

SBORNÍK KONFERENCE



15. až 17. května 2024

ĚKOMONITOR



SBORNÍK KONFERENCE



15. až 17. května 2024

Pořádající organizace:

Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o. <i>Píšťovy 820, 537 01 Chrudim III</i>	EPS biotechnology, s.r.o. <i>V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice</i>
Ministerstvo životního prostředí ČR <i>Vršovická 1442/65, 100 10 Praha 10</i>	Masarykova univerzita <i>Žerotínovo nám. 617/9, 601 77 Brno</i>
Vysoká škola chemicko-technologická v Praze <i>Technická 5, 166 28 Praha 6</i>	Česká zemědělská univerzita v Praze <i>Kamýcká 129, 165 00 Praha 6</i>
Univerzita Pardubice Fakulta chemicko-technologická <i>Studentská 573, 532 10 Pardubice</i>	Univerzita Komenského v Bratislavě Prírodovedecká fakulta <i>Mlynská dolina, 842 15 Bratislava 4</i>
Štátny geologický ústav Dionýza Štúra <i>Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava II</i>	Technická univerzita v Liberci <i>Studentská 2, 461 17 Liberec</i>

Mediální partner akce:

Tretiruka.cz <i>28. Pluku 524/25, 101 00 Praha 10</i>	EnviWeb s.r.o. <i>Březová 6, 637 00 Brno</i>
---	--

Předsednictvo konference, programový a organizační výbor

čestný předseda konference
prof. Ing. Milan Pospíšil, CSc., rektor VŠCHT Praha

**Ing. Alexandra Skopcová, RNDr. Richard Příbyl, prof. RNDr. Ivan Holoubek, CSc.,
doc. RNDr. Josef Zeman, CSc., doc. Ing. Josef Janků, CSc., doc. RNDr. Eubomír Jurkovič, PhD.,
doc. Mgr. Peter Šottník, PhD., Ing. Jiří Palarčík, Ph.D., prof. Dr. Ing. Miroslav Černík, CSc.,
Ing. Jaroslav Nosek, Ph.D., doc. Mgr. Martina Vítková, Ph.D., Ing. Marek Šír, Ph.D.,
Ing. Vlastimil Pištěk, Ing. Miroslav Minařík, Ing. Petr Beneš, Ph.D., Mgr. Jiří Kamas, Ph.D.,
Mgr. Pavel Vančura, Dr. Ing. Jiří Marek, Ing. Dagmar Bartošová,
Mgr. Marián Petrák, PhD., Bc. Klára Petráková Kánská**

Editor sborníku:

Klára Petráková Kánská

Heslo pro stažení prezentací:

ST240515

Citace sborníku:

Sanační technologie XXVI, 15. – 17. května 2024, Uherské Hradiště,
Klára Petráková Kánská (Edit.), str. 174
Remediation technologies XXVI, May 15. – 17., 2024, Uherské Hradiště,
Klára Petráková Kánská (Edit.), p. 174

K tisku předáno dne 7. 5. 2024, formát A4, počet výtisků 8, počet stran 174, brož. vydání.
Vytiskla tiskárna Grafion, Pardubice, 1. vydání

© Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim 2024

ISBN 978-80-88238-33-1

SEKM

Alexandra Skopcová

MŽP, Vršovická 65, 100 10 Praha 10

Databáze Systém evidence kontaminovaných míst SEKM3 je nejdůležitějším zdrojem informací o starých ekologických zátěžích, resp. o kontaminovaných místech obecně. Tato, v evropském kontextu ne zcela samozřejmá, veřejně přístupná databáze je provozována MŽP již od 90. let 20. století. Současná verze je veřejnosti oficiálně k dispozici od přelomu let 2020/2021.

O vlastní databázi i jejím fungování již MŽP poměrně zevrubně informovalo v řadě předchozích článků a sdělení. Účelem tohoto elaborátu není tentokrát nevyčerpatelný výčet faktů, ale spíše filosofický morální apel na realizátory sanací a anotátory do vlastní databáze. Jako správci databáze bychom chtěli vyzdvihnout její jedinečný charakter a užitečnost v českém prostoru jak pro složky veřejné správy, širokou veřejnost, tak i pro odbornou veřejnost realizující vlastní sanační práce. Na následujících řádcích je možno ukázat nebo přiblížit konkrétní možné dopady, které s sebou nedbalé, ať již úmyslné či neúmyslné, (ne)vyplňování SEKM může nést.

MŽP je poskytovatelem údajů pro aktualizaci územně analytických podkladů (ÚAP) jednotlivých obcí s rozšířenou působností a krajů. Tato povinnost je dána MŽP vyhláškou o územně plánovací dokumentaci (potažmo stavebním zákonem). Aktuálnost a správnost údajů uvedených v databázi SEKM, která je pro MŽP hlavním zdrojem dat jevu 64 kontaminovaná místa, je proto pro MŽP zcela zásadní. Asi není potřeba v této souvislosti připomínat fakt, že územně analytické podklady jsou klíčovou informační bází pro následný proces územního plánování a rozhodování v území. Pro úplnost dodávám, že jev 4a brownfieldy je předmětem databáze Brownfieldy vedené Czechinvestem.

Vlastní databáze SEKM velmi pravděpodobně nabude na důležitosti, pokud bude schválena připravovaná nová evropská směrnice o monitorování a odolnosti půdy Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law). Členské státy budou mít přímo povinnost podobné databáze vést.

MŽP trvale zaznamenává dotazy od veřejnosti laické, novinářské i odborné, které upozorňují na nesrovnalosti v databázi oproti realitě. Pokud je to alespoň trochu možné, snaží se MŽP tyto nesrovnalosti napravovat. Nicméně pokud se jedná např. o lokality, kde MŽP nebylo přizváno v rámci realizovaných prací jako odborný garant, dělá se náprava nesnadno.

Nezřídka se setkáváme s lokalitami, kde byla provedena sanace na limity stanovené rozhodnutím orgánu veřejné správy, nicméně i přes úspěšný zásah na lokalitě, je lokalita stále vedena jako nesanovaná.

V opačném případě jsme potom upozorňováni na lokality, kde je kontaminace velmi pravděpodobná (rozsáhlé části území s ukončenou nebo probíhající průmyslovou výrobou), ovšem i přes jinak velmi kladně hodnocený projekt Národní inventarizace kontaminovaných míst v databázi SEKM zanesené vůbec nejsou.

Ostatní podněty jsou zpravidla směsicí výše uvedeného, tj. lokality v SEKM byly vedeny, ale z různých důvodů (např. ukončení ekologické smlouvy) přestaly být anotovány, a to přesto, že práce na lokalitách fakticky nějakým způsobem stále probíhají a sanace ukončena nebyla. Jedná se i o případy, kdy na lokalitě probíhají jiné druhy průzkumných prací (vědecké, ověřovací pokusy apod.).

Zcela mylné jsou představy o jisté finanční úspoře, kterou by bylo možné nevyplněním databáze SEKM docílit. Naopak neuvedení záznamu do aktuálního stavu může vést k nemalým finančním ztrátám. Často je smýšlení laické veřejnosti dokonce postaveno na roveň- pokud lokalita není vedena v SEKM, je nekontaminovaná. Tato myšlenka bývá obvykle spojena s kalkulací hodnoty pozemku kontaminovaný vs. nekontaminovaný.

Vzhledem k množství kontaminovaných pozemků nebo tzv. brownfields přestává být kontaminace stigma. Naopak sílí tlak na využití těchto pozemků za účelem ochrany a zachování volné krajiny. Zahušťování sídelní zástavby a nové využití pro areály, které již dosloužily svému původnímu/předchozímu účelu, je trendem nejen ve světě, ale už i u nás. V tomto duchu jsou rovněž navrhovány různé dotační tituly, které při zachování zásady DNSH* (do not significant harm) dávají investorovi možnost, jak tyto pozemky smysluplně komerčně využít.

* Princip nepůsobit zásadní újmu životního prostředí („Do No Significant Harm“; dále jen „DNSH“) je ukotven ve sdělení Zelená dohoda pro Evropu (European Green Deal) v podobě „do no harm“ či „green oath“ a dále viz řada další legislativy. V praxi by měl směřovat k neposkytování environmentálně škodlivých dotací či jiné veřejné podpory, k čemuž se Evropská komise zavázala napříč EU financováním.

Připomínání práva na informace o životním prostředí nebo ústavou daného, že „vlastnictví zavazuje“, by bylo asi moralizující až příliš. Nicméně obchodování s kontaminovanými nebo potenciálně kontaminovanými nemovitostmi bez vědomí kupujících je mírně řečeno za hranicí práva.

Na MŽP máme za to, a každodenní praxe nám dává jednoznačně za pravdu, že dokonalé informace o lokalitě, jak v rámci plánování v území, tak v rámci vlastní projekční činnosti, zabraňují neočekávanému „prodražování“ investičních akcí, jejich uváženějšímu a udržitelnějšímu návrhu a k celkově úspěšnějším realizacím.

Analýza rizik není jenom papír!

Aktuality:

OPENDATA

Od začátku roku 2024 poskytuje MŽP soubory dat z databáze SEKM (věcně odpovídající sadě dat poskytovanou pro aktualizaci ÚAP) na platformě NKOD (Národní katalog otevřených dat). Data jsou ve strojově čitelném formátu umožňujícím nad nimi realizovat další operace a analýzy.

Školení letos na podzim

MŽP plánuje na podzim roku 2024 uspořádat školení k vyplňování SEKM pro anotátory (nové i stávající). Akce bude propagována na webu MŽP i v rámci vlastní databáze.

VYHODNOCENÍ OPŽP 2014–2021

Lukáš Čermák

MŽP, Vršovická 65, 100 10 Praha 10, e-mail: lukas.cermak@mzp.cz

V polovině června 2015 vyhlásilo MŽP 7. výzvu v nově spuštěném programovacím období OPŽP. Tato výzva byla zaměřena na řešení kontaminovaných míst. Program v tu chvíli navazoval na končící programovací období 2007–2013, které patřilo k nejlepším zdrojům evropských financí určených pro projekty v oblasti životního prostředí realizované v ČR. Nový program však byl objemem financí alokovaných na řešení environmentálních problémů podstatně skromnější.

Tuto novou situaci bylo nezbytné respektovat, a proto se propsala i do problematiky kontaminovaných míst, jejíž alokace se zmenšila na cca třetinu, z původních 7,5 mld. Kč na cca 3,1 mld. Kč. Vzhledem k výrazné redukci členů Odboru environmentálních rizik a ekologických škod v roce 2013 byla administrace projektů o této nastavené výši maximem možného. Logickým krokem bylo využít získané zkušenosti z předchozího období a zajistit tak při co nejmenších změnách v podmínkách programu co největší přínosy pro ŽP. Podmínky přijatelnosti projektů, hodnotící kritéria i další parametry, tedy zůstaly takřka beze změn a současně cílové ukazatele programu (sanovaná plocha a množství odtěžených zemin a demolic) byly sníženy na zhruba polovinu. První programovací období umožnilo realizaci 98 projektů analýz rizik a doprůzkumů, 57 projektů sanací a projekt NIKM I. V druhém ukončeném programovacím období jsme úspěšně realizovali 78 projektů analýz rizik a doprůzkumů, které pokryly celkem 95 samostatných lokalit, dále 39 projektů sanací a projekt NIKM II. Obě programovací období byla zatížena chybou v podobě jednoho nedokončeného, respektive neuspokojivě uzavřeného projektu, a několika projekty, které byly podány, ale žadatel od jejich realizace po přiznání podpory ustoupil. Čistě statisticky tedy lze říci, že druhé programové období i při třetinové alokaci dorovnálo úspěchy období prvního. Zásahu na tom měly jistě i některé změny, ke kterým v průběhu programovacího období postupně docházelo a které převážně směřovaly k rozšíření portfolia potenciálně přijatelných projektů. Nejzásadnější úpravou v tomto směru byla etapizace projektů, která umožnila přijetí a realizaci sanace těch nejzávažnějších časově náročnějších kontaminací. Etapizace v tomto případě spočívá v řešení kontaminace lokality jejím rozdělením do prostorově oddělených sektorů (lokality Ostramo Vlček, Poldi) nebo celoplošným řešením lokality postupným snižováním koncentrací kontaminantu, a tedy i rizik z něj plynoucích (lokality Olšany nebo Elton).

Jak je z příložené tabulky 1 patrné, dokončením sanačních zásahů bylo od roku 2014 do konce roku 2023 z nejzávažněji kontaminovaných lokalit na území ČR odstraněno téměř 12 mil. kg kontaminantů. Největší podíl tohoto množství tvoří očekávatelně ropné látky (C₁₀-C₄₀) vázané v zeminách (přes 8 mil. kg) a podzemních vodách (1,4 mil. kg), dále také látky ze skupiny toluenu, xylenu, styrenu a fenolu (1 mil. kg), polyaromatických uhlovodíků (1,15 mil. kg). Významná jsou ovšem i odstraněná množství chlorovaných uhlovodíků (přes 51 tis. kg) a těžkých kovů (122,35 tis. kg). Zcela zásadní jsou i odstraněná množství PCB (779 kg), pesticidů (6010 kg), rtuti (téměř 30 kg) a šestimocného chromu (237,5 kg).

Tab. 1: Množství odstraněné kontaminace v kg

Bilance odstraněné kontaminace			
Česká republika OPŽP 2014-2020 (N+3)			
Kontaminanty	Množství (kg)		
	voda	zemina	vzduch
C10-C40	1 390 296,2110	8 099 552,3560	0,0000
BTEX (ostatní)	40,0000	3 202,2000	0,0000
Benzen, etylbenzen	40,7000	4 933,2000	0,0000
Toluen, xyleny, styren, fenol	275,2000	961 852,6000	0,0000
CIU a FU	10 747,9720	32 129,4100	8 200,0000
PCB	0,0000	779,0230	0,0000
OCP	0,0000	2 344,0000	0,0000
Atrazin, Simazin, Alachlor	0,0000	1 471,9000	0,0000
acenaftalen, antracen, fluoren, fluoranten, pyren	15 074,1700	650 584,2100	0,0000
Benzo(a)antracen, Benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, naftalen	6 091,5400	491 237,1900	0,0000
ostatní pesticidy	0,0000	2 194,0000	0,0000
TK	10,7347	122 344,3390	0,0000
Cr6+	0,1373	237,5000	0,0000
Hg	0,0055	28,6800	0,0000
ostatní zde neuvedené	0,2387	22 763,8000	0,0000
Váha celková	1 422 576,9091	10 395 654,4080	8 200,0000

Jednoduchým přepočtem lze z výše uvedených hodnot propočítat, že odstranění jednoho kilogramu kontaminantu, bez ohledu na to, o jaký kontaminant se jednalo či v jaké matrici a kde byl vázán, vyžadovalo podporu z veřejných prostředků ve výši cca 9,5 €. Při průměrném kurzu mezi lety 2014–2023 cca 26,0152 Kč/€ to znamená, že odstranění tohoto jednoho každého kilogramu kontaminace vyšlo žadatele na méně než 38 Kč (15% spoluúčast) a celkově tak byla koncová cena za odstranění jednoho kilogramu kontaminantu zhruba 291 Kč.

Z tabulky 2 je pak patrné, že zájem o řešení průzkumů kontaminovaných míst zřejmě přímo nesouvisí s ekonomickou silou v daném regionu. V případě sanací už tomu, vzhledem k jejich celkově vyšší nákladnosti, být může, protože v nejmenších a ekonomicky nejméně silných regionech (kraje Karlovarský a Zlínský) nebyl řešen žádný sanační projekt. V Ústeckém kraji pak počet analýz rizik i sanací deformuje speciálně vypsána výzva ITI, v rámci které byly řešeny 2 AR a jedna sanace. Tuto výzvu však je nutné hodnotit v celkovém kontextu jako neúspěšnou. Důvodem je zejména právě fakt, že o vyhrazenou alokaci 200 mil. Kč se přihlásily pouze tyto 3 projekty. Důvodem (byť není podložen žádnými „tvrdými“ daty) pro její neúspěch může být zejména nižší motivovanost vlastníků kontaminovaných míst v těchto regionech, kdy na tyto není obecně vyvíjen tak vysoký tlak veřejnosti z důvodu obecně horší kvality životního prostředí v těchto místech. Tato poněkud negativní zkušenost je pak určitým zdviženým palcem pro Operační program Spravedlivá Transformace, který má v gesci také MŽP a je zaměřen na strukturálně postižené regiony (Karlovarský, Ústecký a Moravskoslezský).

Tab. 2: Porovnání počtu projektů v krajích v OPŽP 2007–2013 a OPŽP 2014–2020

Kraj	Počet projektů					
	2007–2013			2014–2020		
	AR	Sanace	Inventarizace	AR	Sanace	Inventarizace
Hl. m. Praha	3	1	1	1	2	1
Jihočeský	9	5		7	5	
Jihomoravský	2	2		4	4	
Karlovarský	2	2		3	0	
Královehradecký	9	2		6	3	
Liberecký	8	4		11	4	
Moravskoslezský	6	3		3	3	
Olomoucký	2	4		0	2	
Pardubický	15	8		9	3	
Plzeňský	5	7		4	1	
Středočeský	20	10		12	8	
Ústecký	9	2		5	2	
Vysočina	6	4		7	3	
Zlínský	2	3		6	0	

Vhledem k tomu, že programovací období 2021–2027, u něhož je administrace předpokládána do 31. 12. 2029, je teprve ve svých začátcích a přípravy následujícího programovacího období v doslova plenkách, nelze dostatečně přesně predikovat vývoj budoucí. Bez ohledu na to je však možné vzít v úvahu některé aspekty, které jsou již v této chvíli zřejmé. Prvním z nich je dostupná alokace, která pro nové programovací období dosahuje téměř 4 mld. Kč. Dále je to fakt, že byla provedena Národní inventarizace kontaminovaných míst a zavedeno pravidlo DNSH, které výrazně omezuje až znemožňuje realizaci investic se spoluúčastí veřejných (evropských) prostředků na kontaminovaných nebo potenciálně kontaminovaných lokalitách. Zájemci o kofinancování svých rozvojových plánů tedy budou muset před podáním žádostí řešit průzkumy a sanace těchto lokalit. A v neposlední řadě je to i nový pokus o zavedení celoevropské směrnice o půdě, která z velké části řeší také problematiku kontaminovaných míst a kontaminace obecně, a bude tak spolu s rostoucím tlakem na nezastavování dalších volných ploch směřovat investiční záměry více a více do brownfieldů, které budou na tyto záměry muset být připraveny. Celý tento obraz pak dává tomuto oboru nový rozměr a „věštlí“ zajímavou budoucnost.

NAVRHOVANÁ SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY O MONITOROVÁNÍ A ODOLNOSTI PŮDY

Jan Berka

MŽP OEREŠ, Vršovická 1442/65, 100 10 Praha 10, e-mail: jan.berka@mzp.cz

Cílem tohoto příspěvku je shrnutí informací ohledně chystané směrnice o monitorování a odolnosti půd (dále jen Směrnice), která v současné době ve své druhé verzi prochází připomínkovým řízením členských států EU. Záběr této Směrnice je poměrně široký. Snahou předkladatelů je komplexní zpracování problematiky půdy v návaznosti na téma LULUCF (Land use, Land-use change and Forestry), které je součástí plánu Fit for 55. Proto je součástí Směrnice téma zdraví půdy, a to jak po stránce CCS (Carbon Capture and Storage), zakrývání půdy (soil sealing), eroze a podobně, tak po stránce monitoringu půdy a kontaminace půdy. Právě touto součástí navrhované Směrnice se bude tento příspěvek zabývat.

Ještě předtím považuji za nutné uvést, co je podle navrhovatelů hlavním cílem Směrnice. Tím má být zejména informovat členské státy EU a zejména zákonodárce o postupech, které je nutné využít ke zlepšení komplexních problémů, kterým půda a její ekosystémy čelí. Zároveň je cílem dát celé téma mašinerii, která se zabývá řešením těchto problémů (kontaminovaná místa, degradací půdy apod.), „otáčky a finance“. Podle předkladatelů funkční modely již existují, Směrnice je má pouze převést do praxe v daném termínu.

Navrhovaná Směrnice se týká České republiky zejména proto, že v současnosti je téma sanací a kontaminace půdy pouze úlokovitě součástí složkových zákonů, vyhlášek a směrnic. Navrhovaná Směrnice by však obsahovala z velké části definice kontaminace, potenciálně kontaminovaných půd, seznam sanačních metod, přístup a součásti analýzy rizik, a v neposlední řadě také zákonné ukotvení databáze SEKM jakožto národní databáze kontaminovaných míst České republiky.

Návrh Směrnice se zde samozřejmě nevynořil znenadání. V minulosti, konkrétně v roce 2007, již byla směrnice pod stejným názvem odmítnuta pěti státy. Od té doby vzniklo množství projektů, o jejichž výsledky se dnes navrhovaná Směrnice opírá a u nichž stáli mnohdy původní experti, kteří se na tvorbě zamítnutého návrhu Směrnice podíleli. Pro tyto účely zmíním dva nejdůležitější projekty, síť HERACLES a databáze LUCAS, přičemž o data z projektu LUCAS se opírají zejména přílohy a guidelines, které jsou součástí návrhu Směrnice. To je také důvodem, proč se v přílohách objevují jako polutanty pouze těžké kovy. LUCAS spočívá totiž v monitoringu prvních 30 cm půdního profilu, a to zejména vzhledem k degradaci půdy.

První předložená verze Směrnice v roce 2023 prošla připomínkovým řízením pod španělským předsednictvím, zatímco u současné verze probíhá připomínkování pod předsednictvím Belgie. Nutno podotknout, že k postojům MŽP ČR měly návrhy pod španělským předsednictvím poněkud blíže.

Jaké jsou základní myšlenky návrhu Směrnice? Z pohledu kontaminovaných půd a jejich managementu se jedná zejména o pokus o harmonizaci přístupu členských států k národním registrům kontaminovaných míst, které mají mít určité parametry a které by ve všech státech EU měly být funkční v navrhovaných termínech, o kterých si povíme za chvíli. Dále se Směrnice snaží sjednotit přístup k potenciálně kontaminovaným místům, průzkumu půdy a kontaminovaným lokalitám na základě lokálně specifického přístupu založeném na analýze rizik, která i vzhledem k využití půdy určí další nezbytné kroky k nápravě. Kromě závazných definic kontaminace půdy, potenciálně kontaminovaných míst a kontaminovaných míst, co se kontaminace půdy týče, je důležitým přesahem právě i zaměření na další monitoring půd, který má poskytnout komplexní data například o pozadových hodnotách jednotlivých polutantů v půdě v EU.

Přestože se jedná zatím o návrhy, pokusím se ukázat tři příklady definic z návrhu Směrnice:

Article 3(10): ‘contaminated site’ means a delineated area with soil contamination caused by point source anthropogenic activities, confirmed by site-specific risk assessment as an area posing risk to human health or environment;

Article 3(9b): ‘potentially contaminated site’ means a delineated area where soil contamination by point-source anthropogenic activities is suspected with high probability based on relevant evidence;

Article 3(24): ‘soil investigation’ means a process which can be performed in multiple and iterative phases to assess the presence and level of contaminants in the soil and to characterise and delineate the extent of a contaminated site and, if relevant, to assess the site – specific risks the contaminated site poses to human health or the environment;

Na těchto příkladech můžeme vidět, že základním stavebním kamenem definic je riziko, které je určeno na základě specifických podmínek na kontaminované lokalitě. Některé ze členských států upřednostňují definici směřovat spíše ke škodlivosti pro lidské zdraví a životní prostředí namísto rizika, proto v budoucnu teprve uvidíme, jakou podobu budou mít výsledné definice.

Co se týče časových výhledů, je návrh poměrně optimistický. Termínem pro zavedení národních systematizací/databází kontaminovaných míst s parametry, které Směrnice stanovuje a které jsou již delší dobu součástí stávající databáze SEKM, jsou 4 roky od schválení návrhu Směrnice. Dále do deseti let od schválení návrhu Směrnice se členské státy zavazují, že všechna potenciálně kontaminovaná místa, která existovala před termínem schválení Směrnice, budou identifikována a řádně popsána v národních registrech.

Kromě povinností pro členské státy se Směrnice zavazuje k vydání metodik ohledně sanací kontaminací z jiného než antropogenního bodového znečištění či dalších návodů a metodik, které ve spolupráci s Evropskou agenturou pro životní prostředí bude v letech následujících po přijetí návrhu Směrnice publikovat. Směrnice předpokládá sanaci všech kontaminovaných míst do roku 2055, a to v souladu s plánem Fit for 55. Jedná se samozřejmě o značně optimistický termín a už jen z principu vývoje poznatků ohledně rizikovosti jednotlivých v současnosti sanovaných kontaminantů, a dále poznatků rizikovosti kontaminantů, které v současnosti nejsou předmětem sanace, je tento termín nedosažitelný. Přesto je pochopitelné, že pro nastavení měřitelnosti výsledků musí být stanoven i termín.

Kromě jiného bych rád upozornil na skutečnost, že každý návrh je hojně diskutován a připomínkovan všemi členskými státy. Mimo jiné byly diskutovány návrhy na zahrnutí lokalit s difúzním zdrojem znečištění do režimu kontaminovaných míst, dále navržený Indikátor zdraví zvířat, který měl doplňovat parametry pro zdravé životní prostředí. Jedním z nejkritizovanějších kroků byl návrh, aby bylo v kompetencích Evropské komise stanovení „Hodnot kontaminace znamenajících nepřijatelné riziko“ pro jednotlivé polutanty, které by bylo pro všechny členské státy závazné. Právě diskuse nad plošnými limity pro celou EU je jedním z hlavních diskutovaných témat, které bych chtěl v následující části zmínit.

Tím se dostávám k problémům a rozporům, které jsou v rámci řešení Směrnice probírány a které zejména odborníci nejčastěji diskutují. Pokusím se v této části nastínit alespoň některé z nich:

- Jedná se například o již zmíněný problém s direktivně nastavenými „rizikovými“ limity. Zatímco většina expertů se staví na stranu „site specific risk based approach“, ostatní experti a někteří evropští činitelé by raději do Směrnice integrovali hodnoty stanovující „nepřijatelné riziko“, čímž by v podstatě nastavili pro celou EU horní hranici možných limitních hodnot pro jednotlivé polutanty v půdě.

- Dalším velkým problémem je přístup ke kontaminovaným lokalitám z hlediska doby vzniku zátěže. V současných systémech na tom mezi jednotlivými členskými státy nepanuje shoda. Nejčastěji je řešena tato otázka v souvislosti s národními systémy. Některé z členských zemí již systémy kontaminovaných

míst mají. Jejich podoba je ovšem velmi rozdílná. Zatímco některé ze států mají striktně odděleny staré a nové ekologické zátěže (např. ČR), jiné je tak striktně neoddělují a na přesném termínu, od kterého se již nejedná o starou ekologickou zátěž, také nepanuje shoda. Další problém je také zahrnutí různých zátěží v jednotlivých systémech. Např. Rakousko do svého systému zahrnuje i půdní degradace. Tímto způsobem se počet položek na území státu, co do velikosti srovnatelným s Českou republikou, vyšplhal na zhruba čtyřnásobnou hodnotu oproti ČR (71 122 míst v Rakousku), přičemž počet sanovaných lokalit je v podstatě srovnatelný.

- Tím se dostáváme k otázce, které lokality do národních databází zahrnovat a které nikoliv. Tento problém lze ilustrovat na porovnání dvou sousedících zemí – Rakouska a Itálie. V Rakousku je zřetelný postup při dekontaminaci území, přičemž počet lokalit, které vyžadují sanační práce, se každým rokem snižuje, a to zejména kvůli tomu, že všechny z těchto lokalit jsou „staré ekologické zátěže“. V Itálii v obdobné databázi vedle sebe můžeme vidět staré ekologické zátěže, nové ekologické zátěže, havárie atd. Zde se počet míst, u kterých bude nutná investigace a případně i sanační práce, každým rokem zvyšuje. Zda budou státy schopny se shodnout na podobě databází, striktně zakotvenou ve Směrnici, je zatím nezodpovězenou otázkou.

- Členské státy budou samy určovat, jakým způsobem hodnotit rizika. Máme tu však dva extrémy – severní státy s velmi malým počtem rizik a jižní státy (jako je Itálie), které mají velké množství různých a navíc propojených rizik – sopky, velehory, desertifikaci půdy a degradaci půdy, způsobenou několika tisíci let užívání. V takové situaci uvidíme úplně jiný výběr priorit těchto států, právě na základě sociálních a ekonomických aspektů. Postup v monitoringu, zvyšování zdraví půdy a sanacích kontaminovaných míst pak bude zcela nesrovnatelný.

- Kritikou Směrnice má být i její účel. Zatímco podle některých se jedná o harmonizační nástroj sloužící i k financování zlepšení přinejmenším 62 % degradované evropské půdy z dotačních programů EU, podle jiných se může do budoucna jednat o nástroj, který bude podkladem k zisku či odmítnutí současných dotací pro členské státy, například zemědělské. Někteří experti vidí Směrnici v její současné podobě jako výhodu pro členské státy s menšími problémy a riziky a zároveň jako trest pro státy s většími problémy. Právě i tyto nejistoty vedly k zamítnutí minulé Směrnice o půdách.

- Tím se dostáváme k problému financování. Zatím je pouze vágně přislíbeno financování z fondu EU, ovšem některé státy se obávají, že budou muset část prací, případně od určitého termínu všechny práce spojené s problémy půdy popsány ve Směrnici, financovat z vlastních prostředků. V souvislosti s tímto se pak některé ze států obávají vymáhání dodržování termínů a případných sankcí za nedodržování Směrnice.

- Jedním z dalších problémů, na který opakovaně upozorňují odborníci, je neporovnatelnost metodik a modelů. Jedná se jak o modely v analýzách rizik, tak o metody analýzy vzorků. Některé z modelů mají diametrálně odlišné výsledky, v důsledku čehož nejsou vůbec porovnatelné. Podle dalších expertů však není možné a ani vhodné nutit všechny členské státy k užívání jednotných metodik a modelů. Nejčastějším řešením tohoto problému, se kterým většina odborníků souhlasí, je stanovení doporučených metodik a modelů v přílohách Směrnice. Zda je to funkčním řešením mi nepřísluší hodnotit.

- Asi nejdiskutovanějším problémem je ekotoxicita. V rámci EU není harmonizovaná ani její rozšířená definice, ze které by bylo možné vyvodit nějaká společná kritéria. Jsou skupiny států, které mají velmi podobný přístup ke kritériím a k pozadovým hodnotám, například Belgie a Lucembursko, ale pak jsou zde státy se zcela odlišnými systémy. V současnosti je vyvíjen tlak, aby expoziční scénáře byly do budoucna harmonizovány pro celou EU. Shodu členských států na toxikologii a expozičních scénářích vnímají někteří z odborníků jako naprosto klíčovou, přičemž ostatní problémy jsou již „pouze minoritní“. Ilustruji to na příkladu dítěte v Itálii a ve Švédsku. Dítě v Itálii sice bude chodit ven častěji a častěji jíst hlínu, ale toxicita na dávku je stejná – pouze scénáře musí být nastaveny flexibilně. Na druhou stranu je faktem, že v současné době využívá nějakou podobu analýzy rizik 17 z 27 států EU.

Konsekvencí Směrnice o monitorování a odolnosti půd by tedy mělo být poskytnutí komplexního rámce a finančních programů pro členské státy. Kvůli rozdílným přístupům odborníků i jednotlivých členských států, a dokonce i obou předsednictví EU, však nelze s jistotou tvrdit, že v současné době známe podobu Směrnice, ve které bude schválena. Vzhledem k osudu předešlého návrhu směrnice nelze s jistotou tvrdit ani to, že schválena bude. Nicméně osud této verze Směrnice vypadá oproti předešlé verzi, i přes popsané problémy, o poznání nadějněji.

Literatura

- [1] Návrh Směrnice Evropského parlamentu a Rady o monitorování a odolnosti půdy (právní rámec pro monitorování půdy), 2023.
- [2] Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law), Revised Presidency compromise text, 2024.

HYDROGEOLOGICKÉ VRTY PŘI ODSTRAŇOVÁNÍ STARÝCH EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ Z POHLEDU LEGISLATIVY NA ÚSEKU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Aleš Novák¹⁾, Pavel Chmelář¹⁾, Pavlína Dvořáková²⁾, Radek Tonner²⁾, Iva Jablonská²⁾, Miroslav Matura³⁾

¹⁾ Česká inspekce životního prostředí, OI Olomouc, Tovární 1059/41, 779 00 Olomouc,
e-mail: ales.novak@cizp.cz

²⁾ Ředitelství České inspekce životního prostředí, Na Břehu 267/1a, 190 00 Praha 9

³⁾ Česká inspekce životního prostředí, OI Ostrava, Valchařská 72/15, 702 00 Ostrava

Vrty jsou nezbytným technickým zařízením používaným v rámci sanací kontaminovaného horninového prostředí a podzemních vod. Umístění, zhotovení, provozování a likvidace vrtů podléhá právním předpisům na úseku ochrany životního prostředí. Specifickou problematikou při řešení starých ekologických zátěží je vlastnictví vrtů, respektive umístění vrtů na pozemcích nezúčastněných subjektů. Podle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), jsou vlastníci pozemků v definovaných případech povinni akceptovat nápravná opatření na svém majetku, která jsou nezbytná pro řešení environmentálních problémů. Tato povinnost vyplývá z nutnosti realizace opatření k nápravě ekologických zátěží a zahrnuje povolení přístupu na pozemky a stavby a omezení běžného užívání těchto prostor. V oblasti sanace a průzkumu horninového prostředí a podzemních vod je důležité rozlišovat mezi činnostmi, které vyžadují specifická povolení, a těmi, které jsou od těchto povolení osvobozeny za určitých podmínek.

Zhotovení vrtů, jejich údržba a následná likvidace patří k činnostem spojených se vznikem odpadů. Hydrogeologické vrt vybudované za účelem průzkumu rozsahu znečištění nebo pro aktivní sanační práce k odstranění starých ekologických zátěží s vazbou na znečištění saturované nebo nesaturované zóny horninového prostředí nebo monitoringu byly povolovány příslušným vodoprávním úřadem dle vodního zákona v účinnosti do 31. 12. 2023. Od 1. 1. 2024 byla tato kompetence přenesena na stavební úřady podle stavebního zákona. Vrtné jádro nebo vrtná drť vzniklé při hloubení vrtu se stávají odpadem ve smyslu zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů. Při vrtných pracích vzniknou bez ohledu na použitou vrtnou technologii dle charakteru horninového podloží odpady povahy zemin a kameniva nebo stavebně-demoličního odpadu, a to kategorie ostatní a nebezpečný odpad. Při provozování vrtů může vzniknout odpad z údržby, a to zejména z čištění a regenerace vrtů, charakteru kalů kategorie ostatní a nebezpečný odpad. S ukončením provozu vrtů vznikne odpad z jejich likvidace. Jedná se o odstranitelné části, a to zejména zhlaví vrtů včetně cementovaného těsnění a případně dosažitelná část jeho výstroje, tzv. zárubnic a rozvodů. Zhotovitel vrtných prací, údržby a následné likvidace vrtu je původcem odpadů vzniklých z těchto činností ve smyslu zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů a vznikají mu tak povinnosti původce odpadů i obecné povinnosti stanovené tímto zákonem. Jedná se zejména o zařazování odpadů dle druhu a kategorie, nakládání dle skutečných vlastností, utřídění a oddělené shromažďování, zabezpečení před odcizením nebo jeho znehodnocením, předávání odpadů do zařízení určených pro nakládání s daným druhem a kategorií odpadů, označování nebezpečných odpadů a vyhotovení identifikačních listů, ohlašování přepravy nebezpečných odpadů, evidenční a ohlašovací povinnosti. Příslušnými prováděcími předpisy k těmto činnostem jsou vyhláška č. 8/2021 Sb., o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalog odpadů) a vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Porušení právních předpisů na úseku ochrany životního prostředí vždy vede k jeho ohrožení a může následovat i jeho poškození. Česká inspekce životního prostředí se při své činnosti zaměřené na kontrolu subjektů provádějících odstraňování starých ekologických zátěží prováděné odděleními ochrany vod a odpadového hospodářství zejména prostřednictvím kontrolních dní „in situ“ nebo písemných stanovisek a vyjádření k předloženým dokladům mimo jiné zaměřuje i na uvedenou problematiku. V případě zjištění porušení právních předpisů na úseku ochrany životního prostředí, zejména zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů,

a zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů, je s příslušným subjektem zahájeno řízení o přestupku.

Literatura

- [1] Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění.
- [2] Metodický pokyn MŽP Analýza rizik kontaminovaného území, Věstník MŽP č. 3, březen 2011.
- [3] Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území, Věstník MŽP, č. 9, září 2005.
- [4] Metodický pokyn MŽP Vzorkování v sanační geologii, Věstník MŽP, č. 2, Příloha 2, únor 2007.
- [5] Metodický pokyn MŽP Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit, červen 2007).
- [6] Metodický pokyn MŽP k řešení problematiky stanovení indikátoru možného znečištění ropnými látkami při sanacích kontaminovaných míst, Věstník MŽP, č. 3, březen 2008.
- [7] Metodický pokyn MŽP pro provádění základního hodnocení rizika ekologické újmy.
- [8] Metodický pokyn MŽP pro provádění podrobného hodnocení rizika ekologické újmy (Věstník MŽP č. 5, květen 2012).
- [9] Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM, Věstník MŽP, leden 2021.
- [10] Metodická příručka hodnocení průzkumu a sanací.
- [11] Metodická příručka ISCO - Aktualizace 2010.
- [12] Metodická příručka MŽP - Aplikace geofyzikálních metod při ochraně vodních zdrojů, 2010.
- [13] Metodická příručka MŽP - Základní principy hydrogeologie, 2010.
- [14] Metodická příručka MŽP - Možnosti geofyzikálních metod.
- [15] Metodická příručka MŽP pro použití reduktivních technologií *in situ* při sanaci kontaminovaných míst.
- [16] Směrnice MF a MŽP č.4/2017.
- [17] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).
- [18] Zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů.
- [19] Vyhláška MŽP č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.
- [20] Vyhláška MŽP č. 8/2021 Sb., o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalog odpadů).

TERMINOLOGIE SANAČNÍCH TECHNIK A TECHNOLOGIÍ

Zdeněk Suchánek

Česká informační agentura životního prostředí, Moskevská 63, 101 00 Praha 10,
e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz

Souhrn

Po zrušení prvního pokusu o společné řešení problematiky kontaminovaných míst v rámci EU v podobě návrhu směrnice na ochranu půdy (2006–2014) [1] je v současnosti v projednávání pokus druhý - návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady o monitorování a odolnosti půdy (COM(2023) 416 final) [2] předložený Evropskou komisí v červenci 2023. U obou návrhů je problematika kontaminovaných míst (KM) ve směrnici ve srovnání s dominující tematikou ochrany půdy podružná. Má rozsah cca 17 % celého textu návrhu [3], nicméně obsahuje dostatečně hlavní principy a postupy potřebné pro sjednocení praxe v EU a pro prvotní legislativní uchopení této problematiky v českém právním řádu prostřednictvím nutné transpozice.

Mezi opatřeními ke snížení rizik je v návrhu směrnice uveden seznam sanačních technik. Česká jazyková verze směrnice se evidentně stane základem transpozice do českého právního řádu a je tudíž třeba podobu překladu termínů diskutovat již nyní v přípravě směrnice. Návrh českých názvů v současnosti obsahuje řadu nesrovnalostí. Již první ze 4 uvedených druhů technik – v angličtině „Physical remediation techniques” - je místo “Fyzikální sanační techniky” přeložen chybně jako “Fyzické sanační techniky”. Také přeložené názvy technik se často mívají s názvy technik užívaných v praxi v České republice

1. Úvod

Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady o monitorování a odolnosti půdy [2] z července 2023 obsahuje mj. seznam sanačních technik pro sanaci *in situ* i *ex situ*. Poznatky o uplatňování jednotlivých sanačních technik co do počtů jejich realizací a změn v jejich uplatňování v čase by měly být základem pro očekávané reportování k navrhované směrnici. V České republice jsou informace o kontaminovaných místech soustředěny s informačním systémem SEKM [4] (Systém evidence kontaminovaných míst) v kompetenci Ministerstva životního prostředí. V českém odborném prostředí se v problematice sanací kontaminovaných míst a sanační geologie dominantně používá termín „sanační technologie“ a jen v případech více souvisejících s konstrukčními, stavebními, technickými, měřicími a kontrolními aktivitami také „sanační techniky“. Návrh směrnice o monitorování a odolnosti půdy [2] však používá pouze termín „Remediation techniques“, v české jazykové mutaci „sanační techniky“. I další jazykové mutace termínů chápou jako „sanační techniky“ – např. slovenská „techniky sanácie“, polská “Techniki remediacji”, německá “Sanierungstechniken”, francouzská “Techniques d’assainissement”, španělská “Técnicas de saneamiento” a chorvatská “Tehnike remedijacije”. V článku je vzhledem k pravděpodobnému oficiálnímu překladu směrnice použit termín „sanační techniky“ (ST), což v díky stávající české terminologii dle názoru autora zahrnuje „sanační technologie a techniky“.

2. Názvy sanačních technik podle návrhu směrnice

V roce 2023 byly pro potřeby projektu CEVOOH (podklady pro kritické vyhodnocení stávajících metod dekontaminace matric horninového prostředí s ohledem na technologie existující v zahraničí i ČR [5]) analýzou dat SEKM vyhodnoceny a spočítány případy použití jednotlivých sanačních technik kontaminovaných lokalit v členění podle návrhu směrnice [6] – viz počty v tabulce 1.

3. Zdroje pro diskusi a úpravu terminologie

Terminologie z problematiky kontaminovaných míst je v ČR pojednávána spíše v rámci syntetických prací a publikací – např. [7,8,9,10]. Pokus o interpretaci synonymiky a hierarchie termínů v oboru

sanační geologie a sanačních technologií byl učiněn pro termín „kontaminované místo“ [11]. Přehledy odborných termínů a definic některých z nich jsou obsaženy v metodických dokumentech vydaných MŽP, např. [12,13,14,15].

Tab. 1: Druhy a názvy sanačních technik podle návrhu směrnice a termíny zjištěné v záznamech SEKM vč. zjištěných počtů KM s jejich použitím [6]

Český / anglický text návrhu směrnice		Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM)		
Druh technik	Název technik	Termíny a synonyma používané v záznamech a dokumentech KM	Počet KM, na nichž byla sanační technika použita	
Fyzikální sanační techniky	a) extrakce par, provzdušňování proudem vzduchu; <i>Vapor extraction, air sparging;</i>	air sparging, venting, air stripping	77	
	b) tepelné ošetření, <i>vstřikování páry</i> , tepelná desorpce, vitrifikace; <i>Heat treatment, steam injection, thermal desorption, vitrification;</i>	<i>termické metody, propařování, vlačování páry</i> , tepelná desorpce, vitrifikace	20	
	c) praní a promývání půdy; <i>Soil washing and flushing;</i>	promývání a praní zemín	21	
	d) elektrokinetická extrakce; <i>Electrokinetic extraction;</i>	<i>elektroremediace</i>	1	
	e) <i>odstranění kapalných vrstev</i> ; <i>Liquid layer removal;</i>	<i>odčerpání / čerpání (kapalná fáze), sčerpání volné fáze, odstranění volné fáze z hladiny podzemních vod, sběr volné fáze</i>	113	
	f) <i>vykopání a vysypání</i> . <i>Dig and dump.</i>	<i>odtěžba, odtěžení, odstranění zeminy, vymístění, demolice, skládkování</i>	395	
Biologické sanační techniky	a) stimulace aerobního nebo anaerobního odbourávání: <i>Stimulation of aerobic or anaerobic degradation</i>	<i>bioremediace, bioremediation,</i>	bioremediace	59
		<i>biostimulace, biostimulation,</i>	biostimulace	1
		<i>bioaugmentace, bioaugmentation,</i>	bioaugmentace	1
		<i>bioventilace, bioventing,</i>	<i>bioventing</i>	3
		<i>biosparging; biosparging;</i>	biosparging	2
	b) fytoextrakce, fytovolatilizace, fytoodegradace; <i>Phytoextraction, phytovolatilization, phytodegradation;</i>			0
c) kompostování, půdní úpravy, landfarming a bioreaktorové systémy; <i>Composting, soil amendments, landfarming, and bioreactor systems;</i>	Spolukompostování (ko-kompostování), bioreaktorové systémy		1	
d) biofiltrace, mokřady pro biologické čištění a tzv. biobeds; <i>Biofiltration, biotreatment wetlands, and biobeds;</i>	kokso-kompostová filtrace, mokřadní systém čištění vod		5	
e) přirozený <i>útlum</i> . <i>Natural attenuation.</i>	přirozená <i>atenuace</i>		18	
Chemické sanační techniky	a) chemická oxidace; <i>Chemical oxidation;</i>	<i>in-situ chemická oxidace, ISCO</i>	49	
	b) chemická redukce a oxidačně-redukční (redoxní) reakce; <i>Chemical reduction and reduction-oxidation (redox) reactions;</i>	<i>in-situ chemická redukce, ISCR, (vč. reduktivní dechlorace)</i>	20	
	c) <i>čerpání a úprava podzemní vody</i> . <i>Pump and treat of groundwater.</i>	<i>sanační čerpání</i> , hydraulická sanace podzemních vod, hydraulická sanace, hydraulická bariéra, dekontaminace podzemních vod, ochranné sanační čerpání, <i>stripping, stripování</i>	549	
Sanační techniky pro izolaci, zachycení a monitorování	a) <i>stahování horní vrstvy</i> , reaktivní bariéry, zapouzdření; <i>Surface capping, reactive barriers, encapsulation;</i>	<i>zakrytí / překrytí</i> , reaktivní bariéry, <i>enkapsulace</i>	7	
	b) chemická stabilizace, solidifikace a imobilizace; <i>Chemical stabilization, solidification and immobilization;</i>	chemická stabilizace, solidifikace a imobilizace	12	
	c) hydrogeologická izolace a <i>zachycení</i> ; <i>Geo-hydrological isolation and containment;</i>	<i>kontainment; ekokontejnment</i>	3	
	d) fyto-stabilizace; <i>Phyto-stabilisation;</i>	fyto-stabilizace	0	
	e) kontrola a následná péče prostřednictvím monitorovacích vrtů. <i>Control and aftercare through monitoring wells.</i>	<i>monitorování, monitoring</i>	776	
celkem			2131	

Vysvětlivky: červeně jsou zapsány sanační techniky používané v praxi (SEKM) ČR, modře anglické termíny dle návrhu směrnice. Zelená políčka obsahují pojmy / termíny diskutované níže v pojmových mapách.

4. Terminologie v oboru sanačních technologií a sanační geologie

Problematikou základních principů a metod pro vypracování a sestavování terminologie se zabývají mezinárodní, resp. české normy, jako jsou ČSN ISO 704:2018 [16], ČSN ISO 1087-1:2024 [17]. Terminologickou oporu poskytují také mezinárodní normy pro kvalitu půd jako je skupina norem ISO 18400-10x [18,19,20,21].

V oborech sanačních technologií a sanační geologie se od devadesátých let 20. století v praxi začaly prosazovat nové nebo staronové termíny sanačních technik, často v podobě počestlých nebo originálních anglických výrazů. Potřeba používání českých termínů je akcentována především z pohledu jejich použití v legislativních předpisech. Nemá to ovšem znamenat, že český překlad anglického termínu bez přihlednutí k žité praxi v ČR má mít absolutní přednost. K tomu, aby překladatelům a tvůrcům předpisů byl k dispozici prodiskutovaný a konsensuální tezaurus vhodných termínů z oboru, je třeba minimálně diskusi zahájit. Tento příspěvek je takovou představou motivován.

S odvoláním na normy ČSN [16,17] jsou chápány základní termíny takto:

Objekt: cokoli vnímatelného nebo myslitelného (objekty mohou být hmotné, nehmotné nebo imaginární).

Termín: označení, které vyjadřuje obecný pojem jazykovými prostředky.

Pojem: jednotka znalosti vytvořená jedinečnou kombinací charakteristik.

Pojmový vztah: vztah mezi pojmy.

Terminologie: množina označení a pojmů náležejících jedné doméně nebo jednomu předmětu.

Doména / obor: speciální vědní obor nebo oblast.

Předmět: oblast zájmu nebo odborných znalostí.

Definice: vyjádření pojmu pomocí výrazu, který pojem popisuje a odlišuje ho od souvisejících pojmů.

Slang a žargon

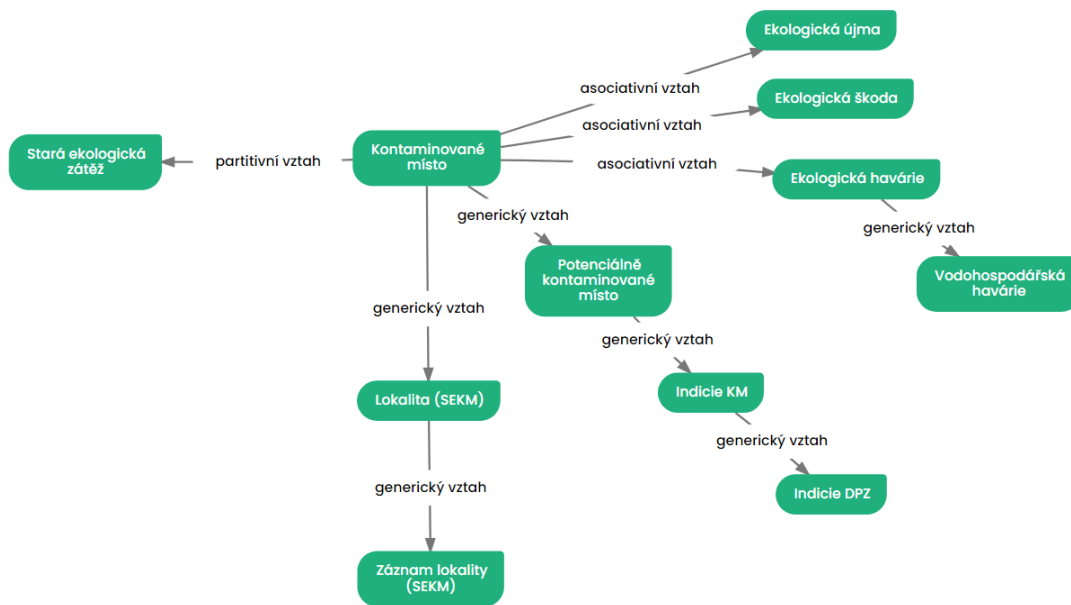
Při diskuzi vhodnosti termínu pro určitou kodifikaci je třeba termín zkoumat také z pohledu, zda se nejedná o odborný slang (nespisovný útvar jazyka, který je charakteristický pro mluvčí náležející k určité zájmové skupině; professionalism, nespisovné odborné výrazy) nebo o žargon (forma technického slangu) používaný v určitém oboru k představení specifických pojmů. Ve studovaném spektru termínů použitých v SEKM se za takový termín odborného slangu / žargonu dá považovat termín „*sčerpání volné fáze*“ pro termín „odstranění kapalné vrstvy“ (nebo jeho synonymum).

Ve vazbě na definice vztahů a ustanovení norem ČSN ISO 704:2018 [16] a ČSN ISO 1087-1:2024 [17] jsou v článku použity vybrané základní vztahy mezi pojmy:

- **Partitivní vztah** je pojmový vztah mezi souhrnným pojmem a partitivním pojmem (vztah mezi dvěma pojmy, kdy jeden z těchto pojmů tvoří celek a druhý část tohoto celku).
- **Generický vztah** je pojmový vztah mezi generickým pojmem a specifickým pojmem, kde intenze specifického pojmu zahrnuje intenzi generického pojmu plus alespoň jednu další vymezující charakteristiku (vztah rod – druh mezi dvěma pojmy).
- **Asociativní vztah** je nehierarchický pojmový vztah (pragmatický vztah mezi dvěma pojmy, které mají nehierarchickou tematickou souvislost na základě zkušenosti).
- **Synonymie** – vztah mezi označeními v daném, přirozeném jazyce vyjadřujícími stejný pojem.

5. Pojmové mapy pro pojmy z problematiky sanačních technik

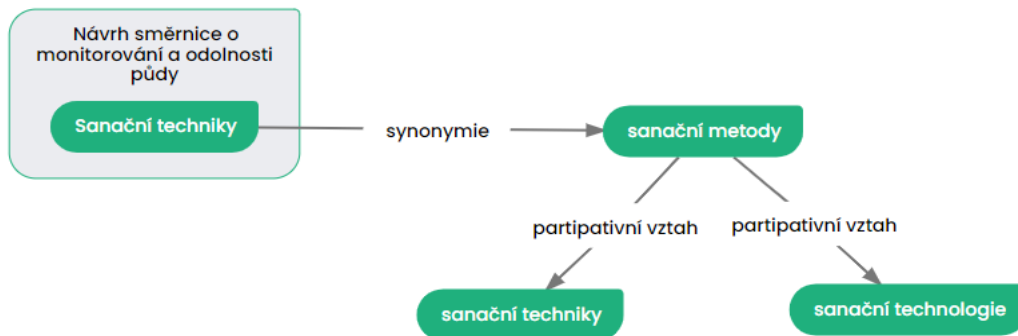
Pro vyjádření pojmových vztahů byl použit software ContextMinds FREE [22]. Příklad znázornění vybraných vztahů mezi pojmy z problematiky kontaminovaných míst [11], zpracovaný s použitím uvedeného softwaru, je níže na obr. 1.



Obr. 1: Příklad - pojmová mapa pro problematiku kontaminovaných míst [11]

Termín: sanační techniky (Remediation techniques)

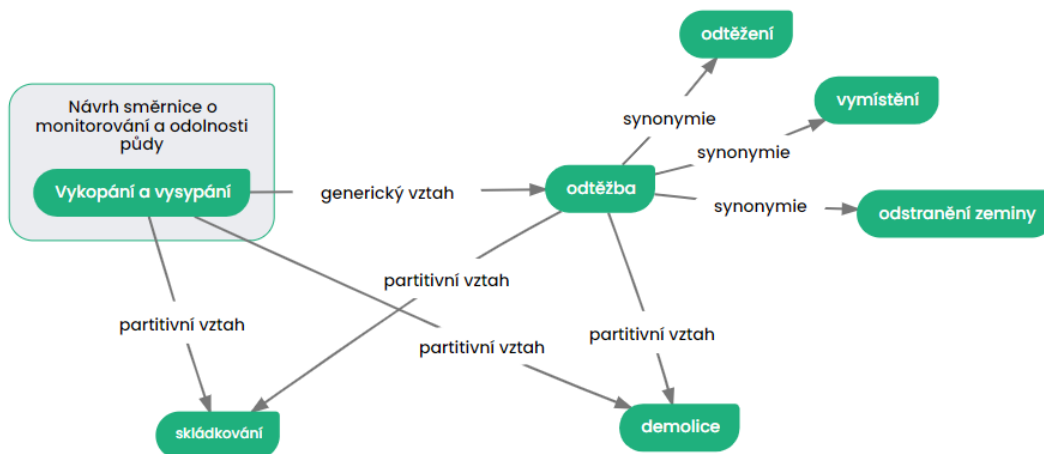
V češtině používané výrazy: sanační metody, sanační technologie, sanační techniky



Obr. 2: Pojmová mapa pro problematiku sanačních technik

Termín: vykopání a vysypání (Dig and dump)

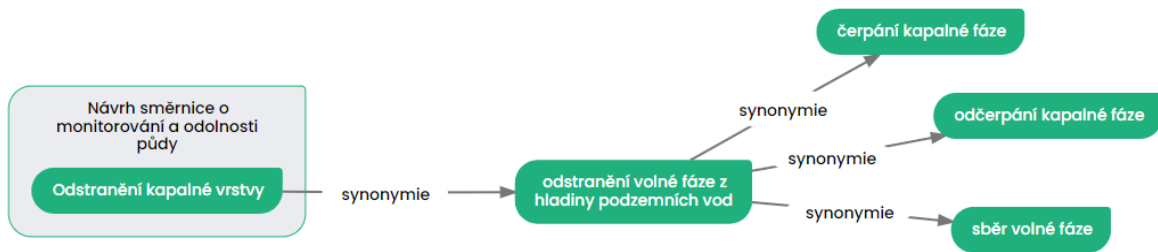
V češtině používané výrazy: odtěžba, odtěžení, odstranění zeminy, vymístění, demolice, skládkování



Obr. 3: Pojmová mapa pro vykopání a vysypání

Termín: odstranění kapalných vrstev (Liquid layer removal)

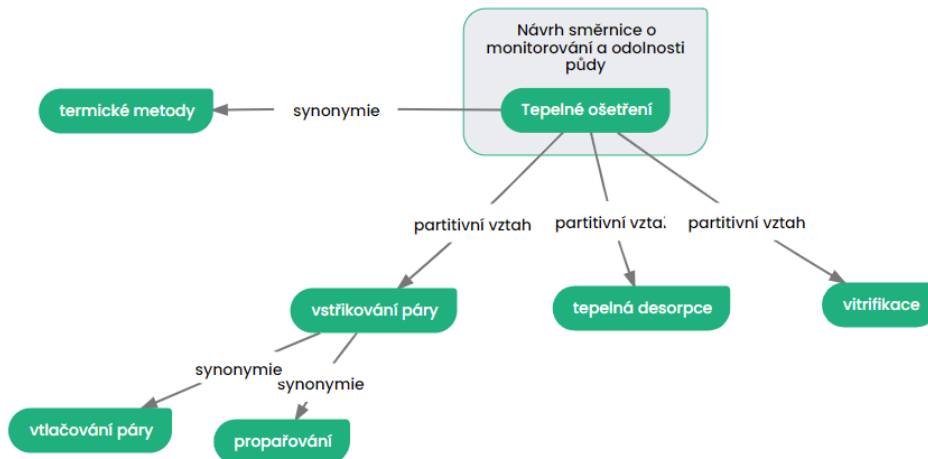
V češtině používané výrazy: odčerpání kapalných fází, čerpání kapalných fází, odstranění volné fáze z hladiny podzemních vod, sběr volné fáze



Obr. 4: Pojmová mapa pro odstranění kapalných vrstev

Termín: tepelné ošetření, vstřikování páry, tepelná desorpce, vitrifikace (Heat treatment, steam injection, thermal desorption, vitrification)

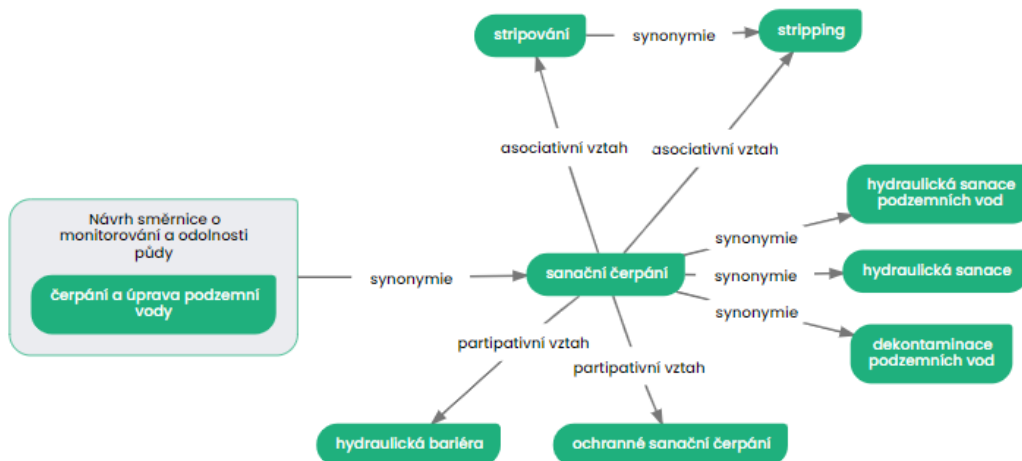
V češtině používané výrazy: termické metody, propařování, vtlačování páry, tepelná desorpce, vitrifikace



Obr. 5: Pojmová mapa pro tepelné ošetření

Termín: čerpání a úprava podzemní vody (Pump and treat of groundwater)

V češtině používané výrazy: sanační čerpání, hydraulická sanace podzemních vod, hydraulická sanace, hydraulická bariéra, dekontaminace podzemních vod, ochranné sanační čerpání, stripping, stripování.



Obr. 6: Pojmová mapa pro čerpání a úpravu podzemní vody

6. Souhrn a závěry

Diskuse k terminologii v oborech sanačních metod (technik, technologií) a sanační geologie je nutná a měla by přinést nezbytnou shodu a sjednocené používání uvedených termínů odbornou i laickou veřejností.

K překladu směrnice, resp. ke konsolidaci české terminologie sanačních technik a technologií by měla urychleně proběhnout specializovaná odborná terminologická diskuze, nejlépe v rámci některých z tematických odborných konferencí. Poté, co bude směrnice schválena, se v její české mutaci obsažené pojmy nutně promítnou do transpozice směrnice do českého právního prostředí a významnější nesoulad s terminologií používanou v české praxi sanační geologie by nebyl na místě.

Literatura

- [1] EVROPSKÁ KOMISE (2006): Návrh Směrnice Evropského parlamentu a Rady ustanovující rámec pro ochranu půdy. COM(2006) 232. 2006/0086 (COD). Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0232:FIN:en:PDF>.
- [2] EVROPSKÁ KOMISE (2023): Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady o monitorování a odolnosti půdy (právní rámec pro monitorování půdy). COM(2023) 416 final, 2023/0232 (COD). Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/HIS/?uri=COM%3A2023%3A416%3AFIN>.
- [3] SUCHÁNEK Z. (2024): Návrh směrnice o monitorování a odolnosti půdy a problém terminologie sanačních technik. Odpadové fórum, CEMC, Praha, 4/2024, 10–11.
- [4] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ: SEKM - Systém evidence kontaminovaných míst. MŽP. Dostupné z: <https://www.sekm.cz/>.
- [5] CAJTHAML T., INNEMANOVÁ P., KOPECKÁ I., KUBAL M., SUCHÁNEK Z., ŠEREŠ M. (2023): WP 2.B Kontaminace horninového prostředí. Souhrnná výzkumná zpráva 2.B.4.1. Interní publikace projektu, Centrum environmentálního výzkumu - Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost (CEVOOH), Projekt TAČR SS02030008, Praha, 2023, 1–41.
- [6] SUCHÁNEK Z., KUBAL M., CAJTHAML T., KOPECKÁ I. (2024): Analýza používání sanačních technik jako nápravných opatření na kontaminovaných místech v České republice. Waste Forum 2/2024 (v tisku).
- [7] MATĚJŮ V. ET AL. (2006): Kompendium sanačních technologií. Vodní zdroje Ekomonitor spol. s.r.o., Chrudim, 2006, ISBN: 80-86832-15-5, 1–260.
- [8] MATĚJŮ V. (2012): Náprava ekologických škod. 1. část Základní pojmy a principy sanačních technologií. Prezentace v rámci projektu OP Vzdělávání pro konkurenceschopnost, 2012. Dostupné z: https://is.muni.cz/el/1431/podzim2012/ENV008/um/Cast_1_2012.pdf.
- [9] MATĚJŮ V. (2016): Integrované sanační technologie. Vodní zdroje Ekomonitor spol. s.r.o., Chrudim, 2016. ISBN 978-80-86832-91-3, 1–267.
- [10] SLOUKA J., BENEŠ P. (2016): Základy remediace kontaminovaného horninového prostředí. Vodní zdroje Ekomonitor spol. s.r.o., Chrudim, 2016. ISBN: 978-80-86832-97-5, 1–96.
- [11] SUCHÁNEK Z. (2021): Terminologie z problematiky kontaminovaných míst. Odpadové fórum, CEMC, Praha, 4/2021, 40–41.
- [12] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2007): Metodická příručka pro použití reduktivních technologií in situ při sanaci kontaminovaných míst. MŽP 2007: 1 - 79. al. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze.
[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/MP_reduktivni_technologie_def.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/MP_reduktivni_technologie_def.pdf).
- [13] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2010): Metodická příručka ZÁKLADNÍ PRINCIPY HYDROGEOLOGIE. MŽP, 2010: 1–37. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze.
Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/OES-Hg_prirucka_TT-20100801.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/OES-Hg_prirucka_TT-20100801.pdf).
- [14] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2010): Metodická příručka pro použití oxidačních technologií in situ (2006), První aktualizace. MŽP, 2010: 1-51. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze.
- [15] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2021): Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM 3. Věstník MŽP, ročník XXXI, leden 2021, částka 1, Metodické pokyny a dokumenty, 1–11. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze.

[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/OFDN-metodicky_pokyn_pro_praci_sekm.zip](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/OFDN-metodicky_pokyn_pro_praci_sekm.zip).

- [16] ČSN ISO 704 (010505):2018 Terminologická práce - Principy a metody.
- [17] ČSN ISO 1087-1:2024: Terminologická práce a nauka o terminologii – Slovník.
- [18] ISO 18400-102:2017 Soil quality - Sampling – Selection and application of sampling techniques. 1–71.
Dostupné z: <https://www.iso.org/standard/62843.html>.
- [19] ISO 18400-104:2018 Soil quality – Sampling – Strategies. 1–131.
Dostupné z: <https://www.iso.org/standard/65223.html>
- [20] ISO 18400-105:2017 Soil quality - Sampling –Packaging, transport, storage and preservation of samples. 1-10. Dostupné z: <https://www.iso.org/standard/62364.html>.
- [21] ISO 18400-106:2018 Soil quality – Sampling – Quality control and quality assurance. 1–10.
Dostupné z: <https://www.iso.org/standard/62841.html>.
- [22] Software ContextMinds FREE. Dostupné z: <https://app.contextminds.com/>.

METODICKÝ POKYN MŽP INDIKÁTORY ZNEČIŠTĚNÍ PO 10 LETECH PLATNOSTI

Petr Kozubek

ENACON s.r.o., Krčská 16, 140 00 Praha 4, e-mail: kozubek@enacoz.cz

Obor kontaminační hydrogeologie a s ním spojený management rizik kontaminovaných území je stejně jako jiné vědecké obory neustále konfrontován s novými vědeckými poznatky, které doplňují a někdy i mění zavedený pohled na problematiku řešení kontaminovaných území. Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění [1], který byl v aktuální platné podobě vydán v roce 2014, je jedním ze základních dokumentů používaných v denní praxi a je žádoucí, aby tento materiál tyto nové podněty a změny reflektoval. Obdobně to platí i pro Metodický pokyn Analýza rizik kontaminovaného území [2], který byl vydán již v roce 2011. Po 10, resp. 13 letech je tak na místě zhodnotit, zda tyto klíčové dokumenty odpovídají těmto novým trendům.

Aplikace nových trendů a nových přístupů v procesu hodnocení rizik kontaminovaných území by bylo vhodné uvést v metodických materiálech MŽP ze dvou základních důvodů, jednak aby se staly součástí prováděné praxe (tj. z hlediska řešitelů analýz rizik) a jednak aby tyto přístupy byly akceptovatelné pro státní správu, která na základě výsledků analýz rizik a průzkumů znečištění činí příslušná rozhodnutí o dalším osudu kontaminovaných lokalit.

Česká republika se díky programu odstraňování starých ekologických zátěží již od počátku 90. let minulého století stala do určité míry průkopníkem v celé Evropě (první metodický pokyn na zpracování analýzy rizik a stejně tak přehled kritérií znečištění vznikly již na počátku, resp. v polovině 90. let minulého století) a bylo by škodou, kdyby tuto pozici díky opomíjení vědeckého pokroku ztratila.

Metodický pokyn Indikátory znečištění byl Ministerstvem životního prostředí vydán poprvé v roce 2011 a v roce 2014 byl aktualizován dodnes platnou verzí. Jako podklad pro odvození hodnot indikátorů znečištění byly použity tzv. screeningové hodnoty znečištění odvozené americkou agenturou USEPA (United States Environmental Protection Agency) označované jako tzv. RSL hodnoty (Regional Screening Levels).

Hodnoty RSL jsou odvozeny jednotným způsobem pomocí expozičních rovnic s využitím obvyklých expozičních parametrů a faktorů reprezentujících maximální odůvodnitelnou chronickou expoziční a zahrnutí citlivých skupin osob (dětí). To znamená, že hodnoty RSL jsou odvozeny na základě přímé expozice, resp. přímého kontaktu s danou složkou životního prostředí. Uvažovanými expozičními cestami jsou nahodilé požití zeminy, inhalace prachových částic uvolňovaných ze zeminy a dermální kontakt se zeminou, dále pak inhalace vzduchu, ingesce vody a inhalace těkavých látek při koupání a sprchování. Pro hodnoty indikátorů znečištění byly zvoleny hodnoty RSL odpovídající míře přijatelného nekarcinogenního rizika kvocientu nebezpečnosti $HQ = 1$ a zvýšenému celoživotnímu riziku vzniku rakoviny $ELCR = 1 \times 10^{-6}$.

Zdrojová databáze hodnot RSL je pravidelně cca v půlročních intervalech aktualizována, pro platný metodický pokyn z roku 2014 byly použity hodnoty RSL platné ke květnu 2013.

Metodický pokyn Indikátory znečištění z roku 2014 lze právem považovat za klíčový dokument při posuzování a hodnocení závažnosti antropogenního znečištění na lokalitách v České republice. Na základě porovnání zjištěných koncentrací sledovaných látek posuzované lokality s příslušnými hodnotami indikátorů znečištění se obvykle odvíjejí další kroky v rozhodovacím procesu o dalším osudu dané lokality. S ohledem na tuto klíčovost metodického pokynu je pak žádoucí posoudit jeho aktuálnost vzhledem k pravidelným aktualizacím zdrojové databáze hodnot RSL.

Pro účely tohoto příspěvku byly porovnány všechny hodnoty indikátorů znečištění dle aktuálně platného metodického pokynu (tj. hodnoty indikátorů znečištění na základě hodnot RSL ke květnu 2013) s poslední dostupnou verzí zdrojové databáze USEPA platnou k listopadu 2023.

Hodnoty indikátorů znečištění jsou stanoveny celkem pro 129 kontaminantů, přičemž 128 hodnot vychází z databáze hodnot RSL. Výjimkou jsou ropné látky (vyjádřené jako uhlovodíky C₁₀-C₄₀), pro které je hodnota indikátoru znečištění odvozena specificky bez vazby na databázi hodnot RSL. Hodnoty indikátorů jsou definovány pro jednotlivé složky horninového prostředí, a to zeminu, podzemní vodu a půdní vzduch, přičemž u zeminy a půdního vzduchu jsou dále stanoveny dle využití území, a to jednak pro průmyslově využívaná území a jednak pro ostatní plochy. U půdního vzduchu jsou hodnoty indikátorů znečištění definovány pouze pro těkavé látky, tj. pouze pro 29 kontaminujících látek z celkového souboru 129 kontaminantů.

Z provedeného porovnání 128 hodnot indikátorů znečištění s poslední verzí databáze hodnot RSL vyplynulo, že v případě zemin v průmyslově využívaném území došlo ke změně u 126 kontaminujících látek, tj. pouze u dvou látek ke změně nedošlo. Konkrétně se jedná o vinylchlorid a olovo, jejichž hodnoty se nezměnily. Sledována byla i úroveň změny hodnot jednotlivých RSL. Pouze u 17 % (tj. 22 látek) se jedná o relativně mírnou změnu do 10 % a u dalších 33 látek (tj. 26 %) o změnu v rozmezí 10 až 25 %. Z výše uvedeného vyplývá, že u více než 50 % látek, konkrétně (55,5 % odpovídající počtu 71 látek) je změna větší než o 25 %, přičemž u 10 látek se jedná o změnu větší než o 50 % a u 14 látek dokonce o změnu větší než o 100 %. Mezi kontaminanty, u kterých je změna větší než o 100 % patří i „běžné“ polutanty kadmium (zprůsňení z původních 800 mg/kg na 100 mg/kg), karcinogenní polycyklické aromatické uhlovodíky benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, dibenzo(a,h)antracen, chrysen a indeno(1,2,3-c,d)pyren, u kterých došlo ke změně přesně o jeden řád k mírnějším hodnotám (např. benzo(a)pyren z původních 0,21 mg/kg na 2,1 mg/kg), dále naftalen, u kterého došlo naopak ke zprůsňení (z původních 18 mg/kg na 8,6 mg/kg). Dále do této skupiny patří i oba izomery 1,2 cis dichlorethylenu, kdy u obou došlo ke zprůsňení, u izomeru cis z původních 2 000 mg/kg na 370 mg/kg a izomeru trans ze 690 mg/kg na 300 mg/kg. Obecně jsou změny vedeny ve smyslu mírnějších hodnot (u 76 % látek), ke zprůsňení došlo pouze u 24 % látek (30 kontaminantů).

Poněkud překvapivě není u souboru hodnot pro zeminy v ostatních plochách, tj. mimo průmyslově využívané území, míra změn identická jako u zemin v průmyslově využívaném území. Daná skutečnost implikuje, že nedošlo pouze k přehodnocení toxikologického účinku jednotlivých látek, ale také k přehodnocení hodnot expozičních parametrů, na základě kterých jsou hodnoty RSL odvozovány. To samozřejmě vede k úvaze, zda expoziční parametry doporučené Metodickým pokynem pro zpracování analýzy rizik (AR) odpovídají aktuálně doporučeným hodnotám. V Metodickém pokynu pro AR je v případě hodnot expozičních parametrů odkazováno na metodické materiály USEPA především z let 1991 [3] a 1997 [4]. Zde je však na místě uvést, že USEPA vydala ve stejném roce, ve kterém byl vydán i Metodický pokyn pro AR, tj. v roce 2011, nový metodický materiál týkající se hodnot expozičních parametrů (EPA's Exposure Factors Handbook aktualizující původní dokument z roku 1997 [5]). Tento materiál, resp. některé jeho dílčí části byly navíc již několikrát aktualizovány (v letech 2017, 2018 a 2019).

