

REMEDIAČNÉ OBLASTI ŤŽBY URANU V ČESKÉ REPUBLICE

ŠÁRKA PETROVÁ, PETR SOUDEK a TOMÁŠ VANĚK

Laboratoř rostlinných biotechnologií, Ústavu experimentální botaniky Akademie věd České republiky v.v.i., Rozvojová 263, 166 00 Praha 6
vanek@ueb.cas.cz

Došlo 20.2.12, přepracováno 25.4.12, přijato 9.5.12.

Klíčová slova: uran, těžba, kontaminace, remediac

Obsah

1. Úvod
2. Těžba a úprava uranové rudy v ČR
 - 2.1. Stráž
 - 2.2. Rožná
 - 2.3. Mydlovary
3. Možnosti odstranění uranu z prostředí
 - 3.1. Fyzikální metody
 - 3.2. Chemické metody
 - 3.3. Bioremediac
 - 3.3.1. Mikrobiální remediac
 - 3.3.2. Fytoremediac

3.4. Sanace lokalit po těžbě a úpravě uranových rud

3.4.1. Stráž

3.4.2. Rožná

3.4.3. Mydlovary

4. Závěr

1. Úvod

Přirozený výskyt radionuklidů v životním prostředí souvisí se zvětráváním matečných hornin a vyluhováním z nerostných ložisek. Radionuklidy mohou být v půdě vázány na organické i anorganické látky a vytvářet tak nerozpustné sloučeniny nebo se mohou vyskytovat ve formě iontů jako součást půdní vody. Jejich mobilita tedy závisí na rozpustnosti látky, v níž je daný prvek obsažen¹, na činnosti mikroorganismů^{2,3} i na typu půdy.

Zdrojem vyšších koncentrací radionuklidů v životním prostředí jsou ale antropogenní vlivy, jako je těžba a zpracování uranových rud, provoz jaderných elektráren, spalování uhlí, použití fosfátových hnojiv, testování nukleárních zbraní a v neposlední řadě jaderné havárie. Pro svoji toxicitu představují radionuklidy v životním prostředí velké riziko, a to i kvůli jejich možnému šíření potravním řetězcem. Proto se hledají způsoby, jak tuto kontaminaci v životním prostředí co nejšetněji snížit či ji odstranit.

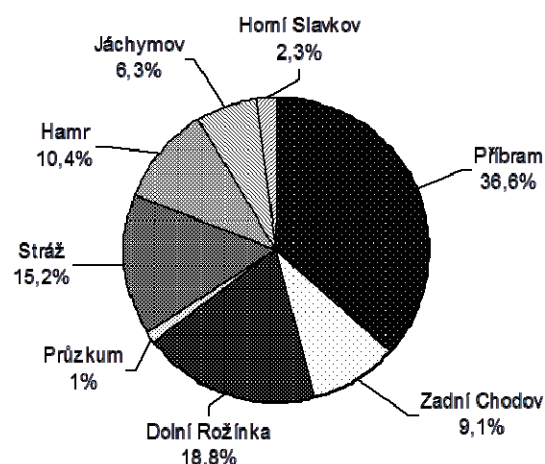


Obr. 1. Uranové doly a úpravní uranových rud v ČR; ■ doly, ● úpravní uranových rud

2. Těžba a úprava uranové rudy v ČR

Uranovou rudu lze dobývat třemi základními způsoby: hlubinnou, povrchovou či chemickou těžbou, přičemž hlubinná je nejrozšířenější. V České republice se kromě hlubinné využívala i těžba chemická. Místa, kde se těžily uranové rudy, a lokality úpraven uranových rud jsou zobrazeny na obr. 1. V České republice se uran dobýval v Jáchymově (do r. 1967), v okolí Příbrami (1948–1991), v Okrouhlé Radouni v jižních Čechách (1972–1990), u Vítkova v západních Čechách (do roku 1991), v Zadním Chodově (do roku 1992), na Dyleni (do roku 1994), v Hamru a Křižanech poblíž Stráže pod Ralskem (do roku 1990), v Zálesí v Rychlebských horách a na dalších lokalitách. Chemické loužení probíhalo ve Stráži pod Ralskem v severních Čechách (do 1996). Do roku 1989 se celkem v České republice vytěžilo 96 000 t uranu, z toho hornickým způsobem 85 000 t (cit.⁴) Podíl těžebních oblastí na celkové produkci uranu v letech 1946–2004 je znázorněn na obr. 2.

