

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE



Fakulta životního prostředí

Katedra geoenvironmentálních věd

Arzen v životním prostředí a metody remediacce

Arsenic in environment and methods of remediation

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Zuzana Michálková

Autor: Tereza Siverová

2015



Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra geoenvironmentálních věd

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Autorka práce: Tereza Siverová
Studijní program: Krajinářství
Obor: Územní technická a správní služba

Vedoucí práce: Ing. Zuzana Michálková

Název práce: **Arzen v životním prostředí a metody remediacce**
Název anglicky: **Arsenic in environment and methods of remediation**

Cíle práce: Cílem bakalářské práce je formou literární rešerše shrnout hlavní poznatky týkající se arzenu v životním prostředí, především jeho vlastnosti, zdroje, výskyt a chování v jednotlivých složkách ŽP. Pozornost bude též věnována technikám remediacce půd a vod postižených arzenem. V experimentální části práce bude posouzen vliv nanomaghemitu, nanomagnetitu a amorfního oxidu manganu na mobilitu arzenu v kontaminované půdě, přičemž budou sledovány i další vlastnosti půdy a půdního roztoku. Experiment bude proveden metodou inkubačního vsádkového testu.

Metodika: 1. Rešerše je vypracována na základě ověřených literárních zdrojů.
2. Inkubační vsádkový experiment je veden v triplikátu, potřebná měření a analýzy jsou pečlivě provedeny.
3. Výsledná data jsou zpracována a statisticky vyhodnocena. K získaným výsledkům je vypracována odpovídající diskuze a jsou vyvozeny jasně formulované závěry.

Doporučený rozsah práce: 30-40 stran dle potřeby

Doporučené zdroje informací:

1. Duker, A. A., Carranza E. J. M., Hale, M., 2005. Arsenic geochemistry and

- health. *Environment International* 31, 631-641.
2. Kim, K.-R., Lee B.-T., Kim, K.-W., 2012. Arsenic stabilization in mine tailings using nano-sized magnetite and zero valent iron with the enhancement of mobility by surface coating. *Journal of Geochemical Exploration* 113, 124-129.
 3. Komárek, M., Vaněk, A., Ettler, V., 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides – A review. *Environmental Pollution* 172, 9-22.
 4. Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management* 28, 215-225.
 5. Kumpiene, J., Ore, S., Renella, G., Mench, M., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2006. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper and arsenic in soil. *Environmental Pollution* 144, 62-69.
 6. Michálková, Z., Komárek, M., Šillerová, H., Della Puppa, L., Joussein, E., Bordas, F., Vaněk, A., Vaněk, O., Ettler, V., 2014. Evaluating the potential of three Fe- and Mn-(nano)oxides for the stabilization of Cd, Cu and Pb in contaminated soils. *Journal of Environmental Management* 146, 226-234.
 7. Villaescusa, I., Bollinger, J.-C., 2008. Arsenic in drinking water: sources, occurrence and health effects (a review). *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7, 307-323.

Předběžný termín obhajoby: 2015/06 (červen)

Elektronicky schváleno: 3. 12. 2014
doc. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 5. 3. 2015
prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.
Děkan

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Arzen v životním prostředí a metody remediace“ vypracovala samostatně a použila jsem výhradně citačních pramenů, které cituji a uvádím v příloženém seznamu literatury.

V Praze dne 15. 4. 2015

.....

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala Ing. Zuzaně Michálkové za odborné vedení, cenné rady, které přispěli k vypracování této bakalářské práce a hlavně za velkou trpělivost při konzultacích.

Abstrakt

Vlivem mnoha činností člověka dochází ke kontaminaci půd a dalších složek životního prostředí toxickými kovy a polokovy, které představují riziko pro člověka a jeho organismus, ale také pro samotné složky životního prostředí. Bakalářská práce na téma „Arzen v životním prostředí a metody remediace“ se zabývá kontaminací arzenem, který se obsažen ve více než 320 minerálech a ve složkách životního prostředí. Jelikož je půda velmi složitý ekosystém musíme volit takovou remediační technologii, která by rizikový prvek co nejvíce stabilizovala, ale zároveň neuvolňovala další nebezpečné kovy a polokovy zpět do půdy. Je potřeba použití vhodné metody, vybrané s ohledem na prostředí a daný rizikový prvek. V experimentální části byla pomocí pH- inkubačních vsádkových testů ověřena účinnost tří oxidů: FeIII (maghemitu), FeII,III (magnetitu) a amorfního oxidu Mn (AMO) pro imobilizaci arzenu v půdě. Analýzy byly provedeny v inkubační době 1, 4 a 8 týdnů. Při použití činidla AMO uvolnil vzorek v průměru 22,8 mg/kg As v 1 týdnu, 40,5 mg/kg v období 4 týdnů a 9,6 mg/kg v období 8 týdnů. Činidlo AMO se prokázalo jako nejefektivnější činidlo pro snížení arzenu v půdním roztoku. Při použití činidla AMO může docházet ke zvýšení koncentrace Mn. Vzhledem k sorpčním schopnostem AMO by tento materiál mohl být nadále využíván hlavně pro remediaci půd kontaminovaných kovy a polokovy.

Klíčová slova : kontaminace, půda, remediace, stabilizace, rizikový prvek

Abstract

The influence of many human activities leads to contamination of the soil and other components of the environment with toxic metals and metalloids, which pose a risk to man and his organism, but also for the components of the environment. Bachelor's thesis on the subject, "Arsenic in the environment and methods of remediation" deals with the contamination of arsenic, which is contained in more than 320 minerals and components of the environment. Since the soil is a very complex ecosystem we need to use such remediation technology, which would risk element as much as possible has stabilized, but at the same time avoid other dangerous metals and metalloids back into the soil. It is the need to use appropriate methods, selected with regard to the environment and the risk element. In the experimental part was using the pH - incubation batch tests verified the effectiveness of the three oxides: Fe^{III} (maghemite), Fe^{II,III} (magnetite) and amorphous carbon Mn (AMO) for the immobilization of arsenic in the soil. Analyses were carried out in the incubation times of 1, 4 and 8 weeks. When using reagent AMO released the sample average of 22.8 mg/kg of As in the 1 week, 40.5 mg/kg in a period of 4 weeks and 9.6 mg/kg in a period of 8 weeks. Reagent AMO proved to be the most effective reagent for the reduction of arsenic in the soil solution. When using the reagent of the AMO may lead to an increase in the concentration of Mn. Due to the sorption capabilities of the AMO, this material could continue to be used mainly for remediation of soils contaminated with metals and metalloids.