Nicméně vrátíme-li se k souboru hodnot RSL pro zeminy v ostatních plochách, zde jsou změny mírnější. U 21 látek k žádné změně nedošlo a u dalších 61 látek pouze ke změně mírné do 10 %. K podstatnějším změnám nad 25 % došlo pouze u 25 látek (cca 20 % z celkového souboru 128 kontaminantů). Avšak i u tohoto souboru je 13 látek (10 %), u kterých je změna zásadní o více než 100 %. Obdobně jako u RSL pro zeminy v průmyslově využívaném území se z „běžných“ kontaminantů jedná o kadmium, karcinogenní PAU a oba izomery 1,2 dichloethylenu.

Naopak v případě hodnot RSL pro podzemní vody (v pojetí USEPA tapwater) korespondují změny se situací pro zeminy v průmyslově využívaných územích. K žádné změně nedošlo pouze u tří kontaminantů (pesticid epichlorhydrin, xyleny a rtuť). K mírné změně do 10 % došlo pouze u 10 látek a k podstatnější změně nad 25 % naopak u 72 látek (56 % ze souboru 128 kontaminantů). K zásadní změně nad 100 % došlo dokonce u 17 kontaminantů. Mezi tyto látky opět patří kadmium (zprůsňení z 6,9 µg/l na 1,8 µg/l), skupina karcinogenních PAU s výjimkou benzo(a)antracenu (zbenevolentnění cca o 1 řád, např. benzo(a)pyren z 0,0029 µg/l na 0,025 µg/l), několik organochlorových pesticidů (např. DDE se zprůsňením z 0,2 µg/l na 0,046 µg/l) a z běžnějších kontaminantů také polychlorované

bifenyly (pro jednotlivé bifenyly zpřísnění z 0,017 na 0,004 µg/l). Také u podzemních vod byla většina změn (87 %) vedena k mírnějším hodnotám, ke zpřísnění došlo pouze u 16 kontaminantů.

Co se týče půdního vzduchu v průmyslově využívaném území, tak se jedná o jediný soubor, kde k významnějším změnám nedošlo. Z 29 kontaminantů došlo ke změně pouze u 2 kontaminantů, a to pesticidu methylbromidu a 1,2-trans dichlorethylenu. Naopak v případě půdního vzduchu v ostatních plochách mimo průmyslové došlo ke změně u 19 z 29 kontaminantů, avšak s výjimkou jedné látky (1,2-trans dichlorethylenu) se jedná o změny relativně mírné do 25 %. Daná skutečnost, tj. rozdílnost pro průmyslové a ostatní plochy, rovněž implikuje změny hodnot expozičních parametrů diskutované již výše. V případě půdního vzduchu je však podstatná jiná změna, a to doplnění hodnot RSL pro řadu látek včetně některých semivolatilních, které ve verzi použité pro metodický pokyn v roce 2014 chyběly (např. 1,2-cis dichlorethylen).

Další podstatnou změnou je rozšíření souboru látek, pro které jsou screeningové hodnoty RSL definovány. Verze ke květnu 2013 použitá jako zdroj pro metodický pokyn obsahovala 736 kontaminantů, v aktuální verzi je to již 864 kontaminantů. Mezi nově zařazenými kontaminujícími látkami jsou i některé tzv. „nové“ polutanty, v anglicky psané literatuře označované jako „emerging pollutants“. Patří sem i skupina látek PFAS (perfluorované a polyfluorované alkylové látky), které lze oprávněně označit za v současné době nejvíce rezonujícím tématem na odborných konferencích. Nelze opominout, že látky ze skupiny PFAS se již stávají součástí české legislativy (např. od letošního roku limitní hodnoty PFAS v pitné vodě dle aktuálního znění vyhlášky č. 252/2004 Sb.), avšak v metodickém pokynu logicky chybí.

Provedené porovnání hodnot indikátorů znečištění dle platného metodického pokynu s aktuální verzí databáze hodnot RSL agentury USEPA ukázalo, že po 10 letech platnosti metodického pokynu je míra změn taková, že Metodický pokyn Indikátory znečištění je ve stávající podobě neaktuální a neodpovídající svému původnímu záměru a smyslu a nezbyvá než doporučit jeho aktualizaci, a to jak ve smyslu úpravy stávajících hodnot indikátorů, tak i ve smyslu jeho doplnění o nové polutanty.

Vedle již diskutovaných změn v použití hodnot expozičních parametrů, které mohou v důsledku vést k rozdílným výsledkům hodnocení zdravotních rizik v rámci zpracovávání analýz rizik, jsou níže alespoň bodově naznačeny další aspekty, které stávající Metodický pokyn (dále jen MP) pro AR nezohledňuje, avšak dle názoru autora mohou být při analýzách rizika významné a zasloužily by si doplnění do příslušných metodických materiálů Ministerstva životního prostředí.

- 1) Stávající MP zcela opomíjí problematiku průniku (intruze) par těkavých organických látek z horninového prostředí do vnitřního ovzduší budov nacházejících se nad místy postižené znečištěním. Především v průmyslových, ale i obytných územích, kde nejsou přímo využívány podzemní vody, může být tato expoziční cesta jedinou relevantní expozicí osob a při jejím nezhodnocení tak dochází k významnému podcenění existujících rizik. Dále je nutno zmínit, že mnohé běžné těkavé kontaminanty (např. benzen, vinylchlorid, trichlorethylen či tetrachlorethylen) jsou látky karcinogenní s výraznou rizikovostí především při inhalační expozici. Skutečnost, že tato expoziční cesta není v MP vůbec zmíněna, vede často k tomu, že není vůbec hodnocena, což často vede k zásadnímu podcenění možných rizik. Vzhledem ke komplexnosti dané problematiky (hodnocení intruze par do budov) by si tento aspekt zasloužil zpracování samostatné metodické příručky anebo alespoň zpracování formou rozsáhlejší přílohy k MP.
- 2) Biodostupnost (bioavailability) – problematika biodostupnosti je rovněž jeden z aspektů, který není aktuálním MP nijak zmiňován. Obecně se předpokládá, že kontaminující látky jsou dostupné ze 100 %, tj. že zjištěná koncentrace v horninovém prostředí je rovněž expoziční koncentrací. Nicméně nové vědecké poznatky (především u kovů, ale i některých organických látek jako jsou polycyklické aromatické uhlovodíky PAU) ukazují, že tyto látky se vyskytují v různých chemických i fyzikálních formách, které nejsou exponovaným organismem 100 % absorbovány, ale že organismem je absorbován pouze nějaký jejich a často malý podíl obvykle

ve formě snadno rozpustné ve vodě či tučích způsobující negativní účinek na lidské zdraví (neabsorbovaný podíl prochází organismem bez negativního dopadu). Tato skutečnost může pak vést k nadhodnocení skutečných zdravotních rizik. Správně provedené posouzení biodostupnosti kontaminujících látek tak může vést ke korektnějšímu odhadu možných rizik, snížit míru nejistoty a v důsledku zvýšit vypovídající hodnotu AR.

- 3) Při zpracovávání analýzy rizik se obvykle vychází z jednorázových měření, kdy jsou stanoveny koncentrace kontaminujících látek, které jsou následně použity jako expoziční koncentrace pro hodnocení rizik bez detailnějšího posouzení, zda tyto koncentrace reprezentují průměrné koncentrace, kterým jsou exponované osoby vystaveny po celou uvažovanou expoziční dobu. Tento aspekt se jeví jako relevantní zejména v současné době, kdy během roku nastávají období dlouhodobějšího sucha často střídané intenzivními přívalovými srážkami (je zřejmé, že koncentrace naměřené během suchých období se mohou výrazně lišit od koncentrací naměřených v deštivém období). V relevantních případech může být vhodnou alternativou využití pasivních vzorkovačů, které minimalizují extrémní hodnoty a vykazují hodnoty koncentrací odpovídající dlouhodobým průměrům.

Vzhledem k tomu, že využívání pasivních vzorkovačů je stále poměrně nákladné i časově náročné, nebude smyslem poukázání na tento alternativní způsob vzorkování snaha, aby byly standardní metody vzorkování nahrazeny, ale spíše jako ukázka možného alternativního přístupu ve specifických případech. Zmínění využívání pasivních vzorkovačů může v důsledku vést k jejich širšímu využití v běžné praxi (v ČR aktuálně používány stále spíše pro vědecké účely) a také to, že výsledky měření pomocí pasivních vzorkovačů budou akceptovatelné pro státní správu, což může opět vést ke zkvalitnění výstupů AR.

- 4) Významnou částí analýzy rizik je posouzení šíření znečištění. Ve stávajícím metodickém pokynu je této často fundamentální kapitole z pohledu výstupů AR věnována poměrně malá pozornost. Z metodických materiálů vydávaných v USA (např. ITRC, 2015 [6,7]) je patrné, že i pohled na tuto problematiku se dále vyvíjí. Při hodnocení osudu kontaminujících látek v horninovém prostředí se klade větší důraz na následující:
 - a. Heterogenita převládá nad homogenním horninovým prostředím
 - b. Anizotropie převládá nad izotropním horninovým prostředím
 - c. Zpětná difúze je významným zdrojem kontaminace a rozšiřování kontaminačních mraků
 - d. Přejídné podmínky převládají nad ustáleným stavem
 - e. Ne-Gaussovské rozdělení převládá nad Gaussovským rozdělením

Současná praxe v ČR je často vedena proti duchu těchto aspektů, výsledky terénních prací jsou často zjednodušovány, průměrovány, což může vést k významným nesprávným výsledkům buď podceňujících či naopak přeceňujících skutečná rizika. Metodický pokyn by si zasloužil detailnější rozpracování předmětné kapitoly včetně ukázek případových studií upozorňující na možné nesprávné interpretace hodnocení šíření znečištění.

Literatura

- [1] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2014): Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění.
- [2] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2011): Metodický pokyn MŽP Analýza rizik kontaminovaného území.
- [3] USEPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual. Supplement Guidance "Standard Default Exposure Factors" Interim Final.
- [4] USEPA (1997): Exposure Factors Handbook. EPA, August 1997.
- [5] USEPA (2011): Exposure Factors Handbook 2011 Edition. EPA/600/R-09/052F.
- [6] Interstate Technology and Regulatory Council (2015): Decision Making at Contaminated Sites, Issues and Options in Human Health Risk Assessment. ITRC, January 2015.
- [7] Interstate Technology and Regulatory Council (2015): Integrated DNAPL Site characterization and Tools Selection. ITRC, May 2015.

SANACE ROPNÉHO ZNEČIŠTĚNÍ V OKOLÍ STARÝCH SOND PO PRŮZKUMU A TĚŽBĚ ROPY A ZEMNÍHO PLYNU

Vladimír Rybák, Petr Navrátil

DIAMO, s. p., o. z. GEAM, Dolní Rožínka 86, 592 51 Dolní Rožínka, e-mail: rybak@diamo.cz

Intenzivní průzkumy a těžba ropy a zemního plynu probíhaly na jižní Moravě u Hodonína od 20. let minulého století, později se tyto práce rozšiřovaly směrem k jihu a následně i k severovýchodu republiky. Průzkumy a exploatace ložisek probíhaly s minimálním ohledem na životní prostředí, a to až do 90. let minulého století. Historické ekologické zátěže po bývalém národním podniku, způsobené úniky ropných látek, začaly být ve velkém měřítku systematicky řešeny po vydání usnesení vlády ČR č. 713 z roku 2007, které začlenilo k zahlazování následků hornické činnosti rovněž likvidace ekologických škod u ropoplynových vrtů (SEZ) v odpovědnosti státu.

Po vyčlenění finančních prostředků byly v letech 2009–2017 provedeny rozsáhlé práce environmentálního vrtného průzkumu v Chráněné oblasti přirozené akumulace podzemních vod Kwartér řeky Moravy, a to od severovýchodního okraje Hodonína až po soutok Moravy a Dyje. Vzhledem k velikosti tohoto citlivého území a velkému počtu SEZ byla oblast rozdělena na sedm sektorů. Předmětem vrtného průzkumu bylo ověření antropogenní kontaminace ropnými látkami u 895 starých sond a reliktvů po těžbě ropy a plynu. U každé staré sondy bylo hloubeno minimálně 25 průzkumných vrtů v síti 5 x 5 m do hloubky 4 m. Po průzkumných pracích následovala bezpečná relikvidace sond za použití moderních technologií tak, aby byly přerušeny migrační cesty ložiskových médií z ložiskových obzorů do nadložních horizontů a k povrchu a tím došlo k zabránění možnému úniku médií do neogenních a kvartérních zvodní a dále do životního prostředí. Následně proběhly nápravné práce, které odstranily ropou nadlimitně kontaminované zeminy a ropné látky z podzemních vod kvartérní zvodně. Ze sektorů bylo odstraněno celkem **335 851** tun nadlimitně kontaminovaných zemin a odčerpáno **242 926 m³** kontaminovaných podzemních vod. Kombinací těchto základních postupů došlo k zabránění dalšího šíření ropného znečištění, zejména k vodnímu zdroji Podluží, který zásobuje několik desítek tisíc obyvatel jižní Moravy pitnou vodou.

Při rešeršních pracích v rámci realizace jednotlivých sektorů v CHOPAV Kwartér řeky Moravy bylo současně zaznamenáno nemalé množství sond nacházejících se i mimo tuto oblast. Doposud bylo identifikováno cca 755 starých sond. Z hlediska stavu těchto sond je kvalita jejich zabezpečení, zjištělná z archivní dokumentace, srovnatelná se sondami v CHOPAV, tedy nedostatečná. Sondy se nacházejí jak v lesích a na zemědělsky obhospodařované půdě, tak v mnoha případech i v blízkosti obytných zón a hospodářsky využívaných ploch na územích Jihomoravského, Olomouckého, Zlínského a Moravskoslezského kraje. U 598 sond již proběhl geologický průzkum a 102 nejvíce rizikových sond bylo bezpečně zrelikvidováno. Další relikvidace sond se momentálně připravují na základě individuálního posuzování jejich rizikovosti, kdy hlavními rozhodovacími kritérii je stav konkrétní sondy, její poloha, potencionální závadnost pro životní prostředí a budoucí záměry obcí a vlastníků dotčených pozemků.

Doprůzkum bývalých kališť u sond mimo CHOPAV

Jak bylo uvedeno výše, průzkumné práce proběhly dosud u 598 přístupných sond. Vzhledem ke skutečnosti, že tyto problematické sondy svojí polohou mimo citlivé území představovaly menší riziko pro životní prostředí, byly geologické práce z úsporných důvodů zredukovány na 9 průzkumných vrtů vedených do hloubky 3 m v síti 5 x 5 m u každé sondy. Vrtný průzkum tak ověřoval ropné znečištění v bezprostředním okolí sond. Úspěšnost záchytu nadlimitní kontaminace pomocí tohoto typu průzkumu se pohybovala do 10 %. Bylo zřejmé, že intenzivnější znečištění se může doposud nalézat v bývalých odkalovacích jímkách (kalištích) sond. To bylo důvodem, že další směr průzkumných prací byl orientován na bývalá kaliště sond, která byla během hloubení sond provozována ve vzdálenostech zhruba 10–15 m od sondy. Jednalo se o výkopy, často se sypanými hrázi, s rozsahem a kubaturou úměrnou k hloubce sondy. Nejrozsáhlejší kaliště zatím bylo dohledáno u vrtu Jablůnka 1, což je

nejhlubší vrt v ČR s dosaženou hloubkou 6 506 m, kde kaliště mělo plochu zhruba 4 900 m². Po vyhloubení sond a provedení čerpacích zkoušek byla kaliště zahrnuta a srovnána s okolním terénem, často bez likvidace obsažených závadných ropných látek. Bývalá kaliště jsou v současné době prakticky nedohledatelná bez použití velkého množství „naslepo“ hloubených vrtů, což je ekonomicky neúnosné. Proto bylo přikročeno ke studiu dostupných archivních informací ke starým sondám, zejména vhodným historickým leteckým snímkům, které umožnily stanovit pozice kališť. Následující průzkumné práce v plochách bývalých kališť umožňují ověřit rozsáhlejší znečištění horninového prostředí ropnými uhlovodíky. S ohledem na úsporu nákladů na vrtné a laboratorní práce je průzkum nejprve veden v reprezentativní ploše kaliště pokryté sítí prioritních vrtů a teprve po nálezů znečištění se vrtné práce rozšiřovaly o další průzkumné vrty s cílem ohraničit nalezenou kontaminaci. K průzkumům byly prvotně vybírány hlubinné vrty, u kterých existovala rozsáhlejší kaliště, a s ohledem na jejich složitější hloubení byly často použity olejové (ropné) vany při zmáhání havárií vrtného nářadí. Po realizaci etapy průzkumných prací u hlubinných vrtů byly do průzkumu kališť zařazovány i mělčí sondy. Do konce loňského roku bylo takto cíleně prozkoumáno 66 dohledatelných kališť s úspěšností nálezů nadlimitní kontaminace až 50 %. Pro každou pozitivní lokalitu byl zpracován projekt nápravných prací, který řeší odstranění nadlimitně kontaminovaných zemin a případně i sanaci podzemní vody.

Kaliště u sondy Němčičky NEM2a

Zcela ojedinělým případem bylo kaliště u sondy Němčičky NEM2a. Sonda byla vyhloubena v období let 1975–1977 jako průzkumná do hloubky 5 493,5 m. Během vrtných prací došlo ke 4 havarijním stavům, při jejichž zmáhání bylo aplikováno cca 139 t syntetického oleje B1 a na výplach se použilo dalších 428 t syntetických olejů, 10 t ropy a 100,5 t nafty. Po ukončení prací a likvidaci sondy v roce 1979 bylo rozsáhlé kaliště o výměře cca 3 300 m² opuštěno bez jeho likvidace a dlouhodobě tvořilo tak překážku na zemědělsky využívaném pozemku. Protože kaliště bylo situováno ve svahu, bylo ohraničeno až 2 m vysokými sypanými hrázemi. Hloubka kaliště se pohybovala od 1,0 do 1,9 m, dno kaliště se svažovalo směrem k JZ. Průzkumné práce ověřily kontaminaci v celé ploše kaliště, nejintenzivnější obsah polutantu činil až 134 000 mg C₁₀-C₄₀ na kg sušiny. Výplň kaliště byla homogenní a v celé ploše ji tvořily pastovité, místy až řídké kašovité (zvodnělé) šedočerné vrtné kaly prosycené ropnými látkami. Aby bylo zabráněno sekundárnímu znečištění okolí během výkopových prací a zejména během odvozu silně znečištěného zvodnělého materiálu na dekontaminaci, byla zvolena metoda jeho *in situ* stabilizace. Zde byl konkrétně použit finský stabilizační systém ALLU PM-500 a ALLU PF, přičemž ALLU PM-500 byl stabilizační mixážní stroj, který se pomocí adaptéru montuje na rypadlo a ALLU PF bylo housenkové samohybné silo s dávkovacím kompresorem pro dopravu aditiva. Jako aditivum bylo vybráno patentované hydraulické pojivo DASTIT UX SK69, které je specificky vyvinuto pro stabilizaci a solidifikaci průmyslových kalů a odkališť.

Mísící systém ALLU pomocí ramena dlouhého 3 m promíchal kaly za přidávání zhruba 15 % objemových aditiva DASTIT. Stabilizovaný materiál umožnil již po třech dnech pohyb mechanizace po jeho povrchu. Doba zrání pro bezpečnou stabilizaci polutantu byla delší a v průměru trvala 10 dní, než mohlo být s materiálem dále manipulováno. Proces optimálního zrání byl sledován mechanicky přímo na lokalitě. Nezávadnost solidifikátu byla laboratorně ověřována vodnými výluhy dle vyhlášky č. 294/2005 Sb., tab.2.1. třída II. a. Vydrálý solidifikát byl postupně odtěžován pásovým rypadlem a odvážen na blízkou skládku S-OO. Od zahájení prací byl odtěžen a odvezen celý objem **6 614,09 m³** solidifikovaného materiálu o hmotnosti **12 302,21 t**.

Po odvozu stabilizovaného materiálu byl proveden koncový monitoring lokality a následoval zásyp sanačního výkopu přivezenou inertní zeminou a srovnání plochy do nivelety okolního terénu. Finální rekultivace spočívala v rozproštění přivezené ornice a orbě.

Použitá sanační technologie *in situ* stabilizace polutantů umožnila úplné navázání škodlivin obsažených v zeminách a v kálech na přidávané aditivum. Tímto procesem vzniklý neškodný solidifikovaný materiál byl z lokality beze zbytku odstraněn, což umožnilo dodržet projektem stanovený poměrně náročný sanační limit 500 mg C₁₀-C₄₀ na kg sušiny.

Úspěšně provedené nápravné práce umožnily hornickou činností znehodnocené pozemky předat zpět jejich vlastníkům k dalšímu využití pro zemědělskou činnost.

SANACE BÝVALÉHO DISTRIBUČNÍHO SKLADU PHM V PROSTŘEDÍ STARÉ RAFINERIE MINERÁLNÍCH OLEJŮ V NOVÉM BOHUMÍNĚ

**Jiří Kamas¹⁾, Antonín Stříbrný²⁾, Radek Ulman¹⁾, David Ides¹⁾, Petr Čajánek¹⁾,
Miroslav Minařík¹⁾**

¹⁾ EPS biotechnology, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice; e-mail: eps@epsbiotechnology.cz

²⁾ ALFA SYSTEM s. r. o., Dobříč 2, 252 25 Jinočany; e-mail: stribrny@alfasystem.cz

Úvod

Sanace distribučního skladu PHM v Novém Bohumíně řeší masivní kontaminaci staveb a všech složek horninového prostředí způsobenou dominantně ropnými látkami a jejich deriváty. Tyto látky pronikly z povrchu až k podzemním vodám v důsledku intenzivního využívání tohoto území k výrobě, skladování a manipulaci s ropnými produkty po dobu více než 110 let až do roku 1997, kdy byl po ničivých povodních areál poškozen a následně trvale uzavřen. Relativně složitý komplex budov, manipulačních a skladovacích ploch, podzemních nádrží, kanálů, pohřbených konstrukcí a jímek původem z bývalé rafinerie a pozdějšího distribučního skladu včetně rozsáhlého kontaminačního mraku v podzemních vodách na pozemcích spol. ORLEN Unipetrol RPA s.r.o. (nástupce n.p. Benzina), je sanován z prostředků Ministerstva financí ČR. Současné sanační práce realizuje společnost ALFA SYSTEM s.r.o., jehož hlavními poddavateli jsou EPS biotechnology, s.r.o. a AWT Rekultivace, a.s.

Sanace distribučního skladu je typickým příkladem synergického působení metod sanace *ex situ* a navazující sanace *in situ* pro odstranění kontaminace za technicky a ekonomicky akceptovatelných podmínek. V průběhu sanace bylo odstraněno již více než 175 tis. tun kontaminovaných zemin a 34 tis. tun kontaminovaných demoličních odpadů znečištěných naftou a oleji. Tyto odpady byly odvezeny na zařízení pro úpravu odpadů COZ spol. AWT Rekultivace, a.s. a podrobeny biodegradaci formou schválených biotechnologií EPS-INOK a EPS-PAL. Cílem sanačních prací je odstranění primárního zdroje znečištění – tj. kontaminovaných stavebních konstrukcí a zemin pro omezení dotace kontaminace do podzemních vod a následně odstranění volné fáze ropných látek z hladiny p.v.

Bohumínská rafinerie v čase

Historie zpracování a výroby ropných produktů je v sanované lokalitě velmi bohatá a sahá až do roku 1887, kdy byla hrabětem Larischem, v Novém Bohumíně na Moravě, založena Bohumínská rafinerie - akciová společnost, jako rafinerie pro výrobu petroleje. Do první světové války tato rafinerie patřila mezi největší producenty petroleje v tehdejší Rakousko-Uhersku. Po válce a rozpadu monarchie bylo hlavním úkolem českých rafinérií zpracovávajících minerální oleje nahradit ztracené zdroje a získávat z ropy kromě petroleje také topný olej, mazací oleje, asfalt a později i benzín a motorovou naftu. Ve válečném období (1939–1945) Bohumínská rafinerie zásobovala německou armádu pohonnými hmotami. I proto se stala cílem spojeneckého náletu, který odstartoval z italských základen 29. srpna 1944. Hlavní část svazu bojových letadel směřovala na Ostravu, ale vedlejším cílem bylo i železniční seřadiště v Bohumíně, v těsném sousedství rafinerie. To bylo několika bombami zasaženo a silně poškozeno. Při návratu byla část spojeneckých letadel napadnuta ve známé letecké bitvě nad Bílými Karpaty. Po druhé světové válce byla výroba v rafinérii zastavena a z továrny se staly pouze skladovací prostory národního podniku Benzina. Za stejným účelem začal část tohoto komplexu využívat i národní podnik Feron. Národní podnik Benzina fungoval v bývalé Bohumínské rafinérii až do roku 1997, kdy byl areál při ničivých povodních zaplaven, poškozen a následně postupně opuštěn. Části původní rozsáhlé rafinerie se aktuálně nachází pod menšími soukromými areály s průmyslovým zaměřením a veřejným nákupním centrem. Na většině těchto dílčích ploch došlo k sanačním zásahům spočívajících převážně v odtěžení kontaminovaných zemin do hloubek 2 až 4 m p.t. a sběru volné fáze ropných látek z hladiny p.v. v otevřených výkopech. Zbývající prostor Bohumínské rafinerie podléhal sukcesi a časem se stal zarostlým pětihektarovým lesem, který v roce 2010 prošel rozsáhlou regenerací a proměnil se v odpočinkovou zónou města, označovanou jako „Rafinérský lesík“.

Hydrogeologické průzkumné práce byly zahájeny v areálu distribučního skladu Benziny v roce 1987 a následně přešly do prací sanačních. Do roku 1989 bylo v ploše původního distribučního skladu vybudováno celkem 20 hydrogeologických vrtů a sanačním čerpáním, které probíhalo ze 7 vrtů, bylo odtěženo přes 131 000 litrů čistých ropných látek. V letech 1989 až 1997 bylo realizováno na lokalitě sanační čerpání podzemní vody pouze z jediného hydrogeologického vrtu a i přesto bylo tímto čerpáním odtěženo dalších 130 000 litrů ropných látek. Od srpna 1997 do března 1999 bylo sanační čerpání provozováno na čtyřech vrtech, ze kterých bylo vytěženo dalších 5 641 litrů ropných látek. Teprve v červnu 1998 byla pro území zpracována riziková analýza, v rámci které bylo vybudováno dalších 7 nových hydrogeologických vrtů a zdokumentována geologická skladba postihnutého území. Od března 2000 sanační práce pokračovaly a probíhalo pravidelné odčerpávání a sběr ropných látek z hladiny podzemní vody, vrtů, studní, jímek a lapolu kanalizace, celkově z 11 čerpaných objektů, přičemž se rozšiřovalo povědomí o masivním znečištění lokality. V roce 2004 a 2005 byl proveden předsanační doprůzkum areálu, který byl podkladem pro zpracování projektu sanace nesaturované i saturované zóny, který vznikl v roce 2016.

Sanace nesaturované zóny

Sanace nesaturované zóny byla zahájena v listopadu 2018 průzkumem a demolicí stavebních konstrukcí původních objektů rafinerie, resp. distribučního skladu. Po demolicích byl proveden plošný průzkum kontaminace zemin v celé ploše areálu do hloubek 4 m p.t. v dílčích sektorech o rozměru 22,5 x 22,5 m a hloubkových intervalech 0–1, 1–2, 2–3 a 3–4 m p.t. Z každé hloubkové úrovně tak vznikla mapa podlimitně nebo nadlimitně kontaminovaných zemin. Před vlastními výkopy musel proběhnout nezbytný pyrotechnický průzkum za použití magnetometru. Z důvodu vysoké kontaminace zemin železnými předměty byla nutná přítomnost pyrotechnika i v dalších fázích sanace, a to zejména v průběhu těžby ve vytipovaných rizikových sektorech odtěžby. Při pyrotechnickém průzkumu nakonec nebyla nalezena žádná munice. Pro statické zajištění stability okolních staveb a pozemků bylo nezbytné realizovat statická zabezpečení formou svahování výkopů a instalace Larsenové stěny v délce několika desítek m zejména podél Rafinérského lesíka a lokálního sektoru v sousedním areálu. Instalace komplexní podzemní těsnicí stěny, která by omezovala celkovou komunikaci sanovaného areálu s okolními pozemky, nebyla pro přítomnost budov na okrajích areálu a při posouzení jejich stavu možná.

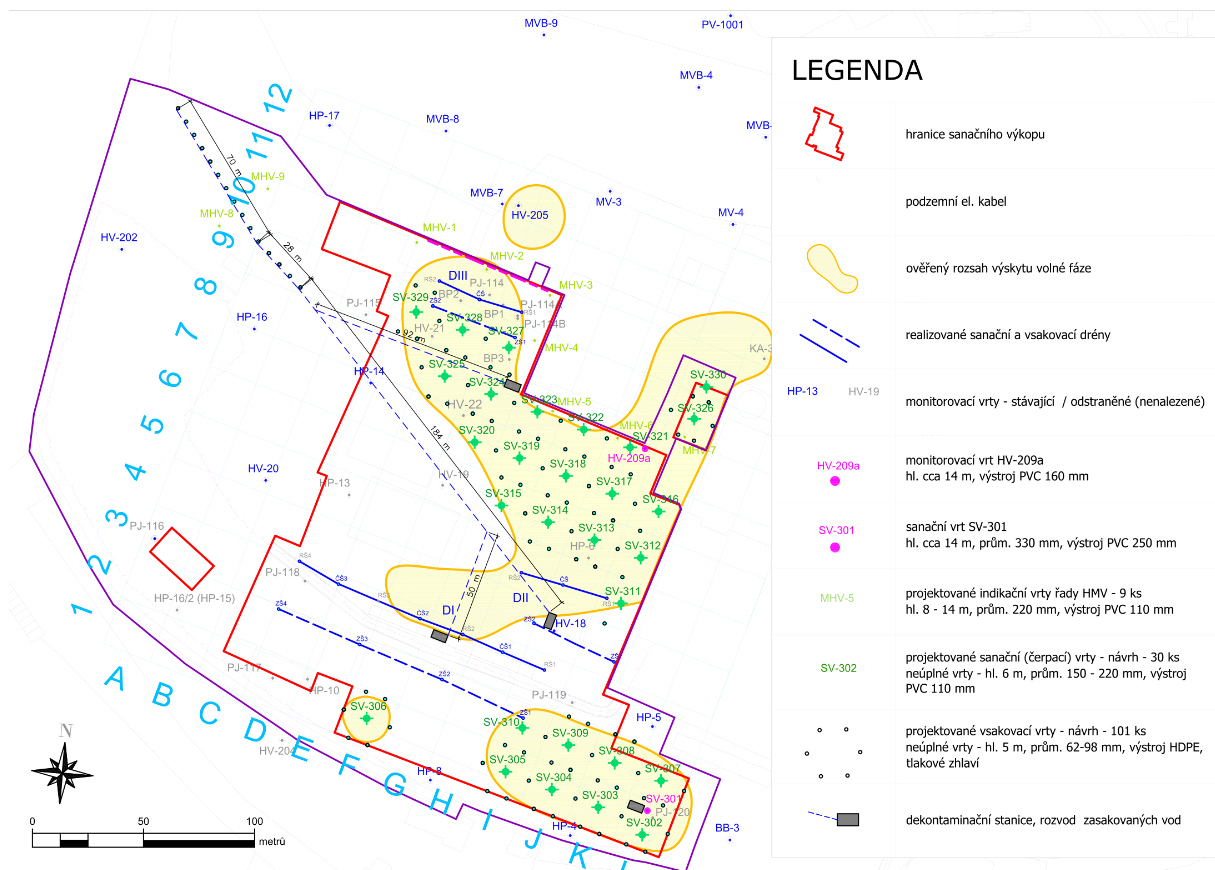
Samotná odtěžba dle výsledků průzkumu byla zahájena v květnu 2019, a to plošnou odtěžbou do hloubky 1 m p. t. Následovala sektorová odtěžba nadlimitně kontaminovaných zemin ve většině areálu až do hloubek 4 m p.t. Sanace *ex situ* byla ukončena v březnu 2021. V průběhu výkopových prací probíhalo stavební čerpání z volné hladiny výkopů, jehož úkolem bylo odstranit mobilní VFRU. Zpětný zásyp byl zahájen vždy po vzorkování dna/stěn výkopů a po celkovém odstranění VFRU v dané části výkopu. Závěrečné vzorkování zemin po ukončení odtěžby prokázalo plošné znečištění zemin v saturované zóně v hloubkové úrovni 4 m p.t. v řádu vyšších tisíců až prvních desetitisíců mg NEL/kg suš. Míra znečištění byla v některých částech areálu masivní a výrazně přesahovala původní očekávání.

V rámci sanace nesaturované zóny bylo zdemolováno celkem cca 22 200 m³ stavebních konstrukcí (zdivo, betony, podlahy, podsypy, podzemní konstrukce), ze kterých bylo cca 34 726 t nadlimitně kontaminovaných předáno k biodegradaci jako nebezpečný odpad 17 09 03* „Jiné stavební a demoliční odpady (včetně směsných stavebních a demoličních odpadů) obsahující nebezpečné látky“. Dále bylo odtěženo celkem cca 117 000 m³ zemin, ze kterých bylo cca 175 420 t nadlimitně kontaminovaných předáno k biodegradaci jako nebezpečný odpad 17 05 03* „Zemina a kamení obsahující nebezpečné látky“. Podrcené stavební sutě z demolic stávajících objektů a zeminy z výkopů s podlimitní kontaminací NEL (<10 000 mg/kg suš.) byly použity ke zpětnému zásypu. Celková plocha sanačního výkopu dosáhla cca 34 000 m².

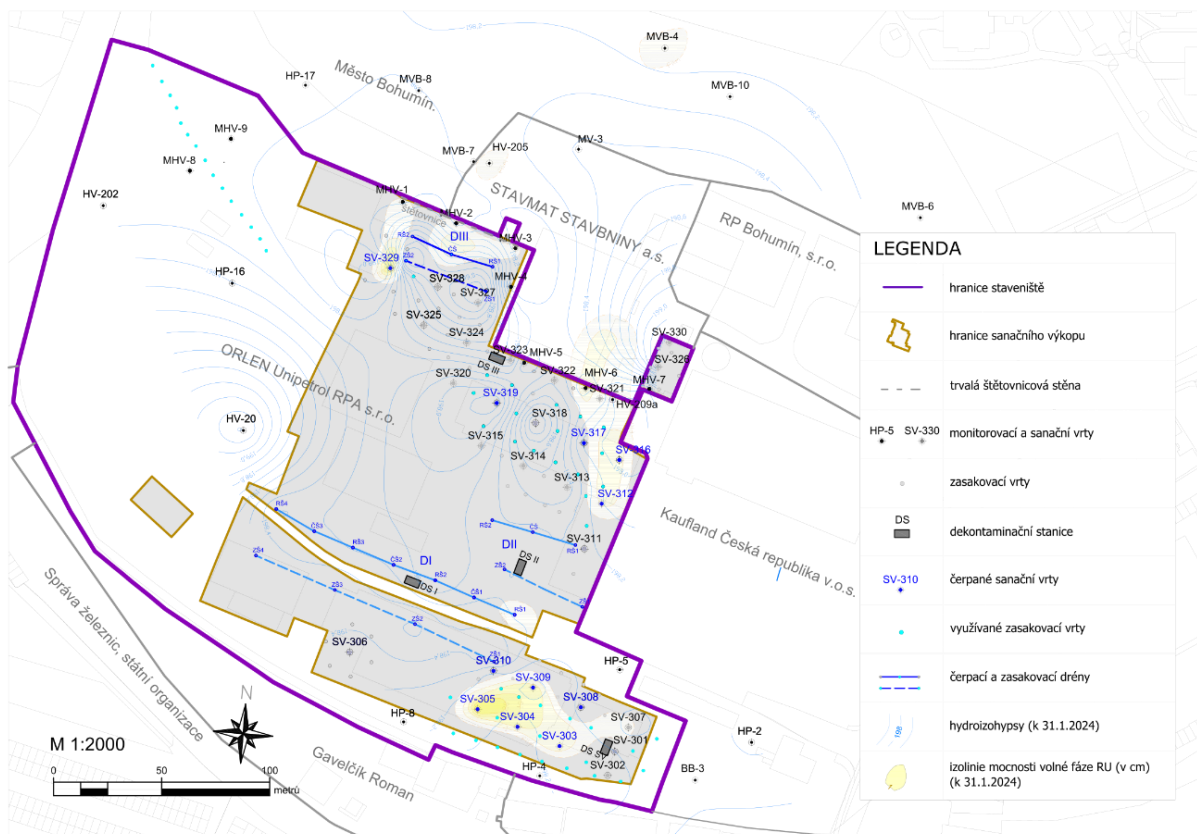
Na základě statistického zpracování velkého množství dat monitoringu sanace nesaturované zóny bylo vyčísleno množství odstraněného kontaminantu. V rámci sanace nesaturované zóny bylo odstraněno 6 167 t NEL ve stavebních konstrukcích a zeminách.

Sanace saturované zóny

Ještě na počátku sanace v roce 2019 nebylo výjimkou, že se ve vrtech uvnitř distribučního skladu vyskytovala fáze přesahující mocnost 100 cm. Původně uvažovaný koncept sanace saturované zóny využíval několik dvojic čerpaných a zasakovacích drénů, které po zahájení sanace odstraňovaly cca desítky l VFRL měsíčně. Tento koncept musel být po závěrečném vyhodnocení vzorkování zemin saturované zóny rozšířen a doplněn o systém sanačních vrtů a sond na ploše přesahující 21 500 m². Rozsah kontaminace saturované zóny volnou fází po provedené sanaci *ex situ*, co do plochy i objemu volné fáze několikanásobně předčil původní odhady a bilance.



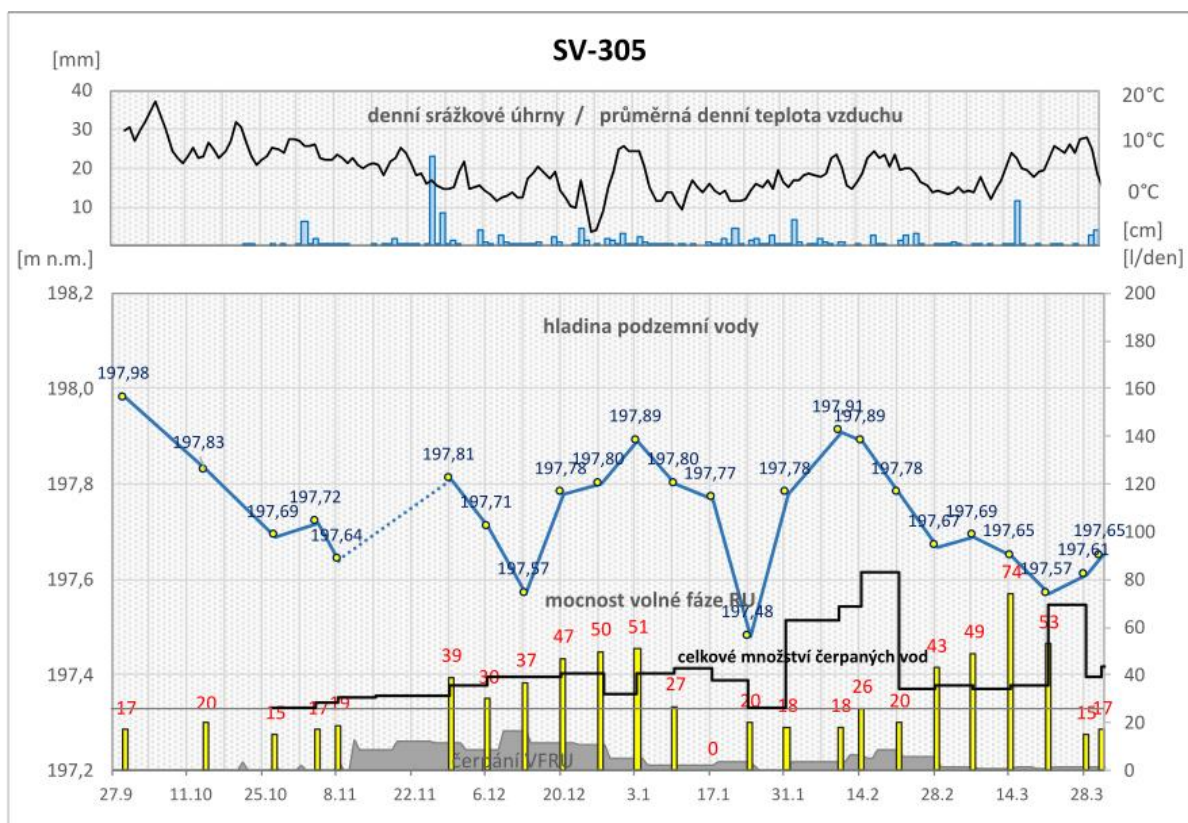
Obr. 1: Stav kontaminace ve formě volné fáze na hladině p.v. po ukončení sanace nesaturované zóny (07/2021)



Obr. 2: Stav kontaminace ve formě volné fáze na hladině p.v. po 42 měsících sanace saturované zóny (01/2024)

Sběr VFRL byl po úvodních měsících provozu sanačních drénů intenzifikován zapojením aktivně čerpaných vrtů řady SV a zasakovacích sond řady ZV. Velmi výrazný vliv na výtěžnost fáze v jižní části lokality, která byla od počátku sanace považována spíše za oblast relativně méně zasaženou kontaminací, mělo čištění sanačních vrtů metodou air-liftu. Po aplikaci stlačeného vzduchu do zvodně došlo prakticky okamžitě k nárůstu mocnosti fáze v sanačních i pozorovacích vrtech v širším okolí vrtu z jednotek cm do hodnot v řádu desítek cm. Toto zjištění mělo zásadní vliv na hodnocení bilance zbytkové kontaminace v saturované zóně a při přetrvávající kontaminaci ve vrtech vedlo k návrhu změny projektu dočištění masivně kontaminovaných částí území a prodloužení potřebné doby sanace.

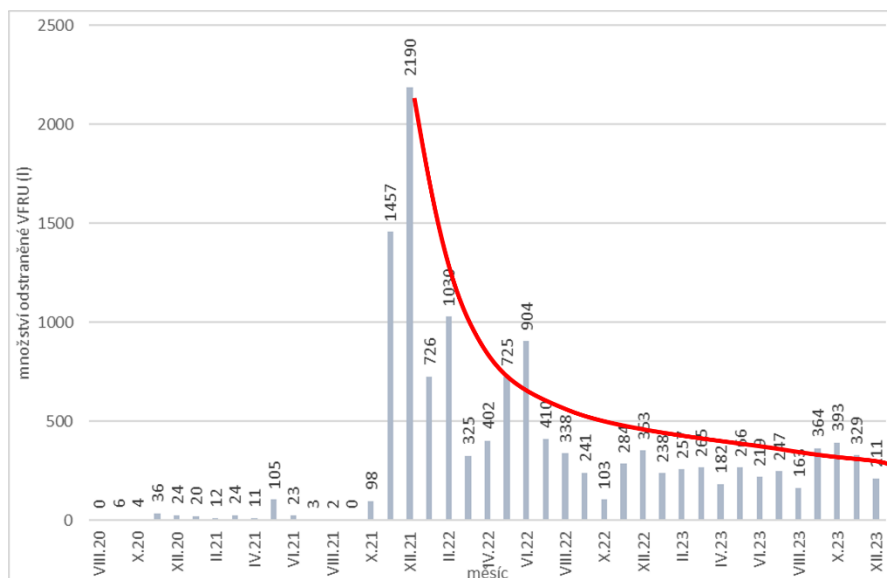
Množství odstraňované VFRU v průběhu sanace kolísalo především v návaznosti na pohyb hladiny p.v. reagující se zpožděním na srážkové události a pak v reakci na změny v uspořádání čerpaných objektů a aplikaci povrchově aktivních látek (PAL), jak je zřejmé i grafů sanačního vrtu SV-305.



Obr. 3: Záznam HPV, srážek, čerpaného množství a mocnosti fáze na sanačním vrtu

Po úvodní fázi spuštění plošné sanace s vysokými výtěžnostmi se množství odstraněné fáze z lokality pohybovalo řádově ve vyšších stovkách litrů za měsíc. Od zahájení sanačního čerpání bylo do konce roku 2023 odčerpáno a recirkulováno celkem cca 60 407 m³ podzemních vod a odseparováno cca 23 tun VFRU. I přes výrazné kolísání množství odstraňované fáze je ze souhrnného grafu výtěžnosti patrný klesající trend a stagnace při konci sanačních prací. Je třeba zmínit, že množství odstraňované VFRU na konci sanace se stále pohybuje ve stovkách litrů volné fáze za měsíc, přičemž ale došlo k významné plošné redukci kontaminačního mraku, jak je patrné z porovnání map kontaminace z července 2021 a ledna 2024.

Roztok PAL byl do zvodně aplikován lokálním systémem zasakovacích/promývacích vrtů „ZV“ vždy v nejbližším okolí vybraného čerpaného sanačního vrtu za účelem uvolnění adsorbované volné fáze RU. Čerpané podzemní vody po aplikaci roztoku PAL byly po přečištění na dekontaminační stanici zasakovány zpět do okolí čerpaných sanačních vrtů pro umocnění efektu promývání. V rámci použité technologie byl na lokalitě aplikován surfaktant REO-801 jako součást technologie EPS-PAL. Surfaktant REO-801 je snadno biologicky rozložitelný. K přípravě aplikačního 5% roztoku byla použita nekontaminovaná podzemní voda z lokality. Pro intenzifikaci sanace byla kalkulována spotřeba 300 m³ 5% roztoku PAL. Roztok PAL byl aplikován pouze lokálně a jen v době stagnace výtěžnosti fáze. Potřebné uvolnění VFRL do čerpaných vrtů nastávalo s odstupem do 1 měsíce po aplikaci.



Obr. 4: Souhrnná výtěžnost VFRL při sanaci saturované zóny

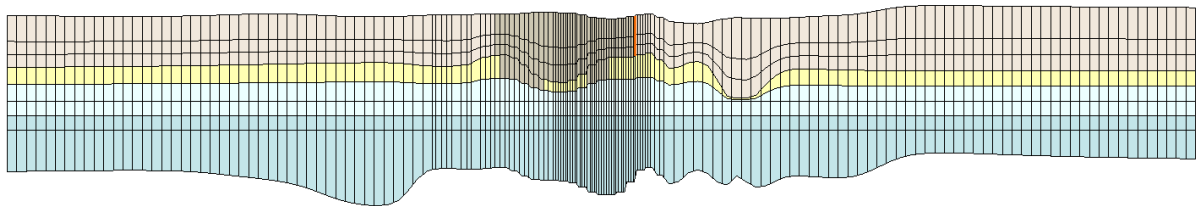
Výše popsaná sanace saturované zóny, v rámci které probíhalo intervalové čerpání, zasakování vod do systému vhodně situovaných promývacích sond rozmístěných vějířovitě okolo centrálních vrtů vedla postupně k rozpadu plošného kontaminačního mraku na tři samostatné oblasti s přetrvávající kontaminací. Zatímco sanace vod v blízkosti drénu III, u hranice s Rafinérským lesíkem, se vyvíjí pozitivním směrem, tj. k naplnění cílů Rozhodnutí ČIŽP, v jižní oblasti je množství odstraňované fáze stabilní a je nutná intenzifikace v podobě rozšíření současného systému a prodloužení doby sanace. Druhé problémové ohnisko se vymezuje v oblasti, která přiléhá na severní hranici sousednímu, dosud nesanovanému areálu, a bez potřebného statického a hydraulického zajištění hranice území není možné v plném rozsahu využít potenciál instalovaných vrtů a sond.

Za účelem zvýšení efektivity sanace byl konstruován matematický model proudění p.v. v širší oblasti, která byla v průběhu 19. a 20. století lidskou činností významně přetvořena, včetně ovlivnění odtokových poměrů, které bylo zdokumentováno na archivních mapách a indikováno modelem. Modelová mřížka obsahuje finálně 8 vrstev – viz řez modelovou mřížkou na obrázku. Rozdělení je poměrně podrobné, aby umožnilo vystihnout změny v úrovních báze povodňových hlín/navážek a báze kolektoru (povrchu neogenních jíílů). Povodňové hlíny jsou šedou barvou, navážky ve výkopech tmavším odstínem, podložní písky žlutě. Vlastní hrubozrnný kolektor (modré vrstvy č. 5, 6, 7 a 8) jsou vzájemně rozděleny po mocnosti 1 metr, pro potřeby modelování případného hydraulického prvku do různých hloubek v případě potřeby hydraulické ochrany areálu a sanovaných ploch.

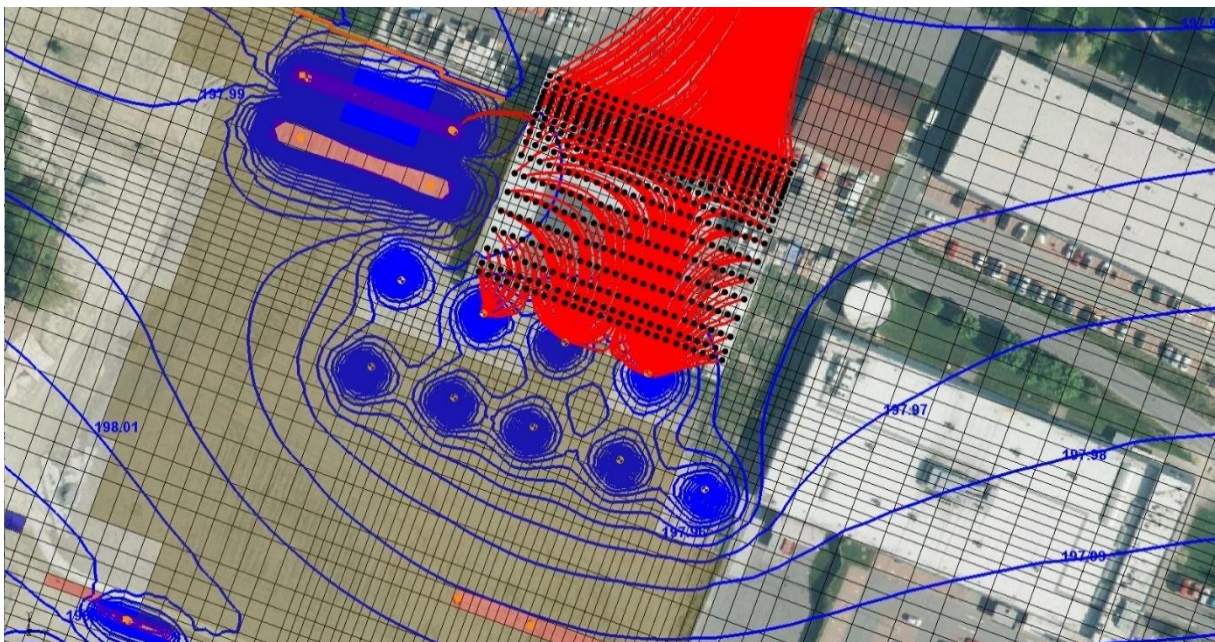
Modelové řešení identifikovalo příčiny nestandardních úrovní hladiny p.v., které byly v místních podmínkách pozorovány i v předchozích etapách geologických prací, kdy v místních specifických podmínkách, za určitých srážkových stavů, hladiny p.v. indikovaly obrácený směr proudění p.v. Generelní směry proudění podzemní vody jsou v lokalitě od JJZ až J na SSV až SSZ. Lokální změny ve směrech proudění podzemní vody jsou ale prokazatelně způsobovány lokální koncentrovanou infiltrací srážek při vysokých stavech, založením výškových obytných budov při severním okraji rafinérského lesíka a drenážním účinkem tělesa starého odvodňovacího kanálu. Lokální vlivy na směr proudění mají taktéž provedené sanační zásahy v okolí distribučního skladu. Na základě modelu byly objednateli navrženy varianty dalších sanačních opatření a ověřena vhodná koncepce sanačního systému čerpání pro dosažení cílů dle Rozhodnutí ČIŽP v řešeném zájmovém území.



Obr. 5: Rozsah modelové oblasti



Obr. 6: Řez modelovou mřížkou s jednotlivými typy hornin



Obr. 7: Výstup modelu pro čerpání systému vrtů na hranici areálu a dopad na okolí

Závěr

Sanace distribučního skladu PHM v Novém Bohumíně, v místě původní Bohumínské rafinérie, vedla k odstranění masivní kontaminace stavebních konstrukcí včetně primárních zdrojů znečištění v nesaturované zóně. Na základě podrobného monitoringu zemin na bázi výkopů a dosavadních výsledků sanace saturované zóny byla ověřena skutečná míra kontaminace p.v. volnou fází ropných látek (nafta/LTO), která v dílčích oblastech několikanásobně překračovala původní předpoklady. To v konečném důsledku vedlo ke zbudování a provozování rozsáhlého systému sanace p.v. na ploše přesahující 21 500 m². Pro lokální přetrvávající ohniska kontaminace byla na základě predikce matematického modelu navržena vhodná opatření vedoucí k naplnění cílů sanace dle Rozhodnutí ČIŽP.

Literatura

- [1] DEMEL J. (1997): Stopadesát let historie Nového Bohumína: 1. květen 1847 - 1. květen 1997. Bohumín: Městský úřad Bohumín vlastním nákladem, 1997. 120 s.; ISBN 80-238-1075-8.
- [2] KOŘISTKA J. (1998): Analýza rizik bývalého distribučního skladu Benziny a.s. v Novém Bohumíně. Ochrana podzemních vod, s.r.o.
- [3] KUČERA M. (1998): Distribuční sklad Bohumín, okr. Karviná, Vyhodnocení závazků podniku z hlediska ochrany životního prostředí, Vodní zdroje Holešov, a.s.
- [4] MATIOVÁ Z. (1997): Benzina Ostrava – distribuční sklad PHM – Nový Bohumín, likvidácia kontaminácie podzemných vod ropnými látkami (Ročná zpráva za rok 1996), EHS Žilina.
- [5] RIEDLOVÁ N. (2013): Historie rafinérií v ČR – bakalářská práce, Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, hornicko-geologická fakulta.
- [6] SUCHNA M. (1989): Závěrečná zpráva o podrobném hydrogeologickém průzkumu pro zjištění rozsahu kontaminace horninového prostředí a podzemní vody ropnými látkami v areálu distribučního skladu Benzina v Novém Bohumíně s návrhem nápravných opatření, Geotest, s.p., Brno.
- [7] STŘÍBRNÝ (2021): Zpráva ze sanace nesaturované zóny Sanace areálu bývalého DS PHM Benzina Nový Bohumín, ALFASYSTEM s.r.o., Dobříč.
- [8] STŘÍBRNÝ (2023): Modelové zhodnocení území bývalé rafinérie minerálních olejů – Nový Bohumín sanace areálu bývalého DS PHM Benzina Nový Bohumín, ALFASYSTEM s.r.o., Dobříč.
- [9] VAVRUŠKA V. (2016): Aktualizace projektové dokumentace sanačního zásahu v areálu DS PHM BENZINA, s.r.o. lokalita Nový Bohumín, GEOTest, a.s., Brno.
- [10] VILÍMOVÁ Z. (2005): Závěrečná zpráva o předsanančním doprůzkumu v areálu DS BENZINA a.s. lokalita Nový Bohumín, GEOTest, a.s., Brno.

REVITALIZACE RAFINÉRIE BATUMI, GRUZIE: OD ENVIRONMENTÁLNÍHO PRŮZKUM AŽ PO NÁVRH SANAČNÍHO PROJEKTU

Jan Kukačka, Ondřej Urban

DEKONTA, a.s., Volutová 2523, 150 00 Praha, e-mail: kukacka@dekonta.cz

Projekt s názvem „Rehabilitace areálu bývalé rafinerie v Batumi“ realizovala společnost DEKONTA, a.s. prostřednictvím České rozvojové agentury v rámci Programu zahraniční rozvojové spolupráce v Gruzii. Projekt byl zahájen v listopadu 2021 a jeho ukončení proběhlo v srpnu 2023. Rozvojovým záměrem projektu bylo poskytnout zkušenosti českých expertů v oblasti starých ekologických zátěží zástupcům gruzínských institucí a přispět tak ke snížení ohrožení životního prostředí a populace v oblasti bývalé ropné rafinerie ve městě Batumi na pobřeží Černého moře.

Areál bývalé rafinerie v Batumi se nachází severovýchodně od centra města, v blízkosti rezidenční oblasti (obr. 1). Svou plochou zaujímá cca 90 ha. Ze severozápadní strany je areál ohraničen pobřežím Černého moře. Území je z velké části opuštěné. Na celý areál bývalé rafinerie je možné pohlížet jako na rozsáhlou ekologickou zátěž.

Provoz rafinerie byl zahájen v roce 1920 jako důsledek vzrůstající těžby ropy na březích Kaspického moře v okolí ázerbájdžánského Baku a potřeby dopravit tuto ropu do Evropy a dalších částí světa. Nejprve byla pro přepravu ropy z Baku do Batumi postavena železnice a následně i ropovod. Z pobřeží Černého moře se pak ropa lodní dopravou dostávala dále do světa. Výstavba rafinerie v Batumi, jakožto významného dopravního uzlu v regionu, byla logickým krokem. Rafinerie sovětského typu byla v provozu téměř 80 let. Od roku 1995 do roku 2002 byla produkce rafinerie postupně ukončována a probíhala demontáž rafinerie.

V areálu se tak po mnoho let kumulovaly různé druhy nebezpečných odpadů. Důsledkem toho je současná závažná ekologická situace. Město Batumi je známý turistický resort na pobřeží Černého moře a také hlavní metropole Autonomní republiky Adžárie. Vládní představitelé této republiky a zástupci města mají v úmyslu tuto lokalitu rehabilitovat a využít k dalšímu rozvoji města Batumi.

Projekt byl realizován ve čtyřech fázích. V rámci úvodní fáze proběhly průzkumné práce a odběry vzorků pomocí zemních sond (obr. 2) v areálu bývalé rafinerie. Cílem průzkumných prací bylo identifikovat a kvantifikovat veškeré nebezpečné odpady, které se v rafinerii nachází. Významnou část nebezpečných odpadů tvoří pevné a tekuté ropné odpady uložené buď přímo na terénu, nebo v ropných lagunách, které byly prozkoumány pomocí georadaru (obr. 3). Ropné laguny tvoří nebezpečí pro životní prostředí nejen proto, že jsou významným zdrojem kontaminace pro podzemní vody, ale ohrožují také místní faunu, především drobné savce a ptáky, pro které jsou tato místa smrtící pastí.

Dále se průzkumné práce zaměřily na stavby a konstrukce, které se zde nachází jako pozůstatek rafinérského provozu. Ty představují zásobníky rafinérských produktů, betonové nádrže na ropné odpady a další budovy často v havarijním stavu (obr. 4). Všechny tyto stavby jsou potenciálním zdrojem znečištění. V rámci průzkumu tak bylo popsáno cca 40 tisíc tun nebezpečných odpadů převážně ropného charakteru.

V neposlední řadě se průzkum zaměřil na geologické podloží a podzemní vody. Průzkumnými pracemi bylo identifikováno 921 tisíc tun zemin kontaminovaných ropnými látkami a polycyklickými aromatickými uhlovodíky. Podzemní voda, která má na území rafinerie a v jejím okolí charakter mělké zvodně, je z velké části kontaminovaná podobně jako zeminy, navíc s přítomností ropné fáze na její hladině (obr. 2). Vytvořený model šíření kontaminace podzemní vodou potvrdil, že pokud zdroje znečištění nebudou odstraněny, existuje riziko šíření kontaminace do rezidenční oblasti a na pobřeží Černého moře.

Úroveň znečištění zemin a podzemní vody prioritními kontaminanty v areálu bývalé rafinerie Batumi lze shrnout následovně:

Zeminy (celkem 412 odebraných vzorků zemin):

- Ropné látky (C₁₀-C₄₀): maximum 51 400 mg/kg, průměr 3 597 mg/kg
- Benzo(a)pyren: maximum 19,4 mg/kg, průměr 0,26 mg/kg
- Kobalt: maximum 60,8 mg/kg, průměr 21,6 mg/kg
- Olovo: maximum 2 860 mg/kg, průměr 51,5 mg/kg

Podzemní vody (16 monitorovacích vrtů):

- Ropné látky (C₁₀-C₄₀): maximum 35 400 ug/l, průměr 3 822 ug/l
- Naftalen: maximum 113 ug/l, průměr 13,2 ug/l
- Benzen: maximum 58 ug/l, průměr 4,5 ug/l
- Etylbenzen: maximum 51 ug/l, průměr 5,2 ug/l
- Ropná fáze na hladině podzemní vody

Na základě výsledků provedených průzkumných prací byla v druhé části projektu vypracována analýza ekologických a zdravotních rizik pro residenční využití areálu a byly navrženy základní cílové parametry nápravných opatření, které povedou k odstranění rizik pro okolní životní prostředí i zdraví obyvatel, žijících v blízkosti areálu rafinerie.

V rámci analýzy rizik byly navrženy následující nápravná opatření za účelem dalšího rozvoje lokality:

- Odstranění veškerých nebezpečných odpadů deponovaných jak v ropných lagunách, tak i na povrchu terénu
- Odstranění kontaminovaných podložních zemin (0–5 m pod terénem) identifikovaných v rámci průzkumu s následujícími sanačními parametry:
 - o Zeminy s přítomností ropné fáze
 - o Zeminy s koncentrací ropných látek vyšší než 7 000 mg/kg
- Odstranění kontaminovaných zemin na povrchu terénu (0–0,4 m pod terénem) identifikovaných v rámci průzkumu s následujícími sanačními parametry:
 - o Zeminy s koncentrací ropných látek vyšší než 2 000 mg/kg
 - o Zeminy s koncentrací benzo(a)pyrenu vyšší než 2 mg/kg
 - o Zeminy s koncentrací olova vyšší než 1 000 mg/kg

Ve třetí fázi projektu byla realizována studie proveditelnosti, která posoudila technické a finanční aspekty nejrůznějších sanačních přístupů a metod. V poslední čtvrté fázi byla vypracována projektová dokumentace pro budoucí sanaci areálu. Tyto etapy byly zaměřeny na nalezení nejvhodnějšího řešení sanačních opatření pro následné využívání areálu pro účely residenčního a rekreačního využití. Jako nejvýhodnější bylo vyhodnoceno přepracování ropných odpadů na alternativní palivo pro cementárnu, která se v Gruzii nachází a postupné využívání alternativních paliv má ve svém plánu. V případě kontaminovaných zemin byla na základě laboratorních modelových testů navržena biodegradace na on site biodegradační ploše, jejíž projekt je také součástí projektové dokumentace. Ta by měla být postavena přímo v areálu rafinerie a pro vyčištění 921 tisíc tun zemin se počítá s desetiletým provozem.

Pro eliminaci rizik z kontaminovaných podzemních vod je důležité zajistit, aby v areálu rafinerii nedocházelo k dalšímu rozpouštění ropných uhlovodíků do podzemních vod. Pokud se odstraní zdroje znečištění v geologickém prostředí včetně ropné fáze z hladiny podzemní vody, zahájí se v mělké zvodni s vysokým obsahem kyslíku přirozené biodegradační procesy a zabrání se tak další migraci znečištění mimo rafinerii.

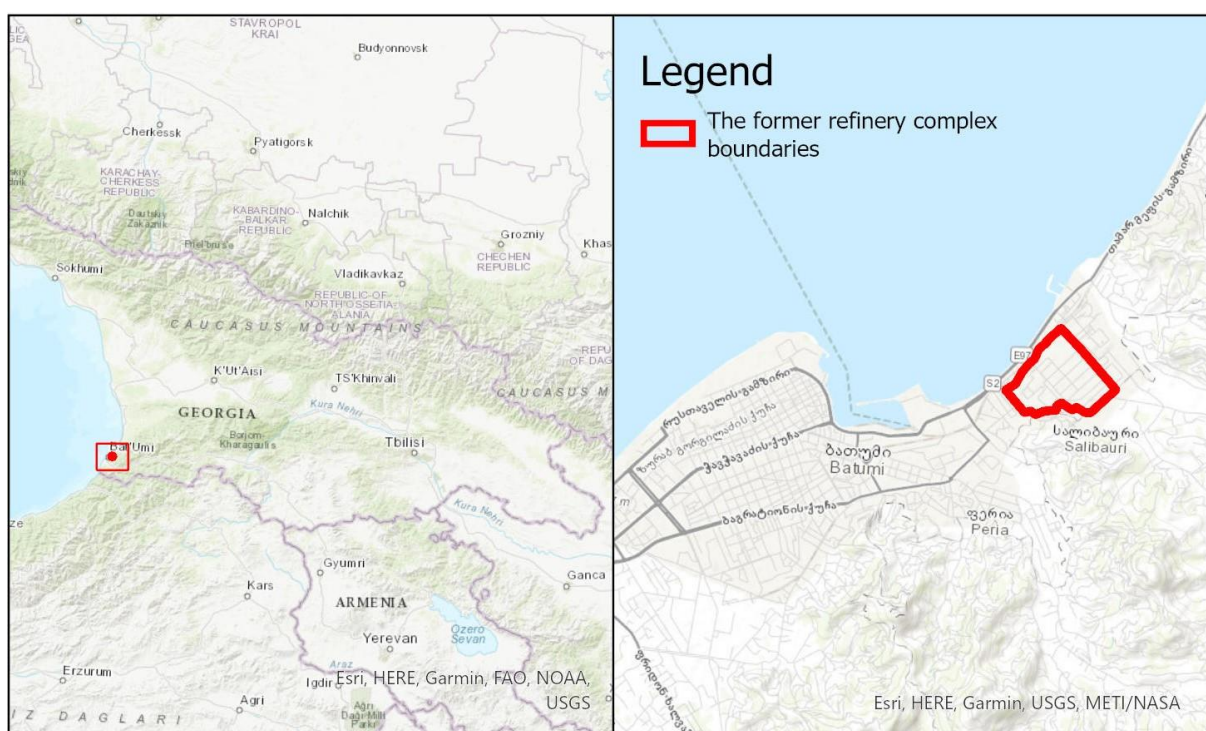
Výsledky průzkumných prací, analýzy rizik a studie proveditelnosti byly v závěru projektu využity k vypracování projektové dokumentace pro sanaci bývalé rafinerie v Batumi. Sanační projekt byl rozdělen na 6 samostatných, avšak spolu souvisejících a vzájemně propojených částí LOT 1 – LOT 6 (obr. 5):

LOT 1: Odstranění ropných kalů přepracováním na alternativní palivo v cementářské peci – 37 000 tun

LOT 2: Odstranění nebezpečných odpadů ropného charakteru pomocí biodegradace (160 000 tun) a ostatních nebezpečných odpadů na dočasné skládce nebezpečných odpadů (2 000 tun)

- LOT 3: Demoliční práce stávajících budov a jiných konstrukcí a dekontaminace pomocí biodegradace, případně na dočasné skládce nebezpečných odpadů (celkem 41 000 tun)
- LOT 4: Stavba biodegradační plochy a technologické zázemí pro biodegradaci kontaminovaných zemín a stavebních odpadů
- LOT 5: Provoz biodegradační plochy a dekontaminace celkem 921 000 tun kontaminovaných zemín a odpadů včetně odtěžby zemín
- LOT 6: Dodatečný průzkum a postsanační monitoring

Velmi významnou součástí projektu byl rovněž přenos českých zkušeností s řízením kontaminovaných území formou školení, kulatých stolů a workshopu uspořádaného na české ambasádě v Tbilisi, kterého se účastnili zástupci ministerstev a odborných institucí, které mají životní prostředí ve své kompetenci. Projektová dokumentace sanačních prací a další podklady a výstupy projektu byly na závěr projektu předány zástupcům vlády Adžárské autonomní republiky, která nyní hledá vhodné investiční zdroje pro samotnou sanaci areálu rafinerie v Batumi a může tak plánovat další kroky v obnově jedné z největších kontaminovaných lokalit v celé Gruzii.



Obr. 1: Lokalizace bývalé rafinerie Batumi, Gruzie



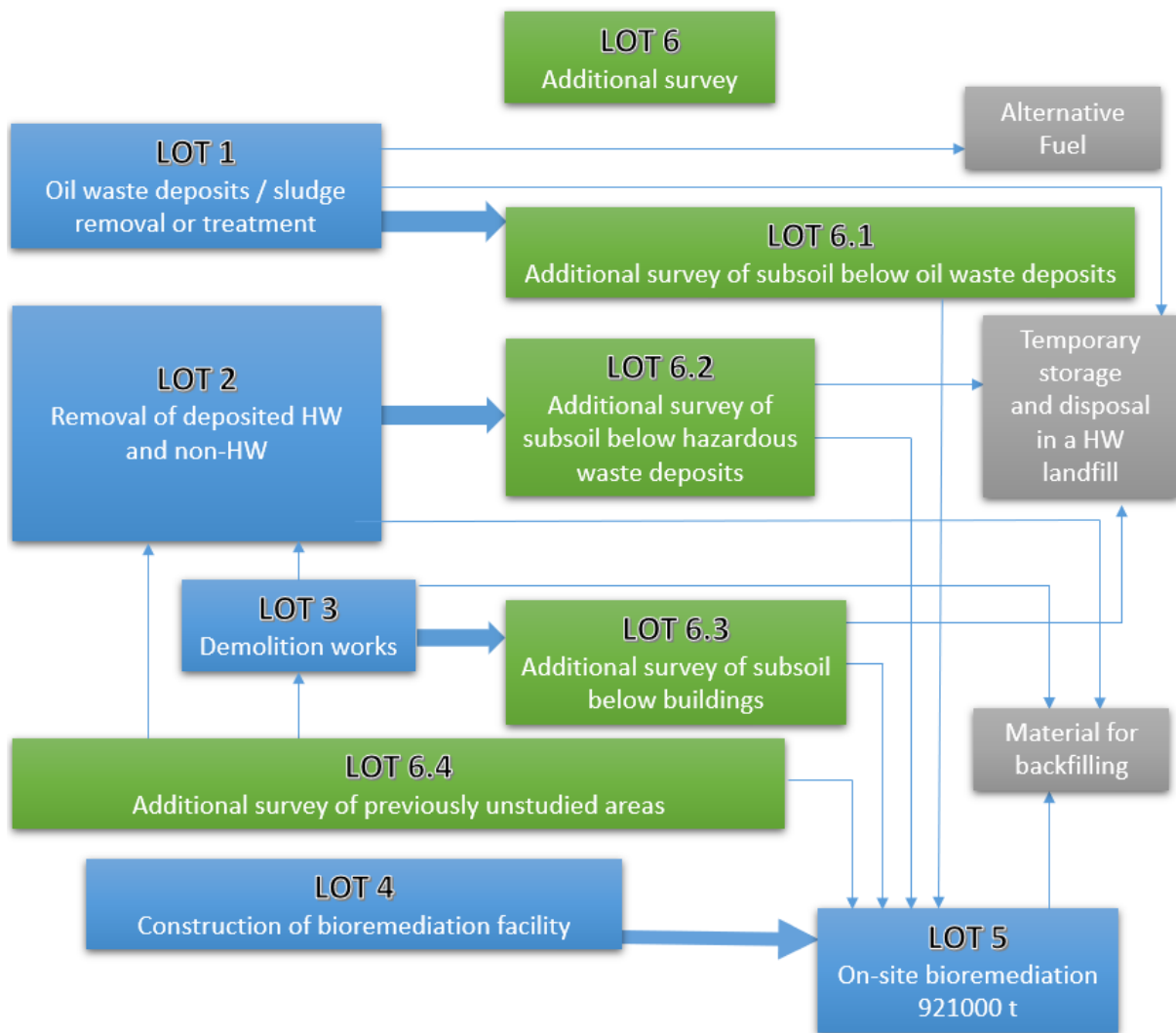
Obr. 2: Zemní sonda pro odběr vzorků zemin a měření mocnosti ropné fáze na hladině podzemní vody



Obr. 3: Geofyzikální měření na ropných lagunách pomocí georadaru



Obr. 4: Budova bývalé elektrárny v rámci areálu rafinerie v Batumi



Obr. 5: Jednotlivé části sanačního projektu bývalé rafinerie Batumi a jejich vzájemná návaznost

PRŮTOČNÁ TECHNOLOGIE NA BÁZI FENTONOVY OXIDACE PRO ODSTRANĚNÍ PROBLEMTAICKÝCH ORGANICKÝCH KONTAMINANTŮ Z PODZEMNÍCH VOD ČIŠTĚNÝCH METODOU *EX SITU*

Jakub Barvíř, Petr Lacina

GEOTest, a.s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno, e-mail: barvir@geotest.cz

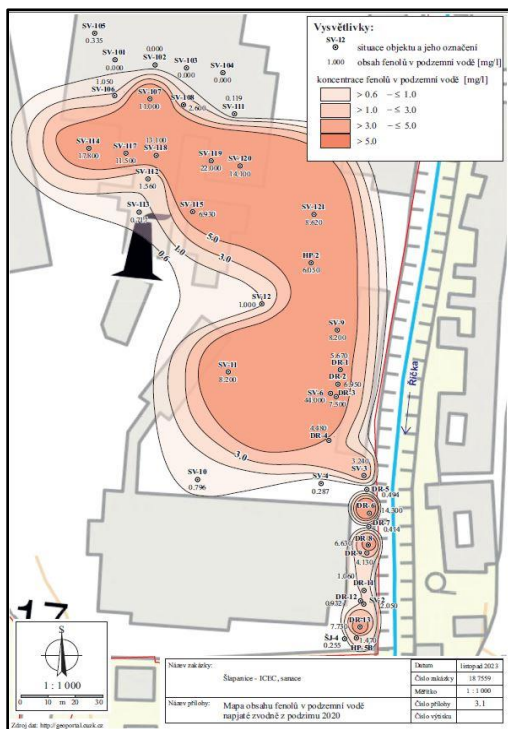
ÚVOD

Naši společnost si již nedokážeme představit bez moderního chemického průmyslu, ve kterém se využívají nebo v průběhu určitých technologických procesů vznikají různorodé chemické látky. Jejich produkce, skladování, likvidace i použití jsou dnes pečlivě regulovány a úniky do životního prostředí jsou, alespoň v ideálním případě, minimální. V minulosti tomu tak ovšem nebylo, a proto se v současnosti potýkáme s celou řadou starých ekologických zátěží. Mezi významné a velmi rozšířené ekologické zátěže řadíme ty, kdy je zemina i voda kontaminována tzv. ropnými látkami, které zahrnují celou řadu specifických organických kontaminantů s rozdílnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi. Problematika odstranění těchto látek z podzemních vod a kontaminovaných zemin proto vyžaduje komplexní přístup návrhu sanačních opatření.

