (ÚVZ, SIŽP). Nepredstavujú teda environmentálnu záťaž.

Projektový tím sa v doterajšej realizácii zameriaval na fyzické obhliadky lokalít ISEZ. Aktualizuje celkovú situáciu, stav budovy, druhy a množstvá uložených ACh s osobitnou pozornosťou na POPs pesticídy. Získané údaje, rovnako ako aktuálne informácie o skladoch u aktívnych farmárov, budú východiskom pre zhodnotenie miery rizika jednotlivých skladov. Následne sa bude určovať poradie naliehavosti pre prípravu a realizáciu sanačných aktivít. Pre doplnenie vstupov procesu posúdenia rizika sa uskutočnia odbery vzoriek matric prostredia a analytické stanovenie koncentrácií vybraných látok. Dáta budú spracované v prostredí samostatného informačného systému pre POPs látky s prepojením na existujúci ISEZ.

Ostatné POPs zmesi a odpady, ako sú PCB v elektrických zariadeniach, kontaminované územia po výrobe a aplikácii PCB, budú predmetom posúdenia v záverečnej štúdií.

VÝSTUPY PROJEKTU

Informačný systém pre POPs bude štruktúrovaný tak, aby okrem iných funkcií umožnil priebežné sledovanie ďalšieho nakladania s uloženými ACh a celkového vývoja evidovaných lokalít až po zneškodnenie a sanáciu. Súčasťou projektu bude aj štúdia, zameraná na posúdenie dostupných alternatív bezpečného zneškodnenia ACh, vrátane odhadu ekonomickej náročnosti v závislosti na technológii a zistených množstvách. Sledované lokality budú zoradené podľa miery rizika pre zdravie a prostredie, stanovia sa prioritné lokality pre bezodkladnú realizáciu predsanačných a sanačných aktivít.



Obr 2: Stena skladu nasiaknutá ACh



Obr. 3: Typický vzhľad skladu starých ACh, vpravo niekoľko desiatok kg DDT v poškodených papierových vreciach

PRIEBEŽNÉ VÝSLEDKY

Počiatkové aktivity projektového tímu ukazujú, že na území SR sa nachádza cca 100 objektov, v ktorých sa skladujú (skladovali) staré ACh. Lokality, z ktorých boli tieto odpady odvezené na zneškodnenie, môžu naďalej predstavovať zdroj rizika, nakoľko objekty bývajú viditeľne kontaminované (obr. 2). Z hľadiska druhov uložených ACh sa opakovane vyskytujú niektoré POPs pesticídy (napr. DDT, endosulfán, toxafén) rádovo v objemoch niekoľkých ton až desiatok ton. Značnú časť ACh nie je možné identifikovať, obaly bývajú poškodené (obr. 3).

Aktivity projektu pokračujú, jeho ukončenie sa predpokladá v júni 2015.

BIODEGRADÁCIA BIFENYLU A DELORU 103 ADAPTOVANÝMI A NEADAPTOVANÝMI BAKTÉRIAMI IZOLOVANÝMI Z KONTAMINOVANÉHO ÚZEMIA

Hana Dudášová, Katarína Lászlóvá, Slavomíra Murínová, Katarína Dercová

Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie
Ústav biotechnológie a potravinárstva, oddelenie biochemickej technológie, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
e-mail: hana.dudasova@stuba.sk

Kľúčové slová: adaptácia na bifenyly, baktérie, bifenyly, degradácia, PCB

ÚVOD

Práca sa zaoberá porovnaním degradačnej schopnosti dvoch bakteriálnych kmeňov (*Achromobacter xylosoxidans* a *Stenotrophomonas maltophilia*), izolovaných z kontaminovaného sedimentu, odobratého zo Strážskeho kanála, pričom u prvého z nich bol dokázaný bph gén, kódujúci dôležitý enzým bifenyldioxygenázu, potrebnú pre rozklad polychlórovaných bifenylov (PCB) (Dudášová a kol., 2013). Experimenty prebiehali v prítomnosti bifenyly a Deloru 103 (komerčná zmes PCB) v definovanom minerálnom médiu. Použité boli adaptované a neadaptované kmene na bifenyly. Najvyššia degradácia bifenyly a indikátorových a vybraných kongenérovaných PCB bola stanovená pre kmeň *A. xylosoxidans*, ktorý nebol adaptovaný na bifenyly počas kultivácie inokula pred degradačným experimentom. Výsledok je v súlade s údajmi z literatúry, že kmene získané z kontaminovaných lokalít majú predpoklad indukovania tvorby enzýmov, zodpovedných za degradačné schopnosti daných kmeňov.

TEÓRIA

Bifenyly sú organická zlúčenina s dvoma benzénovými kruhmi, s toxickými účinkami na biotu, ktorý je štruktúrne nechlórovaný analóg PCB. Polychlórované bifenyly (PCB) sú synteticky pripravené chemikálie, ktoré do 20. storočia neboli prítomné v prírode. Ich nízka degradabilita a vysoká hydrofóbcita im umožňujú akumulovať sa v lipidických štruktúrach organizmov, a tak prenikať do potravného reťazca a tým negatívne vplývať na biotu. Práve pre rozšírenosť PCB v prostredí a ich toxické účinky (Kočan a kol., 2001) je dôležité venovať sa ich najefektívnejšiemu odstráneniu a sledovať schopnosť baktérií prežiť v ich prítomnosti a taktiež ich degradovať.

MATERIÁL A METÓDY

Biodegradácia bifenyly/PCB s počiatočnou koncentráciou $0,1 \text{ g.l}^{-1}$ bola sledovaná v kvapalnom minimálnom minerálnom médiu s baktériami *Achromobacter xylosoxidans* a *Stenotrophomonas maltophilia* (počiatočná koncentrácia biomasy 1 g.l^{-1} izolovanými z kontaminovaného sedimentu Strážskeho kanála. Baktérie boli kultivované v živnom bujóne č. 2 s bifenyly (adaptované na bifenyly) a bez bifenyly (neadaptované na bifenyly). Vzorky v aparátúre (Dercová a kol., 1996) sa umiestnili na rotačnú trepačku, v ktorej sa inkubovali 7 dní pri 28 °C a 180 ot.min^{-1} . Po 7 dňoch sa dezintegrovala biomasa 10 min. ultrazvukom a scentrifugovala sa 20 min. pri 3200 rpm . Nasledovala dvojnásobná extrakcia 15 ml n-hexánom a vyextrahované množstvo sa zachytilo v odmerných bankách, ktoré boli doplnené n-hexánom na 25 ml. Počas experimentu bol zachytávaný aj odpar na sorbente Silipor C18, ktorý sa nachádzal vo frite umiestnenej na banke. 1 g sorbentu sa premyl 8 ml n-hexánu. Vzorky odparu a degradácie pre PCB sa analyzovali na GC-ECD (HEWLETT PACKARD 5890) s vodíkom ako nosným plynom (85 kPa , $1,5 \text{ ml.min}^{-1}$, split-splitless inlet mód), pomocou detektora s elektrónovým záchytným (ECD; 280 °C , „make up“ plyn N_2 pri 40 ml.min^{-1}), vybaveným kremičitanovou kapilárnou kolónou ($30 \text{ m} \times 0,25 \text{ mm I.D.}$) s nepolárnou stacionárnou fázou HP-5MS (hrúbka $0,25 \text{ }\mu\text{m}$). Teplotný režim: injektor 250 °C , kolóna 45 °C (iniciačný čas 2 min. (70 °C), 150 °C (25 min.), 200 °C (3 min.), 280 °C (8 min.), konečný čas (final time) (0 min.), trvanie analýzy 35 min. Reprodukovateľnosť kvantitatívnej analýzy je kontrolovaná použitím štandardného roztoku DELOR 103 ($c = 20 \text{ }\mu\text{g.ml}^{-1}$) a štandardnými roztokmi kongenérovaných (8, 28, 52, 101, 118, 138, 153). Vzorky odparu a degradácie bifenyly sa po dvojnásobnej extrakcii hexánom odparili (odparka, BŮCHI, DE) doplnili na objem 5 ml metanolom a analyzovali sa na HPLC (LC-10AT, Shimadzu) s kolónou WATREX 250 x 4 mm Nucleosil 120-5 C18 a mobilnou fázou acetonitril:water (70:30 v/v podľa (Hong a kol., 2009) s 1 ml.min^{-1} a spektrofotometrickým detektorom $\lambda = 247 \text{ nm}$ a citlivosťou $1 \text{ V}/2,5 \text{ A}$.

VÝSLEDKY A ZÁVERY

Sledované degradačné schopnosti na bifenyly adaptovaných a neadaptovaných baktérií *A. xylosoxidans* a *S. maltophilia* sa potvrdili pri všetkých experimentoch. Degradácia bifenyly ($0,1 \text{ g.l}^{-1}$) bola výrazne vyššia v prípade baktérie *A. xylosoxidans*. *S. maltophilia*, adaptovanej na bifenyly, degradovala bifenyly o polovicu menej (49 %) ako *A. xylosoxidans* (98 %). Degradácia siedmich PCB kongenérovia bola najvyššia v prípade *A. xylosoxidans* neadaptovanej na bifenyly, keď 6 PCB kongenérovia bolo degradovaných v rozsahu 84 – 96 % a PCB 153 len 25 %. Degradácia 7 PCB kongenérovia s *S. maltophilia* sa výrazne zvýšila jej adaptáciou na bifenyly, PCB 8 zo 65 % na 95 %, PCB 28 zo 45 % na 76 %, PCB 52 z 25 % na 64 %, PCB 101 z 26 % na 63 %, PCB 118 z 53 % na 77 % a PCB 138 z 10 % na 16 %, okrem PCB 153, ktorého degradácia klesla pri adaptovanom kmeni na bifenyly. Kmeň *A. xylosoxidans* potvrdil schopnosť degradovať tak bifenyly, ako aj sedem nami študovaných a meraných indikátorových PCB kongenérovia (8, 28, 52, 101, 118, 138 a 153).

POĎAKOVANIE

Pod'akovanie: Tento výskum vznikol za finančnej podpory grantu VEGA MŠ SR 1/0734/12 a práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0656-12.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Dercová, K., Haluška, L., Horňák, V., Holecová, V., 1995: Degradation of PCB by bacteria isolated from long-time contaminated soil. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 58, 337 – 348
- Dudášová, H., Lukáčová, L., Murínová, S., Puškárová, A., Pangallo, D., Dercová, K., 2013: Bacterial strains isolated from PCB-contaminated sediments and their use for bioaugmentation strategy in microcosms (accepted *J. Basic. Microbiol.* 2013) DOI 10.1002_jobm.201200369
- Hong, Q., Dong, X., He, L., Jiang, X., Li, S., 2009: Isolation of biphenyl-degrading bacterium, *Achromobacter* sp. BP3, and cloning of the bph gene cluster. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 63, 365 – 370
- Kocan, A., Petrik, J., Jursa, S., Chovancova, J., Drobna, B., 2001: Environmental contamination with polychlorinated biphenyls in the area of their former manufacture in Slovakia. *Chemosphere* 43, 595 – 600

ADAPTAČNÉ MECHANIZMY A FYZIOLOGICKÁ ODOZVA BAKTERIÁLNEJ MEMBRÁNY V PRÍTOMNOSTI TOXICKÝCH ENVIRONMENTÁLNYCH KONTAMINANTOV

Katarína Lászlóvá, Slavomíra Murínová, Hana Dudášová, Katarína Dercová

Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie
Ústav biotechnológie a potravinárstva, oddelenie biochemickej technológie, Radlinského 9, 812 37 Bratislava
e-mail: katarina.laszlova@gmail.com

Kľúčové slová: adaptačná odozva, baktéria, bioremedácia, bunková membrána, environmentálny stres, PCB

ÚVOD

Polychlórované bifenyle (PCB) sú organické zlúčeniny, patriace do skupiny uhlíkovodíkov, ktoré sú jedny z najdôležitejších látok znečisťujúcich životné prostredie. V minulosti boli vyrábané pre rôzne priemyselné účely. Ich fyzikálno-chemické vlastnosti im umožňujú perzistenciu v životnom prostredí a bioakumuláciu v lipidoch tkanív všetkých organizmov (Borja, 2005). Vzhľadom na ich toxické vlastnosti a zaradenie do skupiny perzistentných organických polutantov (POPs) bola ich výroba zakázaná vo väčšine priemyselných krajín koncom 70. rokov. Mikrobiálna degradácia je jednou z možností eliminácie PCB zo životného prostredia (Furukawa, 2008). Úspešnosť biodegradácie allochtónnymi, ale aj prirodzenými baktériami, môže byť ovplyvnená toxicitou znečisťujúcich látok alebo ich metabolitov, pretože tieto látky predstavujú pre bakteriálnu bunku environmentálny stres. Mikrobiálna bunka má však určité adaptačné mechanizmy, ktoré jej umožňujú prežívanie aj v nepriaznivých podmienkach (Zorádová, 2011; Murínová-Zorádová, 2011).

Táto práca sa zaoberá vplyvom PCB v prítomnosti prírodných a syntetických terpénov (možných induktorov biodegradácie PCB) na bunkovú membránu, najmä na profil masných kyselín v bakteriálnych membránových lipidoch, *trans/cis* a *iso/anteiso* pomer masných kyselín, akumuláciu celkových lipidov, stupeň ich nasýtenia a produkciu biomasy dvoch bakteriálnych degradérov PCB *Pseudomonas veronii* a *Ochrobactrum anthropi*.

MATERIÁL A METÓDY

Kultivácia kmeňov *P. veronii* a *O. anthropi* sa realizovala v 200 ml definovaného minimálneho minerálneho média s prídavkom 48-hodinového inokula tak, aby počiatočná hmotnostná koncentrácia biomasy bola 1 g.l⁻¹. Na začiatku kultivácie sa do média nadávkovalo potrebné množstvo zásobného roztoku DELORU 103 s výslednou koncentráciou PCB 100 mg.l⁻¹, jednotlivých potenciálnych induktorov. Bifenyl, karvón a limonén sa zároveň pridali s PCB s výslednou koncentráciou 10 ml.l⁻¹, 3 g posekaných brečtanových listov a borovicového ihličia, 3 g nakrájaných pomarančových a mandarínkových šupiek. Bakteriálne kmene boli kultivované 6 dní pri 28 °C na rotačnej trepačke (180 ot.min⁻¹). Biomasa sa po 6 dňoch kultivácie scentrifugovala (3500 ot.min⁻¹, 30 min) a supernatant sa opatrne zliat. Biomasa sa kvantitatívne preniesla do vopred odváženej alobalovej planžety a vlhká biomasa sa sušila 6 hodín pri 60 °C. Vysušená biomasa sa preniesla do trecej misky a 10 min sa dezintegrovala morským pieskom. Lipidy sa extrahovali postupom podľa Čertík a Šajbidor (1996). Pripravená vzorka lipidov sa následne naniesla na TLC platne.

Na aktivovanú TLC platňu sa nanieslo bodovo určité množstvo izolovaných lipidov (2 a 10 µl) a platňa sa vyvíjala vo vyvíjacej sústave pre polárne lipidy (chloroform : acetón : metanol : kyselina octová : voda v pomere 50 : 20 : 10 : 10 : 5) (Čertík a Shimizu, 2000).

Vyškrabané vzorky lipidických frakcií sa vyextrahovali n-hexánom s prídavkom chloroformu 9:1 (2 – 3 ml). K extraktu sa pridalo 0,1 ml transesterifikačného činidla a celá zmes sa premiešala na vortexe a nechala 20 minút postáť. Následne sa k nej pridalo 0,1 ml metanolickej HCl a celý objem sa premiešal na vortexe a 3 minúty centrifugoval pri 3 000 otáčkach za minútu. Z vrchnej vrstvy sa odobrala horná tretina do vialky. Tá sa následne odfúkala plynným dusíkom. Vialka sa premyla 10 µl n-hexánu a z tejto zmesi sa odoberal 1 µl, ktorý sa následne manuálne dávkoval do plynového chromatogramu. Metylestery celkových lipidov sa pripravili postupom podľa Christopherson a Glass (1969).

Metylestery MK sa analyzovali metódou GC (Čertík a kol., 2003) na plynovom chromatografe GC – 6890N za týchto podmienok: kolóna – dĺžka 60 m, priemer 25 mm, hrúbka filmu 0,25 µm, zakotvená fáza – 50%-ný kyanopropyl-metylpolysiloxán (DB-23), nosný plyn – vodík, prietok nosného plynu 44 cm.s⁻¹ pri 130 °C, nástrek vzorky 1 µl roztoku metylesterov masných kyselín, teplota nástreku 220 °C, split 1:50, detektor: plameňovo-ionizačný (FID), teplota detektora 250 °C, prietok vodíka 40 ml.min⁻¹, prietok kyslíka 450 ml.min⁻¹, teplotný režim: 130 °C, 1 min; 130 – 170 °C, 6,5 °C.min⁻¹; 170 – 215 °C; 2,7 °C.min⁻¹, 215 °C – 7 min; 215 – 240 °C,

20 °C.min⁻¹, 240 °C, 2 min; integrátor: ChemStation (Agilent Technologies), identifikácia píkov na základe známych retenčných časov štandardov.

VÝSLEDKY A ZÁVERY

Stresové adaptačné zmeny sa odrazili v inhibícii rastu mikroorganizmov, v nadmernej akumulácii lipidov a v zmenách v profile mastných kyselín bunkovej membrány u oboch študovaných bakteriálnych kmeňov. Vyššie spomenuté stresové adaptačné odozvy oboch bakteriálnych kmeňov na prítomnosť PCB boli výraznejšie v prítomnosti karvónu, limonénu a bifenyly, ako v prítomnosti prírodných rastlinných materiálov s obsahom terpenoidných látok – ihličie, listy brečtanu, pomarančová a mandarínková kôra, šupka (induktorov biodegradácie PCB). U oboch študovaných kmeňov sa prídavkom syntetických terpénov (limonénu a karvónu) a tiež bifenyly (induktor biodegradácie PCB) zvýšila tvorba *trans* izomérov mononenasýtených MK, *anteiso* formy vetvených MK a celkových nasýtených MK v porovnaní s kontrolou – rigidifikácia cytoplazmovej membrány (Murínová, 2013). Prídavky pomarančovej a mandarínkovej šupky inhibovali adaptačné mechanizmy spôsobené PCB v prípade oboch bakteriálnych kmeňov, čiže tlmili nepriaznivý účinok látok na membránu. Najlepšie rastové podmienky pre oba kmene predstavovali prídavky pomarančovej a mandarínkovej šupky. Objasnenie týchto adaptačných mechanizmov rozširuje poznatky o potenciálnych degradéroch, ktoré môžu byť využité v bioremediačných procesoch.

POĎAKOVANIE

Táto práca vznikla vďaka finančnej podpore Slovenskej grantovej agentúry VEGA (projekt č. 1/0734/12) a grantu APVV-0656-12 Ministerstva školstva, vedy a športu Slovenskej republiky.