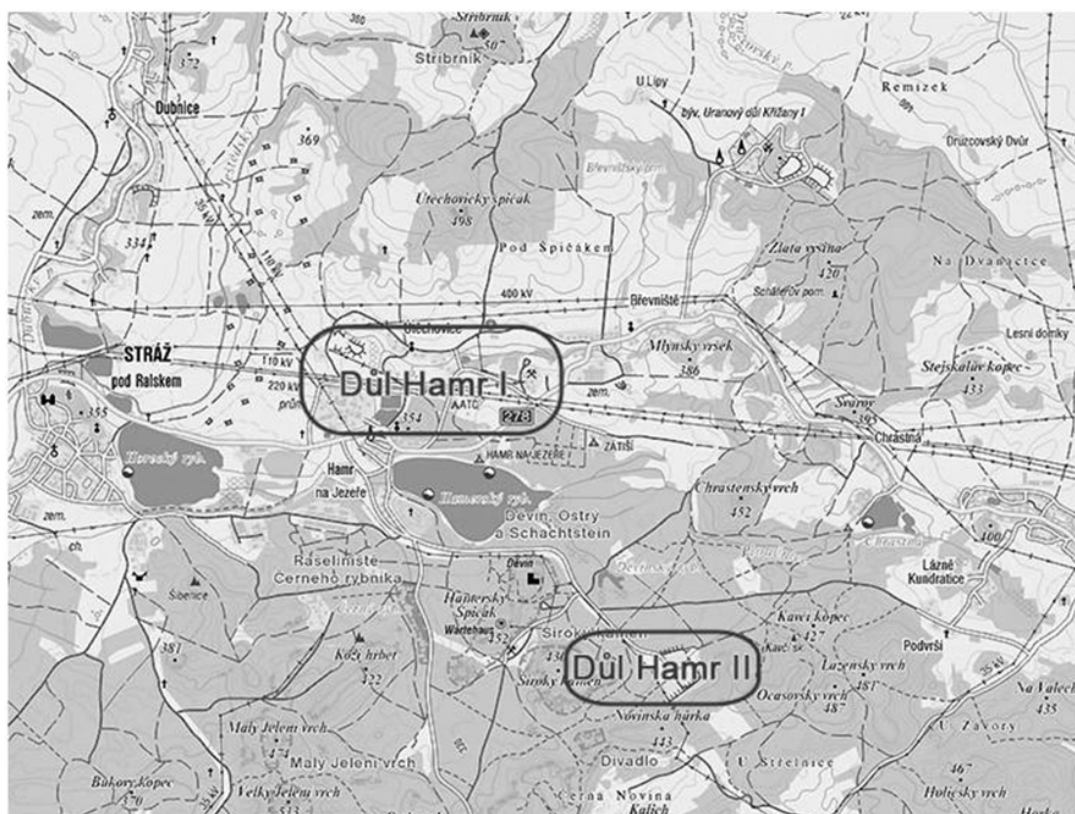
Vytěžená ruda se upravovala v předúpravnách (Příbram, Jáchymov) a úpravnách (MAPE Mydlovary, Dolní Rožínka a Stráž pod Ralskem). Ještě v roce 1989 v nich bylo vyprodukováno 2400 t uranu. Právě úpravní rud jsou nejdiskutovanější starou zátěží uranového průmyslu a jsou popsány podrobněji dále.



Obr. 2. Podíl těžebních oblastí na celkové produkci uranu v letech 1946–2004

2.1. Stráž pod Ralskem

Hornická těžba uranové rudy v této oblasti probíhala v ložiscích Hamr a Břevniště v letech 1971–1993 (obr. 3). Zpočátku byla úprava uranových rud realizována



Obr. 3. Mapa lokality důlní těžby Stráž pod Ralskem³⁵

v Mydlovarech, po roce 1979 v místní chemické úpravně. Při kyselém loužení byla použita kyselina sírová, či kyselina chlorovodíková nebo dusičná. Po ukončení extrakce se pevná fáze oddělila na filtru, cyklonech a třídících. Z eluátů byly poté získány nerozpustné sloučeniny uranu srážením hydroxidem sodným, amoniakem, oxidem hořečnatým, bikarbonátem sodným nebo peroxidem vodíku. Sloučeniny uranu pak byly odvodňovány pomocí filtrů a odstředivek a sušeny v pražicích nebo vypalovacích pecích. Výsledným produktem byl uranový koncentrát (tzv. žlutý koláč). K ukládání vyloužené rudniny z úpravy sloužila dvě odkaliště, z nichž horní je v současnosti již vysušeno⁵.

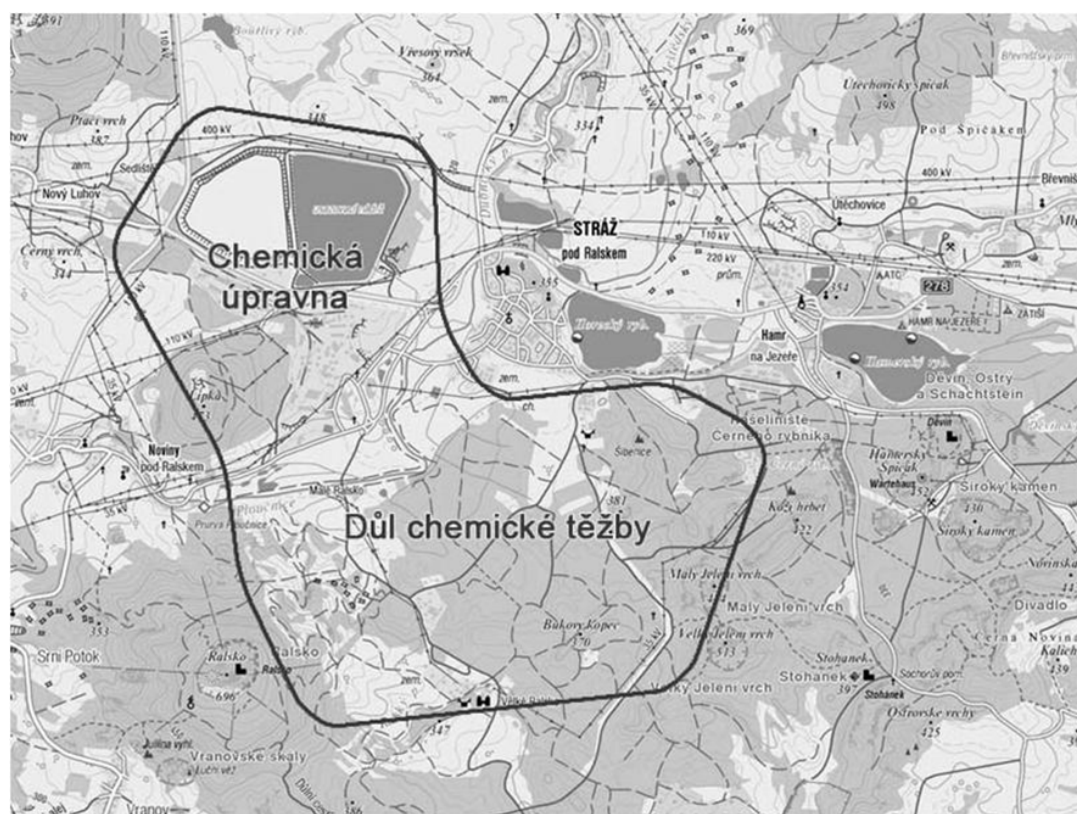
Chemická těžba (obr. 4) byla zahájena v roce 1969 a ukončena v roce 1996 rozhodnutím vlády ČR č. 170. Vyluhovací roztok (kyselé loužení: H_2SO_4 ; oxidační činidlo: HNO_3) byl injektován do předem narušené uranové rudy pomocí vrtů nebo studní. Extrakt byl po odčerpání na povrch dále zpracováván na iontoměničích. Výhodou této metody bylo, že se ruda nemusela těžit, drtit a mlít, čímž nedocházelo k narušení povrchu. Na druhé straně, výtěžnost uranu byla velmi malá a vymytí a remediace podloží jsou velmi zdlouhavé a nákladné. Nechtěným důsledkem chemické těžby byla také kontaminace spodních vod, která se šířila jihozápadním směrem a dosáhla 2. ochranného pásma zdroje zásobování města Mimoň pitnou vodou. Ve východním a jižním směru brání dalšímu šíření hydrobari-