Jednou z takových lokalit je areál ICEC – Šlapanice (obr. 1), ve kterém v minulosti státní podnik Dechtochema zpracovával kamenouhelný dehet za účelem výroby dehtových a asfaltových lepenek. Příčinou kontaminace tak byly v areálu časté úniky vstupních produktů a meziproduktů, nevhodné skladování a špatná likvidace tekutých odpadů. Dominantní část kontaminace podzemní vody tvořily polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a monocyklické aromatické uhlovodíky, především benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny (BTEX) a fenoly. Sanace probíhala ve třech krocích: i) likvidace ohniska kontaminace, tj. odtěžba kontaminovaných zemin a odvoz kontaminovaných stavebních konstrukcí, ii) sanace kontaminovaných podzemních vod metodou *ex situ*, tj. sanační čerpání, a iii) dočištění okrajových oblastí *in situ* metodou, která spočívala v uvolnění kontaminace z horninového prostředí do podzemní vody s použitím neionogenních tenzidů a v následné *in situ* chemické oxidaci (ISCO) prostřednictvím řízené Fentonovy oxidace. Zejména vysoké koncentrace fenolů v některých vrtech, a to až v řádech desítek mg/l (obr. 2), představovaly technologickou výzvu při *ex situ* čištění podzemních vod prostřednictvím dekontaminační stanice. Důvodem je skutečnost, že fenoly, na rozdíl od ostatních uvedených kontaminantů spojených s ropným znečištěním, mají polárnější charakter, a tedy je problematické je odstranit prostou sorpcí na aktivní uhlí. Bylo tedy nutné zvolit metodu, která bude rychlá a efektivní pro odstranění těchto problematických látek. Na základě laboratorních experimentů byl proto navržen tzv. oxidační stupeň na bázi Fentonovy oxidace v průtočném uspořádání.



Obr. 1: Areál ICEC – Šlapanice v průběhu sanace



Obr. 2: Plošná distribuce znečištění podzemní vody fenoly v areálu ICEC – Šlapanice

TECHNOLOGICKÉ ŘEŠENÍ

Zmíněný průtočný oxidační stupeň byl uveden do provozu v druhé polovině srpna 2020 (obr. 3). Návrh technologického řešení vycházel z laboratorních experimentů, kde byly stanoveny optimální doby zdržení, dávkování jednotlivých činidel a způsob separace vznikajícího kalu. Oxidační stupeň byl postaven na principu Fentonovy oxidace, tj. radikálové oxidaci, kdy v kyselém prostředí a za působení katalyzátoru v podobě Fe^{2+} iontů dochází k radikálovému štěpení peroxidu vodíku za vzniku

hydroxylových radikálů, které v roztoku reagují s přítomným organickým znečištěním – viz rovnice (1) až (3).

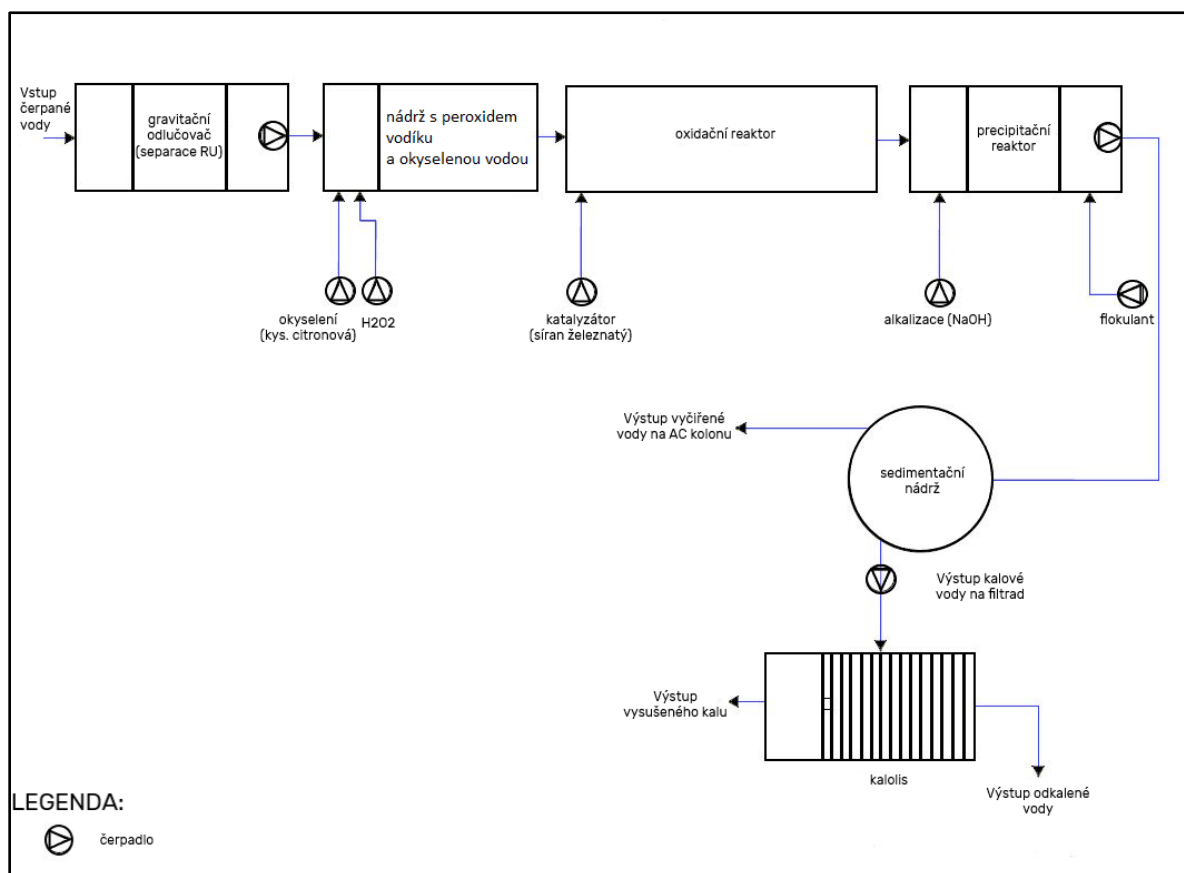


Následující řetězová reakce s radikálovým mechanismem vedou v ideálním případě až ke vzniku CO_2 a H_2O , a to v relativně krátkém čase.

Oxidační stupeň byl koncipován následovně:

- (1) Gravitační nádrž pro separaci volné fáze
- (2) Nádrž s okyselenou vodou a přidaným peroxidem vodíku
- (3) Oxidační nádrž
- (4) Neutralizační nádrž
- (5) Sedimentační nádrž
- (6) Zahuštění a odvodnění kalu - kalolis

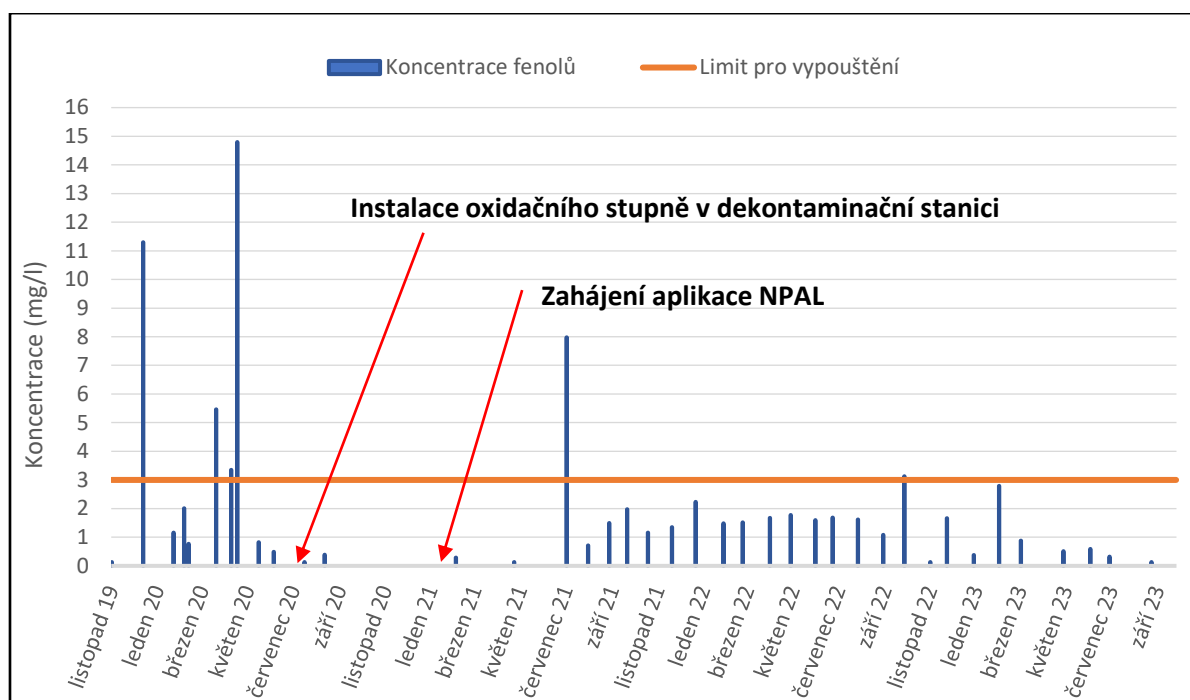
Pro účely operativního řízení navržené oxidační technologie, tj. dávkování jednotlivých činidel, průtoky apod., byly v celém procesu pravidelně sledovány hodnoty pH, přítomnost oxidačního činidla (peroxidu) v relevantních nádržích a účinnost odstranění fenolů, tj. pravidelně byla stanovována jejich koncentrace na vstupu a výstupu z technologie prostřednictvím ad-hoc navržených kyvetových testů. V průběhu sanace byly na oxidační stupeň operativně napojeny vrty, které na základě pravidelného monitoringu vykazovaly zvýšené koncentrace fenolů.



Obr. 3: Schéma dekontaminační stanice – větev oxidačního stupně

VÝSLEDKY A DISKUZE

Před zavedením oxidačního stupně docházelo k častému překročení limitních hodnot pro parametr jednosytné fenoly, které byly na základě závazného stanoviska MŽP stanoveny na 3 mg/l. Hodnoty na výstupu z dekontaminační stanice kolísaly v období od listopadu 2019 do srpna 2020 v rozsahu 0,135 – 14,8 mg/l. Po zapojení oxidačního stupně byla průměrná koncentrace na vstupu 7,37 mg/l, s maximálními koncentracemi až 19,6 mg/l. Průměrné koncentrace fenolů na výstupu se pak pohybovaly okolo hodnoty 1,5 mg/l (obr. 4). Doba zdržení čerpané vody se v celém systému pohybovala v průměru od 4 do 6 hodin. Z výše uvedeného je patrné, že po zprovoznění oxidačního stupně, do kterého byly přednostně čerpány vrty se zvýšenými koncentracemi fenolů, došlo k výraznému poklesu koncentrací na výstupu z dekontaminační stanice. Při zahájení intenzivní aplikace tenzidů v lednu 2021, jehož účelem bylo uvolnění kontaminace z horninového prostředí, navíc začalo docházet k enormnímu nárůstu koncentrací fenolů v některých vrtech v prostorech „bývalých fenolových rybníků“. Koncentrace fenolů dosahovaly např. ve vrtech DRF-2 a DRF-3 při svých maximech koncentrací 100 mg/l resp. 308 mg/l. V jiných vrtech „pouze“ prvních desítek mg/l. Všechny vrty proto byly operativně napojovány na oxidační stupeň. Z grafu je rovněž patrné, že i při takto vysokých vstupních koncentracích po zahájení aplikace NPAL fungoval oxidační stupeň velmi efektivně a na výstupu ze sanační stanice se hodnoty téměř ve všech měsících provozu pohybovaly v podlimitních koncentracích.



Obr. 4: Vývoj koncentrace fenolů na výstupu z dekontaminační stanice v průběhu sanace

ZÁVĚR

Od konce roku 2019 do konce roku 2023 byl v areálu ICEC-Šlapanice realizován sanační zásah s cílem odstranění bývalé ekologické zátěže. Jednalo se o komplexní sanaci s odtěžbou kontaminovaných zemín a stavebních konstrukcí, sanačním čerpáním a promýváním horninového prostředí spolu s dočištěním zbytkové kontaminace metodou ISCO. Při realizaci sanačního čerpání docházelo k překročení závazných limitů z důvodu neefektivní sorpce fenolů na aktivní uhlí. Řešením pro odstranění fenolů z podzemní vody proto bylo zavedení oxidačního stupně do celého procesu čištění čerpané vody v dekontaminační stanici, který byl v provozu od srpna 2020 do poloviny února 2023. Navržená technologie na bázi průtočné Fentonovy oxidace se ukázala nejen jako velmi efektivní při odstraňování problematických polárních organických kontaminantů, které není možné odstranit z vody prostou sorpcí na aktivním uhlí, ale rovněž jako velmi robustní systém. V průběhu oxidačního procesu docházelo jak

k účinnému odstranění fenolů v širokém rozsahu vstupních koncentrací (jednotky až stovky mg/l), tak současně také všech sledovaných organických polutantů.

Literatura

- [1] APPELO C. A. J, POSTMA D. (2005): *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2. vyd. London: CRC Press. 683 s. ISBN 978-04153642-8-7.
- [2] HADACZ R. A KOL. (2019): *Odstranění staré ekologické zátěže v bývalém areálu „ICEC-Šlapanice“*. – Závěrečná zpráva předsanačního doprůzkumu. GEOTest, a.s., Brno.
- [3] BARVÍŘ J. A KOL. (2023): *Odstranění staré ekologické zátěže v bývalém areálu „ICEC-Šlapanice“*. – Závěrečná zpráva. GEOTest, a.s., Brno.
- [4] PITTEP P. (2009): *Hydrochemie*, 4. aktualizované vyd. Praha: VŠCHT. 592 s. ISBN 978-80-7080-701-9.

NANOČÁSTICE ŽELEZA: SHRNUTÍ VÍCE NEŽ 15 LET ZKUŠENOSTÍ A KAM PŮJDEME DÁLE?

IRON NANOPARTICLES: A SUMMARY OF MORE THAN 15 YEARS OF EXPERIENCE AND WHERE DO WE GO NEXT?

Jan Filip¹⁾, Ivo Medřík¹⁾, Jana Oborná¹⁾, Viktorie Vichová¹⁾, Miroslav Brumovský²⁾ a kol.

¹⁾ Český institut výzkumu a pokročilých technologií (CATRIN), Univerzita Palackého v Olomouci, Šlechtitelů 27, 783 71 Olomouc, e-mail: jan.filip@upol.cz

²⁾ University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Department of Forest, and Soil Sciences, Institute of Soil Research, Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Vídeň, Rakousko

Abstrakt

Nanočástice železa přitahují již více než dvacet let pozornost vědců a environmentálních inženýrů zejména díky své vysoké reaktivitě a potenciálu stát se novou generací sanačního činidla v technologiích čištění podzemních vod kontaminovaných především chlorovanými uhlovodíky, šestimocným chromem, dalšími organickými látkami a potenciálně rizikovými prvky. Zároveň představují typ nanomateriálu s vysokou perspektivou jeho využití i v dalších oblastech a technologiích. Pro účely sanace podzemních vod byly navrženy a následně uvedeny do praxe různé typy nanočástic železa a nanokompozitů s těmito nanočásticemi. Hlavní nevýhodou nanočástic železa je ovšem jejich obecně nízká selektivita a také jejich omezená migrace/použitelnost v některých konkrétních případech (tj. v sedimentech s nízkou propustností apod.). Proto byly postupně vylepšovány materiálové vlastnosti nanočástic železa (včetně především povrchových modifikací a chemických modifikací) a testovány byly různé způsoby kombinací pro dosažení co nejlepšího sanačního účinku (např. kombinace účinku nanočástic železa s jinými materiály, nebo kombinace s vnějšími faktory jako elektrické/magnetické pole, mikrobiální aktivita apod.). V této prezentaci budou přehledně shrnuty nejslibnější způsoby optimalizace nanočástic železa a základní principy budou konfrontovány s laboratorními experimenty, jakož i s výsledky pilotních testů, a budou diskutovány budoucí perspektivy a směry následného výzkumu zabývajícího se nanočásticemi železa.

Klíčová slova: nanočástice; železo; remediace; podzemní voda; optimalizace; reaktivita; migrace

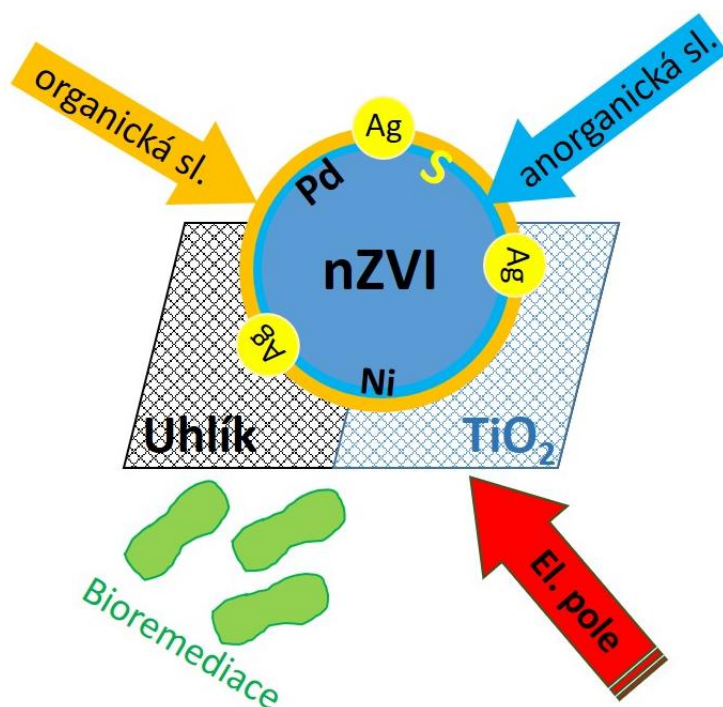
Abstract

For more than twenty years, iron nanoparticles have attracted the attention of scientists and environmental engineers mainly due to their high reactivity and potential to become a new generation of remediation agent in groundwater treatment technologies contaminated mainly by chlorinated hydrocarbons, hexavalent chromium, other organic substances and potentially hazardous elements. At the same time, they represent a type of nanomaterial with a high potential for use in other areas and technologies. For the purpose of groundwater remediation, different types of iron nanoparticles and nanocomposites with these nanoparticles have been designed and subsequently put into practice. However, the main disadvantage of iron nanoparticles is their generally low selectivity and also their limited migration/usability in some specific cases (i.e. in low permeability sediments, etc.). Therefore, the material properties of iron nanoparticles have been gradually improved (including especially surface modifications and chemical modifications) and various combinations have been tested to achieve the best remediation effect (e.g. combinations of the effect of iron nanoparticles with other materials, or combinations with external factors such as electric/magnetic field, microbial activity, etc.). In this presentation, the most promising ways of iron nanoparticle optimization will be summarized and the basic principles will be confronted with laboratory experiments as well as with the results of pilot tests, and future perspectives and directions of subsequent research dealing with iron nanoparticles will be discussed.

Key words: nanoparticles; iron; remediation; groundwater; optimization; reactivity; migration

V příspěvku bude přehledně shrnut více než patnáctiletý vývoj jak základního, tak především aplikovaného výzkumu zaměřeného na nejrůznější aspekty nanočástic kovového železa, kdy tyto nanočástice jsou optimalizovány zejména pro použití v technologiích sanace podzemních vod (viz obr. 1). Hlavní důraz bude kladen na povrchové modifikace těchto nanočástic, v první řadě na pasivaci jejich povrchu [1] s následnou možností opětovné aktivace [2] či s možností kombinace s organickými sloupekami [3], dále na sulfidaci pro zlepšení selektivity takto modifikovaných nanočástic pro

chemickou degradaci trichloretylenu [4], jakož i na nitridaci nanočástic pro celkové zvýšení jejich reaktivity [5,6]. Ukázány budou i možnosti přípravy nanokompozitů na bázi nanočástic železa [7,8,9]. Zmíněna bude také možnost kombinace účinku nanočástic železa s bioremediací [10] či s účinkem elektrického pole [11]. V neposlední řadě budou ukázány důležité parametry těchto nanočástic, které jsou kritické pro jejich použití v technologiích čištění podzemních vod, jako je jejich toxicita [12,13,14], mobilita v horninovém prostředí [15] a koroze vedoucí ke vzniku oxidů/hydroxidů železa [16]. Kromě laboratorních výsledků budou prezentovány i ukázky použití různých variant nanočástic železa v pilotních testech na lokalitách kontaminovaných jak chlorovanými uhlovodíky, tak např. i šestimocným chromem [17]. Smyslem této prezentace bude nejenom shrnout dosavadní vývoj v této oblasti multidisciplinárního výzkumu, ale především vyvolat diskusi ohledně dalších možných výzkumných směrů, které by byly potenciálně přínosné pro využití těchto zajímavých typů nanomateriálů v praxi.



Obr. 1: Principy optimalizace nanočástic kovového železa (nanoscale Zero-Valent Iron particles – nZVI).

Poděkování

Prezentovaný výzkum byl podpořen projekty TAČR – *Prostředí pro život* (SS06020124 a SS07020145) a projektem MVČR – *OP JAK TECHSCALE* (CZ.02.01.01/00/22_008/0004587). Poděkování patří dále celé řadě kolegů, kteří se na prezentovaném výzkumu přímo či nepřímo podíleli.

Literatura

- [1] KAŠLÍK J., KOLAŘÍK J., FILIP J., MEDŘÍK I., TOMANEC O., PETR M., MALINA O., ZBOŘIL R., TRATNYEK P. G. (2018): Nanoarchitecture of Advanced Core-shell Zero-Valent Iron Particles with Controlled Reactivity for Contaminant Removal, *Chemical Engineering Journal*, 354, 335–345.
- [2] RIBAS D., ČERNÍK M., BENITO J. A., FILIP J., MARTI V. (2017): Activation process of air stable nanoscale zero-valent iron particles, *Chemical Engineering Journal*, 320, 290–299.
- [3] SISOVA K., TUCEK J., MACHALA L., OTYEPKOVA E., FILIP J., SAFAROVA K., PECHOUSEK J., ZBORIL R. (2012): Air-stable nZVI formation mediated by glutamic acid: solid-state storable material exhibiting 2D chain morphology and high reactivity in aqueous environment, *Journal of Nanoparticle Research*, 14, 805.

- [4] BRUMOVSKÝ M., FILIP J., MALINA O., OBORNÁ J., SRACEK O., REICHENAUER T.G., ANDRÝSKOVÁ P., ZBOŘIL R. (2020): Core-Shell Fe-FeS Nanoparticles with Controlled Shell Thickness for Enhanced Trichloroethylene Removal, *ACS Applied Materials & Interfaces*, 12, 35424-35434.
- [5] BRUMOVSKÝ M., OBORNÁ J., MICIC V., MALINA O., KASLIK J., TUNEGA D., KOLOS M., HOFMANN T., KARLICKÝ F., FILIP J. (2022): Iron Nitride Nanoparticles for Enhanced Reductive Dechlorination of Trichloroethylene, *Environmental Science & Technology*, 56, 7, 4425–4436.
- [6] BRUMOVSKÝ M., MICIĆ V., OBORNÁ J., FILIP J., HOFMANN T., TUNEGA D. (2023): Iron nitride nanoparticles for rapid dechlorination of mixed chlorinated ethene contamination, *Journal of Hazardous Materials*, 442, 129988.
- [7] PETALA E., BAIKOUSI M., KARAKASSIDES M., ZOPPELLARO G., FILIP J., TUCEK J., KONSTANTINOS C., VASILOPOULOS K., PECHOUSEK J., ZBORIL, R. (2016): Synthesis, physical properties and application of the zero-valent iron/titanium dioxide heterocomposite having high activity for the sustainable photocatalytic removal of hexavalent chromium in water, *Physical Chemistry Chemical Physics*, 18, 10637-10646.
- [8] MARKOVÁ Z., MACHALOVÁ ŠIŠKOVÁ K., FILIP J., ČUDA J., KOLÁŘ M., ŠAFÁŘOVÁ K., MEDŘÍK I., ZBOŘIL R. (2013): Air stable magnetic bimetallic Fe-Ag nanoparticles for advanced antimicrobial treatment and phosphorus removal, *Environmental Science & Technology*, 47, 5285–5293.
- [9] SEMERÁD J., ŠEVČŮ A., NGUYEN N.H.A., HRABÁK P., ŠPÁNEK R., BOBČÍKOVÁ K., POSPIŠKOVÁ K., FILIP J., MEDŘÍK I., KAŠLÍK J., ŠAFAŘÍK I., FILIPOVÁ A., NOSEK J., PIVOKONSKÝ M., CAJTHAML T. (2021): Discovering the potential of an nZVI-biochar composite as a material for the nanobioremediation of chlorinated solvents in groundwater: Degradation efficiency and effect on resident microorganisms, *Chemosphere*, 281, 130915.
- [10] NĚMEČEK J., POKORNÝ P., LHOTSÝ O., KNYTL V., NAJMANOVÁ P., STEINOVÁ J., ČERNÍK M., FILIPOVÁ A., FILIP J., CAJTHAML T. (2016): Combined Nano-Biotechnology for In-Situ Remediation of Mixed Contamination of Groundwater by Hexavalent Chromium and Chlorinated Solvents, *Science of the Total Environment*, 563-564, 822–834.
- [11] ČERNÍK M., NOSEK J., FILIP J., HRABAL J., ELLIOTT D.W., ZBOŘIL R. (2019): Electric-field enhanced reactivity and migration of iron nanoparticles with implications for groundwater treatment technologies: Proof of concept, *Water Research*, 154, 361–369.
- [12] SEMERÁD J., ČVANČAROVÁ M., FILIP J., KAŠLÍK J., SOUKUPOVÁ J., ZLOTÁ J., CAJTHAML T. (2018): Novel assay for the toxicity evaluation of nanoscale zero-valent iron and derived nanomaterials based on lipid peroxidation in bacteria species, *Chemosphere*, 213, 568–577.
- [13] SEMERÁD J., MOEDER M., FILIP J., PIVOKONSKÝ M., FILIPOVÁ A., CAJTHAML T. (2019): Oxidative stress in microbes after exposure to iron nanoparticles: analysis of aldehydes as oxidative damage products of lipids and proteins, *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 33670-33682.
- [14] SEMERÁD J., FILIP J., ŠEVČŮ A., BRUMOVSKÝ M., NGUYEN N., MIKŠÍČEK J., LEDERER T., FILIPOVÁ A., BOHÁČOVÁ J., CAJTHAML T. (2020): Environmental fate of sulfidated nZVI particles: the interplay of nanoparticle corrosion and toxicity during aging, *Environmental Science: Nano*, 7, 1794–1806.
- [15] SKÁCELOVÁ P., LEBED P., FILIP J., OUGHTON O., ZBOŘIL R. (2020): Tracing of Iron Nanoparticles Using an Elemental Signatures Approach: Laboratory and Field-Scale Verification, *Environmental Science: Nano*, 7, 623–633.
- [16] FILIP J., KARLICKÝ F., MARUŠÁK Z., ČERNÍK M., OTYEPKA M., ZBOŘIL R. (2014): Anaerobic Reaction of Nanoscale Zerovalent Iron with Water: Mechanism and Kinetics, *Journal of Physical Chemistry C*, 118, 13817–13825.
- [17] BRUMOVSKÝ M., OBORNÁ J., LACINA P., HEGEDŮS M., SRACEK O., KOLAŘÍK J., PETR M., KAŠLÍK J., HOFMANN T., FILIP J. (2021): Sulfidated nano-scale zerovalent iron is able to effectively reduce in situ hexavalent chromium in a contaminated aquifer, *Journal of Hazardous Materials*, 405, 5, 124665.

GEOCHEMICKÝ VÝVOJ KVALITY PODZEMNÍ VODY V PRŮBĚHU APLIKACE NANOŽELEZA S PODPOROU STEJNOSMĚRNÉHO PROUDU

Dana Kuchovská¹⁾, Jiří Kamas¹⁾, Vendula Ambrožová²⁾, Alexandr Machala¹⁾, Petr Beneš³⁾

¹⁾ EPS biotechnology s.r.o., V Pastouškách 1690, 686 04 Kunovice,
e-mail: dana.kuchovska@epsbiotechnology.cz

²⁾ MEGA a.s., Pod Vinicí 87, 471 27 Stráž pod Ralskem

³⁾ EPS biotechnology, s.r.o., K Bytovkám 307, 251 63 Kunice

Úvod

Společnost EPS biotechnology, s.r.o. zahájila v roce 2021 sanaci staré ekologické zátěže v areálu Automatárny ve společnosti APS, Světlá nad Sázavou a.s. Jedná se o příklad lokality, kde je úspěšně aplikováno využití stejnosměrného elektrického proudu a injektování nanoželeza do kolektoru podzemní vody. Sanace je řešena ve spolupráci se společností MEGA a.s., která má společně s TUL na metodu patent. Sanace v lokalitě Automatárny je zaměřena na dehalogenaci chlorovaných uhlovodíků, které jsou na lokalitě dominantním kontaminantem. Sanační zásah probíhá i v současnosti a díky pravidelnému monitoringu aplikačních i pozorovacích vrtů lze dobře popsat trendy v geochemii podzemní vody.

Popis lokality

Závod APS, Světlá nad Sázavou a.s. se nachází na severozápadě kraje Vysočina v okrese Havlíčkův Brod, v katastru Světlá nad Sázavou. Areál se skládá ze 3 samostatných nesousedících objektů a parkoviště. Sanační práce probíhají jen v prostoru Automatárny, která je oplocenou oblastí ve tvaru obdélníka s rozměry cca 130 x 50 m a leží v údolní nivě řeky Sázavky, těsně při jejím levém břehu.



Obr. 1: Pozice zájmové lokality Automatárna

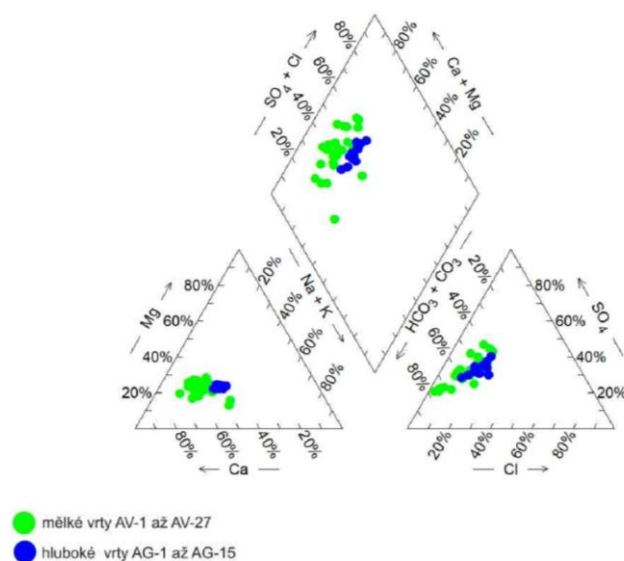
Areál Automatárny je v provozu od roku 1986 a v minulosti zde byly používány chlorované uhlovodíky na odmašťování dílů. V současnosti jsou používány zejména oleje pro mazání strojů. K hale automatů je v její severní části ze západu přistavěn plechový přístavek na skladování kovových špon a třísek

z obrábění a plechová kolna umístěná severozápadně od budovy automatárny, která v minulosti sloužila jako sklad olejů a chlorovaných uhlovodíků.

Charakteristika lokality

Zájmové území náleží do moldanubika Českého masivu. Na geologické stavbě se podílí pevné skalní horniny proterozoika a kvartérní sedimenty fluviálního a antropogenního původu. Proterozoikum je tvořeno biotickými a silimaniticko-biotickými pararulami, které jsou na styku s kvartérem silně zvětralé. Kvartérní sedimenty jsou převážně fluviálního původu (údolní niva Sázavky). Na eluviu pararul se vyskytují hrubě zrnité štěrkopísky s příměsí písku o mocnosti 2 až 2,5 m. Pokryv je tvořen hlinitými a písčitojílovitými uloženinami o mocnosti 0,5 m a nad nimi jsou uloženy antropogenní navážky (směs makadamu, písku, úlomky betonu apod.). Mocnost kvartérních uloženin je 3,6 až 4,4 m – směrem k jihu dochází ke snižování mocnosti na 2,6 až 2,8 m.

Masiv moldanubických hornin tvoří spojitý kolektor přípovrchové zóny zvětralin a rozevřených puklin krystalinických hornin. V nejvyšší části moldanubického masivu, kde došlo ke zvětrání do písčitojílovité formy, je propustnost průlinová, se zvyšující hloubkou dochází k přechodu do propustnosti puklinovo-průlinové až puklinové. Hluběji uložené pararuly lze považovat za bazální izolátor. V nadloží pararul jsou uloženy štěrky a štěrkopísky fluviálního původu, tj. kolektor mělkého oběhu s průlinovou propustností. Ustálená hladina podzemní vody je zde cca 2 až 2,5 m p.t. Fluviální sedimenty jsou kryty hlínou a antropogenními navážkami o mocnosti 0,5 – 1,2 m (tj. stropní izolátor). Na lokalitě jsou tedy vyvinuty 2 kolektory podzemní vody označené pro snazší orientaci jako „pararulová“ a „kvartérní“ zvodně.



Obr. 2: Piperův diagram – skupiny vod mělké a hluboké zvodně

V Piperově diagramu jsou dobře patrné skupiny vod mělké a hluboké „pararulové“ zvodně. Mělké vody jsou charakteristické vyššími koncentracemi Ca^{2+} a nižšími koncentracemi síranů. Rozdíly jsou však poměrně malé. Koncentrace hydrogenuhličitanů nevykazují stále žádný jasný trend ve vztahu k hloubce odběru vzorků. Posun pozice průmětu analýz jednotlivých vzorků je ovlivněn především rozdílem v koncentracích sodných a chloridových iontů. Pro vzorky z hlubší „pararulové zvodně“ je charakteristická vyšší koncentrace kationů Na^+ . Se zvýšenou koncentrací sodíku jasně koreluje i mírně zvýšená koncentrace chloridů.

V rámci průzkumných prací byla zjišťována kontaminace podzemních vod kvartérní zvodně ve fluviálních sedimentech údolní nivy Sázavky i podzemních vod hlubšího oběhu v puklinovém kolektoru pararul. Zásadní znečištění v kvartérní i puklinové zvodni pararul je PCE, TCE, 1,2-cis DCE a VC. V kvartérní zvodni je ohnisko lokalizováno v jihozápadní části areálu, kontaminační

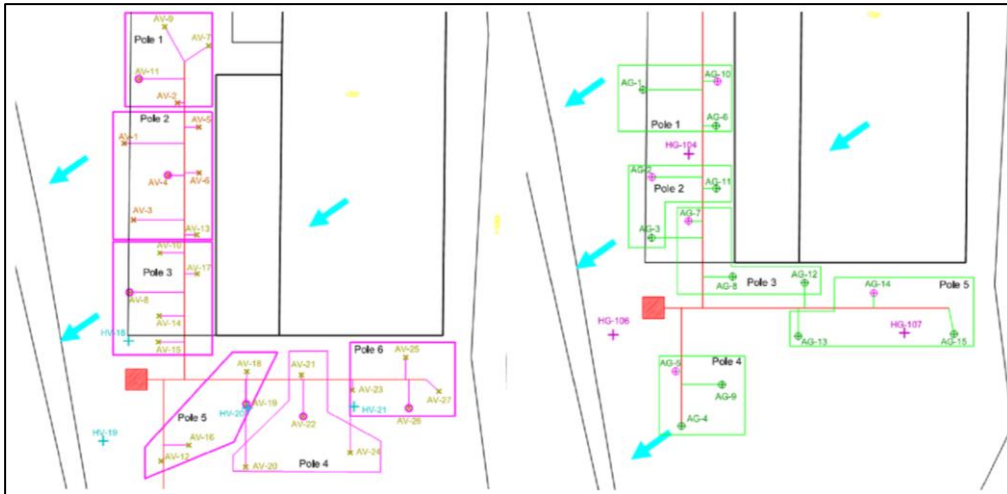
mrak byl rozšířen k jihu až za hranice areálu Automatárny. Kontaminace hlubšího oběhu v pararulách je bodového charakteru. Dominantním polutantem v obou zvodních je PCE (cca 71 %). Kontaminace C₁₀-C₄₀ byla v areálu Automatárny dříve detekovaná v okolí bývalého skladu olejů v severozápadní části areálu, ale úvodní monitoring, který proběhl v r. 2022, neprokázal nadlimitní hodnoty na lokalitě. Vzhledem k proudění podzemních vod kvartérního kolektoru směrem k řece Sázavce (na západ až jihozápad) je reálné riziko kontaminace povrchových vod v Sázavce. V případě puklinové zvodně existuje významné riziko šíření kontaminace až k erozní bázi řeky Sázavy.

Koncepce sanace *in situ* pomocí elementárního železa a stejnosměrného elektrického proudu

Na základě pilotního pokusu, který zahrnoval i laboratorní testy, byla jako vhodná sanační technologie podzemních vod vybrána aplikace nanoželeza s podporou stejnosměrného proudu [5]. Stejnosměrný elektrický proud prohlubuje redukční podmínky a zvyšuje životnost a reaktivitu nanočástic. V environmentálních aplikacích se nanočástice železa ukazují být účinnými nástroji pro čištění kontaminované zeminy a podzemní vody. Nanočástice Fe účinně degradují chlorované uhlovodíky a řadu dalších polutantů. Na rozdíl od tradičního železného prášku (pilin) používaného pro redukci kontaminantů v propustných reaktivních bariérách, jsou nanočástice Fe mnohem efektivnější při podstatně menší spotřebě materiálu, které mohou být ve formě suspenze transportovány přímo do kontaminačního mraku. Kovové železo Fe v jádru nanočástice slouží jako donor elektronů, které okamžitě přijímá např. molekula TCE a redukuje se na základní uhlovodík ethan. Ten může snadno vytékat z podzemní vody skrz póry zeminy do ovzduší, nebo podlehnout dalšímu mikrobiálnímu rozkladu v procesu přirozené atenuace.

Zásadní nevýhodu aplikace suspenze nanočástic Fe *in situ* přináší značně omezená mobilita částic Fe v saturovaném půdním prostředí. Ta je způsobena především vzájemnou agregací částic v průběhu „stárnutí“ preparátu suspenze Fe, za vzniku větších geometrických útvarů, které mohou být snadno zachyceny přirozenými koloidními částicemi zemin. Tak dochází k jejich účinné filtraci a zakolmatování jednotlivých pórů v nasyceném půdním prostředí. Zefektivnění aplikace elementárního železa a zvýšení efektivity redukčních procesů přineslo použití stejnosměrného proudu. Tato metoda slouží k intenzifikaci nanoželeza v horninovém prostředí. Metoda zajištění podpory redukční kapacity je navržena jako elektrochemická podpora redukčních procesů, spočívající v dotaci elektronů do horninového prostředí pomocí stejnosměrného proudu. Synergickým působením proudu, částic kovového železa a částic dostupného Fe v matici, je významnou měrou umocňován efekt redukčních procesů. V okolí katody dochází k nárůstu pH až na hodnotu 14 a poklesu Eh k hranici elektrochemické stability vody. Rozkladem vody jsou tak generovány protony. Hlavním přínosem metody je však „konzervace“ částic železa před předčasnou oxidací a podstatné prodloužení životnosti reakční náplně. Dosahováno je tak hlubších redukčních podmínek po delší dobu. Laboratorním výzkumem bylo prokázáno, že v elektrickém poli rozpuštěné ionty Fe migrují ke katodě, kde geochemické podmínky jsou mimo pole stability Fe³⁺ a dochází k redukci Fe iontů. Při vhodném zapojení a dostatečné dotaci elektronů tak dochází k dlouhodobé stabilizaci geochemických podmínek na požadované úrovni. Potřebné je nastavení úrovně pH a Eh, mimo pole stability goethitu a kalcitu, což zajistí dlouhodobou aktivitu povrchu makročástic Fe. Jedním z důležitých efektů metody je okamžité zahájení procesu postupného rozpouštění anody, což je dobře patrné ze snižování výkonu měničů. Tato skutečnost však představuje i jisté provozní omezení, kdy musí být sledován odebíraný proud a především pH v blízkosti katody. Při zlomovém poklesu pH musí dojít k urychlené výměně anody.

Na lokalitě bylo pro účely sanačních a monitorovacích prací odvrtno 42 nových objektů. 27 vrtů s hloubkou 5 m (kvartérní zvodeň, řada vrtů AV) a 15 vrtů hlubokých (pararulová zvodeň, řada vrtů AG). V areálu jsou dále pravidelně monitorovány původní vrty řady HV (kvartérní zvodeň) a HG (pararulová zvodeň) - celkem 11 objektů. Všechny 42 nových vrtů bylo zapojeno do celkem 11 polygonů. Každý polygon sestává z jedné anody a několika katod. Anoda byla zapojena jako kladná elektroda. Okamžitě po zapojení anody začalo docházet k procesu jejího postupného rozpouštění, které se tak stává dalším zdrojem železa v elektrickém poli a plní funkci redukčního činidla.



Obr. 3: Zapojení vrtů mělké a hluboké zvodně

Systém geoelektriky byl spuštěn v r. 2022 za účelem navození optimálních podmínek pro dehalogenaci chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě. V rámci realizace byla provedena kontrola zapojení a provozu odbornou společností MEGA, a.s. a TUL. Katody i anody jsou pravidelně kontrolovány vzdáleným přístupem (snižování výkonu měničů) a fyzicky během vzorkovacích kampaní a před aplikací nanoželeza. Dle předpokladu dochází k inkrustaci katod a degradaci a zkracování anod vlivem jejich rozpouštění.



Obr. 4: Degradovaná anoda a katoda s inkrustací

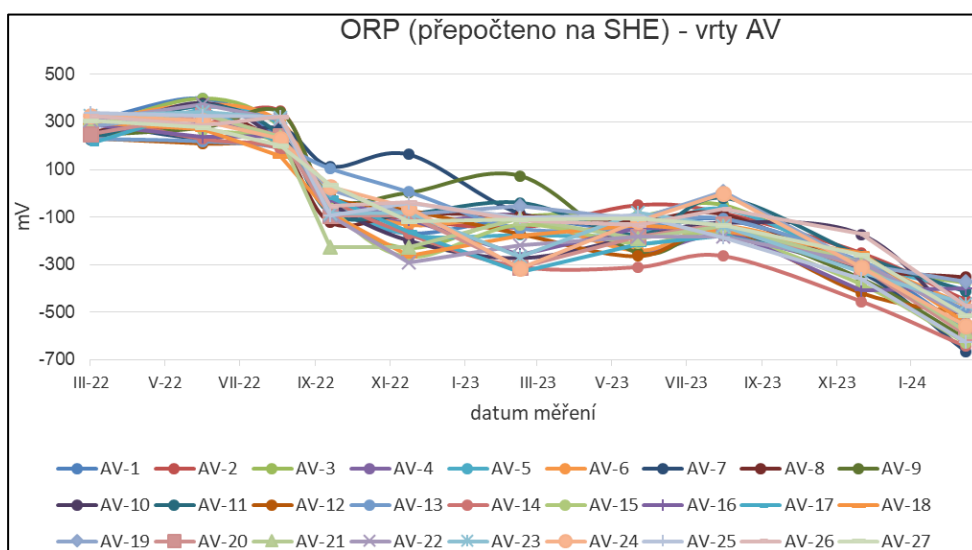
Aplikace nanoželeza probíhá v pravidelných 6měsíčních intervalech. V každé aplikační kampani je naaplikováno 500 kg nanoželeza. Suspenze pro kvartérní zvodně má stanovenou koncentraci 5 g/l a pro pararulovou zvodně koncentraci 2,5 g/l. Byly ověřeny nižší hltnosti objektů pro připravenou suspenzi a aplikace probíhají za použití pakrů, tj. tlakově.

Geochemické parametry podzemní vody

Pro zhodnocení účinnosti sanačních prací na lokalitě je pravidelně prováděn monitoring koncentrace chlorovaných uhlovodíků, ropných látek, ÚCHR a jsou měřeny fyzikálně chemické parametry podzemní vody. Monitoring probíhá na všech vrtech na lokalitě (tzn. na 11 původních vrtech řady HV a HG a na všech 42 nových vrtech řady AV a AG).

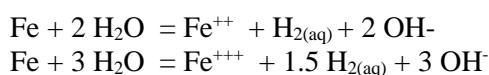
Vývoj fyzikálně chemických parametrů na lokalitě byl radikálně ovlivněn zapojením a spuštěním stejnosměrného elektrického proudu a aplikací nanoželeza. Dle předpokladů došlo k prudkému poklesu oxidačně redukčního potenciálu a k ustavení podmínek s vysokou hodnotou pH přesahující hodnoty > 10. Nejvyšší naměřená hodnota pH byla ve vrtu AV-25, kde byla stanovena hodnota překračující pH 13 (13,03). Nejnižší hodnoty pH jsou vždy měřeny ve vrtech zapojených jako anody.

Nejnižší hodnota Eh přes -666 mV (po přepočtu na SHE) byla zjištěna ve vrtu AV-7. Výrazný pokles ORP stále probíhá i ve vrtech hluboké zvodně (např. AG-11), kde přepočtená hodnota ORP přesahovala -634 mV. Takto silné redukční podmínky způsobují zápach vzorků podzemní vody - patrně díky přítomnosti sirovodíku H₂S (sulfán) a zejména sirouhlíku (CS₂) ve vrtech. Ve všech sledovaných vrtech je nízký ORP jednoznačně podpořen aplikací nanoželeza a přispívá k výraznému procesu dehalogenace na lokalitě. Na prezentovaných grafech jsou vyneseny hodnoty z vrtů mělké zvodně. Výsledky analýz a měření ve vrtech hluboké pararulové zvodně ukazují analogické hodnoty a trendy.

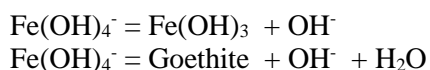


Obr. 5: Vývoj Eh ve vybraných vrtech

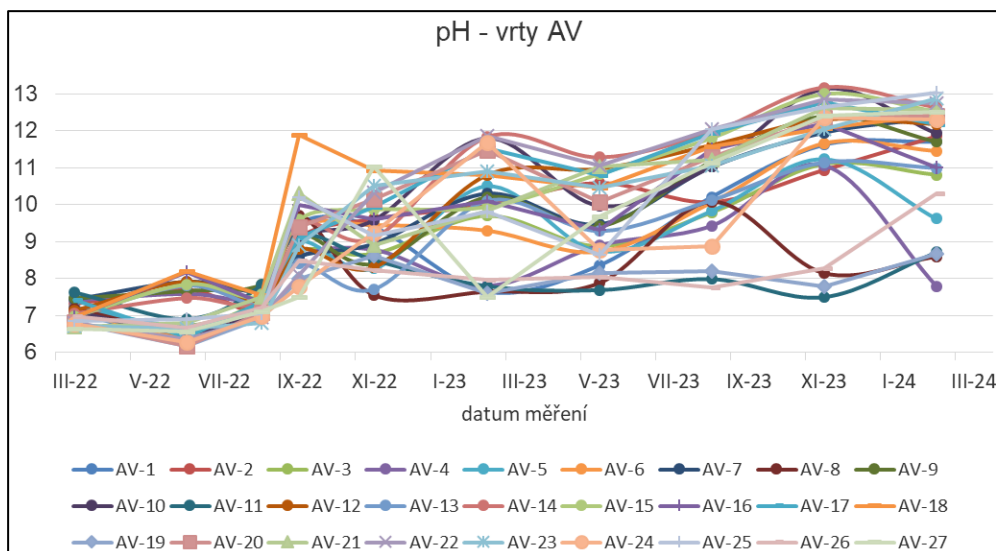
Příčinou vysokého pH je reakce nanoželeza s vodou izolovaně od atmosféry, což posouvá pH až k hodnotám pH přes 12 v důsledku komplexu reakcí:



Od pH ~9,5 převažuje trojmocné železo jako Fe(OH)₄⁻ ion a při srážení se dále uvolňují hydroxylové ionty

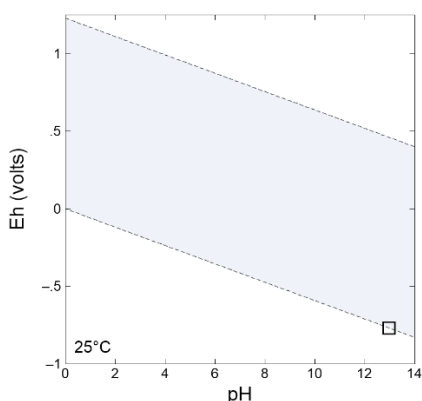


místo goethitu může vznikat jiný oxyhydroxid trojmocného železa se stejným výsledkem.



Obr. 6: Vývoj pH ve vybraných vrtech

K zajímavému vývoji došlo u hodnot konduktivity. Některé z vrtů vykazovaly její anomálně vysoké hodnoty, atypické pro lokalitu (AV-25 = 4 085 $\mu\text{S}/\text{cm}$; AV-11 = 1 784 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Původní předpoklad, že se jedná o zvýšené množství rozpuštěných látek v podzemní vodě, se na základě výsledků analýz vzorků nepotvrdil.

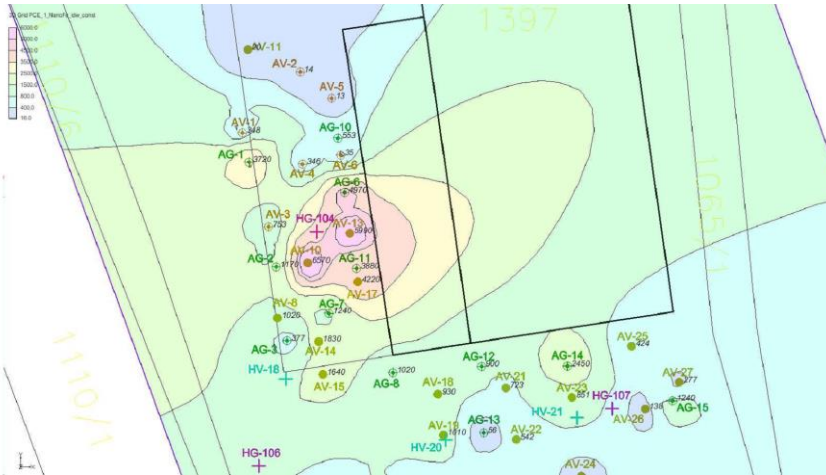


Obr. 7: Eh-pH diagram

Při hlubším studiu výsledků se ukázalo, že zvýšená elektrická vodivost je spojena s vysokým pH (koncentrací OH^- iontů). Roztok s pH 12 bude mít teoreticky bez dalších složek (např. s nanoželezem za vzniku magnetitu) elektrickou vodivost 2 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a redox -712 mV.

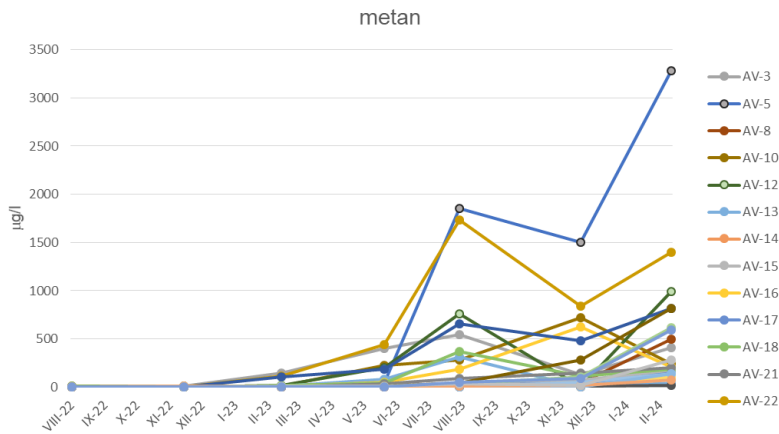
Chlorované uhlovodíky

Ve všech vrtech byly od úvodního monitoringu detekovány chlorované uhlovodíky, většinou nad hodnotou sanačního limitu (400 $\mu\text{g}/\text{l}$). V úvodní fázi sanace se jednalo především o PCE, který v ohnisku při JZ okraji Automatárny dosahoval koncentrací až 6 500 $\mu\text{g}/\text{l}$ a cis 1,2 DCE (koncentrace přes 900 $\mu\text{g}/\text{l}$). Nadlimitní byly i koncentrace TCE (cca 600 $\mu\text{g}/\text{l}$).



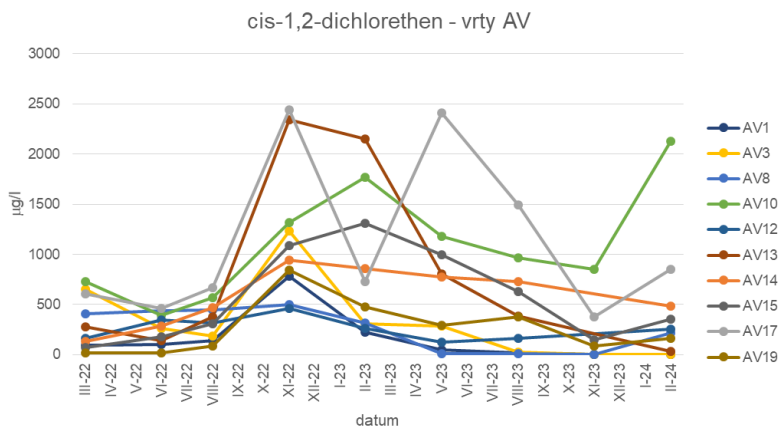
Obr. 8: Aktuální pozice ohniska kontaminace chlorovanými uhlovodíky

Vlivem aplikace nanoželeza a působení stejnosměrného proudu dochází ke snižování koncentrace primárních kontaminantů. Toto je spojeno s postupným navyšováním degradačních produktů, především metanu.



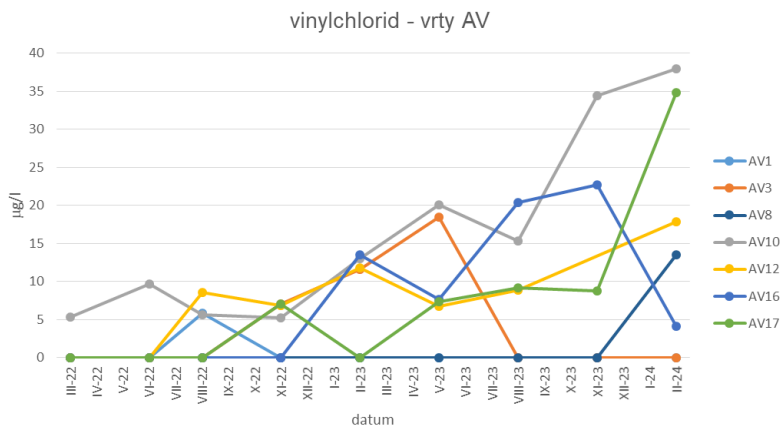
Obr. 9: Vývoj koncentrace metanu v podzemní vodě

Dochází také k nepravidelnému zvyšování koncentrace cis 1,2 – DCE, který je produktem dehalogenace výše chlorovaných uhlovodíků. Celkově však jeho koncentrace vykazuje poklesový trend.



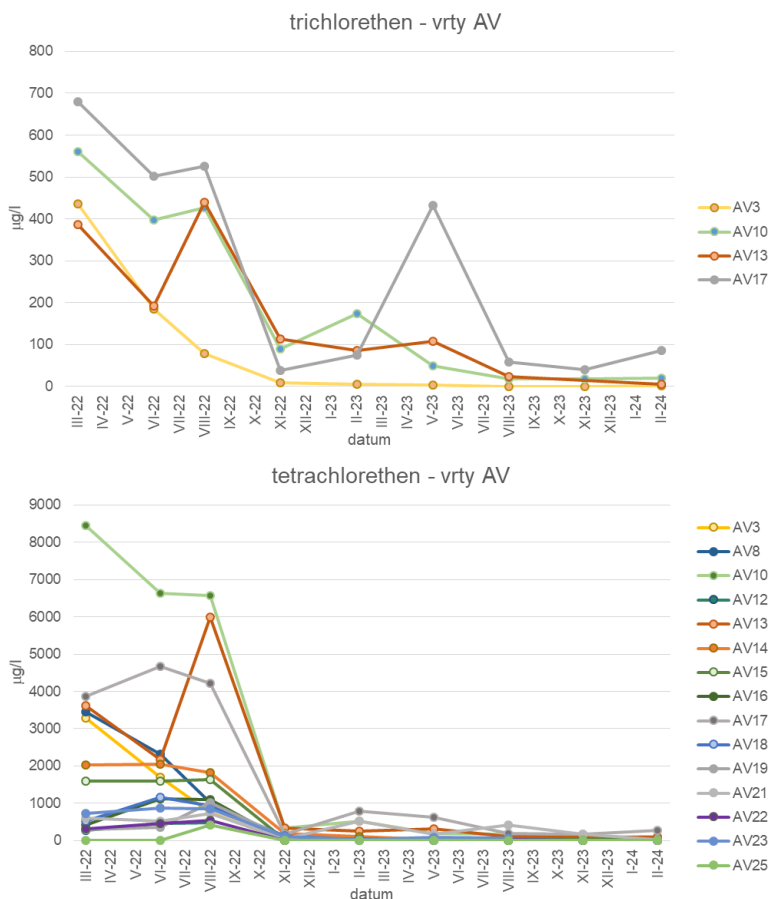
Obr. 10: Vývoj koncentrace cis 1,2 – DCE v podzemní vodě,

Paralelně s poklesem koncentrace primárních chlorovaných uhlovodíků dochází k nárůstu koncentrace VC. Podobně jako v případě cis-1,2 – DCE i VC podléhá následné degradaci.



Obr. 11: Vývoj koncentrace metanu v podzemní vodě

Aktuálně na lokalitě vykazuje nejvyšší koncentraci z chlorovaných uhlovodíků v ohnisku právě cis-1,2 DCE (2 130 µg/l). TCE již není nad sanačním limitem v žádném z odebraných vzorků pozemní vody. PCE byl zjištěn v těsné nadlimitní koncentraci pouze ve vrtu AG-15, který patří k vrtům hluboké pararulové zvodně.



Obr. 12 a 13: Vývoj koncentrace TCE a PCE v podzemní vodě

Celkový vývoj parametrů a účinnost sanačního zásahu je monitorována také s využitím původních pozorovacích vrtů řady HV a HG. Tyto vrtv nejsou využívány pro aplikaci nanoželeza a nejsou zapojeny do systému se stejnosměrným elektrickým proudem. Slouží proto jako vynikající etalon pro zhodnocení

prostorového dosahu sanační metody. Vzhledem k tomu, že i v těchto vrtech se projevuje změna fyzikálně chemických parametrů podzemní vody a pokles koncentrace chlorovaných uhlovodíků, lze konstatovat, že zvolená sanační metoda ovlivňuje geochemii podzemní vody i v prostředí v širším okolí aplikačních vrtů.

Závěr

Vývoj fyzikálně chemických parametrů na lokalitě byl radikálně ovlivněn zapojením a spuštěním stejnosměrného elektrického proudu a aplikací nanoželeza. Takto nastavené podmínky prostředí umožňují úspěšný sanační zásah na lokalitě. Proces dehalogenace primárních kontaminantů probíhá bez negativních výkyvů a je úplný.

Literatura

- [1] Geologická mapa ČR – list 23-21 Havlíčkův Brod, ČGÚ Praha.
- [2] HORKÝ Š. (2016): Pilotní test v areálu Automatárny ve společnosti APS, Světlá nad Sázavou a.s., Prováděcí projekt (EMSA-Ekosystem spol. s r.o.).
- [3] Hydrogeologická mapa ČR – list 23-21 Havlíčkův Brod, ČGÚ Praha.
- [4] KRÁSNÝ J. ET AL. (2011): Podzemní vody České republiky, Academia.
- [5] KVAPIL A KOL. (2020): Projekt sanačních prací v areálu Automatárny ve společnosti APS, Světlá nad Sázavou a.s. Photon Water Technology s.r.o., Liberec, září 2020.
- [6] PATKA J., STEJSKAL V. (2018): Dokončení pilotního pokusu v areálu Automatárny ve společnosti APS, Světlá nad Sázavou, a.s.
- [7] POKORNÁ K. A KOL. (2013): Doplněk analýzy rizik starých ekologických zátěží v závodu společnosti APS, Světlá nad Sázavou a.s. Závěrečná zpráva (EMSA-Ekosystem spol. s r.o.).
- [8] POSPÍŠILÍKOVÁ M. (2017): Realizace pilotního pokusu v areálu Automatárny ve společnosti APS, Světlá nad Sázavou a.s. Prováděcí projekt (Vodní zdroje Holešov a.s.).
- [9] QUITT E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Studia Geographica 16, GÚ ČSAV, Brno.

AKO ĎALEJ S GUDRÓNMI NA SLOVENSKU?

Peter Šottník¹⁾, Karolína Adzimová¹⁾, Juraj Kotúč¹⁾, Slavomír Mikita²⁾

¹⁾ Štátny geologický ústav Dionýza Štúra v Bratislave, Mlynská dolina 3962/1, 817 04 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: peter.sottnik@geology.sk; karolina.adzimova@geology.sk; juraj.kotuc@geology.sk

²⁾ GEOTest a.s. – organizačná zložka, Stavbárska 27, 821 07 Bratislava, Slovenská republika

Úvod

Kyselinová rafinácia je založená na účinkoch kyseliny sírovej na prítomné aromatické látky. Podľa podmienok procesu je chemickým činidlom, selektívnym rozpúšťadlom alebo aj katalyzátorom. Koncentrovaná kyselina sírová pri nižšej teplote nereaguje s nasýtenými uhl'ovodíkmi a cyklánami. Aromatické uhl'ovodíky a cyklánoaromáty sa pôsobením kyseliny sírovej (98 % a vyššej) sulfónujú.

Žiadanými produktami kyselinovej rafinácie ropných vákuových destilátov sú rafinované oleje najmä medicínálne, turbínové, kompresorové, elektro izolačné. Ich príprava je obyčajne spojená s výrobou bielych, medicínálnych olejov. Cenným vedľajším produktom kyselinovej rafinácie olejových vákuových destilátov sú soli sulfokyselín označované ako alkylaryl sulfonáty. Petrosulfonát sodný sa široko používa pri výrobe rozpustných rezných olejov, emulgátorov rozpustných rezných olejov, prostriedkov proti korózii, chemických látok na spracovanie kože, chemických látok na spracovanie kovov, textilných pomocných látok, chemických látok na flotáciu rúd, atramentov atď.

Odpadom kyselinovej rafinácie je tvorba kyslých živíc (gudrónov) do ktorých prechádza aj zvyšková kyselina sírová. Ich viskozita je závislá od typu východiskovej suroviny a za studena môžu byť polotuhé až tuhé. Okrem kyseliny sírovej obsahujú organické sulfokyseliny, kyslé a neutrálne estery, olejové živice a asfaltény.

Opis študovanej lokality

Rafinéria v Dubovej bola vybudovaná v rokoch 1935–1937, prvá skúšobná výroba bola v septembri 1938. Spracovávala sa gbelská neparafinická ropa, ktorá neobsahovala benzín. Rafinéria mala kotlovú destiláciu ropy s kapacitou 40 kt/r. Okrem prepracovania importovaného benzínu z Rumunska vyrábala kvalitné trafo- a káblové oleje s použitím rafinácie kyslou sírovou. Vznikajúce kyslé živice (gudróny) sa neutralizovali vápnom a predávali do Švajčiarska. Rafinéria bola na konci 2. svetovej vojny poškodená bombardovaním.

Po zoštatnení bol čiastočne upravený výrobný program aj spracovávaná ropa. Od roku 1947 sa začali vyrábať biele medicínálne oleje a sulfonáty. Neskôr do výrobného programu pribudla výroba alkyl aryl sulfonátov (technológia Ballestra). Najskôr sa odpady skladovali v areáli podniku v Dubovej. Neskôr boli vybudované depónie Predajná I (1963–1976) a Predajná II (1974–1982). V roku 1975 bola skládka Predajná I prekrytá neovereným riešením, pri ktorom sa na drevenej konštrukcii použili geotextílie, asfaltové pásy Bitumax, dolomit, bieliaca hlinka, PVC fólia, zemina. Konštrukcia sa neskôr potopila a zloženie odpadov môže byť týmto ovplyvnené. Časť uskladneného materiálu zo skládky Predajná I bolo prečerpané do skládky Predajná II (1975–1976). V areáli Petrochema Dubová bola neskôr vybudovaná spaľovňa, v ktorej sa v období 1974–1982 spaľovali odpady zo skládky Predajná II. Prvotné záznamy o zložení a množstve deponovaných odpadov nie sú známe, následné prečerpávanie a kontaminácia spôsobili, že aktuálny stav bolo potrebné zistiť novými prieskumnými prácami.

Skládky priemyselného odpadu Predajná I a Predajná II predstavujú dlhodobý zdroj znečisťovania okolitého prostredia. V minulosti boli na skládky vyvážené odpady produkované v závode Petrochema v Dubovej. Išlo o kyselinové smoly, tzv. gudróny, ktoré vznikali pri rafinácií a výrobe bielych olejov.

Metodika

Štúdiá uskutočniteľnosti sanácie znečisteného územia bola vypracovaná ako samostatná časť záverečnej správy z geologickej úlohy „Geologický prieskum vybraných environmentálnych zátŕaží 4 – ŠGÚDŠ“ v súlade so smernicou Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.

Výsledky

Z výsledkov analýz vzoriek gudrónov zo skládok Predajná I a Predajná II vyplýva, že obsahujú vysoký podiel vody, anorganických solí a druhotného znečistenia. Po vyťažení a odvodnení pri teplote okolia (so zabezpečením riadenia emisií prchavých a zápachajúcich zložiek) je možno obsah vody radikálne znížiť. Energetické využitie takto upravených gudrónov je možné ako jedna alternatíva pri rešpektovaní vysokého obsahu celkovej síry, veľmi korozívnych zložiek spalín a neutralizáciou voľnej kyseliny sírovej s CaO.

Guadróny je možné neutralizovať miešaním s CaO. Technologicky je výhodné pri neutralizácii využiť aromatické frakcie pre lepší kontakt CaO s gudrónmi. Výhodným vedľajším efektom je zvýšenie výhrevnosti. Jedno z možných použití je cementársky priemysel alebo stabilizácia formou solidifikácie. Tento postup nebol laboratórne overený. Pre chemické využitie gudrónov je potrebná separácia organického podielu od anorganickej časti. Ako výhodné sa ukázala extrakcia zmesou aromatického a polárneho rozpúšťadla. V literatúre sú popísané testy s tepelným a katalytickým krakovaním.

Sanácia je taký zásah, pri ktorom dôjde k likvidácii (odstráneniu) znečistenia, imobilizácii znečistenia, alebo ku stavu, kedy sa hovorí o riadenom znečistení. Všeobecne možno sanáciu deliť na sanáciu aktívnu a na sanáciu pasívnu.

Sanácia aktívna (Likvidácia znečistenia) – dôjde k likvidácii znečistenia v danom priestore, a to až na požadované hodnoty, ktoré neohrozujú okolie.

Sanácia pasívna (Imobilizácia znečistenia) – jedná sa o postup, ktorý zamedzí šíreniu kontaminácie mimo zistený priestor. Negatívne pôsobenie škodlivých látok je obmedzené iba na znečistený priestor.

Riadené znečistenie – je stav, kedy z ekonomických, alebo technologických dôvodov nie je možné vykonať sanačný zásah a celá znečistená oblasť je monitorovaná. Ak sa kontaminácia nepohybuje, sú iba pripravené havarijné opatrenia pre likvidáciu mimoriadnych situácií.

Podľa smernice MŽP č. 1/2015 – 7 výber vhodnej sanačnej metódy sa získa na základe hodnotenia sanačných scenárov (variantov) vyjadrujúcich rôzne ciele sanácie znečisteného územia a technologické postupy, vrátane odhadu potrebných finančných nákladov.

Pre potreby ďalšieho rozhodovacieho procesu je nutné vypracovať a porovnať 4 sanačné scenáre (varianty):

- a) nulový variant
- b) izolácia územia
- c) sanácia po navrhované cieľové hodnoty sanácie
- d) úplné odstránenie znečistenia

Nulový variant – A

Nulový variant sme vyhodnotili pre predmetnú lokalitu ako nevhodný. Ponechanie lokality v súčasnom stave predstavuje vážnu hrozbu pre životné prostredie. Zdroj znečisťovania – gudrónové skládky (jamy) - nie je dostatočne zabezpečený voči únikom gudrónov a skládkových vôd a zároveň nie je vylúčená možnosť poškodenia hrádz v budúcnosti. Znečistenie je v zasiahnutom prostredí stále prítomné bez

podstatných prejavov trendov poklesu poukazujúcich na potrebnú elimináciu znečistenia prirodzenými procesmi. Je potrebné zamedziť šíreniu potenciálne toxických látok z lokality do podzemnej vody (AR potvrdila riziko šírenia sa znečisťujúcich látok podzemnou vodou). Ďalším aspektom prítomnosti EZ by bola limitovaná možnosť využitia územia a potreba zabezpečenia dlhodobého monitorovania lokality a regulácie režimu hladiny v gudrónových jamách.

V prípade potenciálneho využitia Nulového variantu by bolo potrebné zabezpečiť dlhodobé monitorovanie stavu hladiny v lagúnach, kvality podzemnej vody, geotechnický monitoring porušenia hrádzí, vhodná by bola aj inštalácia systémov včasného varovania pri havarijných stavoch.

Ďalej by bolo potrebné zabezpečiť, aby sa do priestoru lagún nemohli dostať nepovolané osoby prípadne zver, pri zvýšení hladiny v lagúnach nad kritickú úroveň bude potrebné odčerpávanie a čistenie na vhodnej ČOV. Týmto variantom sa neeliminuje riziko.

Izolácia (prekrytie) – B

Zakrytie povrchu zdanlivo rieši sanáciu všetkých médií – uloženého odpadu, znečistených zemín a v optimálnom prípade aj eliminuje vyplavovanie kontaminantov do podzemnej vody. Z porovnania charakteristík metódy a charakteristík prostredia a znečistenia v lokalite je zrejmé, že izolácia – zakrytie povrchu nie je v riešenej lokalite vhodnou metódou, ani v kombinácii s podzemnými tesniacimi stenami. Hlavné dôvody pre takéto konštatovanie sú nasledovné:

- časť uložených odpadov je tekutá, čo znemožňuje jednoduché zakrytie povrchu – tento variant bol na skládke Predajná I v minulosti aplikovaný, následne (ako je známe) však prišlo k potopeniu izolačnej vrstvy do telesa skládky
- potenciálnym rizikom by zostalo generovanie a odvádzanie plynov pod izolačnou krycou vrstvou
- znečistenie zemín sa síce nachádza v pásme prevzdušnenia, v dostatočnej vzdialenosti od hladiny podzemnej vody, nie je možné vylúčiť prenikanie kontaminantov k hladine podzemnej vody

Z daného vyplýva, že pri pasívnej sanácii skládok v Predajnej je izolácia, či uzavretie možné len v kombinácii so stabilizáciou uloženého odpadu a znečistených zemín, ako aj s odstránením časti odpadu z hľadiska veľkého množstva odpadového materiálu. Izolácia nie je vhodná najmä v prípade, že sa predpokladá pretrvávajúca aktivita zdrojov znečistenia, resp. v lokalite je zvýšené riziko havarijných únikov. Na lokalite hrozí za aktuálnych podmienok zvýšené riziko nekontrolovaných únikov pri dlhodobom pôsobiacom zdroji znečisťovania. Prekrytie povrchu lagúny v skládke gudrónov by umožnilo eliminovať kontakt živých organizmov (ľudia, vtáky, divá zver a pod.). Tiež by čiastočne eliminovalo množstvo vody v lagúne pochádzajúcej z priamych zrážok. V rámci skúmaného územia predstavuje najväčšie riziko ďalšie pokračujúce a nekontrolované šírenie sa znečisťujúcich látok zo zdrojov znečistenia do podzemnej vody. Samotná izolácia prítomného zdroja znečistenia je technicky a finančne náročná. Reálne je uvažovať iba o izolácii vrchnej – kontaktnej vrstvy horninového prostredia, ktorá bola vystavená najväčšej interakcii s gudrónmi a podľa výsledkov z prieskumu predstavuje najviac znečistenú časť horninového prostredia. Ide o tú časť horninového prostredia, v rámci ktorého polotuhé, málo viskózne gudróny boli schopné migrovať. Táto kontaktná zóna by po odčerpaní kvapalných gudrónov mohla byť prekrytá alebo izolovaná. Pri izolácii znečistenej vrstvy by znečistenie ostalo na mieste, obmedzená by bola iba migrácia znečistenia ďalej do horninového prostredia a podzemnej vody. Takéto riešenie si rovnako vyžaduje nutnosť dlhodobého monitorovania lokality.

Sanáciu po navrhované cieľové hodnoty sanácie – C

Sanáciu po navrhované cieľové hodnoty sanácie je na lokalite možné použiť ako doplnkovú sanáciu pri realizácii samotnej sanácie materiálov uložených v priestore oboch skládok alebo ich úplného odstránenia. Gudróny a ostatné materiály nachádzajúce sa v telese skládok nie je možné sanovať na cieľové hodnoty sanácie.