LITERATÚRA

- Borja, J., Taleon, D.M., Auresenia, J., Gallardo, S., 2005: Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. *Process Biochem.* 40: 1999 – 2013
- Christopherson, S.W., Glass, R.L., 1969: Preparation of milk fat methylesters by alcoholysis in an essentially nonalcoholic solution. *J. Dairy Sci.* 52: 1289 – 1290
- Čertík, M., Šajbidor, J., 1996: Variability of fatty acid composition in strains *Mucor* and *Rhizopus* and its dependence on the submersed and surface growth. *Microbios* 85: 151 – 160
- Čertík, M., Shimizu, S., 2000: Kinetic analysis of biosynthesis by an arachidonic acid producing fungus *Mortierella alpina* 1S-4. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 54: 224 – 230
- Čertík, M., Dercová, K., Sejáková, Z., Findová, M., Jakubík, T., 2003: Effect of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) on the membrane lipids of bacterial cell. *Biology* 58: 1111 – 1117
- Furukawa, K., Fujihara, H., 2008: Microbial degradation of polychlorinated biphenyls: biochemical and molecular features. *J. Biosci. Bioeng.* 105: 433 – 449
- Murínová, S., Dercová, K., Lukáčová, L., Lászlóvá, K., Dercová, K., 2013: Adaptačné odozvy bakteriálnych kmeňov na environmentálny stres spôsobený prítomnosťou toxických organických zlúčenín. *Chemické Listy* 107: 356 – 361
- Murínova-Zorádová, S., Dudášová, H., Lukáčová, L., Dercová, K., Čertík, M., Šilhárová, K., Vrana, B., 2012: Adaptation mechanism of bacteria cells during PCBs degradation in the presence of natural and synthetic terpenes, possible degradation inducers. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 94: 1375 – 1385
- Zorádová, S., Dudášová, H., Lukáčová, L., Dercová, K., Čertík, M., 2011: The effect of polychlorinated biphenyls (PCBs) on the membrane lipids of *Pseudomonas stutzeri*. *Int. Biodeter. Biodegr.* 65: 1019 – 1023

VYUŽITIE BAKTERIÁLNEHO KMEŇA *OCHROBACTRUM ANTHROPI* NA BOKATALÝZU DEGRADÁCIE POLYCHLÓROVANÝCH BIFENYLOV V KONTAMINOVANÝCH SEDIMENTOCH

Slavomíra Murínová^{1,2}, Katarína Dercová¹, Katarína Lászlóvá¹, Hana Dudášová¹

¹ Slovenská technická univerzita, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie

Ústav biotechnológie a potravinárstva, oddelenie biochemickej technológie, Radlinského 9, 812 37 Bratislava

² Výskumný ústav vodného hospodárstva Bratislava, Nábřežie arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava

e-mail: slavomira.murinoval@stuba.sk

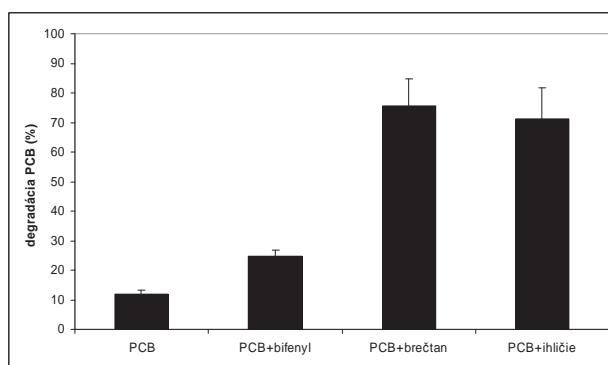
Kľúčové slová: bioaugmentácia, biodegradácia, biostimulácia, induktor, polychlórované bifenyly

ÚVOD

Polychlórované bifenyly (PCB) sú organické látky umelo syntetizované človekom za účelom ich využitia v priemysle. Na Slovensku sa tieto látky masívne vyrábali v podniku Chemko Strážske. Odpad z výroby končil bez prečistenia v odtokových kanáloch, cez ktoré sa dostal až do Strážskeho kanála, rieky Laborec a do Zemplínskej šíravy. V súčasnosti sa v tejto oblasti nachádza asi 30 tisíc ton kontaminovaných sedimentov, ktoré predstavujú nebezpečenstvo pre životné prostredie (Dercová a kol., 2008). PCB sú hydrofóbne, stabilné látky, ktoré sa akumulujú do tukových tkanív živých organizmov. Ide o veľmi toxické látky s preukázaným vplyvom na endokrinný, nervový a imunitný systém človeka (Langer a kol, 2012). Bioremediačné technológie predstavujú ekonomicky výhodné alternatívy k tradičným metódam odstraňovania organického znečistenia. Ide o technológie využívajúce degradačnú schopnosť mikroorganizmov, nachádzajúcich sa v kontaminovanej oblasti, k danému polutantu (Mrozik a Piotrowska-Seger, 2010). Degradačná schopnosť sa môže stimulovať prídavkom organického uhlíka a induktora degradácie (Hernandez a kol. 1997). Terpény a bifenyly sú látky štruktúrne podobné PCB, a teda je predpoklad, že budú stimulovať ich degradáciu. Takisto môžu slúžiť ako dodatočný zdroj uhlíka a tým zvýšiť množstvo degradujúcich baktérií v kontaminovanej oblasti.

VÝSLEDKY

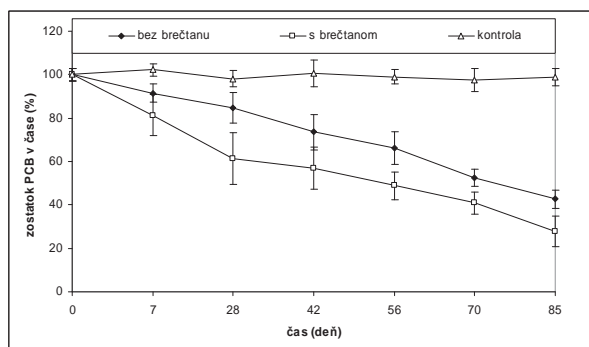
Schopnosť novo izolovaného bakteriálneho kmeňa *Ochrobactrum anthropi* degradovať polychlórované bifenyly (PCB) bola študovaná v aeróbných podmienkach. Kmeň bol izolovaný z dlhodobu kontaminovaného sedimentu zo Strážskeho kanála. Biodegradačná schopnosť kmeňa voči PCB v minerálnom médiu bola stimulovaná prídavkom rôznych látok – bifenyly, borovicového ihličia a brečtanových listov. Najvyššia účinnosť biodegradácie PCB v kvapalných definovaných minerálnych médiách bola dosiahnutá prídavkom brečtanových listov (obr. 1). Naopak najnižšia účinnosť biodegradácie PCB bola pozorovaná v kontrolnom experimente, kde sa v médiu nevyskytovali iné látky okrem PCB.



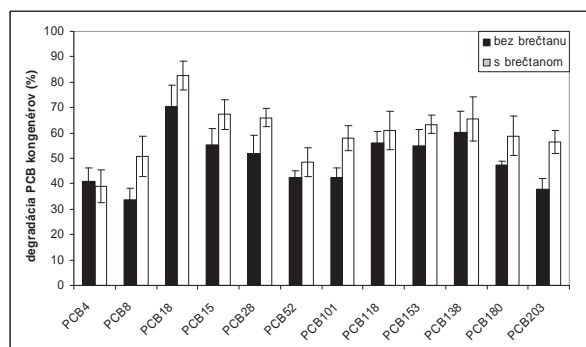
Obr. 1 Degradácia PCB v kvapalnom minimálnom minerálnom médiu v prítomnosti bifenyly, brečtanových listov a borovicového ihličia. Kontrolný experiment obsahoval iba samotné PCB

Najvyšší rast bakteriálneho kmeňa bol pozorovaný v prítomnosti brečtanových listov a borovicového ihličia. Na základe týchto výsledkov sa uskutočnil experiment v kontaminovanom sedimente zo Strážskeho kanála. V tomto experimente sa využila biodegradačná schopnosť *O. anthropi* bez prítomnosti brečtanových listov a v ich prítomnosti. Vyššia biodegradácia PCB po pridaní brečtanových listov sa potvrdila (obr. 2). Degradácia v sedimente s bakteriálnym kmeňom *O. anthropi* ukázala, že daný kmeň je schopný degradovať široké spektrum chlórovaných kongenéro. Počas 85 dní došlo k zníženiu koncentrácie nielen nižšie chlórovaných kongenéro

(di-, tri-, tetra-), ale aj vysoko chlórovaných (penta-, hexa-, hepta-) (obr. 3). Tieto výsledky sú v súlade s experimentmi, uskutočňovanými v kvapalných minerálnych médiách. Z obr. 2 a 3 vyplýva, že množstvo odstránených PCB bolo vyššie, keď sa do média pridali brečtanové listy ako induktor degradácie. V prítomnosti brečtanových listov prebiehala degradácia rovnomerne od 28. dňa až po 85. deň. V experimente bez brečtanových listov môžeme vidieť, že najväčšie množstvo PCB bolo odstránené až počas posledných 29 dní. Brečtanové listy urýchlili degradáciu PCB a takisto zvýšili množstvo PCB, ktoré bolo baktériami odstránené zo sedimentu. Najvyššia degradácia bola zaznamenaná pre kongenér PCB18 (2,2',5-trichlórbifenyl).



Obr. 2 Zostatok PCB v sedimente v priebehu experimentu. Kontrolná vzorka sedimentu sa kultivovala bez prídavku bakteriálneho kmeňa a brečtanu. Biodegradácia PCB kmeňom *O. anthropi* bola stanovená v sedimente s prídavkom alebo bez prídavku brečtanových listov



Obr. 3 Výsledná degradácia PCB kongenéro v sedimente na konci experimentu (po 85 dňoch). Kontaminovaný sediment bioaugmentovaný s *O. anthropi* bol sledovaný s prídavkom a bez prídavku nadrobno nasekaných brečtanových listov

ZÁVERY

Predložená práca mala za cieľ zistiť degradačnú schopnosť bakteriálneho kmeňa *O. anthropi* v modelovom minerálnom médiu a v prírodnej vzorke sedimentu a porovnať indukčný vplyv bifenyly, brečtanových listov a borovicového ihličia na biodegradáciu PCB v kvapalnom médiu. Zistilo sa, že listy brečtanu (s obsahom terpenoidných látok) pôsobili ako najlepší induktor biodegradácie PCB z testovaných látok. Ich indukčný vplyv na biodegradáciu PCB sa potvrdil aj v sedimente. Degradačná schopnosť kmeňa *O. anthropi* bola preukázaná pri prídavku všetkých testovaných látok a matric, ale najvyššia bola s prídavkom brečtanových listov. Degradácia vyššie chlórovaných kongenéro bola porovnateľná s degradáciou nižšie chlórovaných. *O. anthropi* sa javí ako vhodný bakteriálny kmeň pre praktické využitie pre bioremediačné účely.

POĎAKOVANIE

Táto práca vznikla vďaka finančnej podpore Slovenskej grantovej agentúry VEGA (projekt č. 1/0734/12) a grantu APVV-0656-12 Ministerstva školstva, vedy a športu Slovenskej republiky.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Dercová, K., Čičmanová, J., Lovecká, P., Demnerová, K., Macková, M., Hucko, P., Kušnir, P., 2008: Isolation and identification of PCB degrading microorganisms from contaminated sediments. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 62, 219 – 225.
- Hernandez, B. S., Koh, S. C., Chial, M., Focht, D. D., 1997: Terpene-utilizing isolates and their relevance to enhanced biotransformation of polychlorinated biphenyls in soil. *Biodegradation*, 8, 153 – 158.
- Langer, P., Kočan, A., Tajtáková, M., Drobná, B., Chovancová, J., Rádiková, Ž., Ukropec, J., Hučková, M., Imrich, R., Šofčíková, E., Gašperíková, D., Bergman, A., Hertz-Picciotto, I., Trnovec, T., Klimeš, I., 2012: Environmental contamination with endocrine and metabolic disruptors and their impact on health of Slovakian resident. *Monitor Medicine SLS*, 3 – 4, 5 – 12.
- Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z., 2010: Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. *Microbiology Research*, 165 (5), 363 – 375.

SANÁCIE ÚZEMÍ ZNEČISTENÝCH PRI MZV OD ROKU 2003 NA ÚZEMÍ SIŽP IŽP ŽILINA

Katarína Mitrinová, Katarína Ďurišová

Slovenská inšpekcia životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Žilina, odbor inšpekcie ochrany vôd, Legionárska 5, 012 05 Žilina
e-mail: sizpiovza@sizp.sk

Kľúčové slová: inšpekcia, vodný zákon, mimoriadne zhoršenie alebo mimoriadne ohrozenie vôd, sanácia

ABSTRAKT

Slovenská inšpekcia životného prostredia (ďalej SIŽP) ako odborný kontrolný orgán štátnej vodnej správy v súlade s § 62 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 preberá od roku 2002 všetky hlásenia o mimoriadnom zhoršení alebo mimoriadnom ohrození vôd (ďalej MZV) a riadi práce pri ich riešení.

V posteri zhodnotíme všetky naše poznatky, získané z riešení tých MZV, ktoré boli spôsobené neovládateľným únikom škodlivých látok na nespevnený terén, posudzované z pohľadu stupňa ochrany kontaminovaného územia, druhu a uniknutého množstva škodlivej látky, okolností, za ktorých k úniku došlo, potreby a spôsobu sanácie a pod. Textovú časť doplníme fotografickou dokumentáciou.

ÚVOD

MZV je v zmysle § 41 ods. 1 vodného zákona náhle nepredvídané a závažné zhoršenie alebo závažné ohrozenie kvality vôd, spôsobené vypúšťaním odpadových vôd bez povolenia alebo v rozpore s ním, alebo spôsobené neovládateľným únikom škodlivých látok a obzvlášť škodlivých látok, ktoré sa prejavujú najmä zafarbením alebo zápachom vody, tukovým povlakom, vytváraním peny, výskytom uhynutých rýb na hladine vody, alebo výskytom škodlivých látok a obzvlášť škodlivých látok v prostredí súvisiacom s povrchovou vodou alebo podzemnou vodou.

SIŽP v zmysle § 41 ods. 10 vodného zákona zisťuje príčiny vzniku MZV, riadi práce pri jeho riešení a vydáva príkazy na vykonanie potrebných opatrení. Je oprávnená vyžadovať spoluprácu orgánov štátnej správy, pôvodcu MZV, ak je známy, správcu vodného toku, záchranných zložiek a ďalších.

Od 1. 6. 2002 (nadobudnutie účinnosti zákona č. 184/2002 Z. z. o vodách a o zmene a doplnení niektorých zákonov) riešila SIŽP 374 MZV. V posteri sú zhodnotené tie MZV v územnej pôsobnosti SIŽP, Inšpektorátu životného prostredia Žilina (všetky okresy Žilinského kraja a 5 okresov Trenčianskeho kraja), ktoré boli spôsobené únikom škodlivých látok do prostredia, súvisiaceho s podzemnou vodou, a ktoré vyžadovali vykonanie sanácií kontaminovaného územia.

RIEŠENIE MIMORIADNEHO ZHORŠENIA ALEBO MIMORIADNEHO OHROZENIA VÔD

Rok	Počet MZV			Z toho počet MZV v			Príčina MZV		
	Celkom	MZV na podzemných vodách		CHVO	OP	CHVO a OP	Dopravná nehody	Cudzie zavinenie	Iné
		Celkom	So sanáciou						
2002	19	4	4	-	-	1	1	1	2
2003	42	9	4	-	-	-	3	-	1
2004	31	10	4	-	3	-	4	-	-
2005	31	21	4	-	2	-	4	-	-
2006	23	9	4	1	1	-	1	-	3
2007	37	8	7	-	-	1	6	-	1
2008	32	14	11	-	2	3	8	-	3
2009	31	12	9	3	1	-	6	2	1
2010	38	22	18	3	3	2	6	10	2
2011	29	16	15	3	2	-	6	8	1
2012	28	15	7	1	2	-	1	5	1
2013	33	15	13	2	3	1	6	5	2
Spolu	374	155	100	13	19	8	52	31	17

Tab. 1 Cudzie zavinenie: poškodenie transformátora pri krádeži medeného vinutia, krádež motorovej nafty zo zásobnej nádrže. Iné: technická porucha zariadenia, v ktorom sa zaoberalo so škodlivými látkami

Rok	Druh škodlivej látky (l)		Znečistená plocha (m ²)	Max. úroveň znečistenia zeminy (mg/kg)	Spôsob sanácie	
	Ropné látky	Iné			Odt'azenie zeminy (t)	Na mieste použitý materiál (t)
2002	170	11 000	140	-	-	0,2
2003	360	200	194	63 975	44,8	-
2004	950	-	60	70 540	61,0	-
2005	490	-	47	-	31,3	-
2006	497	-	620	-	77,3	-
2007	3 522	-	432	13 600	309,2	-
2008	1 206	-	238	11 890	172,8	-
2009	4 489	-	150	89 190	146,7	-
2010	3 567	12 000	533	208 300	259,4	8,0
2011	2 159	-	173	35 020	207,7	-
2012	7 155	-	147	286 100	64,6	-
2013	2 188	37 000	1 168	83 900	198,9	-
Spolu	26 753	60 200	3 902	-	1 573,7	8,2

Tab. 2 Iné: čierny lúh, kyselina dusičná, kyslé moriace roztoky

Z tabuľky 1 je od roku 2007 zrejmy významný nárast počtu sanácií. Je spôsobený zmenou škodlivých látok, ktoré MZV spôsobili a s tým priamo súvisiacou požiadavkou na ich sanáciu. Kým v rokoch 2002 až 2006 prevažovali MZV spôsobené únikom škodlivých látok zo skupiny č. 8 Zoznam II Prílohy k vodnému zákonu – silážne šŕavy, priemyselné a organické hnojivá a ich tekuté zložky (najčastejšie maštalný hnoj a hnojovka), v ďalších rokoch došlo k nárastu počtu MZV, spôsobených únikom škodlivých látok zo skupiny č. 5 Zoznam II Prílohy k vodnému zákonu – rozložiteľné minerálne oleje a uhľovodíky ropného pôvodu (najčastejšie motorová nafta pri dopravných nehodách a transformátorový olej pri krádeži medeneho vinutia transformátorov). V roku 2010 tvorili sanácie zeminy znečistenej transformátorovým olejom až 55 % z celkového počtu sanácií.

40 % MZV vzniklo na území so zvýšenou ochranou, z toho až 27 % v ochranných pásmach vodárenských zdrojov alebo prírodných zdrojov liečivých alebo minerálnych vôd (Kysucký Lieskovec, Pružina, Teplička nad Váhom, Turzovka – Predmier, Dubnica nad Váhom, Hôrka nad Váhom, vodárenské toky Kysuca a Oravica, Budiš, Fatra, Turčianske Teplice), kde bola rýchlosť a rozsah sanácie o to dôležitejšia.