Keywords : contamination, land, remediation, stabilization, risk element

Obsah

1	Úvod.....	9
2	Cíle práce	10
3	Charakterizace arzenu.....	11
3.1	Využití arzenu	11
3.2	Produkce arzenu	12
4	Toxikologie arzenu	12
5	Arzen v životním prostředí	13
5.1	Zdroje arzenu.....	14
5.1.1	Přírodní zdroje.....	14
5.1.2	Antropogenní zdroje.....	14
5.2	Výskyt arzenu v jednotlivých složkách ŽP	15
5.2.1	Půda.....	15
5.2.2	Voda	16
5.2.2.1	Povrchová voda	16
5.2.2.2	Kontaminace vody v Bangladéši	19
5.2.3	Ovzduší	19
6	Remediace.....	20
6.1	Remediace kontaminovaných vod.....	21
6.2	Stabilizace arzenu v kontaminovaných půdách.....	21
6.2.1	Chemická stabilizace.....	22
6.2.2	Fytostabilizace.....	23
6.2.3	Podporovaná fytostabilizace	24
6.2.4	Využití oxidů pro stabilizaci As.....	24
7	Experimentální část.....	25
7.1	Metodika.....	25
7.2	Výsledky.....	29
7.3	Diskuze	32
8	Závěr	33
9	Seznam použité literatury	34

1 Úvod

Arzen je polokov, který je kvůli svým vlastnostem a hlavně toxicitě řazen mezi kovy. Již v minulosti byly lékařům známy vlastnosti sulfidů a dalších sloučenin toxického polokovu. Podstatná znalost arsenu jako polokovu se rozšířila v průběhu 13. až 15. století.

Již delší dobu je arzen velmi debatovaným tématem a to ve spojitosti s negativními účinky na organismy a včetně závažných onemocnění v důsledku chronické expozice. Tato onemocnění mohou mít za následek i smrt. Nejčastější cestou vstupu arzenu do organismu je požití kontaminované vody. Toxicita arzenu je závislá na výskytu arsenu v chemické formě a na jeho oxidačním stavu. Arzen je v životním prostředí velmi rozšířen. Do životního prostředí se dostává buď přirozenou cestou a to například vulkanickou či biologickou aktivitou, pomocí zvětrávání hornin, anebo antropogenní činností, což je spalování pevného odpadu a fosilních paliv, uvolnění z těžby, zpracování kovů. Česká republika se s kontaminací arzenem nepotýká v takové míře jako například Argentina, Chile, Čína, Indie, Mexiko, Thajsko a USA. Největší globální problém je v Bangladéši, kde se s problémem kontaminace pitné vody lidé setkávají každý den.

Životní prostředí je stále více znečišťováno a zatěžováno kvůli stále většímu nárustu populace. Postupem času vznikají stále nové a nové koncepce a strategie, které se zabývají ochranou biodiverzity, trvale udržitelným rozvojem a způsoby odstranění škod, které byly způsobeny v životním prostředí. Mezi významné rizikové prvky patří arsen. Tento prvek je obsažen ve všech složkách životního prostředí a ovlivňuje nejen živočichy a rostliny, ale také člověka. Existuje tak snaha snížit obsah arzenu v kontaminovaných složkách životního prostředí, k čemuž je možné využít různých technik remediace. Jednou z používaných remediačních technik je např. fytoremediace, což je remediace pomocí rostlin.

Za důležité se považuje sledování vyskytujících se forem arsenu, které ovlivňují svou toxicitou životní prostředí a člověka.

2 Cíle práce

Cílem bakalářské práce je formou literární rešerše shrnout hlavní poznatky týkající se arzenu v životním prostředí, především jeho vlastnosti, zdroje, výskyt a chování v jednotlivých složkách ŽP. Pozornost bude též věnována technikám remediace půd a vod postižených arzenem.

V experimentální části práce bude posouzen vliv nanomaghemitu, nanomagnetitu a amorfního oxidu manganu na mobilitu arzenu v kontaminované půdě, přičemž budou sledovány i další vlastnosti půdy a půdního roztoku. Experiment bude proveden metodou inkubačního vsádkového testu.

3 Charakterizace arzenu

Arzen (As), jehož latinský název je arsenicum, je polokovový prvek, který byl známý již od starověku profesionálním travičům a lékařům. Spolu s bismutem, antimonem, fosforem a dusíkem tvoří skupinu VB periodické tabulky (Greenwood a Earnshaw, 1993).

Arzen se většinou vyskytuje ve sloučeninách se sírou a je pro něj charakteristická vazba na železo. Nejrozšířenější minerál arzenu je arzenopyrit FeAsS . Dalšími minerály jsou auripigment As_2S_3 , realgar As_4S_4 a arzenidy některých kovů jako např. nikelin NiAs (Šafářová a Řehoř, 2005).

Na suchém vzduchu je arzen stálý, ale naopak na vlhkém vzduchu jeho povrch dostává bronzově matný odstín v důsledku oxidace. Při delší expozici je vytvořen černý povlak. Na vzduchu při zahřívání sublimuje a oxiduje na jedovatý oxid arsenitý (As_4O_6) česnekového zápachu. Reakce provázena fluorescencí probíhá při teplotách 250 až 300°C. Spolu s kovy tvoří arzenidy. Arzen špatně reaguje s roztoky hydroxidů, neoxidujícími kyselinami a vodou (Greenwood a Earnshaw, 1993).

3.1 Využití arzenu

Arzen se uplatňuje v dnešní době v oblasti elektroniky jako např.: arsenid gallia GaAs , který se používá při výrobě diod emitujících světlo (LED). Elementární arzen je hlavně používán ve slitinách s olovem a v menší míře ve slitinách mědi. V minulosti našly sloučeniny arsenu uplatnění hlavně v zemědělství jako herbicidy (Greenwood a Earnshaw, 1993).

Při dlouhodobém používání pesticidů s obsahem arzenu se tento prvek zabudovává do půdy a tím snižuje úrodnost kulturních rostlin, například vojtěšky a ječmene. Ve vysokých koncentracích je arsen toxický pro rostliny (Kafka a Punčochářová 2002).

V oboru lékařství se od používání sloučenin arzenu v dnešní době ustupuje, protože téměř všechny látky obsahující arzen jsou toxické. K odbarvování skla se uplatňuje v současné době oxid arsenitý. Z arsenitanu sodného (Na_3As) se připravují přípravky pro odhmyzování hovězího dobytka a ovcí. Často se také využívá v boji s vodním

plevelem (Greenwood a Earnshaw, 1993). Tabulka č. 1 zobrazuje využití arsenových sloučenin, kde množství uvedená v tabulce jsou přepočtena na obsah oxidu.