Samotnú sanáciu je následne potrebné rozdeliť na viacero častí podľa jednotlivých kontaminovaných zložiek životného prostredia. Na predmetnej lokalite je možné realizovať sanáciu po navrhované cieľové hodnoty sanácie stanovené na základe Analýzy rizika pre:

- kontaminované vody nachádzajúce sa na povrchu skládok
- kontaminované zeminy v hrádzach, podloží a okolí skládok
- kontaminované podzemné vody

Sanáciu po navrhované cieľové hodnoty sanácie by bolo potrebné kombinovať s ďalšími metódami, ktoré by riešili sanáciu samotných gudrónov:

- stabilizácia a solidifikácia *on site*
- stabilizácia *in situ*

Úplné odstránenie znečistenia – D

V rámci tejto varianty sanácie bolo zvažovaných viacero sanačných scenárov:

- odťazenie, stabilizácia a energetické využitie odťazených gudrónov – D1
- odťazenie, stabilizácia a skládkovanie – D2
- odťazenie, termická úprava a energetické využitie gudrónov - D3

Variant energetického zhodnotenia gudrónov predstavuje najefektívnejší scenár spomedzi hodnotených sanačných variantov. Gudróny by boli odstránené, spálené a energeticky zhodnotené. Menej efektívnym variantom tohto scenára je odťazenie a následné skládkovanie upraveného gudrónu. V tomto prípade by boli gudróny odstránené z lokality, avšak ich uskladnenie by predstavovalo výrazné navýšenie finančných nákladov oproti energetickému zhodnoteniu. Veľkou výhodou úplného odstránenia znečistenia z lokality by bolo vytvorenie prístupu a priestoru pre aplikáciu sanačných metód na čistenie kontaminovaných zemín v podloží a okolí skládok, ako aj kontaminovaných podzemných vôd. Oba tieto varianty sú však výrazne limitované dostupnými kapacitami skládok a spaľovní, či už na energetické zhodnotenie, alebo skládkovanie nebezpečných odpadov.

Záver

Po zhodnotení všetkých sanačných scenárov a využiteľných sanačných technológií môžeme konštatovať, že najvhodnejším variantom sanácie lokality Predajná (skládky I. a II.) sa v súčasnej situácii javí **Variant 1 – Stabilizácia *in situ***. Tento variant sa v priebehu hodnotenia ukázal ako finančne najmenej náročný, v súčasnej situácii odpadového hospodárstva na Slovensku najrealizovateľnejší, s relatívne najmenším zásahom do morfológie krajiny. Nevýhodou, ale len z jedného uhla pohľadu, sa môže javiť skutočnosť, že v takomto prípade stabilizovaný odpad zostane deponovaný v priestore dnešných skládok. Tento prístup však zabezpečí zníženie nákladov na transport a odstráni riziká spojené s transportom a uskladňovaním nebezpečného odpadu na inom mieste.

V prípade požiadavky na úplné odstránenie gudrónov by sa najvhodnejším variantom javilo využitie **Variantu 3 - Odťazenie, stabilizácia a následné energetické využitie odpadov**. Tento variant by priniesol odstránenie gudrónov z predmetnej lokality a benefitom by bolo energetické zhodnotenie odpadu. Tento variant je však silne limitovaný voľnými kapacitami na energetické spracovanie nebezpečného odpadu v kvalite a množstve, ktorú predstavujú gudróny deponované na skládkach Predajná I a II.

V prípade obmedzených kapacít na spaľovanie upravených gudrónov by bolo možné uvažovať o **Variante 5 - Kombinácia odťazenia a energetického zhodnotenia so stabilizáciou *in situ***. Tento variant by bol kombináciou predchádzajúcich dvoch riešení, kedy by sa energeticky zhodnotila časť gudrónov (v prvom rade plastických), ktorú by bolo možné zhodnotiť v rámci voľných kapacít. Zvyšný objem pevnejších gudrónových fáz by bol stabilizovaný *in situ* a zostal by deponovaný na pôvodných skládkach.

Rovnako ako v predchádzajúcej komparatívnej štúdiu navrhujeme realizovať sanáciu EZ Predajná I a EZ Predajná II spolu, čo umožní efektívnejšie využitie technických prostriedkov, pri samotnej sanácii postačí zriadenie spoločných manipulačných plôch a dekontaminačnej plochy a tiež bude možné realizovať presuny hmôt medzi lokalitami, čo zníži nároky na veľkosť manipulačných plôch a zefektívni proces sanácie.

Závažným problémom môže byť odstránenie ponorenej krycej vrstvy v skládke PO Predajná I – tú bude potrebné najprv zrejme po častiach vytiahnuť z plastických gudrónov. Otázkou je, či bude možné na drviacej linke tieto nehomogénne materiály podrvit' prípadne separovať na separačnej linke. V prípade použitia metódy odťazenia je potrebné zvážiť možnosti energetického zhodnotenia alebo skládkovania spolu s gudrónmi (prípadne samostatné skládkovanie, zatiaľ čo gudróny budú energeticky zhodnotené). V prípade použitia stabilizácie a solidifikácie prichádza do úvahy separácia materiálu, drvenie, úprava a následné uskladnenie na skládke nebezpečného odpadu (technologickou otázkou zostáva, či by bolo možné rozdrvený materiál zapracovať do solidifikovaného materiálu).

Dôležitým faktorom pri realizácii sanácie bude fakt, ako sa bude nakladať s materiálom hrádzí oboch nádrží. Do úvahy prichádza ponechanie hrádzí v súčasnom stave, sanácia kontaminovaných zemín (biodegradácia, vymývanie) *in situ* a v prípade odťazby gudrónov aj likvidácia hrádzí. V tomto prípade by bolo možné rátať s viacerými variantami nakladania s materiálom:

- transport a skládkovanie na skládke NO
- transport a sanácia *ex situ* a následné skládkovanie
- sanácia *in situ* a využitie ako zásyp prázdnych skládok gudrónov

Pod'akovanie

Práca bola realizovaná z finančných prostriedkov projektu: Operačný program Kvalita životného prostredia: GEOLOGICKÝ PRIESKUM VYBRANÝCH ENVIRONMENTÁLNYCH ZÁŤAŽÍ 4 – ŠGÚDŠ (Kód žiadosti – NFP310010BQV6).

Literatúra

- [1] AUXT T., ŠUCHOVÁ M., IGNÁR K., MÁŠA B., PODHORSKÁ M., ČERVEŇAN M., FERIANC P., FEKETE L. (2017): Orientačný prieskum gudrónov a zemín Predajná I a Predajná II, orientačný GP ŽP, Hes-Comgeo, Manuskript Bratislava, 28 s. Arch. číslo Geofondu: 96274.
- [2] AUXT T., IGNÁR K., ŠUCHOVÁ M., TAKÁČ P., GÁŤA A., ČERVEŇAN M., DANKO D. (2016): BR (016) / Predajná – skládka PO Predajná II, komparatívna štúdia možností sanácie environmentálnej záťaže, SLOVENSKÁ AGENTÚRA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica.
- [3] FRANKOVSKÁ J., KORDÍK J., SLANINKA I., JURKOVIČ L., GREIF V., ŠOTTNÍK P., DANANAJ I., MIKITA S., DERCOVÁ K., JÁNOVÁ V. (2010): Atlas sanačných metód environmentálnych záťaží. Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava.
- [4] KNAPCOVÁ I., SAMEŠOVÁ D. (2017): ACTA FACULTATIS ECOLOGIAE, 36: 29-37 Zvolen (Slovakia), PROBLEMATIKA ODADOVÝCH KYSLÝCH DECHTOV (GUDRÓNOV).
- [5] ŠEVČÍKOVÁ J., SIROTIK M., KOBETIČOVÁ H., SOLDÁN M. (2013): Problematika gudrónových odkalísk na Slovensku a v zahraničí. Zborník z XIII. medzinárodnej vedeckej konferencie Manažérstvo životného prostredia 2013, 18. - 19. apríl 2013, Bratislava, Strix. Edícia ESE-14, 1. vyd., ISBN 978-80-89281-90-9.
- [6] Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.

HISTORICKÁ SKLÁDKA V MESTSKEJ ČASTI BRATISLAVA-VRAKUŇA – POTENCIÁLNE RIZIKO PRE ĽUDSKÉ ZDRAVIE?!

**Tomáš Faragó¹⁾, Edgar Hiller¹⁾, Martin Kolesár²⁾, Lenka Filová³⁾, Martin Mihaljevič⁴⁾,
Eubomír Jurkovič¹⁾, Rastislav Demko⁵⁾, Martina Vítková⁶⁾, Andrej Machlica²⁾, Ján Štěpánek²⁾**

¹⁾ *Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochémie, Ilkovičova 6,
842 15 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: tomas.farago@uniba.sk*

²⁾ *Dekonta Slovensko, spol. s.r.o., Odeská 49, 821 06 Bratislava, Slovenská republika*

³⁾ *Univerzita Komenského v Bratislave, Fakulta matematiky, fyziky a informatiky, Katedra aplikovanej
matematiky a štatistiky, Mlynská dolina 1, 842 48 Bratislava, Slovenská republika*

⁴⁾ *Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů,
Albertov 6, 128 00 Praha 2*

⁵⁾ *Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Oddelenie geológie starších útvarov, Mlynská dolina 1,
817 04 Bratislava 11, Slovenská republika*

⁶⁾ *Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Katedra geoenvironmentálních věd,
Kamýcká 129, 165 00 Praha – Suchbátka*

ÚVOD

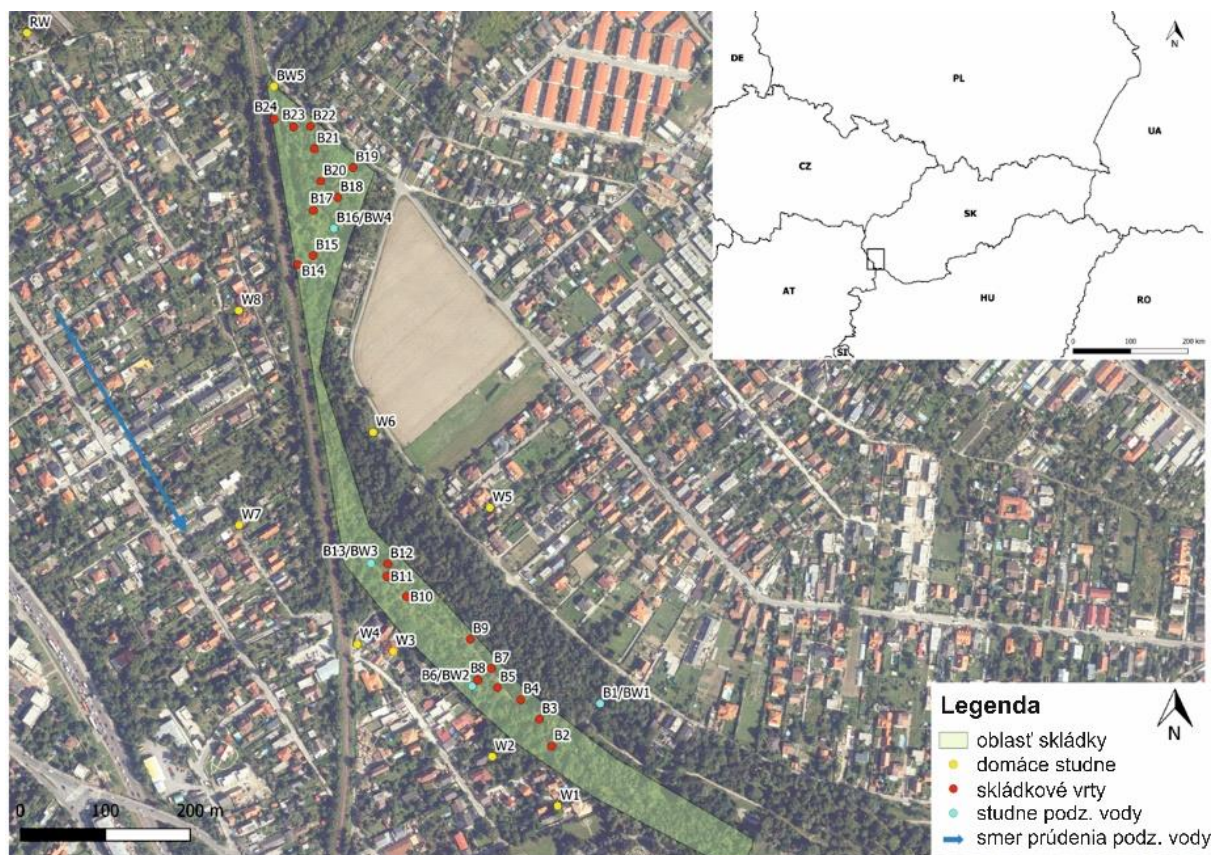
Chemická kontaminácia pôd stopovými prvkami (napr. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Zn...) je vážnym problémom dnešnej konzumnej a priemyselnej spoločnosti a zasahuje všetky kontinenty [1]. Skládky odpadov môžu negatívne ovplyvniť životné prostredie a ľudí prostredníctvom chemickej kontaminácie pôdy a vôd. Jedným z takýchto skládok je historická skládka v hlavnom meste Slovenska – v mestskej časti Bratislava-Vrakuňa, kde sú pochované odpady rôzneho typu: komunálny, stavebný odpad a TKO/uholňný popol. Tieto odpady boli uložené v prírodnej depresii a priebežne zasypávané zeminou. Pri hodnotení zdravotných rizík v dôsledku účinkov metaloidov v pôde sú celkové koncentrácie podstatnou súčasťou tohto procesu a odrážajú najhoršie možné scenáre. Na druhej strane celkové koncentrácie potenciálne toxických prvkov nezodpovedajú ich reaktivite v pôdach, pretože sa distribujú vo viacerých pôdnych zložkách rôznej geochemickej stability. Aby sme pochopili prenos toxických prvkov z pôdy na človeka, je dôležité určiť ich biologicky dostupné frakcie, ktoré odrážajú skutočnú rozpustnosť v ľudskom tráviacom trakte. K dnešnému dňu existuje mnoho testov biologickej dostupnosti, ktoré napodobňujú uvoľňovanie metaloidov v gastrointestinálnom trakte, ale najbežnejšie používaný je jednoduchý test biologickej dostupnosti (SBET) s okysleným roztokom glycínu, t.j. aminokyseliny tvoriace rozpustné komplexy s kovmi. Biologická dostupnosť týchto chemických prvkov súvisí s fyzikálno-chemickými vlastnosťami pôd, mineralógiou pôdy a distribúciou študovaných prvkov v rôznych zložkách pôdy [2].

Cieľmi tejto štúdie bolo určiť: (a) koncentrácie metaloidov v pôdach z rôznych pôdnych horizontoch, (b) orálnu biodostupnosť a geochemickú frakcionáciu študovaných prvkov, (c) mineralógiu vybraných pevných materiálov (pôdno-populový materiál), (d) chemické zloženie podzemnej vody a e) riziká pre ľudské zdravie. Výsledky tejto štúdie nadobúdajú praktický význam najmä v súvislosti s budúcou premenou skládky na obytnú a rekreačnú zónu.

Materiál a metódy

Výsledky sú prezentované pre pôdy z 24 odberných miest v skúmanej oblasti nachádzajúcej sa v mestskej časti Vrakuňa – jednej z mestských častí Bratislavy (B1 až B24) (obr. 1). Vzorky pôdy z A-horizontu (0–10 cm) sa odoberali z plochy 1 m² odberom 4–5 čiastkových vzoriek pomocou nerezového pôdneho vrtáku (Eijkelkamp), ktoré sa zmiešali, aby sa z každého odberného miesta získala jedna reprezentatívna vzorka. Ďalšie vzorky pôdy sa získali vrtním pomocou vrtnej súpravy. Z vrtných jadier sa odobrali zmiešané vzorky z troch hĺbkových intervalov, reprezentujúcich zónu biologického kontaktu (0,5 – 1,5 m), nenasýtenú zónu (2,0 – 3,0 a 4,0 – 5,0 m) a nasýtenú zónu (6,0 – 7,0 m), pričom na niektorých odberných miestach sa vrtalo až po skalné podložie podzemnej vody v hĺbke približne 17 m. Všetky pôdy boli vysušené pri laboratórnej teplote, homogenizované a preosiate cez 2 mm sito.

Koncentrácie študovaných prvkov boli stanovené hmotnostnou spektroskopiou s indukčne viazanou plazmou (ICP-MS) alebo atómovou emisnou spektroskopiou (ICP-AES) po kyslej digescii rozdrvených vzoriek pôdy v aqua regia.



Obr. 1: Umiestnenie historickej skládky komunálneho a stavebného odpadu a odberné miesta pôd a podzemných vôd

V období od júla 2020 do marca 2021 bolo celkovo odobraných 100 vzoriek podzemnej vody z piatich monitorovacích studní (BW1 až BW5) a deviatich domácich studní vrátane referenčnej studne mimo skúmanej oblasti (W1 až W8; RW). Priamo v teréne boli stanovené hodnoty pH, elektrickej vodivosti (EC; $\mu\text{S}/\text{cm}$), redoxného potenciálu (ORP; mV) a teploty (t ; $^{\circ}\text{C}$) a boli merané pomocou Aquameter AM-200 s Aquaprobe AP-2000-D. Vzorky podzemnej vody boli prefiltrované ($0,45\ \mu\text{m}$), uskladnené v LDPE fľašiach, stabilizované ultračistou kyselinou dusičnou na $\text{pH} < 2$, transportované do laboratória a udržiavané pri $4\ ^{\circ}\text{C}$ až do chemických analýz. Študované chemické prvky (Ca, Mg, Na, K, Al, As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, V a Zn) boli stanovené pomocou ICP-MS/ICP-AES v akreditovaných laboratóriách ALS Slovakia (ALS SK, sro – člen skupiny ALS Limited). Stabilné izotopy olova v ornici sa merali pomocou ICP-MS, iCap, Thermo Scientific, ako je uvedené v štúdiách [3,4].

Na stanovenie špeciálne metaloidov v tuhej fáze sa použil štandardizovaný postup sekvenčnej extrakcie BCR, ktorý frakcionuje chemické prvky do štyroch operačne definovaných frakcií [5]. Jednoduchý extrakčný test biologickej dostupnosti (SBET) používaný na stanovenie biologickej dostupnosti študovaných prvkov v žalúdku zahŕňal 1-hodinovú extrakciu vzoriek pôdy v HDPE skúmavkách $0,4\ \text{M}$ roztokom glycínu s $\text{pH} = 1,5$ pri pomere pôda : roztok $1 : 100$ (w/v) a teplote $37\ ^{\circ}\text{C}$ [2]. Extrakty sa potom prefiltrovali cez $0,45\ \mu\text{m}$ membránový filter, zriedili a analyzovali na koncentrácie biologicky dostupného kontaminantu pomocou ICP-MS.

Pre mineralogickú štúdiu boli vybrané pôdy zo štyroch odberných miest (B6, B13a, B13b, B10, B16). Hlavné minerály boli detekované XRD - röntgenovou difrakciou. Difrakčné údaje boli interpretované na základe Rietveldovho spresnenia pomocou softvéru X'pert Highscore Plus 2.0.1. Chemické zloženie

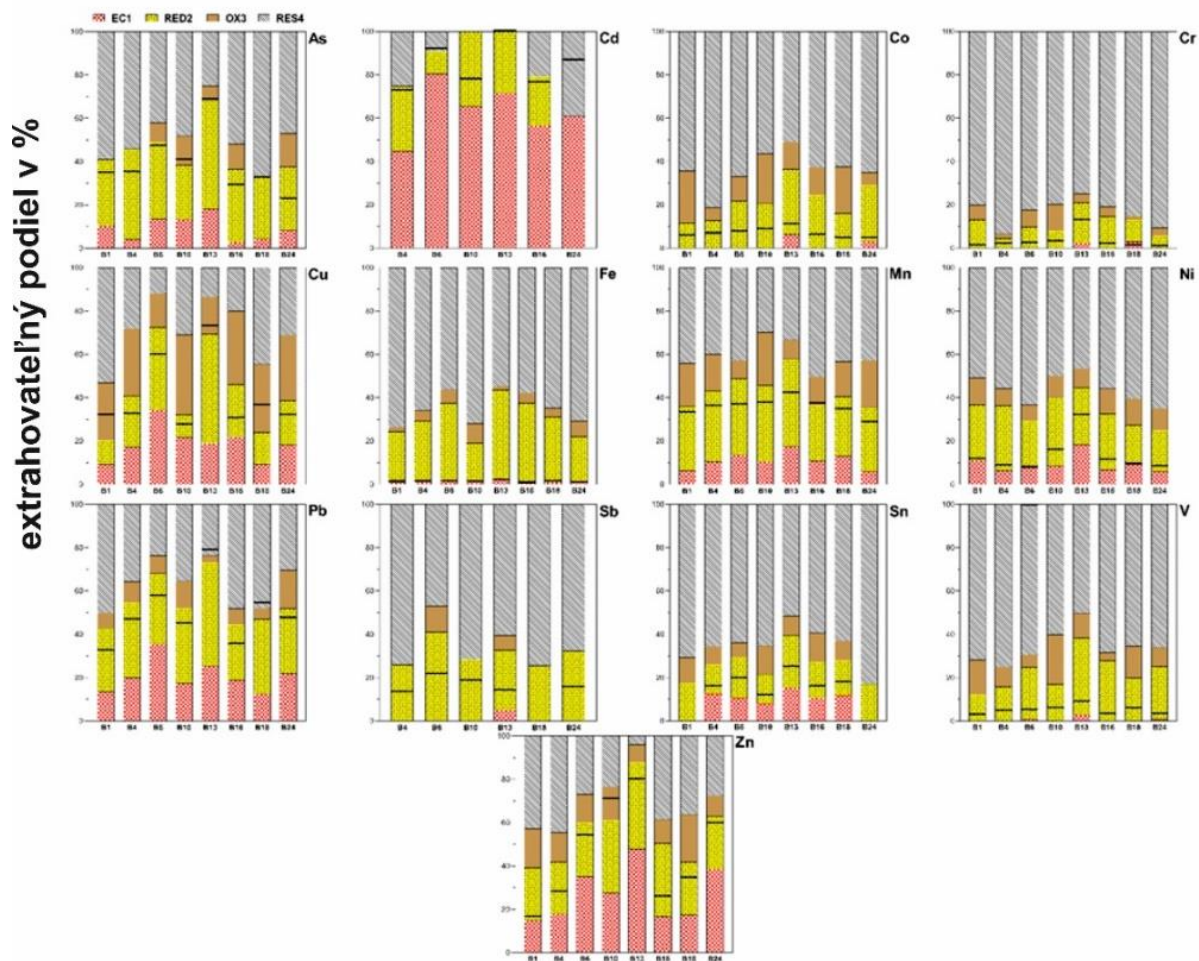
vybraných zŕn bolo merané pomocou elektrónového mikrosondového analyzátora (EMP; Cameca SX100) vybaveného vlnovo-disperzným röntgenovým (WDS) detektorom. Okrem toho bola na zobrazovanie a semikvantitatívne chemické analýzy kalcitových zŕn použitá rastrovací elektrónová mikroskopia (TESCAN VEGA3XMU, Česká republika) vybavená energeticky disperzným röntgenovým spektrometrom (EDS) Bruker QUANTAX200. Fotografie mikro- a makročastíc sa získali digitálnym mikroskopom Leica DVM6.

Výsledky a diskusia

Koncentrácie niekoľkých toxických prvkov (t.j. As, Cd, Cu, Pb, Sb, Sn a Zn) v pôde skládok, bez ohľadu na hĺbku odberu vzoriek a miesto odberu, vykazovali značné rozdiely. Napríklad koncentrácie Cu, Pb, Sb, Sn a Zn (v mg/kg) kolísali až o tri rády, medzi 1,40 – 2 620, 2,30 – 2 420, <0,50 – 134, <1,0 – 811 a 5,50 – 6 220. Koncentrácie ostatných kovov (Co, Cr, Fe, Mn, Ni a V) kolísali menej v porovnaní s vyššie uvedenými. Najvyššie koncentrácie metaloidov obsahovali pôdno-popolové vrstvy s mediánom 13,7 (As), 2,34 (Cd), 8,18 (Co), 32,0 (Cr), 248 (Cu), 28250 (Fe), 503 (Mn), 28,7 (Ni), 181 (Pb), 9,97 (Sb), 50,5 (Sn), 27,1 (V) a 493 (Zn) mg/kg, pričom Cd, Cu, Pb, Sb, Sn a Zn mnohonásobne prekročili hodnoty pozadia. Premennivosť koncentrácie potenciálne toxických prvkov možno pripísať nerovnomernému rozloženiu odpadov na skládke, čo vedie k rôznym hmotnostným pomerom zeminy k ukladanému odpadu, rôznym druhom ukladaných odpadov a podielom viacerých druhov odpadov na jednotlivých odberných miestach. Nerovnomerné priestorové a vertikálne rozloženie koncentrácií spomínaných prvkov je typické pre skládkové pôdy [6,7]. Okrem toho koncentrácie chemických prvkov v skúmaných pôdach skládok zhruba zodpovedali koncentráciám zo skládok v iných krajinách [8,6], napriek rôznym typom ukladaného odpadu, jeho objemu a veku skládky.

Z mineralogického hľadiska boli vo všetkých piatich charakterizovaných pôdach bežné a najhojnejšie zastúpené kremeň (SiO_2 ; 9–60 hm. %) a kalcit (CaCO_3 ; 2–11 hm. %). Ďalšie kryštalické fázy boli tiež bohaté, ale nie v každej pôde. Napríklad hematit (Fe_2O_3) mal vysoký podiel v zmesiach popola pôdazvetraný odpad (až 18 hm. %), ale nebol identifikovaný pomocou XRD analýzy v iných pôdach. Amorfné fázy sa významnou mierou podieľali na pôde (27–63 hm. %) a pozostávali zo skiel, (hydr)oxidov Fe a Ca-materiálu. Sekundárne minerály medi boli identifikované ako malachit ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$)/brochantit ($\text{Cu}_4(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$) a lazurit ($\text{Na}_7\text{Ca}(\text{Al}_6\text{Si}_6\text{O}_{24})(\text{SO}_4)(\text{S}_3)\times\text{H}_2\text{O}$). Hlavné prvky prítomné v sklách, t.j. Si, Al, Fe a Ca, boli v súlade s literatúrou [9].

Významné rozdiely v biodostupnosti boli pozorované medzi testovanými pôdami a kontaminantmi (obr. 2). Biologicky dostupné koncentrácie všetkých študovaných prvkov pozitívne korelovali s ich koncentraciami aqua regia a biologicky dostupné frakcie boli v poradí: Cd ($85,6\pm 12,3$ %) > Pb ($50,1\pm 14,4$ %) \approx Zn ($46,5\pm 23,4$ %) > Cu ($40,8\pm 16,7$ %) \approx As ($39,2\pm 14,1$ %) > Mn ($36,1\pm 3,67$ %) > Sn ($17,9\pm 4,39$ %) \approx Sb ($16,9\pm 3,39$ %) > Ni ($13,4\pm 7,88$ %) > Co ($7,17\pm 1,84$ %) > V ($5,41\pm 1,85$ %) \approx Cr ($3,50\pm 3,85$ %) > Fe ($1,30\pm 0,36$ %). Vo všeobecnosti najvyššiu biologickú dostupnosť metaloidov, okrem Sb, vykazovala pôda B13 z odkryvu popola zvetraných odpadov. V porovnaní s inými pôdami sa v pôde B13 najviac vyskytoval kalcit a Fe (hydr)oxidy. Tieto minerálne fázy sú ľahko napadnuté okysleným glycinom, čím sa uvoľňujú adsorbované metaloidné látky [10].



Obr. 2: Frakcionácia metaloidov v pôdnych vzorkách podľa BCR sekvenčnej extrakcie. Priemerné biodostupné frakcie sú znázornené hrubou horizontálnou čiarou vnorenou do stĺpcov. Keď čiara chýba, biodostupnosť nebolo možné zmerať, pretože vylúhované koncentrácie boli pod detekčným limitom

Je známe, že skládky môžu ovplyvniť chemické zloženie podzemnej vody a spôsobiť jej kontamináciu [11]. Koncentrácie prvkov v podzemnej vode v rámci skládky sa nelíšili od koncentrácií v podzemnej vode domácich studní, s výnimkou Al a Fe, ktoré boli vyššie v prvej ako v druhej, čo naznačuje nízky vplyv skládky na chemizmus podzemnej vody. Vysvetlením by mohlo byť, že zakopaný odpad je starý a predstavuje už pôdu podobný materiál s vyvinutými, geochemicky stabilnými minerálnymi fázami pri neutrálnom pH pôdy, keď je vylúhovanie metaloidov potlačené [6], ako sa potvrdilo ich nízkymi koncentraciami extrahovateľných vodou (tab. 1) a rozpustenými koncentraciami v podzemnej vode, ktoré okrem Cu, Zn a ojedinele aj As boli pod medzou stanovenia. Koncentrácie Al, As, Fe a Mn prekročili zodpovedajúce limity pre pitnú vodu [12] v odobratých vzorkách podzemných vôd - 11, 19, 28 a 91. Koncentrácie železa, Mn a Al boli nepriamo korelované s oxidačno-redukčným potenciálom, čo potvrdzuje dôležitosť redoxných podmienok v mobilite kovov(polokovov) [13].

Tab. 1: Extrahovateľná frakcie (% koncentrácie aqua regia) a koncentrácie ($\mu\text{g/l}$) metaloidov v pôdach (veľkosť častíc $< 2,0 \text{ mm}$) na starej skládke v Bratislave (Slovensko). Aritmetický priemer \pm štandardná odchýlka ($n = 2$)

Vzorka	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	V	Zn
<i>Extrahovateľná frakcia (%)</i>												
B1	0.68 \pm 0.00	NA ^a	NA	NA	0.42 \pm 0.03	0.004 \pm 0.001	0.015 \pm 0.002	NA	NA	NA	NA	0.16 \pm 0.00
B6	0.74 \pm 0.00	NA	NA	NA	0.22 \pm 0.11	0.003 \pm 0.000	0.019 \pm 0.003	NA	NA	NA	NA	0.04 \pm 0.02
B13	0.25 \pm 0.00	NA	NA	NA	0.04 \pm 0.01	0.001 \pm 0.000	0.004 \pm 0.001	NA	NA	NA	NA	0.01 \pm 0.00
B16	0.80 \pm 0.00	NA	NA	NA	0.33 \pm 0.03	0.005 \pm 0.002	0.021 \pm 0.004	NA	NA	NA	NA	NA
B4	1.13 \pm 0.32	NA	NA	NA	0.28 \pm 0.05	0.011 \pm 0.006	0.042 \pm 0.016	NA	NA	NA	NA	0.07 \pm 0.04
B10	0.91 \pm 0.00	NA	NA	NA	0.20 \pm 0.00	0.004 \pm 0.000	0.014 \pm 0.000	NA	NA	NA	NA	0.04 \pm 0.01
B18	1.43 \pm 0.22	NA	NA	NA	0.30 \pm 0.03	0.018 \pm 0.005	0.046 \pm 0.008	NA	NA	NA	NA	0.09 \pm 0.02
B24	2.85 \pm 2.45	NA	NA	NA	0.28 \pm 0.08	0.009 \pm 0.006	0.026 \pm 0.012	NA	NA	NA	NA	0.10 \pm 0.10
<i>Extrahovateľná frakcia ($\mu\text{g/L}$)</i>												
B1	5.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	8.5 \pm 0.7	72 \pm 2.1	5.5 \pm 0.7	NA	NA	NA	NA	8.0 \pm 0.0
B6	9.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	19 \pm 9.9	91 \pm 1.4	8.0 \pm 1.4	NA	NA	NA	NA	11 \pm 6.4
B13	4.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	38 \pm 4.9	65 \pm 2.1	5.5 \pm 0.7	NA	NA	NA	NA	26 \pm 2.8
B16	5.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	7.5 \pm 0.7	73 \pm 27	7.0 \pm 1.4	NA	NA	NA	NA	NA
B4	7.5 \pm 0.0	NA	NA	NA	12 \pm 2.1	149 \pm 78	11 \pm 4.2	NA	NA	NA	NA	8.5 \pm 5.0
B10	5.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	12 \pm 0.0	66 \pm 3.5	5.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	NA	12 \pm 2.1
B18	9.0 \pm 0.0	NA	NA	NA	7.5 \pm 0.7	306 \pm 90	16 \pm 2.8	NA	NA	NA	NA	11 \pm 2.1
B24	26 \pm 0.0	NA	NA	NA	10 \pm 2.8	268 \pm 187	19 \pm 8.5	NA	NA	NA	NA	24 \pm 23

Záver

Táto štúdia, ktorá nadväzuje na podrobný geologický prieskum pravdepodobne environmentálnej záťaže [14], ukázala, že koncentrácie kontaminantov v pôdach historickej skládky značne kolísali. Viac ako 10 % pôdno-populových vzoriek bolo kategorizovaných ako silne až extrémne kontaminované Cd, Cu, Pb, Sb, Sn a Zn podľa hodnôt I_{geo} , pričom kovy ako Co, Cr, Fe, Mn, Ni a V vykazovali miernu kontamináciu pôdy. Gastrická biodostupnosť sa medzi pôdami a študovanými prvkami líšila a v niektorých prípadoch korelovala s prvými dvoma krokmi sekvenčnej extrakcie BCR. Zistilo sa, že zmes pôda-zvetraný odpad je najviac geochemicky labilná v kyslom prostredí, pravdepodobne kvôli prostrediu a mineralógii, v ktorej dominujú amorfné oxidy Fe, kalcit a iné tuhé fázy. V súhrne tieto údaje dokumentovali značnú variabilitu geochemických vlastností pevných substrátov, a to aj na relatívne malom území. O skládke sa v najbližšom období uvažuje ako o obytnej/rekreačnej zóne, ale ako dokumentujú výsledky, sanácia by bola vhodná bez ohľadu na to, že zdravotné riziká pre zdravie ľudí z expozície pôdy po započítaní biodostupnosti neboli preukázané.

Podakovanie

Štúdia vznikla s finančnou podporou (a) Agentúry na podporu výskumu a vývoja v rámci riešenia projektu APVV-21-0212, (b) Vedeckou a grantovou agentúrou Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu SR (projekt VEGA č. 1/0246/23 a 1/0362/22), (c) Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky, Operačného programu Kvalita životného prostredia na obdobie rokov 2014 – 2020 a Európskych fondov regionálneho rozvoja a (d) Johannes Amos. Program Comenius (P JAC), projekt č. CZ.02.01.01/00/22_008/0004605, Prírodné a antropogénne georiziká.

Literatúra

- [1] BINNER H., SULLIVAN T., JANSEN M. A. K., MCNAMARA M. E. (2023): Metals in urban soils of Europe: A systematic review. *Sci. Total Environ.* 854, 158734.
- [2] USEPA (2012): Standard operating procedure for an in vitro bioaccessibility assay for lead in soil. EPA 9200.2-86.
- [3] MIHALJEVIČ M., ETTLER V., ŠEBEK O., SRACEK O., KŘÍBEK B., KYNCL T., MAJER V., VESELOVSKÝ F. (2011): Lead isotopic and metallic pollution record in tree rings from the Copperbelt mining-smelting area, Zambia. *Water Air Soil Pollut.* 216, 657–668.

- [4] MIHALJEVIČ M., BAIETA R., ETTLER V., VANĚK A., KRÍBEK B., PENÍŽEK V., DRAHOTA P., TRUBAČ J., SRACEK O., CHRASTNÝ V., MAPANI B. S. (2019): Tracing the metal dynamics in semi-arid soils near mine tailings using stable Cu and Pb isotopes. *Chem. Geol.* 515, 61–76.
- [5] RAURET G., LÓPEZ-SÁNCHEZ J. F., SAHUQUILLO A., RUBIO R., DAVIDSON C., URE A., QUEVAUVILLER PH. (1999): Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.* 1, 57–61.
- [6] WANG S., HAN Z., WANG J., HE X., ZHOU Z., HU X. (2022): Environmental risk assessment and factors influencing heavy metal concentrations in the soil of municipal solid waste landfills. *Waste Manage.* 139, 330–340.
- [7] WU G., WANG L., YANG R., HOU W., ZHANG S., GUO X., ZHAO W. (2022): Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in the soil of a construction waste landfill site. *Ecol. Inform.* 70, 101700.
- [8] HÖLZLE I. (2019): Contaminant patterns in soils from landfill mining. *Waste Manage.* 83, 151–160.
- [9] IZQUIERDO M., LÓPEZ-SOLER A., RAMONICH E. V., BARRA M., QUEROL X. (2002): Characterisation of bottom ash from municipal solid waste incineration in Catalonia. *Chem. Technol. Biotechnol.* 77, 576–583.
- [10] SMITH E., NAIDU R., WEBER J., JUHASZ A. L. (2008): The impact of sequestration on the bioaccessibility of arsenic in long-term contaminated soils. *Chemosphere.* 71, 773–780.
- [11] ABIRIGA D., VESTGARDEN L. S., KLEMPE H. (2020): Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. *Sci. Total Environ.* 737, 140307.
- [12] EU 2020/2184. (2020): Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. *Off. J. Eur. Union.* L 435.
- [13] THALASSINOS G., PETROPOULOS S. A., GRAMMENOU A., ANTONIADIS V. (2023): Potentially toxic elements: A review on their soil behavior and plant attenuation mechanisms against their toxicity. *Agriculture.* 13, 1684.
- [14] URBAN O., ŠTEFÁNEK J., BOROŠOVÁ M., KOLESÁR M., ČOPAN J., POLČAN I., SCHERER S., GREGOR T., POLÁK M. (2019): Geologický prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťaže B2 (019) / Bratislava - Vrakuňa - medzi skládkou CHZJD a cintorínom (SK/EZ/B2/135). Záverečná správa s analýzou rizika znečisteného územia. MŽP SR, archív Geofond, 116 strán + prílohy.

NÁPRAVNÁ OPATŘENÍ NA LOKALITĚ BÝVALÉ SKLÁDKY KALŮ U OBCE PROSEČ

Dagmar Bartošová¹⁾, Michal Soukup²⁾

¹⁾ *BIOANALYTIKA CZ, s. r. o., Píšťovy 820, 537 01 Chrudim,
e-mail: dagmar.bartosova@bioanalytika.cz*

²⁾ *FCC Česká republika s.r.o., Ďáblická 791/89, 182 00 Praha 8*

Abstrakt

V příspěvku je představena lokalita bývalé skládky kalů kontaminovaná chlorovanými ethyleny, ropnými látkami, těžkými kovy a PCB. Prezentovány jsou závěry provedených průzkumných a sanačních prací v návaznosti na nové skutečnosti, které ovlivnily průběh realizovaných nápravných opatření. Základním cílem nápravných opatření bylo odstranění ohniska kontaminace, snížení kontaminace saturevané zóny a snížení ekologických rizik. V bezejmenné vodoteči protékající 100 m od skládky byly v průběhu prací měřeny koncentrace Σ CIU ve stovkách až desítkách $\mu\text{g/l}$.

Charakteristika lokality

Lokalita bývalé skládky kalů se nachází v kraji Vysočina v okrese Pelhřimov cca 550 m severovýchodně od centra obce Proseč v katastrálním území Proseč u Humpolce. Do prostoru bývalého žulového lomu byly od roku 1975 ukládány kaly z neutralizační stanice odpadních vod podniku Humpolecké strojírny, která částečně upravovala tekuté odpady z provozu galvanické povrchové úpravy kovů (zinkování, niklování, v minulosti kadmiování a chromování). Podle provozního deníku byly na skládku vyváženy kaly z alkalického čištění, kaly se zbytky trichlorethylenu, tetrachlorethylenu, benzínu, petroleje, olejů, kaly z biologického čištění, odpady z chromovny, dále odpady z třískového hospodářství, voda znečištěná olejem z deemulgační stanice chladících emulzí, brusný odpad a znečištěné barvy podniku Agrozet Pelhřimov. Poslední uložení odpadu na skládku bylo v září 1991, kdy zde bylo uloženo 10 sudů znečištěného benzínu. Ukládané hořlavé látky byly na místě spalovány. Při vnějším okraji skládkového prostoru se nacházela divoká skládka tuhého domovního odpadu vyváženého v minulosti občany okolních obcí. Divoká skládka byla rekultivována obecním úřadem v Proseči v roce 1994 a skládkování zde bylo ukončeno.

Negativní dopad bývalé skládky na složky životního prostředí

Skládka je lokalizovaná 2 km od hranice II. ochranného pásma vodní nádrže Želivka, která probíhá souhlasně s hydrologickou rozvodnicí mezi povodím Želivky a Sázavy.

Od JZ k SV vede přes zájmové území lokální biokoridor patřící do systému ekologické stability (ÚSES). Biokoridor je situovaný ve směru SZ – JV a propojuje lokální biocentra, lesní porosty Skrýšov a Brádlá.

Nejbližší chráněnou oblastí je přírodní rezervace Rybník Pařez, která se nachází cca 1 400 m severozápadně od tělesa skládky. Rybník Pařez náleží do maloplošných území s vazbou na vodu. Zdejší mokřadní rostlinná společenstva na březích rybníka jsou významnou lokalitou ohrožené třtiny nachové. Území má celkovou rozlohu 4,38 ha a bylo vyhlášeno v roce 1985.

Ve vzdálenosti 100 m od skládky ve směru proudění podzemních vod protéká bezejmenný přítok Meziklaského potoka.

Geologické poměry

Z regionálně geologického hlediska leží zájmového území na melechovském masivu, který je nejsevernější částí moldanubického plutonu. Zájmové území náleží k Lipnickému granitu, který patří mezi chemicky a petrologicky homogenní tělesa. Jedná se o hrubozrnný granit s vyšším obsahem

biotitu než muskovitu. V topograficky nejvyšších partiích bylo pozorováno usměrnění slíd, které směrem do hloubky vyznívá. To pravděpodobně souvisí s mladým postmagmatismem, vyvolané během extenzi při pozdně variském magmatismu. Nezvětralý světle šedý až namodralý granit se vyskytuje od hloubky cca 6 m. Zvětralé granity jsou limonitizované, světle hnědé. Přejít mezi zvětralou žulou a kvartérními sedimenty byl pozvolný a byl zastižen v hloubce od 1 do 3 m p.ú.t. Přírozené kvartérní sedimenty jsou v oblasti skládky tvořeny eluviálními písčitymi hlínami až jílovitými písky. V tělese skládky, která se nachází západně od laguny, byly mělkou sondáží zastiženy do hloubky 1,5 m černé kaly s písčitou příměsí. Kaly vykazovaly na základě organoleptického zhodnocení vysoké známky kontaminace.

Hydrogeologické poměry

Zájmové území náleží do hydrogeologického rajónu č. 6520 s názvem Krystalinikum v povodí Sázavy náležející do skupiny rajónů Krystalinikum Českomoravské vrchoviny. Kolektor hydrogeologického rajónu je tvořen zejména horninami krystalinika s puklinovou propustností. Jedná se o nevyomezený kolektor s volnou hladinou podzemní vody a nízkou transmisivitou $<0,0001 \text{ m}^2/\text{s}$.

Z hydrogeologického hlediska se na oběhu podzemní vody v této oblasti podílejí dvě víceméně propojené zvodně. Svrchní zvodně je vázána na povrchovou zónu kvartérních uloženin, na pokravné útvary a na zónu přípovrchového zvětrání a rozpukání hornin. Oběh má vlastní lokální charakter. V povrchových útvarech se uplatňuje průlinová propustnost, charakteristická propustnost zeminy hlinitého a písčitého charakteru s příměsí šterku. V zóně intenzivního zvětrávání a rozpukání podložních hornin se na oběhu podzemní vody podílí průlinově-puklinové prostředí, přičemž propustnost závisí na výplni a stupni rozevření puklin. Svrchní zvodně citlivě reaguje na klimatické poměry (zejména srážky v období sucha). Infiltrace nastává zpravidla v celé ploše rozšíření kolektoru a odvodnění je v úrovni nebo těsně nad úrovní místní erozní báze. Nejčastějším způsobem odvodnění mělkého oběhu podzemních vod je do údolních niv, příp. přímo do vodotečí. Hladina podzemní vody svrchní zvodně je zpravidla volná až mírně napjatá a sleduje konformně terén. Hloubkový dosah svrchní zvodně dosahuje prvních metrů od úrovně terénu.

Spodní zvodně je vázána na systémy tektonických poruch, porušených hornin a doprovodná pásma puklin skalního masívu. Přírozenou cestou podzemních vod v této zvodni jsou intenzivní pásma rozpukání hornin, popř. tektonické zlomy, které mají hladinu podzemní vody hlouběji než slaběji propustné okolí a drénují podzemní vody z okolních hornin i ze značných vzdáleností. Vydatnost této zvodně je poměrně stálá, reaguje s nižším zpožděním na atmosférické srážky.

V okolí skládky byla prokázána existence zvodnění vázaného na zónu přípovrchového zvětrání a rozpukání žul. Generelní směr proudění podzemní vody od skládky je k SZ až V směrem k drenážní bázi bezejmenného toku.

Průzkumné a sanační práce provedené v minulosti

Od roku 1992 do roku 2004 v oblasti bývalé skládky probíhaly průzkumné práce k zhodnocení rozsahu kontaminace. První průzkumné práce na území skládky v Proseči u Humpolce byly provedeny firmou Aquatest a.s. V roce 1992 byly v okolí skládky navrženy a vybudovány tři sanačně monitorovací vrty HJ-1 až HJ-3. Byla zjištěna fáze olejů ve vrtech, a proto bylo doporučeno skládku odstranit a pročistit komunikační cesty podzemní vody.

V roce 1993 byla navržena likvidace skládky (Kněžková, I.) a od druhé poloviny roku 1993 byly zmíněné vrty sanačně čerpány (Kozáková, A.), čímž se zamezilo postupu kontaminace, která se šířila s prouděním podzemních vod ve směru SV až SZ do nejbližší vodoteče (400 m). Čerpaná voda byla zbavována ropných uhlovodíků v sanační soupravě s fibroilovou náplní. Sanační práce byly vzhledem k finančním problémům Humpoleckých strojireň, které sanaci financovaly, k srpnu 1994 přerušeny. Údaje o odstraněném množství látek typu NEL nejsou k dispozici. V témže roce (1994) byl v prostoru skládky proveden hydrogeologický průzkum koncentrací kontaminantů a návrh jejich zneškodnění

(Stehlík, O.). Průzkumem, který spočíval v odběrech vzorků podzemních vod, zemin a odpadů, byla prokázána kontaminace podzemních vod Zn (1,1 mg/l), NH₄ (3,8 mg/l) a látkami NEL (50,3 mg/l) a CIU (nad 100 mg/l). Dále byly v odpadech pod lagunou a mimo lagunou zjištěny vysoké koncentrace Zn a NEL, ve vodě v laguně byla zjištěna vysoká koncentrace NEL a v tělese skládky vysoké koncentrace Cr (až 331 mg/kg) a PCB (až 2,2 mg/kg). Pro odběry vzorků zemin bylo provedeno 13 sond označených S-11 až S-23. Na základě výsledků průzkumu bylo doporučeno čerpání podzemních vod a rozšířit jej o sanaci CIU, vyčerpat a přefiltrovat vodu z laguny, vytěžit a uložit na zabezpečenou skládku kaly z celého prostoru skládky, pro urychlení vymývání kontaminantů z horninového prostředí zasakovat přečištěnou podzemní vodu do vytěženého prostoru a procesy monitorovat a po trvalém poklesu sledovaných látek pod limit B metodického pokynu, vytěžený prostor zaplnit málo propustnou zeminou a provést rekultivaci.

V roce 1995 zpracoval Aquatest a.s., Stavební geologie a.s. (Remenárová, D.) analýzu rizik, která vycházela pouze z dříve provedených průzkumných prací a v doporučení nápravných opatření rovněž citovala výše uvedené doporučení (O. Stehlík, Aquatest 1994).

roce 2004 byl firmou Vodní zdroje Ekomonitor spol. s.r.o. (Drahokoupil, J.) proveden průzkum kontaminace zeminy, dnového sedimentu a podzemní a povrchové vody v okolí skládky. Ve vzorcích podzemních vod byla potvrzena kontaminace ropnými látkami přítomnosti fáze ve vrtech HJ-1 až HJ-3. Ve vrtech HV-101 a HV-102 byla změřena koncentrace NEL v rozsahu 0,2 až 0,07 mg/l. Chlorované uhlovodíky nebo látky BTEX analyzovány nebyly.

V roce 2013 byla společností MEGA, a.s. (Hrabal, J.) zpracována komplexní analýza rizik: Analýza rizik ohrožení vodohospodářsky chráněného povodí Želivky vlivem skládky u obce Proseč u Humpolce, která se zabývala aktuální úrovní kontaminace v nesaturevané zóně v tělese skládky kalů a okolí a také znečištěním podzemních vod a jeho šířením do vod povrchových.

Výsledky potvrdily vysokou kontaminaci nesaturevané zóny především olovem, chromem, látkami BTEX, CIU, PCB a ropnými látkami. V podzemní vodě byly v nadlimitních koncentracích prokázány BTEX, C₁₀-C₄₀ a CIU. Bylo konstatováno, že ohnisko výskytu CIU (až 458 mg/l) se nachází pod skládkou kalů. Třemi odběry rozloženými do celého roku byla prokázána vysoká kontaminace bezejmenného toku pod skládkou.

Za účelem hodnocení ekologických rizik byly výsledky laboratorních analýz vzorků povrchové vody porovnány s hodnotami norem environmentální kvality NEK-RP (celoroční průměrná hodnota) a NEK-NPH (nejvyšší přípustná hodnota nepřekročitelná) dle nařízení vlády č. 23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách znečištění povrchových vod a odpadních vod, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Porovnáním bylo zjištěno, že v laguně dochází k překročení limitních hodnot pro povrchové vody u amonných iontů (15x), uhlovodíků C₁₀-C₄₀ (500x), celkového chromu (44x), rtuti (9x), olova (43x), TCE (1x), 1,2-cis DCE (7 960x), 1,2-trans DCE (4x) a VC (1 030x). Veškerá tato kontaminace pochází ze skládkového tělesa. Jelikož pro jednorázové napití člověka z laguny byl koeficient nebezpečnosti pro VC vyšší než 1, bylo vyhodnoceno, že expozice ingescí kontaminovanou vodou bude nebezpečná také pro živočichy. Daleko závažnější bylo zjištění, že v bezejmenném toku pod skládkou dochází dlouhodobě k výskytu 1,2-cis DCE a VC vysoko nad limity dle nařízení vlády č. 23/2011 Sb. Průměrné hodnoty na profilu OP-2 činily 135,9 µg/l 1,2-cis DCE a 9,9 µg/l VC. Odběry byly provedeny v červnu a srpnu roku 2012 a v lednu 2013, charakterizovaly tedy různé klimatické podmínky v průběhu roku. Hodnota NEK-RP byla překročena ve všech třech odběrech a ve dvou dokonce došlo k více než stonásobnému překročení NEK-RP. Níže, ve směru toku, se obsahy kontaminantů postupně snižovaly, ale na základě výsledků z profilu OP-7 (68 µg/l 1,2-cis DCE, 2,6 µg/l VC) je pravděpodobné, že nadlimitní budou koncentrace minimálně až k soutoku s Meziklaským potokem. Z vysokých průměrných koncentrací 1,2-cis DCE (135,9 µg/l) a vinylchloridu (9,9 µg/l) v bezejmenném toku pod skládkou, které několikanásobně překračovaly limity tehdy platného nařízení vlády č. 23/2011 Sb., prokazatelně vyplynula přítomnost ekologických rizik. Z analýzy rizik vyplynulo doporučení eliminovat rizika nápravnými opatřeními.

Nápravná opatření v letech 2022 až 2023

Nápravná opatření byla provedena dle realizačního projektu [1] v rámci 99. výzvy Operačního programu Životní prostředí 2014–2020, Fondu soudržnosti, prioritní osa 3 - Odpady a materiálové toky, ekologické zátěže a rizika, specifický cíl 3.4. - Dokončit inventarizaci a odstranit ekologické zátěže.

Základní cíle projektovaných nápravných opatření na zájmové lokalitě byly následující:

- odstranění ohniska kontaminace Pb, Cr, PCB, C₁₀-C₄₀, BTEX a CIU v nesaturované zóně (skládky kalů a navážek) jako zdroje znečištění podzemních a povrchových vod,
- eliminace znečištění podzemních vod v ohnisku, respektive snížení znečištění pod úroveň cílových parametrů nápravných opatření na odtokové hraně podzemní vody,
- snížení koncentrací CIU v povrchových vodách pravostranného přítoku Meziklaského potoka pod úroveň legislativně stanovené normy environmentální kvality povrchových vod,
- eliminace ekologických rizik a potenciálních zdravotních rizik pro člověka vyplývajících ze znečištění horninového prostředí a podzemních a povrchových vod.

Sanační práce podléhaly závaznému stanovisku MŽP OREŠ č.j.: MZP/2019/750/2641 ze dne 29. 8. 2019. Tímto stanoviskem byly stanoveny závazné limity, resp. cíle projektu k vyhodnocení úspěšnosti jednak pro podzemní vodu (v ukazateli 1,2-cis DCE a VC) a také byly nastaveny pracovní limity pro pevnou matici (konkrétně pro Cr, Pb, BTEX, C₁₀-C₄₀ a PCB).

Dle realizačního projektu a schválených metodických změn nápravná opatření zahrnovala následující činnosti:

- přípravné práce (vyřezání náletových dřevin, odstranění zbytků oplocení)
- sanační odtěžba kontaminovaných kalů a navážek v ohnisku kontaminace (skládky kalů a TKO), včetně třídění, kategorizace, úpravy a odstranění odpadů a případné stabilizace výkopů svahováním,
- monitoring nesaturované zóny, kalů a navážek,
- vybudování systému sanačně-monitorovacích vrtů,
- úprava předpolí skládky pro vybudování sanační technologie,
- vybudování zasakovacího drénu v prostoru bývalé skládky,
- vybudování systému čerpání, dekontaminace a zasakování podzemních vod,
- zásyp sanačního výkopu inertním materiálem,
- provedení hydrodynamických zkoušek,
- provoz systému čerpání, dekontaminace (stripping) a zasakování podzemních vod,
- monitoring podzemních vod,
- laboratorní zkoušky – ověření aplikace nanoželeza,
- poloprovozní zkoušky – ověření modifikovaného Fentonova činidla,
- provozní aplikace modifikovaného Fentonova činidla,
- řízení a sled prací.

V průběhu realizace nápravných prací, především po odvrtní sanačních objektů, byla zjištěna nová skutečnost, za kterou byla považována přítomnost primárních kontaminantů PCE a TCE v podzemní vodě. Úvodním monitoringem na lokalitě v březnu 2022 byly měřeny koncentrace PCE ve vrtech HV-301 až HV-310 řádově v desítkách a stovkách $\mu\text{g/l}$, přičemž nejvyšší koncentrace byla zjištěna ve vrtu HV-302 ve výši 163 000 $\mu\text{g/l}$. Rovněž koncentrace TCE byly na začátku realizace sanačních prací několikanásobně vyšší oproti AR, a to také v koncentracích desítky až stovky $\mu\text{g/l}$. Maximální koncentrace TCE byla zjištěna ve vrtu HV-302 v úrovni 153 000 $\mu\text{g/l}$. S novou skutečností přímo souvisela problematika dosažení cílových parametrů sanace v aktuálně realizované etapě dle projektu, který vycházel ze skutečnosti prezentované v analýze rizik - tedy s převažující přítomností rozpadových produktů 1,2-cis DCE a vinylchloridu. Koncentrace Σ CIU v povrchové vodě byly v březnu 2022 měřeny v úrovni 182 $\mu\text{g/l}$. V závěru roku 2023 se koncentrace Σ CIU v povrchové vodě

pohybovaly v úrovni jednotek až desítek $\mu\text{g/l}$.

Na základě vyhodnocení laboratorních testů, kdy bylo testováno redukční činidlo nanočástic nulmocného železa, bylo konstatováno, že v dané etapě sanace není využitelnost zvolené metody optimální. Původní projekt sanačního zásahu byl koncipován na mnohem nižší koncentrace CIU a také byl převážně zaměřen na rozpadové produkty CIU. Z tohoto důvodu bylo navrženo a schváleno provedení poloprovozní zkoušky pomocí Fentonova činidla (modifikovaného). V závěru I. etapy sanace byla provedena poloprovozní zkouška.

V průběhu nápravných opatření realizovaných od března 2022 do konce listopadu 2023 bylo ze saturované zóny odtěženo 6 479,2 kg CIU. Bilance reziduální kontaminace CIU v saturované zóně po I. etapě sanace činí 1 588,7 kg CIU.

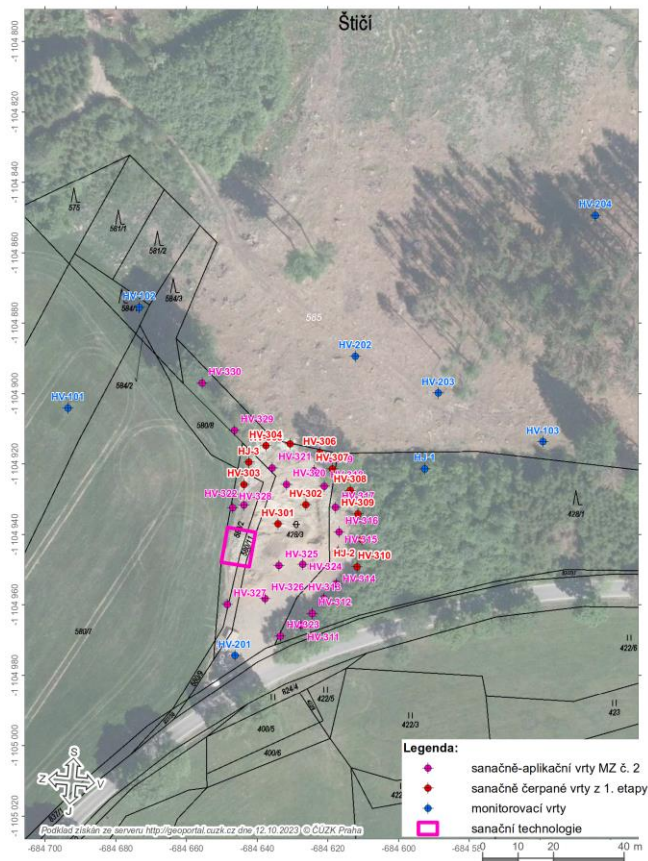
V průběhu sanace nesaturované zóny bylo odstraněno 29 500 kg látek typu $\text{C}_{10}\text{-C}_{40}$, 9 460 kg chromu, 5 590 kg olova, 130 kg BTEX a 1,8 kg PCB. [2]

Závěr

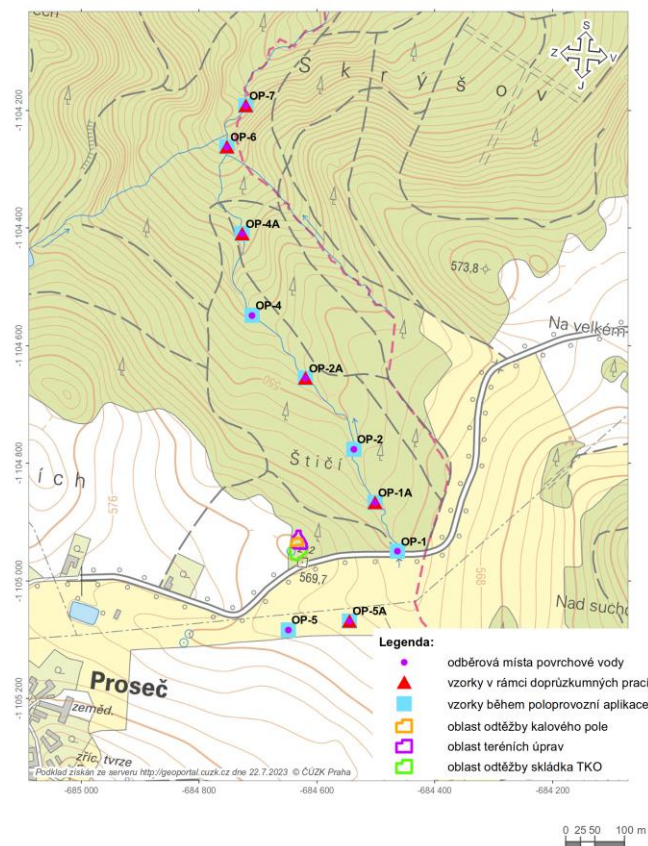
Zdroj kontaminace byl odtěženou skládkou v rámci sanace nesaturované zóny odstraněn a bylo dosaženo cílových parametrů sanace. Masivní kontaminace, která pronikla do podzemních vod, vyžaduje další řešení v rámci samostatného projektu. Provedením I. etapy sanačních prací došlo k naplnění cíle sanace odstraněním kontaminace z nesaturované zóny a snížení objemu kontaminantu v zóně saturované. Odstranění kontaminace ze saturované zóny a zabezpečení jejího pronikání do vod povrchových bude předmětem II. etapy, která je řešena samostatným navazujícím projektem.

Literatura

- [1] RACHAČ F. (2022): Proseč u Humpolce. Sanace bývalé skládky kalů u obce Proseč. Realizační projekt. FCC Česká republika, s.r.o.
- [2] RACHAČ F. (2023): Proseč u Humpolce. Sanace bývalé skládky kalů u obce Proseč. Závěrečná zpráva. FCC Česká republika, s.r.o.



Obr. 1: Situace sanačních a monitorovacích objektů



Obr. 2: Situace odběrových míst vzorků povrchové vody

SANACE OHNISEK KONTAMINACE V BÝVALÉM AREÁLU TDV DUCHCOV

Radek Červinka¹⁾, Ondřej Lhotský¹⁾, Ondřej Urban¹⁾, Jakub Kubálek²⁾

¹⁾ DEKONTA a.s., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy, e-mail: radek.cervinka@dekonta.cz

²⁾ G-servis Praha, s.r.o., Třanovského 622/11, 163 00 Praha 6 - Řepy

V bývalém areálu historické továrny na výrobu dětských kočárků a vozítek v Duchcově proběhl sanační zásah (5/2021 – 9/2023), jehož cílem bylo odstranění ohnisek kontaminace před budoucí průmyslovou výstavbou a snížení ekologických rizik. Projekt byl spolufinancován z fondů EU prostřednictvím OPŽP. Hlavním dodavatelem sanačních prací byla firma G-servis Praha spol. s r.o. Firma DEKONTA, a.s. zajišťovala dodávku sanačních prací i s unikátní technologií vysokotlaké injektáže (tzv. Frac-In).

Historicky bylo místo spjaté s výrobou dětských kočárků, koloběžek, tříkolek, autíček, houpaček, nábytku a dalších výrobků, kterou zde založila firma HIKO – Hirsch a spol. v roce 1907. Po válce zde vznikla Továrna dětských vozidel (TDV), n. p. Duchcov. Po roce 1989 zde byla výroba částečně obnovena, nicméně postupně areál chátral a následně došlo v letech 2010–2012 k jeho demolici. Za více než 100 let provozu došlo k významnému znečištění nesaturované i saturované zóny kovy, zejména chromem z galvanizace (obr. 1), a dále chlorovanými etheny používanými při odmašťování součástek.



Obr. 1: Kompletně prosycené základové konstrukce chromem.

Předsanační doprůzkum

Vlastní sanační práce započaly odstraněním kolidujících stavebních sutí, jejich drcením a odstraněním nadlimitní části s obsahem chromu. Na vytipovaných ohniscích znečištění byl následně proveden podrobný doprůzkum k upřesnění plošného a hloubkového rozsahu kontaminace. K tomuto účelu byla využita kombinace přímého průzkumu s využitím tzv. Membrane Interface Probe (MIP, Geoprobe Systems, USA) pro vymapování kontaminace těkavými organickými kontaminanty a odběrů pevných a kapalných vzorků metodou direct push. Na základě upřesněných kontur znečištění byly potvrzeny tři ohniska znečištění o celkové ploše cca 3 200 m² a hloubkovém dosahu až 11 m. V místech pod původní odmašťovnou byla nalezena fáze chlorovaných ethenů a jejich sumární koncentrace v zeminách dosahovala až 1 566 mg/kg suš. Ve východní části pod bývalou galvanizovnou a nedalekým skladem chemikálií byly zjištěny vysoké koncentrace šestimocného chromu v podzemních vodách dosahující až 221 mg/l. Významnějšímu šíření kontaminace v minulosti zabránily zejména málo propustné jíly v podloží. Přítomnost těchto jílu s proplásky zvodnělého

jemného písku ovšem představovala značnou výzvu pro provedení rychlého a efektivního sanačního zásahu.

Sanace nesaturované zóny

Zemina nesaturované zóny byla odtěžena, tříděna a na základě průběžného monitoringu byla nadlimitně kontaminovaná část odvážena k externímu ošetření s využitím ventingu. V průběhu výkopových prací probíhalo stavebně-sanační čerpání, které zajišťovalo bezproblémové zemní práce až do hloubky 4,5 m p. t. (obr. 2). Čerpané vody byly čištěny na vícefázové sanační stanici zahrnující sedimentační nádrže, odlučovače ropných látek, chemickou část pro redukci a srážení chromu a stripovací věž pro odstranění chlorovaných ethenů (subdodávka Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.).



Obr. 2: Stavebně-sanační čerpání vod bohatých chromem

Technologie Frac-In

V sanačních výkopech a v jejich blízkém okolí byla saturovaná zóna ošetřena nově vyvinutou technologií Frac-In, spočívající v direct push pneumatickém štěpení kombinovaném s injektáží suspenzí pevných částic do vytvořených puklin v málo propustném horninovém prostředí terciérních jíílů, kde jiné metody sanace selhávají (např. sanační čerpání apod.).

Princip technologie je následující. Pomocí penetrační vrtné soupravy jsou do podzemí zaráženy ocelové tyče se speciálním injektážním hrotem. Ve chvíli, kdy je dosaženo požadované hloubky (v kontaminovaných horizontech dříve identifikovaných MIP průzkumem), je zarážení zastaveno a horninové prostředí je “profouknuto” tlakovým vzduchem, což vede k tvorbě puklin. V následujícím kroku je do vzniklých puklin napumpován gel (směs vody a guarové gumy) s obsahem pevných částic (směs písku a mikroželeza), který způsobí, že se pukliny neuzavřou a zároveň fungují při odstraňování přítomné kontaminace. Poté jsou pukliny ještě propláchnuty roztokem organického substrátu a je pokračováno v zarážení/vrtání do hlubších horizontů, kde se proces opakuje (obr. 3).

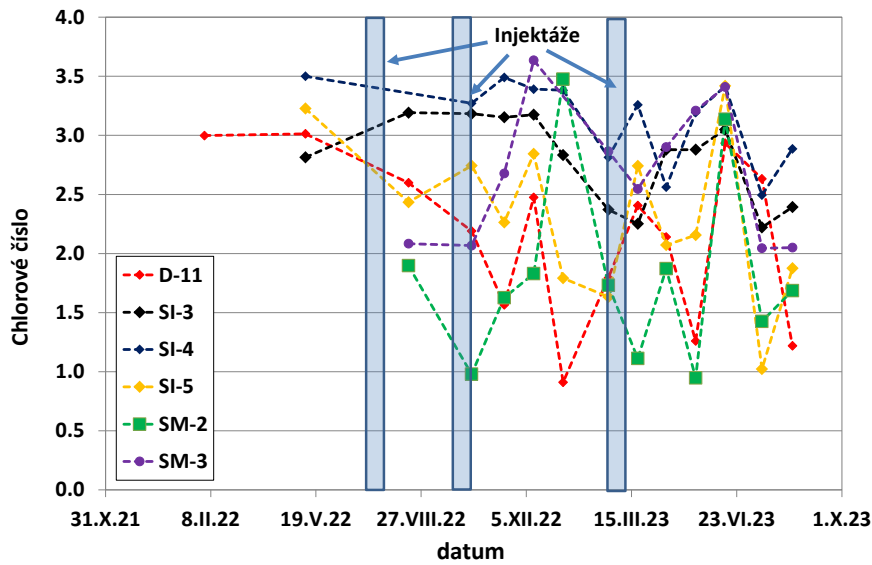


Obr. 3: Sestava vysokotlaké injektáže (Frac-In) v sanačním výkopu pod bývalou odmašťovnou (viz ilustrativní video pod QR kódem).

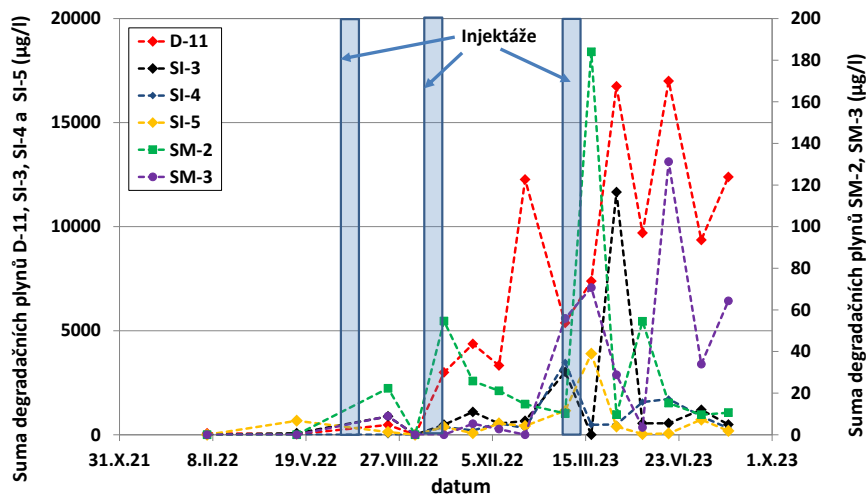
Postupně byla takto ošetřena plocha přes 3 000 m² s hloubkovým dosahem cca 7 m pod úroveň dna sanačního výkopu. Celkem bylo provedeno 106 Frac-In injektážních sond s více jak 450 injektážními horizonty, do kterých bylo injektováno přes 90 m³ sanační suspenze s obsahem cca 14,2 t nulmocného železa a 123 m³ roztoku glycerolu o koncentraci 50 g/l.

Dekontaminace saturované zóny pak probíhala jako kombinace *in situ* chemické redukce na částicích nulmocného železa v kombinaci s metodou podporované biologické reduktivní dechlorace, která byla nastartována dodáním organického substrátu během injektáží. Distribuce organického substrátu byla dále podpořena pomalou cirkulací podzemních vod v nejzasazenější oblasti.

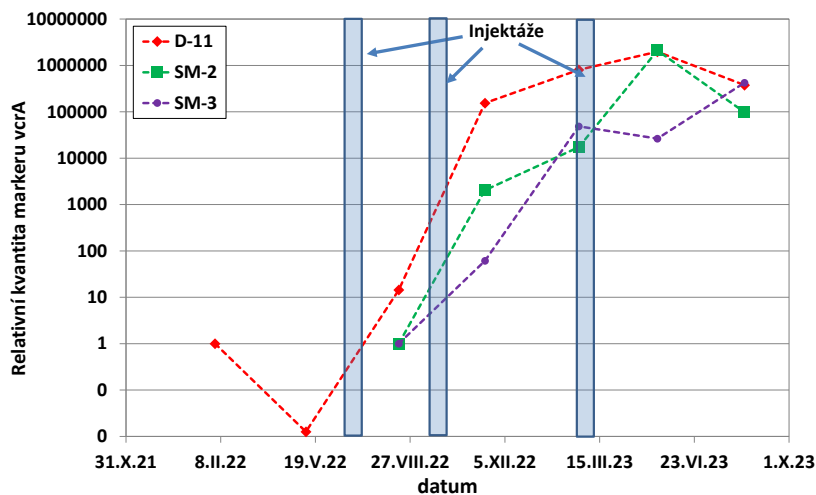
Na základě cíleného monitoringu bylo možné detailně sledovat průběh sanačního zásahu a v případě potřeby reagovat na nastalé situace. Aplikace nulmocného železa vedly k odstranění významného podílu kontaminace chlorovaných ethenů vlivem jejich přímé chemické redukce bez vzniku méně chlorovaných meziproduktů (obr. 4). Současně s tím přítomnost velkého množství železa v horninovém prostředí vedla k nastolení vhodných podmínek pro rozvoj navazující anaerobní biologické reduktivní dechlorace, která byla podpořena aplikacemi organického substrátu (glycerolu) provedenými současně s aplikacemi mZVI. Aplikované nulmocné železo rychle spotřebovalo většinu kyslíku v horninovém prostředí, čímž snížilo redoxní potenciál a v dlouhodobém horizontu přispělo ke stabilizaci pH, které má po aplikacích organických substrátů tendenci významně klesat. S velkou pravděpodobností rovněž došlo ke vzniku sekundárních reaktivních minerálů na bázi dvojmocného železa, které dále redukovaly přítomné chlorované etheny. Biologická reduktivní dechlorace se na lokalitě rozeběhla již několik měsíců po provedení prvních injektáží a její aktivita postupně narůstala a nejvyšší intenzity dosahovala na konci aktivní části sanace (obr. 5 a 6).



Obr. 4: Vývoj tzv. chlorového čísla v sondách v centru kontaminace pod odmašťovnou.



Obr. 5: Vývoj koncentrace sumy degračních plynů – acetylen, ethenu a ethanu v sondách v centru kontaminace pod odmašťovnou.



Obr. 6: Vývoj relativní koncentrace qPCR parametru vcrA (biomarker vinylchlorid reductázy -enzymu typického pro specifické dechlorační bakterie schopné úplné redukce CIU až na ethen)

V případě šestimocného chromu byla situace obdobná, nicméně zde došlo ke kompletnímu odstranění šestimocného chromu z podzemních vod již ke konci sanace. V mělkém kvartérním kolektoru došlo k jeho redukci kombinací abiotické redukce na dodaných částicích nulmocného železa a současně také vlivem bakteriální aktivity. Zde se uplatňovala spíše nepřímá redukce šestimocného chromu reakcemi s redukovanými formami iontů a sloučenin vznikajících v souvislosti s anaerobní respirací mikroorganismů.