Pôvodcom MZV, spojených so sanáciou, bolo celkovo uložených iba 29 pokút vo výške 25 483,00 eur. V ostatných prípadoch SIŽP nemohla uložiť pokutu (pôvodca MZV bol cudzí štátny príslušník – dopravné nehody, resp. pôvodca únik škodlivých látok nezavinil – krádeže).

MZV, spôsobené únikom ropných látok, sú vo všetkých prípadoch sanované odt'azením kontaminovanej zeminy a v prevažnej väčšine na základe hydrogeologického posúdenia odbornou organizáciou. Potreba sanácie a jej účinnosť sa potvrdzuje rozbormi zeminy. Maximálne hodnoty znečistenia zeminy v ukazovateli NEL pre jednotlivé roky sú uvedené v tab. č. 2, ukončenie sanácie je vždy preukázané dosiahnutím medzných koncentrácií kategória „B“, resp. t. č. indikačné kritérium.

Celkovo bolo odt'azených z plôch o celkovej výmere 3 902 m² 1 573 t kontaminovaných zemín, ktoré boli zlikvidované vhodným spôsobom v súlade s platnými právnymi predpismi. Náklady na hydrogeologické posúdenie územia a na sanačné práce znášal v plnom rozsahu pôvodca MZV. V prípade, že išlo o cudzieho štátneho príslušníka, znášal náklady poškodený. V dvoch prípadoch MZV, ktoré boli spôsobené únikom iných škodlivých látok (kyslé moriace roztoky a kyselina dusičná), bola sanácia vykonaná na mieste aplikáciou materiálu, ktorý uniknutú škodlivú látku zneutralizoval.

ZÁVER

Dovolíme si povedať, že počet riešených MZV, pri ktorých sa vykonala sanácia ako aj veľkosť sanovaných plôch sú z pohľadu ochrany podzemných vôd významné. Poukazujú na dobre fungujúcu spoluprácu všetkých zainteresovaných subjektov (SIŽP, HaZZ, správa vodných tokov a vodných zdrojov, OR PZ) od samotného ohlásenia MZV až po jeho vyriešenie.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Zákon 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
SIŽP IŽP Žilina, OIOV – interné materiály

APLIKÁCIA SANAČNEJ TECHNOLOGIE PRE PROSTREDIA S ODLIŠNÝMI HYDROGEOLOGICKÝMI VLASTNOSŤAMI

Katarína Kminiaková, Milan Kminiak

AQUIFER, s. r. o., Bleduľova 66, 841 08 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: kminiakova@aquifer.sk

Kľúčové slová: environmentálne záťaž, sanačná technológia, horninové prostredie, znečistenie ropnými látkami

Výber optimálnej sanačnej technológie možno vo všeobecnosti stanoviť na základe detailného charakteru geologických a hydrogeologických pomerov. Tieto významne ovplyvňujú mieru účinnosti aplikovanej technológie. Významnú úlohu pri jej výbere zohrávajú aj fyzikálno-chemické a chemické vlastnosti kontaminantu a doba jeho prítomnosti v horninovom prostredí.

V príspevku sú hodnotené environmentálne záťaž na dvoch lokalitách s rôznymi hydraulickými vlastnosťami horninového prostredia, znečistené ropnými látkami podobného charakteru (ropa).

CHARAKTER ZNEČISTENIA

V oboch prípadoch ide o reziduálne znečistenie, viazané na horizont zvodnených hlinitých a piesčitých štrkov (lokalita A), resp. piesčitých ílov mäkkej až tuhej konzistencie (lokalita B). Zvyškové znečistenie v časovom horizonte (roky) pomerne významne zmenilo svoje charakteristiky (kvalitatívne zloženie, fyzikálne a chemické vlastnosti). Reziduálne znečistenie je v záujmovom území zastúpené jednak pevnými časticami viac či menej nafixovanými na horninové prostredie a jednak rozpustnejšou zložkou, ktorá sa prúdením podzemnej vody postupne vyplavuje a rozpúšťa.

HETEROGENITA PRÍRODNÝCH POMEROV VO VZŤAHU K DOPLNKOVÉMU PRIESKUMU

Prieskum bol ovplyvnený mierou znalostí o lokalite pred návrhom sanačných prác. Vzhľadom k odlišnosti prírodných pomerov bol v oboch lokalitách koncipovaný rozdielne, čo do rozsahu i metodicky. Aktualizácia znečistenia (z hľadiska rozsahu i kvality) bola na oboch lokalitách navrhnutá prostredníctvom vrtných, vzorkovacích, laboratórnych prác a ich interpretácie.

Lokalizácia prieskumných sond bola vzhľadom na hĺbkový rozsah znečistenia v prípade lokality B (max. 2,0 m až 3,6 m p.t.) spresnená využitím metód atmochemie a geofyzikálneho prieskumu.

Vzhľadom na preukázané riziko migrácie znečistenia v prípade lokality A smerom na obytnú zónu (situovanú vo vzdialenosti 120 m od areálu, v smere prúdenia podzemnej vody) bolo posúdené i ekotoxikologické riziko podzemných vôd a vypracovaný model prúdenia podzemných vôd a transportu znečistenia v podzemnej vode. Hĺbkový rozsah znečistenia sa v tejto oblasti pohyboval v rozmedzí 7,0 – 11,0 m p. t.

Okrem uvedených rozdielov pri kvalitatívnej i kvantitatívnej charakteristike prostredia a stanovení vlastností kontaminantu boli použité rovnaké postupy a metodika. Práve odlišné hydrogeologické vlastnosti prostredia mali za následok vzniknuté rozdiely v migrácii a distribúcii reziduálneho znečistenia v horizontálnom i vertikálnom smere a na druhej strane aj pri jeho uvoľnení z horninového prostredia počas sanácie (zistené pomocou perkolačného testu).

Dosiahnuté výsledky poukazujú na vysokú sorpčnú schopnosť ílov (lokalita B), nízku priepustnosť a potvrdzujú i preukázanú nízku a stabilnejšiu mieru vyplavovania znečistenia z prostredia zemín do preplachovanej vody na lokalite B (NEL-IR v úrovni cca 0,2 – 0,3 mg.l⁻¹).

Naopak, dobrá miera uvoľnenia znečistenia z horninového prostredia je odrazom jeho litologického charakteru a tým i vyššej priepustnosti (lokalita A). Z výsledkov a priebehu perkolačného testu je zrejmé, že s rastúcim objemom vody pretečenej zeminou dochádza ku znižovaniu koncentrácie NEL vo vodnom výluhu a istému ustáleniu tejto koncentrácie, ktorá osciluje v úrovni cca 1,5 – 2,0 mg.l⁻¹.

VÝBER SANAČNEJ TECHNOLOGIE

Výber kombinácie sanačných technológií na lokalite A bol podmienený najmä

- a) vyššou priepustnosťou prostredia tvorenou hliníťmí a piesčítymí šťrkmi ($k_f = n \cdot 10^{-5}$ až $n \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$),
- b) preukázanou migráciou znečistenia podzemnými vodami v smere na obytnú zónu v blízkosti areálu,
- c) vyššou vyluhovateľnosťou reziduálneho znečistenia, preukázanou perkolačným testom.

Aplikoval sa kombinovaný sanačný systém, ktorý pozostával prakticky z dvoch súbežných celkov:

- kontinuálne prevádzkovanie hydraulickéj clony
 - zabránenie migrácie zvyškového znečistenia mimo areál technológiu sanačného čerpania
- aktívny sanačný zásah
 - odstránenie voľnej fázy z hladiny podzemnej vody a rozpustnej zložky znečistenia metódou pulzného čerpania
 - eliminácia kontaminantu sorbovaného na zeminy kolektoru zahlinených šťrkov kombináciou metódy air-sparging, pulzného zníženia hladiny podzemnej vody a zasakovania predčistenej vody (podporeného prídáním hygienicky neškodného detergentu)
 - pri návrhu optimálneho rozmiestnenia navrhovanej sanačnej technológie (čerpaných a vsakovacích vrtov) bol využitý model prúdenia podzemných vôd (Modflow).

Na lokalite **B** prírodné podmienky (nepriaznivá nízka priepustnosť a obmedzená migrácia znečistenia, obmedzená vyluhovateľnosť reziduálneho znečistenia z prostredia zemín pri interakcii s podzemnou vodou) a ich inhomogenita neumožnili použitie klasických sanačných metód. Tieto vzhľadom na nízku priepustnosť prostredia ílov ($k_f = n \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ až $n \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) a nižšiu vyluhovateľnosť znečistenia vyžiadali aplikáciu technológie triple phase (bioslurping). Je založená na podtlakovom čerpaní 3-fázového systému (plyn, kvapalina, fáza ropných látok) a slúži na sanáciu znečisteného horninového prostredia strednej až nízkej priepustnosti. Uvedená technológia sa používa na elimináciu znečistenia zeminy v nenasaturovanej zóne a odstraňovanie voľnej fázy produktu z povrchu hladiny podzemnej vody.

- overenie funkčnosti a aplikovateľnosti vybranej sanačnej technológie pomocou pilotného testu (informácie pre dimenzovanie /počet a rozmiestnenie sond, čerpaný prietok, polomer dosahu.../ a kalkuláciu sanačnej jednotky)
- prínosom technológie podtlakového čerpania bolo dosiahnutie pravidelných hydrodynamických rázov v zóne znečistenia a tým dosiahnutie kontinuálneho prítoku kontaminantu v plynnej i kvapalnej fáze v prostredí s tak nízkou priepustnosťou.
- prítok ropných látok do sanačných vrtov bol počas sanačného zásahu zintenzívnený samotným podtlakovým čerpaním, ktorým dochádza i k mobilizácii časti reziduálneho znečistenia, zachyteného v póroch zeminy v okolí sanačného vrtu.

Dosiahnuté výsledky z areálu B tak poukazujú, že sanácia horninového prostredia je možná i v menej priaznivých hydrogeologických podmienkach, ktoré boli v minulosti ťažko riešiteľné použitím klasických sanačných techník.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Kminiaková K., 2008: Remediácia horninového prostredia a podzemných vôd znečistených organickými látkami, dizertačná práca.

AKTUALIZACE HARMONOGRAMU REALIZACE A APLIKAČNÍ PODPORY PROVÁDĚCÍ ETAPY NÁRODNÍ INVENTARIZACE KONTAMINOVANÝCH MÍST (NIKM) V ČR

Zdeněk Suchánek

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

Klíčová slova: II. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst, metodika, projekt, databáze

Výsledkem první etapy NIKM bylo mj. vypracování metodiky inventarizace kontaminovaných míst a návržení projektu druhé – realizační etapy. Tyto výstupy byly k dispozici již v červenci 2012. Vlastní předložení žádosti o spolufinancování z prostředků OPŽP, umožněné v rámci XL. výzvy OPŽP v srpnu – září 2012 však nebylo možné, neboť pro realizátora projektu (agenturu CENIA) nebyly k dispozici prostředky na kofinancování projektu, které jí může poskytnout pouze její zřizovatel – Ministerstvo životního prostředí. Ani v roce 2013 se bohužel nepodařilo dojednat kofinancování pro realizaci NIKM ještě z prostředků stávajícího programového období Operačního programu životního prostředí (2007 – 2013). Z toho důvodu je druhá – prováděcí – etapa NIKM navrhována k uskutečnění až v dalším programovém období OPŽP (2014 – 2020).

PŘÍPRAVA PROJEKTU II. ETAPY NIKM

Období do případných výzev na předkládání projektů OPŽP (ČR), t. j. pravděpodobně do počátku roku 2015, bude využito k důkladné odborné diskuzi východisek, argumentace, obsahu a organizačnímu zabezpečení prováděcí etapy NIKM. Vzhledem k tomu, že aplikační nástroje (NIKM Editor, NIKM Klient) byly podle zadání z roku 2008 vyprojektovány v již letech 2009 – 2010 a dokončeny byly počátkem roku 2012, je na místě otázka, zda například pokrok IT řešení ve svém terénu umožňuje nasazení nové generace aplikací pro obsluhu centrální databáze NIKM a pro sběr dat v terénu (například tablety místo PC).

Je na místě se také zamyslet nad důvody pro realizaci tohoto rozsahem výjimečného projektu celostátní inventarizace kontaminovaných míst. Z průběhu projednávání kofinancování projektu vyplývá, že vrcholový management MŽP je třeba bezpodmínečně přesvědčit o nezbytnosti realizace projektu. Měly by tedy být znovu diskutovány argumenty k prohloubení argumentace pro uskutečnění NIKM (účel, potřebnost, rizika), zváženy možné varianty organizace projektu a možnosti rozšíření využívání výsledků projektu. Z průběhu projednávání vyplývá, že nejvhodnější formou přípravy úprav projektu je diskuze v rámci seminářů a workshopů organizovaných pro tento účel. V první řadě bude třeba dojít ke shodě o východiscích a argumentech pro uskutečnění NIKM z pohledu priorit státní politiky životního prostředí. Projednány by měly být i organizační varianty projektu, rozsah uplatnění podpůrných metod dálkového průzkumu Země a především otázka inovace aplikačních nástrojů.

PROČ REVIDOVAT PROJEKT, CO A DO JAKÉ MÍRY REVIDOVAT?

Pro jednotlivé semináře bude dopracován program, zahrnující tematicky příbuzné okruhy otázek, jako například:

- Platí stále původní – výchozí argumentace pro uskutečnění projektu NIKM, nebo je třeba argumentaci změnit – změna v politice životního prostředí?, změna v politické situaci?, změna ve společenské poptávce?, změna na kontextu EU – potřeba regulace /směrnice o ochraně půdy?
- Databáze a aplikační nástroje (NIKM Editor, NIKM Klient, webNIKM) – došlo již k tak zřetelné změně v technologiích, aby bylo třeba připravené aplikace inovovat?
- Rozsah podkladů – je stále aktuální potřeba použití celé metodiky DPZ vypracované v I. etapě projektu?
- Umožňuje připravená závaznost metodiky resp. její podrobnost různé varianty organizace inventarizace?
- Organizace inventarizace (varianty 1 tým – celé území ČR, více týmů – celé území ČR, jeden tým – po krajích, více týmů – po krajích)?
- Časový rozsah – platí stále představa provedení inventarizačních prací v minimálně 2 terénních sezónách?
- Kolik zakázek z OPŽP by bylo z pohledu organizace veřejné soutěže optimální – 1, 2 – 3, 14 (po krajích)?
- Má být finanční rozsah projektu předem stanoven (omezení z pohledu povinného kofinancování a omezení zdrojů v rozpočtu MŽP)?

VÝCHODISKA PRO REALIZACI PROJEKTU NIKM

Dosavadní projektové dokumenty jsou založeny na definici cíle projektu, kterým má být podchycení a základní zhodnocení co nejúplnějšího počtu kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných lokalit, vytvoření nebo

aktualizování jejich databázových záznamů a zajištění zpřístupnění a využití záznamů všemi složkami veřejné správy i veřejností. Argumentace vycházela z toho, že koncept projektu je v souladu s cíli a opatřeními obsaženými ve Strategickém rámci udržitelného rozvoje (UV č. 37/2010), kde z pěti prioritních os mají čtyři prioritní osy přímý vztah ke kontaminaci životního prostředí a ochraně zdraví člověka a ekosystémů, a to jak z hlediska nutnosti řešení již existujících problémů, tak i z hlediska předcházení těchto rizik. Význam provedení inventarizace podtrhuje zařazení tohoto úkolu do aktualizované Státní politiky životního prostředí (2012 – 2020). Potřeba inventarizace kontaminovaných míst je formulována v implementační části dokumentu v rámci kapitoly 1.3 Ochrana a udržitelné využívání půdy a horninového prostředí. Stav resp. posun v intenzitě argumentů a zdůvodnění potřebnosti realizace projektu je anotován v následující tabulce.

Argument / důvod	2008 – příprava projektu I. etapy	2009 – 2012 I. etapa – příprava projektu II. etapy – první programové období	2014 – 2015 příprava projektu II. etapy – nové programové období
Právní předpisy			
Ústava České republiky Čl.3 Součástí ústavního pořádku České republiky je Listina základních práv a svobod. Čl.7 Stát dbá o šetrné využívání přírodních zdrojů a ochranu přírodního bohatství. Základní listina práv a svobod: čl.35, m.j. (1) Každý má právo na příznivé životní prostředí. (2) Každý má právo na včasné a úplné informace o stavu životního prostředí a přírodních zdrojů.	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu
Zákon č. 106/1999 Sb., o svobodném přístupu k informacím a zákon č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí (zahrnuje transpozici směrnice INSPIRE).	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu
Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon) a Vyhláška č. 500/2006 o územní analytických podkladech, územní plánovací dokumentaci a způsobu evidence územní plánovací činnosti (jev 64).	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu
Příprava směrnice EU o ochraně půdy	Akutní – priorita	Nížší priorita (bez většího pokroku)	Nížší priorita (bez většího pokroku)
Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu a podle požadavků směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu	Stálá platnost argumentu
Politické dokumenty			
Programové prohlášení vlády ČR ¹	zmíneno	zmíneno	nezahrnuto
Strategický rámec udržitelného rozvoje (UV č. 37/2010)	obecně v souladu	obecně v souladu	obecně v souladu
Státní politika životního prostředí (2004 – 2010)	zahrnuto	zahrnuto	–
Státní politika životního prostředí (2012 – 2020) ²	–	zahrnuto	zahrnuto
Kontrolní závazek Nejvyššího kontrolního úřadu z kontrolní akce č. 09/18 Peněžní prostředky určené na odstranění starých ekologických zátěží ³		NIKM 2 je součástí nápravných opatření.	Argument trvá

¹ Usnesení vlády ČR č. 96 ze dne 12. února 2014, ² Usnesení vlády ČR č. 6 ze dne 9. ledna 2013, ³ Usnesení vlády ČR č. 621 ze dne 1. září 2010, Záznam ze zasedání vlády ČR ze dne 20. 4. 2011

Tab. 1 Matice východisek a argumentace pro realizaci projektu

Projektový tým NIKM je stále přesvědčen, že realizace projektu zajistí nebo podstatně přispěje k:

- omezení kontaminační zátěže životního prostředí;
- územnímu plánování, schvalování nové výstavby;
- zpřístupnění aktuálních informací o kontaminovaných místech široké veřejnosti;
- evidenci a vyhodnocování kontaminace podzemních vod a pro bilancování kontaminační zátěže podle požadavků příslušných evropských směrnic;
- souladu s požadavky a principy projednávané směrnice EU o ochraně půdy;
- kvalitnímu plnění reportingových povinností vůči EU, EEA, OSN (POPs), OECD;
- vyšší efektivitě výkonu státní správy nad kontaminovanými místy v celém procesu (od inventarizace po sanaci) pro MŽP, ČIŽP a potenciálně pro MF a k efektivitě výkonu státní správy v oblasti ekologické újmy.