Tabulka č. 1. Využití sloučenin arsenu (Greenwood a Earnshaw, 1993)

Využití	Pesticidy	Konzervace potravin	Sklo	Sklo Slitiny a elektronika	Různé
As ₂ O ₃ [t]	34000	9500	5000	1500	2000
As ₂ O ₃ [%]	65	18	10	3	4

3.2 Produkce arzenu

V zemské kůře není arzen příliš mnoho zastoupen, i když tvoří jednu z hlavních složek některých minerálů. V přírodě se jako všechny kovy podskupiny B vyskytuje jako sloučenina s chalkogeny. Arzen byl v malém množství nalezen ve volném stavu. Jeho minerály jsou rozptýleny v malém množství po celém světě. Kovový arzen získáváme tavením löllingitu (FeAs₂) a arsenopyritu (FeAsS) při 650 až 700°C (Greenwood a Earnshaw, 1993).

4 Toxikologie arzenu

Sloučeniny arzenu vykazují vysokou akutní i chronickou toxicitu. Toxické působení je závislé především na oxidačním stavu a chemických formách, ve kterých se daná sloučenina nachází (Hagarová, 2007).

Kovový arzen je považován za netoxický, avšak v organismu jsou jeho sloučeniny transformovány na toxické. Nejjedovatější sloučeniny arzenu jsou oxid arsenitý, chlorid arsenitý, arsenovodík (www.biotox.cz).

Arzen a jeho sloučeniny jsou považovány za karcinogenní a mutagenní. Jeho působení může zapříčinit kardiovaskulární onemocnění, neurologická onemocnění, vývojové odchylky, ztrátu sluchu a diabetes. Ve vědeckých výzkumech bylo prokázáno, že jeho účinky způsobují různé typy rakoviny. Výzkum také ukázal na vyšší úmrtnost v důsledku rakoviny močového měchýře, kůže, jater, ledvin a tlustého střeva v mnoha oblastech znečištěných arsenem (Smajarit, 2015).

Odhaduje se, že přibližně 200 miliónů lidí na celém světě je ohroženo expozicí arsenem (Marchiony et al., 2015).

V 90% se rozpustné soli arzenu vstřebávají po požití ústy a absorbují dobře plicemi a sliznicemi. Dávka 200 mg arseniku usmrcuje v průběhu několika hodin, pokud je podaná ústy. Arsenik dobře prochází placentární bariérou a v průběhu těhotenství se hromadí v plodu. Za příznivé je nutné označit účinek malých dávek arzenu, které přispívají ke zlepšení celkového stavu člověka a zvýšení jeho tělesné hmotnosti. Požití malých dávek je považováno za nejstarší podobu dopingů (Marchiony et al., 2015).

5 Arzen v životním prostředí

Složky životního prostředí (vzduch, voda, půda) jsou velmi citlivé na chemické sloučeniny arzenu. Citlivost životního prostředí je ovlivněna biologickými faktory. Arzen se v mnoha složkách životního prostředí vyskytuje v organických a anorganických sloučeninách. Vcelku platí, že anorganické formy arzenu jsou více toxické než organické formy. Sloučeniny arzenu mohou mít dopad na životní prostředí krátkodobě i dlouhodobě. V životním prostředí se arzen vyskytuje jako arzeničný ion As^{5+} (např. AsO_4^{3-} v oxidačních podmínkách), anebo jako arzenitý ion As^{3+} (např. AsO_2^- v redukčních podmínkách) (Sadiq, 1997).

Rozdíl mezi arzeničnany a arzenitany je takový, že arzenitany jsou toxičtější a také více rozpustné než arzeničnany (Richard, 1997).

5.1 Zdroje arzenu

V dnešní době je využíváno mnoho sloučenin arzenu, které mají stále více zdrojů a tím i více možností úniku do životního prostředí. Arzen se do složek životního prostředí dostává jednak do ovzduší pomocí lidské činnosti a to spalováním tuhých paliv. Při dešti se tento polokov dostane do půdy anebo vody. Ve vodě a půdě arsen přetrvává velmi dlouhou dobu (IRZ, 2008a).

Zdroje arzenu rozlišujeme na přírodní a antropogenní (Soudek et al., 2006).

5.1.1 Přírodní zdroje

Arzen vyskytující se přirozeně v hydrosféře, biosféře a atmosféře pochází z litosféry (Pertold, 1998).

V jednotlivých horninách se obsah arzenu velmi odlišuje- např. obsah arzenu v žulách se pohybuje okolo 2 mg/kg, naproti tomu břidlice obsahují kolem 10 mg/kg (Skřivan, 1996).

Hlavní přírodní zdroje jsou vulkanická aktivita, zvětrávání hornin, těkavé sloučeniny arzenu přítomné ve vodní tříšti a mořského původu, těkavé sloučeniny suchozemského původu. (Soudek et al., 2006).

5.1.2 Antropogenní zdroje

Jak bylo řečeno v kapitole 5.1.1., většina zdrojů arzenu pochází z přírodních podmínek země. Avšak i lidé na zemi měli a stále mají velký vliv na produkci arzenu, která přispívá k zatížení životního prostředí (Wang et al., 2006). Antropogenním zdroji arzenu jsou převážně zpracování a těžba rud obsahujících arzen, dále pak používání pesticidů v zemědělství, ochranné prostředky na dřevo, kouření, průmyslová výroba skla, spalování tuhého odpadu a fosilních paliv (Kafka & Punčochářová, 2002). Podle Pertolda jsou tři zdroje arzenu

Tepelné elektrárny: Na našem území byly jako největší zdroj arzenu v ovzduší identifikovány tepelné elektrárny spalující hnědé uhlí. Další část arzenu je také

uložena v popelu z tohoto uhlí, přibližně 100 mg/kg. Nejvíce obsahu arzenu však obsahuje popílek, který dosahuje až o několik set mg/kg arzenu více.

Zemědělské půdy: Odhad průměrného obsahu arzenu v zemědělských půdách v České republice je okolo 8 mg/kg. Do zemědělských půd se ročně dostane 102 g/ha arzenu, z toho je 83 % z atmosférických spadů, 13,3 % z hnojiv. Výstupy arzenu činí 35 g/ha, z toho je 50 % erozí, 35 % do rostlin, 23 % do vod.

Povrchové vody: Obsahy arzenu ve vodách jsou velkou částí způsobeny geologickými jednotkami a také lidskou činností (tepelné elektrárny) (Pertold, 1998).

5.2 Výskyt arzenu v jednotlivých složkách ŽP

5.2.1 Půda

Největší množství arzenu kontaminujícího půdy pochází ze zdrojů znečištění ve vzdálenosti 1 až 2 kilometrů. Obsah arzenu v půdě bývá nejvyšší v její svrchní vrstvě v rozmezí 0 - 20 cm a klesá směrem do hloubky (Sadiq, 1993).