Závěr

V rámci sanačních prací byla odstraněna hlavní ohniska znečištění chlorovanými etheny a chromem nacházející se pod bývalou odmašťovnou, galvanizovnou a skladem chemikálií. Celkem bylo odstraněno cca 3 000 t stavebních sutí kontaminovaných chromem a odtěženo necelých 10 000 t zemin kontaminovaných chlorovanými etheny a chromem nesaturované zóny. Nad rámec projektu byly rovněž odstraněny zeminy kontaminované dehtem (dehtová jámka a její okolí). Pro sanaci saturované zóny byla využita unikátní technologie vysokotlaké injektáže (Frac-In), která se ukázala jako velmi vhodná v daných geologických podmínkách velmi málo propustných jílu s nespojitými vložkami propustnějších písčitých poloh. Kombinace *in situ* chemické redukce a podporované biologické reduktivní dechlorace vedla k postupné degradaci chlorovaných ethenů a k redukci šestimocného chromu a jeho následné imobilizaci v nově tvořených málo rozpustných fázích. V průběhu sanačních prací se podařilo úspěšně odstranit fázi chlorovaných ethenů v místech pod bývalou odmašťovnou, dosáhnout sanačních limitů a taktéž zabránit odtoku kontaminace mimo hranice lokality. Provedené sanační práce vedly k nastartování robustních degradačních procesů, které budou dlouhodobě aktivní i po ukončení vlastních sanačních prací a postupně povedou k významnému poklesu reziduálních koncentrací chlorovaných ethenů.

RIZIKA EXISTENCE TERMICKÝCH PROCESŮ NA ÚLOŽNÝCH MÍSTECH TĚŽEBÍCH ODPADŮ A MOŽNOSTI JEJICH SANACE

Jiří Hájovský

SG Geotechnika a.s., 28. října 150, 702 00 Ostrava

Anotace

Referát se zabývá problematikou termických procesů probíhajících ve vnitřním prostoru úložných míst těžebních odpadů (důlní odvaly). Tyto jsou zdrojem řady rizik bezprostředně ohrožujících životy lidí a živočichů, v jejich okolí, a dále devastují vegetaci nad ohnisky podzemních požárů a jejich blízkosti. Jedná se zejména o výskyt vysokých teplot povrchu terénu, exhalace toxických plynů, nebezpečí propadu do vyhořelých prostor a šíření jemného prachu do širokého okolí dané lokality. Pro sanaci předmětných rizik bylo v minulosti vyvinuto několik způsobů. Jako nejúčinnější se prokázalo odtěžení a prochlazení zasaženého materiálu důlního odvalu, proinjektování podzemního prostoru inertním materiálem a také neprodyšné zakrytí celého tělesa důlního odvalu. Uvedené způsoby mají svá pozitiva ale i negativa. Veškerá realizovaná sanační opatření jsou finančně velmi náročná a v některých případech nevedou k potřebné účinnosti.

1. ÚVOD DO PROBLEMATIKY

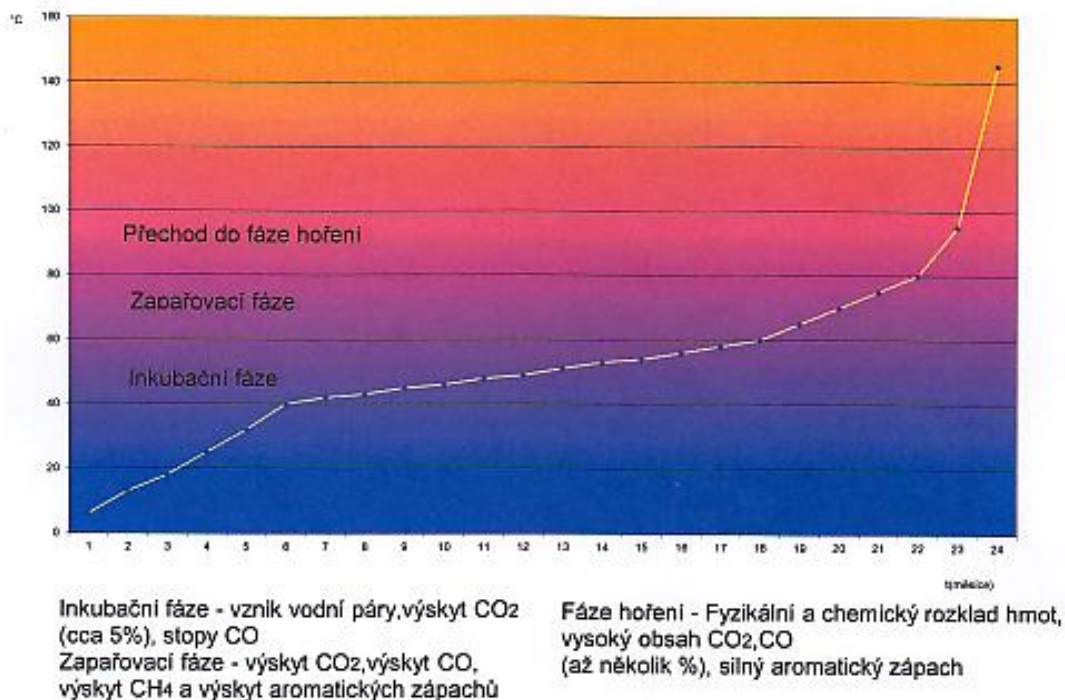
Na území České republiky se nachází množství pozůstatků po hlubinné těžbě uhlí. Jedním z nich jsou úložná místa těžebních odpadů dříve označované jako důlní odvaly. Je to nesourodá skládka hornin doprovázejícím uhelné sloje (jílovce, prachovce, písky) jakož i různé odpady vzniklé při provozu dolu, které se běžně ukládaly na tato místa. Dokumentace uložených materiálů se nevedla. V současné době jsou ve značné míře tyto důlní odvaly již zalesněny a začleněny do okolní krajiny. Řada z nich je však zdrojem určitých rizik.

Nejzávažnějším negativním faktorem na úložných místech těžebních odpadů jsou termické procesy. Jejich rozsah a intenzita je velice různá od nepatrně zvýšených teplot až po podzemní požár.

2. TERMICKÁ AKTIVITA

Samotná termická aktivita – její rozsah a intenzita - je podmíněna nejen množstvím zbytkové uhelné hmoty v důlní hlušíně, ale i možností přístupu vzdušného kyslíku. Za příznivých podmínek dochází k nastartování autooxidačních procesů, jejichž důsledkem je vývin tepla, který může přejít až v podzemní požár. Schématický průběh autooxidačního procesu je uveden na obr. 1.

Proces autooxidace uhelné hmoty (ideový graf)



Obr. 1: Průběh autooxidace uhelné hmoty

Při probíhajících termických procesech dochází ke vzniku řady rizik různého stupně nebezpečí, z nichž některé bezprostředně ohrožují životy lidí realizujících požadované měření. V následujícím textu jsou uvedena nejzávažnější rizika plynoucí z existence hořícího odvalu.

3. RIZIKA TERMICKY AKTIVNÍCH MÍST

Z analýzy dané problematiky z hlediska bezpečnosti vyplynulo, že nejzávažnější rizika výskytu termických procesů jsou:

- a) rizika výskytu vysokých teplot
- b) rizika výskytu toxických látek
- c) vývin a šíření jemného prachu
- d) riziko vzniku povrchového požáru
- e) riziko propadu do vyhořelých prostor

ad a) Shořením hořlavých součástí odvalu dojde k uvolnění značného tepla. Toto bezúčelně uniká do atmosféry a podílí se na narušení přírodní rovnováhy v daném místě. Množství tepla uvolněného v průběhu řady let trvající termické aktivity je obrovské a pohybuje se v řádech milionů MJ. Pro orientaci lze uvést, že při prohoření prostoru o objemu 1 mil. tun uloženého odpadu, ve kterém se nachází cca 30 % obsahu hořlavých látek a při 75–80% účinnosti spálení shoří cca 250 tis. tun (uhlí, síra, organický odpad). Následkem je úhyn veškeré vegetace a vznik zdevastovaných míst – viz obr. 2.



Obr. 2: Zdevastovaný povrch terénu v důsledku vysokých teplot

ad b) Největším a nejrozsáhlejším nebezpečím je pak produkce prudce jedovatého CO, který vzniká jako výsledek nedokonalého spalování při nedostatku kyslíku. Zde mohou nastat okamžiky s výskytem smrtelných koncentrací CO, zejména v bezprostřední blízkosti výduchu na hořících odvalech. O tom svědčí i časté nálezy uhynulých drobných živočichů (zajáci, bažanti apod.). Dalším vysoce toxickým plynem je sirovodík.

Na přiloženém obrázku č. 3 je znázorněno plošné místo s výstupem pár a spalných zplodin obsahujících toxické složky.



Obr. 3: Plošný výstup plynů a pár (Hedvika)

ad c) Při probíhající termické reakci dochází k vysušování povrchu, případně i k jeho prohoření. Tím zde vzniká jemný prach, snadno přemístitelný větrem do velkých vzdáleností od spálené plochy. V předchozím textu je uvedena skutečnost, že vznikají různé toxické látky, které se mimo jiné váží i na tento jemný prach.

V době silnějších větrů je pak široké okolí zasaženo značným množstvím prachu.

Na obr. 4 je uveden rozsáhlý vysušený spálený prostor, který je zdrojem vysoké prašnosti pro široké okolí.



Obr. 4: Intenzivně zasažená část odvalu endogenním a povrchovým požárem – zdroj prašnosti (centrální plošina odvalu Heřmanice)

ad d) Vyhořením organických látek dojde k zmenšení objemu v daném místě. Obvykle nastává pozvolný pokles povrchu s postupem prohořívání – viz níže. V některých případech, a to v místech, kde se při ukládání materiálu nahromadilo větší množství spalitelných látek, dochází po jejich shoření ke vzniku volných prostor - kaveren. Tyto kaverny jsou velmi nebezpečné. Smrtelné nebezpečí hrozí při propadnutí do tohoto prostoru ještě v době, kdy materiál dohořívá a okolní prostředí je rozžhavené. Rovněž propadnutí do již vychladlých volných prostor je vysoce nebezpečné. Na obr. 5 je uveden vyhořelý otvor ústící do rozsáhlé podzemní kaverny.



Obr. 5: Podzemní prostor s teplotou ovzduší nad 200 °C, vzniklý vyhořením materiálu odvalu

ad e) Při rozvinutém termickém procesu uvnitř odvalu vždy hrozí riziko přechodu na požár povrchový. Stará úložná místa těžebního odpadu jsou vesměs zalesněna s poměrně bohatou vegetací. V některých případech jsou zde postavené různé objekty, a to buď přímo na odvalu nebo v jeho bezprostřední blízkosti. Zapálením vegetace, případně povrchových staveb, dojde pak ke značným škodám s dlouhotrvajícími následky (nová výsadba vegetace). Obrázek č. 6 znázorňuje vyhořelou vegetaci v důsledku podzemního požáru.



Obr. 6: Spálená plocha povrchovým požárem

4. ZÁKLADNÍ ZÁSADY SANACE A PRINCIPY METOD SANACE

Pro samotné sanační práce je bezpodmínečně nutný podrobný termický průzkum dané lokality. Ten umožní vymezit místa zasažení, zjistí jednotlivá ohniska termických procesů a umožní zpracovat projekt zásahu. Tzv. úsporná opatření při provádění průzkumu vedou téměř vždy ke špatnému projektu a sanační práce jsou pak několikanásobně technicky i ekonomicky náročnější. Hasební činnost pak musí proběhnout v co nejkratší době a bez přestávek. Naprostou nezbytností je pokračovat až do úplné likvidace termického procesu. Z minulosti jsou známy případy, kdy sanační práce byly přerušeny z důvodu nedostatku finančních prostředků, a tím došlo k zmaření docílených výsledků a termická aktivita odvalu se rychle obnovila.

Je nutno mít na zřeteli, že termická aktivita je s časem proměnná. Některé části odvalů za určitou dobu vyhoří, ale v dalších rozsáhlých prostorách se rozšíří endogenní požáry. Při velikosti odvalů postupující termické procesy mohou být příčinou dalších negativních projevů s narůstající intenzitou.

Je tedy nezbytné přikročit k patřičným průzkumným pracím a monitoringu ihned po zjištění termické aktivity, jakož i v co nejkratší době zahájit sanační práce.

Dále je nutno brát na zřetel, že i po likvidaci termických procesů může dojít za určitých okolností (přísun vzduchu, zvýšená teplota, zbytky uhelné substance) k obnově termické aktivity. Je proto nutné v sanovaných prostorách instalovat systém dlouhodobého termického monitoringu a minimálně v intervalech 1x za poleletí proměřit teplotní poměry ve vnitřním prostoru odvalu (skládky).

4.1 Prochlazení a odvoz hořícího odvalu na jiné místo

Metodu lze použít u menších až středně velkých odvalů, kde je možný přesun značného množství materiálu za současného prochlazování. Jedná se o účinnou metodu. Jako příklad může sloužit likvidace termických procesů na starém odvalu Dolu Kateřina v Radvanicích v Čechách. Jedná se o přemístění okolo 1,5 mil. m³ starých i novějších hlušin z části již vyhořelých, ale stále v rozsáhlé části aktivních ohnisek požárů. Uvedený způsob má rovněž řadu nevýhod. Mezi nejzávažnější je možno zařadit extrémní finanční náročnost (např. u zmíněného odvalu Dolu Kateřina se náklady pohybují přes miliardu Kč). Dále nutnost vyčlenit rozsáhlý prostor pro uložení materiálu odvalu. V neposlední míře pak značně obtížná technologie rozebírání termických aktivních míst, jejich ochlazování a ukládání na nové místo. Při ochlazování je nutno zachytit veškeré těžké kovy a jiné škodliviny.

4.2 Vytvoření izolační vrstvy

Jedná se o nejčastěji používaný způsob tlumení požáru. Je poměrně jednoduchý, s menším rizikem při realizaci a ekonomicky přijatelný. Jeho účinnost je však nejistá a v řadě případů se nedosáhne zastavení šíření požáru v hloubce odvalu. Pro zvýšení účinnosti je nutné ohradit zjištěné ložisko vhodným systémem příkopů až na původní podloží nebo hladinu spodní vody, tyto příkopy zaplnit nehořlavým materiálem a povrch zavést silnou vrstvou neprodyšného materiálu a důkladně udusat. I při řádné realizaci tlumících opatření lze očekávat, že termické procesy budou pokračovat v hloubce odvalu ještě řadu let. Přitom je nutná důsledná pravidelná kontrola izolačního krytu, jelikož časem dochází k jeho popraskání, čímž se umožní opětovný přístup vzduchu do vnitřního prostoru haldy. Výhodou, jak již bylo uvedeno, je nižší ekonomická náročnost, jednoduchá technologie provádění a ponechání materiálu odvalu na původním místě. Jako příklad izolace termicky aktivního důlního odvalu lze uvést lokalitu Krimich – viz obr. 7.



Obr. 7: Sanace termické aktivity aplikací těsnící vrstvy – Krimich

4.3 Inertizace termicky aktivního prostoru

Tento způsob je v řadě případů diskutabilní a z hlediska potřebné účinnosti může být nejistý. K jeho výhodám patří jeho poměrně nízká finanční náročnost, technologická jednoduchost a zejména jeho aplikace nenarušuje tvar odvalu. Lze jej použít velmi rychle a operativně měnit rozsah začerpávání.

Princip je založen na vtažení inertní hmoty do prostoru ohniska požáru a okolo něho, která zároveň ochlazuje předmětné prostředí. Dochází tím jak k prochlazení termicky zasaženého prostoru, tak jeho utěsnění před přístupem vzduchu a snížení procenta spalitelných látek v jednotce objemu.

Jako vhodné medium se doporučuje zejména suspenze vody a elektrárenského popílku, případně vody a vápenatého prášku.

Metoda má rovněž svá rizika. K nejzávažnějším patří možnost exploze při rozkladu vody, která se dostane do přímého kontaktu s rozžhaveným ohniskem požáru, i když v menší míře než se začerpává jen voda. Dále skutečnost, že ohnisko je sice ochlazeno, ale vzniklá pára s vysokou teplotou, která proniká do okolního prostředí a může zde značně prohřát dosud teplotně klidný materiál odvalu a tzv. nastartovat autooxidační procesy.

Vtlačování různých chemikálií může být sice teoreticky úspěšnější, ale hrozí zde kontaminace prostředí. Jedná se zejména o použití různých koncentrovaných roztoků soli nebo odpadních produktů z průmyslových provozů.

5. ZÁVĚR

Uvedený referát upozorňuje na rozsáhlá rizika vyplývající z existence termicky aktivního vnitřního prostoru úložných míst těžebních odpadů. Tato problematika se však týká rovněž různých skládek TKO, kde je nahromaděno značné množství organických látek. V případě vzniku podzemního požáru se vyskytují stejná rizika jako jsou uvedena výše. Sanační opatření vedoucí k likvidaci termické aktivity jsou vysoce speciální činností, která je technicky i finančně vysoce náročná.

Literatura

- [1] ARCHIV SPOLEČNOSTI SG GEOINŽENÝRING, S.R.O.

POKROČILÁ TECHNOLOGIE NAKLÁDÁNÍ S ODPADNÍMI KONTRASTNÍMI LÁTKAMI NA BÁZI GADOLINIA V SOULADU S PRINCIPY CÍRKULÁRNÍ EKONOMIKY

Marek Tykva, Jiří Palarčík, Lenka Audrlická Vavrušová, Anna Krejčová

*Univerzita Pardubice, Fakulta chemicko-technologická, ÚEnviChI, Studentská 573, 532 10 Pardubice II,
e-mail: marek.tykva@student.upce.cz*

Abstrakt

Ke zvýšení efektivity magnetické rezonance přispěl vývoj kontrastních látek využívajících specifických, paramagnetických vlastností gadolinia. Jejich rostoucí používání vedlo k růstu antropogenního znečištění životního prostředí tímto kovem, ať už z moči pacientů či zbytkového nevyužitého množství, které je společně s původními obaly spalováno v nemocničních spalovnách. Takto se každoročně ztrácí významné množství gadolinia, které by mohlo být za použití moderních metod nakládání s kontrastními látkami na bázi gadolinia (GBCA) recyklováno a znovu využito.

Byl navržen a optimalizován postup recyklace zbytkových GBCA. Byl otestován kyselý mikrovlnný rozklad, kdy výsledným produktem je dusičnan gadolinitý. Při rozkladném procesu bylo optimalizováno množství rozkladného činidla (kyselina dusičná), časový program a teplotní program. Účinnost rozkladu kontrastní látky byla kontrolována stanovením koncentrace gadolinia a zbytkového organického uhlíku v mineralizátu. Optimalizací parametrů mikrovlnného rozkladu bylo dosaženo téměř 100% rozkladu organického chelátu kontrastní látky a získání gadolinia ve formě vodného roztoku dusičnanu gadolinitého.

Úvod

V posledních 40 letech došlo ke značnému technologickému pokroku v oblasti zdravotních zobrazovacích technik. Zobrazení magnetickou rezonancí (MRI) dnes poskytuje lékařům účinný nástroj pro včasnou diagnózu nejrůznějších onemocnění, jenž klasické zobrazovací metody (ultrazvuk, rentgen) neumožňují nebo umožňují jen částečně. Německá firma Bayer HealthCare vyvinula komplex obsahující Gd^{3+} , který se jevil jako perspektivní vzhledem k pozitivnímu účinku na rozlišení snímků. První kontrastní látka byla připravena z komerčně dostupného chelátu kyseliny diethylentriamin-pentaoctové. Na základě výsledků klinických studií byla kontrastní látka gadopentát dimeglumin v roce 1988 schválena pro klinické použití v USA, Německu a Japonsku. Vznikla tak první GBCA pro MRI s obchodním názvem Magnevist® [1]. Postupně následovaly látky ProHance® (1992), Omniscan® (1993), Optimark® (1999), MultiHance® (2004), Ablavar® (2008), Eovist® (2008), Gadovist® (2011) a Dotarem® (2013), které se liší organickým ligandem vázajícím gadolinitý ion, koncentrací a chemicko-fyzikálními vlastnostmi [2,3]. V současnosti je schváleno Úřadem pro kontrolu potravin a léčiv a Evropskou agenturou pro léčivé přípravky pro klinické použití devět látek Magnevist®, Omniscan®, Optimark®, Multihance®, Primovist®, Ablavar®/Vasovist®, Dotarem®, Gadovist® a ProHance®. Ablavar®/Vasovist® již byl stažen z trhu pro jeho nevyhovující vlastnosti [4,5].

GBCA jsou děleny z hlediska struktury na lineární a makrocyclické, podle náboje pak na iontové a neiontové. Při výběru vhodné kontrastní látky jsou uvažovány tři faktory: účinnost, bezpečnost a cena. V současnosti jsou nejpoužívanějšími GBCA zejména zástupci makrocyclických kontrastních látek [6]. Je to dáno jejich termodynamickou a kinetickou stabilitou. Stabilita komplexu je nutná pro bezpečný průchod lidským tělem bez rizika uvolnění vysoce toxického Gd^{3+} . Jeho toxicita spočívá v blokaci fyziologických procesů, jež jsou závislé na přenosu Ca^{2+} iontů (blokace napětově řízených iontových kanálů vápníku). Díky velmi podobnému iontovému poloměru může dojít mezi sloučeninami obsahující tyto ionty k tzv. transmetalaci, kdy dochází k substituci ligandů z jednoho atomu kovu na druhý. Gadolinium může způsobit problémy v přenosu nervového vzruchu, srážení krve, kontrakce hladké svaloviny a inhibuje aktivitu některých procesů [7,8]. Toxicita GBCA je obecně nízká. Nicméně u pacientů se sníženou funkcí či poškozením ledvin hrozí při používání GBCA riziko projevu velmi

vzácné Nefrogenní systémové fibrózy. Od poloviny roku 2009 se však tento problém podařilo významně eliminovat díky preventivnímu screeningu pacientů na přítomnost renálního onemocnění [9,10].

V současnosti používané GBCA, zejména Gadovist[®], ProHance[®] a Dotarem[®], jsou díky své stabilitě téměř nemetabolizovatelné a po provedení MRI vyšetření odchází s močí pacienta do odpadních vod. Odpadní vody ze zdravotnických zařízení tak představují hlavní zdroj antropogenního gadolinia (90–97 % celkového Gd), jenž se dostává do životního prostředí [11,12]. Účinnost zachytávání odpadních GBCA v čistíčkách odpadních vod je velmi malá. Konvenční techniky čištění odpadních vod jsou při jejich zachytávání a degradaci neúčinné. Výsledkem je průnik gadolinia do povrchových a podzemních vod. Je známo, že volné gadolinium je schopné bioakumulace v živých organismech, u GBCA je tato schopnost v současnosti diskutována a studována. Nicméně jejich vysoká stabilita podporuje hypotézu, že GBCA jsou bioakumulativní. Obr. 1 znázorňuje životní cyklus gadolinia přítomného v GBCA. Je patrné, že díky bioakumulaci vyvstává riziko jejich transportu napříč potravním řetězcem zpátky k člověku prostřednictvím pitné vody či potravin [13].



Obr. 1: Životní cyklus Gd přítomného v GBCA [13]

Od roku 1988, kdy byly GBCA poprvé použity, bylo podáno do roku 2020 více než 450 milionů dávek po celém světě. Při použití kontrastní látky se z lahviček a předplněných stříkaček dávkuje vždy jiné množství v závislosti na věku a hmotnosti pacienta a orgánové specifitě vyšetření. Zbytek GBCA nelze dle pokynů výrobce dále použít a stává se spolu s obaly odpadem. Ty jsou spalovány v nemocničních spalovnách a stávají se tak součástí popílku, se kterým je nutno nakládat jako s nebezpečným odpadem dle Katalogu odpadů (vyhláška MŽP č. 8/2021 Sb.). Přicházíme tak nejen o gadolinium, ale také o skleněné obaly, hliníkové a plastové součásti, které by bylo možné recyklovat. Dle studií se ve světě takto přichází v průměru o 11 % obj. GBCA, [14] respektive 6 % obj. v ČR.

Cílem práce je navrhnout a optimalizovat postup převedení gadolinia v organické formě kontrastní látky na sloučeninu anorganickou, která je využitelná pro opětovné zpracování. Spolu s vývojem recyklačního postupu je hledán postup pro sledování jeho účinnosti.

Materiál a metody

Pro účely experimentu byla použita demineralizovaná voda, hexahydrát dusičnanu gadolinitého $\text{Gd}(\text{NO}_3)_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, p.a. (Sigma Aldrich, Co., USA), jako zdroj kontrastní látky injekční roztok GBCA s obchodním názvem Gadovist[®], Gadobutrolum 1 mmol/ml (604,72 mg/ml), číslo šarže: KT0934P (Bayer Pharma AG, Berlín, Německo) a kyselina dusičná ve formě 65% vodného roztoku, p.p. (PENTA s.r.o., Praha, ČR). Pro přípravu kalibračních roztoků uhlíku byla použita močovina, p.a., PND 31-762-64 (LACHEMA, o.p., Brno) a v případě kalibrační řady gadolinia jednovrstkový certifikovaný standardní roztok $\text{Gd} 999 \pm 4 \mu\text{g/ml}$, 4 % HNO_3 , 140-051-645 (PlasmaCAL, SCP Science, Kanada). Zdrojem demineralizované vody bylo zařízení pro přípravu ultra-čisté vody Ultra Clear GP TWF UV UF TM (Evoqua Water Technologies, Německo).

Stanovení gadolinia a uhlíku byla provedeno pomocí sekvenčního optického emisního spektrometru s buzením v indukčně vázaném plazmatu (Integra 6000, GBC Austrálie) vybaveného koncentrickým zmlžovačem a cyklonickou mlžnou komorou (obojí Glass Expansion, Austrálie) na spektrální čáře 193,032 nm (C) a 336,223 nm (Gd). Pracovní podmínky byly následující: průtok vnějšího plynu 0,4 l/min, přítok plazmového plynu 10 l/min, průtok nosného plynu 0,52 l/min, příkon do plazmatu 1 000 W, provozní tlak 240–260 kPa, rychlost pumpy 10 rpm, napětí na fotonásobiči 600 V (C) a 560 V (Gd), výška pozorování 5 mm, tři opakovaná měření při 1s odečtu signálu a fixní korekce pozadí, která byla 0,0183 nm zprava (C) a 0,0453 zleva (Gd). Koncentrace kalibračních roztoků byly pro Gd 20; 10; 5; 1; 0,5 a 0,1; pro C 100, 50 a 10 mg/l. Limita detekce přístroje (koncentrace odpovídající trojnásobku směrodatné odchylky šumu v místě korekce pozadí) byla za daných podmínek 0,15 mg/l (C) a 0,0453 mg/l (Gd). Stanovení uhlíku bylo provedeno s použitím vysokoteplotního analyzátoru TOC/TN FormacsHT/TN (Skalar, Holandsko).

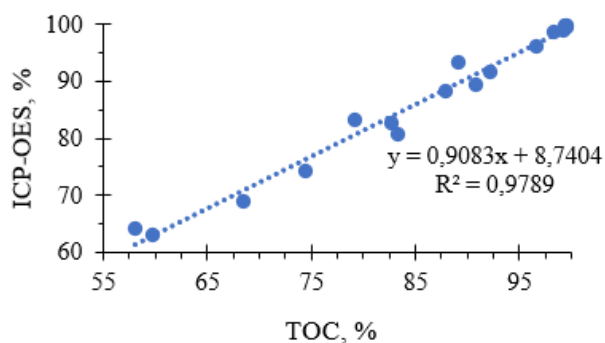
K rozkladu organického materiálu byl použit mikrovlnný mineralizátor Speedwave MWS-2 (Berghof, Německo) s uzavřeným systémem. Do rozkladné teflonové nádoby typu DAC-70 bylo předloženo 200 µl GBCA, přidáno definované množství 65% kyseliny dusičné (od 5 do 0,2 ml) a demineralizovaná voda v množství potřebném k doplnění na celkový min. objem 6 ml. Uzavřená nádoba byla vložena do mikrovlnného zařízení a rozklad probíhal za podmínek, které byly předmětem optimalizace. Výchozí podmínky rozkladu byly následující: nahřívací fáze 15 min 170 °C, příkon 80 %, rozkladná fáze 20 min 200 °C, příkon 80 %, chladicí fáze 25 min 50 °C, příkon 40 %. Po ukončení rozkladu byly mineralizáty převedeny do odměrných baněk o objemu 50 ml, doplněny demineralizovanou vodou a dále ředěny pro potřeby stanovení uhlíku a gadolinia.

Výsledky a jejich diskuse

Cílem práce bylo navrhnout a optimalizovat postup převedení gadolinia obsaženého v organické formě v GBCA na sloučeninu anorganickou, která je využitelná pro opětovné zpracování. Spolu s vývojem recyklačního postupu je hledán postup pro sledování jeho účinnosti. Byly ověřovány možnosti rozkladu mikrovlnnou mineralizací v kyselém prostředí. Pro sledování účinnosti procesu se jako vhodné jevíly (i) koncentrace gadolinia v rozkladném produktu a (ii) zbytkové množství organicky vázaného uhlíku v mineralizátu.

Ověření účinnosti rozkladu

Gadolinium je možné spolehlivě stanovit pomocí ICP-OES, která je na pracovišti rutinně používána [15]. Při známém množství dávkovaném do rozkladného procesu a stanovené koncentraci po rozkladu je možné vyhodnotit účinnost, respektive případné ztráty při tomto procesu. Účinnost převedení organické formy na anorganickou byla hodnocena sledováním zbytkového organického uhlíku, kdy cílem bylo nulové množství. Stanovení TOC specializovaným analyzátozem FormacsHT/TN bylo časově poměrně náročné, proto byla ověřena možnost stanovení uhlíku také pomocí ICP-OES stejně jako v případě gadolinia. Měření koncentrace uhlíku v mineralizátu pomocí metody ICP-OES byla validována metodou TOC. Analýzou vybraných 17 vzorků mineralizátů bylo zjištěno, že míra korelace je velmi vysoká ($R^2 = 0,9789$) viz obr. 2.

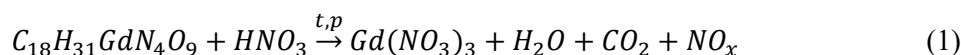


Obr. 2: Validace měření konc. uhlíku metodou ICP-OES na metodu TOC

Analýzy optimalizačních procesů tak byly prováděny již pouze metodou ICP-OES díky její menší časové náročnosti. Díky analýze TOC bylo zjištěno, že vzorky se zbytkovým uhlíkem obsahovaly pouze jeho organicky vázanou formu, anorganicky vázaný uhlík ve formě hydrogenuhličitanů a uhličitanů, které se mohly vyskytovat v demineralizované vodě vytékaly vlivem velmi nízkého pH ve formě oxidu uhličitého. Hodnoty v grafu (obr. 2) představují procentuální úbytky organického uhlíku ze vzorků během mikrovlnného rozkladu (účinnost rozkladu GBCA).

Mikrovlnný rozklad GBCA

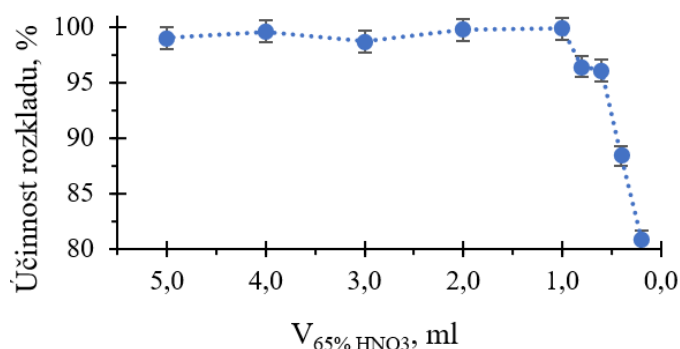
Účinnost mikrovlnného rozkladného procesu je řízena třemi hlavními proměnnými parametry: množstvím rozkladného činidla, teplotním a časovým programem. Rovnice č. 1 popisuje chemickou oxidaci kontrastní látky, rozložení organického chelátu a tvorby anorganicky vázané formy gadolinia v podobě hydratovaného dusičnanu gadolinitého. Při kompletní oxidaci GBCA lze předpokládat, že vedlejšími produkty budou pouze plynný oxid uhličitý a NO_x (oxid dusičitý a oxid dusnatý).



V našem případě jsme vycházeli z požadavku co nejnižšího množství přídavných látek za podmínek energeticky nejméně náročných (teplota a čas) při zachování požadované účinnosti rozkladu kontrastní látky vyšší než 99 %. Pro mineralizaci byla vybrána kyselina dusičná, která je běžně pro potřeby mikrovlnného rozkladu organických látek používána i pro oxidační vlastnosti. Bylo aplikováno 5; 4; 3; 2; 1; 0,8; 0,6; 0,4 a 0,2 ml 65% HNO_3 na jednu rozkladnou patronu obsahující GBCA Gadovist® v množství 200 μl .

Rozkladné činidlo

Optimalizace množství rozkladného činidla (HNO_3) byla realizována za podmínek dané výrobcem přístroje (viz základní podmínky rozkladu uvedené výše). Získané hodnoty koncentrace zbytkového organického uhlíku byly přepočteny na procentuální úbytek oproti pipetovanému množství (200 μl). Obr. 3 v grafické podobě shrnuje výsledky optimalizace HNO_3 . Snížení účinnosti rozkladu GBCA bylo podle dat patrné při dávce pod 1 ml 65% HNO_3 , což odpovídá objemovému poměru rozkladného činidla ku GBCA 5 : 1. Ke zvýšení vlivu ostatních parametrů (teplota a čas) na výsledek mineralizace byl k následujícímu kroku vybrán poměr 3 : 1 (0,6 ml). Bylo zjištěno, že množství rozkladného činidla má významný vliv na účinnost rozkladu. Potenciální modifikací rozkladné směsi, například přidáním peroxidu vodíku k urychlení kinetiky oxidační reakce, by bylo možné snížit dobu potřebnou k rozkladu GBCA a tím i potřebnou energii.



Obr. 3: Optimalizace množství HNO_3 na jednu rozkladnou patronu/vzorek

Optimalizace teploty a doby rozkladu

Při mikrovlnném rozkladu organických látek dochází k exotermní reakci. Nejčastěji dochází k reakci v teplotním rozsahu 130–150 °C, nicméně závisí na množství rozkladného činidla a chemické struktuře

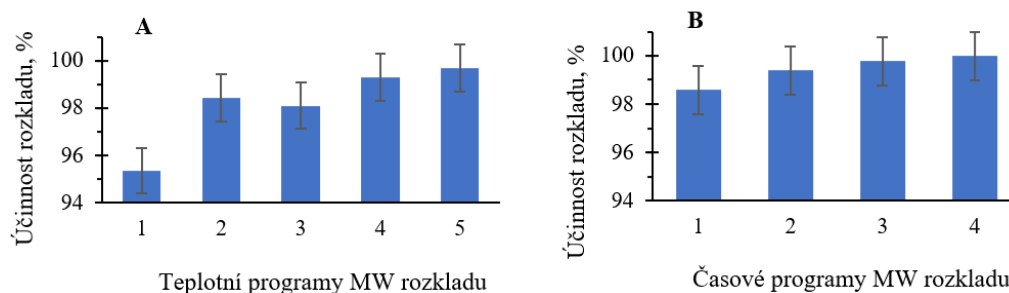
rozkládané látky. Důležité je také množství rozkládané organické látky a tím množství uhlíku. K nárůstu výparného tlaku uvnitř nádoby totiž přispívá i tvorba reakčních plynů, zejména CO₂ a NO_x z rozkladného činidla. Pro optimalizaci teplotního rozsahu MW rozkladu bylo zvoleno 5 programů, pro optimalizaci doby rozkladu 4 časové programy viz tabulka č. 1.

Tab. 1: Teplotní a časové programy mikrovlnného rozkladu

Číslo programu	Teplotní program (°C)	Časový program (min)
1.	I. 130, II. 160, III. 50	I. 5, II. 10, III. 15
2.	I. 150, II. 180, III. 50	I. 10, II. 10, III. 30
3.	I. 170, II. 200, III. 50	I. 15, II. 15, III. 20
4.	I. 190, II. 220, III. 50	I. 15, II. 20, III. 25
5.	I. 190, II. 235, III. 50	

Během optimalizace teplotních podmínek s již optimalizovaným množstvím kyseliny bylo předpokladem, že nejlepšího výsledku může být dosaženo při teplotách rozkladné fáze přesahující 220 °C. To bylo dáno zejména vlastností kyseliny dusičné, jejíž tenze par je maximální při teplotách v intervalu 220 až 230 °C a je tak dosaženo nejvyššího možného tlaku uvnitř rozkladné nádoby. Obr. 4A znázorňuje závislost teplotních programů na účinnosti rozkladu GBCA měřenou v zbytkové koncentraci uhlíku. Téměř 100% rozkladu organicky vázaného uhlíku bylo dosaženo v posledním teplotním režimu s teplotou rozkladné fáze 235 °C. Stejně jako v případě množství činidla plyne z naměřených dat, že volba teplotního režimu hraje důležitou roli při snaze dosáhnout co nejdokonalejšího rozkladu organického chelátu. Při analýze teplotního průběhu jednotlivých patron bylo zjištěno, že jakmile teplota uvnitř patrony přesáhne minimálně 200 °C (v rozkladné fázi), dochází k téměř kompletnímu rozkladu vzorku.

Časová optimalizace mineralizace vzorků GBCA byla provedena pro 4 programy uvedené v tabulce 1. Zde byly zahrnuty již optimalizované parametry teplotního režimu (I. 190, II. 235, III. 50) a množství HNO₃. V případě časového programu (obr. 4B) byly rozdíly ve zvolených programech velmi malé a ukazují, že časový program, přesněji doba druhé rozkladné fáze je méně významná než zbylé parametry. Pro budoucí experimenty je určité žádoucí vyzkoušet kratší časové programy, avšak dostatečně dlouhé na to, aby zařízení bylo schopné dosáhnout požadovaných teplot a rozklad byl úspěšný.



Obr. 4: Závislost účinnosti rozkladu GBCA na teplotě (A) a času (B)

Závěr

Byl navržen a optimalizován postup recyklace zbytkového materiálu GBCA. Byl testován kyselý rozklad GBCA pomocí mikrovlnného záření, kdy výsledným produktem byl dusičnan gadolinitý. Účinnost rozkladu byla kontrolována sledováním koncentrace gadolinia a zbytkového organického uhlíku v mineralizátu pomocí metody ICP-OES a TOC. Při rozkladném procesu bylo optimalizováno množství rozkladného činidla (kyselina dusičná), časový program a teplotní program. Bylo zjištěno, že zásadním parametrem je množství rozkladného činidla a teplotní režim rozkladné fáze. S optimalizovanými parametry bylo dosaženo téměř 100% převedení organického chelátu na dusičnan gadolinitý, nicméně v procesu je stále prostor pro modifikaci, zejména v případně rozkladného činidla

(možnost použití směsi s dalšími minerálními kyselinami či peroxidem vodíku) a časového programu, u kterého byly zjištěny jisté časové rezervy v rozkladné fázi. Na základě získaných dat lze konstatovat, že kyselý rozklad za pomoci mikrovlnného záření je účinný způsob recyklace gadolinia ve formě anorganické soli. Ta je navíc hlavním výstupem těžby kovů vzácných zemin. Touto strategií tak může vzniknout další potenciální zdroj gadolinia, ať už opět pro zdravotnické účely či pro využití v energetice a dalších průmyslových odvětvích.

Literatura

- [1] LOHRKE J., FRENZEL T., ENDRIKAT J. et al. (2016): 25 Years of Contrast-Enhanced MRI: Developments, Current Challenges and Future Perspectives. *Advances in Therapy* [online], **33**(1), 1-28 [cit. 2023-04-06]. ISSN 0741-238X. Dostupné z: doi:10.1007/s12325-015-0275-4.
- [2] FRAUM T., LUDWIG D., BASHIR M., FOWLER K. (2017): Gadolinium-based contrast agents: A comprehensive risk assessment. *Journal of Magnetic Resonance Imaging* [online], **46**(2), 338-353 [cit. 2023-04-06]. ISSN 10531807. Dostupné z: doi:10.1002/jmri.25625.
- [3] *Česká radiologie: Vyjádření k současné situaci s kontrastními látkami pro magnetickou rezonanci na bázi chelátů gadolinia*. Praha: Nakladatelské a tiskové středisko ČLS JEP, 2017, . ISSN 1210-7883. Dostupné také z: http://www.cesradiol.cz/dwnld/CesRad_1704_260_264.pdf.
- [4] ELIZALDE-GONZÁLEZ M., GARCÍA-DÍAZ E., GONZÁLEZ-PEREA M., MATTUSCH J. (2017): Removal of gadolinium-based contrast agents: adsorption on activated carbon. *Environmental Science and Pollution Research* [online], **24**(9), 8164-8175 [cit. 2023-03-06]. ISSN 0944-1344. Dostupné z: doi:10.1007/s11356-017-8491-x.
- [5] HOLOWKA S., SHROFF M., CHAVHAN G. (2019): Use and Safety of Gadolinium Based Contrast Agents in Pediatric MR Imaging. *The Indian Journal of Pediatrics* [online], **86**(10), 961-966 [cit. 2023-04-08]. ISSN 0019-5456. Dostupné z: doi:10.1007/s12098-019-02891-x.
- [6] PORT M., IDÉE J. M., MEDINA CH., ROBIC C., SABATOU M., COROT C. (2008): Efficiency, thermodynamic and kinetic stability of marketed gadolinium chelates and their possible clinical consequences: a critical review. *BioMetals* [online], **21**(4), 469-490 [cit. 2023-04-08]. ISSN 0966-0844. Dostupné z: doi:10.1007/s10534-008-9135-x.
- [7] BELLIN M. F., VAN DER MOLEN A. (2008): Extracellular gadolinium-based contrast media: An overview. *European Journal of Radiology* [online], **66**(2), 160-167 [cit. 2023-01-05]. ISSN 0720048X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ejrad.2008.01.023.
- [8] ROGOWSKA J., OLKOWSKA E., RATAJCZYK W., WOLSKA L. (2018): Gadolinium as a new emerging contaminant of aquatic environments. *Environmental Toxicology and Chemistry* [online], **37**(6), 1523-1534 [cit. 2023-01-05]. ISSN 0730-7268. Dostupné z: doi:10.1002/etc.4116.
- [9] RAMALHO J., RAMALHO M., JAY M., BURKE L., SEMELKA R. (2016): Gadolinium toxicity and treatment. *Magnetic Resonance Imaging* [online], **34**(10), 1394-1398 [cit. 2023-01-03]. ISSN 0730725X. Dostupné z: doi:10.1016/j.mri.2016.09.005.
- [10] LANCELOT E. (2016): Revisiting the Pharmacokinetic Profiles of Gadolinium-Based Contrast Agents. *Investigative Radiology* [online], **51**(11), 691-700 [cit. 2023-01-05]. ISSN 1536-0210. Dostupné z: doi:10.1097/RLI.0000000000000280.
- [11] EBRAHIMI P., BARBIERI M. (2019): Gadolinium as an Emerging Microcontaminant in Water Resources: Threats and Opportunities. *Geosciences* [online], **9**(2) [cit. 2023-01-05]. ISSN 2076-3263. Dostupné z: doi:10.3390/geosciences9020093.
- [12] AHMAD A., OLUWASOLA E., ISMAIL S., NOOR F. (2022): *The Spreads and the Uniqueness of the Controversial Toxic Pharmaceutical Contrast Agents and Their Remediation*, 30. Dostupné z: doi:10.21203/rs.3.rs-1203571/v1.
- [13] SOUZA L., PEDREIRA R., MIRÓ M., HATJE V. (2021): Evidence of high bioaccessibility of gadolinium-contrast agents in natural waters after human oral uptake. *Science of The Total Environment* [online], **793** [cit. 2023-04-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148506.
- [14] OGNARD J., BARRAT J. A., COTTON F. et al. (2021): A roadmap towards pollution prevention and sustainable development of Gadolinium. *Journal of Neuroradiology* [online], **48**(6), 409-411 [cit. 2023-03-18]. ISSN 01509861. Dostupné z: doi:10.1016/j.neurad.2021.08.002.
- [15] BENDAKOVSKÁ L., KREJČOVÁ A., ČERNOHORSKÝ T., ZELENKOVÁ J. (2016): Development of ICP-MS and ICP-OES methods for determination of gadolinium in samples related to hospital waste water treatment. *Chemical Papers* [online], **70**(9) [cit. 2023-03-11]. ISSN 1336-9075. Dostupné z: doi:10.1515/chempap-2016-0057.

PROBLEMATIKA VÝSKYTU AZBESTU VE STAVEBNÍCH MATERIÁLECH

David Topinka, Zuzana Doležalová, Jana Vorlíčková, Tomáš Rideg

SGS Czech Republic, s.r.o., K Hájům 1233/2, 155 00 Praha 5, e-mail: david.topinka@sgs.com

ZÁKLADNÍ INFORMACE K PROBLEMATICE AZBESTU

Azbest (z řeckého azbestos, nezničitelný, česky osinek) je obecný název pro skupinu přirozeně se vyskytujících vláknitých silikátů, jejichž společným znakem je sprádatelnost vláken. Tyto minerály vytvářejí dlouhé tenké vláknité struktury, v nichž se vlákna odštěpují po délce a jsou typické žáruvzdorností a poměrnou chemickou stálostí. Azbestové minerály mají světlezelenou až tmavozelenou barvu a v přírodě se vyskytují buď jako amfiboly nebo serpentiny. Asi 95 % světové produkce připadá na minerál chryzotil (serpentinový azbest), který vytváří žilky v serpentinových tělesech (hadcích), místy i v serpentinizovaných karbonátech. Menší podíl azbestu se vyskytuje ve formě amfibolů (např. amozit, aktinolit, antofylit a krokydolit).

Azbest vykazuje mimořádné chemické a fyzikální vlastnosti (odolnost vůči vysokým teplotám, tření, účinkům chemikálií kyselé i zásadité povahy, oxidaci, korozi atd.). Díky těmto vlastnostem byl už v minulosti velmi hojně využíván. Ve starém Řecku byl používán k výrobě knotů a kremačních rouch, cílevědomá těžba azbestu však začala až počátkem 20. století. Již od roku 1900 byly používány azbestocementové výrobky např. ploché i vlnité desky jako střešní krytiny (Eternit), roury, truhlíky a jiné výlisky. V 70. letech dvacátého století dosáhla světová produkce těžby azbestu svého maxima. Byl používán především ve stavebnictví jako součást stavebních, izolačních a těsnících materiálů, celkově bylo takto využíváno přes 90 % všeho vytěženého azbestu.

ZDRAVOTNÍ RIZIKA

Azbest je prokázáný lidský karcinogen, který řadíme mezi škodliviny pracovního a životního prostředí (azbestový prach, respirabilní azbestová vlákna). Azbest působí negativně zejména na orgány dýchacích cest. Vdechování azbestových vláken může vést ke vzniku vážných onemocnění jako jsou např. azbestóza (plicní fibróza), rakovina plic a hrtanu, maligní mezoteliom, rakovina vaječnicků. Všechny druhy azbestu jsou podle WHO (Světové zdravotnické organizace) řazeny do I. skupiny karcinogenních látek. Vzhledem k tomu, že není možné stanovit zdravotně nezávadnou koncentraci (prahovou hodnotu) azbestových vláken, je nutné zamezit uvolňování azbestových vláken do prostoru a tím koncentraci azbestových vláken minimalizovat. Zdravotní riziko vzrůstá zvláště s koncentrací azbestových vláken v prostoru a s dobou jejich působení na osoby (doba expozice). Nemoci z azbestu vznikají zpravidla po mnohaleté latenci (15 až 50 let) od začátku expozice. Nicméně nejrizikovější skupinou jsou děti ve věku 2–16 let, kdy je cca 3x větší vnímavost ke karcinogenům v důsledku nevyzrálosti organismu.

Světovou zdravotnickou organizací (WHO) byla doporučena pro vnitřní prostředí limitní hodnota 1 000 vláken/m³. V ČR je tento limit stanoven vyhláškou č. 6/2003 Sb. a platí pro respirabilní azbestová a minerální vlákna dohromady. Přítomnost azbestu v materiálech není sama o sobě problémem a ve většině případů není třeba azbestové materiály okamžitě odstranit. Problém nastává, až když se nevhodným zásahem uvolní azbestová vlákna do vzduchu (vrtáním, broušením, lámáním, trháním atd.). Masivní uvolňování azbestových vláken do vzduchu hrozí zejména při neodborně prováděné sanaci azbestu nebo rekonstrukci, zasahující do konstrukcí obsahujících azbestové materiály. Pokud nejsou azbestové materiály nijak narušovány, je pravděpodobnost samovolného uvolňování azbestových vláken do vzduchu malá. Abychom se tedy vyvarovali negativního působení azbestu, je třeba zejména vědět, kde se nalézá.

Ochrana před účinky azbestu se odrazila v nové legislativě EU, a to především ve SMĚRNICI EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY **2009/148/ES o ochraně zaměstnanců před riziky spojenými s expozicí azbestu při práci** ve znění z 22. 11. 2023. Všechny státy EU musí splňovat celou řadu nových nařízení, které se přímo vztahují na zacházení s azbestem s ohledem na ochranu životního

prostředí. Díky legislativním krokům EU se zabránilo dalšímu celoplošnému používání azbestu. Nicméně i nadále zůstává velké množství azbestových materiálů, které jsou zabudovány ve stavebních konstrukcích i technologických zařízeních.

STAVEBNĚ TECHNICKÝ PRŮZKUM

Zjištění přítomnosti azbestu (azbestový průzkum) v objektu je souhrnem mnoha navazujících činností, které vedou k jednoznačným závěrům o místě, množství, typech a nebezpečnosti azbestových materiálů a případně o přítomnosti uvolněných azbestových vláken ve vzduchu. Materiálů a konstrukčních systémů s azbestem se vyrábělo velké množství, v mnoha modifikacích a pod různými obchodními názvy, které samozřejmě slovo „azbest“ neobsahovaly. Navíc jsou často povrchově ošetřeny nebo překryty jinými typy bezazbestových materiálů.

Průzkum výskytu azbestu by měl obsahovat následující činnosti: prostudování stavební a související technické dokumentace, podrobnou vizuální prohlídku celého objektu (porovnání technické dokumentace se skutečností), konzultaci s pracovníky správy objektu, identifikace potenciálně azbestových materiálů, odběry a analýzy vzorků, analýzu rizik pro azbestové materiály (stanovení jejich nebezpečnosti) a v některých případech i monitoring/měření prostředí. Odběry i analýzy vzorků by měli provádět pracovníci subjektů akreditovaných podle ČSN EN ISO/IEC 17025. Pokud tomu tak není, jsou výsledky zpochybnitelné. Výsledky všech činností provedených v rámci azbestového průzkumu jsou zapracovány do souhrnné zprávy, která je podkladem pro zájemce o koupi či prodej objektu, pro banky a jiné instituce. Zprávu je také možno použít (i opakovaně) jako součást Souhrnné technické zprávy pro udělení stavebního povolení, a to podle vyhlášky č. 499/2006 Sb., o dokumentaci staveb, ve znění vyhlášky č. 62/2013 (Příloha č. 8, odstavec B.2.c).

Bohužel v ČR neexistuje jednotný postup, jak provádět azbestové průzkumy, jak prokazovat odbornou způsobilost, ani není zaveden systém vzdělávání azbestových inspektorů, tedy osob, které se touto činností zabývají. Také instituce vyjadřující se k výsledkům azbestových průzkumů (stavební úřady, hygienické stanice atd.) je v různých místech republiky posuzují různě. Za výsledky azbestového průzkumu jsou mnohdy považovány např. výsledky měření bez předcházejícího zjištění přítomnosti azbestových materiálů, samostatné protokoly o analýzách vzorků stavebních materiálů nebo dokonce čestné prohlášení o tom, že objekt azbest neobsahuje. Výše tyto uvedené příklady mohou vést k nesprávným závěrům.

ZÁKLADNÍ PRAVIDLA SANACE, TECHNICKÉ VYBAVENÍ

Sanace zpravidla probíhá v **uzavřeném tzv. podtlakovém kontrolovaném pásmu (KP)**, ve kterém musí být zajištěn podtlak. Uzavřená KP se nejčastěji používají pro sanaci azbestových materiálů ve vnitřním prostředí budov (konstrukční deskové materiály, příčky, podhledy, obklady, sendvičové obvodové pláště, nástřiky, potrubí atd.).

V uzavřeném KP musí být zajištěna kontinuální výměna vzduchu a dostatečný podtlak, aby nedocházelo k úniku azbestových vláken do okolí. Vzduch musí být odsáván tak, aby docházelo k šesti až osminásobné výměně vzduchu za hodinu. Počet zapojených odsávacích jednotek závisí na jejich výkonu a velikosti odsávaného prostoru. Odsavače vytváří v odsávaném prostoru podtlak zpravidla v rozmezí 10 až 40 Pa. Hodnoty podtlaku je nutné průběžně monitorovat pomocí kontinuálního záznamníku podtlaku a/nebo kontrolovat kalibrovaným měřidlem. Odsavač je zpravidla osazen třemi typy filtrů, a to tzv. předfiltrem zachycujícím hrubé nečistoty, panelovým filtrem zachycujícím střední nečistoty a HEPA filtrem třídy H13/14. Zanesení filtračních médií má vliv na výkon odsavače a v důsledku nadměrné tlakové ztráty na filtru může dojít i k jeho poškození. V případě poškození filtru hrozí únik azbestových vláken do okolního prostředí, a proto je nutná pravidelná kontrola.

Další možností je provádět sanační práce v **otevřeném KP**. Jedná se o ohraničený prostor, ve kterém probíhá sanace azbestu bez podtlaku. Nejčastěji se používá pro sanaci azbestových materiálů ve vnějším prostředí (střešních krytin z azbestocementových šablon, vlnitých desek nebo z asfaltových pásů

s azbestem, odstraňování většího volně ložených materiálů atd.). Ve vnitřním prostředí se otevřené KP využívá pro sanaci těsnících materiálů (např. plochých těsnění a šňůr) zabudovaných v přírubách tlakových potrubí a VZT, materiálů malých rozměrů / množství, volně ložených / skladovaných materiálů atd. Uzavřené i otevřené KP musí být vždy řádně označeno typovými výstražnými cedulemi, které upozorňují na práci s azbestem. Jak u uzavřeného, tak u otevřeného KP je nutné používat příslušné technologické vybavení a ochranné osobní pracovní pomůcky.

Pro účely dekontaminace pracovníků provádějících sanační práce v prostoru KP ve vnitřním i vnějším prostředí se používají zpravidla **personální dekontaminační systémy (DS)**, které zajišťují bezpečný přechod pracovníků z prostor mimo KP do KP, umožňují jejich očistu a zamezují tím kontaminaci okolí azbestovými vlákny uvolněnými z oděvů a obuvi pracovníků.

Jako DS lze použít komorový systém nebo jednoduché konstrukce z hliníkových, ocelových nebo dřevěných profilů, které se potahují pevnou neprodyšnou silnostěnnou PP/PE folií (zpravidla o minimální tloušťce stěny 0,2 mm). Vstup a výstup do/z DS je řešen přes PP/PE folie, a to buď se speciálními zipy nebo systémem překrývajících se folií. DS je rozděleno na několik samostatných prostor, a to na čistou šatnu (komora 1), sprchu (komora 2), špinavou šatnu (komora 3) obvykle včetně nožní lázně. Velikost jednotlivých komor je dána především počtem pracovníků, kteří budou v prostoru KP pracovat. Jedna komora by měla mít minimální rozměry cca 0,9 x 0,9 x 2 m. Prostřední komora je napojena na odsavač tak, aby byl zajištěn dostatečný podtlak a aby nedocházelo k úniku azbestových vláken mimo DS. Zároveň by měla být tato komora monitorována pomocí záznamníku podtlaku a/nebo kalibrovaným měřidlem. V určitých případech je možno použít k personální očistě namísto vodní sprchy sprchu vzduchovou nebo oděv vysát speciálním vysavačem.

V KP je veškerý azbestový materiál zpravidla penetrován enkapsulačním prostředkem a průběžně ukládán/balen do speciálních obalů jako jsou: PP/PE silnostěnné velkoobjemové (tzv. BIGBAGy) nebo maloobjemové vaky, silnostěnné PP/PE fólie atd. Veškeré obaly musí být po uzavření opatřeny samolepícím štítkem, který obsahuje označení azbestového odpadu, katalogové číslo odpadu a název firmy, která odpad balila.

Po odstranění všech azbestových materiálů je nutné celý prostor KP vysát účinnými vysavači s HEPA filtry H13/14, které jsou schopny zachytit respirabilní prachové částice

Při práci s azbestovými materiály je nutné dodržovat **zásady BOZP**, zejména pak v oblasti ochrany dýchacího ústrojí. Všichni pracovníci, kteří budou pracovat v KP s azbestovými materiály, musí mít lékařský posudek o zdravotní způsobilosti pro práce s azbestem. Každý pracovník provádějící sanaci azbestu musí mít k dispozici následující OOPP:

- Masku celoobličejovou nebo polomasku s výměnnými filtry třídy FFP3.
- Ochranný jednorázový overal s kapucí. Rukávy a nohavice musí být uzpůsobeny tak, aby pevně obepnuly ruce a nohy. Oblek je kategorie III a zároveň typu 5 (prachotěsný) a typu 6 (těsný proti potřísnění kapalinami) viz obr. č. 23 a 32.
- Pracovní obuv musí být nejméně kategorie S3.
- Ochranné brýle, rukavice a přilba (volba těchto prostředků závisí na typu sanačních prací).

Pro přesun sanovaného zabaleného azbestového odpadu z uzavřeného podtlakového KP do prostoru mimo KP se používá **materiálová propust (MP)**. Ta může také sloužit pro dočasné uložení sanovaného zabaleného azbestového odpadu a jeho následný transport do příslušného kontejneru.

Azbestový odpad je předáván oprávněnému subjektu k odvozu a likvidaci na příslušné skládce. Odvoz kontejnerů s azbestovým odpadem zajišťuje oprávněný subjekt v souladu s platnou legislativou ČR a EU pro přepravu nebezpečných odpadů.

Po ukončení sanačních prací musí být provedeno **kontrolní měření na stanovení koncentrace azbestových vláken v ovzduší**, a to v souladu s ČSN EN ISO 16000-7:2007; Vnitřní ovzduší – Část 7: Postup odběru vzorku při stanovení koncentrace azbestových vláken v ovzduší. Počty měření jsou

zpravidla stanovovány ve spolupráci s místně příslušnou krajskou hygienickou stanicí (KHS). Hlavním kritériem úspěšného ukončení sanace ve vnitřním prostředí je obvykle nepřekročení limitní početní koncentrace respirabilních azbestových a ostatních minerálních vláken 1 000 vláken/m³, která je dána vyhláškou č. 6/2003 Sb.

OPRÁVNĚNÍ PRO SANACI AZBESTU

Sanace azbestu je soubor technicky a technologicky velmi náročných činností, a proto ji mohou provádět jen firmy, které mají dostatečné zkušenosti, technologické vybavení a dostatečný počet proškolených pracovníků.

- Firma sanující azbest je povinna sanaci ohlásit minimálně 30 dní před zahájením prací, a to místně příslušné KHS, a to podle § 41 zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví; resp. jeho novely zákona č. 392/2005 Sb. Hlášení prací s azbestem není vyžadováno jde-li o práce s ojedinelou a krátkodobou expozicí azbestu, které jsou definovány vyhláškou č. 394/2006 Sb.
- Náležitosti hlášení prací s azbestem a kategorizaci prací řeší vyhláška č. 432/2003 Sb. k zákonu o ochraně veřejného zdraví č. 258/2000 Sb. v aktuálním znění, kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli.
- Hlášení prací s azbestem obsahuje plán prací a technologický postup, které příslušná KHS schvaluje a případně vyžaduje jeho doplnění.
- Sanační firma musí mít zajištěn odvoz azbestového odpadu, a to prostřednictvím subjektu, který má povolení „nakládat s odpadem obsahujícím azbest“.
- Sanační firma musí vést evidenci o vstupu do KP dle § 7 zákona č. 309/2006 Sb. a také evidenci rizikových prací pro všechny pracovníky „v riziku“, a to v rozsahu stanoveném § 40 zákona č. 258/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Evidence rizikových prací musí být uložena k archivaci na stanovenou dobu 40 let od ukončení expozice!

Nicméně v ČR není obecně vyžadováno žádné speciální povolení / odbornost pro firmy sanující azbest. Z důvodu, že není vyvíjen tlak na kvalitu a bezpečnost při provádění sanačních prací, provádí se sanace v mnoha případech neodborně se snahou obcházet bezpečnostní rizika za účelem úspor. Fakticky neexistuje kontrola dodržování postupu sanačních prací ze strany KHS příp. nezávislé supervize, která by práce kontrolovala pro investory. Pro realizaci sanačních prací chybí metodická podpora.

DALŠÍ KROKY V ŘEŠENÍ PROBLEMATIKY AZBESTU V ČR

Z hlediska výše citované směrnice EP a Rady 2009/148/ES bude nutná realizace následujících kroků:

- Zpracování metodik pro stavebně technický průzkum (STP) budov na přítomnost azbestu a pro sanaci azbestu.
- Zajištění státem akreditovaného systému školení pro provádění STP a sanačních prací.
- Zavedení státem garantované certifikace/oprávnění sanačních firem vč. vytvoření registru sanačních firem.
- Zajištění školení pro všechny zaměstnance, kteří jsou vystaveni nebo by mohli být vystaveni azbestovému prachu (tzv. azbestové minimum).
- Podpora vytvoření registru budov s výskytem azbestu na lokální nebo celostátní úrovni.
- Vyšší podpora financování odstraňování azbestových materiálů jak u právnických, tak u fyzických osob, a to za využití strukturálních fondů a dotací EU.

ELIMINACE PESTICIDŮ VE ZRANITELNÝCH OBLASTECH (CHKO A OPVZ)

Tat'ána Halešová¹⁾, Zuzana Bílková¹⁾, Petr Karásek²⁾

¹⁾ ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9,

e-mail: tatana.halesova@alsglobal.com

²⁾ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 00 Praha 5

Úvod

V důsledku zemědělského hospodaření dochází i při dodržování zásad správné zemědělské praxe ke kontaminaci půdy, povrchových a podzemních vod. Navzdory přísným ochranným opatřením se s pesticidy bohužel potýkají i chráněné oblasti, které jsou všeobecně považovány za lokality prosté znečištění, a nezdědky bývají zasaženy i vodní zdroje využívané pro výrobu pitné vody. Výsledkem je jednak zhoršená kvalita vod, jednak postupné zakazování osvědčených a účinných, avšak v životním prostředí perzistentních pesticidů.

Spotřeba pesticidů

Moderní zemědělství se ve snaze zajistit co nejlepší výnosy spoléhá ve velké míře na pesticidy. Spotřebu účinných pesticidních látek obsažených v přípravcích na ochranu rostlin (POR) se sice daří snižovat, ale používání pesticidů v zemědělství úplně zabránit nelze. Podle statistiky, kterou v České republice vede Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) [1], dosáhla ve sledovaném období 2009 až 2022 celková spotřeba účinných pesticidních látek na zemědělské půdě, v mořících stanicích a ve skladech rostlinných produktů svého vrcholu v roce 2012, kdy činila 5,7 t. Od té doby se spotřeba soustavně snižuje a v roce 2022 klesla na hodnotu 3,7 t.

Výskyt pesticidů v povrchových, podzemních a pitných vodách

Jakost českých povrchových a podzemních vod s ohledem na koncentraci pesticidních látek nedávno zhodnotil Nejvyšší kontrolní úřad (NKÚ), a to ve svém Kontrolním závěru č. 20/04 [2]. Sledovaným obdobím byl úsek let 2013–2019. Do monitoringu, který zajišťovaly státní podniky povodí a Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ), bylo zahrnuto 559 monitorovaných míst a 289 pesticidních látek v případě povrchových vod a 689 monitorovaných míst a 229 pesticidních látek v případě podzemních vod. V povrchových vodách byla každý rok alespoň jedna pesticidní látka zjištěna v průměru na 88 % míst a v průměru na 26 % míst byla alespoň u jedné pesticidní látky překročena norma environmentální kvality (NEK). V podzemních vodách byla každý rok alespoň jedna pesticidní látka zjištěna v průměru na 55 % míst, v průměru na 39 % míst byla alespoň u jedné pesticidní látky překročena norma jakosti a v průměru na 27 % míst byla překročena norma jakosti pro úhrn všech zjištěných pesticidních látek. U obou typů vod počet míst se zjištěnou pesticidní látkou i počet míst s překročeným příslušným limitem pro jednotlivou pesticidní látku/sumu pesticidů ve sledovaném období celkově rostl. U obou typů vod byly taktéž mezi zjištěnými pesticidními látkami i látky zakázané nebo už nepoužívané, a i u těchto látek docházelo k překračování limitů.

Kvalita environmentálních vod úzce souvisí s kvalitou pitné vody. Pesticidy bohužel představují nejčastější příčinou povolování výjimek z hygienického limitu pro pitnou vodu. V roce 2022 byla výjimka udělena celkem 107 zásobovaným oblastem, přičemž u 74 oblastí byly příčinou udělení výjimky právě pesticidní látky, nejčastěji acetochlor ESA [3].

Denitrifikační štěpkové bioreaktory

Řešením situace mohou být pasivní, snadno udržovatelné a nízkonákladové *in situ* denitrifikační štěpkové bioreaktory, které jsou již v některých zemích (např. v USA) s úspěchem používány k odstraňování jiného typu zemědělského znečištění, a sice dusičnanů, a to přímo v místě jeho vzniku, a zabraňují tak jeho dalšímu šíření do životního prostředí. Jedná se o relativně jednoduchou technologii,

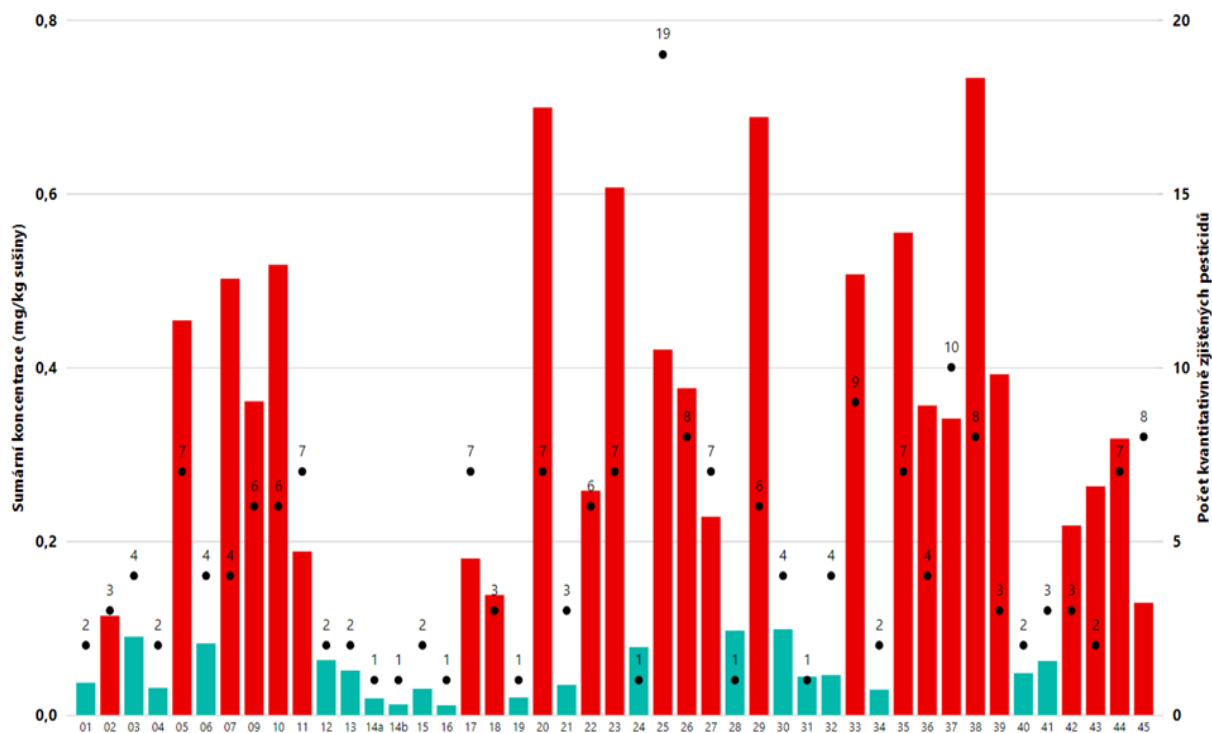
jejímž principem je průchod vody přes lože tvořené dřevní štěpkou. Biodostupný organický uhlík, který dřevní štěpka poskytuje mikroorganismům, podporuje heterotrofní denitrifikaci přeměňující dusičnany na plynný dusík, příp. oxid dusný [4]. V případě pesticidů přichází v prostoru bioreaktoru v úvahu několik dekontaminačních mechanismů, zejm. pak sorpce a mikrobiální rozklad.

Projekt ELIPES

Ověřit využitelnost štěpkových denitrifikačních bioreaktorů pro souběžné odstraňování jak dusičnanů, tak i pesticidních látek nacházejících se v povrchovém odtoku ze zemědělsky využívaných ploch – to je cíl aktuálně řešeného projektu SS06020006 s názvem „Komplexní zhodnocení kontaminace půd pesticidními látkami a *in-situ* remediační opatření k eliminaci jejich vstupu do podzemních vod“. Projekt je pod vedením ALS Czech Republic, jakožto hlavního příjemce, realizován v letech 2023 až 2025, a to v rámci programu Technologické agentury České republiky. Dále se na řešení projektu podílí odborníci z Fakulty stavební Vysokého učení technického v Brně, Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP) a ze společnosti EPS biotechnology, s.r.o. O výsledky projektu projevil zájem jak zemědělské družstvo, tak výrobci pitné a balené vody a řada státních institucí zabývajících se kvalitou a ochranou vod.

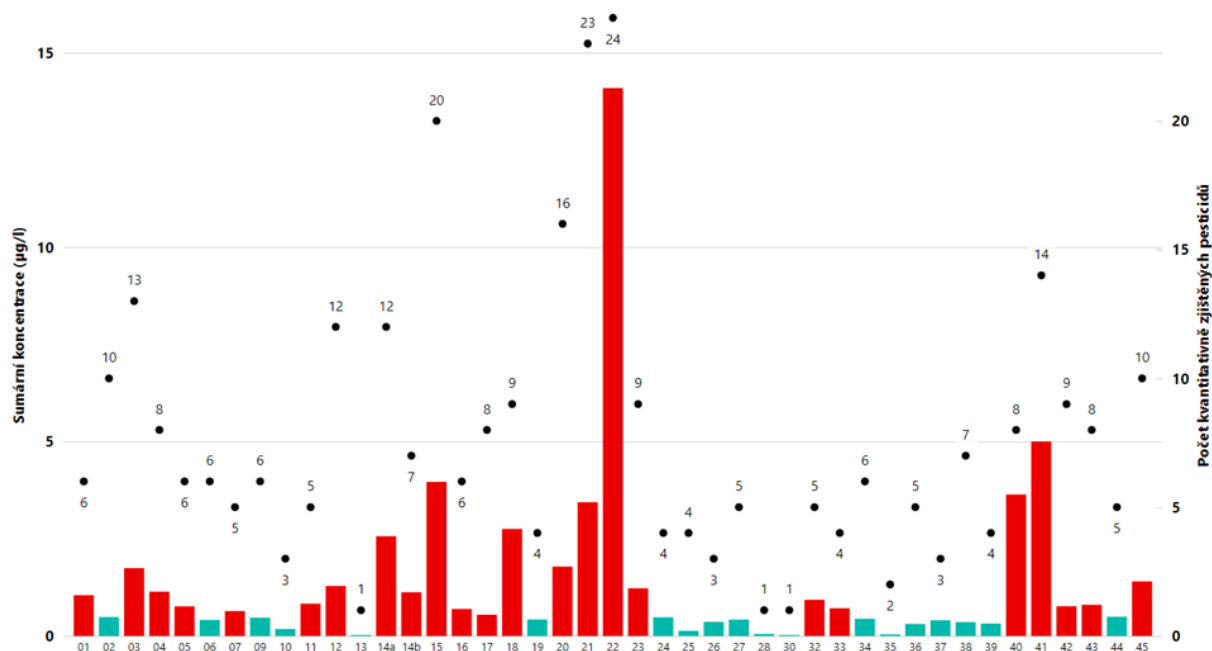
Projekt byl zahájen v červnu 2023 monitoringem pesticidních látek v zemědělských půdách a okolních povrchových vodách odebraných ze 45 lokalit napříč celou Českou republikou. Ke stanovení širokého spektra účinných pesticidních látek a jejich metabolitů (308, resp. 352 parametrů) byly v laboratořích ALS Czech Republic využity metody založené na kapalinové chromatografii s hmotnostní detekcí. Rozsah stanovovaných látek vycházel z analýzy rizik zohledňující spotřebu pesticidů a jejich vlastnosti, jako je toxicita nebo perzistence. Výsledky monitoringu jsou shrnuty na obr. 1 a 2. Sumární koncentrace byla vypočtena jako součet všech kvantitativně zjištěných účinných pesticidních látek a jejich metabolitů, relevantních i nerelevantních, a pro každý vzorek porovnána s legislativními limity – dříve platným limitem pro půdu 0,1 mg/kg sušiny [5], neboť současná legislativa EU a ČR výskyt pesticidů v půdách neupravuje, a navrhovaným limitem pro povrchovou vodu 0,5 µg/l [6], do něhož byly pro přehlednost započítány i nerelevantní metabolity.

Pesticidy byly zjištěny ve všech odebraných vzorcích půdy, a to v rozsahu od 0,01 do 0,73 mg/kg sušiny. Zdaleka nejvíce zastoupenou skupinou byly glyfosátové pesticidy, tedy herbicid glyfosát, a především jeho metabolit AMPA, jejichž sumární koncentrace se ve 36 vzorcích ze 45 odebraných pohybovala v rozsahu od 0,01 do 0,46 mg/kg sušiny.



Obr. 1: Sumární koncentrace účinných pesticidních látek a jejich metabolitů v zemědělských půdách České republiky. Červeně jsou vyznačeny vzorky, které nevyhovely dříve platnému legislativnímu limitu 0,1 mg/kg sušiny [5].