POUŽITÁ LITERATURA

- Doubrava, P., Pavlík, R., a kol., 2008: I. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst. Projekt. Manuskript. Praha: CENIA, česká informační agentura životního prostředí, str. 1 – 85.
- Doubrava, P., Jirásková, L., Petrušková, J., Roušarová, Š., Řeřicha, J., Suchánek, Z., 2011: Metody dálkového průzkumu v projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst. CENIA, Praha, s. 1 – 94.
- Marek, J., Szurmanová, Z., 2012: Příprava metodiky inventarizace kontaminovaných míst. Sborník konference Sanační technologie XV. Pardubice, Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim, s. 90 – 94.
- Suchánek, Z. a kol., 2012: 2. etapa národní inventarizace kontaminovaných míst. Projekt. CENIA, s. 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, s. 27 – 33.
- Suchánek, Z., 2013: Výsledky 1. etapy projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM). Sborník konference Sanační technologie XVI, Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim, s. 175 – 180.

ÚNIK ROPNÝCH LÁTOK V ŽELEZNIČNEJ STANICI BANSKÁ BYSTRICA

Janka Kasanická, Monika Borloková

Železničná spoločnosť Slovensko, a. s., Rožňavská 1, 832 72 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: kasanicka.janka@slovakrail.sk; borloкова.monika@slovakrail.sk

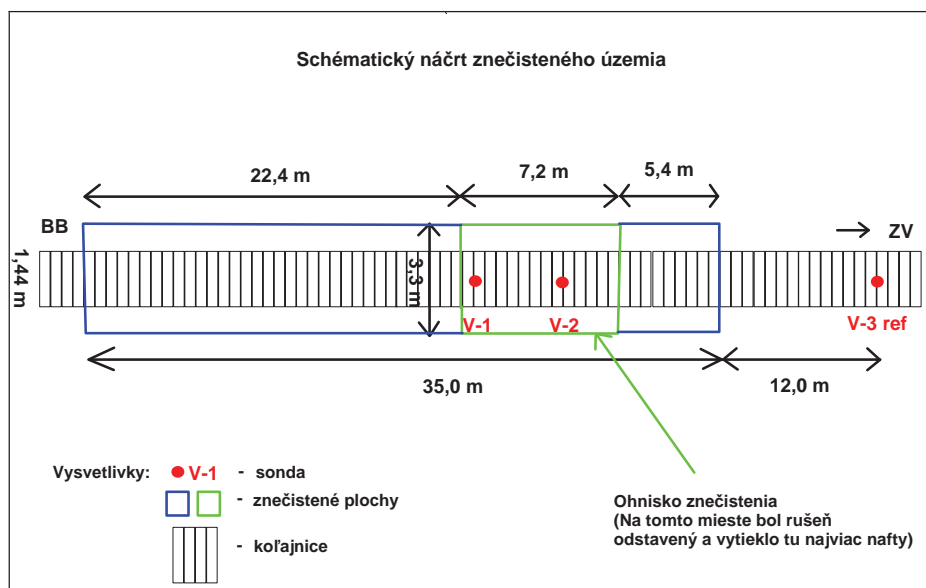
Kľúčové slová: havária, ropné látky, znečistenie, železničná doprava, sanácia.

ÚVOD

Doprava je jedným z významných faktorov, ktorý vo veľkej miere ovplyvňuje životné prostredie, a to najmä z hľadiska znečisťovania ovzdušia, tvorby odpadu, ale aj znečisťovania pôdy a vôd. Prevádzka železničnej dopravy si niekedy, podobne ako iné formy prepravy, vyžaduje aj riešenie mimoriadnych udalostí – havárií, pri ktorých dochádza k znečisteniu prostredia v súvislosti s únikom ropných látok. V máji 2013 došlo na 1. koľaji v železničnej stanici Banská Bystrica k havárii spôsobenej technickou poruchou palivovej nádrže železničného dráhového vozidla, pri ktorej uniklo cca 70 l motorovej nafty do okolitého prostredia. Slovenská inšpekcia životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Banská Bystrica, odbor inšpekcie ochrany vôd uložili pôvodcovi znečistenia – Železničnej spoločnosti Slovensko, a. s., (ZSSK) nápravné opatrenia, ktoré má vykonať na jeho odstránenie: hydrogeologické posúdenie zasiahnutého územia oprávnenou organizáciou a na základe hydrogeologického posúdenia za prítomnosti hydrogeológa vykonať práce, súvisiace s odstránením kontaminovaného štrkového lôžka železničnej trate a kontaminovanej pôdy v mieste úniku nafty a zabezpečiť ich zneškodnenie oprávnenou organizáciou v súlade s platnou legislatívou. Predmetná oblasť sa nachádza v katastrálnom území Banská Bystrica, v priestoroch hlavnej železničnej stanice Banská Bystrica.

HYDROGEOLOGICKÝ PRIESKUM ZNEČISTENEJ LOKALITY

Železničná spoločnosť Slovensko, a. s., si objednala realizáciu hydrogeologického prieskumu, ktorého úlohou bolo posúdiť vplyv úniku ropnej látky (nafty) na životné prostredie (Klúz a Knieta, 2013), resp. zistiť plošný a hĺbkový rozsah znečistenia štrkového lôžka a jeho podložia, posúdiť vplyv úniku ropnej látky na životné prostredie a ľudský organizmus, ako aj navrhnúť spôsob sanácie zasiahnutého územia. Kontaminácia predstavovala plošné znečistenie o dĺžke 35 m a šírke 1,44 m (šírka koľajnic). Najviac znečistená bola plocha cca 7,2 x 3,3 m – ohnisko znečistenia, nad ktorou bolo HDV odstavené. Ostatné plochy boli podľa vizuálneho posúdenia znečistené menej, len v priestore medzi koľajnicami. Rozmery kontaminovanej plochy sú znázornené na obr. 1 (Klúz a Knieta, 2013).



Obr. 1 Schématický náčrt znečisteného územia (v zelenom obdĺžniku do hĺbky 0,60 m (objem 14,256 m³), v modrých obdĺžnikoch do hĺbky 0,40 m (36,696 m³); spolu 50,952 m³ mínus objem cca 85 ks podvalov (8,5 m³). Objem makadamu, ktorý bol potrebný vybrať: 42,452 m³)

V rámci hydrogeologického prieskumu boli pre zistenie hĺbkového znečistenia realizované 3 sondy V-1, V-2 a V-3 ref, z ktorých boli odobraté vzorky zemín za účelom zistenia, či došlo k úniku nafty okrem železničného zvršku kofaje aj do pôdy. Sonda V-1 (hĺbka 0,9 m) bola realizovaná na okraji ohniska znečistenia, sonda V-2 (hĺbka 1,0 m) v mieste najväčšieho znečistenia, posúdeného vizuálne a sonda V-3 ref (hĺbka 0,4 m – slúžiaca na určenie pozadových koncentrácií znečistenia) bola realizovaná 12,0 m od kontaminovanej plochy smerom na Zvolen (Klúz a Knieta, 2013). Zo sondy V-1 aj V-2 boli odobraté 3 vzorky zemín, zo sondy V-3 ref bola odobratá 1 vzorka, pričom analyzované za účelom zistenia obsahu NEL-IR boli v akreditovaných chemických laboratóriách INGEO-ENVILAB, s. r. o., Žilina.

VÝSLEDKY HYDROGEOLOGICKÉHO PRIESKUMU A ICH VYHODNOTENIE

Výsledky chemických analýz boli vyhodnotené v zmysle metodického pokynu MŽP č. 1/2012-7. V rámci ohniska znečistenia sa ropná látka (nafta) dostala do hĺbky cca 0,40 - 0,50 m, čo bolo posúdené vizuálne, na základe zápachu, a overili to aj chemické analýzy. Intervenčné kritérium IT pre NEL-IR v zeminách bolo prekročené vo vzorkách VZ-1 v sonde V-1 (4 985 mg/kg) a VZ-1 v sonde V-2 (49 360 mg/kg), ktoré sa nachádzajú v ohnisku znečistenia (obr. 1). Indikačné kritérium ID pre NEL-IR v zeminách bolo prekročené vo vzorke VZ-1 v sonde V-3 ref (746 mg/kg), ktorá sa nachádza mimo znečisteného územia, čo indikuje pravdepodobne staré znečistenie (tab. 1).

Sonda + vzorka	Hĺbka odberu (m)	NEL-IR (mg/kg)	Kategória znečistenia
V-1 VZ-1	0,40	4 985	IT
V-1 VZ-2	0,40 - 0,75	42	< ID
V-1 VZ-3	0,75 - 1,00	130	< ID
V-2 VZ-1	0,25	49 360	IT
V-2 VZ-2	0,40 - 0,75	286	< ID
V-2 VZ-3	0,80 - 0,90	40	< ID
V-3 ref VZ-1	0,40	746	ID

Tab. 1: Výsledky chemických analýz v ukazovateli NEL-IR (Klúz, Knieta, 2013)

< ID: Znečistenie s koncentráciou NEL-IR <400 mg/kg – znečistenie, ktoré nepredstavuje hrozbu pre ľudské zdravie a životné prostredie; ID: Indikačné kritérium (pre NEL-IR – 500 mg/kg), je hraničná hodnota znečisťujúcej látky, ktorej prekročenie môže ohroziť ľudské zdravie a životné prostredie; IT: Intervenčné kritérium (pre NEL-IR – 1 000 mg/kg), je kritická hodnota koncentrácie znečisťujúcej látky, ktorej prekročenie predpokladá vysokú pravdepodobnosť ohrozenia ľudského zdravia a životného prostredia

Na základe overených skutočností (Klúz a Knieta, 2013) bola následne navrhnutá sanácia kontaminovaného štrkového lôžka v ohnisku znečistenia na ploche 7,2 x 3,3 metra do hĺbky 0,6 metra (vyznačená zelenou farbou na obr. 1) a na ostatných znečistených plochách v dĺžke 27,8 metra a šírke 1,44 metra do hĺbky 0,4 m (vyznačená modrou farbou na obr. 1). V zmysle uložených opatrení bolo v rámci sanačných prác odstránené kontaminované štrkové lôžko a kontaminovaná pôda, pričom bolo zneškodneného takmer 94 ton kontaminovaného materiálu.

ZÁVER

Vzhľadom na to, že znečistenie nepreniklo do hĺbky viac ako 0,5 m, rieka Hron sa nachádza vo vzdialenosti 220 m od miesta najväčšieho znečistenia, hladina podzemnej vody bola cca 1,7 m pod terénom a územie je budované od hĺbky 0,75 m nepriepustnými stredne plastickými ílmi, kvalita podzemných a povrchových vôd nebola vzniknutou haváriou ovplyvnená. Z hľadiska negatívneho vplyvu na životné prostredie je vždy nevyhnutný najmä rýchly zásah a odstránenie spôsobeného znečistenia, ako aj samotná prevencia vzniku takýchto havárií.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Klúz, M., Knieta, M., 2013: ŽST Banská Bystrica – posúdenie vplyvu úniku nafty z palivovej nádrže železničného dráhového vozidla na životné prostredie, Záverečná správa, HydroGEP, s. r. o., Banská Bystrica. 19 s.
Metodický pokyn č. 1/2012-7 z 27. januára 2012 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky. 79 s.

ZNEČISTENIE PROSTREDIA ZO STARÉHO NAFTOVÉHO HOSPODÁRSTVA V RUŠŇOVOM DEPE POPRAD

Katarína Magurová, Ivana Ondrejková

Železničná spoločnosť Slovensko, a. s., Rožňavská 1, 832 72 Bratislava, Slovenská republika
e-mail: magurova.katarina@slovakrail.sk; ondrejkova.ivana@slovakrail.sk

Kľúčové slová: železničná doprava, Rušňové depo Poprad, ropné látky, znečistenie, sanácia

ÚVOD

V súvislosti s likvidáciou starého naftového hospodárstva v Rušňovom depe Poprad bol objednaný Železničnou spoločnosťou Slovensko, a. s., (ZSSK) doplnkový geologický prieskum, sanačné práce v danej oblasti (Matiová, 2009, 2012) a následne aj posanačný monitoring na predmetnej lokalite (Matiová, 2013; Leššo, 2013). Vzhľadom na závažnosť kontaminácie ropnými látkami sa v roku 2009 začalo so sanáciou zisteného znečistenia. Účelom sanačných prác bola dekontaminácia podzemných vôd a horninového prostredia znečistených látkami ropného charakteru na úroveň cieľových limitov sanácie. Zaujímavé územie sa nachádza v katastrálnom území mesta Poprad v areáli ZSSK.

METODIKA

V zmysle projektu sanačných prác (Matiová, 2009) boli tieto práce rozdelené na dve etapy: odstránenie primárneho zdroja znečistenia – podzemných nádrží (2 nádrže po 100 m³) s potrebnými rozvodmi, sanácia horninového prostredia v oblasti úložiska nádrží a následne v smere prúdenia podzemných vôd metódou ex-situ odstránenie primárneho zdroja znečistenia – staré stáčanie a sanácia horninového prostredia v oblasti koľaje č. 319 metódou ex-situ. V rámci prípravných prác boli vybudované objekty sanačného systému: 2 sanačné vrty (HPS-1, HPS-2), 1 infiltračný drén (HPSD-1), 6 infiltračných vrtov (HPI-1 až HPI-6) a 8 monitorovacích vrtov (HP-1, HP-3, HP-4, HP-5, HP-6, HP-8, HP-9, HP-10).

Pre potreby sledovania vývoja kontaminácie podzemných vôd počas sanačných prác boli mesačne odoberané vzorky podzemných vôd zo všetkých vrtov sanačného systému (Matiová, 2012). Počas vzorkovacích prác boli súčasne zmerané hladiny podzemnej vody, ako aj voľná fáza ropných látok na hladine v prípade jej výskytu. Boli realizované aj terénne merania pre zistenie hodnôt pH, vodivosti a oxidačno-redukčného potenciálu. Z vrtov, kde sa nachádzala voľná fáza ropných látok, neboli vzorky podzemnej vody odobraté.

Cieľom sanačných prác bolo realizovať vyčistenie zvyškového znečistenia v nenasýtenej zóne ako sekundárneho zdroja kontaminácie podzemných vôd na ekologicky prijateľnú mieru, resp. na cieľové hodnoty stanovené v rizikovej analýze a realizovať vyčistenie kontaminovaných podzemných vôd na ekologicky prijateľnú mieru, resp. hodnoty stanovené v rizikovej analýze (tab. 1; Matiová, 2009).

Kontaminant	Cieľový limit sanácie pre podzemnú vodu (mg/l)	Cieľový limit sanácie pre zeminu (mg/kg)
NEL-IR	6,0	500
NEL-UV	6,0	500

Tab. 1 Cieľové limity sanácie

PRIEBEH A VÝSLEDKY SANAČNÝCH PRÁČ

V oblasti naftového hospodárstva boli vrtnými prácami overené kvartérne glaciálne sedimenty tvorené ílmi piesčitými až štrkami zašľovanými s prítomnosťou ostrohranných úlomkov ílov (Matiová, 2009). Hladina podzemnej vody kolísala v hĺbke 4,24 – 5,34 m pod terénom. Smer prúdenia podzemných vôd je SZ – JV. V sanačných vrtoch, ako aj v jednotlivých monitorovacích vrtoch sanačného systému od začiatku sledovaného obdobia 3. 11. 2009 až do 27. 7. 2011 dochádzalo k postupnému znižovaniu hladiny podzemnej vody. Vrstva ropných látok na hladine podzemnej vody sa počas sanačného čerpania v období december 2009 – marec 2010 nachádzala v sanačných vrtoch HPS-1 (0,5 – 21 cm) a HPS-2 (1 – 24 cm), ako aj v monitorovacích vrtoch HP-3 (0– 5 cm), HP-4 (film – 30 cm) a HP-8 (0 – 10 cm), od januára 2010 aj v HP-1 (film – 12 cm) a od augusta 2010 do decembra 2010 aj v novovybudovaných vrtoch HP-13 (0,5 – 6 cm), HP-14 (1 – 5 cm) a HP-15 (0 – 5 cm) (Matiová, 2012). Od januára 2010 dochádzalo k zvyšovaniu prítoku ropných látok vplyvom sanačného čerpania,

a tým aj k postupnému zvyšovaniu výskytu VFRL aj vo vrtoch HP-4 a HP-8. Odčerpávanie ropných látok bolo realizované pri zistení min. hrúbky voľnej fázy cca 10 cm. V období apríl – jún 2011 došlo k zníženiu VFRL na hladine podzemnej vody, ako aj k minimalizovaniu množstva odčerpaných ropných látok z hladiny podzemnej vody. Počas celého obdobia od začiatku sanačného čerpania vrátane poloprevádzkovej skúšky, t. j. od novembra 2009 do decembra 2011, bolo celkovo odčerpaných 8613,5 l látok ropného charakteru (Matiová, 2012).

Sanačné zariadenie redukovalo koncentrácie NEL-IR,UV, vstupujúce do sanačnej linky, na koncentrácie vo fónových hodnotách. Pred začatím poloprevádzkovej skúšky obsahy NEL-IR,UV v podzemnej vode väčšinou prekročovali iba kategóriu B v zmysle Metodického pokynu č. 1/2012-7 okrem vrtu HP-4, kde sa však nachádzal aj tzv. film ropných látok na hladine (Matiová, 2012). Vplyvom sanačného čerpania došlo k zvýšeniu koncentrácií NEL-IR, UV hlavne vo vrte HP-9 a NEL-UV vo vrte HP-10, čo bolo prejavom pritekania ropných látok počas optimálneho režimu sanačného čerpania. Koncentrácie NEL-IR, UV prekračujúce sanačný limit 6 mg/l boli zistené v októbri 2011 v monitorovacom vrte HP-4, ale do konca sledovaného obdobia už dosahovali fónové hodnoty. V monitorovacom vrte HP-8 sa nachádzala až do decembra 2011 VFRL na hladine podzemnej vody, ale v decembri 2011 už bola v tomto vrte zistená iba koncentrácia NEL-IR, UV prekračujúca sanačný limit 6,0 mg/l. Obsahy prekračujúce 1,0 mg/l boli zaznamenané v októbri 2011 v monitorovacom vrte HP-3, pričom v novembri a decembri 2011 prekročili limitnú kategóriu B, ako aj vo vrtoch HP-10 a HPI-6 (Matiová, 2012).

POSANAČNÝ MONITORING NA LOKALITE

Pre účely stanovenia účinnosti sanačných prác bola po ukončení sanácie mesačne po dobu jedného roka (12/2011 – 11/2012) sledovaná kvalita podzemných vôd v ukazovateli nepolárne extrahovateľné látky (NEL-IR, UV) v 7 vrtoch monitorovacieho systému – HP-1, HP-4, HP-5, HP-6, HP-10, HPS-1, HPS-2, resp. HP-3, HPI-6, HP-13 a HP-15 podľa výskytu voľnej fázy ropných látok (Matiová, 2013). Z hľadiska smeru prúdenia podzemných vôd bola sledovaná kvalita podzemnej vody vo zvodnenej vrstve nad kontaminovaným územím, v znečistenom území a pod kontaminovaným územím. Rovnako sa vykonávalo sledovanie úrovne hladín podzemných vôd, ako aj zisťovanie prítomnosti voľnej fázy ropných látok na hladine podzemnej vody. Počas posanačného monitoringu sa až do konca októbra 2012 (HP-4), resp. do septembra 2012 (HPS-1) vyskytovala voľná fáza ropných látok na hladine podzemnej vody hrúbky 0,1 cm. V rámci obdobia od decembra 2011 až do júna 2012 sa neustále nachádzala voľná fáza ropných látok na hladine podzemnej vody vo vrtoch HPS-1, HPS-2 a HP-4, t.j. v období nízkych stavov hladín podzemných vôd. Koncentrácie NEL-IR, UV boli počas posanačného monitoringu nižšie ako cieľový limit sanačných prác, okrem marca 2012, kedy bol vysoko prekročený v podzemnej vode vrtu HP-4 (Matiová, 2013).