éry. Chemickou těžbou bylo celkem ovlivněno 370 milionů m^3 podzemních vod. Nejvýznamnější složkou kontaminace je iont SO_4^{2-} , který je v podzemí obsažen v množství cca 3,6 milionů tun.

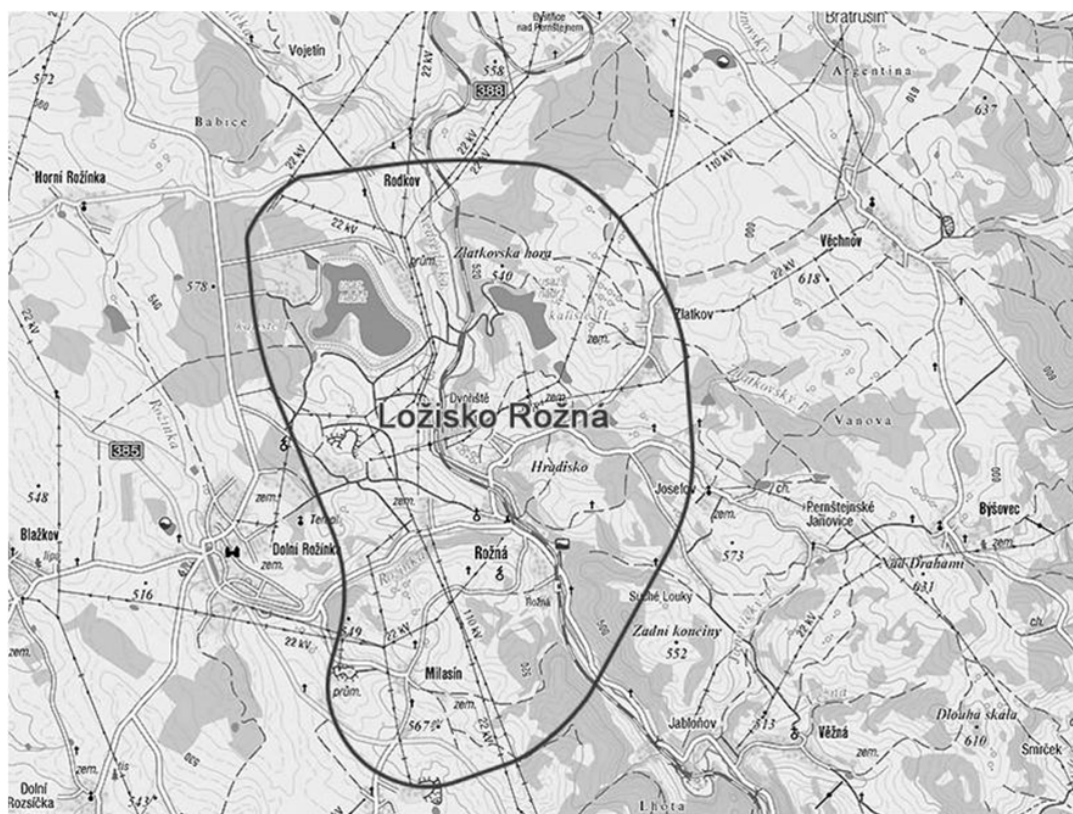
2.2. Rožná

V oblasti Rožné bylo potvrzeno ložisko uranových rud v letech 1954–1956 a již začátkem roku 1958 byla zahájena hlubinná těžba (obr. 5). Ruda se upravovala v Mydlovarech až do roku 1968, kdy byla uvedena do provozu úprava v Dolní Rožince. Rozdrcená ruda se loužila v sodovém roztoku za katalytického účinku tetraaminměďnatého iontu, přičemž uran byl separován na iontech a z eluátů se získával srážením. V souvislosti s provozem chemické úpravy byla v místě vybudována dvě odkaliště, kam byl ukládán vyloužený rmut. Nadbytečná technologická voda byla zpracovávána na odpadkách či elektrodiolýzerech. Průsaková voda byla vracena zpět do odkaliště.

Usnesením vlády České republiky č. 1316/2005 bylo schváleno pokračování těžby a úpravy uranu na ložisku Rožná do konce roku 2008 a současně bylo zrušeno usnesení 689/2002, kterým bylo uloženo zahájit likvidaci dolu Rožná nejpozději do 1. 1. 2006. Další usnesení vlády ČR č. 565/2007 prodloužilo těžbu a úpravu uranu na ložisku



Obr. 4. Mapa lokality úpravy a chemické těžby Stráž pod Ralskem³⁶

Obr. 5. Mapa lokality Rožná³⁷

Rožná v lokalitě Dolní Rožinka po dobu ekonomické výhodnosti těžby.

2.3. Mydlovary

Úprava MAPE Mydlovary (obr. 6) byla provozována v letech 1962–1991. Zpracovávala se zde ruda z uranových dolů z oblastí Rožné (alkalické loužení: uhlíčan sodný; oxidační činidlo: vzduch) a Stráže pod Ralskem (kyselé loužení: H_2SO_4 ; oxidační činidlo: manganová ruda). Lokalita byla vybrána záměrně, protože se zde nacházely jámy po povrchové těžbě lignitu a okolní horniny byly považovány za nepropustné. Během své činnosti zpracoval podnik MAPE 17 mil. t uranové rudy a vyprodukoval 36 mil. t kalů s obsahem 2320 t uranu a řádově 1014 Bq ^{226}Ra , které se nyní rozprostírají na ploše cca 286 ha.