V povrchových vodách byly pesticidy zjištěny ve 43 vzorcích z 45 odebraných, a to v koncentraci 0,01 $\mu\text{g/l}$ až 14,09 $\mu\text{g/l}$. Nejvíce byly zastoupeny pesticidy chloracetanilidové a glyfosátové.



Obr. 2: Sumární koncentrace účinných pesticidních látek a jejich metabolitů v povrchových vodách České republiky. Červeně jsou vyznačeny vzorky, které nevyhovely navrhanému legislativnímu limitu [6], upravenému pro potřeby tohoto příspěvku.

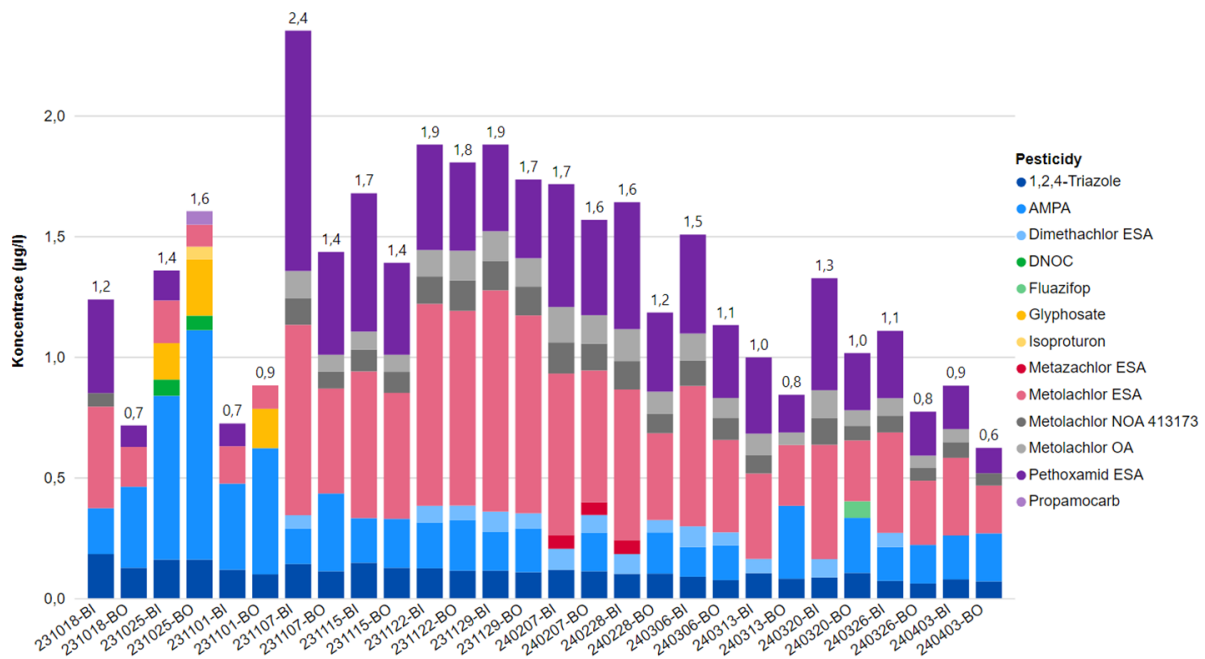
Na podzim 2023 navázalo na monitoring pesticidů v půdách a vodách vybudování poloprovodní jednotky denitrifikačního bioreaktoru (obr. 3), a to v experimentálním povodí VÚMOPU, které se nachází na rozhraní obcí Němčice a Žďár (okr. Blansko), tj. na samém okraji chráněného území CHKO Moravský kras, a které je z hlediska pesticidů problematické.

Základem konstrukce poloprovodní jednotky bioreaktoru je na zakázku vyrobená atypická válcová nádrž se specifickým vnitřním uspořádáním a objemem cca 5 m³. Nádrž je usazena cca 70 cm pod úroveň terénu, naplněna topolovou dřevní štěpkou o velikostní frakci 0–40 mm a zaplavena vodou. Plnění nádrže štěpkou probíhalo postupně, v závislosti na nasycení štěpky vodou a jejím usazování na dně nádrže. Z důvodu odlehlosti lokality je poloprovodní jednotka zásobována elektrickou energií ze solárního panelu. Provoz bioreaktoru je sice navržen jako bezúdržbový, elektrická energie je však nezbytná pro automatické vzorkovače, čidla měřící základní fyzikální a chemické parametry a datovou stanici s dálkovým přenosem dat v reálném čase do on-line prostředí, kterými je poloprovodní jednotka vybavena. Voda je do bioreaktoru kontinuálně přiváděna z blízkého vodního toku bezúdržbovou gravitační metodou. Toto řešení si vyžádalo vybudování malé hrázky, která vzdouvá vodní hladinu toku o cca 60 cm nad stávající úroveň. Z hrázky je korytem toku vedeno cca 100 m dlouhé plastové vodovodní potrubí, které přivádí vodu přímo do bioreaktoru. Ústí potrubí je osazeno škrťacím ventilem, který umožňuje regulovat průtok vody bioreaktorem.

Bioreaktor byl uveden do provozu začátkem října 2023. Cílem projektu je navrhnout takové provozní podmínky bioreaktoru, které v maximální možné míře usnadní přirozené procesy mikrobiálního rozkladu pesticidů, případně tyto procesy podpořit aktivním zásahem do fyzikálně-chemické kompozice bioreaktoru a jeho mikroflóry. Na obr. 4 jsou sumarizovány doposud zjištěné koncentrace pesticidů na přítoku a odtoku do/z bioreaktoru, zahrnující jak prvotní náběhovou fázi bioreaktoru, kdy účinnost odstranění kolísala a dosahovala i záporných hodnot, tak období zimy, kdy účinnost odstranění výrazně poklesla z důvodu omezené mikrobiální aktivity. Aktuální účinnost odstranění pesticidů sorpcí a přirozeným mikrobiálním rozkladem se pohybuje okolo 30 %.



Obr. 3: Poloprovodní jednotka štěpkového denitrifikačního bioreaktoru určená k souběžnému odstraňování dusičnanů a pesticidů



Obr. 4: Pesticidy na přítoku a odtoku z poloprovozní jednotky denitrifikačního štěpkového bioreaktoru

Literatura

- [1] eagri.cz
- [2] Kontrolní závěr z kontrolní akce č. 20/04: Intervence k zajištění udržitelné jakosti vod. Nejvyšší kontrolní úřad, 2021.
- [3] Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2022. Státní zdravotní ústav, 2023.
- [4] SCHIPPER ET AL. (2010): Denitrifying bioreactors – An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological Engineering*, 36: 1532–1543. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.008.
- [5] Vyhláška Ministerstva životního prostředí ze dne 29. prosince 1993, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
- [6] Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady COM(2022) 540 final ze dne 26.10.2022, kterou se mění směrnice 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, směrnice 2006/118/ES o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu a směrnice 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.

MŮŽEME INOVATIVNÍMI BIOREAKTORY ZMÍRNIT DOPADY ZEMĚDĚLSKÉ KONTAMINACE?

Martina Siglová, Petr Beneš, Lenka Cihelková
EPS Biotechnology, s.r.o., V Pastouškách 205, 686 04 Kunovice,
e-mail: martina.siglova@epsbiotechnology.cz

Úvod

Ve světě, kde se rozvíjí moderní zemědělství a průmysl, je stále naléhavější sledovat vliv lidských aktivit na životní prostředí. Jedním z klíčových aspektů, který vyvolává znepokojení a potřebu hlubšího zkoumání, je výskyt pesticidů ve vodách. Pesticidy, sloužící k ochraně plodin před škůdci a chorobami, se nevyhnutelně dostávají do vodních zdrojů, což může mít dalekosáhlé důsledky pro ekosystémy a lidské zdraví.

Tato problematika je nejen globální, ale i multidimenzionální, zasahující do rozmanitých aspektů ekologie, biologie vodních ekosystémů a nejen jich. Jednou z klíčových složek, které jsou přítomnými pesticidy zasaženy, je mikrobiota vod. Mikroorganismy hrají ve vodních ekosystémech klíčovou roli, podílejí se na rozkladu organických látek, udržují ekosystém v rovnováze a přispívají k celkové kvalitě vody. Vliv pesticidů na tuto mikrobiotu může být značný a může mít dalekosáhlé následky pro stabilitu celých vodních ekosystémů.

Cílem tohoto přehledu je nejen zhodnocení potenciálního dopadu látek z rodiny pesticidů na mikrobiotu vod, ale rovněž posouzení možnosti implementace nápravného technologického opatření přímo u zdroje znečištění s cílem přispět k ochraně životního prostředí a lidského zdraví.

Účinky pesticidů na mikroorganismy ve vodách

Pesticidy, které jsou široce používány v moderním zemědělství a dalších odvětvích, mají významný dopad nejen na mikroorganismy ve vodních ekosystémech. Tyto chemické látky mohou mít různorodé a často komplexní účinky na přítomnou mikrobiotu, ale i další organismy a rostliny, která s nimi přicházejí do styku, člověka nevyjímaje. Pro zjednodušení zůstaneme v tuto chvíli pouze u popisu interakcí mezi pesticidními látkami a vodními mikroorganismy, jež jsou klíčovým prvkem pro správné fungování ekosystémů vodních toků, jezer a podzemních vod. Představme si několik konkrétních příkladů, jak pesticidy ovlivňují mikroorganismy a jaké následky to může mít na ekologickou rovnováhu vodních prostředí.

1. **Inhibice enzymatických aktivit:** Pesticidy, zejména organofosfátové a karbamátové insekticidy, mohou ovlivňovat enzymatické aktivity mikroorganismů ve vodách. Tyto látky mohou blokovat nebo inhibovat enzymy, které jsou zásadní pro metabolické procesy mikroorganismů. To může mít za následek snížení schopnosti mikroorganismů rozkládat organické látky a udržovat ekosystém ve zdravé rovnováze.

Organofosfátové a karbamátové insekticidy patří mezi nejčastěji používané pesticidy, které mohou způsobit inhibici enzymatických aktivit mikroorganismů ve vodních ekosystémech. Tyto pesticidy jsou navrženy tak, aby působily na nervový systém hmyzu, ale jejich účinky nejsou omezeny pouze na cílové organismy.

Bakterie, konkrétně nitrifikační bakterie, mohou být vystaveny negativním účinkům těchto insekticidů. Tyto bakterie jsou klíčové pro nitrifikaci, proces, při kterém se amoniak přeměňuje na dusičnany. Organofosfáty mohou inhibovat enzymy, které jsou zapojeny do této nitrifikační dráhy, což může snížit schopnost bakterií provádět tento důležitý proces.

Například insekticid malathion, patřící mezi organofosfátové pesticidy, může inhibovat enzymy, jako je acetylcholinesteráza, která je klíčová nejen pro nervový systém hmyzu, ale i pro některé mikroorganismy. Tento druh inhibice může narušit normální funkce enzymů a metabolické procesy, což má za následek oslabení mikroorganismů a snížení jejich schopnosti účinně pracovat v ekosystému [1].

2. **Změny v bakteriální komunitě:** Pesticidy mohou měnit složení bakteriálních komunit ve vodních ekosystémech. Některé bakterie jsou schopny metabolizovat pesticidy, zatímco jiné jsou na ně citlivé. Tím dochází ke změnám v biodiverzitě a abundanci bakterií, což má důsledky pro celkovou stabilitu ekosystému. Například fungicidy mohou selektivně ovlivnit bakterie podílející se na rozkladu organických látek. Herbicidy, jako jsou glyfosát nebo atrazin, jsou či byly často používány v zemědělství k potlačení rostlin. Tyto látky mohou mít nepřímý vliv na bakteriální komunitu ve vodních prostředích. Například atrazin (který je v současnosti již zakázaný) a jeho metabolity, které patří do skupiny triazinových herbicidů, mohou selektivně ovlivňovat bakterie podílející se na rozkladu organických látek. Tyto bakterie jsou obvykle odpovědné za rozklad odumřelých rostlin a živočichů, a pokud jsou vystaveny herbicidům, může se snížit jejich schopnost efektivně provádět rozkladné procesy. To zase může mít důsledky na celkovou strukturu ekosystému, protože se mění dostupnost živin pro ostatní organismy v prostředí [1].
3. **Toxické účinky na řasy a sinice:** Některé pesticidy mají přímé toxické účinky na řasy a sinice, které jsou klíčovými primárními producenty vodních ekosystémů. Herbicidy, které jsou určeny k potlačení rostlin, mohou způsobit poškození nebo úplné odumírání těchto mikroorganismů. Tím se narušuje potravní řetězec a ovlivňuje dostupnost živin pro další organismy v ekosystému. Herbicidy jako paraquat nebo diuron jsou známé svými toxickými účinky na fotosyntetizující organismy, mezi něž patří i řasy a sinice. Tyto mikroorganismy jsou klíčovými primárními producenty ve vodních ekosystémech a jakmile jsou narušeny, celý ekosystém může být ohrožen. Např. paraquat, pyridiniumový herbicid, může poškodit fotosyntetický aparát v buňkách řas a sinic, což vede k inhibici fotosyntézy. Tento proces může způsobit hromadění toxických metabolitů a reaktivních kyslíkových druhů, což následně vede k odumírání řas a sinic. To má za následek snížení dostupnosti potravy pro další články potravního řetězce a může ohrozit i organismy vyšších úrovní [1].
4. **Akumulace v sedimentech:** Mnohé pesticidy mají tendenci akumulovat se v sedimentech na dně vodních nádrží a toků. Tato akumulace může mít dlouhodobé účinky na mikroorganismy, které obývají tento prostor. Například pyrethroidní insekticidy mohou přetrvávat v sedimentech a postupně se uvolňovat do vody, což zvyšuje expozici mikroorganismů. Pyrethroidní insekticidy, jako je například deltamethrin, mají tendenci se hromadit v sedimentech na dně vodních nádrží a toků. Tato akumulace může přímým způsobem ovlivnit mikroorganismy, které obývají tento prostor. Mikroorganismy v sedimentech, jako jsou anaerobní bakterie, jsou vystaveny dlouhodobému působení pyrethroidů. Tyto látky mohou narušovat normální funkce membrán bakterií, což vede k oslabení jejich metabolických procesů. Dále mohou pyrethroidy ovlivňovat predátory mikroorganismů, jako jsou prvoci a mikroorganismy vyšších řádů, což má kaskádové účinky na celý ekosystém sedimentů [1].
5. **Vliv na symbiotické vztahy:** Některé mikroorganismy jsou ve vodních ekosystémech součástí symbiotických vztahů s vyššími organismy, například s vodními hmyzem nebo rybami. Pesticidy mohou narušit tyto symbiotické vztahy tím, že buď přímo působí na mikroorganismy, nebo ovlivňují hostitelské organismy, což má kaskádové účinky na celý ekosystém. Herbicidy a fungicidy mohou ovlivňovat symbiotické vztahy mezi mikroorganismy a vyššími organismy, jako jsou vodní hmyz nebo ryby. Například fungicidní látky, jako je chlorpyrifos, mohou mít nepřímý vliv na bakterie, které jsou spojeny s trávicím traktem některých vodních bezobratlých. Tyto bakterie jsou klíčové pro trávení potravy a poskytují vodním organismům živiny. Když jsou tyto bakterie vystaveny fungicidům, může se narušit normální trávení hostitelského organismu, což má za následek ztrátu živin a oslabení celého symbiotického systému [1].

6. **Vývoj rezistence:** Prolongované vystavení pesticidům může vést k vývoji rezistence u některých mikroorganismů. Mikroorganismy s genetickými mutacemi, které jim umožňují odolávat účinkům pesticidů, mohou postupně dominovat v populaci. To může mít za následek sníženou účinnost pesticidů a další komplikace při kontrole škůdců [1].

Zmíněné příklady ukazují, že účinky pesticidů na mikroorganismy ve vodách jsou komplexní a mohou se projevovat na různých úrovních ekologického systému. Chápání těchto účinků je klíčové pro formulaci opatření a politik, které budou směřovat k ochraně vodních ekosystémů před negativními dopady pesticidů.

Výzkumný projekt ELIPES pohledem moderních environmentálních biotechnologií

Společnost EPS biotechnology, s.r.o. je v současnosti jedním ze spoluřešitelů projektu s názvem „Komplexní zhodnocení kontaminace půd pesticidními látkami a *in-situ* remediační opatření k eliminaci jejich vstupu do podzemních vod“, s identifikátorem SS06020006, který je rovněž představen v příspěvku Ing. Taťány Halešové s názvem „ELIMINACE PESTICIDŮ VE ZRANITELNÝCH OBLASTECH (CHKO A OPVZ)“, avšak z rozdílného úhlu pohledu.

Hlavním cílem projektu je přispět k poznání zatížení půdy a vody v ČR pesticidními látkami, navrhnout a ověřit účinnost specifického zařízení (denitrifikačního bioreaktoru s přidruženou sorpcí či biodegradací mikropolutantů) pro jeho omezení. Dílčí cíle, které se v projektu řeší jsou:

- 1) Komplexní zhodnocení kontaminace půd pesticidními látkami na vybraných místech ČR.
- 2) Ověření využitelnosti denitrifikačních bioreaktorů pro souběžné odstranění pesticidních látek a dusičnanů ze smyvů odtékajících ze zemědělsky obhospodařovaných ploch v poloprovozních podmínkách.
- 3) Monitoring degradace pesticidů a experimentální testování zvýšení účinnosti biodegradčních procesů pomocí biostimulace/bioaugmentace. Při těchto činnostech se průběžně monitoruje využití přirozeně se vyskytujících degradérů z řad bakterií, nižších hub apod. z lokalit dlouhodobě kontaminovaných pesticidními látkami.

Celý projekt byl postaven na myšlence převzaté ze zahraničí, konkrétně na využití dřevní štěpky v roli substrátu, nosiče biofilmu i donoru mikroorganismů primárně pro proces denitrifikace, která se poprvé objevila v 90. letech 20. století v Evropě, a to v reakci na rostoucí potřebu efektivnějšího a udržitelnějšího odstraňování dusíkatých sloučenin z odpadních vod. Štěpkové denitrifikační reaktory (dále jen ŠDR) představují relativně novou technologii v oblasti čištění odpadních vod, která se v posledních letech těší rostoucímu zájmu. Hlavními průkopníky ŠDR byli vědci z Nizozemí, Dánska a Švédska. První reaktory ve full-scale měřítku byly instalovány v zemědělských provozech a průmyslových podnicích nejen v Evropě na počátku 21. století. Technologie se rychle rozvíjela a v současnosti se ŠDR používají v široké škále aplikací, včetně čištění komunálních odpadních vod, průmyslových odpadních vod a zemědělských odpadních vod.



Obr. 1: Pohled na full-scale denitrifikační štěpkový bioreaktor provozovaný na území provincie Ontario v Kanadě [2].

Výsledky provozu ŠDR jsou obecně velmi pozitivní. Technologie se ukázala jako efektivní při odstraňování dusíkatých sloučenin z odpadních vod, a to i za nízkých koncentrací nitrátů. ŠDR jsou také energeticky šetrné a jejich pořizovací cena je nízká a rovněž jejich provoz je levný. S narůstajícími zkušenostmi bylo zřejmé, že ŠDR jsou schopny eliminovat i jiné typy látek než jen nitráty. Příkladem jsou fosforečnany, těžké kovy a vzhledem k jejich využití v rámci zemědělských provozů došlo ke zjištění, že dochází i ke snížení koncentrací některých pesticidů. Odtud byl již jen malý krok k tématu našeho výzkumného projektu ELIPES.

Projekt probíhá v současnosti v povodí Němčického potoka v CHKO Moravský kras, kde byl vystavěn poloproduční bioreaktor, který je zobrazen na obr. 1. Směs pesticidních látek a jejich metabolitů, které se na této lokalitě vyskytují ve zvýšené míře, je pak uveden v tabulce 1.



Obr. 2: Pohled na testovací, pilotní reaktor provozovaný v rámci projektu ELIPES.

Tab. 1: Výskyt nejvíce zastoupených pesticidů v Němčickém potoku – stav z podzimních měsíců roku 2023

Datum	1,2,4-Triazol µg/l	AMPA µg/l	dimethyl aminosu lfanilid µg/l	glyfosát µg/l	metolachlor ESA µg/l	metolachlor NOA 413173 µg/l	metolachlor OA µg/l	pethoxamid ESA µg/l
18.10.2023	0,183	0,190	<0,050	<0,100	0,421	0,056	<0,050	0,388
25.10.2023	0,160	0,679	<0,050	0,151	0,177	<0,050	<0,050	0,124
01.11.2023	0,118	0,357	<0,050	<0,100	0,155	<0,050	<0,050	0,094
07.11.2023	0,142	0,147	<0,050	<0,100	0,789	0,111	0,112	0,996
15.11.2023	0,147	0,185	<0,050	<0,100	0,608	0,090	0,075	0,573
22.11.2023	0,124	0,190	<0,050	<0,100	0,837	0,113	0,11	0,437
29.11.2023	0,114	0,160	<0,050	<0,100	0,917	0,122	0,123	0,359

V gesci společnosti EPS biotechnology, s.r.o. je zejména monitoring mikrobiologických procesů probíhajících v bioreaktoru a jejich popis v kontextu ostatních sledovaných parametrů. Mikrobiální komunita bioreaktorů by měla být velmi rozmanitá, ideálně s převahou denitrifikačních bakterií, jako jsou *Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas denitrificans*, či *Thiobacillus denitrificans*. Z prvních mikrobiologických rozborů však vyplynulo, že rozvoj denitrifikační mikroflóry byl a je poměrně pomalý a oproti literárním údajům byli zaznamenáni zejména denitrifikanti z r. *Flavobacterium* a *Pseudomonas*, a to v množstvích, které bychom pomocí plánovaných optimalizačních kroků rádi navýšili.

Účinnost denitrifikace lze ovlivnit různými faktory, jako jsou teplota, pH, koncentrace dusičnanů a organických látek v čištěné vodě. Denitrifikační bakterie využívají organické látky jako uhlíkaté substráty pro svou činnost. Tyto organické látky jsou přítomné buď přímo v čištěných vodách a také v eluátu z dřevní štěpky. Pro efektivní fungování bioreaktorů je důležité monitorovat mikrobiální komunitu a proces denitrifikace. To může být dosaženo pomocí sledování biomasy bakterií, koncentrace dusičnanů a dalších parametrů v prostředí jako jsou teplota, pH, koncentrace kyslíku, organických látek a dostupnost živin. Na základě monitorování těchto parametrů je možné provádět kontrolu prostředí v bioreaktoru a optimalizovat podmínky pro růst a činnost denitrifikačních mikroorganismů, což jsou témata, kterým věnujeme intenzivní pozornost právě v současných měsících.

Kromě procesu denitrifikace je sledován i osud přítomných pesticidních látek, které se na lokalitě vyskytují v množství desetin mikrogramů na litr vody (viz tabulka 1). Na základě dostupných literárních informací lze obecně říci, že pesticidy, které jsou biologicky rozložitelné za aerobních či mikroaerofilních podmínek, mají potenciál k rozkladu i v ŠDR. Patří sem například některé organofosfáty, karbamáty či chloracetanilidové pesticidy. Vědci stále zkoumají rozložitelnost pesticidů v ŠDR a sbírají data o specifických pesticidech a podmínkách reaktorů. Tyto informace jsou důležité pro optimalizaci provozu ŠDR a pro posouzení jejich potenciálu pro synchronní odstraňování pesticidů a dusičnanů z kontaminovaných vod. Dosavadní příspěvek našeho výzkumného týmu k této problematice je shrnut v tabulce 2. Tato tabulka shrnuje nejen typy denitrifikačních mikroorganismů vyskytujících se v pilotním výzkumném reaktoru, ale rovněž typy mikroorganismů, které jsou popsány v souvislosti s biologickým rozkladem některého z přítomných pesticidů.

Tab. 2: Identifikované mikrobiální rody, u jejichž zástupců byla prokázána schopnost degradace jednoho ze sledovaných pesticidů anebo schopnost denitrifikace

Pesticid	Mikroorganismus	Denitrifikační mikroorganismy
		Mikroorganismus
AMPA	<i>Acidovorax</i>	<i>Acidovorax</i>
	<i>Flavobacterium</i>	<i>Aeromonas</i>
	<i>Novosphingobium</i>	<i>Aquabacterium</i>
	<i>Pseudomonas</i>	<i>Arenimonas</i>
	<i>Rhizobium</i>	<i>Bradyrhizobium</i>
	<i>Streptomyces</i>	<i>Brevundimonas</i>
	<i>Fusarium</i>	<i>Devosia</i>
	<i>Penicillium</i>	<i>Duganella</i>
	<i>Trichoderma</i>	<i>Flavobacterium</i>
	glyfosát	<i>Acidovorax</i>
<i>Aeromonas</i>		<i>Janthinobacterium</i>
<i>Flavobacterium</i>		<i>Limnohabitans</i>
<i>Novosphingobium</i>		<i>Malikia</i>
<i>Pseudomonas</i>		<i>Massilia</i>
<i>Rhizobium</i>		<i>Methylotenera</i>
<i>Sphingomonas</i>		<i>Novosphingobium</i>
<i>Streptomyces</i>		<i>Pseudarcobacter</i>
<i>Fusarium</i>		<i>Pseudomonas</i>
<i>Penicillium</i>		<i>Rhizobium</i>
<i>Trichoderma</i>		<i>Rhodobacter</i>

Pesticid	Mikroorganismus	Denitrifikační mikroorganismy
		Mikroorganismus
metolachlor	<i>Brevundimonas</i>	<i>Rhodofera</i>
	<i>Massilia</i>	<i>Sphaerotilus</i>
	<i>Pseudomonas</i>	<i>Sphingomonas</i>
	<i>Streptomyces</i>	<i>Streptomyces</i>
	<i>Fusarium</i>	<i>Thermomonas</i>
	<i>Penicillium</i>	<i>Fusarium</i>
	<i>Trichoderma</i>	
1,2,4-triazol	<i>Pseudomonas</i>	
	<i>Rhizobium</i>	
	<i>Shinella</i>	
	<i>Sphingomonas</i>	
	<i>Streptomyces</i>	
	<i>Trichoderma</i>	

Závěr

Vzhledem k získaným výsledkům očekáváme, že optimalizační kroky, které na testovací lokalitě v tomto období zahajujeme, povedou ke zvýšení účinnosti bioreaktoru, a to jak v oblasti denitrifikace, tak i v oboru eliminace pesticidních látek. Dle literatury ŠDR představují slibnou cestu k udržitelnějšímu a efektivnějšímu čištění vod a ochraně vodních zdrojů. Naším cílem je tento předpoklad potvrdit i v podmínkách ČR.

Naše poděkování míří nejen ke všem spoluřešitelům a milým kolegům, se kterými máme možnost v rámci projektu spolupracovat, ale rovněž k Technologické agentuře ČR, která projekt „Komplexní zhodnocení kontaminace půd pesticidními látkami a *in-situ* remediační opatření k eliminaci jejich vstupu do podzemních vod“, s identifikátorem SS06020006, finančně podpořila.

Literatura

- [1] KOPP R., HILŠEROVÁ K., POŠTULKOVÁ E. (2015): Základy vodní ekotoxikologie. Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7509-334-9.
- [2] BMP v oboru štěpkových bioreaktorů, dostupné on-line: <https://thamesriver.on.ca/wp-content/uploads/Woodchip-Biofilters-Manual-UTRCA.pdf>.

EKOTOXICITA JAKO SOUČÁST INTEGROVANÉHO NÁSTROJE HODNOCENÍ ÚČINNOSTI BIOREMEDIACE KONTAMINOVANÝCH LOKALIT

Robin Kyclt, Simona Vosáhlová, Vít Matějů, Tereza Kodešová, Sandra Myškovská
ABITEC, s.r.o., Radiová 1285/7, 102 31 Praha 10

Úvod

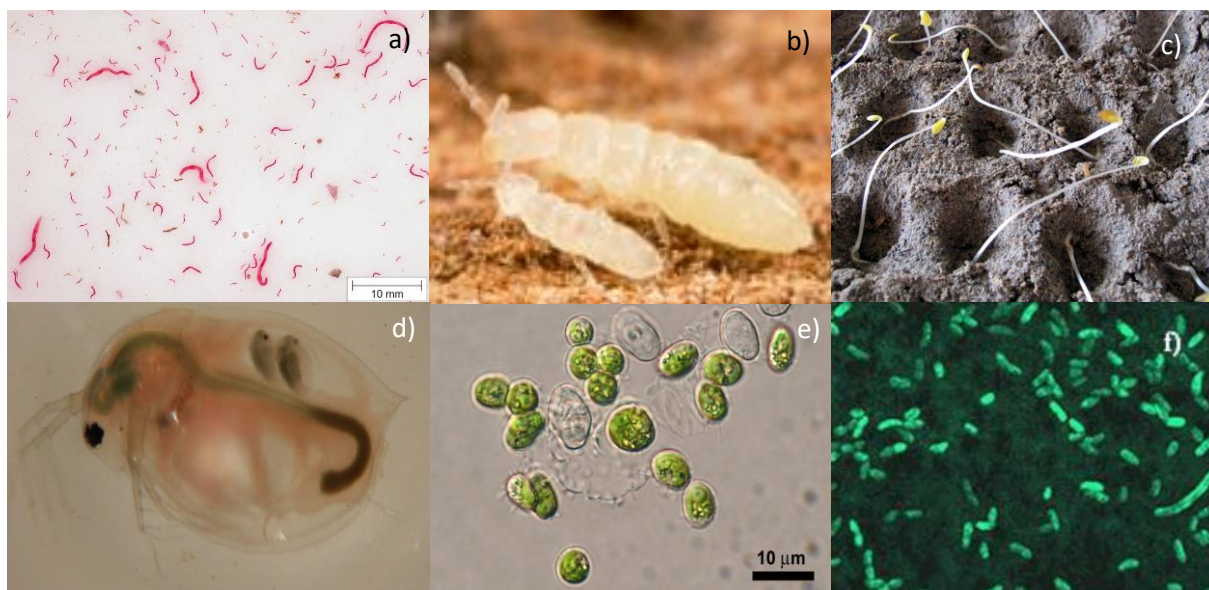
Tradiční přístup k hodnocení účinnosti bioremediace je na základě výsledků chemických analýz koncentrace cílových organických kontaminantů ve zkoušené matrici. Soubor prováděných chemických analýz pak vychází z příslušného zdroje kontaminace, který je charakterizován uzančně tabelovanými zástupci chemických látek a jejich doporučenými prahovými hodnotami v prostředí, dle kterých se určuje riziko kontaminace ve vztahu ke zdraví lidí a životnímu prostředí. V reálných podmínkách kontaminovaných lokalit jsou v horninách či podzemní vodě nejen vybrané a sledované chemické látky, ale současně i produkty jejich abiotické a biotické transformace či degradace. Právě biologická transformace bývá zdrojem meziproductů s mnohem vyšší toxicitou, než měly původní kontaminanty (například epoxidy vznikající transformací polycyklických aromatických uhlovodíků, produkty biologické halorespirace chlorovaných etylenů, dioxinů, produkty biologické transformace pesticidů, farmak apod.). Stanovování všech vznikajících toxických meziproductů biologické transformace není reálně proveditelné. I pokud bychom na to měli nástroje a rozpočet, bylo by obtížné z výsledků chemických analýz hodnotit toxicitu reálných vzorků. V kontaminovaných lokalitách také není výjimkou, že je kontaminace tvořena směsí různých organických látek spolu s anorganickými kontaminanty (například těžké kovy, vysoké koncentrace minerálních živin, soli). Prakticky nereálné je hodnotit na základě výsledků chemických zkoušek synergické či antagonistické vzájemné interakce směsí kontaminantů jak mezi sebou, tak i s danou matricí. Pro hodnocení toxicity reálných vzorků vůči životnímu prostředí se proto využívají zkoušky ekotoxicity. Zkoušky se provádí standardizovanými metodami s citlivými bioindikátory (živé organismy různých trofických úrovní). Hodnocení na základě výsledků chemických analýz ve spojení s prováděním zkoušek ekotoxicity je zavedeno pro hodnocení vlastností odpadů a upraveno legislativou. Pro hodnocení toxicity prostředí po bioremediaci není takový systém využíván. Bioremediace je technologie účinná pro eliminaci velkého spektra především organických kontaminantů životního prostředí, včetně nově se objevujících kontaminantů, jako jsou léčiva, pesticidy, smáčedla, retardanty hoření, aditiva paliv a dalších látek, které se v životním prostředí sledují relativně krátkou dobu. Se zvyšujícím se poznáním možností bioremediace a jejím využitím pro stále širší spektrum kontaminantů se tradiční přístup hodnocení její účinnosti na základě chemických analýz stane nedostatečný. Hodnocení reálné toxicity, ve spojení s dalšími podpůrnými indikátory stavu prostředí, nabízí spolehlivější způsob hodnocení zlepšení stavu kontaminovaných lokalit po bioremediaci ve smyslu snížení toxicity prostředí a zlepšení stavu umožňujícího další rozvoj biodiverzity. Není proto překvapením, že hodnocení ekotoxicity se stává běžnou součástí projektů zaměřených na nové systémy pro bioremediaci kontaminovaných lokalit.

Ekotoxikologie jako samostatné odvětví toxikologie

Ekotoxikologie je nové odvětví toxikologie, psal v sedmdesátých letech minulého století francouzský toxikolog René Truhaut, vedoucí katedry toxikologie lékařské fakulty pařížské University René Descartese a ředitel Výzkumného centra toxikologie a biologie. Právě on definoval v roce 1969 pojem ekotoxikologie jako obor toxikologie zabývající se studiem toxických účinků přírodních nebo syntetických polutantů na složky ekosystémů, živočišných, rostlinných a mikrobiálních, tvořících biosféru. Neopomínal ani fyzikální vlivy prostředí na organismy [1]. Pojem ekotoxikologie byl uveden jako spojení vědního oboru ekologie (eco-) a toxikologie. Zjednodušeně tedy ekotoxikologie zkoumá toxický vliv kontaminované matrice na živé organismy tzn. nejen toxický vliv samotné chemické látky/látek na modelový živý organismus. Místo stanovování koncentrace dané látky, která má toxický účinek, v ekotoxikologii stanovujeme například jaký toxický účinek má přímo kontaminovaná matrice, nebo 10% vodný výluh připravený z kontaminovaného vzorku, nebo jaký podíl kontaminované pevné matrice vyvolává toxický účinek vůči testovanému organismu a podobně.

Toxikologie vznikla jako vědní obor zaměřený na poznání otrav toxickými chemickými látkami, potravinami, rostlinami a živočichy, které mají nepříznivé účinky na zdraví člověka. Ve 20. století došlo k rychlému rozvoji analytických metod, které daly toxikologům možnost hlouběji zkoumat příčiny otrav, toxické dávky a toxické metabolické účinky v různých orgánech. Toxikologie se rychle rozvíjela a rozdělila se na dílčí obory, jako je klinická toxikologie, forenzní toxikologie, průmyslová nebo pracovní toxikologie, toxikologie životního prostředí, farmaceutická toxikologie a experimentální toxikologie [2,3,4]. Tyto pokroky vedly k otevření nového multidisciplinárního oboru ekotoxikologie, který integruje biologické informace, ekologické termíny a toxikologické aspekty znečištění životního prostředí v ekosystémech. Ekotoxikologie zahrnuje základní výzkum účinků toxických chemických látek na populace, společenstva a suchozemské, sladkovodní a mořské ekosystémy. Objasňuje mechanismy a procesy, jimiž chemické látky působí na ekosystémy, a zkoumá dopady způsobené na úrovni populací nebo společenstev. Ekotoxikologické údaje formulují chápání hodnocení ekologických rizik a naznačují možné nové přístupy k regulaci a kontrole toxických chemických látek v různých ekosystémech [5,6,7,8]. Obecným cílem environmentální toxikologie je lepší pochopení procesů toxických látek a jejich účinků v životním prostředí, aby bylo možné odvodit odpovídající opatření. S industrializací a rostoucí produkcí nových chemických látek, jakož i s opakovaným výskytem havárií způsobených znečišťujícími látkami, význam environmentální toxikologie stále roste [9].

Toxické látky mohou ovlivňovat různé druhy organismů přítomných v ekosystémech v různých koncentracích. Ideálním přístupem pro precizní ekotoxikologickou charakterizaci toxicity je použití sady zkoušek (baterie testů, příklad je na obr. 1) s několika druhy patřícími do různých taxonomických a trofických skupin na specifický kontaminant v porovnání s nekontaminovanými matricemi [10].



Obr. 1: Příklad možné baterie testů ekotoxicity: a) roupice *Enchytraeus crypticus*; b) chvostoskok *Folsomia candida*; c) rostlina *Lactuca sativa*; d) korýš *Daphnia magna*; e) řasa *Desmodesmus subspicatus*; f) luminescenční bakterie *Aliivibrio fischeri*

Základní rozdělení zkoušek ekotoxicity je na akvatické, prováděné ve vodním prostředí se zástupci vodních organismů, a terestrické zkoušky, kdy dochází ke kontaktu zkušebního organismu s pevným vzorkem. Podle charakteru toxického účinku se provádí zkoušky akutní, neletální, chronické nebo jiné (subchronické). Neletální účinky zahrnují snížení růstu, poruchy reprodukce, změny chování, zmenšení velikosti organismů až po narušení funkcí společenstva mezi jeho druhy a funkcí na úrovni ekosystému.

Testy toxicity lze použít k vypracování nápravných cílů, kde jedno z hodnotících kritérií je přijatelná úroveň toxicity bez nepříznivých účinků na životní prostředí [9,10,11].

Přístupy k hodnocení účinnosti bioremediace

Bioremediaci lze definovat jako proces, který využívá živé organismy, jako jsou bakterie, houby, zelené rostliny nebo jejich enzymy, buď k eliminaci toxických kontaminantů životního prostředí jejich úplnou přeměnou na anorganické produkty (mineralizace organických kontaminantů), nebo jejich transformací na netoxické sloučeniny. Hlavní strategií bioremediačních technologií je pak podpora biodegradace pro překonání všech limitujících vlivů prostředí a vytvoření podmínek, kdy budou degradující organismy eliminovat v dané matici cílové kontaminanty s co nejvyšší účinností. Bioremediace je hojně využívána pro odstraňování starých ekologických zátěží, především pro eliminaci organických kontaminantů z různých složek horninového prostředí. Bioremediace je technologie uplatňující se hojně také v průmyslu, při čištění odpadních vzdušín (například pro eliminaci těkavých organických látek nebo zápašných látek), nebo pro čištění odpadních vod.

Tradiční přístup k hodnocení environmentálního stavu lokalit po bioremediaci je založen na stanovení snížení míry kontaminace, kde je dosaženo limitních koncentrací vybraných látek. Hodnocení je založeno převážně na výsledcích chemických analýz. Primárním cílem bioremediace je degradace polutantů a jejich přeměna na méně toxické formy. Potíž je v tom, že řada znečišťujících látek se během procesu přeměňuje i na sloučeniny, které mohou být toxicitější než původní znečišťující látky. Tyto produkty biologické transformace je obtížné a prakticky nereálné všechny stanovovat dostupnými chemickými analýzami. Navíc mnohé nejsou ani známé.

Dobrým příkladem jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), které představují širokou skupinu látek obsahující dvě a více kondenzovaných aromatických jader. Pro jejich špatnou biologickou odbouratelnost se řada z nich řadí mezi perzistentní organické látky. Mnohé z PAU nejsou škodlivé jen pro životní prostředí, ale také pro člověka, kdy jsou mutagenní, karcinogenní, teratogenní, imunosupresivní a mohou vyvolávat alergickou kožní reakci. U PAU už je po několik desetiletí známo, že jejich biologická transformace nemusí bezpodmínečně vyústit v detoxifikaci prostředí, ale naopak může vést ke vzniku meziproduktů, které mají mnohem větší toxicitu než původní látky [20]. Monitoring PAU v environmentálních vzorcích (zeminy, kaaly, vody) se v ČR zaměřuje na stanovení celkových koncentrací 13 PAU dle metodického pokynu MŽP [12], případně na 16 PAU dle US EPA. Hodnocení reálné toxicity pro životní prostředí je tak značně omezeno. Sledování jen celkové koncentrace vybraných zástupců 13 PAU pak vypovídá o reálných hrozbách pro životní prostředí velmi málo. Prioritních PAU, u kterých je známá jejich toxicita vůči vodním organismům, je nejméně 17 [13,14,15,26]. Stanovení celkové koncentrace více zástupců PAU nemusí ale stále vyjadřovat skutečnou toxicitu. Takový byl jednoznačný závěr při zkouškách vzorků půdy z bývalé koksovny znečištěné polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU), které byly hodnoceny z hlediska jejich ekotoxicity terestrickými a aviatickými zkouškami a byla stanovována i jejich mutagenita. Celková koncentrace 16 PAU dle US-EPA byla ve vzorcích půdy přibližně 2 900 mg/kg v sušině. Zajímavý byl i závěr, že zkouškami stanovená toxicita vzorků půdy byla nižší než známá toxicita jednotlivých zastoupených PAU [11]. Při provádění zkoušek ekotoxicity byla zohledněna i biologická dostupnost kontaminantů, která se v čase obvykle postupně snižuje. Potvrdilo to předpoklad, že zkoušky ekotoxicity spolu s výsledky chemických zkoušek dávají celkovému hodnocení mnohem vyšší vypovídací schopnost. Vzorky zeminy z bývalé koksárny byly toxické a prokázala se i jejich genotoxicita.

Hodnocení účinnosti bioremediace s využitím zkoušek ekotoxicity

Hodnocení účinnosti bioremediace na základě stanovení celkových koncentrací vybraných cílových kontaminantů nezahrnuje potenciální rizika vyplývající ze zbytkového znečištění nebo přítomnosti transformovaných polutantů. Vedle zmíněných PAU to platí i pro další běžné kontaminanty v životním prostředí, jako jsou ropné uhlovodíky a jejich deriváty, pesticidy, farmaka a mnohé další mikropolutanty. K hodnocení účinnosti bioremediace by bylo mnohem vhodnější získat nástroje, které mohou reálně posoudit kvalitu vyčištěných matic a určit, zda bioremediace vede skutečně k detoxikaci. Ostatně takový přístup by byl vhodnější pro všechny remediační technologie, nejen pro ty biologické.

Nedostatečnost samostatně používaných chemických kvalitativních charakteristik pro hodnocení vlastností kontaminovaných materiálů a složek životního prostředí je známá desetiletí. I proto byly vyvinuty systémy hodnocení rizik a nebezpečnosti pro odpady, které využívají také testy ekotoxicity. Ekotoxicita odpadu je rovněž jednou z hodnocených nebezpečných vlastností (H14) [16]. Desetiletí rozvíjející se výzkum, zaměřený na integraci chemické a ekotoxikologické charakterizace a hodnocení odpadů, se ukázal jako velmi přínosný [17]. Pro hodnocení vlastností odpadů je ekotoxicita zakotvena v právních předpisech EU a využívá se hojně v praxi. Bohužel ekologická hodnocení stavu sanace kontaminovaných lokalit v EU jsou stále založena převážně na zjednodušených přístupech, zejména na hodnocení na základě výsledků chemických analýz.

Zkoušky ekotoxicity mají velký potenciál uplatnění pro hodnocení účinnosti bioremediačních technologií. Například při bioremediaci zeminy obsahující ropné uhlovodíky byla stanovena vysoká toxicita pro lasturnatky (*Heterocypris incongruens*) ještě při koncentraci uhlovodíků C₆ až C₃₅ 3 080 mg/kg sušiny. Ekotoxicita byla stanovována v průběhu procesu a závěr byl, že zkoušky ekotoxicity jsou velmi vhodné pro hodnocení účinnosti procesu [18]. Naše zkušenosti (Akreditovaná zkušební laboratoř ABITEC) při bioremediaci pevných matric (zemina, kaly, odpady) znečištěných ropnými uhlovodíky ukazují, že při koncentracích uhlovodíků C₁₀ až C₄₀ okolo 1 000 mg/kg zkoušené vzorky již nevykazují toxicitu pro organismy v baterii testů pro odpady (bakterie *Aliivibrio fischeri*, perloočka *Daphina magna*, řasa *Desmodesmus subspicatus*, salát *Lactuca sativa*), hodnoceno s kritérii dle vyhlášky č. 273/2021 Sb.

Jako nezbytné se zdá využívat zkoušek ekotoxicity pro hodnocení účinnosti bioremediace pesticidů. Mohou být i dobře biologicky odbouratelné, nicméně mnohé z nich mají produkty biologické transformace mnohem toxičtější, než byly původní látky. Sledování úbytku původních pesticidních látek může být proto velmi zavádějící. Z toho důvodu by strategie bioremediace neměla být založena na úbytku primárních kontaminantů, ale také meziproductů jejich biologické transformace. Ty mohou být mnohem méně rozložitelné, ale současně také toxičtější než mateřské polutanty. Proto by součástí hodnocení environmentální kvality matric po bioremediaci mělo být i hodnocení ekotoxicity [19].

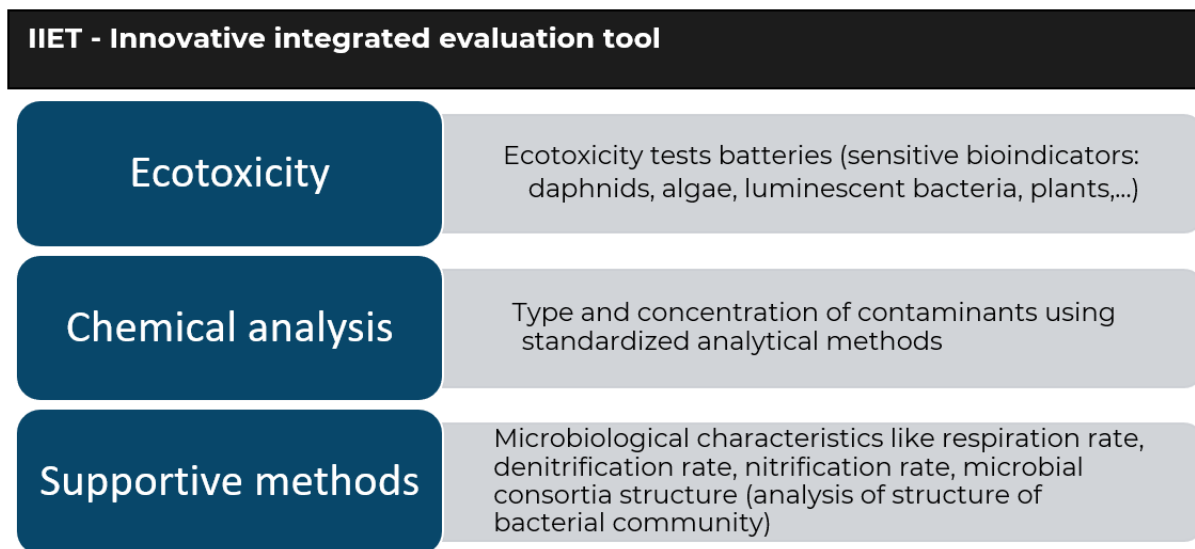
Technologie bioremediace má široké spektrum využití a vedle využití pro nápravu ekologických zátěží v kontaminovaných lokalitách je využívána i pro čištění odpadních vod. Odpadní vody obvykle obsahují širokou škálu organických sloučenin, které mají toxické účinky. Proces čištění odpadních vod může kontaminanty eliminovat pouze do určité míry. Odpadní voda opouštějící proces čištění tak může být zdrojem znečištění pro recipient a může přispívat k toxicitě životního prostředí. Odpady z čistíren odpadních vod jsou také významným zdrojem mikropolutantů. Stanovení všech jednotlivých chemických reziduí nebo produktů jejich přeměny není možné. Zařazení hodnocení ekotoxicity odpadních vod je racionálním způsobem, jak zaplnit mezeru ve spolehlivém monitorování kvality odpadních vod. Použití testování ekotoxicity bylo navrženo jako vhodné samotnými společnostmi zabývajícími se čištěním odpadních vod [21]. Potenciál hodnocení ekotoxicity na vstupu a v průběhu procesu vidí také jako součást monitorování a řízení provozu [22].

Integrované nástroje hodnocení účinnosti bioremediace

Integrace výsledků chemické analýzy a testů ekotoxicity umožňuje získat hodnocení materiálů po bioremediaci s mnohem lepší vypovídací hodnotou než výsledky samotné chemické analýzy nebo jiných alternativních postupů. Rovněž výpočetní metody ekotoxicity jsou zatíženy mnoha nedostatky (např. neschopnost zachytit potenciální synergické/antagonistické účinky některých látek, absence laboratorních výsledků pro jednotlivé chemické látky), které výrazně snižují kvalitu a vypovídací hodnotu získaných výsledků [23,24,25]. Použití testů ekotoxicity umožňuje zachytit vlastnosti ošetřovaných materiálů, které nejsou zjistitelné chemickou analýzou, ale přesto mohou v čištěných matricích představovat riziko. To si dobře uvědomují řešitelé projektů zaměřených na vývoj nových přístupů a technologií bioremediace financovaného z evropského programu Horizon 2020 (SYMBIOREM, MIBIREM, BIOSYSMO, NYMHE, ELECTRA, EiCLaR a GREENER).

Projekt Nymphe [27], kde jsme jedním z řešitelů, zvolil strategii hodnocení svých nejučinnějších nových metod bioremediace na základě holistického přístupu. Cílem je hodnotit a prokázat celkovou udržitelnost nových systémů bioremediace. Projekt Nymphe si stanovil ambiciózní program řady hodnocení, která zahrnují technologická a environmentální (LCA, RA, ERA a EA), ekonomická (náklady životního cyklu (LCC) i analýzy efektivity nákladů (CEA)) a společenská hodnocení, jakož i velmi pečlivou analýzu biologické bezpečnosti.

Součástí ekotoxikologického a chemického hodnocení matric po bioremediaci je vytvoření inovativního integrovaného nástroje k spolehlivému posuzování vyčištěných matric a jejich kvality z hlediska ochrany životního prostředí a biologické rozmanitosti. Tento nástroj bude integrovat výsledky zkoušek ekotoxicity, chemických analýz a výsledků podpůrných metod (viz obr. 2).



Obr. 2: Inovativní integrovaný nástroj hodnocení (IJET) - integrace výsledků zkoušek ekotoxicity, chemických analýz a výsledků podpůrných metod bude integrována do inovativního integrovaného nástroje hodnocení, NYMPHE, <https://www.nympheproject.eu/>.

V průběhu projektu budou postupně získávány údaje o zástupcích chemických kontaminantů, včetně produktů jejich biologické transformace. Nově vzniklé bioremediační technologie budou testovány s využitím reálných vzorků z kontaminovaných lokalit. Počítá se i s prováděním pilotních zkoušek přímo v kontaminovaných lokalitách. V průběhu hodnocení budou prováděny zkoušky ekotoxicity spolu s podpůrnými metodami k hodnocení zlepšování ekologického statusu jednotlivých lokalit. Je to jedna z cest, jak získat pro budoucnost lepší nástroje nejen ke spolehlivému hodnocení účinnosti bioremediačních technologií, ale i k jejich řízení a hodnocení jejich skutečného přínosu pro detoxifikaci životního prostředí. Úvodní ekotoxikologická charakteristika vzorků z kontaminovaných lokalit projektu zatím ukazuje, že zkouškami ekotoxicity lze stanovit toxicitu všech zkoušených matric, a to i při nízkých koncentracích organických kontaminantů. Hodnocené byly vzorky podzemní vody, zemin ze saturované i nesaturované zóny kontaminované ropnými uhlovodíky a jejich deriváty; sediment a voda z hyporheické zóny obsahující farmaka, narkotika a mnoho dalších průmyslových chemikáliích v koncentracích od nanogramů na litr po mikrogramy na litr, zemědělská půda obsahující pesticidy o koncentraci menší než 1,0 mg/kg; přečištěná odpadní voda obsahující rezidua mikropolutantů a mikroplastů. I při koncentracích organických kontaminantů jen v desítkách mikrogramů na litr vykazovaly vzorky měřitelnou toxicitu pomocí navržených baterií testů ekotoxicity. Průběh bioremediačních experimentů by tedy měl být hodnotitelný z hlediska vývoje toxicity pomocí zkoušek ekotoxicity.

Závěr

Na základě samotné chemické charakterizace nelze spolehlivě hodnotit účinnost bioremediačních technologií ve smyslu dosažení reálného snížení toxicity čištěných matric. Biologickou transformací výchozích organických kontaminantů mohou vznikat toxičtější meziprodukty, které mohou zvyšovat toxicitu. Problematické je hodnocení směsných kontaminací. Spolehlivější hodnocení účinnosti bioremediace je s využitím zkoušek ekotoxicity. Zkoušky nacházejí uplatnění i při hodnocení průběhu procesu, kdy lze spolehlivě hodnotit proces i ve smyslu reálného snižování toxicity související se zbytkovou koncentrací všech obsažených kontaminantů. Zkoušky ekotoxicity dokáží odhalit toxické vlivy již při nízkých koncentracích organických kontaminantů a lze proto očekávat jejich hojnější využívání při hodnocení negativních vlivů nově se objevujících kontaminantů na životní prostředí, jako jsou léčiva, pesticidy, smáčedla, retardanty hoření, aditiva paliv a další látky, které se v životním prostředí sledují relativně krátkou dobu. Přístup k hodnocení pouze na základě výsledků chemických zkoušek se zdá být ve světle nových poznatků nedokonalý. Hledají se proto spolehlivější integrované přístupy, například doplnění chemické charakteristiky o ekotoxikologickou.

Vyjádřené názory a stanoviska jsou názory autorů a nemusí nutně odrážet požadavky Evropské unie. Evropská unie za ně nenese odpovědnost.

Poděkování

Příspěvek vznikl za finanční podpory EU v rámci programu Horizon Europe – Research and Innovation funding programme (2021-2027), při řešení projektu NYMPHE (New system-driven bioremediation of polluted habitats and environment), grant č. 101060625.



Literatura

- [1] TRUHAUT R. (1975): Ecotoxicity – A New Branch Of Toxicology: A General Survey of its Aims Methods, and Prospects, in McIntyre A. D. et al. (eds.): Ecological Toxicology Research, Plenum Press, New York 1975.
- [2] PAPPAS A. A., MASSOLL N. A., CANNON D. J. (1999): Toxicology: past, present, and future. *Ann Clin Lab Sci* 29(4):253-262.
- [3] KLAASEN C. D. (2001): Casarett & Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. 6th edition. McGraw-Hill Professional Publishing, New York, 2001.
- [4] WILLIAMS P. L., JAMES R. C., ROBERTS S. M. (Eds) (2003): *Principles of Toxicology. Environmental and Industrial Applications*. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- [5] HOFFMAN D. J., RATTNER B. A., BURTON JR. G. A., CAIRNS J. (EDS) (1995): Handbook of Ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- [6] NEWMAN M. C., CLEMENTS W. H. (2008): Ecotoxicology: a Comprehensive Treatment. CRC Press, Boca Raton, FL.
- [7] NEWMAN M. C. (2013): Quantitative Ecotoxicology. CRC Press, Boca Raton., FL, 2nd ed., 2013.
- [8] NEWMAN M. C. (2015): Fundamentals of Ecotoxicology. The Science of Pollution. CRC Press, Boca Raton, FL, 4th ed.
- [9] ZIMMERMANN S., SURES B. (2023): Environmental Toxicology. In: Hock, F.J., Pugsley, M.K. (eds) Drug Discovery and Evaluation: Safety and Pharmacokinetic Assays. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-73317-9_138-1.
- [10] ČSN ISO 15799 (2020): Kvalita půdy – Návod pro ekotoxikologickou charakterizaci půd a půdních materiálů.
- [11] EOM I. C., RAST C., VEBER A. M., VASSEUR P. (2007): Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67 (2007) 190–205.

- [12] MŽP (2013): Indikátory znečištění , Ministersvo životního prostředí ČR, dostupné na: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/\\$FILE/OES-MZP_%20Indikator-%20zncisteneni-akt-2013-20140318.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodiky_ekologicke_zateze/$FILE/OES-MZP_%20Indikator-%20zncisteneni-akt-2013-20140318.pdf).
- [13] CCME (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT), (2010): Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document (revised). 216 pp. https://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/pah_soqg_scd_1445.pdf.
- [14] US EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), (2014): Priority pollutant list. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> (Accessed June 2020).
- [15] WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) (2010): Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 92. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. <https://publications.iarc.fr/110> (Accessed January 2021).
- [16] HENNEBERT P. (2018): Proposal of concentration limits for determining the hazard property HP 14 for waste using ecotoxicological tests, Waste management, Volume 74, pp. 74–85.
- [17] RÖMBKE J. (2018): Testing of 24 potentially hazardous € wastes using 6 ecotoxicological tests. *Detritus* 4: 4–21. doi:10.1002/esp.
- [18] ZAWIERUCHA I., MALINA G., HERMAN B., RYCHTER P., BICZAK R., PAWLOWSKA B., BANDURSKA K., BARCZYNSKA R. (2022): Ecotoxicity and bioremediation potential assessment of soil from oil refinery station area *Journal of Environmental Health Science and Engineering* (2022) 20:337–346.
- [19] ZHANG H., YUAN X., XIONG T., WANG H., JIANG L. (2020): Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods, *Chemical Engineering Journal* 398 (2020) 125657.
- [20] CERNIGLIA C. E. (1984): Microbial Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Laskin A. I. (Eds), *Advances in Applied Microbiology*, Academic Press, Volume 30, pp. 31-71, ISSN 0065-2164, ISBN 9780120026302, [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70052-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70052-2).
- [21] BOGANOVA I. A., HLUSTIK P. (2023): Ecotoxicity of Wastewater in the Czech Republic. *Eng. Proc.* 2023, 57, 37. <https://doi.org/10.3390/engproc2023057037>.
- [22] Liwarska-Bizukojc E. (2022): Evaluation of Ecotoxicity of Wastewater from the Full-Scale Treatment Plants. *Water* , 14, 3345. <https://doi.org/10.3390/w14203345>.
- [23] HOU P., JOLLIET O., ZHU J., XUA M. (2020): Estimate ecotoxicity characterization factors for chemicals in life cycle assessment using machine learning models, *Environment International* 135 (2020) 105393.
- [24] SAOUTER E., WOLFF D., BIUGANZOLI F., VERSTEEG D. (2019): Comparing Options for Deriving Chemical Ecotoxicity Hazard Values for the European Union Environmental Footprint, Part II, *Integrated Environmental Assessment and Management*,. 15(5) September 2019, pages 796–807.
- [25] MARZULLO R. C. M., MATAI P. H. L. S., MORITA D. M. (2018): New method to calculate water ecotoxicity footprint of products: A contribution to the decision-making process toward sustainability, *J.Cleaner Prod.*, 188:888-899.
- [26] BRAIG S., DELISLE K, NOËL M., LENOBLE J., THOMPSON H. C., RAO A. S. (2021): Water Quality Assessment and Proposed Objectives for Burrard Inlet: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Technical Report. Prepared for Tsleil-Waututh Nation and the Province of B.C.
- [27] NYMPHE, Horizon Europe Program for 2021-2027, grant agreement ID: 101060625, coordinated by University of Bologna, funded by EU, <https://www.nymphproject.eu/about>.

PROBLEMATIKA ODSTRAŇOVÁNÍ DNAPL ZE SATUROVANÉ ZÓNY NA LOKALITĚ OSTRAVA-VÍTKOVICE – SANACE KOKSOCHÉMIE

Vladimír Vavruška¹⁾, Aleš Zdvihal²⁾, Martin Hůlka²⁾, Richard Chalupa²⁾

¹⁾ *GEOTest, a.s., Šmahova 1244/112, 627 00 Brno*

²⁾ *FCC Česká republika, s.r.o., Ďáblická 791/89, 182 00 Praha 8*

Úvod

Zakázka „Sanace podzemních vod na lokalitě Koksochemie a Národní kulturní památky v tzv. Dolní oblasti ve společnosti VÍTKOVICE, a.s.“ byla v roce 2018 vysoutěžena v rámci otevřeného zadávacího řízení. Objednatelem zakázky je MF ČR, zhotovitelem akce je „**Sdružení GEOTest-FCC-Koksochemie**“. Cílem sanace je odstranění 65 % objemu volné fáze DNAPL (prací oleje, uhelný dehet) a dále sanační čerpání kontaminovaných podzemních vod, především s přítomností naftalenu, benzenu, benzo(a)pyrenu a NEL.

Zájmová lokalita se nachází v Ostravě – Vítkovicích, v prostoru národní kulturní památky „Dolní oblast Vítkovice“ (dvě dílčí lokality, dále jen NKP), v prostoru bývalé Koksochemie (v současnosti se zde konají např. festivaly Colours of Ostrava či Beats 4 Love; dále jen DOV) a v prostoru bývalé Eurovie.

Poměry na lokalitě

Zdrojem masivní kontaminace byla chemická část koksovny, tzv. Koksochemie, která byla provozována v rámci společnosti VÍTKOVICE, a.s. až do roku 1998. Zde byly zpracovávány látky, které vznikaly v souvislosti se zpracováním surového koksárenského plynu. V průběhu výroby, skladování, transportu a recyklace docházelo k znečištění jak technologických zařízení, tak i stavebních objektů a okolního životního prostředí. Samotná lokalita je významně ovlivněna i důlní činností dolu Hlubina a na něj navázaných výrobních provozech.

V rámci předchozích průzkumných prací na lokalitě byla zjištěna masivní kontaminace LNAPL, DNAPL. Zadávací dokumentací bylo uvedeno množství volné fáze DNAPL v objemu 19 831 t. Cílem současných prací je odčerpání 65 % objemu volné fáze, tj. 12 890 t, tj. cca 12 160 m³ (koef. 1,06 t/m³).

Z regionálně-geologického hlediska patří zájmové území do celku vněkarpatských předhlubní, jejichž sedimenty tvoří autochtonní obal východních svahů moravskoslezské části Českého masívu.

Předkvartérní hydrogeologický izolátor tvoří miocenní vápnité jíly, patřící do skupiny neogenních sedimentů vněkarpatských a vnitrokarpatkých pánví. Hlavním hydrogeologickým kolektorem a současně i hlavním zdrojem volné fáze DNAPL jsou zde nadložní prūlinově propustné fluviální štěrky teras řeky Ostravice o mocnostech cca 2 – 6,5 m. Jedná se o hrubo až střednězrné štěrky, písčité, místy s jílovitohlinitou složkou. Koeficient hydraulické vodivosti průměrně $3,07 \times 10^{-4}$ m/s. Místy na tyto štěrky nasedá vrstva povodňových hlín, tvořících lokální hydrogeologický poloizolátor. Mocnost těchto hlín se pohybuje od 0 po cca 4 m a vrstva je na mnohých místech narušena antropogenní činností v minulosti. V nadloží povodňových hlín se nacházejí kontaminované antropogenní navážky o mocnostech 2–7 m, ve kterých se v místech s přítomností podložních povodňových hlín vytváří přechodná mělká zvodeň. V místech bez přítomnosti hlín dochází k přímé hydraulické komunikaci mezi antropogenními navážkami a štěrkovým kolektorem.

Generelní směr proudění podzemní vody je k SV, tj. směrem k řece Ostravici. Hladina podzemní vody se pohybuje v úrovni cca 207–210 m n m, tj. cca 0,7 až 13,6 m pod terénem.

Přípravné práce

Po komplikacích se získáním všech povinných stanovisek dotčených účastníků a získáním stavebního a vodoprávního povolení mohly být zahájeny samotné stavební práce. Z důvodu konání festivalů byla nabyvatelem stanovena podmínka – umístění veškerých sanačních objektů pod terén, vyjma dekontaminačních stanic.

Postupně byly na jednotlivých lokalitách vybudovány 4 dekontaminační stanice (DS1, DS2, DS3a, DS3b, viz obr. 1a a 1b), síť vrtů (140 ks čerpací, zasakovací, pozorovací, monitorovací – celkem 2 252 bm), zasakovací objekt – zasakovací šachta a dvě drenážní větve, provedené formou horizontálních podvrtvů o celkové délce 356 m a průměru potrubí 314 mm (viz obr. 2a a 2b).



Obr. 1a: Dekontaminační stanice DS1



Obr. 1b: Dekontaminační stanice DS1



Obr. 2a: Horizontální podvrty



Obr. 2b: Zasakovací šachta a drenáž

Následovalo propojení jednotlivých vrtů s dekontaminačními stanicemi. Vybudovány byly 4 páteřní větve kanalizace na tzv. „spodní“ (směs DNAPL a vody) a „horní“ vodu (podzemní voda s rozpuštěnou kontaminací) o celkové délce 1 200 m. Nataženo bylo celkem 12 962 m potrubí a 14 389 m elektroinstalace. Na DS1 byly umístěny dvě podzemní rozsazovací betonové jímky o objemu 25,7 a 47,5 m³.

Veškeré vrtné a stavební práce probíhaly v prostoru NKP a DOV za značně ztížených podmínek, neboť se v místě stavby pod terénem nacházely relikty původních staveb (viz obr. 3) a technologických celků bývalé Koksochemie – různé podzemní kolektory (cihla, beton), kolejiště, základové patky do 2 m v průměru, inženýrské sítě apod. Další komplikací pak byla na některých místech stavby (podzemní šachty) vysoká hladina podzemní vody až 0,7 m p.t. (viz obr. 4). V prostoru Eurovie práce komplikoval různorodý materiál na antropogenní navážce o mocnostech až 10 m, který tvoří převážně struska se zbytky odlitků litiny / železa (cm až dm) a další heterogenní antropogenní odpad.



Obr. 3: Relikty staveb



Obr. 4: Komplikace s hladinou podz. vody

Mezi další komplikace patřily nejdřív restrikce Covid-19, poté občasné krádeže kabelů či změna nespolupracujícího subdodavatele.

Komplikace při sanačním čerpání

Samotné sanační čerpání tak bylo opožděně zahájeno postupně dle dokončení staveb a jejich kolaudací (5/2021 NKP, 9/2021 Eurovia, 4/2022 DOV) a pokračuje i v současnosti. I po spuštění sanačních prací byly postupně zjišťovány nové skutečnosti a komplikace především technického rázu, které byly postupně řešeny a odstraňovány.

Hlavním problémem je odčerpané množství volné fáze LNAPL a DNAPL. Projektované množství DNAPL bylo zřejmě výpočty nadhodnoceno, což se potvrzuje jak výtěžností, tak i průběžným monitoringem lokality. Výpočty reálného množství však komplikuje různorodost mocností a výtěžnosti volné fáze v čase. Extrémním případem je např. vrt, ve kterém byla 5 m mocná vrstva fáze, aktuálně je však vrt bez měřitelné mocnosti. V jiné části lokality jsou vedle sebe dva vrty (metr od sebe) – v jednom vrtu je též 5 m volné fáze, ve vedlejším vrtu i po regeneraci obsypu a celodenním čerpání nebyla volná fáze zjištěna. Zde jsme pravděpodobně jeden vrt umístili do kontaminovaného podzemního prostoru (nádrž, sklep).

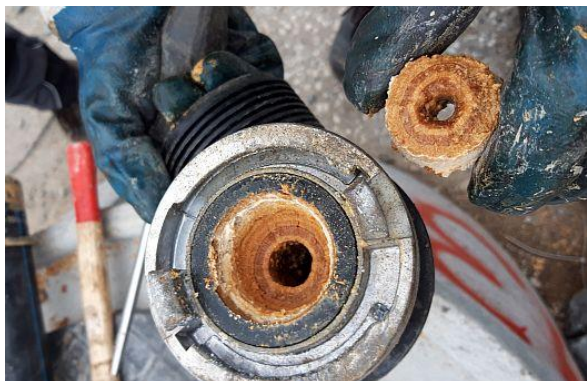
Na lokalitě byla již v počátcích sanačního čerpání zjištěna vysoká agresivita těžké volné fáze DNAPL (především směs naftalenu a benzenu), která způsobuje rozklad pryžových těsnění u čerpadel. Již po 7–14 dnech po zahájení čerpání se tato čerpadla stala nepoužitelnými. Z výše uvedeného důvodu byly s dodavatelem čerpadel řešeny možnosti použití speciálních komponent, které vyústily ve skládaná čerpadla z jednotlivých celků (USA, Itálie, Ukrajina). Tímto krokem byla zajištěna vysoká odolnost čerpadel a tato bezproblémově fungují v 99 % vrtů. I tak došlo v jednom z vrtů k poškození čerpadla po cca půl roce provozu. Následně vyměněné nové speciální čerpadlo v tomto vrtu vydrželo pouze 1 týden (rozpuštěný ochranný PVC plášť a destrukce přívodního kabelu – viz obr. 5).



Obr. 5: Výsledek značné agresivity DNAPL – čerpadlo nové a po 1 týdnu čerpání

Volná fáze DNAPL má na lokalitě značně rozdílné vlastnosti, a tím způsobuje i další provozní komplikace. Jedná se především o různorodou viskozitu od charakteru vody po konzistenci medu. Ta způsobuje jak nepředvídatelnost přítomnosti DNAPL v jednotlivých vrtech, tak i značné komplikace při výběru vhodných typů čerpadel v kombinaci s agresivitou materiálu. Dalším problémem je různorodé chování těžké fáze při nižších teplotách, kdy je část volné fáze tekutá i při nižších teplotách, zatímco druhá část tuhne již při teplotách pod 10 °C. Další komplikací je i různorodá schopnost mísení se s čerpanou vodou, kdy se část volné fáze rozsadí již v řádu hodin, další část v řádu dní a zbylá část se sice rozsadí, ale uzavírá v sobě vodu v tzv. kapsách, což způsobuje značné komplikace při odstraňování na koncových zařízeních (spalovna, cementárna).

V prostoru Eurovie voda v některých vrtech vykazuje zvýšenou mineralizaci $(Ca,Fe)CO_3$ v kombinaci se zvýšeným podílem jemnozrné frakce písku. I při malém čerpaném množství tak dochází k zanášení potrubí a dekontaminační stanice (viz obr. 6a a 6b), ale především docházelo k zadírání čerpadel i v řádu hodin. Po odběru vzorků a analýzách fyzikálně chemických parametrů podzemní vody bylo ve dvou vrtech zjištěno pH nad 11. Poté byly odstaveny jak tyto vrty, tak i vrty s přítomností jemnozrných písků.



Obr. 6a: Zarostlé potrubí



Obr. 6b: Zarostlé čerpadlo

Na všech lokalitách dochází i k rychlé kolmataci filtrační náplně (aktivní uhlí) železitými sraženinami, která se tak musí častěji měnit a nasorbované sraženiny pak způsobují problémy i při regeneraci uhlí.

Závěr

Všechny výše uvedené problémy a mnohé další jsou průběžně řešeny a jsou přijímána nejrůznější technická opatření, aby byla maximalizována výtěžnost volné fáze.

SANACE KONTAMINACÍ NA ČERPACÍCH STANICÍCH PHM V DATECH SEKM

Zdeněk Suchánek

*Česká informační agentura životního prostředí, Moskevská 63, 101 00 Praha 10,
e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz*

Souhrn

Po provedené Národní inventarizaci kontaminovaných míst (NIKM 2) [1,2] v letech 2018–2021 je naplněný Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM) [3,4] plně využitelný nejen pro reporting a zprávy o stavu životního prostředí, ale také pro tematické analýzy. Jako příklad takového rozboru byla vybrána kontaminovaná místa (KM) zařazená v rubrice „typ původce znečištění“ pod položku „čerpací stanice PHM“. Soubor 497 KM byl vyhodnocen z pohledu stavu provozování ČS PHM, kategorií priorit a stavu nápravných opatření na KM, zjištěných skupin kontaminantů, použitých sanačních metod, resp. technik / technologií, odhadu nákladů na sanaci a zdrojů financování, celkové kontaminované plochy KM i teritoriální distribuce evidovaných KM. Z uvedených parametrů byla sestavena idealizovaná charakteristika „typického“ KM ČS PHM.

1. Úvod

V posledních cca 35 letech byly sanace kontaminací na čerpacích stanicích (ČS) a skladech a distribučních místech pohonných hmot (PHM) častým a nutným nápravným opatřením k odstranění zjištěné kontaminace povrchových a podzemních vod a zemin. Polovina původních veřejných čerpacích stanic PHM a areálových ČS byla v průběhu let zrušena, druhá polovina byla modernizována nebo znovu vybudována. V databázi SEKM je řada údajů, které umožňují souhrnně charakterizovat provedené sanační práce, resp. nápravná opatření a formulovat „typické“ parametry sanací ČS PHM.

2. Stav provozování ČS PHM se zjištěnou nebo posuzovanou kontaminací ropnými uhlovodíky

250 ze 497 ČS (50,3 % z evidovaných KM) již není provozováno. Z tohoto počtu u 143 KM název lokality přímo obsahuje slovo „bývalá/ý“. 247 (49,7 %) ČS je v současnosti provozováno.

3. Kategorie priority lokalit typu ČS PHM a stav nápravných opatření

Pod typem původce znečištění „čerpací stanice PHM“ je v SEKM zařazeno 497 kontaminovaných míst (KM). Z nich je 18 KM kategorie priority A (nápravné opatření žádoucí, nutné nebo bezodkladně nutné), 395 KM kategorie P (nutný je průzkum kontaminace) a 84 kategorie N (není nutný žádný zásah).

Počet záznamů podle stavu nápravných opatření (NO) byl zjišťován v SEKM nástrojem „vyhledávání“. Pro následné vyhledávání záznamů kontaminovaných míst (KM) z pohledu použitých sanačních technik je důležitý počet 140 záznamů KM ČS PHM, na nichž NO již bylo ukončeno, je přerušeno nebo již bylo zahájeno. Tento počet je maximálním počtem lokalit s evidovanými použitými technikami a představuje 28 % ze všech evidovaných záznamů KM ČS PHM.