Na základe naďalej trvajúceho výskytu VFRL na hladine podzemnej vody a odporúčania pokračovať v posanačnom monitoringu aj v r. 2013 (Matiová, 2013), bol rozhodnutím obvodného úradu životného prostredia vykonávaný posanačný monitoring aj v roku 2013 (Leššo, 2013). Objektmi posanačného monitoringu boli trvalo zabudované monitorovacie vrty (HP-1, HP-3, HP-4, HP-5, HP-6, HP-9, HP-10, HP-11, HP-12, HP-13, HP-14, HP-15), sanačné vrty (HPS-1 a HPS-2) a infiltračný vrt HPI-6. Frekvencia odberu vzoriek (NEL-IR) a zámerov HPV a VFRL bola daná raz za kvartál v rámci hodnoteného obdobia jún – november 2013. Stanovované koncentrácie NEL IR (max 0,61 mg/l, priemer 0,15 mg/l) sa pohybovali hlboko pod stanovenými sanačnými limitmi (6,0 mg/l NEL IR). Za sledované obdobie NEL IR iba v jednej vzorke podzemnej vody, a to z vrtu HP-3 zo dňa 26. 6. 2013, prekročili hodnotu indikačného kritéria (ID) Metodického pokynu č. 1/2012-7. V nasledujúcich odberoch prekročenie ID kritéria vo vrte HP-3 nebolo zaznamenané (Leššo, 2013). Voľná fáza ropných látok na hladine podzemnej vody v priebehu vzorkovacích prác nebola zaznamenaná. Vo vybraných objektoch, v období začatia vzorkovacích prác, bol zachytený na hladine podzemnej vody iba veľmi jemný film. Na základe uvedených skutočností bolo odporúčané monitorovacie práce ukončiť (Leššo, 2013).

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Leššo, J., 2013: Záverečná správa z posanačného monitoringu, Záverečná správa, ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice
- Matiová, Z., 2009: Doplnkový geologický prieskum životného prostredia v oblasti naftového hospodárstva v SP Poprad, Záverečná správa, HGM Žilina, s. r. o.
- Matiová, Z., 2012: Sanácia zemín a podzemných vôd v oblasti naftového hospodárstva v SP Poprad, Záverečná správa, HGM Žilina, s. r. o.
- Matiová, Z., 2013: Sanácia zemín a podzemných vôd v oblasti naftového hospodárstva v SP Poprad, Záverečná správa z posanačného monitoringu, HGM Žilina, s. r. o.
- Metodický pokyn č. 1/2012-7 z 27. januára 2012 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky. 79 s.

RIEŠENIE ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ PODĽA ZÁKONA č. 409/2011 Z. Z. NA ÚROVNI OKRESNÝCH ÚRADOV V SÍDLE KRAJA (PRAKTICKÉ SKÚSENOSTI)

Kamila Urbášková

Okresný úrad Banská Bystrica, Odbor starostlivosti o životné prostredie, Nám. L. Štúra 1, Banská Bystrica
e-mail: urbaskova@bb.ouzp.sk

Kľúčové slová: zákon o environmentálnych záťažiach, okresný úrad v sídle kraja, povinná osoba, plán prác, liberačné dôvody

Od 1. januára 2012 nadobudol účinnosť zákon č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov (ďalej len zákon o EZ), ktorý legislatívne zastrelil riešenie environmentálnych záťaží na území Slovenskej republiky. Orgánmi štátnej správy na úseku environmentálnej záťaže sú Ministerstvo životného prostredia SR (ďalej len ministerstvo), okresné úrady v sídle kraja (pozn. v zákone je zatiaľ uvedený krajský úrad životného prostredia) a Slovenská inšpekcia životného prostredia.

Ústredným orgánom štátnej správy na úseku environmentálnych záťaží je ministerstvo, ktorého kompetencie sú vymenované v § 11 zákona o EZ. Ministerstvo okrem iného zabezpečuje identifikáciu environmentálnych záťaží, ich klasifikáciu a zápis do informačného systému environmentálnych záťaží a rozhoduje v správnom konaní v druhom stupni vo veciach, v ktorých na prvom stupni rozhodol okresný úrad v sídle kraja.

Okresné úrady v sídle kraja majú rozsah svojej pôsobnosti vymenovaný v § 12 zákona o EZ. Ako prvostupňové orgány podľa § 5 zákona o EZ rozhodujú o určení povinnej osoby, v súlade s § 8 zákona o EZ, schvaľujú návrhy plánov prác, ich zmenu, aktualizáciu a podľa § 9 rozhodujú o ukončení realizácie plánov prác. V deň nadobudnutia účinnosti zákona o EZ mali príslušnú agendu environmentálnych záťaží na starosti krajské úrady životného prostredia, ktoré boli 1. 1. 2013 zrušené a ich kompetencie prešli na obvodné úrady životného prostredia v sídle kraja. V dôsledku reorganizácie štátnej správy došlo k 1. 10. 2013 k zrušeniu obvodných úradov životného prostredia v sídle kraja a ich pôsobnosť prešla na okresné úrady v sídle kraja, kde vznikli odbory starostlivosti o životné prostredie. Podľa miestnej príslušnosti teraz vykonávajú štátnu správu na úseku environmentálnych záťaží: Okresný úrad Bratislava, Okresný úrad Banská Bystrica, Okresný úrad Košice, Okresný úrad Nitra, Okresný úrad Prešov, Okresný úrad Trnava, Okresný úrad Trenčín a Okresný úrad Žilina.

ENVIRONMENTÁLNA ZÁŤAŽ Z POHLADU OKRESNÉHO ÚRADU

Environmentálne záťaže sú evidované v Informačnom systéme environmentálnych záťaží a rozdelené do troch registrov: Register A, Register B a Register C. Z pohľadu zákona o EZ je najdôležitejší Register B, v ktorom sú uvedené potvrdené environmentálne záťaže, ďalší postup vedúci k ich odstráneniu je určený práve v zákone o EZ. Pri každej potvrdenej environmentálnej záťaži sa preveruje, kto ju spôsobil a je definovaný z hľadiska zákona ako pôvodca.

URČENIE POVINNEJ OSOBY

Ak pôvodca zomrel, zanikol alebo nie je známy, okresný úrad v sídle kraja v správnom konaní určí povinnú osobu, ktorá na sebe preberá povinnosti pôvodcu. Za povinnú osobu môže byť v tomto konaní určený právny nástupca pôvodcu, ak to nie je možné, potom vlastníka nehnuteľnosti, na ktorej sa environmentálna záťaž nachádza.

Konanie o určení povinnej osoby začne okresný úrad z vlastného podnetu alebo na návrh vlastníka, užívateľa alebo správcu nehnuteľnosti s príslušnou environmentálnou záťažou, prípadne na podnet MŽP SR. Rozhodnutie o určení povinnej osoby okrem všeobecných náležitostí obsahuje: názov environmentálnej záťaže podľa registračného listu z IS EZ; názov a kód katastrálneho územia, názov a kód obce, okresu a kraja s predmetnou environmentálnou záťažou a lehotu na predloženie plánu prác. Rozhodnutie o určení povinnej osoby nemení ani neruší iné rozhodnutia, týkajúce sa riešenej lokality. Zákon o EZ v § 4 uvádza niekoľko liberačných dôvodov a pri ich naplnení sa konanie zastavuje rozhodnutím, ktoré okresný úrad posielajú na MŽP SR.

LIBERAČNÉ DÔVODY PRE PRÁVNEHO NÁSTUPCU PÔVODCU

Liberačné dôvody, uvedené v § 4 ods. 4 zákona o EZ, sa vzťahujú na právneho nástupcu pôvodcu. Prvé dve možnosti vychádzajú zo záväzkov, určených v privatizačnej zmluve pri privatizácii štátneho podniku podľa zákona č. 92/1991 Zb. o podmienkach prevodu majetku štátu na iné osoby (ďalej len privatizačný zákon).

Právny nástupca pôvodcu by mal pre svoju liberalizáciu preukázať, že vo vzťahu k environmentálnej záťaži boli splnené všetky záväzky alebo vynaložené finančné prostriedky určené v zmluve, uzatvorenej podľa osobitného predpisu, t. j. podľa privatizačného zákona. Súčasťou privatizačného projektu, predloženého po 29. februári 1992, musí byť aj vyhodnotenie záväzkov podniku z hľadiska ochrany životného prostredia, potvrdené príslušným orgánom štátnej správy pre životné prostredie, ktoré okrem iného zahŕňa aj vyčíslenie škôd na životnom prostredí, spôsobené doterajšou činnosťou podniku. Vynaložené finančné prostriedky sa preukazujú dokumentáciou o zlepšení stavu zložiek životného prostredia, napríklad záverečnou správou zo sanácie EZ, vypracovanou podľa geologického zákona alebo stavebného zákona, vrátane rozpočtu, a mali by korešpondovať s údajmi v privatizačnej zmluve. Stav životného prostredia by mal byť doložený výsledkami monitoringu znečistenia.

Ďalšou alternatívou je preukázanie, že štát sa zaviazal sanovať predmetnú environmentálnu záťaž a to na základe zmluvy s Fondom národného majetku SR podľa § 14 privatizačného zákona, ktorá obsahuje záväzok štátu na náhradu nákladov na usporiadanie ekologických záväzkov, vzniknutých pred privatizáciou, alebo na základe rozhodnutia vlády Slovenskej republiky, t. j. vláda Slovenskej republiky sa formou uznesenia zaviazala sanovať znečistené územia, napr. lokality znečistené Sovietskou armádou.

V prípade, ak environmentálna záťaž vznikla v dôsledku ukladania odpadu, ktoré bolo v súlade s právoplatným povolením, je nutné toto povolenie predložiť príslušnému okresnému úradu v sídle kraja.

LIBEREAČNÉ DÔVODY PRE VLASTNÍKA NEHNUTEĽNOSTI

Za povinnú osobu nemožno určiť vlastníka nehnuteľnosti, na ktorej sa nachádza environmentálna záťaž, ak preukáže aspoň jeden z liberačných dôvodov, uvedený v § 4 ods. 5 zákona o EZ. Ide o tých vlastníkov, ktorí po nadobudnutí nehnuteľnosti nepokračovali v činnosti, ktorá viedla k vzniku environmentálnej záťaže, a nadobudli ju buď dedením alebo o prítomnosti znečistenia nevedeli. Pokiaľ by však v činnosti, ktorá viedla ku vzniku environmentálnej záťaže pokračovali (napríklad na lokalite znečistenej ropnými látkami skladovali pohonné hmoty), musia preukázať, že nepoškodzovali horninové prostredie, podzemnú vodu a pôdu alebo ľudské zdravie. Keď je vlastníkom nehnuteľnosti fyzická osoba (občan), ktorá nemá s environmentálnou záťažou nič spoločné, prípadne o jej existencii nie je informovaná, takáto osoba by za predmetnú environmentálnu záťaž nemala niesť zodpovednosť.

PLÁN PRÁC NA ODSTRÁNENIE ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE

Pôvodca, povinná osoba alebo príslušné ministerstvo predkladajú okresnému úradu v sídle kraja na schválenie vypracovaný návrh plánu prác v lehote, ktorá sa odvíja od hodnoty klasifikácie environmentálnej záťaže (K) uvedené v IS EZ. Pri lokalite s vysokou prioritou riešenia ($K > 65$) do jedného roka, pri lokalite so strednou a nízkou prioritou riešenia ($K < 65$) do piatich rokov odo dňa nadobudnutia účinnosti zákona o EZ – pre pôvodcu, odo dňa nadobudnutia právoplatnosti rozhodnutia o určení povinnej osoby – pre povinnú osobu, alebo odo dňa vydania rozhodnutia vlády Slovenskej republiky – pre povinné ministerstvo.

Plán prác predstavuje postup jednotlivých úkonov, potrebných k odstráneniu environmentálnej záťaže a musí byť v súlade so Štátnym programom sanácie environmentálnych záťaží a s Vodným plánom Slovenska. Okresný úrad v sídle kraja kontroluje obsah plánu prác podľa § 8 ods. 4 zákona o EZ z hľadiska časového a vecného vymedzenia geologického prieskumu životného prostredia, sanácie environmentálnej záťaže, monitorovania faktorov životného prostredia, nákladov potrebných na jeho realizáciu a ďalšie náležitosti uvedené v § 12, § 14 a § 16 zákona č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (ďalej len geologický zákon).

Práce uvedené v pláne prác sa vykonávajú podľa geologického zákona, a preto sa na ich realizáciu musí zabezpečiť príslušná odborne spôsobilá osoba. Samotný plán prác je vyhotovený na základe schváleného projektu geologickej úlohy na odstránenie environmentálnej záťaže, ktorý vytvorí geologická spoločnosť s príslušným geologickým oprávnením podľa geologického zákona a priloží projekt ako prílohu plánu prác. Pokiaľ sa projekt geologickej úlohy plánuje vypracovať neskôr (po schválení plánu prác), musí byť predložený plán prác, vypracovaný iba odborne spôsobilou osobou s príslušným geologickým oprávnením.

Na väčšine lokalít s environmentálnou záťažou boli v minulosti realizované geologické práce, ktoré je potrebné zahrnúť do plánu prác. Ak bol na lokalite vykonaný geologický prieskum, predkladateľ plánu prác musí do plánu prác zahrnúť výsledky geologického prieskumu, schválené komisiou pre posudzovanie a schvaľovanie výsledkov záverečných správ s analýzou rizika znečisteného územia, tzv. výsledky analýzy rizika musia byť zahrnuté v pláne prác. Pritom analýza rizika by nemala byť staršia ako 2 roky, aby mala príslušnú výpovednú hodnotu, inak je potrebné realizovať doplnkový prieskum. Analýza rizika určuje sanačné limity a vhodnú sanačnú metódu, preto pri jej absencii musí plán prác začínať realizáciou geologického prieskumu v etape podrobného prieskumu.

Do plánu prác musí byť zahrnutý aj projekt odborného geologického dohľadu, ktorý zabezpečí kontrolu jednotlivých geologických prác. Vykonávať ju môže fyzická osoba, podnikateľ alebo právnická osoba s príslušným geologickým oprávnením podľa geologického zákona.

Harmonogram realizácie jednotlivých krokov v pláne prác si určuje pôvodca, povinná osoba alebo príslušné ministerstvo podľa svojich disponibilných finančných prostriedkov. V prípade vysokorizikovej environmentálnej záťaže musí plniť lehoty ustanovené osobitnými predpismi.

Ak plán prác spĺňa všetky náležitosti, okresný úrad v sídle kraja vydá rozhodnutie o jeho schválení a najmenej raz ročne kontroluje jeho realizáciu.

V priebehu vykonávania prác, uvedených v pláne prác, môže dôjsť k zisteniu, že je treba zvoliť iný postup, ako je uvedený v schválenom dokumente, alebo že si jeho realizácia vyžiada neprimerané náklady, v takomto prípade je nutné požiadať okresný úrad v sídle kraja o schválenie zmeny plánu prác. Inak každých šesť rokov až do doby ukončenia realizácie plánu prác musí byť zabezpečená aktualizácia plánu prác, ktorú opäť schvaľuje príslušný okresný úrad v sídle kraja.

UKONČENIE REALIZÁCIE PLÁNU PRÁC

Po ukončení všetkých geologických prác na lokalite s environmentálnou záťažou požiada pôvodca, povinná osoba alebo príslušné ministerstvo okresný úrad v sídle kraja o ukončenie realizácie plánu prác. K žiadosti predloží záverečnú správu o sanácii environmentálnej záťaže, záverečnú správu z monitorovania geologických faktorov životného prostredia a záverečnú správu o dosiahnutí cieľov geologickej úlohy, vypracovanú odborným geologickým dohľadom. Záverečné správy musia byť schválené komisiou pre posudzovanie a schvaľovanie výsledkov záverečných správ.

Právoplatné rozhodnutie o ukončení realizácie plánu prác zasiela okresný úrad v sídle kraja ministerstvu životného prostredia, ktoré aktualizuje údaje v IS EZ a v katastri nehnuteľností.

POUŽITÁ LITERATÚRA

Zákon č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o znení a doplnení niektorých zákonov
Zákon č. 569/2007 Z. z. o geologických prácach (geologický zákon)

Metodické usmernenie Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky k určovaniu povinnej osoby podľa zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o znení a doplnení niektorých zákonov zo dňa 30. októbra 2012

Metodické usmernenie Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky k Plánu prác na odstránenie environmentálnej záťaže podľa zákona č. 409/2011 Z. z. o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o znení a doplnení niektorých zákonov zo dňa 20. decembra 2012

SÚČASNÝ STAV IMPLEMENTÁCIE PROJEKTU MONITOROVANIA ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ NA SLOVENSKU

Igor Slaninka, Jozef Kordík

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra,
Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: igor.slaninka@geology.sk, jozef.kordik@geology.sk

Kľúčové slová: monitorovanie, monitorovací systém, monitorovací vrt, environmentálna záťaž, lokalita, informačný systém

ÚVOD

Príspevok sa venuje aktuálnemu stavu implementácie projektu Monitorovanie environmentálnych záťaží na Slovensku, skúsenostiam so zriaďovaním siete monitorovacích systémov pre vybrané lokality a prvotným výsledkom získaným v rámci projektu.

STRUČNÁ CHARAKTERISTIKA PROJEKTU

Projekt (geologická úloha) s názvom Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky (MEZ) žiadateľa Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra (ŠGÚDŠ) bol riadiacim orgánom pre Operačný program Životné prostredie (MŽP SR) schválený v septembri 2012. Hlavným cieľom geologickej úlohy je návrh a realizácia monitorovacích systémov pre vybrané environmentálne záťaže na Slovensku (spolu 161 lokalít). Geologická úloha napĺňa programové ciele vlády Slovenskej republiky, ktoré sú definované v dokumente Štátny program sanácie environmentálnych záťaží 2010 – 2015. Nadväzuje na výsledky doterajších rezortných úloh MŽP SR, najmä na projekty: Systematická identifikácia environmentálnych záťaží SR (Paluchová et al., 2008), Regionálne štúdie hodnotenia dopadov environmentálnych záťaží na životné prostredie pre vybrané kraje (Helma et al., 2010) a projekt Dobudovanie informačného systému environmentálnych záťaží (Paluchová et al., 2010).