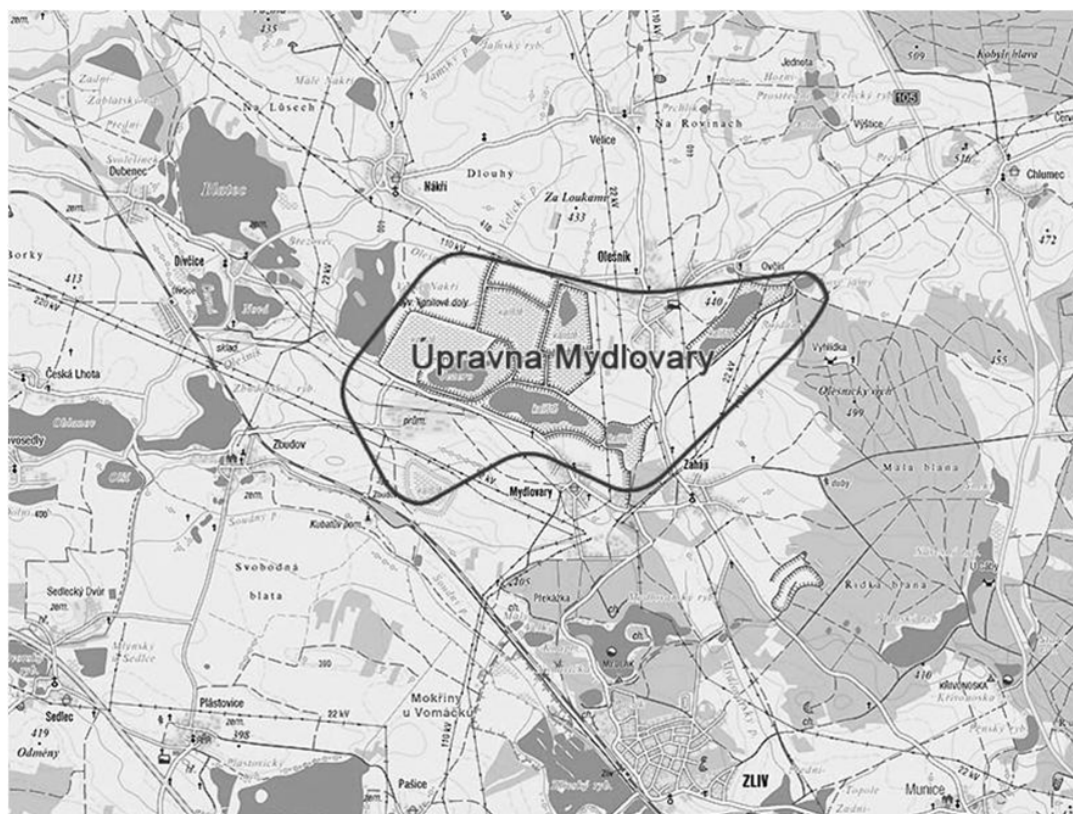
Odkaliště v lokalitě lze rozdělit na tři skupiny: K I s hrázemi vytvořenými z plaveného kalu (odpady po loužení sodou); K III, které bylo vybudováno v jámě po těžbě lignitu (odpady po loužení kyselinou sírovou); K IV, které bylo zčásti vybudované na zaplněném odkališti K II vybudovaném rovněž v jámě po těžbě lignitu (odpady po loužení kyselinou sírovou). Pro ukládání odpadů ze zpracování uranových rud (vzhledem k útlumu uranového průmyslu koncem 80. let minulého století) nebyl již vůbec využit

prostor odkaliště K IV, označený K IV/C1F, který byl v letech 1997–1998 zrekonstruován na vodní nádrže, označené AN DV a AN KV (akumulační nádrže drenážních a kalištních vod)⁶.

V důsledku částečné propustnosti dna a hrází odkališť dochází na území k průniku odkalištních vod do vod podzemních. Kontaminace podzemních vod (kovy, radioaktivita)⁷ zasahuje na jih až jihozápad od hrázového systému odkaliště K IV/D. Kvalita podzemních vod je ovlivněna jak bývalou těžbou lignitu, tak průsakovými vodami odkaliště K IV/D.

3. Možnosti odstranění uranu z prostředí

Díky své reaktivitě se uran v prostředí nenalézá ve své elementární formě, ale ve formě sloučenin, především oxidů, fluoridů, karbidů, dusičnanů, chloridů či acetátů. V půdách se uran ve formě uranylového kationtu komplexuje s fosfáty, jíly a organickými sloučeninami. Ve vodách o pH nižším než 4,9 převažuje uran ve formě uranylového iontu a ve vodách o pH vyšším než 7 se vyskytuje převážně ve formě rozpustných uhlíčitanových komplexů $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})^{3-}$, UO_2CO_3^0 , $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ a $(\text{UO}_2)_3(\text{CO}_3)_6^{6-}$.

Obr. 6. Mapa lokality Mydlovary³⁸

Mobilita uranu v půdě a jeho následný transport do podzemních vod závisí na vlastnostech půdy i na množství dostupné vody. Uran se váže na půdní částice adsorpcí, chemisorpcí nebo iontovou výměnou a jejich kombinacemi. Jeho mobilita je určována komplexačními a redoxními reakcemi. Redukcí U (VI) na U (IV) dojde k fixaci uranu a naopak oxidací k mobilizaci. Právě těchto principů využívají remediační technologie.

Při výběru optimálního řešení je důležité znát cíle remediacce, formu a množství polutantů, fyzikálně-chemické vlastnosti kontaminovaného média, efektivitu remediačních technologií, rizika spojená s použitím dané metody včetně sekundárních dopadů na životní prostředí, cenu remediačního programu a studii využití místa po sanaci.