Rozmanitost obsahu arzenu v materiálech jako jsou půdní, jezerní a říční sedimenty je určována hlavně geologickými charakteristikami podloží. Hlavní zdroje arzenu v půdě jsou sulfidy obsahující arsen a arsenopyrit (FeAsS). Intenzivní výzkum v problematice arzenu v půdě vyžaduje údaje o mobilitě arzenu a jeho sloučenin a biologické dostupnosti pro rostliny. V zemědělství je půda velkým způsobem ovlivněna arsenem, jelikož sloučeniny arzenu jsou obsaženy v mnoha pesticidech. Koncentrace udávány v jednotkách mg/kg v půdě se mohou zvýšit až na stovky po delším používání pesticidů, insekticidů, herbicidů a fosfátových hnojiv, která obsahují arsen (Száková, 2007).

Arzen se hromadí v povrchových vrstvách a může ovlivnit růst a výživu rostlin. Ochrana půdy proti arzenu je dlouho řešeným problémem. Postupem času se osvědčilo několik postupů, jako např. hluboká orba, která arzen ve větším množství rozptýluje do sorpčního substrátu a tím urychluje pronikání do hlubších vrstev půdy. Další možností ochrany je použití odolných polních plodin, jako např. žita (Bencko et al., 1995).

Průměrná koncentrace arzenu v evropské ornici je odhadována na 7 mg/kg (Singh et al., 2015)

5.2.2 Voda

Kontaminace podzemních vod arzenem se jeví jako celosvětový problém a v současné době je považován za jednu z nejzávažnějších hrozeb pro zásobování pitnou vodou (Molinari et al., 2015).

Anorganický arzen se dostává do vod vymýváním z odpadních vod, z hornin a atmosférickou depozicí. Arzen má velkou schopnost kumulace v říčních sedimentech. Určujícím faktorem koncentrace arsenu ve vodě je adsorpce a zpětné uvolňování arsenu ze sedimentů do kapalné fáze. Se zvýšením pH může obsah rozpuštěného arsenu vzrůst (Pomykačová, 2010).

V mořské vodě je koncentrace arzenu v rozmezí 1-9 µg/l (Pitter 1999).

5.2.2.1 Povrchová voda

Povrchové vody jsou všechny vody na zemském povrchu. Tyto vody tvoří povrchové odtékající nebo zadržované vody a to buď v přirozených, nebo umělých nádržích. Povrchové vody tvoří hlavní složku využitelných zdrojů pro zásobování obyvatelstva (Komínková a kol., 2014).

Čistota vod obecně je velmi diskutovaným tématem. Stav těchto vod podminuje skutečnost, že tyto vody jsou nejen vodním zdrojem, ale i recipientem což je útvar, který přijímá vodu z povodí anebo odpadní vodu (Synáčková, 1996).

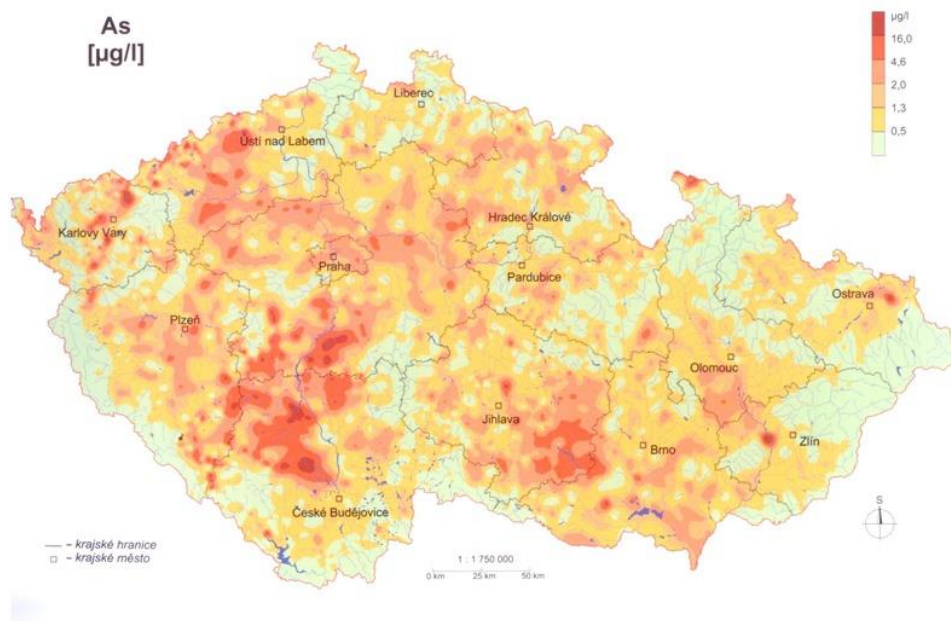
Povrchové vody jsou podle normy ČSN 75 7221 rozděleny do 5 tříd. Klasifikace jakosti těchto vod je rozděluje podle míry znečištění do pěti tříd, jejichž název je: I. třída - velmi čistá voda, II. třída – čistá voda, III. třída – znečištěná voda, IV. třída – silně znečištěná voda, V. třída – velmi silně znečištěná voda (Komínková a kol., 2014). Každé třídy mají svou charakteristiku. Jednotlivé jakosti vody a hodnoty arzenu jsou znázorněny v tabulce č. 2 (Synáčková, 1996).

Tabulka č. 2 Jakostní třídy vod a jejich hodnoty arrenu (Synáčková, 1996)

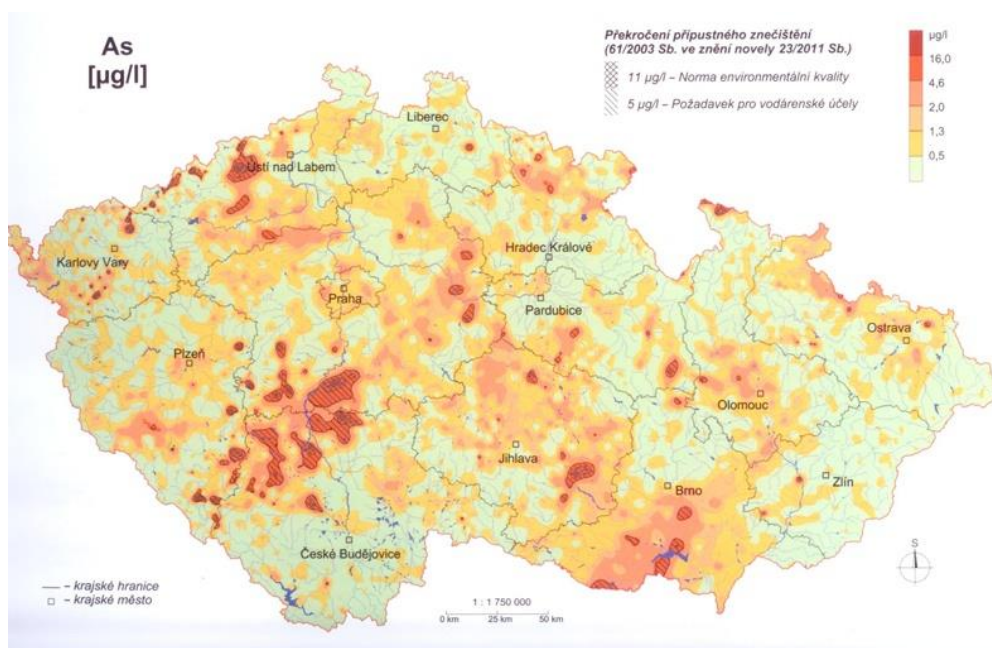
Arsen (As)	
Jednotka	$\mu\text{g/l}$
I. Třída	<10
II. Třída	<20
III. Třída	<50
IV. Třída	<100
V. třída	>100