Cieľ geologickej úlohy, ktorú bude ŠGÚDŠ vykonávať do konca roku 2015, bude dosiahnutý realizáciou týchto aktivít:

- spracovanie archívnych materiálov a vytvorenie účelového realizačného informačného systému pre projekt,
- zostavenie koncepčných modelov a ich aktualizácia,
- návrh programu monitorovania a jeho aktualizácia,
- realizácia monitoringu – odbery vzoriek, terénne merania a laboratórne práce,
- modelovanie a vyhodnocovanie výsledkov monitorovania.

SPRACOVANIE ARCHÍVNÝCH MATERIÁLOV, REKOGNOSKÁCIA TERÉNU A REALIZAČNÝ INFORMAČNÝ SYSTÉM PROJEKTU

V rámci tejto etapy projektu sa spracovali základné dostupné podklady pre všetky lokality (161). Boli spracované základné charakteristiky, v ktorých je uvedený popis a história environmentálnej záťaže (EZ), najdôležitejšie informácie o vlastníckych vzťahoch, vývoj lokality z hľadiska znečisťovania, charakteristika znečisťovania, zhrnutie prípadných opatrení na minimalizáciu vplyvu EZ na životné prostredie, realizovaných na lokalitách atď. V rámci ďalšieho postupu implementácie projektu bola vykonaná rekognoskácia lokalít, boli nadviazané kontakty s relevantnými subjektmi, a to najmä s vlastníckymi pozemkov, príp. správcami či nájomcami dotknutých nehnuteľností, ako aj s orgánmi štátnej správy činnými v oblasti životného prostredia. Dôležitým sa ukázala spolupráca s príslušnými miestnymi samosprávami. Táto etapa prác priniesla dôležité údaje o lokalitách a poukázala na potenciálne problémy s implementáciou projektu, ktoré spočívajú najmä v rôznom postoji k riešeniu problému konkrétnych EZ dotknutých subjektov a ich všeobecnej informovanosti o probléme EZ.

Zhromaždené údaje z predchádzajúcich etáp riešenia projektu sa postupne systematicky ukladajú do pracovného účelového informačného systému projektu. Údaje ukladané v systéme pozostávajú najmä z textových, ale aj grafických a numerických typov dát. Dôležitú súčasť tvoria skenované, príp. nafotené dokumenty, najmä geologické správy realizované na lokalite či v jej okolí. Samozrejmosťou sú podklady mapového (GIS) charakteru, ako napríklad geologické mapy, topografické podklady, vodohospodárske mapy, katastrálne podklady atď. Ďalšie druhy údajov sú ukladané v centrálnej online databáze, ktorá umožňuje paralelnú prácu širokého kolektívu pracovníkov na jednotnom základe. Databáza úlohy MEZ je budovaná centrálnou, na projektovom databázovom serveri ŠGÚDŠ (dionysos.gssr.sk) v Bratislave, v relačnom databázovom systéme

PostgreSQL 9.2 /PostGIS 2.1. Prístup do databázy je možný viacerými spôsobmi, s možnosťou využívania a editácie údajov databázy. Spomedzi možností je to napr. prístup prostredníctvom webovej aplikácie/webového formulára, prostredníctvom ODBC ovládača (napr. z programov MS Access, Excel a Mapinfo), príp. z programov QGIS a PgAdmin. V obmedzenej miere je možné využiť aj iné, ako napr. ArcGIS. V súčasnej dobe sú v centrálnej online databáze ukladané najmä mapové údaje, napr. údaje o atribútoch a pozíciách navrhovaného monitorovacieho systému, koncepčné modely atď. Súčasný pracovný informačný systém MEZ bude tvoriť základ pre informačný systém MEZ, ktorý bude prístupný aj širokej verejnosti.

V rámci rekognoskácie lokalít a získavania doplnkových informácií o lokalitách sa realizovali odbery rôznych geologických vzoriek, zameraných na preukázanie stavu kontaminácie v rôznych geologických médiách. V rámci odberov sa analyzovali vzorky podzemných a povrchových vôd, ako aj sedimentov a pôdy. Vo viacerých prípadoch sa preukázalo antropogénne ovplyvnenie vzoriek a potvrdili sa prejavy environmentálnych záťaží. Podrobnejšie informácie a interpretácie získaných prvotných výsledkov budú spracovávané v najbližšom období.

KONCEPČNÉ MODELY

Koncepčný model lokality EZ je schematické znázornenie kľúčových geologických, hydraulických a hydrogeochemických faktorov, pôsobiacich v horninovom prostredí a v útvare podzemnej vody. Táto charakteristika má zásadný význam pre pochopenie základných fyzikálnych a chemických procesov ovplyvňujúcich kvalitu podzemnej vody, ako aj celkový vplyv EZ na životné prostredie. Pri tvorbe koncepčného modelu sa v primeranom rozsahu zohľadňujú aj procesy prebiehajúce v pásme prevzdušnenia (pôda/zemina), ako aj kľúčové faktory v rámci biosféry a antroposféry. V súčasnej dobe boli v rámci projektu vypracované základné koncepčné modely pre monitorovacie lokality. Tieto koncepčné modely sa však budú naďalej vyvíjať a modifikovať v súlade s novozískanými údajmi. Aktualizované koncepčné modely budú súčasťou výstupov projektu.

VRTNÉ PRÁCE, GEOFYZIKÁLNE PRÁCE A DPZ

V súčasnosti hlavnou riešenou aktivitou projektu MEZ je návrh a realizácia monitorovacích vrtov pre jednotlivé lokality. Výber miest pre monitorovacie vrty je založený na vytvorených koncepčných modeloch. Vrtné práce sa rozbiehajú paralelne v piatich regiónoch Slovenska, kde realizačné geologické firmy, vybrané na základe verejného obstarávania, riešia príslušné strety záujmov a v spolupráci s ŠGÚDŠ projektujú technické detaily plánovaných vrtných prác. Medzi prvými lokalitami, kde sa predpokladá realizácia vrtných prác, sú lokality Lešť, Bučina – Zvolen, Bardejov, Medzev, Nováky atď. Predpokladaný začiatok vrtných prác je marec 2014. Ukončenie vrtných prác je plánované najneskôr do polovice roka 2015.

Geofyzikálne práce majú poskytnúť doplnkové informácie potrebné pre návrh a interpretáciu monitorovacích prác. Prvá etapa prác je zameraná na realizáciu CMD skríningu, potom nasledujú ďalšie druhy geofyzikálnych prác, pričom medzi najdôležitejšie patrí metóda multikáblu. Práce sa začali v priebehu mesiaca február 2014, prvé výsledky sú k dispozícii napr. z lokality Lešť, kde pomôžu k lokalizácii monitorovacích objektov. Metóda diaľkového prieskumu Zeme je taktiež podpornou metódou, zameranou na získanie doplnkových informácií o lokalitách. V prvej etape riešenia je vypracovaný projekt a v blízkom období sa predpokladá nákup konkrétnych snímok a ich spracovanie a interpretácia.

NÁVRH PROGRAMU MONITOROVANIA

Na sledovanie vývoja znečistenia prírodného prostredia vplyvom sledovaných environmentálnych záťaží sa pre každú lokalitu v súčasnosti vypracovávajú programy monitorovania, ktoré pozostávajú z návrhu monitorovacej siete (na základe konceptu tzv. porovnávacích miest sú bližšie špecifikované umiestnenia a počty monitorovacích vrtov, výber a počet iných monitorovacích prvkov – povrchové vody, pramene, receptory atď.) a programu samotných monitorovacích prác (pravidelné odbery vzoriek, terénne merania, výber ukazovateľov pre analytické práce). Program monitorovania predstavuje základný plánovací dokument na realizáciu monitorovania vybraných environmentálnych záťaží na území Slovenskej republiky.

ZÁVER

Projekt MEZ má predpokladané ukončenie koncom roku 2015. Súčasný stav prác dovoľuje predpokladať splnenie daných cieľov projektu. K hlavným problémom implementácie projektu však v rámci etapy vrtných prác patrí riešenie vstupov, stretov záujmov a dohôd s jednotlivými dotknutými subjektmi. Riešenie projektu už začína prinášať nové informácie o vybraných lokalitách EZ, čo napomôže k riešeniu problému negatívneho vplyvu EZ na kvalitu životného prostredia na Slovensku.

KONTAMINACE LÁTKAMI POP'S V ARMÉNII

Jan Bartoň, Boris Urbánek, Petr Lacina

GEOtest, a. s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika
e-mail: barton@geotest.cz

Klíčová slova: perzistentní organické polutanty, skládka s DDT, Arménie

ÚVOD

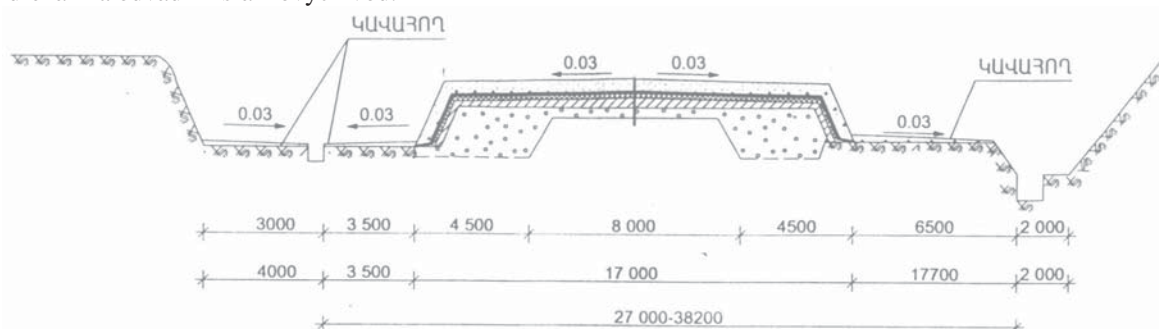
Účelem projektu bylo vytipování lokalit kontaminovaných látkami POP's (perzistentní organické polutanty) a minimalizace dopadů na životní prostředí v Arménii. Ze všech látek znečišťujících životní prostředí patří práv POP's mezi nejnebezpečnější.

Arménie patří mezi země, které uzavřely řadu dohod o životním prostředí zaměřených na globální chemickou bezpečnost (Stockholmská úmluva, Basilejská úmluva, Rotterdamská úmluva atd.). Tato země se však potýká s řadou překážek souvisejících s omezenými finančními zdroji a technickými kapacitami.

Projekt byl financován UNDP a implementován v rámci aktivit UNDP Bratislava Regional Centre. Jeho hlavním cílem bylo vypracování metodického plánu pro odběr vzorků, školení pro místní odborníky v Arménii (v souladu s mezinárodními standardy), odběr vzorků zemin a odpadů a jejich laboratorní analýzy.

ÚDAJE O ÚZEMÍ

Primární lokalitou byla oblast Nubarashen (skládka s DDT), dále se jednalo o v tšinou zakryté sklady z organochlorovanými pesticidy (Jjarat, Echmiadzin, masis, Alaverdi). Skládka v oblasti Nubarashen se nachází asi 20 km od Jerevanu v řídké osídlené oblasti a byla založena v roce 1982 nebo i dříve. Schéma skládky je zobrazeno na následujícím obrázku. Skládka je překryta cca 0,5 m mocnou t snící jílovitou vrstvou. Po obvodu je drenáž na odvádění srážkových vod.



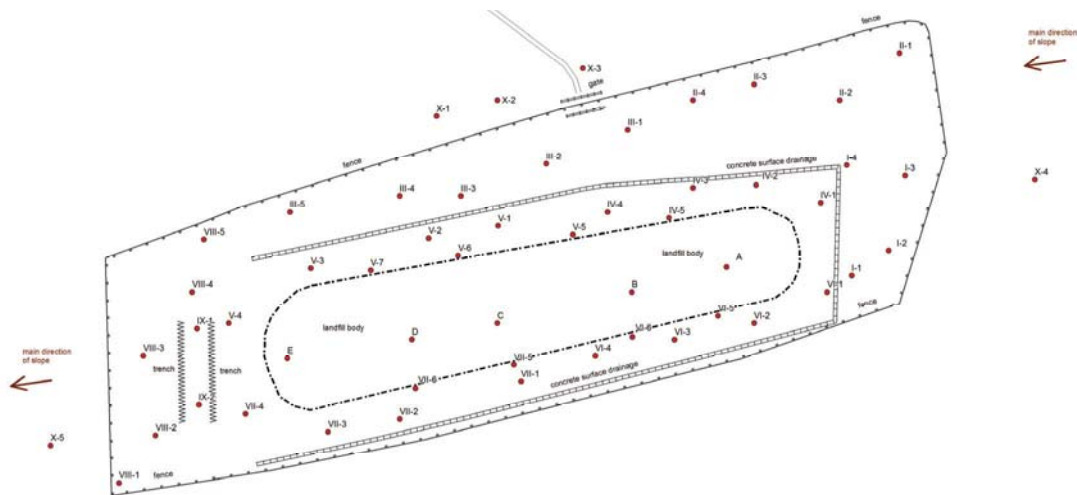
Obr. 1 Příčný řez skládkou

Na skládce je uloženo cca 500 t pesticidů, z nichž cca 190 t by m lo tvořit DDT a cca 48 t HCH (hexachlorcyklohexany). Lokalita je ohrožena sesuvy (nachází se v sesuvném území), hrozbu tvoří i místní obyvatelé – z toho důvodu je skládka oplocena a opatřena výstražnými cedulemi. V roce 2009 a 2011 bylo skládkové t lesu porušeno na ploše n kolika desítek m² a představuje tak zvýšenou hrozbu pro životní prostředí a zdraví obyvatel.

PRŮZKUMNÉ PRÁCE

V rámci průzkumných prací na lokalitě Nubarashen byly prostudovány dostupné materiály a prob hlo jednání s místními organizacemi a byla vytipována místa pro sondážní průzkum. V okolí skládky DDT bylo vyhloubeno 54 průzkumných sond do hloubky 2 až 3 m a byly odebrány zonální vzorky (po půl metru). Odb rová místa byla geodeticky zam ř ena. Odb r vzorků byl proveden na základ objednatelem schváleného Plánu odb ru vzorků. Postup vzorkování byl od míst s předpokládaným nejmenším místem znečišt ní do centra skládky, aby se zabránilo potenciálnímu rozvlečení kontaminace způsobené nevhodným vzorkováním.

Účelem vzorkování bylo zjistit hloubkový a prostorový rozsah kontaminace. Celkem bylo odebráno 100 vzorků sušiny na stanovení 4,4'-DDT, 2,4'-DDT, 4,4'-DDD, 2,4'-DDD, 4,4'-DDE, 2,4'-DDE, α HCH, β HCH, γ HCH, δ HCH, Hg a As. Za účelem ov ř ení možní migrace kontaminace byly hloubeny i sondy mimo oplocený areál. Organochlorované pesticidy (DDT, DDE, DDD, HCHs) byly analyzovány metodou GC-MS, arsen metodou ICP-OES a rtuť metodou AAS-AMA.



Obr. 2 Místa odběru vzorků

ZÁVĚR

Hraničním limitem byla koncentrace 50 mg/kg sušiny organochlorovaných pesticidů. Nadlimitní koncentrace byly zjištěny v následujícím rozsahu:

- Rozsah kontaminace v úrovni 0 – 0,5 m byl zjištěn v ploše cca 300 m² (tedy 150 m³) – oblast III a západní část tělesa skládky
- Rozsah kontaminace v úrovni 0,5 – 1 m byl zjištěn v ploše cca 3 000 m² (tedy 1 500 m³) – těleso skládky a přilehlé oblasti III, IV, V, VI a VII (izolovaný výskyt byl zjištěn ve vzorku IX-1)
- Rozsah kontaminace v úrovni 1 – 1,5 m byl zjištěn v ploše cca 2 800 m² (tedy 1 400 m³) – těleso skládky a v jeho těsné blízkosti v oblastech IV až VII. V sondách C a V – 6 byly zjištěny výskyty > 95% čistých pesticidů
- Rozsah kontaminace v úrovni 1,5 – 2 m byl zjištěn v tělese skládky – nadlimitní koncentrace byla zjištěna v sondách A, B a C. V sondě C přesáhla koncentrace hodnotu 1500 mg/kg, tedy mezní rizika pro lidské zdraví (Tauw, 2013). V sondě B byl zjištěn výskyt > 95% čistých pesticidů
- Rozsah kontaminace v úrovni 2 – 2,5 m byla zjištěna v sondě B v tělese skládky, kde koncentrace organochlorovaných pesticidů překročila mezní hodnoty
- Analýzy vzorků půdy mimo oplocený areál ukázaly, že organochlorované pesticidy se vyskytují v horních vrstvách půdy, a to v nízkých koncentracích – zvýšené koncentrace byly zjištěny pouze u brány do areálu, kde probíhalo navážení a další manipulace s pesticidy (tzn., že k migraci dochází spíše v důsledku zvýšeného pohybu osob než v důsledku v trné činnosti či splachů)

Intenzivní kontaminace půd organochlorovanými pesticidy byla organolepticky zjištěna i na místech. V důsledku sesuvných pohybů bylo místo přemístěno o více než 10 cm po smykové ploše.