4. Kontaminace povrchových vod, podzemních vod a zemin

Pro jednotlivé recipienty kontaminantů byl vyhodnocen jejich celkový i typický výskyt. Bylo identifikováno 25 sestav skupin kontaminantů, přičemž cca 57 % KM má znečištění pouze NEL. Skupinu s nezjištěnými kontaminanty (19 %) lze většinou alokovat ke KM, na nichž byla sanace dokončena a poté KM překvalifikována do kategorie priority N, tj. na nekontaminovanou lokalitu. Přestože na KM byly původně zjištěny obsahy kontaminantů překračující limity pro zápis do záznamu KM, nejsou po ukončení průzkumu nebo sanačních prací tyto skupiny kontaminantů v souhrnném

formuláři (bohužel) vykazovány. U 19 % KM je uvedeno pro všechna 3 média, že kontaminace nebyla zjištěna, přičemž se jedná o 18 KM s kat. priority N a jednou o KM kat. priority A (A2 - NO probíhá, kontaminace NEL a BTEX v podzemních vodách a zeminách). U 18 z těchto 19 KM je uveden zdroj financování. 11krát je uvedeno, že NO není nutné, 7krát, že NO bylo ukončeno a je vyhovující. Ze všech 19 KM jde 3krát o bývalou/zrušenou ČS PHM a 16krát o provozovanou ČS PHM, zpravidla po rekonstrukci.

5. Použité sanační metody / techniky / technologie

Výsledkem další podrobné analýzy informací anotovaných v záznamech KM je přehled použití sanačních technik a technologií. Na KM ČS PHM byly nejčastěji uplatněny sanační techniky odtěžby – 54,9 % z počtu použití sanačních technik, sanačního čerpání (29,9 %), bioremediace (7,5 %), odčerpání volné fáze (6,0 %) a ventingu (1,9 %), a to samostatně nebo v kombinaci (tj. integrovaně). Z pohledu počtu KM s uplatněnou sanační technikou opět převažuje odtěžba realizovaná na 76 % KM, následuje sanační čerpání (na 41 % KM), bioremediace (10 %), odčerpání volné fáze (8 %) a venting (3 %). Na 58 % KM byla použita pouze jedna sanační technika.

6. Odhad nákladů na sanaci

Odhad nákladů je uveden pouze u 26 KM (5,2 % ze 496 KM), přičemž je v rozmezí od 23 480 do 96 000 000 Kč. Průměrný odhadovaný náklad je 7 040 980 Kč a medián nákladů je 494 291 Kč. Průměrný náklad je výrazně ovlivněn odhady nákladů na sanaci KM Benzina s.r.o. ČS PHM Pardubice-Chrudimská (ID 11765008, kat. priority A3.3) s odhadem 96 mil. Kč a na sanaci KM Areál bývalé ČS PHM v ul. Podzámčí (ID 14828039, kat. priority A3.2) s odhadem 43 mil. Kč. Pokud tyto 2 lokality nezahrneme do výpočtu, tak pro zbývajících 24 lokalit je průměrný odhadovaný náklad 1 836 062 Kč a medián 424 000 Kč.

7. Financování sanačních prací

Zajímavým údajem je zdroj financování sanačních prací – v 71 případech je to Ministerstvo financí, 26x Benzina, 15x města a obce, 5x OPŽP, 5x ČEPRO, 5x Pozemkový fond, 3x České dráhy, 3x Letiště Praha. U zbývajících 96 KM financuje sanaci nějaký soukromý subjekt. Ve 264 případech zdroj financování není zajištěn, ve 4 případech není zdroj potřeba.

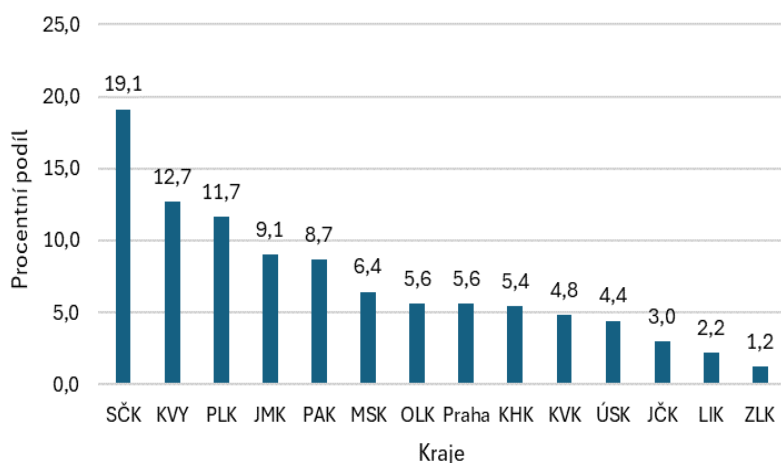
8. Podíly KM na souboru 497 KM podle celkové kontaminované plochy v m²

V záznamech lokalit v SEKM jsou vykazovány rozměry kontaminovaných ploch pro sanované, prozkoumávané i neprozkoumané lokality. U KM ČS PHM spadá do kategorie 100 až 2 000 m² 53,3 % z 497 KM, do kategorie do 100 m² pak 36,2 %, do kategorie více než 2 000 m² 6,4 % a bez kontaminace je 4 % z evidovaných KM (zde jde evidentně o již sanované lokality, které byly překategorizovány na nekontaminované).

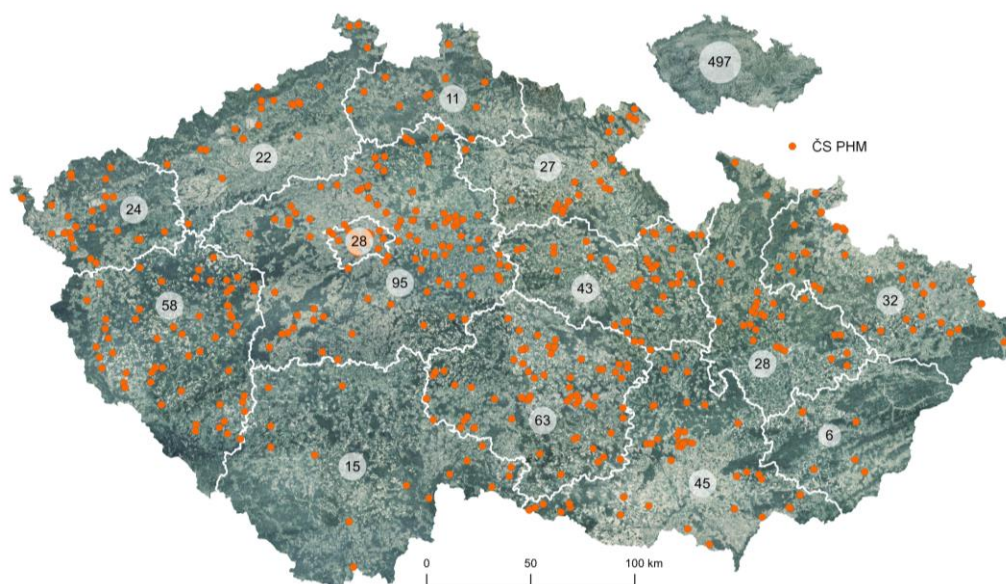
9. Teritoriální distribuce ČS PHM s kontaminací

Součástí vyhodnocení je i teritoriální distribuce evidovaných KM – nejvíce je jich ve Středočeském kraji (19,1 %), Kraji Vysočina (12,7 %), Plzeňském kraji (11,7 %), Jihomoravském kraji (9,1 %) a v Pardubickém kraji (8,7 %) – viz obr. 1 a 2.

497 KM čerpacích stanic PHM v krajích



Obr. 1: Počty KM ČS PHM v krajích



Obr. 2: Distribuce KM ČS PHM v krajích (mapka: ČÚZK a V. Dastychová – CENIA)

10. Souhrn

Metodika rozboru

Stávající nastavení a nástroje SEKM umožňují rozbor základních charakteristik evidovaných kontaminovaných míst pro různé typy původců znečištění. V prezentovaném příkladu rozboru KM zařazených pod typ ČS PHM byla excerptce většiny dat pro hledané charakteristiky bezproblémová, za použití exportů do tabulkového procesoru Excel a následného zpracování nástroji seřazování a filtrování a fulltextového vyhledávání. Problematictější je vyhledávání použitých sanačních technik, které nejsou anotovány do samostatné rubriky souhrnného formuláře, a proto musejí být pracněji hledány v jednotlivých záznamech v textech anotací a rubrikách sanace a dokumenty.

Souhrnná charakteristika KM ČS PHM

Z analyzovaných parametrů byla sestavena níže uvedená charakteristika „typického“ KM ČS PHM – tabulka 1.

Tab. 1: Charakteristika „typického“ KM Čerpací stanice PHM

	KM s ukončenou, probíhající nebo zahájenou sanací	Nesanované KM
kategorie priorit a stav NO	A, N / 28 % ze 497 KM	P, N / 72 % ze 497 KM
skupiny kontaminantů	NEL (BTEX)	NEL, nezištěno
použité sanační metody	odtěžba, sanační čerpání	návrh odtěžby, sanačního čerpání
odhad nákladů na sanaci 1 KM	1,8 – 0,5 mil. Kč	
zdroj financování	soukromý subjekt a MF	nezajištěno
celková kontaminovaná plocha	100 až 2 000 m ²	100 až 2 000 m ²
prioritní distribuce v krajích	Středočeský, Vysočina, Plzeňský, Jihomoravský, Pardubický kraj	

Poděkování

Projekt NIKM 2 byl spolufinancován z fondů Evropské unie – z Fondu soudržnosti v rámci Operačního programu Životní prostředí 2014–2020 (oblast podpory 4.2. - Odstraňování starých ekologických zátěží).

Literatura

- [1] SZURMANOVÁ Z., HOŇKOVÁ V., ZÁRUBA O. ET AL. (2021): Plošná inventarizace – dodávka inventarizačních prací v rámci 2. etapy NIKM. Závěrečná zpráva. Česká republika. Manuskript, prosinec 2021, Projekt NIKM 2. Společnost DEKONTA, VZ Ekomonitor, GEOtest – NIKM 2. Praha 2021. <https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/03/Zprava-o-inventarizaci-kontaminovanych-mist-na-uzemi-CR.pdf>.
- [2] SUCHÁNEK Z. (2022): Výsledky Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM 2019-2021). Sborník konference Sanační technologie XXIV, Uherské Hradiště. Vodní zdroje Ekomonitor, 82–88.
- [3] SEKM - Systém evidence kontaminovaných míst. MŽP. Dostupné z: <https://www.sekm.cz/>.
- [4] MŽP (2021): Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM 3. Věstník MŽP, ročník XXXI, leden 2021, částka 1, Metodické pokyny a dokumenty, 1–11.

HYDROGEOCHEMICKÁ MAPA VÝCHODNEJ ČASTI CEROVEJ VRCHOVINY V MIERKE 1 : 50 000

Ivan Györög, Jozef Kordík

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

ÚVOD

Mapa skúmaného územia je vypracovaná v zmysle Smernice MŽP SR č. 9/2004 – 7 na zostavovanie základných hydrogeochemických máp v mierke 1 : 50 000. Cieľom bolo textové zhodnotenie a mapové vyjadrenie zákonitostí tvorby chemického zloženia a kvalitatívnych vlastností podzemných vôd, vrátane hodnotenia antropogénnych vplyvov. Nosnou časťou mapy je zobrazenie kvalitatívnych, geochemických a vodohospodárskych kritérií podzemných vôd prvého zvodneného kolektoru. Kompletný hydrogeochemický dokumentačný materiál pre zostavenie mapy predstavuje 295 chemických analýz podzemných vôd zo 265 odberových miest.

METODIKA

Hydrogeochemická preskúmanosť Cerovej vrchoviny je prepojená s regionálnymi a lokálnymi hydrogeologickými prácami, zameranými prevažne na overenie možností zabezpečenia zdrojov podzemnej vody. Menší rozsah týchto prác bol zväčša zameraný na hydrogeologický prieskum za účelom zabezpečenia zdrojov pitnej a úžitkovej vody s posúdením ich kvalitatívnych vlastností, hydrogeologický prieskum s návrhom pásiem hygienickej ochrany, práce zamerané na hodnotenie antropogénnych aktivít na kvalitu podzemných vôd, atď. Prínosom do poznania hydrogeochémie nielen predmetného územia, ale aj celého Slovenska je „Geochemický atlas SR – časť Podzemné vody“ [2], z ktorého bol analytický materiál využitý pre zostavenie základnej hydrogeochemickej mapy. Použitý dokumentačný materiál pri zostavovaní mapy predstavujú chemické analýzy rôznych zdrojov podzemných vôd (pramene, vrty, studne a drenáže). V rámci riešenia geologickej úlohy boli v rokoch 2020 a 2021 odobraté vzorky podzemných vôd na anorganický rozbor.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Kvalitatívne vlastnosti sú v mape vyjadrené farbou v ploche prostredníctvom 8 tried kvality podzemných vôd (A až H). Na základe príslušnosti jednotlivých vzoriek vôd do tried kvality sa územie rozčleňuje na oblasti s rovnakou triedou kvality podzemných vôd. Vyžaduje sa minimálne 80-percentná príslušnosť vôd rovnakých tried kvality vo vymedzenej ploche. Najrozšírenejšou triedou kvality v sledovanom území bola vyčlenená „B“ trieda kvality. Zaberá prevažne lesnaté oblasti Cerovej vrchoviny a severné časti územia v oblastiach mimo rozsiahlejších dolín. 2. najrozšírenejšia trieda kvality je „H“ trieda kvality. Zaberá najmä veľkú časť aluviálnych náplavov rieky Rimavy. Rozhodujúci faktor o zaradení do najhoršej triedy kvality je znečistenie dusičnanmi v kombinácii s inými kontaminantmi (CHSK_{Mn} , SO_4^{2-} , PO_4 , Fe, Mn atď). Plošné vymedzenie tried kvality podzemných vôd je uvedené v tabuľke 1.

Geochemická charakteristika je spracovaná na základe vyčlenenia a kartografického vymedzenia hydrogeochemických skupín podzemných vôd, ktoré sa určujú na základe: genetických typov vôd, chemických typov vôd, hodnôt celkovej mineralizácie a geologického charakteru horninového prostredia. Genetické typy vôd sa vyjadrujú na základe rozpustených látok vo vode. Dopĺňajú sa Gazdovými charakteristikami (napr. A₂ základný výrazný typ). Chemické typy vôd sa vyjadrujú podľa prevládajúcich iónov symbolmi prvkov a zložiek podľa výsledkov chemickej analýzy z ekvivalentných hodnôt (c.z %) pre základné zložky (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-).

V zmysle genetickej klasifikácie podzemných vôd Západných Karpát [1] boli na území vymedzené nasledovné hydrogeochemické skupiny podzemných vôd: so silikátogénnou mineralizáciou (v prostredí alkalických bazaltov, príp. v prostredí kryštalinika – rohovcové fylity, ruly); s karbonátovo –

silikátogénnou mineralizáciou (fiľakovské súvrstvie – tachtiansky pieskovec, paleogén – szeczénský šlír, príp. kvartérne sedimenty); s petrogénno – potamogénnou mineralizáciou (fluviálne sedimenty kvartéru).

V podzemných vodách prvého zvodneného horizontu vzhľadom k dominujúcim procesom tvorby chemického zloženia prevláda (212 z 295 chem. analýz) A₂ základný výrazný alebo nevýrazný Ca-Mg-HCO₃ typ chemického zloženia. Piperov systematizačný diagram pre podzemné vody v prostredí tachtianskych pieskovcov (obr. 1) zobrazuje dominanciu práve tohto chemického typu vôd. Evidentný je zhluk meraní lokalizovaný v malom priestore, poukazujúci na hydrogénuhličitanový charakter podzemných vôd. Odlišné chemické typy vôd boli vyčlenené prevažne v oblasti aluviálnych náplavov Rimavy, kde má väčšie zastúpenie zložka S₂(SO₄), S₂(Cl) v dôsledku antropogénneho ovplyvnenia.

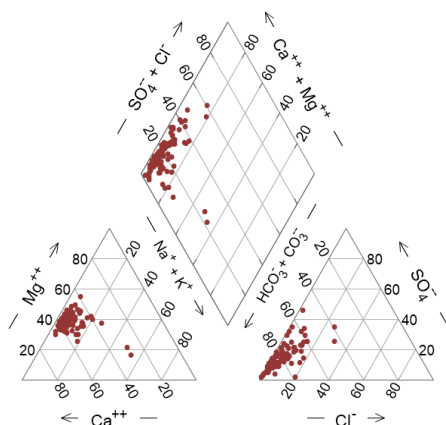
Z hľadiska distribúcie hodnôt celkovej mineralizácie je najvýraznejší vrchol v rozmedzí 700–850 mg.l⁻¹. Charakter distribúcie hodnôt mineralizácie je zobrazený pomocou histogramu početností na obr. 2.

Vodohospodárske kritériá vyjadrujú vhodnosť surovej podzemnej vody z hľadiska jej upraviteľnosti na pitnú vodu. Chemické zloženie podzemnej vody z jednotlivých vzoriek sa porovná s hodnotami medznej koncentrácie uvedenými vo vyhláske MŽP SR č. 636/2004 a určí sa kategória ich upraviteľnosti (vo vyhláske je rozdelená do kategórií A1, A2, A3). Vyžaduje sa 80-percentná príslušnosť vôd rovnakej kategórie upraviteľnosti na vymedzenej ploche.

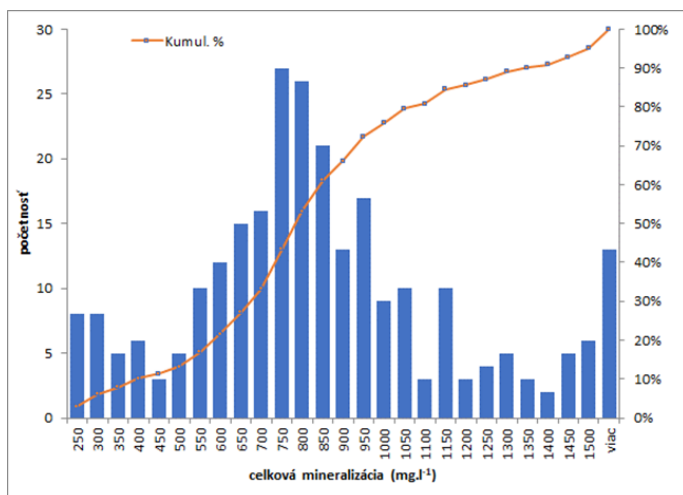
Veľká časť územia (44,5%) je zaradená do A3 kategórie upraviteľnosti najmä v dôsledku nadlimitných koncentrácií NO₃⁻, SO₄²⁻, CHSK_{Mn} a rozpustených látok. Oblasť predstavuje najmä hustejšie osídlenú časť územia – alúvium Rimavy. Táto kategória upraviteľnosti vyžaduje intenzívnejšiu fyzikálnu a chemickú úpravu a dezinfekciu.

Tab. 1: Plošné vymedzenie tried kvality podzemných vôd

trieda	plocha (km ²)	plocha (%)
A	25,33	5,4
B	153,77	32,8
C	-	-
D	69,83	14,9
E	-	-
F	89,58	19,1
G	-	-
H	119,2	25,4



Obr. 1: Piperov systematizačný diagram pre podzemné vody neogénnych tachtianskych pieskovcov



Obr. 2: Histogram počtostí hodnôt celkovej mineralizácie zo všetkých odberových miest

ZÁVER

Na základe poznania súčasného stavu chemického zloženia a kvality podzemných vôd je možné konštatovať pomerne výrazné znečistenie prvého zvodneného kolektora v oblasti alúvia Rimavy. Naopak, bez zjavného charakteru kontaminácie sa javia lesnaté oblasti Cerovej vrchoviny a oblasti mimo sídiel, len s ojedinelými prekročeniami niektorých ukazovateľov kvality: celková tvrdosť, rozpustený kyslík, mangán a pod.

Podakovanie

Príspevok vznikol v rámci projektu Operačného programu kvalita životného prostredia s názvom „Hydrogeologický prieskum deficitných oblastí Slovenskej republiky“, ktorý je spolufinancovaný Európskou úniou / Kohéznym fondom (kód žiadosti: 310031N706).

Literatúra

- [1] GAZDA S. (1974): Chemizmus podzemných vôd Západných Karpát a ich genetická klasifikácia. Materiály z III. celoslovenskej hydrogeologickej konferencie, Sekcia hydrogeológia, SGÚ Bratislava, s. 43–50.
- [2] RAPANT S., VRANA K., BODIŠ D., DOBOŠ V., HANZEL V., KORDÍK J., REPČOKOVÁ Z., SLANINKA I., ZVARA I. (1996): Geochemický atlas Slovenskej republiky – časť podzemné vody. Geol. služba SR, Bratislava. 127 s.

ZHODNOTENIE VYBRANÝCH UKAZOVATEĽOV, KTORÉ MÔŽU SPÔSOBIŤ ENVIRONMENTÁLNU ŠKODU NA PODZEMNEJ VODE

Eva Speváková, Petra Marsden

*VÚVH Bratislava, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 811 02 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: eva.spevakova@vuvh.sk*

V súčasnosti neexistuje ucelená metodická príručka na hodnotenie environmentálnych škôd, ktoré definuje zákon č. 359/2007 Z.z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov, vychádzajúci zo smernice č. 2004/35/ES o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd. Pri spracovávaní danej problematiky na našom ústave sme sa v jednej kapitole zamerali aj na látky, ktoré môžu negatívne ovplyvniť kvalitu podzemnej vody. To nás doviedlo k zákonu zaoberajúcemu sa prevenciou a kontrolou znečisťovania životného prostredia, k zákonu č. 39/2013 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov. Podľa tohto zákona určí Slovenská inšpekcia životného prostredia v rámci povoľovania prevádzky požiadavky na periodické monitorovanie podzemnej vody v súvislosti s nebezpečnými látkami, ktoré sa môžu nachádzať v mieste prevádzky s prihliadnutím na možnosť kontaminácie podzemnej vody v mieste prevádzky podľa § 21, odst (2), písm. l). Slovenská agentúra životného prostredia na základe tohto zákona vytvorila databázu IPKZ (Integrovaná prevencia a kontrola znečisťovania životného prostredia), v ktorej eviduje spoločnosti spadajúce pod tento zákon a ktorým vyplýva povinnosť monitorovať kvalitu podzemnej vody na základe ich činnosti. Prispievajúce výsledkami monitoringu do tejto databázy je len dobrovoľné, napriek tomu mnoho spoločností tak robí, čím sa vytvorila databáza s cennými údajmi. Našou snahou bolo stanoviť tie ukazovatele v podzemnej vode, ktoré považujeme za potenciálne nebezpečné a potrebné monitorovať. Urobili sme prienik databázy IPKZ a IMZZ. Z databázy IPKZ sme získali názvy a sídla spoločností a skombinovali sme ich s ukazovateľmi v databáze IMZZ (Integrovaný monitoring zdrojov znečistenia), ktorú administruje náš Výskumný ústav vodného hospodárstva. Do databázy IMZZ prispievajú subjekty vlastníace, prípadne spravujúce objekty bodových zdrojov znečistenia. Ich príspevky sú formou analýz konkrétnych ukazovateľov, ktoré sa v rámci ich činnosti môžu v podzemnej vode vyskytnúť. V databáze majú pre každý objekt možnosť vložiť ukazovateľ, značku ukazovateľa, hodnotu, jednotku, CAS, chemický kód a poznámku. V prípade, ak je hodnota daného ukazovateľa pod detekčným limitom, je možné vložiť aj túto informáciu, spolu s názvom laboratória, v ktorom bola analýza podzemnej vody vykonaná. Z tejto fúzie vznikla tabuľka č. 1, ktorá obsahuje viac ako 180 ukazovateľov.

Tab. 1: Ukážka prieniku databázy IPKZ a IMZZ

ukazovateľ podľa Prílohy č. 12 k smernici MŽP SR č.1/2015-7	symbol ukazovateľa	Indikačné kritériá (ID) [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	priemyselná činnosť podľa 39/ 2013 Z.z.
II. Monocyklické aromatické uhľovodíky (nehalogénované)			
1,2,4-trimetylbenzén	C ₉ H ₁₂		4.5.;
1,3,5-trimetylbenzén	C ₉ H ₁₂		4.5.;
benzén	C ₆ H ₆	15	1.1.;2.4.;2.6.;3.1.a);4.1.b);4.1.c);4.1.d);4.2.a);4.2.b);4.2.c);4.3.;4.4.;4.5.;5.4.;6.7.;6.11.
BTEX (benzén, toluén, etylbenzén, xylén)	BTEX		1.1.;2.4.;2.6.;4.1.b);4.1.c);4.1.d);4.2.a);4.2.b);4.2.c);4.3.;4.4.;4.5.;5.4.;6.11.1.1.;2.4.;2.6.;4.1.b);4.1.c);4.1.d);4.2.a);4.2.b);4.2.c);4.3.;4.4.;4.5.;5.4.;6.7.;6.11.
etylbenzén	C ₈ H ₁₀	350	11.
izopropylbenzén (kumén)	C ₉ H ₁₂		4.5.;
m-, p-xylén	Σm,p-xylénu		2.4.;2.6.;4.5.;6.11.
o-xylén	C ₈ H ₁₀		2.4.;3.1.a);4.5.
p-xylén	C ₈ H ₁₀		2.4.;3.1.a)
styrén	C ₈ H ₁₀	20	3.1.a);4.5.
toluén	C ₇ H ₈	150	1.1.;2.4.;2.6.;3.1.a);4.1.b);4.1.c);4.1.d);4.2.a);4.2.b);4.2.c);4.3.;4.4.;4.5.;5.4.;6.7.;6.11.
xylény	C ₈ H ₁₀	250	1.1.;2.4.;2.6.;3.1.a);4.1.b);4.1.c);4.1.d);4.2.a);4.2.b);4.2.c);4.3.;4.4.;4.5.;5.4.;6.7.;6.11.

Z dôvodu rozsiahlosti tabuľky uvádzame v príspevku len jej ukážku, týkajúcu sa monocyklických aromatických uhľovodíkov. V tejto tabuľke sme v prvom stĺpci zoradili ukazovatele podľa Prílohy č. 12 k smernici MŽP SR č.1/2015-7, v druhom stĺpci je symbol ukazovateľa, v treťom stĺpci indikačné kritérium a v poslednom stĺpci priemyselná činnosť podľa zákona č. 39/2013 Z.z. Nakoľko sa v databáze IMZZ a v rámci monitorovania vyskytli ukazovatele, ktoré neboli definované v Prílohe č.12 k smernici MŽP SR č.1/2015-7, ale napriek tomu sú monitorované a môžu sa vyskytnúť v podzemnej vode, vytvorili sme tabuľku 2 obsahujúcu mikrobiologické ukazovatele definované podľa vyhlášky č. 247/2017 Z.z. a tabuľku 3 s rádiologickými ukazovateľmi, prírodnými a umelými rádionuklidmi zadefinovanými vyhláškou MZ č. 45/2024 Z.z.

Tab. 2: Mikrobiologické ukazovatele definované podľa vyhlášky č. 247/2017 Z.z.

Mikrobiologické ukazovatele kvality pitnej vody podľa vyhlášky č. 247/2017 Z. z.	symbol ukazovateľa	limit podľa vyhlášky MZ č. 91/2023 Z. z.	priemyselná činnosť podľa 39/ 2013 Z.z.
abiosestón (kvant.)	AB	10% pokryvnosť poľa	2.6.; 3.1.a);3.5.;6.6.a);6.7.
enterokoky	EK	0 KTJ/100 ml	2.6., 3.1.a);3.5.;6.6.a);6.7.
escherichia coli	EC	0 KTJ/100 ml	2.6.,3.1.a);3.5.;6.6.a); 6.7
clostridium perfringens	CP	0 KTJ/100 ml	3.1.a)
koliformné baktérie	KB	0 KTJ/100 ml	2.6.;3.1.a);3.5.;6.6.a); 6.7.

Tab. 3: Rádiologické ukazovatele, prírodné a umelé rádionuklidy zadefinované vyhláškou MZ č. 45/2024 Z.z.

Rádiologické ukazovatele	symbol ukazovateľa	indikačné hodnoty podľa vyhlášky MZ č. 45/2024 Z. z. [Bq.l ⁻¹]	priemyselná činnosť podľa 39/ 2013 Z.z.
celková objemová aktivita alfa	a _{vca}	0,1	2.6; 3.1.a);5.4.;6.7.;6.11.
celková objemová aktivita beta	a _{vcb}	0,5	2.6; 3.1.a);5.4.;6.7.;6.11.
radón	²²² Rn	100	2.6.; 3.1.a);6.7.
Prírodné rádionuklidy	symbol ukazovateľa	medzné hodnoty podľa vyhlášky č. MZ č. 45/2024 Z. z. [Bq.l ⁻¹]	priemyselná činnosť podľa 39/ 2013 Z.z.
rádium 226	²²⁶ Ra	0,5	2.6.;6.11.
trícium	³ H (T)	100	2.4.
urán	²³⁸ U	3	2.6.;6.11.
urán	²³⁴ U	2,8	2.6.;6.11.
Umelé rádionuklidy	symbol ukazovateľa	medzné hodnoty podľa vyhlášky č. MZ č. 45/2024 Z. z.	priemyselná činnosť podľa 39/ 2013 Z.z.
stroncium	⁹⁰ Sr	4,9	2.4.

Jedným z hodnotiacich kritérií bolo indikačné kritérium ID, ktoré je hraničnou hodnotou koncentrácie znečisťujúcej látky stanovenej pre pôdu, horninové prostredie a podzemnú vodu, ktorej prekročenie môže ohroziť ľudské zdravie a životné prostredie, tzn. táto situácia vyžaduje monitorovanie znečisteného územia (viď tretí stĺpec tabuliek č. 2 a 3). Údaje zo štvrtého stĺpca sú zadefinované v prílohe č. 1 k zákonu č. 39/2013 Z.z. a ide o rozdelenie priemyselnej činnosti do šiestich kategórií, zjednodušene:

1. energetika,
2. výroba a spracovanie kovov,
3. priemysel spracovania nerastov,
4. chemický priemysel,
5. nakladanie s odpadmi,
6. ostatné činnosti (zahŕňajúce spracovanie dreva, prevádzku bitúnkov, intenzívny chov hydiny alebo ošípaných, atď.)

Ďalším z krokov bolo zadefinovanie látok na základe ich toxicity, nakoľko v nariadení Komisie (EÚ) je stanovený cieľ chrániť zdravie ľudí a životné prostredie pred znečisťovaním zo všetkých zdrojov a k prechodu na netoxické životné prostredie. Je v ňom zahrnuté aj posudzovanie vplyvu doplnenia nových tried nebezpečnosti a kritérií do nariadenia (ES) č. 1272/2008. V uvedenom oznámení sa poukazuje aj na potrebu zahrnúť nové triedy nebezpečnosti a kritériá do nariadenia (ES) č. 1272/2008 na úplné riešenie problému toxicity pre životné prostredie, perzistencia, mobility a bioakumulácie. PMT (perzistencia, mobilita, toxicita) a vPvM (veľmi perzistentné, veľmi mobilné) látky vyvolávajú obavy, pretože v dôsledku ich vysokej perzistencia v kombinácii s vysokou mobilitou, ktorá je dôsledkom ich nízkeho potenciálu adsorpcie, sa môžu dostať do vodného cyklu vrátane pitnej vody a šíriť sa na veľké vzdialenosti.

Podľa delegovaného nariadenia Komisie (EÚ) č. 2023/707 z 19. decembra 2022, ktorým sa mení nariadenie (ES) č. 1272/2008, pokiaľ ide o triedy nebezpečnosti a kritériá klasifikácie, označovania a balenia látok a zmesí sú zadefinované pojmy perzistencia, mobilita a toxicita nasledovne:

Perzistencia - látka sa považuje za látku, ktorá spĺňa kritérium perzistencia (P), ak je splnená ktorákoľvek z týchto podmienok: a) počas degradácie v morskej vode presahuje 60 dní; b) počas degradácie v sladkej vode alebo vo vode v ústí rieky presahuje 40 dní; c) počas degradácie v morskom sedimente presahuje 180 dní; d) počas degradácie v sladkovodnom sedimente alebo v sedimente z ústia rieky presahuje 120 dní; e) počas degradácie v pôde presahuje 120 dní.

Mobilita - látka sa považuje za látku, ktorá spĺňa kritérium mobility (M), ak hodnota log K_{oc} je nižšia ako 3. V prípade ionizovateľnej látky sa považuje kritérium mobility za splnené, ak najnižšia hodnota log K_{oc} pri pH od 4 do 9 je nižšia ako 3.

Toxicita - látka sa považuje za látku, ktorá spĺňa kritérium toxicity (T), ak platí ktorákoľvek z týchto podmienok: a) dlhodobá koncentrácia bez pozorovaného účinku (NOEC) alebo EC_x (napr. EC₁₀) pre morské alebo sladkovodné organizmy je nižšia ako 0,01 mg/l; b) látka spĺňa kritériá na to, aby bola klasifikovaná ako karcinogénna (kategória 1A alebo 1B), mutagénna pre zárodočné bunky (kategória 1A alebo 1B) alebo poškodzujúca reprodukciu (kategória 1A, 1B alebo 2) podľa oddielov 3.5, 3.6 alebo 3.7; c) existuje iný dôkaz o chronickej toxicite, ktorý sa zistil na základe toho, že látka spĺňa kritériá klasifikácie: toxická pre špecifický cieľový orgán po opakovanej expozícii jej vplyvu (STOT RE kategória 1 alebo 2) podľa oddielu 3.9; d) látka spĺňa kritériá klasifikácie ako endokrinný disruptor (kategória 1) pre ľudí alebo životné prostredie podľa oddielov 3.11 alebo 4.2.

Z vyššie zistených údajov sme zostavili tabuľku 4 s ukazovateľmi získanými z prieniku databáz IMZZ a IKPZ, ktoré sme spárovali cez CAS (jednoznačný numerický identifikátor pridelený chemickým látkam americkou službou Chemical Abstracts Service) s výsledkami štúdie Hansa Petra H. Arpa

a Sarah E. Hale publikovanými v článku *Assessing the Persistence and Mobility of Organic Substances to Protect Freshwater Resources*. Pre zjednodušenie sme údajom týkajúcim sa mobility a perzistencie priradili iba tri kategórie (ako boli v prípade toxicity), a to červeným označené ukazovatele mobilné, perzistentné a toxické, oranžovou potenciálne mobilné, potenciálne perzistentné a potenciálne toxické a zelenou farbou ukazovatele nemobilné, neperzistentné a netoxické, teda tie, ktoré nie sú nebezpečné pre skúmané prostredie, v našom prípade pre podzemnú vodu. Ako je možno vidieť v tabuľke č. 4, ani jeden z ukazovateľov nemá všetky PMT v zelenej farbe, teda ani jeden z ukazovateľov nemožno považovať za bezpečný.

Výsledkom nami spracovanej problematiky je rozdelenie v súčasnosti monitorovaných látok v podzemnej vode na Slovensku na základe vlastností, v dôsledku ktorých môžeme predpokladať ich výskyt v zvodnenom prostredí v prípade potenciálnych environmentálnych škôd. Uvedené môže napomôcť ich jednoduchšej a rýchlejšej detekcii a efektívnejšej sanácii postihnutej lokality.

Tab. 4: Ukazovatele získané z prieniku databáz IMZZ a IKPZ

ukazovateľ	značka	CAS	EC kritériá mobility pre pitné vody	UBA kritériá mobility pre pitné vody	Perzistencia (spojené EC a UBA kritériá) pre pitné vody	Toxicita (spojené EC a UBA kritériá) pre pitné vody
Σ jednosýtnych fenolov	C ₆ H ₆ O	108-95-2	M	M	nie P	T
1,1,1-Trichlóretán	C ₂ H ₃ Cl ₃	71-55-6	M	M	pot. P	pot.T
1,1,2,2,-Tetrachlóretán	C ₂ H ₂ Cl ₄	79-34-5	pot. M	M	pot. P	pot.T
1,1,2-Trichlóretán	1,1,2-TCetán	79-00-5	M	M	pot. P	T
1,1,2-Trichlóretylén (TCE)	C ₂ HCl ₃	79-01-6	M	M	P	T
1,1-Dichlóretén	C ₂ H ₂ Cl ₂	75-35-4	M	M	pot. P	T
1,1-dichlóretylén	C ₂ H ₂ Cl ₂	75-35-4	M	M	pot. P	T
1,2,4-Trimetylbenzén	C ₉ H ₁₂	95-63-6	M	M	nie P	pot.T
1,2-Dichlórbenzén	C ₆ H ₄ Cl ₂	95-50-1	pot. M	M	P	T
1,2-Dichlóretán	C ₂ H ₄ Cl ₂	107-06-2	M	M	P	T
1,2-Dichlóretén	C ₂ H ₂ Cl ₂	156-59-2	M	M	bez dát	pot.T
1,3,5-Trimetylbenzén	C ₉ H ₁₂	108-67-8	M	M	pot. P	pot.T
1,3-Dichlórbenzén	C ₆ H ₄ Cl ₂	541-73-1	M	M	pot. P	T
1,4-Dichlórbenzén	C ₆ H ₄ Cl ₂	106-46-7	M	M	nie P	T
Acenaftén	C ₁₂ H ₁₀	83-32-9	nie M	M	P	T
Acenaftylén	C ₁₂ H ₈	208-96-8	nie M	M	bez dát	pot.T
Acetaldehyd	C ₂ H ₄ O	75-07-0	M	M	nie P	T
Aldrin	C ₁₂ H ₈ Cl ₆	309-00-2	nie M	nie M	pot. P	pot.T
Antracén	C ₁₄ H ₁₀	120-12-7	nie M	M	P	T
Atrazin	C ₈ H ₁₄ ClN ₅	1912-24-9	vM	M	pot. P	T
B(k)fluorantén	b(k)fluorant	207-08-9	nie M	nie M	P	T
Benzén	C ₆ H ₆	71-43-2	M	M	nie P	T
Brómdichlóretán	CHBrCl ₂	75-27-4	M	M	bez dát	pot.T
Bromoform	CHBr ₃	75-25-2	M	M	bez dát	pot.T
BTEX (benzén, toluén, etylbenzén, xylén)	BTEX	108-38-3	M	M	nie P	pot.T
Cyklohexan	C ₆ H ₁₂	110-82-7	pot. M	M	nie P	pot.T
Cyklohexanol	C ₆ H ₁₂ O	108-93-0	M	M	nie P	nie T
Cyklohexanon	C ₆ H ₁₀ O	108-94-1	M	M	nie P	nie T
Dicamba	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	1918-00-9	M	M	bez dát	T
Dieldrin	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	60-57-1	nie M	nie M	pot. P	T
Endrin	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	72-20-8	nie M	nie M	pot. P	T
Etylbenzén	C ₈ H ₁₀	100-41-4	pot. M	M	pot. P	pot.T
Fenoprop	C ₉ H ₇ Cl ₃ O ₃	93-72-1	M	M	bez dát	pot.T
Fluórantén	C ₁₆ H ₁₀	206-44-0	nie M	nie M	P	T
Fluóren	C _{SUB>13} H ₁₀	86-73-7	nie M	M	pot. P	pot.T
Hexachlórbenzén	C ₆ Cl ₆	118-74-1	nie M	nie M	pot. P	T
Chlórbenzén	C ₆ H ₅ Cl	108-90-7	M	M	pot. P	pot.T
Chloroform (trichlormethan)	CHCl ₃	67-66-3	M	M	pot. P	T
Izopropylbenzén kumen	C ₉ H ₁₂	98-82-8	nie M	pot. M	pot. P	nie T
Lindan	C ₆ H ₆ Cl ₆	58-89-9	nie M	pot. M	pot. P	pot.T
MCPA	C ₉ H ₉ ClO ₃	94-74-6	M	M	bez dát	pot.T
MCPB	C ₁₁ H ₁₃ ClO ₃	94-81-5	M	M	bez dát	pot.T
Metanol	CH ₄ O	67-56-1	M	M	nie P	pot.T
Metylbromid-bromidy	CH ₃ Br	74-83-9	M	M	pot. P	T
Metylnchlorid (Dichlóretán)	CH ₂ Cl ₂	75-09-2	M	M	P	T
Naftalén	C ₂₂ H ₁₂	91-20-3	M	M	pot. P	T
o-Xylén	C ₈ H ₁₀	95-47-6	M	M	nie P	pot.T
p.p. - DDD	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄	72-54-8	nie M	nie M	P	pot.T
p.p. DDE	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	72-55-9	nie M	nie M	P	pot.T
p.p.DDT	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	50-29-3	nie M	nie M	P	pot.T
Prometon	C ₁₀ H ₁₉ N ₅ O	1610-18-0	M	M	pot. P	pot.T
Prometryn	C ₁₀ H ₁₉ N ₅ S	7287-19-6	pot. M	M	pot. P	T
Propazin	C ₉ H ₁₆ ClN ₅	139-40-2	M	M	pot. P	T
p-Xylén	C ₈ H ₁₀	106-42-3	M	M	nie P	pot.T
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	129-00-0	nie M	nie M	P	T
Simazin	C ₇ H ₁₂ ClN ₅	122-34-9	M	M	pot. P	T
Styrén	C ₈ H ₁₀	100-42-5	M	M	nie P	T
Tetrachlóretén (PCE - 1,1,2,2-tetrachlóretyl)	C ₂ Cl ₄	127-18-4	M	M	P	T
Tetrachlóretán	CCl ₄	56-23-5	M	M	pot. P	T
Toluén	C ₇ H ₈	108-88-3	M	M	nie P	T
trans-1,2,-Dichlóretén	trans-1,2,-Dichlóretén	156-60-5	M	M	pot. P	pot.T

Literatúra

- [1] ARP H. P., HALE S. E. (2022): Assessing the Persistence and Mobility of Organic Substances to Protect Freshwater Resources, Cite this: ACS Environ. Au 2022, 2, 6, 482–509 (<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsenvironau.2c00024>), upravené.
- [2] Zákon č. 359/2007 Z.z. o prevencii a náprave environmentálnych škôd a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- [3] Smernica č. 2004/35/ES o environmentálnej zodpovednosti pri prevencii a odstraňovaní environmentálnych škôd.
- [4] Zákon č. 39/2013 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- [5] Príloha č. 12 k smernici MŽP SR č.1/2015-7.
- [6] Vyhláška č. 247/2017 Z. z., vyhláška Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o kvalite pitnej vody, kontrole kvality pitnej vody, programe monitorovania a manažmente rizík pri zásobovaní pitnou vodou.
- [7] Vyhláška č. 45/2024 Z. z., vyhláška Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky z 1. marca 2024 o obmedzovaní ožiarenia obyvateľov z pitnej vody, z prírodnej minerálnej vody a z vody vhodnej na prípravu stravy pre dojčatá.
- [8] Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady (ES) č. 1272/2008 z 16. decembra 2008 o klasifikácii, označovaní a balení látok a zmesí, o zmene, doplnení a zrušení smerníc 67/548/EHS a 1999/45/ES a o zmene a doplnení nariadenia (ES) č. 1907/2006.
- [9] Delegované nariadenie Komisie (EÚ) 2023/707 z 19. decembra 2022, ktorým sa mení nariadenie (ES) č. 1272/2008, pokiaľ ide o triedy nebezpečnosti a kritériá klasifikácie, označovania a balenia látok a zmesí.
- [10] <https://www.vuvh.sk/?s=IMZZ>
- [11] <https://www.enviroportal.sk/ípkz>

STABILIZÁCIA MEDI V ŠTRUKTÚRE OXALÁTU ČINNOSŤOU LIŠAJNÍKOV – OXALÁT MEDI V LIŠAJNÍKU *LECIDEA INOPS* Z HALDY PODLIPA (ĽUBIETOVÁ, SLOVENSKO)

Viktória Krajanová, Bronislava Lalinská-Voleková

SNM-Prírodovedné múzeum, Vajanského nábr. 2, P.O. BOX 13, 810 06 Bratislava,
e-mail: v.krajanova@gmail.com

Úvod

Lišajníky sú symbiotické organizmy pozostávajúce z húb a fotosyntetizujúcich organizmov. V rámci svojho metabolizmu produkujú huby kyselinu šťaveľovú. Keď sa vylučovaná kyselina šťaveľová dostane do prostredia bohatého na kovy, následne môžu kryštalizovať soli tejto kyseliny, oxaláty, obohatené o kovy. Z lišajníkov boli dosiaľ opísané viaceré oxaláty kovov, napríklad oxaláty vápnika, horčíka, mangánu, medi, zinku a olova, pričom za najčastejšie sa vyskytujúce oxaláty v lišajníkoch možno považovať hlavne oxaláty vápnika a medi [1]. V rámci tohto príspevku sa podarilo Ramanovou mikrospektroskopiou potvrdiť prítomnosť meďnatého oxalátu v lišajníku *Lecidea inops*, vyskytujúcom sa na halde Podlipa (Ľubietová, Slovensko). Halda Podlipa [2] je výsledkom historickej ťažby Cu-rúd.

Meďnatý oxalát, biominerál moolooit [$\text{CuC}_2\text{O}_4 \times 0.4\text{H}_2\text{O}$], bol doposiaľ opísaný z lišajníkov zo Švédska a Nórska [3], Spojeného Kráľovstva [4], Slovenska [5] a Ruska [6,7]. V týchto prípadoch vykryštalizoval Cu-oxalát v súvislosti s biomineralizačnou aktivitou lišajníkov *Lecidea lapicida*, *Lecidea inops*, *Lecanora frustulosa* a *Lecanora polytropa*, *Acarospora rugulosa* a *Acarospora squamulosa*, rastúcich v prostredí bohatom na meď.

Metódy

Na analytickú identifikáciu bola vybraná jedna vzorka lišajníka *L. inops* z haldy Podlipa (Ľubietová, Slovensko), o vzorkovaná 28. 7. 2021. Lišajník porastal kremičitú horninu so zelenými povlakmi minerálneho pôvodu (obr. 1A). Vzorka obsahovala voľným okom pozorovateľné tyrkysovomodré depozície (obr. 1B). Predmetné analýzy Ramanovou mikrospektroskopiou boli vykonané Ramanovým mikrospektroskopom (DXR3xi Raman Imaging Microscope, NICOLET) v laboratóriách Slovenského národného múzea – Prírodovedného múzea v Bratislave (SNM-PM BA). Použitý bol laser s vlnovou dĺžkou 532 nm. Získané spektrá boli následne vyhodnocované v programe SpectraGryph. Pre vytvorenie referenčného spektra oxalátu medi bol použitý zakúpený syntetický hemihydrát oxalátu meďnatého (98%, CAS: 5893-66-3) od Alfa Aesar (Thermo Fisher Scientific).

Diskusia a výsledky

Spektrum získané z tyrkysovo modrej depozície kryštálov v lišajníku *Lecidea inops* (obr. 2B) obsahovalo Ramanove pásy 206, 288, 555, 582, 607, 827, 917, 1 485, 1 512, 1 610, 1 659 a 2 926 cm^{-1} , ktoré boli zhodné s Ramanovými pásmi syntetického oxalátu medi (206, 297, 555, 582, 607, 827, 919, 1 483, 1 512, 1 610 a 1 660 cm^{-1} , obr. 2C). Pomocou Ramanovej mikrospektroskopie sme tým pádom potvrdili, že tyrkysovomodrými kryštálkami nachádzajúcimi sa na lišajníku *L. inops* sú kryštálky oxalátu medi. Prítomnosť Ramanovho pásu na pozícii 2 926 cm^{-1} v Ramanovom spektre prírodného oxalátu medi (obr. 1B) pravdepodobne naznačuje, že obsah vody v štruktúre prírodného meďnatého oxalátu je vyšší ako v syntetickom analógu oxalátu medi.

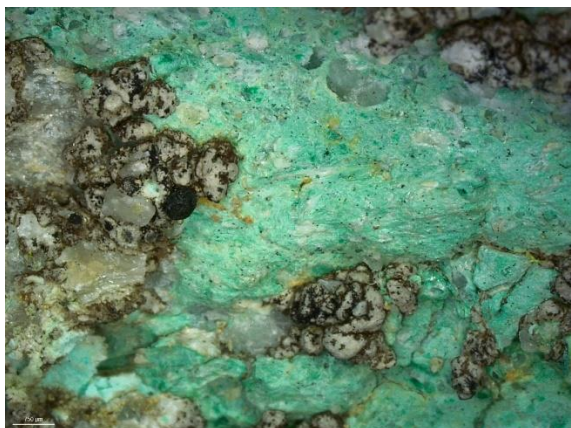
Týmto príspevkom sme súčasne potvrdili aktuálnosť distribúcie lišajníka *L. inops* na halde Podlipa (Ľubietová). Podľa dostupných herbárových položiek v herbári Prírodovedného múzea v Bratislave (BRA), bol tento druh lišajníka opísaný z hald v Ľubietovej aj predtým, napríklad v roku 1979 tu tento druh zaznamenali lichenológovia I. Pišút a A. Vězda.

Moolooit v lišajníku *L. inops* sa nachádzal v priamej asociácii s malachitom [$\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$], obr. 1A, ktorý bol taktiež identifikovaný na základe jeho diagnostických Ramanových pásov (74, 150, 176, 216,

265, 349, 429, 460, 508, 530, 715, 745, 1 057, 1 092, 1 362, 1 455 a 1 489 cm⁻¹, obr. 2A). Je známe, že malachit sa reakciou s roztokom kyseliny šťavelovej priamo transformuje na meďnatý oxalát [8].

Nakoľko je oxalát medi vysoko nerozpustná zlúčenina (0,00253 g / 100 ml [9]), voľné ióny medi v roztokoch prítomných na haldách môžu byť takto prirodzeným spôsobom fixne stabilizované v štruktúre oxalátu.

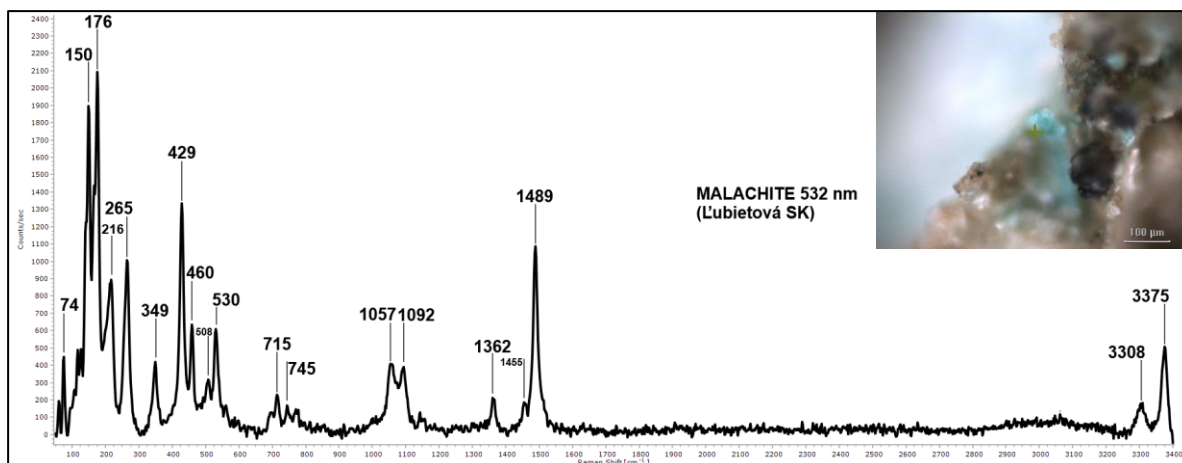
V posledných rokoch sa mykoremediácia považuje za jednu z najpopulárnejších bioremediačných stratégií. Lišajníky síce akumulujú rôzne typy a veľké množstvá znečisťujúcich látok vo svojich stielkach, no napriek tomu sa nepovažujú za najvhodnejšie bioremediačné činidlá. Ideálne fyto-remediátory majú totižto krátku životnosť, veľkú biomasu a majú schopnosť hyperakumulácie toxických látok bez toho, aby im toxické látky uškodili. Hoci sú lišajníky schopné hyperakumulácie rôznych toxických látok a súčasne dokážu zostať nepoškodené, lišajníky nedokážu produkovať ekonomicky zaujímavé množstvá biomasy, kvôli ich veľmi pomalému rastu. Preto sa lišajníky nepovažujú za bioremediačné činidlá, hoci sa kvalifikujú ako spoľahlivé bioindikátory a bioakumulátory. Niekoľko nedávnych štúdií však poukázalo na to, že produkciou rôznych sekundárnych metabolitov, enzýmov a proteínov, ktoré majú rozhodujúcu úlohu v procesoch, ako je biosorpcia a bioakumulácia, môžu mať lišajníky významnú úlohu v prirodzenej bioremediácii, najmä v znečistených ekosystémoch s hojným porastom lišajníkov [10].



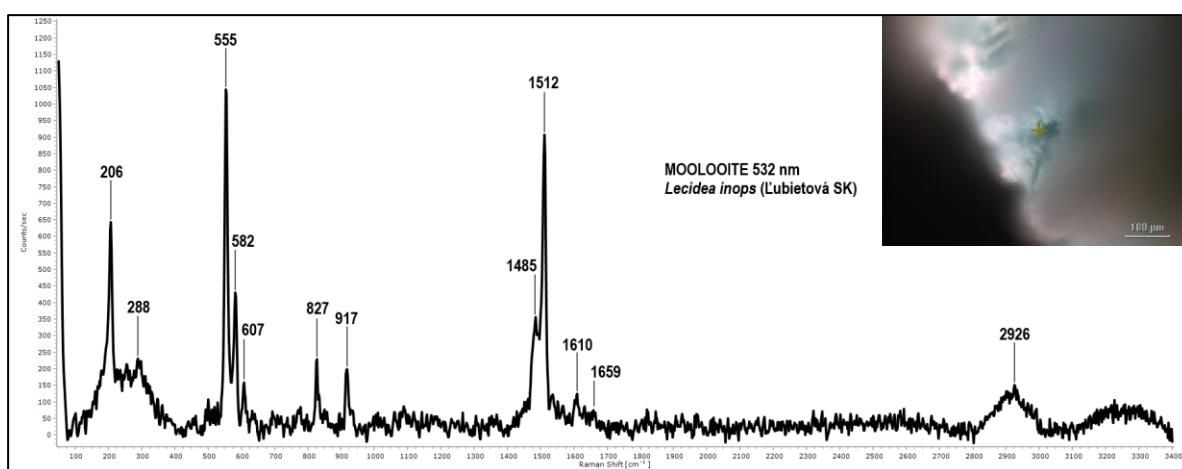
Obr. 1A: Lišajník *Lecidea inops* na kremičitej hornine s malachitom



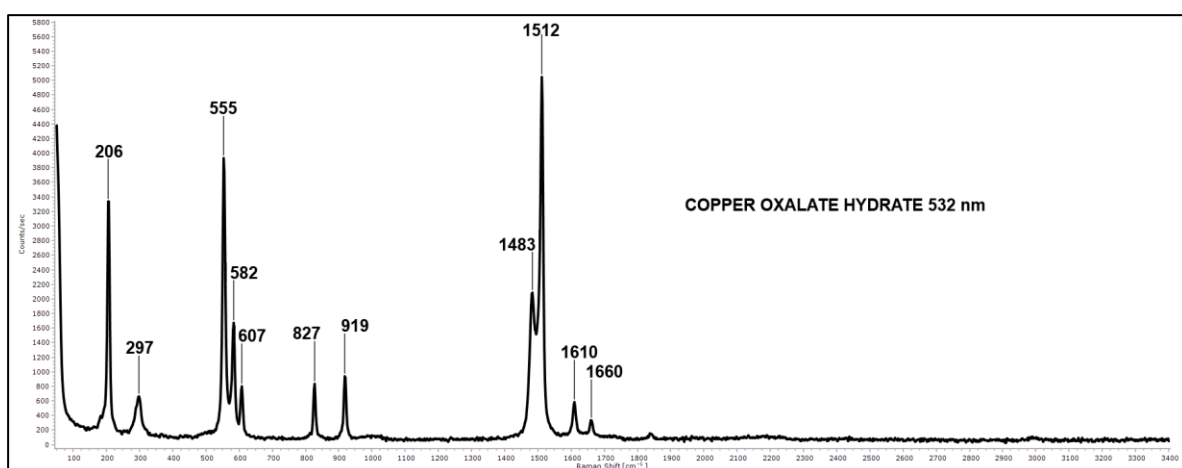
Obr. 1B: Lišajník *Lecidea inops* s tyrkysovou depozíciou biominerálu moolooit



Obr. 2A: Ramanove spektrum malachitu



Obr. 2B: Ramanove spektrum prírodného moolooitu



Obr. 2C: Ramanove spektrum syntetického moolooitu

Záver

Potvrdili sme výskyt lišajníka *Lecidea inops* na halde Podlipa (Ľubietová, Slovensko). Aplikáciou Ramanovej mikrospektroskopie sme potvrdili prítomnosť oxalátu medi (biominerál moolooit) v lišajníku *L. inops*, v blízkej asociácii s malachitom. Produkciu oxalátov kovov lišajníkmi možno považovať za prirodzenú bioremediáciu prostredia.

Pod'akovanie

Tento príspevok podporila Agentúra na podporu výskumu a vývoja na základe zmlúv APVV-17-0317 a APVV-21-0212.

Literatúra

- [1] KRAJANOVÁ V. (2023): Discoveries and identification methods of metal oxalates in lichen and their mineral associations: A review of past studies and analytical options for lichenologists. *Fungal Biology Reviews*, 43, 100287.
- [2] MAJZLAN J., ŠTEVKO M., CHOVAN M., LUPTÁKOVÁ J., MILOVSKÁ S., MILOVSKÝ R., JELEŇ S., SÝKOROVÁ M., POLLOK K., GÖTTLICHER J., KUPKA D. (2018): Mineralogy and geochemistry of the copper-dominated neutral mine drainage at the Cu deposit Ľubietová-Podlipa (Slovakia). *Applied Geochemistry*, 92, 59–70.
- [3] PURVIS, O. W. (1984): The occurrence of copper oxalate in lichens growing on copper sulphide-bearing rocks in Scandinavia. *Lichenologist* 16(2), 197–204.
- [4] PURVIS O. W., JAMES P. W. (1985): Lichens of the Coniston copper mines. *Lichenologist* 17(3): 221–237.
- [5] KRAJANOVÁ V., VOLEKOVÁ-LALINSKÁ B. (2021): Identifikácia oxalátu medi v lišajníku *Lecidea inops* (Smolník): Ramanova mikrospektroskopia. Aktuálne trendy geochemického štúdia geologického prostredia, 2021. *Vedecký zborník*, 67–71.
- [6] FRANK-KAMENETSKAYA O. V., ZELENSKAYA M. S., IZATULINA A. R., VERESHCHAGIN O. S., VLASOV D. Y., HIMELBRANT D. E., PANKIN D. V. (2021): Copper oxalate formation by lichens and fungi. *Sci Rep* 11, 1, 24239.
- [7] VERESHCHAGIN O., FRANK-KAMENETSKAYA O. V., VLASOV D. Y., ZELENSKAYA M., RODINA O. A., CHERNYSHOVA I., HIMELBRANT D. E., STEPANCHIKOVA I. S., BRITVIN S. (2023): Microbial biomineralization under extreme conditions: Case study of basaltic rocks, Tolbachik Volcano, Kamchatka, Russia. *Catena* 226:107048.
- [8] KRAJANOVÁ V. (2023): Identification of metal oxalates in lichens: application for bioweathering and neof ormation of biominerals. Comenius University in Bratislava, Faculty of Natural Sciences, Dissertation thesis, 159 p.
- [9] WEAST R. C. (1987): *Handbook of Chemistry and Physics*, 68th edition, 1987-1988. Boca Raton, Florida: CRC, Press Inc., 2440 p.
- [10] TRIPATHI A. H., MEHROTRA S., KUMARI A., BAJPAI R., JOSHI Y., JOSHI P., TEWARI L. M., RAI R. C., UPADHYAY S. K. (2022): Chapter 15 - Lichens as bioremediation agents—A review, synergistic approaches for bioremediation of environmental pollutants: Recent advances and challenges, developments in applied microbiology and biotechnology, 289–312.

TESTOVÁNÍ VLIVU TĚŽEBNÍHO ODPADU NA VÝVOJI ROSTLIN

Oto Novák, Markéta Drešlová, Hana Vojtková

VŠB-TUO, Katedra environmentálního inženýrství, 17. listopadu 2172/15, 708 00 Ostrava – Poruba,
e-mail: oto.novak@vsb.cz

Odvaly jsou typické staré ekologické zátěže pro Ostravský region, jejichž negativní dopady na životní prostředí se projevují také v toxickém působení na okolní ekosystémy. Fytotoxické vlivy lze nejlépe pozorovat na místech odvalů bez rostlinného pokryvu – tam, kde odvaly ještě stále prohořívají. Nicméně, je důležité zdůraznit, že tyto negativní dopady a vlastnosti odpadů nemusí být vždy jednoznačně ekotoxické. Základem pro jejich správné vyhodnocení vlivů na růst a vývoj rostlin jsou především fytoecologická pozorování v terénu, která pak vhodně doplňují výsledky testů ekotoxicity např. s vodními výluhy odvalů na modelových rostlinách.

Odval Ema zaujímá na Ostravsku plochu 21,3 ha. Tato halda je stále termicky aktivní, což je způsobeno endogenním prohoříváním uloženého odpadu. Na odvalu Ema se v místech s vegetačním pokryvem daří některým vybraným druhům rostlin; vlivem termické aktivity zde byl zjištěn růst celé řady termofilních zástupců [1]. Zjištěny zde byly také invazní druhy rostlin, které vykazují vysokou adaptabilitu a na sledovaném území se poměrně rychle šíří i směrem k termicky aktivním místům. Mezi invazními druhy rostlin zde roste například *Symphytotrichum lanceolatum*, *Duchesnea indica*, *Reynoutria japonica*, *Parthenocissus inserta*, *Galinsoga parviflora*, *Cirsium arvense*, *Erigeron annuus*, *Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*.

Citlivost jednotlivých rostlin vůči změnám prostředí je různá. Ze zemědělských plodin patří k nejcitlivějším druhům zemědělských plodin *Zea mays* (kukuřice setá), *Linum usitatissimum* (len setý), *Vicia faba* (bob setý), *Allium cepa* (cibule kuchyňská) a *Solanum lycopersicum* (rajče jedlé), naopak k nejodolnějším patří *Avena sativa* (oves setý), *Hordeum vulgare* (ječmen setý) a *Oryza sativa* (rýže setá). Z víceletých rostlin se změny ve složení půd nejčastěji projevují na jabloních, hrušních, broskvoních, vinné révě a citrusových plodech. K testování mutagenních účinků faktorů okolního prostředí se často využívá rostlina *Arabidopsis thaliana* (huseniček rolní), kde může být testována genotoxicita faktorů prostředí ve spojitosti s citlivostí rostliny v reakci na abiotický i biotický stres vyvolaný patogeny a škůdci. Tato rostlina je známa svou výraznou genetickou variabilitou a její testování tak umožňuje porozumět problematice adaptačních změn až na genetické úrovni.

Srovnáním citlivosti různých druhů rostlin bylo zjištěno, že citlivost rostlin je velmi druhově specifická, a to nejen mezi různými taxonomickými skupinami, ale i v rámci jednotlivých tříd [2]. Dle [3] byla nejcitlivějším druhem ze skupiny rostlin testovaných na zvýšenou kontaminaci půd toxickými kovy *Medicago sativa* (tolice vojtěška), pšenice obecná *Triticum aestivum* (pšenice obecná) a *Lactuca sativa* (salát hlávkový). Podle studie [4] mohou taxonomické rozdíly vykazovat dokonce větší variabilitu na chemické zatížení než samotné podmínky testu (laboratorní nebo polní). Agentura US EPA (U.S. Environmental Protection Agency) [5] například vyžaduje testování 10 rostlinných druhů ze 6 tříd, OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) [6] alespoň 3 druhů ze tří tříd. K doporučeným druhům rostlin dle US EPA, OECD a US FDA (U.S. Food and Drug Administration) [7] patří například *Avena sativa*, *Brassica oleracea*, *Cucumis sativus*, *Daucus carota*, *Glycine max*, *Lolium perenne*, *Solanum lycopersicum*, *Phaseolus vulgaris*, *Zea mays*.

Materiál a metody

V rámci výzkumu bylo na lokalitě odvalu odebráno 9 vzorků půd z hloubky přibližně 10 cm. Vzorky byly odebrány z různých míst: z termicky aktivních míst bez vegetačního pokryvu i z míst částečně rekultivovaných.

Podle normy ČSN EN 12457-4 [8] byly ze vzorků odebraných půd připraveny vodné výluhy, které byly dále využity k testování fytotoxicity na modelových rostlinách. V souladu s normou ČSN EN

ISO 18763 (836447) [9] byly testy provedeny na rostlinách *Avena sativa* (oves setý), *Sinapis alba* (hořčice setá), *Brassica napus* (brukev řepka), *Lepidium sativum* (řeřicha setá). Kontrolní testy byly založeny s destilovanou vodou.

Z výsledků měření byly následně stanoveny hodnotící parametry (I, IK), které byly stanoveny na základě aritmetických průměrů délek kořenů modelových rostlin z výluhů (PDKv) a kontrolních rostlin z destilované vody (PDKk). Inhibice (I), resp. stimulace růstu kořenů byla vypočtena pomocí následujícího vzorce:

$$I = \frac{PDKk - PDKv}{PDKk} * 100$$

Posouzení fytotoxicity vzorků odvalů bylo provedeno v souladu s českou vyhláškou č. 273/2021 Sb. [10]. Vzorek je považován za fytotoxický, pokud je zjištěná inhibice nebo stimulace růstu kořenů vyšší než 50 % ve srovnání s kontrolním vzorkem. Dále byly také pro účely hodnocení fytotoxicity vypočteny indexy klíčivosti (IK), kde Kv a Kk označují klíčivost modelových rostlin:

$$IK = \frac{Kv * PDKv}{Kk * PDKk} * 100$$

Výsledky testování byly vyhodnoceny dle metodického pokynu [11], na jehož základě dochází ke kategorizaci vzorků půdních substrátů do jednotlivých tříd použitelnosti.

Výsledky a diskuse

Výzkum obsahuje dva základní metodologické přístupy, které vycházejí ze současně platné legislativy ČR. První z nich posuzuje inhibici růstu rostlin, kde se dle platné legislativy hodnotí, zda zkoumaný vzorek (vodný výluh odvalu) vykazuje nebezpečnou vlastnost ekotoxicity HP 14. Druhý přístup posuzuje index klíčivosti u modelových rostlin, který ve výsledku ukazuje na použitelnost vzorku půdního substrátu. Závěrečná vyhodnocení fytotoxicity vzorků pak zohledňuje výsledky z obou metod. Ukázalo se, že pro hodnocení fytotoxických vlivů je klíčový výběr rostlin, které jsou využity pro tyto testy.

Výsledky fytotoxického testování na základě zjištěné inhibice růstu kořenů klíčících rostlin (I) jsou uvedené v tabulce 1, v tabulce 2 jsou uvedeny výsledky fytotoxických testů na základě výpočtu indexu klíčivosti (IK).

Tab. 1: Výsledky % inhibice růstu modelových rostlin

vzorek/ term. aktivita	<i>Avena sativa</i>	<i>Sinapis alba</i>	<i>Brassica napus</i>	<i>Lepidium sativum</i>
EMA1	26,15	0,33	9,55	-22,74
EMA2	27,76	11,70	-3,98	-14,14
EMA3 (+)	70,09	7,40	-29,05	-24,37
EMA4 (+)	54,68	26,49	2,76	6,15
EMA5	47,44	9,95	19,54	10,25
EMA6	34,38	21,72	7,73	37,21
EMA7	23,94	17,08	5,48	1,13
EMA8	29,68	-19,08	0,82	-58,75
EMA9	10,06	23,75	-8,08	-79,84

Tab. 2: Výsledky % klíčivosti modelových rostlin

vzorek/ term. aktivita	<i>Avena sativa</i>	<i>Sinapis alba</i>	<i>Brassica napus</i>	<i>Lepidium sativum</i>
EMA1	53,34	101,45	90,45	122,74
EMA2	68,23	89,88	95,32	114,14
EMA3 (+)	19,23	93,39	144,23	124,37
EMA4 (+)	26,70	68,44	94,38	93,85
EMA5	29,56	84,71	71,43	89,75
EMA6	61,52	69,65	96,04	56,51
EMA7	74,40	83,64	102,86	88,99
EMA8	64,21	110,86	87,51	158,75
EMA9	82,12	74,94	108,08	179,84

Z výsledků měření vyplývá, že dva vzorky odvalu (EMA3 a EMA4) vyvolávají inhibici růstu rostlin *Avena sativa*. Tato inhibice dosahovala hodnot v rozmezí 54,68 – 70,09 %. U dvou dalších vzorků (EMA8 a EMA9) byla zaznamenána stimulace růstu u *Lepidium sativum*. Tato stimulace dosahovala hodnot 58,75 – 79,84 %. Uvedené vzorky byly z důvodu překročení nadlimitní hodnoty (50 %) dané legislativou [10] vyhodnoceny jako fyto toxické. U ostatních vzorků odvalu nebyl fyto toxický účinek zaznamenán.

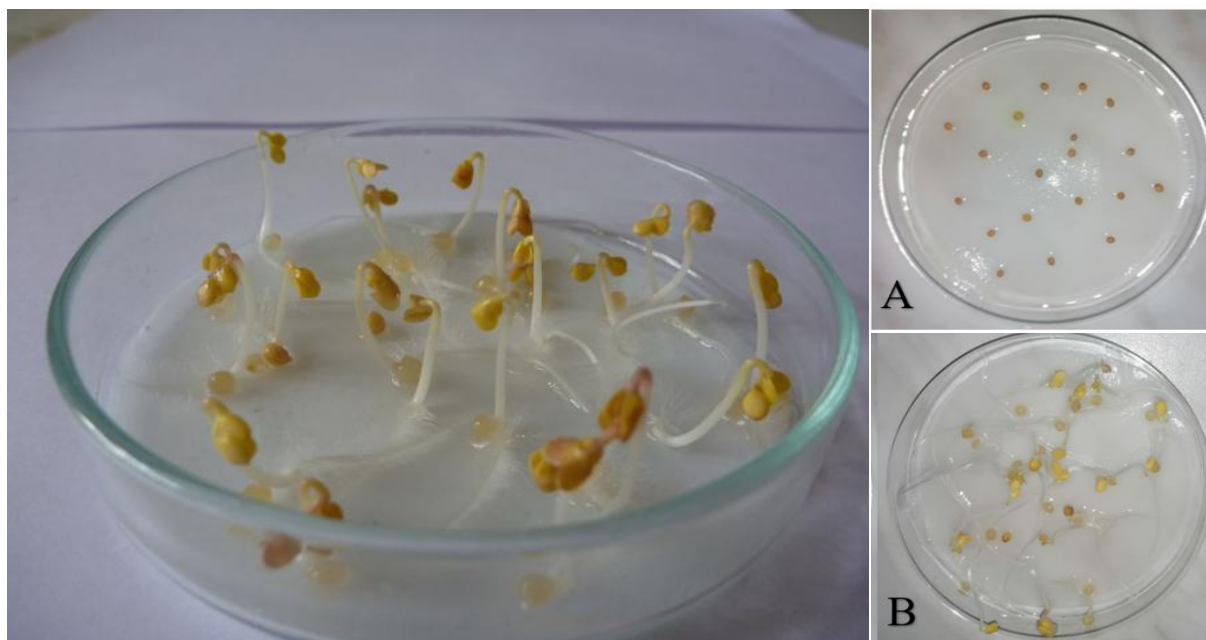
Výsledky fyto toxických testů na základě výpočtu indexu klíčivosti prokázaly negativní vlivy na růst *Avena sativa* u čtyř zkoumaných vzorků: EMA1, EMA3, EMA4 a EMA5 a na růst *Lepidium sativum* u vzorku EMA6, kdy byly zjištěny hodnoty klíčivosti nižší než 60 %. Uvedené výsledky korelují s termickou aktivitou odvalu v odběrových místech (EMA3, EMA4), v termických místech endogenního hoření, kde teplota půdních substrátů byla na místech odběru vzorků naměřena v rozmezí 65,7 – 85,4 °C a často bývá doprovázena výrazným výstupem plynů, zejména oxidů síry.

Závěr

Výsledky testování fyto toxicity vedou k lepšímu pochopení vlivu faktorů prostředí na růst a vývoj rostlin a mohou také pomoci při vývoji efektivnějších strategií pro ochranu životního prostředí. Uvedená zjištění ukazují, že pro přesnější a spolehlivější testy je třeba využívat jiné druhy rostlin než *Sinapis alba* a *Brassica napus*, a to takové, které jsou citlivější na změny v životním prostředí. Výsledky testování fyto toxicity vedou k lepšímu pochopení vlivu faktorů prostředí na růst a vývoj rostlin a mohou také pomoci při vývoji efektivnějších strategií pro ochranu životního prostředí.

Poděkování

Výzkum probíhal s podporou projektu SGS č. SP2024/005 z MŠMT & VŠB-TUO.



Obr. 1: Testování toxicity na *Sinapis alba* (A – 0h, B – 72h)

Literatura

- [1] ŠVEHLÁKOVÁ H. (2019): Půdní semenné banky posttěžební krajiny Horního Slezska. Disertační práce. Ostrava: VŠB-TUO.
- [2] FLETCHER J. S., JOHNSON F. L., MCFARLANE J. C. (1990): Influence of greenhouse versus field testing and taxonomic differences on plant sensitivity to chemical treatment. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:769–776.
- [3] KAPUSTKA L. A., LIPTON J., GALBRAITH H., CACEA D., LE JEUNE K. (1995): Metal and arsenic impacts to soils, vegetation communities and wildlife habitat in southwest Montana uplands contaminated by smelter emissions II. Laboratory phytotoxicity studies. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1905–1912.
- [4] SUTER G. W., VAUGHAN D. S., GARDNER R. H. (1983): Ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 2: 369–378.
- [5] US EPA (1982): Environmental Protection Agency. Seed germination/root elongation toxicity test. EG-12 Office of Toxic Substances, Washington, DC.
- [6] OECD (1984): Organization for Economic Cooperation and Development. Alga growth inhibition test, Test Guideline No. 201. OECD Guidelines for Testing of Chemicals, Paris.
- [7] US FDA (1987): US Food and Drug Administration. Seed germination and root elongation. FDA Environmental Assessment Technical Guide No. 4.06. Center for Food Safety and Applied Nutrition and Center of Veterinary Medicine, US Department of Health and Human Services, Washington, DC.
- [8] ČSN EN 12457-4 (838005) (2003): Charakterizace odpadů: Ověřovací zkouška vyluhovatelnosti zrnitých odpadů a kalů – Část 4. Praha: Český normalizační institut.
- [9] ČSN EN ISO 18763 (836447) (2020): Kvalita půdy: Stanovení toxických účinků znečišťujících látek na klíčení a růst raných stadií vyšších rostlin. Praha: Český normalizační institut.
- [10] Vyhláška č. 273/2021 Sb. (2021): Vyhláška o podrobnostech nakládání s odpady. Praha: MŽP.
- [11] HEJÁTKOVÁ K. (2007): Kompostování přebytečné travní biomasy: Metodická pomůcka. Náměšť nad Oslavou: ZERA.