Do 80. let minulého století se problémy znečištění řešily pouze metodami *ex situ*, kdy se kontaminovaná zemina či voda z místa znečištění odvezla a následně se podle povahy kontaminantu zpracovala (spalování, chemická imobilizace, vyluhování, sorpce atd.). Tyto způsoby odstraňování jsou finančně velmi náročné, destruktivní ve vztahu k půdním vlastnostem i životnímu prostředí a také velmi náročné v následné péči o úložiště odpadů. Dnes je cílem nalezení a použití takových metod, které půdu zbaví kontaminantů při současném zachování funkce a vlastností půdy, takže může být dále využívána. Možným východis-

kem jsou metody *in situ*, využívající dekontaminačních technik přímo v místě znečištění bez přesunu kontaminované zeminy a jsou proto více šetrné k prostředí. Při aplikaci těchto metod je ale nutné dbát na to, aby se mobilní látky dále nešířily a nekontaminovaly větší území.

Radionuklidy nelze chemicky degradovat a možnost jejich odstranění metodami *in situ* je tedy značně limitována. Omezuje se především na fyzikální a chemické metody jako srážení, redukci či sorpci. V posledních letech se ale stále více výzkumy zaměřují na „zelené“ technologie, které pro odstraňování kontaminantů z prostředí využívají rostliny či mikrobiální buňky.

3.1. Fyzikální metody

Pro *in situ* uspořádání jsou vhodnými metodami odstranění kontaminace z půdy promývání vodnými roztoky či překryv kontaminovaných ploch inertním materiálem. Při promývání zemin vodnými roztoky je extrakční roztok po průchodu kontaminovaným pásmem ze zvodně odčerpáván a následně recyklován v úpravně, kde vznikají další odpady, které musí být ještě před uložením upraveny.

Pro kontaminovanou půdu, vodné roztoky či kaly lze použít metody v *ex situ* uspořádání. Pomocí nízkotlakého lisování lze snížit objem půdy, nezmění se ale její vlastnosti z hlediska dlouhodobé manipulace a konečného uklá-

dání. Další možností je spalování, které má oproti lisování tu výhodu, že se kromě významného snížení objemu získá homogenní konečný produkt (popel), který může být bez dalšího zpracování uložen. S plyny, které vznikají během spalování, je samozřejmě nutné nakládat jako s plynnými radioaktivními odpady.

Vody kontaminované radionuklidy lze zpracovat odpařováním. Tato metoda je vysoce účinná, takže čistý kondenzát lze vypouštět do povrchových vodotečí. Další možností zpracování je použití filtrů a odstředivek. Po odpaření vody zůstávají netěkavé pevné zbytky ve formě solí, které obsahují většinu radionuklidů.

3.2. Chemické metody

V rozmezí pH 4,0–7,5 (odpovídá většině půd) existuje uran především v hydrolyzované formě. V abiotických podmínkách dochází k redukci rozpustného U(VI) na málo rozpustný U(IV), který tvoří komplexy s anorganickými i organickými ligandy (např. uraninit). Přidáním komplexačních činidel (citráty, uhličitany, fosforečnany a další) lze změnit pH, iontové síly či redox potenciál tak, aby vznikaly rozpustné komplexy. Jsou-li ionty uranu mobilní, lze je odstranit z prostředí pomocí srážecích činidel (hlinité a železité soli) nebo vločkovatelných chemikálií, které vážou radionuklidy ve formě vloček (flokulace). Na rozdíl od metody odpařování není stupeň oddělení úplný, tudíž je nutné je kombinovat s dalšími metodami. Jako doplněk se někdy používají biologické čistící metody.

Výše uvedené metody lze v provedení *in situ* použít pouze v omezené míře jednak kvůli vysokým nákladům na realizaci, ale také kvůli možným rizikům, které mohou být vyvolány sekundárně vznikajícími odpady. Používají se na ložiscích s ukončenou těžbou k čištění vod, které přesahují zákonné limity a to především srážení hydroxidem vápenatým. Odvodněná sraženina se ukládá na zabezpečené skládce a voda splňující zákonné limity je vypouštěna do vodotečí.

3.3. Bioremediace

Bioremediace představují technologie, které využívají živé organismy (mikroorganismy, rostliny) k detoxifikaci nebo rozkladu polutantů. Konečnými produkty jsou látky většinou netoxické, které již nejsou nebezpečím pro životní prostředí ani živé organismy. Bioremediační technologie lze provádět jak v podmínkách *in situ* (organismy se přidávají do kontaminované půdy či vody), tak *ex situ* (vlastní biodegradační proces probíhá na dekontaminační ploše či v bioreaktoru).

Jedním z nejdůležitějších faktorů omezujících bioremediaci je biodegradabilita sloučenin nacházejících se v místě znečištění. Přesto lze kontaminanty, které nelze degradovat (těžké kovy, radionuklidy), z životního prostředí odstranit, a to pomocí srážení, redukce či sorpce na biologických materiálech (mikrobiální remediace) nebo akumulací v rostlinných pletivech (fytoremediace).

3.3.1. Mikrobiální remediace

Mikroorganismy s kontaminanty interagují a transformují je z jedné chemické formy do jiné změnou jejich oxidačního stavu⁸. Hlavními mechanismy pro odstranění uranu jsou především enzymatická redukce rozpustných iontů U(VI) na nerozpustné U(IV), srážení U(VI), či biosorpce U(VI) prostřednictvím komplexu na povrchu buněk. Ionty mohou být také transportovány za přispění aktivního či pasivního transportu do buněk a zde se vázat na různé molekuly a případně ukládat v některých organelách. Proces vazby kovů z roztoků bez aktivní účasti metabolismu buňky je pak většinou nazýván termínem „biosorpce“ a proces akumulace kovů za účasti metabolismu buněk je označován termínem „bioakumulace“.