V přírodě je arzen součástí horninového podloží, odkud se zvětráváním dostává do povrchových a podzemních vod. Mobilita arsenu je ovlivněna mnoha faktory, z nichž nejdůležitější jsou acidobazické reakce a oxidačně-redukční potenciál. Zákon číslo 61/2003 Sb. v platném znění novely 23/2011 Sb. udává, že limit koncentrace arsenu v povrchových vodách je 11 $\mu\text{g/l}$, zatímco požadavek na užívání a použití k vodárenským účelům je 5 $\mu\text{g/l}$. V České republice, pokud je koncentrace As v pitné vodě zvýšena jedná se o geologický původ. Například minerální vody v Karlových Varech mají obsah okolo 150 $\mu\text{g/l}$ a ve Františkových Lázních známý pramen Glauber III obsahuje dokonce okolo 800 $\mu\text{g/l}$ arsenu (Zýka, 1982).

Obrázek č. 1 ukazuje obsah arzenu v nefiltrovaných povrchových vodách České republiky v letech 1984-1986. Obrázek č. 2 ukazuje obsah arrenu v povrchových vodách České republiky v letech 2007-2010 (Majer a kol., 2012)



Obrázek č. 1: Obsah arzenu v nefiltrovaných povrchových vodách České republiky v letech 1984-1986 (Majer a kol., 2012)



Obrázek č. 2: Obsah arzenu v povrchových vodách České republiky v letech 2007-2010 (Majer a kol., 2012)

5.2.2.2 Kontaminace vody v Bangladéši

Nejznámějším případem kontaminace vody arzenem je situace v Bangladéši. Bangladěš se rozkládá na říční deltě Gangy a zasahuje i na část Bengálského zálivu. Tato země je známá hlavně kvůli svým opakovaným přírodním pohromám, jako jsou povodně a sucho. Arzen se uvolňuje při zvětvávání hornin Himaláji. Vzhledem k přelidněnosti Bangladéše lidé potřebují velké množství vody každý den. Mnoho kampaní se snaží přesvědčit obyvatele, aby přestali využívat mělkou kontaminovanou vodu a zaměřili se spíše na hlubší spodní vodu a to v hloubce 20-50 m (Cílek, 1998).

Podzemní voda zde tvoří 97% pitné vody a venkovských zavlažovacích zdrojů. V Bangladéši je v současné době ohroženo okolo 85 milionu lidí. Jsou ohroženi nejen požíváním vody, ale také zemědělskými plodinami, na které tuto vodu využívají. Vysoké hladiny As v podzemních vodách jsou příčinou rozsáhlé otravy celé populace. Světová zdravotnická organizace (WHO) doporučuje, aby bezpečný limit pro arzen v pitné vodě byl 10 mg/l, avšak více jak polovina hlubinných vrtů v pitné vodě měla koncentraci pětkrát vyšší (50 mg/l). V některých oblastech bylo nahlášeno, že koncentrace As je 2000 mg/l. Během stejného období bylo zjištěno, že z 3-4 milionů trubkových jímek bylo 1,2 milionu kontaminováno arzenem. Kontaminovaná voda se v Bangladéši využívá převážně na zavlažování neoloupané rýže, která je základní potravinou pro obyvatelstvo. Arzen v Bangladéši nekontaminuje jen vodu, ale také a půdu a rostliny. Tato situace představuje vážné ohrožení lidského zdraví a také chovu zvířat. Je třeba více vědeckých studií, které by popsali více chování arzenu v přírodním prostředí a zároveň by identifikovali všechny potenciální cesty expozice (Hossain, 2006)

5.2.3 Ovzduší

Arzen nevytváří skoro žádné těkavé sloučeniny, do ovzduší se dostává z antropogenních zdrojů. Důležitým zdrojem emisí arsenu je vulkanická činnost, v

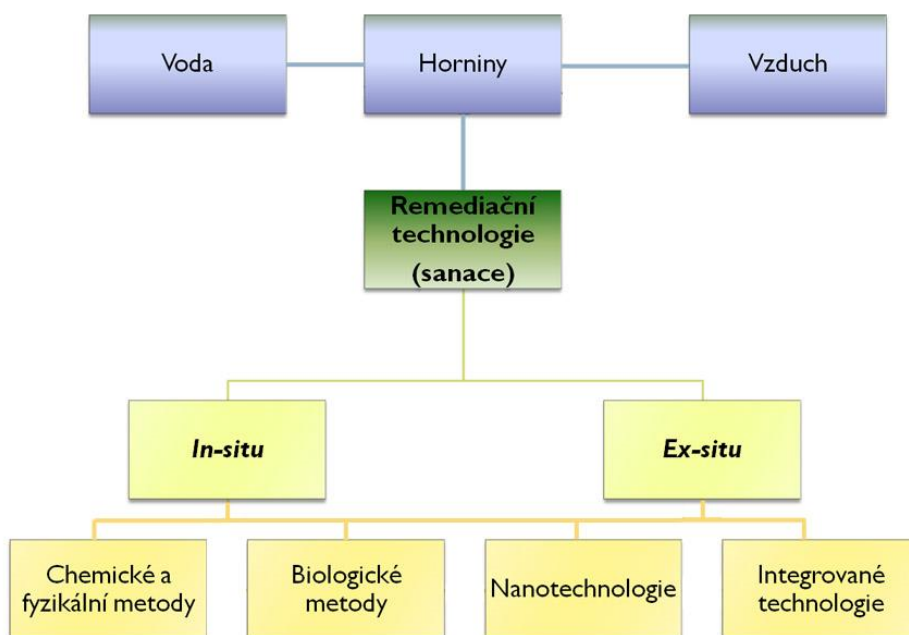
menší míře také emise z vegetace a z prachu zdviženého větrem. Antropogenní emise se do ovzduší uvolňují při spalování paliv, zejména nízko kvalitního hnědého uhlí, a při tavení kovů (Hagarová, 2007).