LITERATURA

- Holoubek, I., Klánová, J., Kočan, A., Čupr, P., Dudarev, A., Borůvková, J., Chromá, K., 2008: Global Monitoring Plan for Persistent Organic Pollutants Under the Stockholm Convention Article 16 on Effectiveness Evaluation. First Regional Monitoring Report Central and Eastern European and Central Asian Region. RECETOX MU Brno. RECETOX-TOCOEN REPORTS No. 339
- Petrlík, J., 2010: Report on the visit of Arnika Association members at the Nubarashen burial site in March 2010. Personal communication
- Ritsema, J., Pronk, W., Collet, B., Fokke, B., 2006: Obsolete pesticides in Armenia. Cooperative solutions from government and civil society. Milieucontact International and TAUW. The Netherlands
- Sir, M., 2010: Stanovení obsahu organochlorovaných látek ve vzorcích zemin, kalů a pesticidů. Institute of Chemical Technology, Prague, 2010
- Site Assessment and Facility study of the Nubarashen Burial Site of Obsolete Banned Pesticides in Nubarashen, Armenia, Contract No. ARM/01/2013, Draft, OSCE, TAUW, June 2013
- Tadevosyan, A., 2010: Expert conclusion on determination of chloro-organic pesticides in soil around the burial ground of the obsolete pesticides. Department of Public Health, Yerevan State Medical University
- Toxic hot spot in Armenia, Monitoring and Sampling Report, Arnika, AWHHE, 2010
- Urbánek, B., Lacina, P., Bartoň, J., 2013: Transfere of Czech knowledge: Strengthening National Capacities on Comprehensive Chemicals (Persistent Organic Pollutants) contaminated site assessment in Armenia, Report on Sampling on Nubarashen Site and Sampling Plan for the Nubarashen Site

ANALÝZA RIZIK AREÁLU PO HLUBINNÉ T ŹB URANU – BYTÍZ

Jan Bartoň, Ivana Schwarzerová, Alena Polenková

GEOtest, a. s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, Česká republika
e-mail: barton@geotest.cz

Klíčová slova: analýza rizik, hlubinná t Źba uranu, radiace, průzkumné práce

ÚVOD

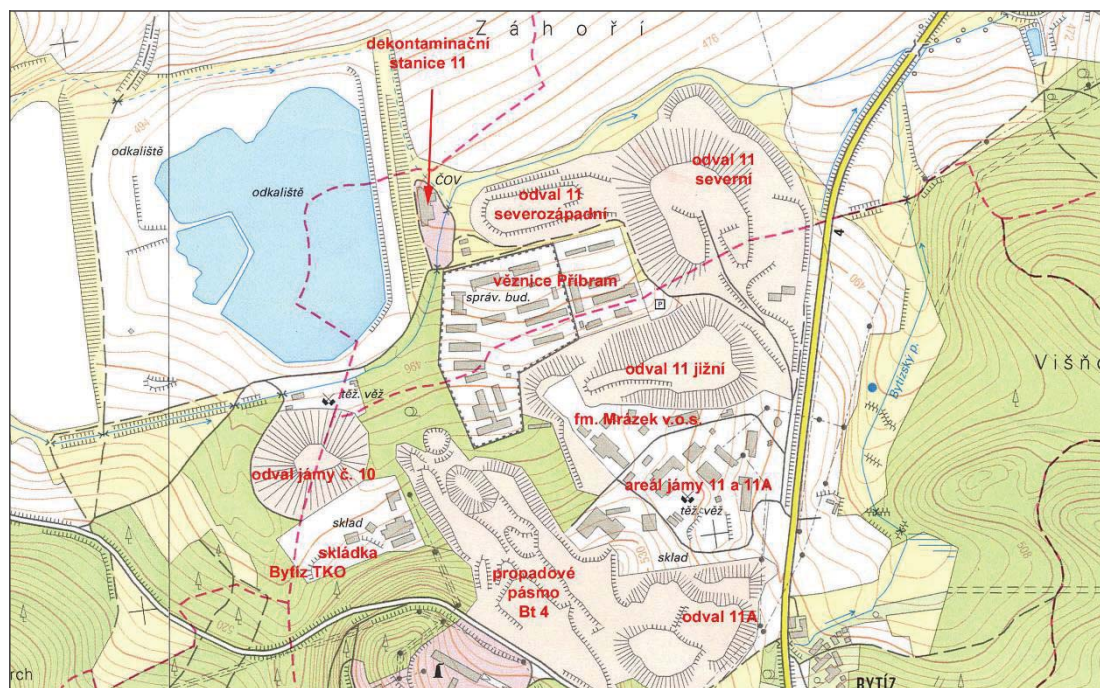
Předmětem analýzy rizik byl areál jámy po hlubinné t Źb uranu a dva přilehlé odvaly. Cílem analýzy rizik bylo vyhodnocení výsledků průzkumných prací, které byly zaměřeny na identifikaci zdroje znečištění, rozsah a úroveň znečištění zemin, stavebních konstrukcí, důlních, podzemních, povrchových, odpadních vod a dnových sedimentů, možnost migrace kontaminace podzemními a povrchovými vodami a vyhodnocení radiální zátěže. Na lokalitě byl prováděn hydrologický, hydrogeologický, geofyzikální, biologický a radiometrický průzkum a byla vypracována rozptylová studie. Výstupem byl návrh opatření vedoucích k eliminaci případných negativních vlivů.

ÚDAJE O ÚZEMÍ

Předmětný areál včetně odvalů se nachází na katastrálním území Bytíz, které má rozlohu 1,4 km² a nachází se cca 5 km na východ od Příbrami v České republice. Dobývací prostor je součástí chráněného ložiskového území Příbram. T Źba zde probíhala od roku 1949 do roku 1991 a bylo zde vyhloubeno celkem 23 km svislých a vyraženo 2 188 km horizontálních otvirkových a přípravných důlních děl.

Po ukončení t Źby zde byl vybudován podzemní zásobník plynu. Celková hloubka je 1 km (21. patro). Kavernový podzemní zásobník plynu je tvořen sítí horizontálních překopů, vytvářející prostor 620 502 m³. Likvidační práce byly započaty v roce 1990. V jejich průběhu bylo odstraněno veškeré zařízení a probíhalo zatopení jámy č. 11A. Odčerpávaná voda je vedena na kalové pole a po dekontaminaci (o kapacitě max. 40 l/s) je vypouštěna do Bezejmenného (Dubeneckého) potoka, který je zaústěn do Bytízského potoka.

Převážná část zájmového území je tvořena žulou až granodiority, a gabrodiority středočeského moldanubického a štenovického masivu s propustností puklinovou. Severně na toto pásmo navazuje pásmo střídání břidlic, prachovců a drobných s puklinovou propustností. V širším okolí lokality je v obci Dubenec využívána mřížová svrchní zvodň, a to především prostřednictvím domovních studní. Důlní voda vykazuje vysokou mineralizaci v důsledku vysokého obsahu síranů, chloridů, vápníku, hořčíku, sodíku a radia. Výluhy z odvalů, které jsou hlavním zdrojem kontaminace podzemních vod mřížového obvodu, obsahují radionuklidy, především uran.



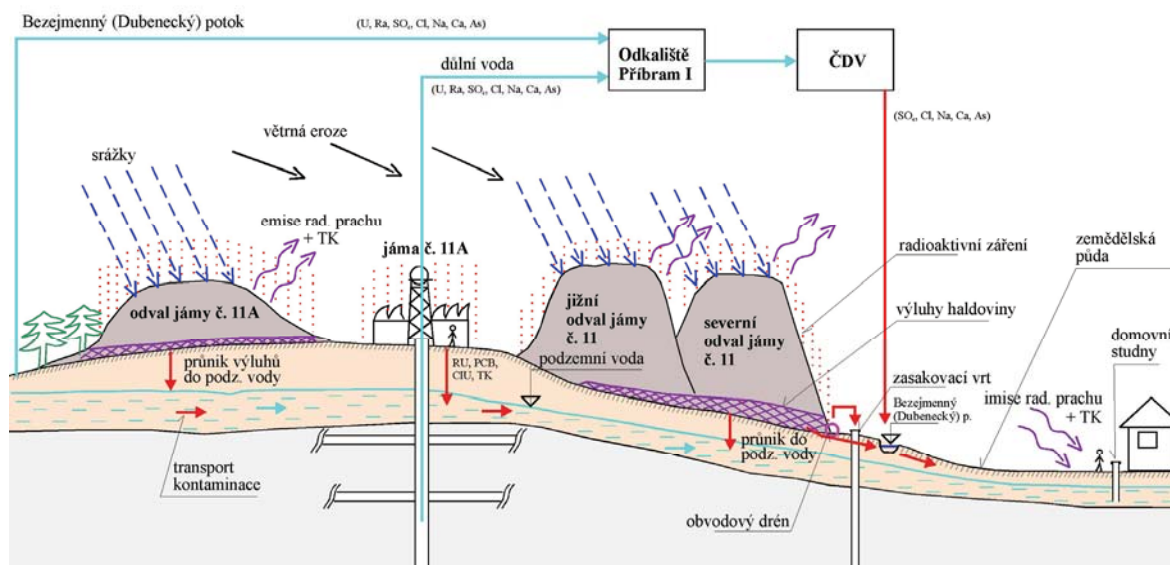
Obr. 1 Situace jámy č. 11A a dalších možných zdrojů kontaminace v okolí

PRŮZKUMNÉ PRÁCE

Primárními zdroji znečištění na lokalitě jsou důlní voda, hlušina na odvalech a kontaminované stavební objekty a manipulační plochy. Hlavními kontaminanty jsou ropné uhlovodíky, PAU, PCB, stopové kovy (As, Pb) a radioaktivita.

V rámci průzkumných prací byl proveden hydrogeologický, geofyzikální a radiometrický průzkum, vrtné, vzorkovací a analytické práce, hydrodynamické zkoušky a rozptylová studie. Vzorkována byla povrchová voda, podzemní voda, odpadní voda, dnové sedimenty, zeminy a stavební konstrukce. Hodnoty dávkového příkonu místně dosahovaly až 2 752,6 nGy/h, byla prokázána kontaminace horninového prostředí radionuklidy nad hodnotu přirozeného pozadí. Hlavními kontaminanty ve studnách a v potocích jsou sírany, chloridy, vápník, hořčík, sodík, arsen, uran a celková aktivita alfa. Hlavními kontaminanty dnových sedimentů jsou radium, uran a stopové kovy (As, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni).

Bylo zjištěno, že v průměru haldovina obsahuje 14,3 mg/kg uranu a 679,9 Bq/kg radia. Vzhledem k výsledkům rozptylové studie (prašný spad dosahuje mimo odvaly do 3 g/m² za rok) to představuje v průměru za rok 42,86 μg/m² uranu a 2,0397 Bq/m² radia.



Obr. 2 Koncepční model šíření znečištění

ZÁVĚR

Bylo zjištěno, že okolní vodoteče jsou ovlivněny uranovou činností a celá oblast je významně zatížena i radiačně. V souvislosti s poddolováním území jsou na lokalitě a v jejím okolí patrné ještě další negativní vlivy, jako je ztráta vody v domovních studnách a snížení průtoků ve vodotečích, existence propadových pásem a vtržení eroze povrchu hald a snos respirabilních částic s obsahem radionuklidů a kovů.

V hodnoceném území se nacházejí zdroje kontaminace jak horninového prostředí, tak podzemních a povrchových vod a ovzduší. Nebyli však zjištěni potenciální příjemci expozice (okolní obyvatelé jsou napojeni na veřejný vodovod a vodu ze studní využívají pouze k zálivce) nebo nebylo prokázáno překročení legislativních limitů v místech potenciálních příjemců expozice. To znamená, že vliv znečištění emitovaného hodnoceným územím nepřesahuje míru přijatelných zdravotních ani ekologických rizik.

Aby však bylo možné využívat hodnocený prostor v souladu s územním plánem města Příbram (komerční industriální zóna), je nutné pokračovat v zahlazování následků dlouhodobé těžby uranu postupným odtěžením odvalů a odstraněním nevyužívaných objektů určených k demolicí.

LITERATURA

- Aulický, R., Burda, M., 2008: Technický projekt likvidace a sociální program. Likvidace těžebních a úpravárenských kapacit ložiska Příbram. Aktualizace č. 4 pro období let 2009 – 2013. DIAMO, s. p., Příbram
- Kolektiv, 2000: Riziková analýza ložiska Příbram, pracovní verze. Středisko odpadů Mníšek s. r. o.
- Ondráček P., 2009: Projektová dokumentace „Analýza rizik areálu po hlubinné těžbě uranu – Bytíz“. PÖYRY Environment a. s.
- Schwarzerová, I., Vilimová, Z., Bartoň, J., 2013: Analýza rizik areálu po hlubinné těžbě uranu – Bytíz, Závěrečná zpráva, GEOTest, a. s., 151 s. + přílohy

KVALITATÍVNA A KVANTITATÍVNA DOSTAČNOSŤ HYDROGEOLOGICKÝCH PODKLADOV NA HODNOTENIE VPLYVU ANTROPOGÉNNEHO ZNEČISTENIA PODZEMNEJ VODY ORGANICKÝMI LÁTKAMI V HORNINOVOM PROSTREDÍ S MEDZIZRNOVOU PÓROVITOSŤOU

Vladimír Pramuk, Karolína Adzimová

GEO Slovakia, s. r. o., Rampová 4, 040 01 Košice
e-mail: hydro@geoslovakia.sk

Kľúčové slová: hydrogeologické podklady, neistoty hodnotenia rizík, antropogénne znečistenie, spoľahlivosť geodát

ABSTRAKT

Predkladaný príspevok prináša pohľad na problematiku získavania hydrogeologických podkladov, ich kvalitatívnej a kvantitatívnej dostatočnosti, potrebnej na hodnotenie vplyvu antropogénneho znečistenia organickými nežiaducimi látkami v horninovom prostredí s medzizrnovou pórovitosťou. Príspevok vychádza z požiadaviek súčasne platnej legislatívy vo vzťahu k spracovaniu analýzy rizika, z analýzy dostupných geodát, z hodnotenia dimenzií riešenej problematiky v spätosti s časopriestorovými charakteristikami dotknutých zložiek environmentu, ich spracovania, ako aj ohraničení existujúcich údajov vo vzťahu k dostatočnosti ich poznania. Proces hodnotenia environmentálnych a zdravotných rizík, vyplývajúcich z prítomnosti antropogénneho znečistenia, sa za posledné obdobie výrazne zmenil.

Kým donedávna bolo chápanie rizika zamerané na samotný výpočet rizika zo známych diskretných hodnôt jednotlivých látok antropogénneho znečistenia, v dnešnom ponímaní predstavuje analýza rizika zložitý, komplexný proces, pozostávajúci z postupných krokov a sekvencií hodnotiacich riziká od environmentálnych po kvantitatívne, a kumulatívne zhodnotenie zdravotných rizík a ich prognózu. V rámci hodnotenia týchto rizík vznikajú neistoty hodnotenia, ktoré nie je možné opomenúť či zanedbať, a preto je ich dôležité eliminovať na čo najmenšiu mieru. Neistoty pri hodnotení rizík vznikajú ako dôsledok časopriestorových zmien vstupných parametrov znečisťujúcich látok, kumulatívneho pôsobenia látok, nedostatku a rôzneho stupňa vierohodnosti údajov potrebných pre výpočet rizík. Vzhľadom ku uvedenému je hlavným cieľom syntéza čo najreprezentatívnejších hydrogeologických údajov použitelných na posúdenie rizika šírenia sa nežiaducej látky s podzemnou vodou a predikcia jej kvalitatívnych a kvantitatívnych vlastností v mieste novej expozície. Základnými geodátami sú tak hydrogeologické charakteristiky, vyplývajúce z geologického prostredia (litologické vlastnosti uloženín, prítomné heterogenity, variabilita hydraulických a migračných parametrov kolektora), ako aj hydrogeochemické vlastnosti podzemnej vody a samotných kontaminujúcich látok. Charakter dát je od úrovne všeobecnej, až po mikroúroveň, kde sú dôležité jednotlivé zložky tej-ktorej znečisťujúcej látky, ich vlastnosti a väzby. Nerovnomerné laterálne a vertikálne litologické charakteristiky kvartérnych sedimentov, diapazón obsahov kumulovaných organických látok a meniace sa hydrogeochemické podmienky v zvodni, zapríčínajú rôznu intenzitu interakcií medzi migrujúcimi znečisťujúcimi látkami, horninovým prostredím a podzemnou vodou, prejavujúcou sa tak vo variabilite a obsahoch organických kontaminantov, ako aj ostatných komponentov v podzemnej vode v lokálnych hydrogeochemických zónach. Na určenie vplyvu znečisťujúcich organických látok je využívaný súbor údajov o dotknutých zložkách životného prostredia, a to ako o ich parametrických vlastnostiach, vplývajúcich na mobilitu kontaminantov (hydraulické parametre nasaturovaného i nenasaturovaného prostredia, efektívna rýchlosť prúdenia podzemnej vody, migračné parametre), tak aj o samotných identifikovaných nežiaducich látkach.

V rámci hodnotenia zdravotného rizika v rámci analýzy rizika znečisteného územia je dôležitý faktor expozície, pri ktorom vyvstáva nevyhnutnosť identifikovať zdroj znečistenia, migračné cesty, veľkosť expozície, jej charakter, trvanie, frekvencia a s tým súvisiace základné charakteristiky potenciálnych príjemcov. Rôznorodosť podmienok pri vytváraní expozičných scenárov je zapríčinená tak prírodnými pomermi lokality, technogénnymi a antropogénnymi faktormi, ako aj priestorovou distribúciou koncentrácií kontaminujúcich látok, geochemických, vodivostno-odporových a migračných parametrov prostredia. Získané geodáta identifikujú tieto vplyvy vo špecifikovaný moment verifikácie s rôznou úplnosťou a stupňom spoľahlivosti, pričom ich reprezentatívna vypovedacia hodnota podlieha pod vplyvom času zmenám, a to v rôznom stupni dynamiky.

HODNOTENIE VPLYVU ANTROPOGÉNNYCH SEDIMENTOV – RELIKTOV HAVÁRIE DEPÓNIA – NA KVALITU PODZEMNEJ A POVRCHOVEJ HYDROSFÉRY V CENTRÁLNEJ ČASTI HORNONITRIANSKEJ KOTLINY

Karolína Adzimová, Vladimír Pramuk, Mária Hodáková

GEO Slovakia, s. r. o., Rampová 4, 040 01 Košice, adzimova@geoslovakia.sk

Kľúčové slová: antropogénne znečistenie, podzemná a povrchová hydrosféra, stopové prvky

ABSTRAKT

Centrálna časť Hornej Nitry patrí dlhodobo k najvýraznejšie zaťaženým územiám Slovenska z pohľadu negatívneho pôsobenia človeka. Široké spektrum ľudských aktivít ovplyvnilo zložky životného prostredia o rad látok, spätých s antropogénnou činnosťou, ktoré sú rôzneho charakteru a stupňa nebezpečnosti.

Medzi najvýznamnejšie znečisťujúce látky patria v tejto oblasti, a to vzhľadom na ich schopnosti akumulácie a nízku degradovateľnosť, stopové prvky, spôsobujúce zmeny a defekty vzťahov a väzieb v ekosystémoch. V skúmanej oblasti k tomu prispela i havária hrádze popolovín v roku 1965. V dotknutom environmente sa vytvoril antropogénno-geogénny systém, v ktorom definovanie vzájomných vzťahov nie je vždy jednoznačné. Predmetný poster hodnotí výsledky získané z distribúcie vybraných stopových prvkov v horninovom prostredí pásma prevzdušnenia, pásma nasýtenia, v podzemnej a povrchovej vode v predpolí depónií v oblasti a posúdenie ich možnej interakcie.

Dominantným znečisťujúcim prvkom je arzén, ktorého koncentrácie v horninovom prostredí a v podzemnej vode sú vysoké a subsekvencne boli zvýšené obsahy arzénu, zistené aj v povrchových tokoch. V dôsledku prepojenosti podzemnej a povrchovej hydrosféry je existencia rizika vzájomného ovplyvňovania viacerých zložiek environmentu evidentná. Dôležitým aspektom hodnotenia arzénu ako nežiaduceho prvku nie je len jeho obsah v jednotlivých zložkách životného prostredia, veľmi podstatnou je aj charakterizácia jeho mobility a toxických vlastností, determinovaných mocenstvom. Pokles toxicity jednotlivých foriem arzénu sa prejavuje podľa schémy: $\text{As}^{3+} > \text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2 = (\text{CH}_3)_2\text{AsO}(\text{OH}) > \text{As}^{5+}$, v posteri sú uvedené poznatky o ich distribúcii v jednotlivých zložkách životného prostredia v skúmanej oblasti.