Při realizaci lze využít přirozené mikroflóry (především půdní), či vybraných druhů mikroorganismů, např. *Acidithiobacillus ferrooxidans* nebo *Thiobacillus ferrooxidans*, které oxidují ionty Fe^{2+} na Fe^{3+} , čímž vzniká silné oxidační činidlo, které může oxidovat sulfidické minerály^{9,10} a zároveň oxidovat nerozpustný U(IV) na ve vodě rozpustný U(VI)¹¹. Oxidace uranu probíhá také částečně enzymaticky během asimilaci oxidu uhličitého¹². Pomocí hemolitotrofních a heterotrofních mikroorganismů lze snížit obsah uranu v půdě¹³ i v podzemních vodách¹⁴.

3.3.2. Fytoremediace

Termín fytoremediace zahrnuje různé mechanismy využívající zelené rostliny pro změnu chemického složení zeminy, na které rostou. V podstatě se jedná o použití rostlin k čištění kontaminovaných půd, povrchových i podzemních vod a sedimentů.

Praktické aplikace byly nejdříve zaměřeny na rhizofiltraci, při níž dochází k odstraňování polutantů z vod. Již v 90. letech 20. století byla rhizofiltrace použita při čištění kontaminovaných vod nacházejících se v lokalitě Ashtabula v Ohio (bývalá úprava uranu)¹⁵. Rostliny byly také použity v Černobylu. Slunečnice pěstované hydroponicky na plovoucích vorech čistily vodu vytékající z oblasti kontaminované po havárii jaderné elektrárny¹⁶. Hlavními mechanismy podílejícími se na odstranění uranu z vod byla akumulace a srážení¹⁷.

Akumulaci uranu v rostlinných pletivech lze zvýšit pomocí změny pH, změny složení roztoků, přidávků chelatačních činidel, či chemikálií snižujících sorpci uranu na částice půdy, a také využitím interakce mikroorganismů s rostlinnými exudáty^{18,19}. Přidávky chelatačních činidel (EDDS) či organických kyselin (kys. citronová, vinná, šťavelová) do půdy mohou zvýšit příjem uranu a dalších kovů do nadzemních částí rostlin *Brassica juncea*²⁰, *Brassica oleracea* a *Sinapis alba*²¹. Podobného výsledku, tedy zvýšeného transportu uranu do nadzemních částí rostlin (*Helianthus annuus* L. a *Brassica juncea*), lze dosáhnout i použitím média bez fosfátů²². Naopak přítomnost fosfátů v médiu způsobuje horší dostupnost uranu kvůli tvorbě komplexů a má za následek menší akumulaci uranu v kořenech a také omezený transfer uranu do výhonků. Tvorba fosfátových komplexů ale představuje jiné nebezpečí. Minerální hnojiva s obsahem fosfátů obsahují mno-

honásobně více uranu než ta bez fosfátů a jejich použití má za následek šíření hnojiva kontaminovaného uranem na plochy, které jsou využívány v zemědělství²³.

Důležitým faktorem, který má vliv na akumulaci uranu, je také použitý rostlinný druh. Samotná schopnost rostlin akumulovat uran se napříč druhy dramaticky liší. Vhodné jsou rostliny přirozeně rostoucí na haldách uranové hlušiny či u usazovacích nádrží. V našich podmínkách se daří náletovým dřevinám, jako jsou olše (*Alnus glutinosa*), bříza (*Betula pendula*) či bez (*Sambucus nigra*)²⁴.

3.4. Sanace lokalit po těžbě a úpravě uranových rud

V lokalitách těžby a úpravy uranových rud se nachází radioaktivní odpady jako hlušina na haldách, kal uložený v odkalištích a dále kontaminovaná podzemní voda, včetně loužicích roztoků a nadbilanční vody vytékající z odkališť a hald.

3.4.1. Stráž

Cílem sanace je uvést horninové prostředí do stavu, který zajistí trvalé využívání turonských zásob pitných vod, zlikvidovat vrty a povrchová zařízení, a začlenit povrch vyluhovacích polí do ekosystémů s ohledem na regionální systémy ekologické stability a plány regionálního rozvoje²⁵.

Sanace spočívá ve vyvedení kyselých kontaminovaných roztoků z podzemí a jejich zpracování. Po odstranění uranu jsou roztoky buď přímo neutralizovány (vápenným mlékem) nebo tepelně zahušťovány na odparkách s krystalizací kamence amonno-hlinitého. V roce 2001 byla uvedena do zkušebního provozu část stanice určená k přepracování kamence hlinito-amonného na komerčně využitelný síran hlinitý. Z této technologie ale vznikaly další odpady, a to neutralizační kaly a vody po neutralizaci s obsahem amonných iontů. V listopadu 2009 byla proto otevřena neutralizační a dekontaminační stanice pro zpracování matečných louhů včetně objektů filtrace kalů, které vznikají v průběhu neutralizace, přípravy vápenného mléka, čerpací stanice a technologie stripování amoniaku vodní parou, včetně následného zahuštění vznikající čpavkové vody²⁶. Vzniklá pevná fáze ve formě kalů je ukládána na odkaliště a vyčištěná voda je vypouštěna do řeky Ploučnice.

Hlavním principem likvidace odkališť je sčerpávání nadbilanční srážkové vody. Cílem je zamezit rozšiřování zbytkových technologických roztoků a zabezpečit pasivní ochranu turonské zvodně. Hladina vody je proto v prostoru odkaliště udržována na technologicky možném minimu. V roce 2010 byly do odkaliště ukládány kontaminované zbytkové materiály z hornické činnosti, které byly překryty inertní vrstvou²⁷.

Provoz sanačních technologií je plánován do roku 2035. Poté bude zahájena likvidace vrtů, povrchových objektů, technická a biologická rekultivace všech území dotčených těžbou uranu ve Stráži pod Ralskem²⁴.

3.4.2. Rožná

V Rožně je upravována jak voda odkalištní, tak voda

z aktivní kanalizace. U odkalištních vod se nejprve sníží obsah hořčíku a vápníku (zvýšení pH a vysrážení vápníku roztokem sody) a po filtraci je část čištěna na odpařovací stanici a zbytek je dále upravován na pískových, uhlíkových a ionexových filtrech s následnou elektrodialýzou, a reverzní osmózou. Vyčištěné vody jsou svedeny do toku Nedvědička. Princip čištění vod z aktivní kanalizace spočívá ve vysrážení sloučenin radia (např. chloridem barnatým či síranem železitým) s následným odstraněním uranu pomocí ionexového filtru. Takto přečištěné vody vytékají potrubním řádem, který je veden přes čistírnu odkalištních vod také do toku Nedvědička. Povolení k uvádění radionuklidů do životního prostředí vydal SÚJB²⁸.