ZNEČISTENIE CHLÓROVANÝMI UHLĽOVODÍKMI V OBLASTI PIEŠŤAN – POTREBA REALIZÁCIE PODROBNÉHO PRIESKUMU ŽP

Igor Stríček, Jozef Kordík, Ivan Györög

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: igor.stricek@geology.sk

Štátny geologický ústav Dionýza Štúra realizoval v rámci programu monitorovania environmentálnych záťaží (EZ) na vybraných lokalitách Slovenskej republiky [1,2] aj monitoring podzemných vôd v oblasti mesta Piešťany. Od roku 2015 bolo na tomto území monitorovaných 5 EZ. Počas dlhodobého monitoringu sa preukázalo pretrvávajúce šírenie znečistenia alifatickými chlórovanými uhľovodíkmi (CIU), ktorých pôvod je prisudzovaný najmä EZ Piešťany – Chirana a EZ Piešťany - bývalá Tesla.

EZ „Piešťany – Chirana“ je dôsledkom strojárkej výroby zameriavajúcej sa na zdravotnícku techniku, v rámci ktorej sa používali výrobné technológie využívajúce chlórované alifatické uhľovodíky. EZ „Piešťany – bývalá Tesla – kontaminačný mrak pod sídliskom“ je negatívnym dopadom elektrotechnickej výroby, pri ktorej sa používali vo veľkej miere rovnaké chemikálie. Predpokladanou príčinou vzniku obidvoch EZ je nedbalosť pri nakladaní so škodlivými látkami a súvisiace nevyhovujúce skladovacie podmienky a manipulačné postupy. Vznik a šírenie kontaminácie je pravdepodobne dlhodobé, minimálne od 80-tych rokov. Z tohto dôvodu bol uzavretý neďaleký vodárenský zdroj Červené vrby. Začiatkom deväťdesiatych rokov sa začali sanačné práce pre lokalitu Tesla. Koncom deväťdesiatych rokov sa upustilo od sanačného čerpania a spustila sa sanácia *in situ* (chemická oxidácia a biotická reduktívna dehalogenácia), ktoré znížili obsah CIU v prostredí. Súčasne s touto sanáciou sa podarilo zmierniť aj dopad EZ Chirana.

Výsledky monitorovania EZ v rokoch 2016 až 2023 však potvrdili pretrvávajúcu kontamináciu podzemných vôd na hodnotených lokalitách. Na základe porovnania výsledkov chemických analýz podzemných vôd v referenčných, zdrojových a indikačných oblastiach bolo zdokumentované prekročenie indikačných (ID) a intervenčných (IT) kritérií podľa smernice na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia Ministerstva životného prostredia SR č. 1/2015 – 7 v nasledovných ukazovateľoch:

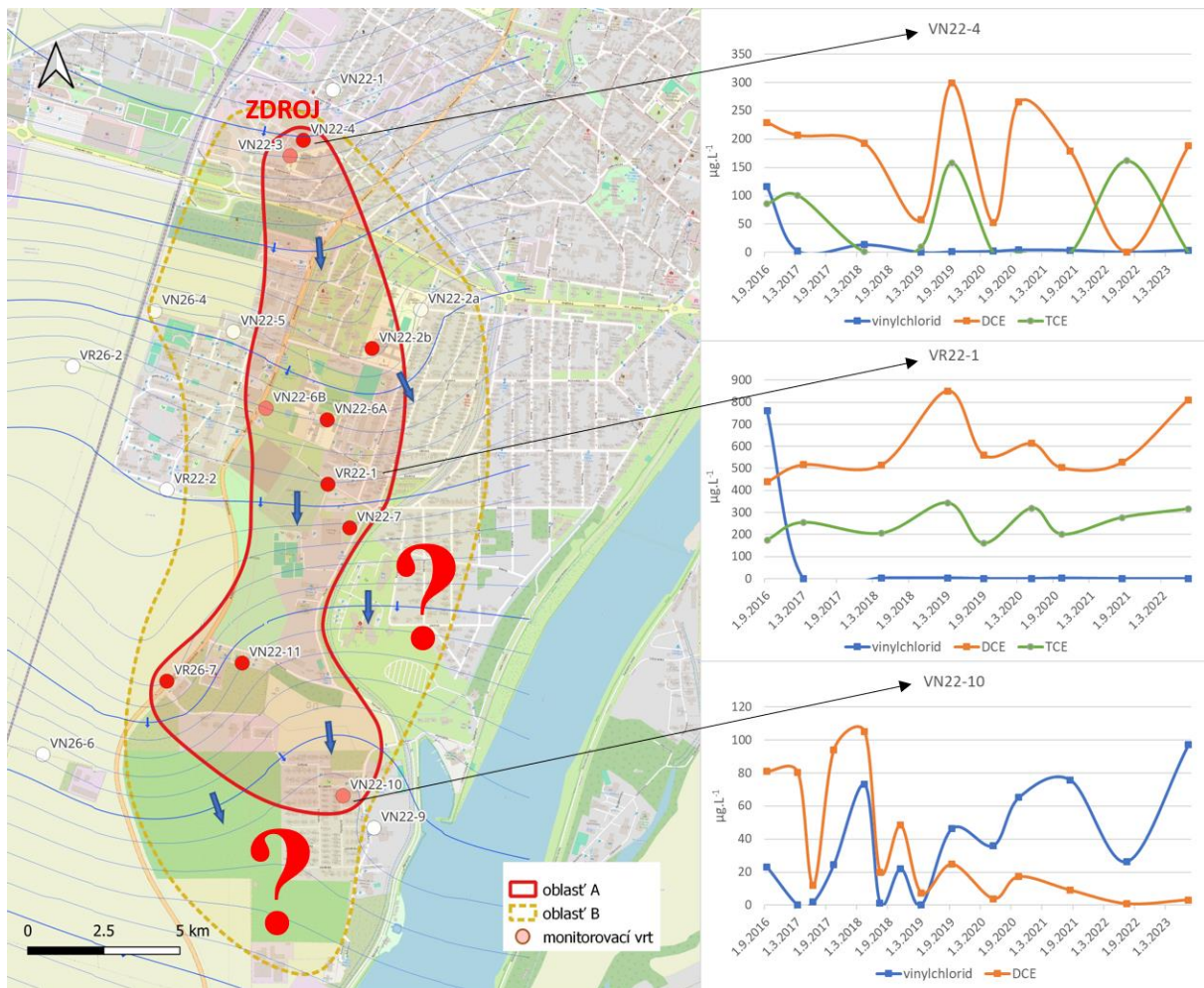
- ID – TOC, vinylchlorid, 1,1-dichlóretén, cis-1,2-dichlóretén, trans-1,2-dichlóretén, 1,2-dichlóretén (cis, trans), 1,1,2-trichlóretén, 1,1,2,2-tetrachlóretén,
- IT – vinylchlorid, cis-1,2-dichlóretén, 1,1,2-trichlóretén, dichlóretán.

Pozorovania potvrdili, že ide o oblasť dlhodobo výrazne ovplyvnenú kontamináciou najmä z bývalého závodu Chirana. Vplyv EZ nebol zistený v povrchovej vode vodného toku Dubová. Limity prekračujúce všeobecnú kvalitu povrchových vôd, podľa Nariadenia vlády SR 269/2010, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd, boli síce zistené pre hodnoty pH, dichlóretán, antracén, fenantrén, fluorantén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, benzo(a)pyrén, ale tie sa vyskytovali najmä v časti toku, ktorá podľa smerov prúdenia podzemných vôd nemohla byť ovplyvnená predmetnou EZ. Jediná látka, ktorá sa v nadlimitných hodnotách jednorazovo vyskytla v nižšej časti toku Dubová, bol vinylchlorid.

Na základe získaných výsledkov bolo konštatované, že prúdením podzemných vôd došlo k transportu znečistenia a jeho čiastočnej zmene vplyvom procesov miešania, disperzie a sorpcie ako aj v dôsledku rozpadu a degradácie znečisťujúcich látok k zníženiu primárneho člena (tetrachlóreténu) a naopak k zvýšeniu ďalších rozpadových členov (trichlóreténu, dichlóreténu a vinylchloridu).

Na obr. 1 sú znázornené územia, v ktorých je potvrdený, alebo predpokladaný výskyt CIU v podzemnej vode. Sieť monitorovacích vrtov sa postupom času ukázala ako nedostatočná a v rámci budúceho prieskumu by mala byť doplnená minimálne v oblastiach predpokladanej kontaminácie. Súčasťou prieskumu bude aj doplnenie informácií o geologickom prostredí, a to hlavne s dôrazom

na zmapovanie lokálnych depresií nepriepustného neogénneho podložia, v ktorých je najvyššia pravdepodobnosť akumulácie CIU. Práve takéto miesta by mali byť prednostne využité pri sanácii.



Obr. 1: Situačná mapa šírenia chlórovaných uhľovodíkov v Piešťanoch (oblasť A – veľká pravdepodobnosť znečistenia podzemnej vody, oblasť B – predpokladané ohrozenie znečistením)

Kontaminačný mrak sa od zdrojovej oblasti týchto záťaží v dlhom časovom horizonte postupne šíril južným smerom (v generálnom smere prúdenia podzemnej vody v tejto oblasti). Plošne sú postihnuté oblasti obývaných zón sídliska Adama Trajana, pozdĺž Bratislavskej ulice, až k záhradkárskej oblasti Sĺňava, Zimný štadión až k vodnej nádrži Sĺňava. Z uvedeného je zjavné, že znečistenie nadobudlo pomerne významný rozsah. Najvyššie zistené koncentrácie dichlórétenu sa vyskytujú v okolí záhradkárskej oblasti Sĺňava a zimného štadióna, no podľa výsledkov monitorovania už kontaminačný mrak dosiahol najjužnejšie obývané časti Piešťan, kde sa pravidelne objavujú nadlimitné koncentrácie chlórétenu. Vzhľadom na tieto skutočnosti je potrebná realizácia podrobného geologického prieskumu, ktorého cieľom bude detailne zmapovať aktuálnu mieru rozšírenia kontaminácie a navrhnúť vhodné sanačné riešenia.

Literatúra

- [1] KORDÍK J. ET AL. (2015): Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky. Záverečná správa. ŠGÚDŠ Bratislava. 252 s., 516 príloh, 13 dielov. Archivné číslo Geofondu: 96444.
- [2] KORDÍK J. ET AL. (2020): Udržateľnosť projektu „Monitorovanie environmentálnych záťaží na vybraných lokalitách Slovenskej republiky“, Zhodnotenie výsledkov monitorovania v rokoch 2016–2020. Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava. 99 s. Archivné číslo Geofondu: 100756.

SB RESISTANT BACTERIA IDENTIFIED AND ISOLATED FROM BUDUCNOST ADIT (PEZINOK-KOLÁRSKY VRCH DEPOSIT) IN WESTERN SLOVAKIA

Hana Majerová¹⁾, Zuzana Konyariková²⁾, Bronislava Lajinská-Voleková²⁾, Dana Strašiftáková²⁾, Tomáš Faragó³⁾, Peter Šottník³⁾

¹⁾ Institute of Botany, Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava, Slovakia

²⁾ Slovak National Museum - Natural History Museum, Vajanského nábrežie. 2, P.O. Box 13, 810 06 Bratislava, Slovakia; e-mail: bronislava.volekova@snm.sk

³⁾ Comenius University in Bratislava, Faculty of Natural Sciences, Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava, Slovakia

Abstract

Potentially toxic elements, such as antimony (Sb), are dangerous putative contaminants for ground and surface waters around abandoned mines and ore deposits in Slovakia. Nearby mines, antimony is commonly incorporated in ochre sediments precipitated from Fe rich drainage waters and, therefore, these sites function as natural scavengers of this metalloid. Bacteria are well known to contribute to the process of redox state maintenance, biosorption and bioaccumulation of antimony and, consequently, to antimony precipitation or release from iron oxides complexes. Here we isolated 48 bacterial strains from circumneutral hydrous ferric oxides (HFO) rich iron ochres accumulating in the waters running from tailing ponds nearby Buducnost mine, Pezinok, Slovakia and polluted with high, but fluctuating, concentrations of antimony (130 $\mu\text{g.l}^{-1}$ Sb in water and 2317 mg.kg^{-1} Sb in iron ochre in average).

Methods

Samples of iron ochre and corresponding water were collected from the mine drainage water in front of the Budúcnosť adit. The exact locality was selected thoughtfully after long term observation.

Water chemistry

Inorganic elements in water samples were measured mostly by ICP-AES (models Varian Liberty 200 and Varian Vista AX) or by AAS (model Varian SpectrAA 220). Arsenic and Sb concentrations were determined by HG-AAS (Varian SpectrAA 220 and hydride generator VGA76).

Geochemical and mineralogical analysis of ochre precipitates

The concentrations of selected elements were measured using the ARL Quant'X (Thermo Scientific Inc, USA) EDXRF spectrometer at the laboratory of the Slovak National Museum in Bratislava, Slovakia.

X-ray powder diffraction analysis (XRD) was performed at the Earth Science Institute of the Slovak Academy of Sciences using the Philips PW 1710 X-ray Diffractometer.

DNA extraction and Bacterial cultivation

DNA was extracted from the dry samples with DNeasy PowerSoil Kit from Qiagen according to the manufacturer's protocol. The bacterial 16S rRNA gene region V4 was amplified using the modified primers illcus515 (5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3') and new806RB (5'-GGACTACNVGGGTWTCTAAT-3'). Sequencing and library preparation was performed at MR DNA (www.mrdnalab.com, Shallowater, TX, USA) on a MiSeq following the manufacturer's guidelines and internal lab protocols.

For bacterial cultivation either, plates with TSA medium (1.5 % peptone from casein [VWR Chemicals], 0.5 % peptone from soy [VWR Chemicals], 0.5 % NaCl [Slavus], 1.5 % agar) or liquid TS medium (1.5 % peptone from casein, 0.5 % peptone from soy, 0.5 % NaCl), were used. K₂Sb(OH)₆ [SigmaAldrich] was added to the media before autoclave sterilization to achieve desired concentration of Sb. Sb tolerance was tested on both solid and liquid media.

Results

As we found out during previous complex monitoring of the locality, surface and ground waters in the area of the studied deposit are of the Ca-Mg-HCO₃-SO₄, Ca-Mg-SO₄-HCO₃, and Ca-Mg-SO₄ types. Water samples are characterized by circumneutral pH values despite the process of sulfides decomposition in the environment of mine adits and tailings impoundments. The acidity generated by the decomposing sulfides is neutralized by abundant carbonates (calcite and dolomite) within the ores. Water which is coexisting with studied HFO is rich in sulfates (335 mg·l⁻¹). Increased concentrations of Ca (120 mg·l⁻¹), correlates well with high amounts of present carbonates (and their dissolution). Iron content is significantly high and the concentration of potentially toxic elements such as As and Sb are elevated.

According to results of NGS we can state, that the most abundant genera determined in our sample were Burkholderia (40.11%/28.64%), Staphylococcus (2.78%/1.7%), Ligilactobacillus/Lactobacillus (2.21%/0.55%), Terrimonas (1.86%/1.06%), Streptococcus (1.82%/1.21%), Acinetobacter (1.43%/0.83%), Legionella (1.21%/0.71%), Pseudomonas (1.13%/0.63%), Flavobacterium (0.99%/0.63%), Bifidobacterium (0.91%/-), Sulfuricella (0.88%/0.78%), Aquicella (0.87%/1.66%), Sphingomonas (0.8%/-), Lactococcus (-/1.32%), Corynebacterium (-/1.31%) and Rhodoferrax (-/0.76%).

In parallel with sampling the As and Sb rich ochreous environment in front of the mine Buducnost for mineralogical and NGS analysis, we also collected a sample intended for the isolation of stable bacterial cultures. The majority of isolated strains were assigned to class Gammaproteobacteria (Proteobacteria) and only three strains were assigned as representatives of other classes, one as class Bacilli (Firmicutes) and one as class Acidobacteria (Acidobacteria). Bacterial genera Pseudomonas (11, Pseudomonadales), Aeromonas (3, Aeromonadales), Acinetobacter (3, Pseudomonadales), Buttiauxella (2, Enterobacterales), Shewanella (2, Alteromonadales), Serratia (1, Enterobacterales), Yersinia (2, Enterobacterales), Exiguobacter (1, Bacillales, Bacilli) and Pseudarthrobacter (2, Micrococcales, Acidobacteria) were recognized among the selected strains.

We were interested in growth performances of selected strains in the presence of elevated concentrations of Sb to select for strains resistant to elevated concentrations of Sb. For this purpose, we performed two assays: drop test on TSA plates supplemented with 0, 0.1, 0.5 and 1 g/l of Sb and OD₆₀₀ timepoint measurements in liquid TSA media supplemented with either 0, 15, 75, 150, 300, or 600 mg/l of Sb. As a result, an Sb resistant subgroup of isolated strains (*Pseudomonas* A60B, *Pseudomonas* A59, *Pseudomonas* A28, *Aeromonas* A21, *Aeromonas* A13, *Aeromonas* A60A, *Acinetobacter* A14, *Buttiauxella* A58, *Shewanella* A20A a *Yersinia* A68), well growing at high Sb concentration (300 mg/l Sb), was selected and tested for ability of strains to accumulate Sb within their biomass during exponential growth in liquid TS media supplemented with 300 mg/l Sb.

Conclusions

Based on the results of ICP-MS measurements, seven bacterial strains (*Aeromonas* A21, *Aeromonas* A13, *Aeromonas* A60A, *Acinetobacter* A14, *Buttiauxella* A58, *Shewanella* A20A and *Yersinia* A68) were selected that can accumulate Sb within their biomass with higher efficiency than the other strains involved. Although further experiments are needed, it is possible, that the isolated bacterial strains may be useful for bioremediation of antimony from contaminated environment or laboratory testing of Sb mineral biotransformation and Sb speciation. Currently they are deposited at molecular collection of SNM – Natural History Museum in Bratislava. Outcomes of this research lead to the submission

of an international PCT patent application entitled: "Use of antimony resistant bacterial strains for bioremediation and method of bioremediation using same bacterial strains" (PCT/SK2023/050010).

Acknowledgements

This work was supported by the Grant Agency for Research and Development with project numbers: APVV-21-0212; APVV-17-0317 and the Operational Program of Integrated Infrastructure: "DNA barcoding of Slovakia (SK-BOL), as a part of international initiative International Barcode of Life (iBOL)" (ITMS2014+313021W683).

IN VITRO TESTOVANIE VYBRANÝCH DRUHOV MAKROMYCÉTOV NA REZISTENCIU VOČI ZVÝŠENÉMU OBSAHU ANTIMÓNU A SCHOPNOSŤ BIOAKUMULÁCIE

Ivona Kautmanová, Ján Červenka, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková
SLOVAK NATIONAL MUSEUM – NATURAL HISTORY MUSEUM, Vajanského nábrežie, 2,
P.O. Box 13, 810 06 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: ivona.kautmanova@nm.sk

Úvod

Antimón je potenciálne toxický prvok, ktorý sa prirodzene vyskytuje v mnohých potravinách, ale pri vyšších koncentráciách môže spôsobiť značné poškodenie ľudského zdravia. V kontaminovaných oblastiach sa dostáva do potravinového reťazca prostredníctvom rastlín, húb a baktérií a ich následnou konzumáciou zvieratami (bezstavovcami a stavovcami). Preto musí byť antimón považovaný za rizikový faktor, ktorý z dlhodobého hľadiska vážne ohrozuje funkčnosť a zdravie ekosystémov. Odtoky otvorených štôlní, zvetrávanie banských hald a neizolované odkaliská spôsobujú mnoho problémov, ako je napríklad kontaminácia vody, pôdy a riečnych sedimentov.

Mykoremediácia ako forma bioremediácie môže byť vďaka svojej jednoduchosti efektívnou, ekologickou technikou na dekontamináciu znečistených substrátov s vysoko efektívnym procesom implementácie. Je to tiež jedna z najmenej nákladných foriem sanácie, pri ktorej sa môžu využiť mikromycéty aj makromycéty [1].

Kombináciou klasických metód zberu a identifikácie plodníc a NGS sekvenovania vzoriek pôdy a okrových sedimentov bola zistená vysoká biodiverzita húb schopných prežiť a úspešne osídľovať tieto biotopy. Cieľom predloženej štúdie bolo zistiť schopnosť vybraných druhov húb, získaných priamo z kontaminovaných území, prežiť v *in vitro* kultúrach s vysokým obsahom antimónu a vyhodnotiť ich potenciál pri prípadnej mykoremediácii v budúcnosti.

Materiál a metódy

Na lokalitách Čučma, Poproč, Dúbrava-Svätý Kríž, Medzibrod a Malužiná bola v roku 2022 zisťovaná prítomnosť húb a baktérií pomocou testovacích pásov CultDipCombi (Merck). Vytvorené kolónie húb boli prenesené do *in vitro* kultúry na PDA agare v Petriho miskách a izoláty boli molekulárne identifikované. Osemďňové mycéliá boli prečkované na médiá s rôznymi koncentraciami Sb (0,01; 0,05 a 0,1 g/l) a veľkosť rastúcich kolónií bola meraná každých 7 dní po dobu 28 dní. Kmene, ktoré sa ukázali ako najživotaschopnejšie, boli testované aj pri koncentraciách 1; 2,5 a 5 g/l Sb, pričom veľkosť kolónií bola zaznamenávaná denne po dobu 30 dní.

Výsledky

Celkovo bolo izolovaných 17 vzoriek patriacich k druhom *Valsa sordida*, *Plectosphaerella cucumerina*, *Apiospora arundinis*, *Aspergillus fumigatus*, *Bjerkandera adusta*, *Mucor hiemalis*, *Trichoderma atroviride*, *T. citrinoviride*, *T. harzianum*, *T. paraviridescens*, *T. polysporum*, *T. sp.*, *Acremonium sp.*, *Cosmospora viridescens*, *C. sp.* a *Paraphaeosphaeria prohibita*. Šesť kmeňov, ktoré v kultúre najlepšie rástli *A. arundinis*, *A. fumigatus*, *B. adusta*, *C. viridescens*, *P.cucumerina* a *T. harzianum* bolo prečkovaných na médiá s koncentraciami Sb 1; 2,5 a 5 g/l. Pri koncentrácii 1 g/l Sb vykazovalo všetkých 6 kmeňov iba minimálne rozdiely v raste voči kontrolným vzorkám. Pri koncentrácii 2,5 g/l Sb *C. viridescens* a *M. hiemalis* preživali, ale nerástli, *A. arundinis*, *A. fumigatus* a *T.harzianum* vytvárali kolónie max 1 cm v priemere a iba jeden druh *P.cucumerina* vykazoval významné prírastky v raste. Koncentrácia 5 g/l Sb bola letálna pre všetky študované druhy húb. Rýchlosti rastu týchto šiestich druhov boli hodnotené počas 30 dní a najvitálnejšie kmene boli vybrané na štúdium biosorpcie Sb *in vitro*, čo bude predmetom ďalšieho výskumu.

Záver

Vzhľadom na rádovo nižšie koncentrácie Sb v prirodzene kontaminovanom prostredí považujeme výsledky úvodných testov za vysoko pozitívne a vybrané kmene za vhodné na štúdium biosorpcie Sb *in vitro*.

Pod'akovanie

Výskum bol umožnený vďaka podpore v rámci Operačného programu Integrovaná infraštruktúra pre projekt: DNA barcoding Slovenska (SK-BOL), súčasť medzinárodnej iniciatívy International Barcode of Life (ITMS2014+313021W683) a podpore z Agentúry pre výskum a vývoj pre projekt APVV-21-0212.

Literatúra

- [1] KAUTMANOVÁ I., ČERVENKA J., SZABÓOVÁ D., VOLEKOVÁ B. (2020): Fungal diversity at the areas affected by antimony (Sb) mining in Slovakia. Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov., 66: 3–21. Agriculture. 13, 1684.

OHLÉDNUTÍ ZA ČINNOSTÍ MINISTERSTVA FINANCI V PROCESU ZADÁVÁNÍ VEŘEJNÝCH ZAKÁZEK

Iлона Mičánková, Marcela Hruzová, Michaela Milická, Jana Holasová, Radka Fůrychová, Květoslav Vlk, Jan Tůma, Martin Brož, Jiří Čáp, Zdeněk Košář, Tomáš Lejsek, Gabriela Setunská

Ministerstvo financí ČR – odbor 45 – Realizace ekologických závazků vzniklých při privatizaci, Letenská 15, 118 10 Praha 1, e-mail: ilona.micankova@mfc.cz

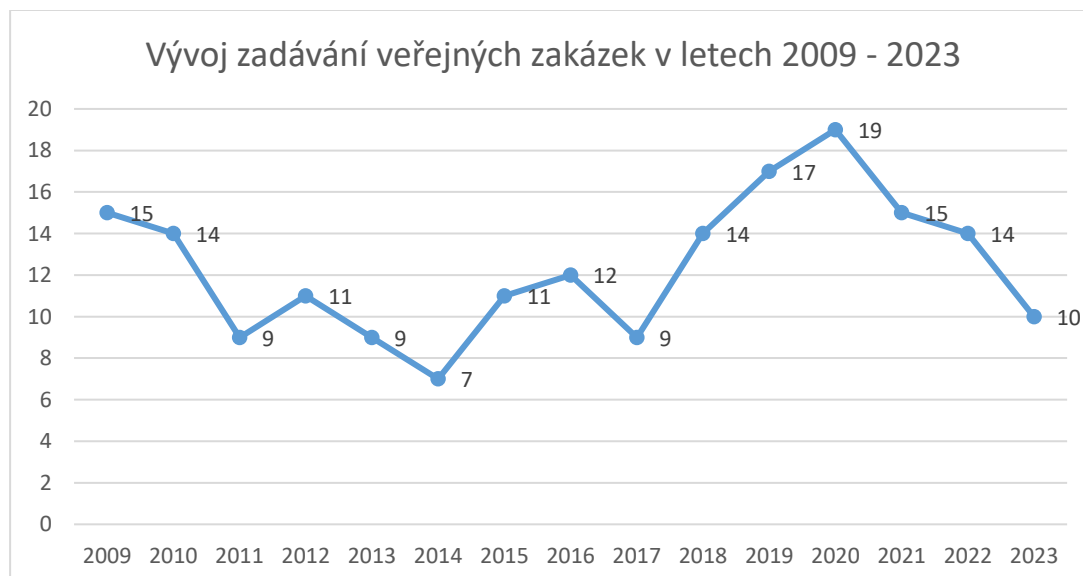
Ministerstvo financí při odstraňování starých ekologických zátěží vzniklých před privatizací zpravidla postupuje podle priorit stanovených ve spolupráci s MŽP, a to vždy pro následující rok. Z důvodu nutnosti průběžné projektové přípravy a nutnosti eliminace neúčelného vynakládání finančních prostředků na aktualizaci projektů je stanovován kromě priorit na následující rok i střednědobý plán zadávání prioritních akcí tzv. zásobník prioritních akcí. Na podzim stávajícího roku Ministerstvo financí (dále jen MF) a MŽP vždy vyhodnotí postup zadávání stanovených prioritních akcí, stav na jednotlivých lokalitách a stanoví priority zadávání pro následující rok a aktualizuje střednědobý plán.

Kritéria výběru jednotlivých prioritních akcí jsou zpravidla následující:

1. Kritérium environmentální naléhavosti – posouzení kritéria je výhradně v kompetenci MŽP, při jeho hodnocení je základním podkladem vyhodnocení kategorie priority příslušné staré ekologické zátěže v databázi SEKM.
2. Kritérium finanční – posouzení kritéria je v kompetenci MF, které vyhodnotí finanční náročnost jednotlivých navrhovaných akcí v porovnání s finančními možnostmi zvláštního účtu privatizace. Zároveň MF musí upřednostnit realizaci definitivní sanace na lokalitách, na kterých probíhá ochranné sanační čerpání a MF tak vynakládá finanční prostředky pouze na udržování stavu a nikoliv na dosažení cílů sanačních opatření.
3. Kritérium smluvní – posouzení kritéria je v kompetenci obou resortů. V rámci tohoto kritéria je nutné vyhodnotit návaznost jednotlivých budoucích sanačních opatření na předchozí etapy či na smluvní ujednání MF s nabyvateli privatizovaného majetku nebo přímo s realizátory sanací.

MF má v souladu se zákonem č. 134/2016 Sb., o zadávání veřejných zakázek, vytvořen systém zadávání a realizace ekologických zakázek. Tento příspěvek pouze ilustruje výběr průběžných výsledků zadávání veřejných zakázek a čerpání finančních prostředků na odstraňování ekologických škod vzniklých před privatizací.

Graf 1: Vývoj zadávání veřejných zakázek v letech 2009–2023



V roce 2023 bylo zahájeno 10 zadávacích řízení. Celkem MF v rámci plnění závazků z ekologických smluv v roce 2023 uzavřelo 12 realizačních smluv zadaných v otevřených řízeních, dále bylo uzavřeno dalších 96 smluv na realizaci veřejných zakázek malého rozsahu z toho 25x otevřená výzva a 71x přímé zadání.

V roce 2023 Ministerstvo financí investovalo do sanací realizovaných dle ekologických smluv uzavřených s nabyvateli privatizovaného majetku celkem 821 mil. Kč.

SEZ, sanační práce v zemědělském areálu Pavla Maxy v Chlumu u Třeboně

Ekologická smlouva	č. 25/98- PF ČR
Nabyvatel privatizovaného majetku	Pavel Maxa
Dodavatel	KHSanace s r.o.
Realizace	2023–2026
Aktuální cena projektu	4 275 934,30 Kč včetně DPH
Lokalita	Chlum u Třeboně



SEZ, sanace saturované a nesaturované zóny kontaminované ropnými látkami DNT

Ekologická smlouva

Nabyvatel privatizovaného majetku

Dodavatel

Realizace

Aktuální cena projektu

Lokalita

č. 231/02

Severočeské doly a.s.

EPS biotechnology, s.r.o.

2021–2027

10 048 337,71 Kč včetně DPH

Doly Nástup Tušimice



SEZ, sanace OZ Chemie Horní Počernice

Ekologická smlouva	č. 85/95
Nabyvatel privatizovaného majetku	BENET GROUP, a.s.
Dodavatel	VODNÍ ZDROJE, a.s.
Realizace	1996–2023
Aktuální cena projektu	245 525 670,12 Kč včetně DPH
Lokalita	AIM OZ CHEMIE Horní Počernice



SEZ, I. Etapa sanačních prací ve společnosti KRÁLOVOPOLSKÁ, a.s.

Ekologická smlouva

Nabyvatel privatizovaného majetku

Dodavatel

Realizace

Aktuální cena projektu

Lokalita

č. 246/05

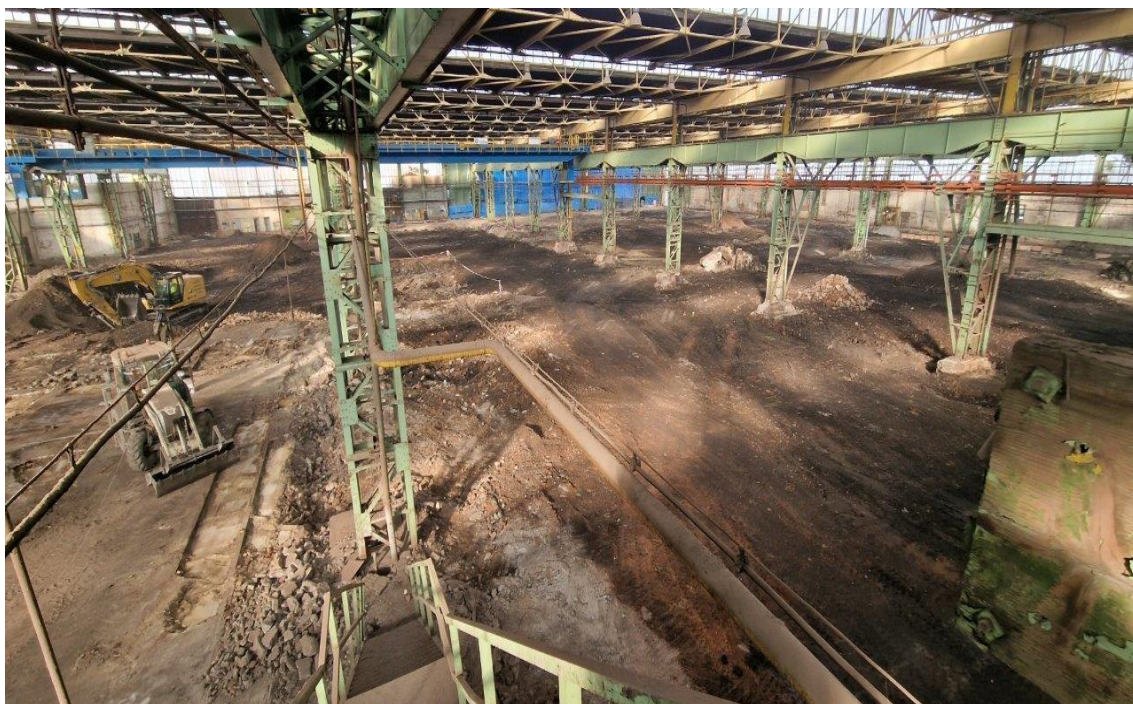
KRÁLOVOPOLSKÁ, a.s.

MORAVOSTAV BRNO, a.s.

2020–2027

224 758 407,94 Kč včetně DPH

Královopolská strojírna Brno



IMPEL: WATER AND LAND REMEDIATION

Marco Falconi¹⁾, Katarína Paluchová²⁾

¹⁾ *IMPEL, Chemin des deux maisons 73, box 3, 1200, Brussels, Belgium,
e-mail: marco.falconi@isprambiente.it*

²⁾ *Slovenská agentúra životného prostredia, odbor environmentálnych služieb, Tajovského 28,
975 90 Banská Bystrica, Slovenská republika,
e-mail: katarina.paluchova@sazp.sk*

Sieť Európskej únie pre implementáciu a presadzovanie práva životného prostredia **IMPEL** (z angl. The European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law) je medzinárodné neziskové združenie orgánov životného prostredia členských štátov EÚ, prístupujúcich a kandidátskych krajín Európskej únie a krajín Európskeho hospodárskeho priestoru. Združenie je registrované v Belgicku so sídlom je v Bruseli.

Sieť IMPEL bola založená v roku 1992 a jej cieľom je vytvoriť v Európskom spoločenstve potrebný stimul na dosiahnutie pokroku pri zabezpečovaní efektívnejšieho uplatňovania právnych predpisov v oblasti životného prostredia. Jadro aktivít siete IMPEL sa týka zvyšovania povedomia, budovania kapacít a výmeny informácií a skúseností v oblasti implementácie, presadzovania a medzinárodnej spolupráce pri presadzovaní a podpore realizovateľnosti a vymožitelnosti európskej environmentálnej legislatívy. Informácie o sieti IMPEL sú dostupné aj prostredníctvom jej webovej stránky na adrese: www.impel.eu.

Cieľom projektu **Water and Land Remediation** je podpora a výmena technických skúseností potrebných na dosiahnutie pokroku v Európe v oblasti sanácie kontaminovaného územia (<https://www.impel.eu/en/projects/water-and-land-remediation>).

Na podporu odstraňovania kontaminácie v pôde a podzemnej vode pripravil a pripravuje tím medzinárodných odborníkov v rámci projektu sériu vhodných sanačných metód. Informácie o dokumentoch a skúsenostiach s týmito metódami boli a budú predmetom niekoľkých medzinárodných konferencií v rôznych krajinách Európy, napr. ostatná konferencia sa konala v Severnom Macedónsku.

The screenshot shows the IMPEL website interface. On the left is a navigation menu with links: HOME, EXPERT TEAMS, TOOLS, PROJECTS, EVENTS CALENDAR, ABOUT, CONTACT, and social media icons for LinkedIn, Twitter, and Facebook. The main content area features a large image of waves crashing on a beach, with the title 'Water and Land Remediation' overlaid. Below the image, it indicates the project is '2021 Ongoing'. The 'Project description and aims' section explains that contaminated sites management has different speeds in Member States due to legislative differences, and that the European Commission-JRC launched an initiative with EEA-EIONET to find common definitions and a survey in MS in 2018. The 'References' section lists 'ToRs 2022.24'. The 'Project report(s)' section lists several questionnaires and reports. On the right, there is a search bar and a language selector set to 'EN'. At the bottom left, there is a 'Co-funded by' logo with the European Union flag.

Výstupom projektu sú nasledujúce dokumenty venujúce sa vhodným typom sanácie:

2021: IN SITU CHEMICAL OXIDATION, SOIL VAPOR EXTRACTION

2022: MULTI PHASE EXTRACTION, SOIL WASHING


2023: PHYTOREMEDIATION, THERMAL DESORPTION

2024: BIOPILE, IN SITU CHEMICAL REDUCTION

Každý dokument obsahuje okrem popisu sanačnej technológie aj konkrétne prípadové štúdie zamerané na využitie predmetnej sanačnej metódy v praxi. Kým samotný dokument pripravuje tím odborníkov, prípadové štúdie môžu zasielať, na základe požiadavky projektového tímu, realizátori sanácie z rôznych krajín sveta. Doteraz sa do poskytnutia informácií a skúseností zo sanácie a využitia konkrétnych popisovaných metód zapojili sanačné spoločnosti z Talianska, Holandska, Nemecka, Izraela, Belgicka, Francúzska, Rakúska, USA, Poľska a iné.



Zapojenie sa ďalších krajín do projektu je stále vítaná, stačí vyplniť dotazník k pripravovaným sanačným metódam na stránke IMPEL (<https://www.impel.eu/en/projects/water-and-land-remediation>). Dotazník obsahuje 7 základných okruhov (kontakt, popis sanovanej lokality, aplikácia metódy vrátane pilotných skúšok, výsledky sanácie, posanačné monitorovanie a iné). V súčasnosti ide o sanačné metódy Biopile a In situ Chemical Reduction. Spolupráca na projekte ako aj účasť na konferenciách sú odbornej verejnosti otvorené.



European Union Network for the Implementation
and Enforcement of Environmental Law

Questionnaire

Biopile

IMPEL Project "Water and Land Remediation 2022-24"

Delivering time 1 January 2024 – 28 February 2024




TABLE OF CONTENTS

- Context 3
- Introduction 4
- 1. Your contact details 8
- 2. Site background 9
- 3. Pilot-scale 13
- 4. Full-scale application 20
- 5. Results 26
- 6. Post treatment and/or Long Term Monitoring 27
- 7. Additional information 28

Slovenská agentúra životného prostredia (SAŽP) spolupracuje na predmetnom projekte, okrem iného, aj prekladom dokumentov do slovenské jazyka. Dokumenty týkajúce sa vybraných sanačných metód, ktoré boli doteraz pripravené v rámci projektu Water and Land Remediation, je v slovenskej verzii možné nájsť na stránke SAŽP <https://www.sazp.sk/zivotne-prostredie/environmentalne-sluzby/environmentalne-zataze>.

Medzinárodné dokumenty

-  [Extrakcia pôdneho vzduchu \(SVE\) - záverečná správa - Slovenská verzia, rok 2021 \(PDF, 2,8 MB\)](#)
-  [Príloha 1. záverečnej správy Extrakcia pôdneho vzduchu - Anglická verzia \(PDF, 11,8 MB\)](#)
-  [In situ chemická oxidácia \(ISCO\) - záverečná správa - Slovenská verzia, rok 2021 \(PDF, 2,3 MB\)](#)
-  [Príloha 1. záverečnej správy In situ chemická oxidácia - Anglická verzia \(PDF, 9,9 MB\)](#)
-  [Viacfázová extrakcia \(MPE\) - záverečná správa - Slovenská verzia, rok 2023 \(PDF, 2 MB\)](#)
-  [Príloha 1. záverečnej správy Viacfázová extrakcia - Anglická verzia \(PDF, 4,5 MB\)](#)
-  [Pranie znečistených zemín \(SW\) - záverečná správa - Slovenská verzia, rok 2023 \(PDF, 1,5 MB\)](#)
-  [Príloha 1. záverečnej správy Pranie znečistených zemín - Anglická verzia \(PDF, 7,3 MB\)](#)

Podrobné informácie o projekte, v rámci ktorého boli spracované uvedené dokumenty sú dostupné na web stránke [IMPEL](#).

Snahou projektového tímu je predĺženie projektu aj na roky 2025–2027 s cieľom prípravy dokumentov týkajúcich sa ďalších, zatiaľ nešpecifikovaných sanačných metód.

Literatúra

- [1] <https://www.impel.eu/en/projects/water-and-land-remediation>.

SOLUBILIZACE ROPNÝCH UHLOVODÍKŮ POMOCÍ POVRCHOVĚ AKTIVNÍCH LÁTEK

Marek Šír¹⁾, Torsha Goswami^{1,2)}, Filip M.G. Tack²⁾

¹⁾ VŠCHT Praha, FTOP, Technická 5, 166 28 Praha 6, e-mail: sirm@vscht.cz

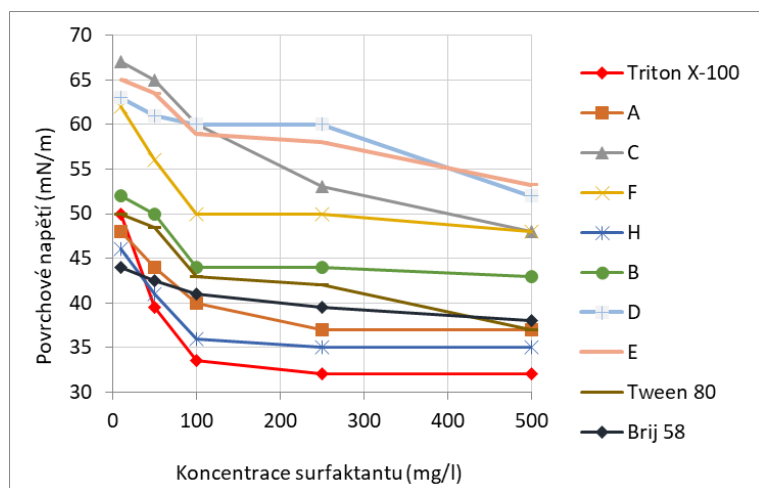
²⁾ Department of Green Chemistry and Technology, Ghent University, Coupure Links 653, B-9000 Gent, Belgium

Úvod

Sanační promývání pomocí povrchově aktivních látek je jednou z několika použitelných metod pro odstranění ropných uhlovodíků z kontaminovaných zemin. Pro daný účel mohou být použity roztoky syntetických surfaktantů i roztoky biologicky produkovaných surfaktantů. Cílem této studie bylo prozkoumat sanační potenciál biologicky produkovaných sophorolipidů – biosurfaktantů produkovaných kvasinkami. Předchozí studie prokázaly, že roztoky sophorolipidů mohou odstraňovat organické kontaminanty ze zemin procesem sanačního promývání nebo pomocí stimulované biodegradace tím, že zpřístupňují organický substrát (kontaminant) přítomným mikroorganismům díky jeho inkorporaci do micel a jejich transportu do vodné fáze. V rámci této studie byla provedena charakterizace několika typů sophorolipidů a syntetických surfaktantů a bylo zkoumáno promývání dvou typů zemin kontaminovaných ropnými uhlovodíky.

Experimentální část a diskuse

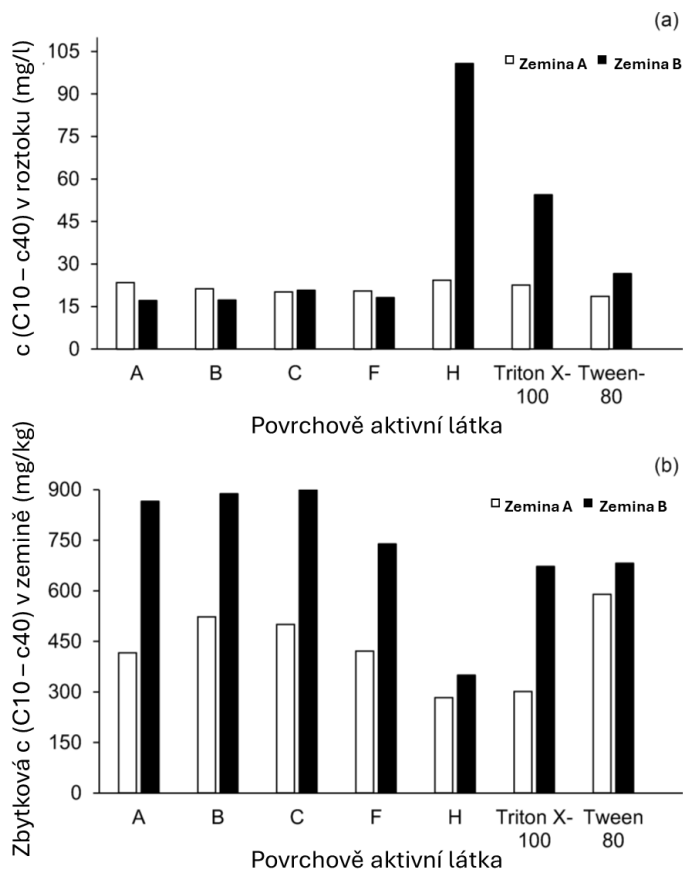
Nejprve byla provedena série experimentů sledujících základní charakterizaci studovaných povrchově aktivních látek. Byly připraveny roztoky surfaktantů o koncentraci $c = 0\text{--}500$ mg/l. Povrchové napětí bylo měřeno Du Noüy metodou pomocí tenziometru při laboratorní teplotě. Kritická micelární koncentrace (KMK) byla stanovena z hodnot minimálního povrchového napětí metodou lineární regrese.



Obr. 1: Závislost povrchového napětí roztoku (mN/m) na koncentraci povrchově aktivní látky

Na obr. 1 je znázorněna závislost povrchového napětí na koncentraci testovaných surfaktantů. Biologicky produkované surfaktanty dokázaly snížit hodnoty povrchového napětí na 37 mN/m a 35 mN/m, což jsou hodnoty velmi blízké hodnotě povrchového napětí surfaktantu Triton-X 100 (32 mN/m). Hodnoty kritické micelární koncentrace nejslibnějšího surfaktantu H dosahovaly 108 mg/l, což je opět hodnota blízká kritické micelární koncentraci surfaktantu Triton-X 100 (103 mg/l). Na základě naměřených dat byla část surfaktantů vybrána pro testy sanačního promývání, které bylo simulováno následovně: 50 ml roztoku surfaktantu o koncentraci 500 mg/l bylo přidáno k 10 g kontaminované zeminy a necháno třepat v orbitální třepačce při 100 RPM po dobu 3 hodiny. Poté byla

stanovena koncentrace ropných látek ve vodné fázi a zbytková koncentrace ropných látek v promyté zemině (obr. 2). Ropné látky v zemině byly analyzovány následovně: 10 g zeminy bylo extrahováno směsí 20 ml acetone a 10 ml heptanu v ultrazvukové lázni po dobu 15 minut. Organická fáze byla promyta 50 ml destilované vody, čímž došlo k oddělení heptanové fáze, která byla sušena síranem sodným a přečištěna Florisilem. Koncentrace ropných látek byla stanovena jako frakce C₁₀-C₄₀ pomocí plynové chromatografie.



Obr. 2: Koncentrace ropných uhlovodíků, měřeno jako c(C₁₀-C₄₀) v mg/l ve vodné fázi po promytí půdy vrchově aktivními látkami (a) a zbytková c(C₁₀-C₄₀) v půdě (mg/kg) po promytí půdy povrchově aktivními látkami (b). Počáteční c(C₁₀-C₄₀) v půdě A a B byla 472 mg/kg, respektive 1 080 mg/kg.

Závěr

Byla provedena série experimentů sledující účinnost odstraňování ropných látek ze dvou druhů půd pomocí syntetických a biologicky produkovaných povrchově aktivních látek (konkrétně sophorolipidů). Bylo zjištěno, že některé ze studovaných sophorolipidů produkovaných kvasinkou *Candida bombicola* vykazovaly vyšší účinnost solubilizace než sledované syntetické surfaktant při odstraňování ropných uhlovodíků z kontaminovaných zemín. Tyto vybrané sophorolipidy vykazovaly také nejnižší hodnoty povrchového napětí a kritické micelární koncentrace ze všech porovnávaných surfaktantů. Použitelnost sophorolipidů produkovaných stejným kmenem kvasinek za různých podmínek fermentace se značně lišila. Budoucí experimenty by měly pokrývat širší rozmezí vlastností půd a širší rozmezí hydrofobních kontaminantů nebo smíšených kontaminací, které lze reálně v zemínách očekávat. Budoucí výzkum by se měl také zaměřit na strukturální vlastnosti produkovaných sophorolipidů.

Poděkování

Připraveno s využitím institucionální podpory VŠCHT Praha.

Literatura

- [1] GOSWAMI T., TACK F. M. G., MCGACHY L., ŠÍR M. (2020): Remediation of Aviation Kerosene-Contaminated Soil by Sophorolipids from *Candida bombicola* CB 2107, *Applied Sciences* 10, 1981.
- [2] GOSWAMI T., TACK F. M. G., MCGACHY L., ŠÍR M. (2018): Odstraňování ropných uhlovodíků pomocí biosurfaktantů a syntetických surfaktantů: laboratorní studie, *Sanační technologie XXI*, 23. – 25. května 2018, Tábor, Alena Pecinová (Edit.), str. 144.
- [3] TACK F. M. G.; BARDOS P. (2020): Overview of Soil and Groundwater Remediation. In *Soil and Groundwater Remediation Technologies: A Practical Guide*; Ok, Y.S., Rinklebe, J., Hou, D., Tsang, D.C.W., Tack, F.M.G., Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, pp. 1–12.
- [4] SANTOS D. K., RUFINO R. D., LUNA J. M., SANTOS V. A., SARUBBO L. A. (2016): Biosurfactants: Multifunctional Biomolecules of the 21st Century. *Int. J. Mol. Sci.* 2016, 17, 401.
- [5] SILVA R. D., ALMEIDA D. G., RUFINO R. D., LUNA J. M., SANTOS V. A., SARUBBO L. A. (2014): Applications of biosurfactants in the petroleum industry and the remediation of oil spills. *Int. J. Mol. Sci.* 2014, 15, 12523–12542.
- [6] CHAPRÃO M. J., FERREIRA I. N. S., CORREA P. F., RUFINO R. D., LUNA J. M., SILVA E. J., SARUBBO L. A. (2015): Application of bacterial and yeast biosurfactants for enhanced removal and biodegradation of motor oil from contaminated sand. *Electron. J. Biotechnol.* 2015, 18, 471–479 [7] Silva.
- [7] SARUBBO L. A., LUNA J. M. D., RUFINO R. D., BRASILEIRO P. P. F. (2016): Production of a Low-cost Biosurfactant for Application in the Remediation of Sea water Contaminated with Petroleum Derivates. *Chem. Eng. Trans.*, 49, 523–528

TECHNOLOGIE PRO VZDÁLENÝ ON-LINE MONITORING A ŘÍZENÍ SANACE

Michal Boček¹⁾, Vendula Ambrožová¹⁾, Kateřina Kovářová¹⁾, Jaroslav Nosek²⁾, Tomáš Pluhař²⁾

¹⁾ MEGA a.s. Drahohejlova 1452/54, 190 00 Praha 9, e-mail: michal.bocek@mega.cz

²⁾ TU v Liberci, Studentská 1402/2, 460 01 Liberec

Abstrakt

Zařízení představuje systém pro vzdálené řízení sanace a on-line monitoring lokalit. Je schopno řídit sanační technologie využívající Fe částice podporované stejnosměrným elektrickým (dále v textu DC) polem, případně i v kombinaci s aplikací biologických substrátů. Zařízení umožňuje automatické vzorkování podzemních vod a následné měření jejich F-CH parametrů, on-line přenos těchto dat a adekvátní vzdálenou reakci spočívající v úpravě parametrů aplikovaného elektrického pole, případně nastavení aplikací biologických substrátů. Systém má vnitřní modulární strukturu a k jeho konstrukci jsou použity robustní technologie splňující průmyslové standardy. Základními prvky systému jsou centrálně umístěná jednotka s technologií (moduly: měřicí, řídicí, komunikační, zdroje DC proudu atd.), rozvod vzorků vody systémem vedení z/do vrtů do/z centrální jednotky (automatické řízení čerpadel) a možnost on-line komunikace a vzdáleného řízení DC systémů (GSM protokol, webové rozhraní). Modulární struktura zařízení umožňuje individuální konfiguraci přímo dle potřeb konkrétní lokality a požadavků uživatele.

Klíčová slova: podzemní voda; sanace; inovativní sanační metody; vzdálené on-line řízení sanace; on-line monitoring; monitoring; elektroredukce

Úvod a představení technologie

Technologie byla vyvinuta pro vzdálený on-line monitoring a řízení sanačních technologií na lokalitách, u nichž se počítá s pravidelným a dlouhodobým monitoringem. Je navržena pro nepřetržité sledování průběhu sanace a kontinuální hodnocení efektivity sanačních opatření. Vzdálený monitoring lze využít také pro dlouhodobé sledování kvality všech typů podzemních a povrchových vod. Technologie vzdáleného on-line monitoringu je v praxi vyvíjena a využívána při sanačních pracích v rámci projektu EBioChem (FW03010071) „Technologie vzdáleného monitoringu a řízení elektrokineticky podporovaných chemicko-biologických in situ metod sanace – EBioChem“, kdy na základě on-line získaných dat a jejich vyhodnocení mohou být prováděny okamžité změny na integrovaném řídicím modulu v technologii. Tento přídatný modul je schopen následně provádět změny v nastavení a úpravě parametrů elektro-kinetické části sanační technologie pro zajištění ideálního průběhu sanace [1].

Základní technologické parametry vzdáleného on-line monitoringu

V rámci základního provedení zařízení je možno provozovat automatické vzorkování až 10 odběrných míst v rámci jedné technologické jednotky. Jednotku je možné použít na vzorkování polygonu o maximální ploše cca 10 m². Větší plochy lze monitorovat osazením většího počtu jednotek. Kromě peristaltických nebo ponorných čerpadel (dle parametrů lokality) umístěných v monitorovaných vrtech, je na lokalitě centrálně umístěná jednotka obsahující všechny potřebné moduly, jakými jsou odběrový, měřicí, řídicí a komunikační modul, dále zdroj DC proudu atd. Modulární struktura využívající plně uživatelsky programovatelné PLC převodníky a integrovaný webový server umožňuje přizpůsobení konkrétním potřebám uživatele (instalace konkrétních sond pro měření požadovaných parametrů, realizace zvolených systémů automatické kalibrace sond atd.) a v neposlední řadě také on-line komunikace a vzdálené řízení (GSM protokol, webové rozhraní). Díky tomu má uživatel možnost plně „real-time“ konfigurovat automatiku vzorkovacího systému, průběžné kalibrace instalovaných sond, nastavení měření parametrů vzorkované podzemní nebo povrchové vody, a to včetně ukládání a odesílání dat. Uživatel může na webovém rozhraní nepřetržitě sledovat vývoj měřených parametrů. Systém je vybaven sadou odolných průmyslových sond umístěných v měřicí cele. V neposlední řadě má technologie možnost nastavit „hlídače“ přípustných měřených hodnot, který v případě jejich překročení okamžitě upozorní provozovatele i klienta emailem. Technologie může být doplněna i o meteostanici.

Základní popis struktury systému

Základem struktury systému je centrální řídicí jednotka, která umožňuje vzdálené ovládání vzorkovacího systému (včetně kalibrace pH sondy a kontroly standardu ORP), měření požadovaných parametrů vzorkované podzemní vody (standardně v rozsahu HPV, pH, ORP, vodivost, teplota a dále s možností rozšíření o rozpuštěný kyslík a chloridové ionty) včetně možnosti řízení sanace integrováním dalšího PLC ovládacího modulu do struktury systému. SW rozhraní je připravené na míru pro každou lokalitu. Pro každou instalaci je systém monitoringu nastaven na konkrétní počet vzorkovacích vrtů s příslušným počtem měřených parametrů (vodivost, ORP, pH, ...). Tedy celý systém může nezávisle na sobě měřit množství hodnot (závisejících na počtu monitorovaných vrtů), přičemž každá z těchto hodnot má svůj vlastní nastavitelný časovač. Měření a ukládání dat poté probíhá dle přesně nastavených parametrů časového cyklu.

Tento časový interval v sobě zahrnuje tyto kroky:

1. plnění vnitřního prostoru měřicí cely ze zásobní nádrže H₂O → odtah
2. naplnění měřicí cely příslušným čerpaným vzorkem
3. ustalování a vlastní měření F-CH parametrů vzorku
4. uložení a odeslání naměřených hodnot do souboru
5. vypuštění vzorku z měřicí cely do odpadního odtoku
6. průplach vnitřního prostoru měřicí cely ze zásobního barelu H₂O → odtah
7. uvedení zařízení do klidu před dalším cyklem

Dále je možné v systému nastavit (oddělit) doby jednotlivých technologických procesů pro každé měření (časy plnění/vypouštění cel, doby ustalování sond, teploty spouštění topení/chlazení atd.). Toto nastavení je zcela zásadní a je ho třeba provést při prvotní instalaci systému na lokalitě, kde jsou zohledněny místní podmínky. [2].

Výhody provozu technologie vzdáleného on-line monitoringu

Nespornou výhodou technologie je nepřetržitý přehled o lokalitě včetně nastavení „hlídače“ odchylek v měření a možnost konfigurace systému z jakéhokoli místa nezávisle v čase, a tím mimo jiné i možnost určit vhodný interval re-aplikace sanačních činidel do kontaminované zvodně. Výrazné snížení provozních nákladů je i díky minimalizaci četnosti dojíždění na lokalitu. Centralizace měření, kdy finančně nejnáročnější část monitoringu jako jsou sondy, převodníky, moduly nebo komunikace, je integrována v jedné řídicí jednotce a nemusí být v každém vrtu zvlášť. Tato integrace přináší výraznou ekonomickou úsporu a díky použití stejných sond se minimalizuje chyba měření.

Závěr

Technologie vzdáleného on-line monitoringu vod je systémem poskytujícím ucelená data v reálném čase a současně umožňuje pomocí SW vzdáleně pracovat s celým pracovním cyklem zařízení, tzn. on-line přizpůsobení chodu jednotlivých čerpadel, pořadí jejich spouštění, možnost úprav časů a průplachů měřicí cely a v neposlední řadě také úpravy teploty vnitřního pracovního prostoru technologie. Technologie dokáže velmi spolehlivě zaznamenat změnu F-CH parametrů, např. spojenou s nutností re-aplikace sanačních činidel do kontaminované zvodně nebo jiným změnám v řízení sanačních metod, což je jedním ze zásadních cílů tohoto zařízení. Smysl technologie vzdáleného monitoringu rovněž spočívá ve velké časové úspoře pro pracovníky, kteří díky on-line přenosu dat nemusí pravidelně dojíždět na lokalitu.

Poděkování

Tato práce byla realizována za podpory Technologické agentury ČR v rámci výzkumného projektu FW03010071 „Technologie vzdáleného monitoringu a řízení elektrokineticky podporovaných chemicko-biologických in situ metod sanace – EBioChem.“

Literatura

- [1] LHOTSKÝ O., KUKAČKA J., KNYTL V., ČERVINKA R., AMBROŽOVÁ V., NOSEK J., NĚMEČEK J. (2021): Technologie vzdáleného monitoringu a řízení elektrokineticky podporovaných chemicko-biologických in situ metod sanace – EBioChem, Projekt TAČR č. FW03010071.
- [2] BOČEK M., NOSEK J., LHOTSKÝ O.: Z_{tech} – Ověřená technologie: Poloprovozní test technologie EBioChem P pro puklinové horninové prostředí na 1. lokalitě.

VPLYV KLIMATICKÝCH REŽIMOVÝCH ZMIEN NA PREJAVY ZNEČISŤOVANIA PROSTREDIA V BÝVALÝCH BANSKÝCH LOKALITÁCH SITUOVANÝCH V HORSKOM PROSTREDÍ

**Slavomír Mikita¹⁾, Ondrej Brachtýr¹⁾, Tomáš Faragó²⁾, Bronislava Lalinská-Voleková³⁾,
Peter Šottník⁴⁾**

¹⁾ *GEOtest a.s. – organizačná zložka, Stavbárska 27, 821 07 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: mikita@geotest.sk*

²⁾ *Univerzita Komenského v Bratislave – Prírodov. fakulta, Šafárikovo nám. 6, 814 99 Bratislava,
Slovenská republika*

³⁾ *Slovenské národné múzeum, Vajanského nábrežie 2, 810 06 Bratislava, Slovenská republika*

⁴⁾ *Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava, Slovenská republika*

Banská činnosť spojená s nerastnými surovinami sa v rámci Slovenska vykonávala v minulosti najmä v horskom prostredí. Dynamika reliéfu predstavuje okrem geologických, hydrogeologických, geochemických, hydrogeochemických a mikrobiologických faktorov dôležitý aspekt migrácie znečisťujúcich látok generujúcich sa v rámci bankských výtokov. Výtoky bankských vôd vtekajú do povrchových tokov alebo ich sami formujú pričom transportujú látky v rozpustenej forme, vo forme suspenzií (ako koloidy) alebo dnovými sedimentmi, na ktoré sa látky sorbujú.

V rámci projektu „Vybrané environmentálne záťaž ako stresový faktor ovplyvňujúci biodiverzitu a zdravotné riziká pre exponované skupiny obyvateľstva“ sa na vybraných bývalých bankských lokalitách komplexne sledujú dôležité prejavy z ich pôsobenia na jednotlivé zložky životného prostredia. Každá lokalita má svoje charakteristické črty prejavov distribúcie znečisťujúcich látok viazucich sa na jednotlivé médiá ich transportu, ktoré sú podmienené množstvom lokálnych faktorov.

Jedným z dôležitých aspektov prejavov pôsobenia znečisťujúcich látok v rámci študovaných systémov sú klimatické režimové zmeny. V horskej krajine s výraznejšími výškovými rozdielmi dochádza obyčajne k tzv. epizodickým, resp. pulzným prejavom miery a rozsahu znečisťovania prostredia. Súvisí to s vysokým povrchovým odtokom zrážok do povrchových vôd a relatívne stabilnými bankskými výtokmi (majú vyššiu retenčnú schopnosť). Pri vysokých vodných stavoch dochádza často k výraznému nariadeniu koncentracii znečisťujúcich látok, zníženej tvorbe suspenzií, zvýšenému transportu dnových sedimentov, respektíve ich možnému redeponovaniu. V rámci príspevku sú prezentované niektoré špecifické prejavy znečisťovania prostredia v závislosti od klimatických režimových zmien na vybraných lokalitách.

Komplexnejším a podrobnejším štúdiom prejavov znečisťovania je snaha o lepšie porozumenie kľúčových mechanizmov transportu znečisťujúcich látok na predmetných bankských lokalitách. Umožnia sa tak získať reálnejšie posúdenia environmentálnych a zdravotných rizík alebo vykonať efektívnejšiu požadovanú nápravu pre eliminovanie rizika.

OBSAH

	strana
Alexandra Skopcová SEKM	5
Lukáš Čermák Vyhodnocení OPŽP 2014–2021	7
Jan Berka Navrhovaná Směrnice Evropského parlamentu a Rady o monitorování a odolnosti půdy	10
Aleš Novák, Pavel Chmelař, Pavlína Dvořáková, Radek Tonner, Iva Jablonská, Miroslav Matura Hydrogeologické vrty při odstraňování starých ekologických zátěží z pohledu legislativy na úseku životního prostředí	14
Zdeněk Suchánek Terminologie sanačních technik a technologií	16
Petr Kozubek Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění po 10 letech platnosti	23
Vladimír Rybák, Petr Navrátil Sanace ropného znečištění v okolí starých sond po průzkumu a těžbě ropy a zemního plynu	27
Jiří Kamas, Antonín Stříbrný, Radek Ulman, David Ides, Petr Čajánek, Miroslav Minařík Sanace bývalého distribučního skladu PHM v prostředí staré rafinerie minerálních olejů v Novém Bohumíně	30
Jan Kukačka, Ondřej Urban Revitalizace rafinerie Batumi, Gruzie: Od environmentálního průzkumu až po návrh sanačního projektu	38
Jakub Barvíř, Petr Lacina Průtočná technologie na bázi Fentonovy oxidace pro odstranění problematických organických kontaminantů z podzemních vod čištěných metodou <i>ex situ</i>	44
Jan Filip, Ivo Medřík, Jana Oborná, Viktorie Víchová, Miroslav Brumovský Nanočástice železa: shrnutí více než 15 let zkušeností a kam půjdeme dále?	49
Dana Kuchovská, Jiří Kamas, Vendula Ambrožová, Alexandr Machala, Petr Beneš Geochemický vývoj kvality podzemní vody v průběhu aplikace nanoželeza s podporou stejnosměrného proudu	52
Peter Šottník, Karolína Adzimová, Juraj Kotúč, Slavomír Mikita Ako ďalej s gudrónmi na Slovensku?	61

	strana
Tomáš Faragó, Edgar Hiller, Martin Kolesár, Lenka Filová, Martin Mihaljevič, Lubomír Jurkovič, Rastislav Demko, Martina Vítková, Andrej Machlica, Ján Štěpánek Historická skládka v mestskej časti Bratislava-Vrakuňa – potenciálne riziko pre ľudské zdravie?!	66
Dagmar Bartošová, Michal Soukup Nápravná opatrení na lokalitě bývalé skládky kalů u obce Proseč	72
Radek Červinka, Ondřej Lhotský, Ondřej Urban, Jakub Kubálek Sanace ohnisek kontaminace v bývalém areálu TDV Duchcov	78
Jiří Hájořský Rizika existence termických procesů na úložných místech těžebních odpadů a možnosti jejich sanace	83
Marek Tykva, Jiří Palarčík, Lenka Audrlická Vavrušová, Anna Krejčová Pokročilá technologie nakládání s odpadními kontrastními látkami na bázi gadolinia v souladu s principy cirkulární ekonomiky	90
David Topinka, Zuzana Doležalová, Jana Vorlíčková, Tomáš Rideg Problematika výskytu azbestu ve stavebních materiálech	96
Taťána Halešová, Zuzana Bílková, Petr Karásek Eliminace pesticidů ve zranitelných oblastech (CHKO a OPVZ)	100
Martina Siglová, Petr Beneš, Lenka Cihelková Můžeme inovativními bioreaktory zmírnit dopady zemědělské kontaminace?	105
Robin Kycil, Simona Vosáhllová, Vít Matějů, Tereza Kodešová, Sandra Myškovská Ekotoxická jako součást integrovaného nástroje hodnocení účinnosti bioremediace kontaminovaných lokalit	111
Vladimír Vavruška, Aleš Zdvihal, Martin Hůlka, Richard Chalupa Problematika odstraňování DNAPL ze saturované zóny na lokalitě Ostrava- Vítkovice – sanace Koksochemie	118
Zdeněk Suchánek Sanace kontaminací na čerpacích stanicích PHM v datech SEKM	123
Ivan Györög, Jozef Kordík Hydrogeochemická mapa východnej časti Cerovej vrchoviny v mierke 1 : 50 000	127
Eva Speváková, Petra Marsden Zhodnotenie vybraných ukazovateľov, ktoré môžu spôsobiť environmentálnu škodu na podzemnej vode	130
Viktória Krajanová, Bronislava Lalinská-Voleková Stabilizácia medi v štruktúre oxalátu činnosťou lišajníkov - oxalát medi v lišajníku <i>Lecidea inops</i> z haldy Podlipa (Ľubietová, Slovensko)	136
Oto Novák, Markéta Drešlová, Hana Vojtková Testování vlivu těžebního odpadu na vývoji rostlin	140

	strana
Igor Stríček, Jozef Kordík, Ivan Györög	
Znečistenie chlórovanými uhľovodíkmi v oblasti Piešťan – potreba realizácie podrobného prieskumu ŽP	144
Hana Majerová, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková, Dana Strašíftáková, Tomáš Faragó, Peter Šottník	
Sb resistant bacteria identified and isolated from Buducnost adit (Pezinok-Kolársky vrch deposit) in western Slovakia	146
Ivona Kautmanová, Ján Červenka, Zuzana Konyariková, Bronislava Lalinská-Voleková	
<i>In vitro</i> testovanie vybraných druhov makromycétov na rezistenciu voči zvýšenému obsahu antimónu a schopnosť bioakumulácie	149
Ilona Mičánková, Marcela Hruzová, Michaela Milická, Jana Holasová, Radka Fůrychová, Květoslav Vlk, Jan Tůma, Martin Brož, Jiří Čáp, Zdeněk Košar, Tomáš Lejsek, Gabriela Setunská	
Ohlédnutí za činností Ministerstva financí v procesu zadávání veřejných zakázek	151
Marco Falconi, Katarína Paluchová	
IMPEL: WATER AND LAND REMEDIATION	156
Marek Šír, Torsha Goswami, Filip M.G. Tack	
Solubilizace ropných uhlovodíků pomocí povrchově aktivních látek	159
Michal Boček, Vendula Ambrožová, Kateřina Kovářová, Jaroslav Nosek, Tomáš Pluhař	
Technologie pro vzdálený on-line monitoring a řízení sanace	162
Slavomír Mikita, Ondrej Brachtýr, Tomáš Faragó, Bronislava Lalinská-Voleková, Peter Šottník	
Vplyv klimatických režimových zmien na prejavy znečisťovania prostredia v bývalých banských lokalitách situovaných v horskom prostredí	165

AUTORSKÝ REJSTRÍK

Karolína	Adzimová	61
Vendula	Ambrožová	52, 162
Lenka	Audrlická Vavrušová	90
Dagmar	Bartošová	72
Jakub	Barvíč	44
Petr	Beneš	52, 105
Jan	Berka	10
Zuzana	Bílková	100
Michal	Boček	162
Ondrej	Brachtýr	165
Martin	Brož	151
Miroslav	Brumovský	49
Lenka	Cihelková	105
Petr	Čajánek	30
Jiří	Čáp	151
Lukáš	Čermák	7
Ján	Červenka	149
Radek	Červinka	78
Rastislav	Demko	66
Zuzana	Doležalová	96
Markéta	Drešlová	140
Pavĺína	Dvořáková	14
Marco	Falconi	156
Tomáš	Faragó	66, 146, 165
Jan	Filip	49
Lenka	Filová	66
Radka	Fürychová	151
Torsha	Goswami	159
Ivan	Györög	127, 144
Jiří	Hájovský	83
Taťána	Halešová	100
Edgar	Hiller	66

Jana	Holasová	151
Marcela	Hrúzová	151
Martin	Hůlka	118
Richard	Chalupa	118
Pavel	Chmelař	14
David	Ides	30
Iva	Jablonská	14
Eubomír	Jurkovič	66
Jiří	Kamas	30, 52
Petr	Karásek	100
Ivona	Kautmanová	149
Tereza	Kodešová	111
Martin	Kolesár	66
Zuzana	Konyariková	146, 149
Jozef	Kordík	127, 144
Zdeněk	Košář	151
Juraj	Kotůč	61
Kateřina	Kovářová	162
Petr	Kozubek	23
Viktória	Krajanová	136
Anna	Krejčová	90
Jakub	Kubálek	78
Dana	Kuchovská	52
Jan	Kukačka	38
Robin	Kyclt	111
Petr	Lacina	44
Bronislava	Lalinská-Voleková	136, 146, 149, 165
Tomáš	Lejsek	151
Ondřej	Lhotský	78
Alexandr	Machala	52
Andrej	Machlica	66
Hana	Majerová	146
Petra	Marsden	130
Vít	Matějů	111

Miroslav	Matura	14
Ivo	Medřík	49
Ilona	Mičánková	151
Martin	Mihaljevič	66
Slavomír	Mikita	61, 165
Michaela	Milická	151
Miroslav	Minařík	30
Sandra	Myškovská	111
Petr	Navrátil	27
Jaroslav	Nosek	162
Aleš	Novák	14
Oto	Novák	140
Jana	Oborná	49
Jiří	Palarčík	90
Katarína	Paluchová	156
Tomáš	Pluhař	162
Tomáš	Rideg	96
Vladimír	Rybák	27
Gabriela	Setunská	151
Martina	Siglová	105
Alexandra	Skopcová	5
Michal	Soukup	72
Eva	Speváková	130
Dana	Strašifťáková	146
Igor	Stríček	144
Antonín	Stříbrný	30
Zdeněk	Suchánek	16, 123
Marek	Šír	159
Peter	Šottník	61, 146, 165
Ján	Štěpánek	66
Filip M.G.	Tack	159
Radek	Tonner	14
David	Topinka	96
Jan	Tůma	151

Marek	Tykva	90
Radek	Ulman	30
Ondřej	Urban	38, 78
Vladimír	Vavruška	118
Viktorie	Víchová	49
Martina	Vítková	66
Květoslav	Vlk	151
Hana	Vojtková	140
Jana	Vorlíčková	96
Simona	Vosáhlová	111
Aleš	Zdvihal	118

EKOMONITOR



Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.

Píšťovy 820, 537 01 Chrudim III
tel. +469 682 303-5
seminare@ekomonitor.cz

<https://www.ekomonitor.cz/>
<https://seminare.ekomonitor.cz/>

FB: Konference a semináře Ekomonitor

ZELENÁ LINKA 800 131 113

ISBN 978-80-88238-33-1