Bílý arzen neboli oxid arsenitý vzniká jako produkt při pražení sulfidických rud, je zachycován v elektrofiltrech a dává základ pro výrobu všech sloučenin arrenu. Pomocí monitorovací sítě v USA zřízené v letech 1977-1981 byla naměřená roční průměrná koncentrace arrenu v ovzduší v rozmezí 2,6 – 11 ng/m³. Arren je v ovzduší přítomný ve formě anorganických sloučenin. Může být obsažen i v tabákovém kouři, zejména pokud byly plantáže ošetřeny insekticidem s arzeničnanem olovnatým (Bartoděj, 1999).

6 Remediac

Remediac je pojem odvozený z latinského názvu *remederi* – uzdravit, vrátit zdraví. Remediac je proces, který je znám již v podstatě od počátku naší historie. Tento proces je široce využíván k odstranění či snížení negativního působení znečišťujících látek. Vhodnost remediac závisí na typu kontaminující látky, podmínkách místa znečištění a výsledných hodnotách. Remediac je v zásadě způsob ošetření kontaminovaných půd, podzemních vod a sedimentů (Bolterat al., 2000).

Podmínkou pro výběr remediační technologie a metody je typ rizikového prvku a přírodní podmínky lokality, kde se kontaminace nachází. V mnoha případech se pak remediační technologie a metody používají v různých kombinacích (Nyer, 1998). Obrázek č. 3 ukazuje základní rozdělení remediačních technologií.



Obr. č. 3: Základní rozdělení remediačních technologií (www.učebnice.remediace.cz)

6.1 Remediacce kontaminovaných vod

Remediacce vod se používá k odstranění kontaminantů anebo převod na látky, které nejsou nebezpečné. Velký zdroj znečištění vod může být vlivem lidské činnosti ale také i přírodními podmínkami. Za velký zdroj kontaminace vody se považuje odpadní voda z lidských obydlí a průmyslů. Za další velký zdroj se považuje zabudovávání odpadní vody do půdy, odkud se dostane do vod podzemních (Lemming et al, 2010). K remediaci vod využíváme především nanotechnologie, které přispívají k dlouhodobé kvalitě vod. Za dobrou dostupnost a kvalitu vodních zdrojů se považují využití pokročilých materiálů, které upravují vodu tak, abychom jí mohli znovu využít (www.asio.cz).

6.2 Stabilizace arzenu v kontaminovaných půdách

Kontaminace půd arzenem a dalšími kovy a polokovy je celosvětový problém. Všechny složky životního prostředí od vody až po ovzduší jsou zasaženy kontaminací kovy a polokovy. Proto je snaha nalézt takové remediační techniky, které by pomohly k pozitivnímu výsledku a zároveň byly co nejšetrnější. Jednou z takových technik jsou metody stabilizace (Komárek et al., 2013).

Stabilizace je proces, při kterém chceme úmyslně snížit mobilitu kontaminantu. Tento proces by měl usnadnit následné využívání půdy. Imobilizace kontaminujícího prvku je zapříčiněna především tvorbou stabilních komplexů s organickými ligandy, adsorpcí na minerální povrchy, povrchovým srážením, iontovou výměnou a srážením solí (Kafka a Vošický, 1998).

Metody stabilizace se využívají především v zemědělství, kde zlepšují podmínky pro pěstování plodin. Ve výsledku by tedy tato metoda měla rizikové prvky stabilizovat v půdě (Kumpieneet al., 2008).

Stabilizační procesy jsou ovlivněny mnoha faktory, jako jsou např. pH, obsah půdní organické hmoty a mnoho dalších činitelů. Tato remediační technika může být prováděna dvěma způsoby, a to in situ (v místě kontaminace) anebo ex situ (mimo místo kontaminace). Je možné říci, že podstatou stabilizačních procesů je úprava anebo změna fyzikálních a chemických vlastností půdy, které pak snižují mobilitu rizikových prvků v kontaminovaných půdách (Kafka a Vošický, 1998).

Pokud je v půdě obsaženo více kontaminujících látek, musíme nalézt takový postup řešení, který bude imobilizovat všechny prvky v půdě (Kumpieneet al., 2008).

Výhodou stabilizace jako remediační techniky je to, že rizikový prvek stabilizuje v relativně krátkém časovém období a půda může být následně opět použita. Na druhé straně nevýhody jsou, že jsme schopni jen těžko odhadnout dlouhodobé chování těchto látek a proto musíme proces dlouhodobě sledovat (Yoon et al., 2010).

Mezi stabilizační techniky patří chemická stabilizace, fytostabilizace a kombinace obojího, tzv. chemická fytostabilizace (Komárek et al., 2013).

6.2.1 Chemická stabilizace

Chemická stabilizace je metoda, která ke snížení mobility rizikových prvků používá přísadku rozličných stabilizačních činidel. Jako chemická stabilizační činidla se používá mnoho materiálů, jako jsou například vápenné materiály, oxidy Fe a Mn, jílové materiály, alkalické materiály a mnoho dalších činidel (Komárek et al., 2013).

V případě kontaminace arzenem se nedoporučuje používat vápnitě materiály jako je vápno, protože tento materiál zvyšuje pH, které má pak za následek zvýšení mobility arsenu (Hartley et al, 2004).

Mobilita arsenu klesá v kyselých podmínkách a je závislá desorpci, adsorpci, koprecipitaci s oxidy kovů (Kumpiene et al., 2008).

6.2.2 Fytostabilizace

Fytostabilizace je metoda, která využívá pro imobilizaci kontaminantů ve vodě a půdě zelené rostliny, čímž je zároveň šetrná k životnímu prostředí (Sharma et al., 2009).

Rostliny svými kořeny snižují vymývání rizikových prvků z půdy. Jako všechny stabilizační metody tak i tato metoda závisí na chemických, fyzikálních a biologických vlastnostech půdy. Při fytostabilizaci se používají spolu s rostlinami i huminové látky, které váží kontaminant v půdě a tím snižují vliv větrné eroze, která by jinak tento kontaminant rozptýlila po povrchu. Tato metoda se používá v místech, kde je potřeba obnovit vegetační pokrývku a kde kvůli vysoké koncentraci kontaminantu nemohla být použita běžná vegetační pokrývka. Používá se nejlépe ke konečné úpravě ploch, kde byly už dříve použity k odstranění kontaminantů jiné sanační technologie (Soudek et al., 2008).

Fytostabilizace je nejvíce účinná pro jemnozrnné půdy s vysokým obsahem organických látek (Cunningham a kol., 1997).

Nejméně vhodná je fytostabilizace pro půdy, které jsou po sanaci silně kontaminovaných území, protože právě na těchto územích není vegetace schopna vytvořit porost (Berti and Cunningham, 2000).

Za nejdůležitější se považuje výběr těch nejvhodnějších rostlin (Alloway et al., 1990).