Odkaliště zbažené nebilanční vody se následně zakrývá sanační vrstvou z různých typů materiálů s cílem zabránit úniku radonu z uložených kalů a také zabránit průsakům srážkových vod do tělesa odkališť. Pro tyto účely se používají materiály z hornické činnosti (povoleno KÚ kraje Vysočina)²⁹.

3.4.3. Mydlovary

V této lokalitě se prolínají následky povrchové těžby lignitu a plavení zbytkových kalů po kyselém i alkalickém loužení uranových rud. Hlavními kontaminanty jsou emise prachu a gama záření³⁰. Z pohledu znečišťování podzemních vod je nejrizikovější odkaliště K-III nad obcí Olešník. U odkališť K III a K II (K IV/E), kde byly kaly uloženy do vytěžených prostorů bývalého lignitového lomu a nacházejí se pod úrovní hladiny okolních podzemních vod, je očekáváno další šíření kontaminantů z prostoru odkališť do okolních zvodní i po ukončení rekultivačních prací³¹. Sanace probíhá už od roku 1989, kdy byla započata rekultivace odkališť K I a K III. První fáze sanačních a rekultivačních prací spočívají ve vysušení lagun a neprodyšném uzavření terénu nad odkališti, aby došlo k omezení úniku radionuklidů. Realizace odstranění staré ekologické zátěže byla také spolufinancována ze zdrojů Operačního programu Životního prostředí (schválen 21. 4. 2010)³². Projekt řešil likvidaci kontaminovaných objektů bývalé chemické úpravy uranových rud a rekultivaci jejího odkaliště KIV/D v Jihočeském kraji. Na místě odstraněných objektů chemické úpravy a odtěžené kontaminované zeminy byla provedena lesotechnická rekultivace a sanované odkaliště bylo zatravněno. Lokalita je však dále monitorována. V roce 2003 byl na lokalitě Mydlovary proveden botanický průzkum nejhojnějších náletových rostlin na odkališti K1 (cit.³³). V roce 2010 byl obsah radionuklidů ve většině analyzovaných vzorků na hranici měřitelnosti. Mírně zvýšené hodnoty byly zjištěny v travním porostu a u zemědělských plodin pěstovaných v bezprostřední blízkosti odkališť³⁴.

4. Závěr

Vlastní těžba i následné zpracování uranové rudy poškozují životní prostředí, protože dochází ke kontaminaci okolí přirozenými radionuklidy. Metody použité při

sanaci lokalit souvisejí s typem činnosti, která zde probíhala. Při výběru optimálního řešení je důležité znát cíle remediací, formu a množství polutantů, fyzikálně-chemické vlastnosti kontaminovaného média, efektivitu remedičních technologií, rizika spojená s použitím dané metody včetně sekundárních dopadů na životní prostředí, cenu remedičního programu a studii využití místa po sanaci.

Obecně lze říci, že sanace lokalit v České republice probíhá následovně. Haldy jsou zakrývány inertním materiálem a odkaliště jsou nejprve vysoušena a poté též zakryta. Tyto sanace minimalizují emise radonu, radioaktivního prachu a snižují také množství kontaminovaných průsakových vod. Důležité také je, aby byly lokality po ukončení sanačních prací monitorovány a obhospodařovány, aby se zamezilo druhotné kontaminaci. Je tedy zřejmé, že sanace tak rozsáhlých území jsou velmi nákladné a jejich realizace je dlouhodobou záležitostí.

Práce vznikla v rámci řešení projektu LH11048.