METODICKÁ A ANALYTICKÁ PODPORA BIOAUGMENTAČNÍHO ZÁSAHU

Miroslav Minařík, Vlastimil Pišťák, Jiří Mikeš, Martina Siglová

EPS, s. r. o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice, Česká republika
e-mail: eps@epssro.cz

Klíčová slova: bioremediační sanační technologie, mikrobiologický rozbor, screeningové studie, biostimulace, bioaugmentace

V uplynulých desetiletích stále se rozvíjející oblast sanačních technologií založených na využití bioremediačního potenciálu celé řady mikrobiálních taxonů představuje důležitou složku v nabídce možných řešení nápravy škod na životním prostředí. Oceňována je zejména přirozenost tohoto typu zásahu vůči životnímu prostředí a pak zejména výrazná ekonomická stránka v cí. I přes skutečnost, že aplikace biologického činitele není díky více či méně známým limitům univerzální, možnosti využití těchto biotechnologických postupů nacházejí uplatnění stále častěji. Nemalou zásluhu na tom má i ve své intenzivně prováděný základní a aplikovaný výzkum, v řadě případů realizovaný v těsné vazbě s průmyslovou sférou. Situace v Česku není rozhodně špatná a za uplynulých 15 let si environmentální technologie získaly dobré renomé, nicméně je nutné objektivně přiznat, že výslyš své má v této oblasti stále náskok. Společnost EPS, s. r. o. si je tohoto stavu v domě, a proto aktivně přispívá k dalšímu rozvoji odvětví environmentálních biotechnologií rozšířením spektra svých činností směrem k úzkému propojení výzkumné, vývojové a průmyslové (technologické) části.

Firemní mikrobiologická laboratoř v rámci Oddělení výzkumu a vývoje představuje důležitou součást struktury firmy operující na poli bioremediačních sanačních technologií. Její činnosti lze charakterizovat následujícími typy oblastmi působení, v nichž je EPS, s. r. o. schopná nebo schopná flexibilně reagovat prostřednictvím úzké kooperace s partnerskými subjekty. Na prvním místě je třeba jmenovat mikrobiologický rozbor matric životního prostředí, jehož výstupem je poskytnutí souboru informací o mikrobiologickém profilu lokality, jež je objektem zájmu environmentálního biotechnologa. Získané informace je EPS, s. r. o. schopna obohatit o cenné poznatky prostřednictvím screeningových studií koncipovaných podle konkrétních požadavků. Na základě výše uvedených rozborů a studií je možné podrobně charakterizovat spektrum příslušné mikroflóry a přistoupit k stanovení bioremediačních charakteristik těchto taxonů, které uspokojí cílenou selekci. V řadě případů však environmentální biotechnolog zjišťuje, že mikrobiologický profil kontaminované lokality je neuspokojivý. V tomto případě se nabízí možnost přistoupit k biostimulaci a bioaugmentaci lokality. Tyto zásahy vyžadují komplexní informační přístup založený na kooperaci mikrobiologa, hydrogeologa a chemika a především připravenost jak po stránce znalostí a zkušeností, tak především je nutné disponovat širokým spektrem nepatogenních taxonů s vysokým bioremediačním potenciálem napříč všemi biologicky transformovatelnými kontaminanty. EPS, s. r. o. disponuje kvalitními odborníky a specialisty ve všech uvedených oborech, rozsáhlou sbírkou bioremediačních činitelů a aktivně se rozšiřujícím souborem poznatků získávaných paralelně prováděným výzkumem. Posledním sférou činnosti mikrobiologické laboratoře je poradenství a konzultační činnost, v jejímž rámci je EPS, s. r. o. schopná kvalitně a objektivně reagovat na podněty, požadavky a přání klientů a implementovat do jejich řešení moderní trendy.

Společnost EPS, s. r. o. nabízí v rámci svého výzkumného a vývojového oddělení provedení mikrobiologického rozboru kontaminované matrice životního prostředí, izolovat dominující zástupce autochtonní mikroflóry, zajistit jejich identifikaci a dohledat zařazení do bezpečnostních tříd a poskytnout zákazníkovi důležité poznatky o profilu původní mikroflóry v rámci jeho zakázky. Součástí je i možnost provedení odběru vzorků přímo na lokalitě za účelem dodržení přirozených podmínek konkrétní mikroflóry.

Společnost EPS, s. r. o. je schopna ve své výzkumné -vývojové části zajistit nasimulování širokého spektra podmínek (disponuje vhodným vybavením, např. multikultivačním zařízením Bioscreen C) v kontextu dané lokality, zpracovat a vyhodnotit informace o jejich dopadu na sledovanou mikroflóru, navrhnout optimální parametry a upozornit na limitní hodnoty a inhibiční faktory. Dále namodelovat různá mikrobiální konsorcia a provést na nich sérii testů s cílem získat představu o mezidruhovém působení a vhodných poměrech zastoupení technologicky hodnotných kmenů mikroorganismů.

Společnost EPS, s. r. o. cíleně věnuje velkou pozornost paralelně probíhajícímu studiu bioremediačního potenciálu napříč celým mikrobiologickým spektrem, nejenom u taxonů izolovaných z konkrétních kontaminovaných lokalit, ale podrobně monitoruje vlastnosti sbírkových kmenů a aktivně se pokouší adaptovat naději se projevující mikroorganismy na podmínky, které je by je předurčovaly pro případné aplikace v rámci konkrétních bioremediačních sanačních zákroků. Důraz je samozřejmě kladen také na legislativní -bezpečnostní rámec. Touto činností EPS, s. r. o. obohacuje svou rozsáhlou kolekci bioremediačních taxonů, díky níž je

připravena řešit i nestandardní požadavky zákazníků v oblasti sanačních prací na bioremediační platformě. Společnost EPS, s. r. o. je díky své vlastní výzkumné činnosti vybavena nejenom prostředky, které umožní podrobný popis stavu prostředí s důrazem na jeho mikrobiologický profil, ale především disponuje širokou škálou taxonů, které mají vysokou pravděpodobnost úspěšně realizovat bioremediaci kontaminované lokality, a připravit jejich inokula. Dále provést v tísni testů, jejichž výsledky dají informace, jak stimulovat podmínky prostředí, aby se podpořila a posílila metabolická činnost autochtonních populací.

Společnost EPS, s. r. o. disponuje zkušenostmi v oblasti zpracovávání literárních rešerší na široké spektrum témat celé environmentální biotechnologie, je schopna vyhovět případným interdisciplinárním přesahům na přání zákazníka (medicína, zemědělství, energetika, farmacie) a provést podrobný komentovaný rozbor veškerých dostupných recentních informačních zdrojů a zpracovat je do projektů a prezentací. Dále je schopna zajistit školení pracovníků v oblasti bioremediačních technologií s důrazem na současné trendy a výhledy do budoucnosti tohoto rozvíjejícího se oboru formou kurzů, přednáškových cyklů i studijních materiálů.

Společnost EPS, s. r. o. neuzavírá svou mikrobiologickou laboratoř a výzkumné vývojové centrum před vnějším světem a nabízí na obchodních principech své kapacity zákazníkům, jimž se bude snažit aktivně, dynamicky a flexibilně nápomocí při řešení jejich specifických požadavků a přání týkající se problematiky bioremediačních sanačních technologií. Zejména si klade za cíl oslovit ty subjekty, které působí v oblasti environmentální biotechnologie a nedisponují potřebným zázemím pro realizaci, inovaci a zefektivnění vlastní práce.

PREDSTAVENIE SPOLOČNOSTI ISTROCHEM REALITY, a. s.

Ing. Pavol Zelenay, Ing. Eva Kimáková, Ing. Silvia Slezáková

Istrochem Reality, a. s.

Sídlo: Nobelova č. 34, 836 05 Bratislava, Slovenská Republika

IČO: 35 797 525

IČ pre DPH: SK2021511822

Zapísaný v Obchodnom registri Okresného súdu Bratislava I, oddiel Sa, vložka č.: 2572/B

Telefónne číslo: +421 2 4951 2413

Fax: +421 2 4951 2417

Web: www.istrochem.sk

Email: info@istrochem.sk

HISTÓRIA SPOLOČNOSTI

História podniku sa začala v roku 1873 jeho založením vynálezcom a podnikateľom Alfrédom Nobelom. Do roku 1885 patrila továreň do nemeckého koncernu Dynamit, predtým Alfréd Nobel a spol., v Hamburgu. V tom istom roku sa táto komanditná spoločnosť pretransformovala na akciovú spoločnosť Dynamit Nobel. Vďaka dobrej geografickej polohe a dopravným možnostiam spoločnosť prosperovala. Popri výrobe dynamitu, produkovala aj pušný prach, strelnú bavlnu, delostreleckú muníciu a neskôr aj balistit, ktorý sa plnil do torpédových hlavíc. Na začiatku 20. storočia patrila spoločnosť medzi najväčšie podniky v celej rakúsko-uhorskej monarchii. Neustále narastal objem výroby, modernizovali sa výrobné prevádzky a zakladali sa nové závody. V roku 1907 bola v spoločnosti Dynamit Nobel, a. s., vybudovaná veľká parná elektrárňa s dvoma turbínami. Ďalšia závodná elektrárňa bola vybudovaná v roku 1912, tretia v roku 1917.

Po prvej svetovej vojne začala továreň stagnovať a postupne bola nútená predat' všetky tri elektrárne. Nová etapa začala v roku 1939 po začlenení do nemeckého koncernu I. G. Farbenindustrie vo Frankfurte nad Mohanom. Po vypuknutí druhej svetovej vojny sa Dynamit Nobel, a. s., stáva súčasťou nemeckého zbrojárskeho priemyslu. Znovu začína výroba dynamitu a v roku 1942 výroba umelého hodvábu v novom závode Vistra. Počas bojov na konci vojny bola továreň značne poškodená a v roku 1946 zoštátnená a premenovaná na Chemické závody Dynamit Nobel, a. s. Do nového štátneho podniku boli včlenené podniky Avenáriu Petržalka a Malacky, Priadeliňa umelého hodvábu v Senici, Kotleáreň a zlievareň Bratislava i niekoľko menších obchodných spoločností. Popri obnove pôvodnej výroby sa v roku 1946 začalo aj s výrobou prostriedkov pre ochranu rastlín a gumárenských chemikálií. O dva roky neskôr začala výstavba nového závodu na výrobu umelého hodvábu – Závodu mieru. n. p. Tento závod patril medzi najväčšie priemyselné podniky vyrábajúce umelý hodváb na svete. V roku 1951 sa rozvoj továrne zastavil a podnik bol delimitovaný na niekoľko častí. Následne sa podnik premenoval na Závod Juraja Dimitrova, n. p., podľa bulharského komunistického revolucionára. Nový rozmach začal až v roku 1958, kedy sa väčšina odčlenených častí opäť zlúčila s materským podnikom a podnik sa premenoval na Chemické závody Juraja Dimitrova, n. p. Rozšíril sa sortiment výrobkov, vybudovali sa nové prevádzky aj závody. Nová pobočka vznikla aj v meste Šaľa, ktorá sa však časom osamostatnila pod názvom Duslo, a. s. V polovici 80. rokov dvadsiateho storočia Chemické závody Juraja Dimitrova, n. p., dosiahli vrchol svojho rozvoja. V podniku pracovalo približne 8 000 zamestnancov a vyrábali sa gumárenské chemikálie, prísady do olejov, priemyselné trhaviny, umelý hodváb, polypropylénové vlákna, prostriedky na ochranu rastlín, umelé hnojivá, strojárnské výrobky i výrobky z plastických hmôt. Po roku 1989 začal podnik stagnovať, v roku 1991 bol premenovaný na Istrochem, š. p., a v roku 1996 sa stal akciovou spoločnosťou. V priebehu vyše 130-ročnej histórie sa chemické závody vryli do povedomia verejnosti pod názvami Dynamitka, Dimitrovka a Istrochem a taktiež si získali významné postavenie na Slovensku aj v zahraničí.

PROFIL SPOLOČNOSTI

Istrochem Reality, a. s., vznikla 16. 10. 2000 ako dcérska spoločnosť bývalého Istrochemu, neskôr začleneného pod Duslo, a. s. Dňom 1. 7. 2007 sa spoločnosť na základe rozhodnutia jediného akcionára spoločnosti Duslo,

a. s., ktorým je obchodná spoločnosť AGROFERT HOLDING, a. s., pretransformovala vložím časti podniku spoločnosti Duslo, a. s., do spoločnosti Istrochem Reality, a. s.

PREDMET PODNIKANIA

Hlavným predmetom podnikania – core businessom obchodnej spoločnosti Istrochem Reality, a. s., je správa a prenájom nehnuteľností v areáli spoločnosti, poskytovanie energetických služieb zákazníkom (dodávka a distribúcia elektrickej energie a plynu, rozvod tepla, dodávka vôd) a zneškodňovanie nebezpečných odpadov na vlastnej skládke v katastri obce Budmerice. Spoločnosť tiež poskytuje poradenstvo pri odpredaji nehnuteľného majetku AGROFERT HOLDING, a. s., patriaceho chemickým, potravinárskym a poľnohospodárskym spoločnostiam skupiny Agrofert v Českej a Slovenskej republike.



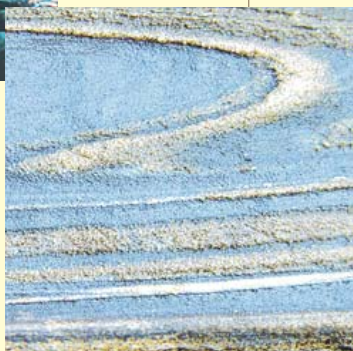
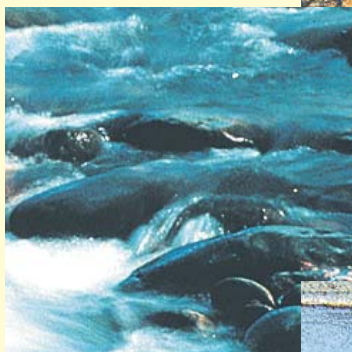
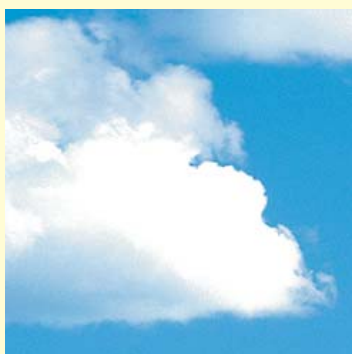
Riešenia pre moderné odpadové hospodárstvo



·A·S·A·
Service for the Future
www.asa-group.com



ENVIGEO®



ENVIGEO, a. s.

di ízia ENVIGEO

Prieskum znečistených území a analýza rizika, sanácia environmentálnych z ťaží, inžinierska geológia a hydrogeológia, posudzovanie vplyvov na životné prostredie, environmentálne služby

di ízia ENVISTAV

tvorivá činnosť, revitalizácia poškodených území, sanácia hroziacich zosuvov, rekultivácia skládok, výstavba športovísk








di ízia ENVITAZ

Výroba, úprava predjmelých mikro-mletých bentonitov pre tvorivé iné účely

di ízia ENVITEC

Vrtné práce, vrtné monitorovacie vrty, vrtné tudy, tepelné čerpadlá, zorkovanie z riadeniami Geoprobe®

ENVIGEO, a. s.
Kynceľo
974 11 Banská Bystrica
tel: +421 48 471 430
fax: +421 48 471 43
e-mail: envigeo@envigeo.sk
www: www.envigeo.sk

-  **Geologický výskum**
-  **Geologický prieskum**
Inžinierskogeologický prieskum
Hydrogeologický prieskum
Geologický prieskum životného prostredia
Geochemické práce
-  **Geofyzikálne práce - radónový prieskum**
 - geoelektrický prieskum (multikábel)
 - georadarový prieskum
 - koróznny prieskum
-  **Terénne skúšky - dynamické a statické penetračné skúšky (DPT, CPT)**
 - zaťažovacie skúšky statické a dynamické (PLT)
 - skúšky únosnosti (CBR)
 - inklinometrické sondy
-  **Laboratórne práce - laboratórium mechaniky zemín**
 - laboratórium analýzy vôd
-  **Sanácia geologického prostredia a environmentálnych záťaží**
Analýza rizika znečisteného územia, východisková správa
Numerické modelovanie prúdenia podzemných vôd, migrácie
kontaminujúcich látok
Modelovanie a optimalizácia využívania geotermálnej energie
a sanačných technológií
-  **Monitorovanie geologických faktorov životného prostredia**
Odborný geologický dohľad



GEOtest

SLUŽBY V OBLASTI EKOLOGIE, GEOLOGIE, HYDROGEOLOGIE, INŽENÝRSKÉ GEOLOGIE, GEOTECHNIKY A ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

Obory činnosti:

Ochrana a sanace podzemních vod a horninového prostředí, sanace starých ekologických zátěží

Průzkum a sanace starých ekologických zátěží, modely migrace znečištění, projekty sanace a jejich realizace, dekontaminace zemin znečištěných rtuťí a dalšími těžkými kovy, využití nejnovějších sanačních technologií, odstranění následků ekologických havárií



Hydrogeologie, hydroekologické mapy

Návrh optimalizace využití stávajících zdrojů podzemní vody, bilance zásob podzemní vody, vyhledávání lokálních zdrojů pitné vody a stanovení jejich vydatnosti a kvality, zpracování hydroekologických map, zpracování návrhů a revizí ochranných pásem vodních zdrojů



Environmentální studie

Ekologické audity, analýzy rizika, posouzení vlivu na životní prostředí (EIA), studie proveditelnosti, analýzy nákladů a užitků, Due Diligence

Systémy environmentálního managementu (EMS), systémy řízení jakosti (QMS), OHSAS

Poradenské a konzultační služby při implementaci EMS podle normy ISO 14 000 nebo Nařízení EU č. 761/2001 (EMAS II), při implementaci QMS podle normy ISO 9001 a OHSAS (ISO 18 001), integrované systémy řízení



Odpadové hospodářství, skládky, čistší produkce

Komplexní geologický, hydrogeologický a inženýrsko-geologický průzkum, posudková a poradenská činnost pro výstavbu nových skládek, posouzení stávajících skládek a sanaci a rekultivaci starých skládek; technologie ekologického využití biologického odpadu (přepřepování na biopalivo)



Analytika vzorků složek životního prostředí

Rozbory vod, zemin, půdního vzduchu a plyných vzorků, odpadů, kalů, sedimentů a dalších materiálů (laboratoř akreditovaná ČIA)

Inženýrská geologie a geotechnika

Geotechnické a inženýrskogeologické průzkumy pro zakládání všech druhů staveb, průzkumy a sanace sesuvů, polní geotechnické zkušebnictví, komplexní služby laboratoře zemin (laboratoř akreditovaná ČIA)

Geofyzikální průzkum, geodetické zaměření

Geofyzikální práce pro hydrogeologii, inženýrskou geologii, geotechniku a práce spojené s ochranou životního prostředí; geofyzikální průzkum malých hloubek (near surface geophysics), speciální geofyzikální práce, dálkový průzkum na základě satelitních snímků; geodetické práce, důlní měřičství