Dalším doporučením je, aby pro fytostabilizaci bylo použito rostlin, které jsou původní, neboť nepůvodní rostliny snižují rostlinou diverzitu v určeném území. Původní rostliny se dokážou na kontaminovaném území lépe přizpůsobit (Yoon et al., 2006).

V řadě terénních experimentů bylo zjištěno, že právě původní rostliny v průběhu daného období nezanikly a dokázaly se lépe reprodukovat (Shu et al., 2002).

6.2.3 Podporovaná fytostabilizace

Jak bylo již zmíněno (7.1.2.), fytostabilizace je ve výsledku účinnou a vhodnou metodou pro omezení pohybu kontaminantů. Abychom mohli docílit ještě lepších výsledků této metody, je možné použít různých činidel, která zvýší pH půdy. Dle Liao et al. (2007) se rizikové prvky jako kadmium, olovo, zinek, měď a arsen rychle uvolňují v toxických formách v silně kyselých podmínkách. Jako organické půdní přídatky se nejčastěji používají kaly spolu s kompostem a hnojem. Tato činidla zvyšují pH a snižují také toxicitu kovů (Adriano et al., 2004).

Nejpoužívanější anorganické stabilizační činidlo je vápno, které je za prvé nejvíce a nejsnadněji dostupné a za druhé je také levné a má okamžitou zásobu alkalického materiálu. Metoda vápnění je známa už mnoho let a je považována za nejstarší metodu podporované fytostabilizace. K vápnění je používán vápenec (CaCO_3), dále pak hydroxid vápenatý (Ca(OH)_2) a pálené vápno (CaO) (Xenidis et al. 2002; Seoane et al., 2001).

6.2.4 Využití oxidů pro stabilizaci As

Přidáním půdních oxidů můžeme snížit mobilitu arsenu v půdě. Půdní oxidy jsou charakteristické svou malou velikostí částic (desítky až tisíce nm), nízkou rozpustností v půdách s nízkou hodnotou pH (Moore et al., 2000).

Tyto částice se v půdě nacházejí v podobě povlaků, diskretních krystalů, gelů apod. (Komárek et al., 2013).

Nejvyužívanější oxidy pro imobilizaci As v půdách jsou oxidy železa (Fe), v menším měřítku i oxidy manganu (Mn) a hliníku (Al) (Moore et al., 2000).

Zvýšení koncentrace oxidů železa v půdě při chemické stabilizaci může být dosaženo použitím prekursorů těchto oxidů např. Sulfátů Fe a nebo Fe(0). Sulfáty Fe jsou v souvislosti s imobilizací As v kontaminovaných půdách efektivnější. Při jejich

použití jsme nuceni více kontrolovat pH, neboť tyto sulfáty způsobují okyselení půdy a vytvářejí tak nepříznivé podmínky pro růst rostlin (Hartley et al, 2004).

Prekurzory Fe (0) jsou relativně efektivní a finančně nenáročné pro snížení mobility rizikových prvků v kontaminované půdě (Kumpiene et al., 2012).

Krystalinita oxidů je podstatným faktorem v souvislosti s poutáním kovů a také stárnutím oxidů ve stabilizované půdě. Jejich transformace do více krystalických forem podporuje desorpci As v kontaminovaných půdách (Kumpiene et al., 2012).

7 Experimentální část

7.1 Metodika

Charakteristika půdy a oxidů

Půda (černozem)použitá v tomto experimentu byla odebrána na území Prahy-Suchdola jako znečištěná orná půda a následně byla obohacena o As.

Vzorky byly odebrány z vrchní vrstvy půdy (0-20 cm). Nejprve byly vzorky na vzduchu vysušeny, zhomogenizovány a přesítovány přes 2-mm nerezové síto. Dále byla půda smíchána s roztokem As^V (ve formě Na₂HAsO₄ • 7H₂O), za účelem dosažení obsahu v půdě ~ 1000 mg/kg a udržována 2 měsíce při ~ 60-70% polní vodní kapacity (WHC). Poté byly vzorky znovu vysušeny na vzduchu. Zrnitost půdy byla stanovena podle Gee a Or (2002). Hodnota půdního pH byla stanovena v suspenzi v poměru 1:2,5 (w/v)půdy a deionizované vody /1 M KCl (ISO 10390:1994). Celkový obsah organického uhlíku (TOC) byl stanoven pomocí analyzátoru uhlíku TOC-L CPH (Shimadzu, Japonsko). Kationtová výměnná kapacita půdy byla stanovena dle Carter a Gregorich (2008). Za účelem určení pseudocelkového obsahu prvků v půdě byly vzorky rozloženy v obrácené lučavce královské za působení mikrovlnného záření (SPD-Objevte, CEM, USA) a obsah prvků v digestátu byl stanoven metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 730, Agilent Technologies, USA). Standardní referenční materiál 2710a Montana Soil I (NIST, USA) byl použit pro

zhodnocení přesnosti analýz. Všechny použité chemikálie byly v analytické kvalitě. V tabulce č. 2 jsou shrnuty základní vlastnosti studované půdy.

pH _{H2O}	8,01
pH _{KCl}	7,05
CEC (cmol/kg)	36,3± 9,1
TOC (%)	2,07
Zrnitostní skladba půdy	
Jíl (%)	17
Prach (%)	75
Písek (%)	18
Struktura	hlinitá
Obsah prvků v půdě	
As	1046 ± 9
Pb	28 ± 0,1
Cd	2,04 ± 0.1
Zn	86 ± 3
Cu	25 ± 0,5
Fe	24991 ± 1117
Mn	665 ± 18

Tabulka č. 2: Základní fyzikálně-chemické vlastnosti půd

V experimentu byly použité tři různé oxidy Fe a Mn, cílem bylo vyhodnotit jejich vliv na mobilitu As v uměle kontaminované půdě. Při tomto experimentu byly použity následující oxidy: nanočástice γ -Fe₂O₃ – maghemitu (Fe III), nanočástice Fe₃O₄-magnetitu (Fe II, III)) a amorfní oxid manganu (AMO). Činidla Fe III a Fe II, III byla zakoupena od firmy Sigma Aldrich (Německo), AMO bylo připraveno dle Della Puppa et al. (2013). Velikost částic oxidů byla stanovena transmisivní elektronovou mikroskopií (TEM, JEOL JEM 1230, USA). Hodnoty pH studovaných oxidů byly měřeny v suspenzi s deionizovanou vodou o poměru 1:10 (w/v). Hodnota pH_{ZPC} byla stanovena pomocí imerzní techniky (Fiol and Villaescusa, 2009) při poměru 1,25:100 (w/v). Specifický povrch byl stanoven metodou Brunauer-Emmett-Teller (BET) a analyzátoem Nova E-series (Quantachrome Instruments, USA). V tabulce č. 3 jsou uvedeny vlastnosti použitých oxidů.