LITERATURA

- Wang Z., Shan X., Zhag S.: *Chemosphere* 46, 1163 (2002).
- Ferris F. G., Hallberg R. O., Lyvén B., Pedersen K.: *Appl. Geochem.* 15, 1035 (2000).
- John S. G., Ruggiero C. E., Hersman L. E., Tung C. S., Neu M. P.: *Environ. Sci. Technol.* 35, 2942 (2001).
- Vacula R.: *DIAMO* 9, 1 (2005).
- Kafka J.: *DIAMO*, zvláštní číslo, 1 (2006).
- Urban P., Starý P.: *43. ročník sympozia Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram 2004*, <http://slon.diamo.cz/hpvt/2004/index.htm>, staženo 13. února 2012.
- Systém evidence kontaminovaných míst, Detail lokality - DIAMO, s.p. odkaliště, <http://info.sekm.cz/lokalita/dokumenty/2621004>, staženo 12. dubna 2012.
- Lloyd J. R., Renshaw J. C.: *Met. Ions Biol. Syst.* 44, 205 (2005).
- Lee J. U., Kim S. M., Kim K. W., Kim I. S.: *Chemosphere* 59, 147 (2005).
- Lizama H. M., Suzuki I.: *Can. J. Microbiol.* 37, 304 (1991).
- Tuovinen O. H., Hsu C. J.: *Hydrometallurgy* 12, 141 (1984).
- Tuovinen O. H., Kelly D. P.: *Arch. Microbiol.* 95, 17 (1974).
- Groudev S. N., Georgiev P. S., Spasova I. I., Komnitsas K.: *Hydrometallurgy* 59, 311 (2001).
- Wall J. D., Krumholz L. R.: *Annu. Rev. Microbiol.* 60, 149 (2006).
- Dushenkov S., Vasudev D., Kapulnik Y., Gleba D., Fleisher D., Ting K. C., Ensley B.: *Environ. Sci. Technol.* 31, 3468 (1997).
- Adler T.: *Science News* 150, 42 (1996). <http://www.sciencenews.org/pages/pdfs/data/1996/150-03/15003-14.pdf>, staženo 13. února 2012.
- Vera Tomé F., Blanco Rodríguez P., Lozano J. C.: *Sci. Total Environ.* 393, 351 (2008).
- Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Vaněk T.: *Agrochimica LV* (1), 15 (2011).
- Dushenkov S.: *Plant Soil* 249, 167 (2003).
- Duquène L., Vandenhove H., Tack F., Meers E., Baeten J., Wannijn J.: *Sci. Total Environ.* 407, 1496 (2009).
- Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Dvořáková M., Vaněk T.: *J. Environ. Radioact.* 102, 598 (2011).
- Vera Tomé F., Blanco Rodríguez P., Lozano J. C.: *Chemosphere* 74, 293 (2009).
- Kratz S., Schnug E.: *Uranium in the Environment*, (Merkel B. J., Hasche-Berger A., ed.), str. 57. Springer, Berlin 2006.
- Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Tykva R., Vaňková R., Vaněk T.: *J. Environ. Radioact.* 97, 76 (2007).
- Mužák J.: Podnikový občasník s. p. DIAMO Stráž pod Ralskem 8(8), 1-2 (2008), www.diamo.cz/download-document/58-noviny-diamo-srpen-2008, staženo 14. února 2012.
- DIAMO, státní podnik: Tisková zpráva, 27. 11. 2009, www.diamo.cz/images/stories/files/aktuality/tz_nds_ml.pdf, staženo 14. února 2012.
- DIAMO, státní podnik: Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. TÚU (2010), www.diamo.cz/images/stories/files/tuu/zp_tuu.pdf, staženo 14. února 2012.
- Rozhodnutí SÚJB pro DIAMO, státní podnik, http://www.sujb.cz/ireg/publ/detail_dp.jsp?id=2362&stranka=0&stranka_rzh=0&datapohl=1.11.2011&query_id=2&cj=&datvydani_od=&datvydani_do=&datplatnos-ti_od=&datplatnosti_do=&rok=&start=0&rzh_platne=%20&zaskrt_kody=11110000001, staženo 8. ledna 2012.
- DIAMO, státní podnik: Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. GEAM (2010), http://www.diamo.cz/images/stories/files/geam/zp_geam.pdf, staženo 8. ledna 2012.
- Bossew P.: Studie rakouského ekologického institutu, Vídeň (1990), www.wise-uranium.org/ugpmape.html, staženo 14. února 2012.
- Lusk K., Veselý P., Gombos L.: *40. ročník sympozia Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram 2001*, <http://slon.diamo.cz/hpvt/2001/sekce/sanace/15/S15.htm>, staženo 14. února 2012.
- Operační program životní prostředí číslo CZ.1.02/4.2.00/07.00205, www.opzp.cz/sekce/526/0/40304/sanace-a-rekultivace-stare-ekologicke-zateze-statniho-podniku-diamo-na-lokalite-mydlovary---chemicka-upravna-a-odkaliste-k-iv-d/, staženo 14. února 2012.
- Soudek P., Petřík P., Vágner M., Podracká E., Tykva R., Petrová Š., Vaněk T.: *Eur. J. Soil Biol.* 43, 251 (2007).
- Vostarek P., Všečka M., Lusk K., Proskočilová Š.: Souhrnná informace o výsledcích monitoringu a stavu

- složek ŽP DIAMO, s. p. (2010), www.diamo.cz/20110420174/informace-o-zp-2010/menu-id-139, staženo 14. února 2012.
35. DIAMO, státní podnik: Mapa lokality Stráž pod Ralskem, <http://www.diamo.cz/hamr>, staženo 14. února 2012.
36. DIAMO, státní podnik: Mapa lokality Stráž pod Ralskem, www.diamo.cz/lokality-tuu/straz-pod-ralskem, staženo 14. února 2012.
37. DIAMO, státní podnik: Mapa lokality Rožná, www.diamo.cz/lokality-geam/rozna, staženo 14. února 2012.
38. DIAMO, státní podnik: Mapa lokality Mydlovary, <http://www.diamo.cz/mydlovary>, staženo 14. února 2012.

Š. Petrová, P. Soudek, and T. Vaněk (*Laboratory of Plant Biotechnologies, Institute of Experimental Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, Prague*): **Remediation of Uranium Mining Areas in the Czech Republic**

Areas contaminated with radionuclides are near the places of mining and processing of U ores. The most contaminated areas in the Czech Republic are located near Stráž pod Ralskem (chemical leaching), Rožná, and Mydlovary (U processing plants). Radioactive wastes are stored in rock dumps and piles. High concentrations of radionuclides appear also in water. In the past, contaminated soil or water was processed outside the area. These used methods were very expensive and destructive for the soil and environment. At present, the remediation tries to use the methods that preserves the functions and properties of the soil. The *in situ* methods offer decontamination techniques without removing contaminated soil. The present review deals with domestic U mining areas and possible methods of remediation of contaminated localities.



NanoOstrava Meeting 2013

VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic
17th – 20th June, 2013

3rd international conference NOM2013 will take place traditionally in VŠB-TUO campus organized by CNT VŠB-TUO and UGN AS CR. The meeting opens discussion between scientists, students and representatives from companies with interest in nanomaterials and nanotechnology. Invited lectures will be presented by dr. J. Madejová, dr. B. Dragnea, dr. X. Xie and other.

Important Dates:

submission	15 th May, 2013
early-bird payment	30 th April, 2013
last date for registration	20 th May, 2013
conference paper submission	20 th June, 2013

Conference Topics:

1. Tools for preparation and characterization of nanomaterials
2. Nanomaterials and their properties
3. Nanotechnology for environment
4. Advances in nanomaterial technologies
5. Nanomaterials of clay minerals and zeolites
6. Education in Nanotechnology
7. Nanobusiness and commercialization of nanomaterials

Contact:

Karla Čech Barabaszová, VŠB-Technical University of Ostrava, Nanotechnology Centre, 17. listopadu 15/2172, 708 33 Ostrava-Poruba, Czech Republic, karla.barabaszova@vsb.cz, +420 597 321 572

<http://www.nanoostrava.cz>