	Chemický vzorec	Velikost částit (nm)	pH	pH_{ZPC}	BET n(m² g⁻¹)
AMO	MnO _{1,2} ^a	600-1200	8,1 ^a	8,3 ^a	14.8 (bez odplynění) 157 (po odplynění při 110°C) ^b
Fe III	γ -Fe ₂ O ₃	20-100	3,0	7,4	46,6
FeII,III	Fe ₃ O ₄	20-100	4,9	6,9	36,6
^a Della Puppa et al. (2013)					
^b Ettler et al. (2015)					

Tabulka č. 3: Základní vlastnosti oxidů

Inkubační vsádkové testy

Testy byly provedeny za účelem zjištění dynamiku změn vlastností půdního roztoku a mobility As v kontaminované půdě po přidání testovaných činidel. Před samotným

testem se půda smísila s oxidy v 1% (w/w) koncentraci ve čtyřech variantách: C (kontrola, půda bez aplikovaného činidla), AMO, Fe III a Fe II, III. Do květináčů bylo vloženo 125 g suché půdy, která byla průběžně zalévána demineralizovanou vodou v zájmu udržení ~60-70% vlhkosti. Experiment probíhal v oddělených nádobách po dobu inkubace 1, 4 a 8 týdnů. Po uplynutí této doby se půdní roztok odebíral pomocí rhizonů (vzorkovače půdního roztoku, velikost pórů 0,15 μm ; Rhizosphere Research Products, Nizozemsko). Koncentrace prvků a DOC v extraktu byla stanovena pomocí ICP-OES a TOC/DOC analyzátoru. Hodnota pH půdního roztoku byla sledována po celou dobu experimentu.

Statistická analýza

Všechny statistické analýzy byly provedeny pomocí programu SigmaPlot12.5 (StatSoft Inc., USA). Experimentální data byla vyhodnocena pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) při $P < 0,05$ za použití Tukeyho testu.

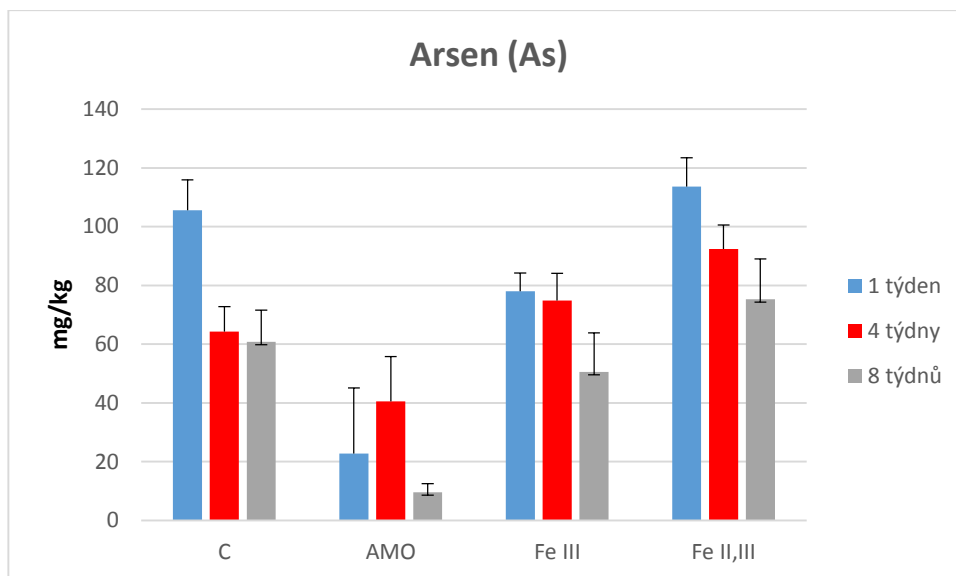
7.2 Výsledky

Obr. 1. představuje průměrnou koncentraci As v půdním roztoku za použití jednotlivých druhů činidel. Obecně bychom mohli říci, že větší stability As bylo dosaženo v porovnání s kontrolním vzorkem při použití činidla AMO. Při hodnotě pH 8 a inkubační době 1, 4 a 8 týdnů bylo dosaženo nejmenších hodnot uvolněného As. Varianta činidla Fe III a Fe II, III měla na stabilizaci As v půdním roztoku menší vliv než AMO. U všech činidel byla zaznamenána klesající koncentrace arzenu v čase.

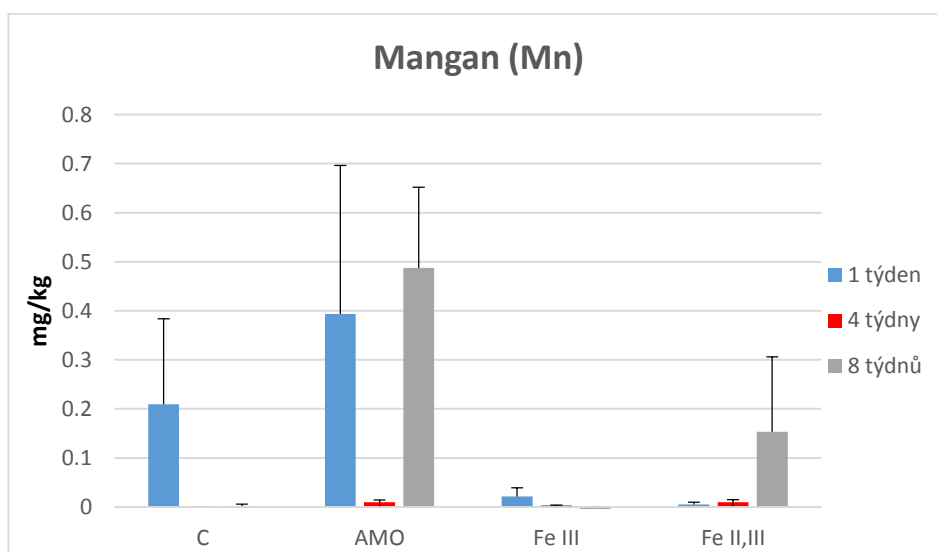
Obr. 2. představuje průměrnou koncentraci Mn v půdním roztoku. Vzhledem k velkému rozptylu naměřených hodnot nebylo možné provést statistické srovnání jednotlivých variant.

Obr. 3. Při použití stabilizačních činidel měla koncentrace Fe v půdních roztocích klesající charakter v závislosti na čase. U všech použitých činidel (AMO, Fe III a Fe II, III) byl zaznamenán v prvních týdnech nárůst koncentrace Fe v půdním roztoku. Ve 4 týdnech byl u všech činidel pokles koncentrace a v 8 týdnech mělo pouze činidlo Fe III vzrůstající charakter.

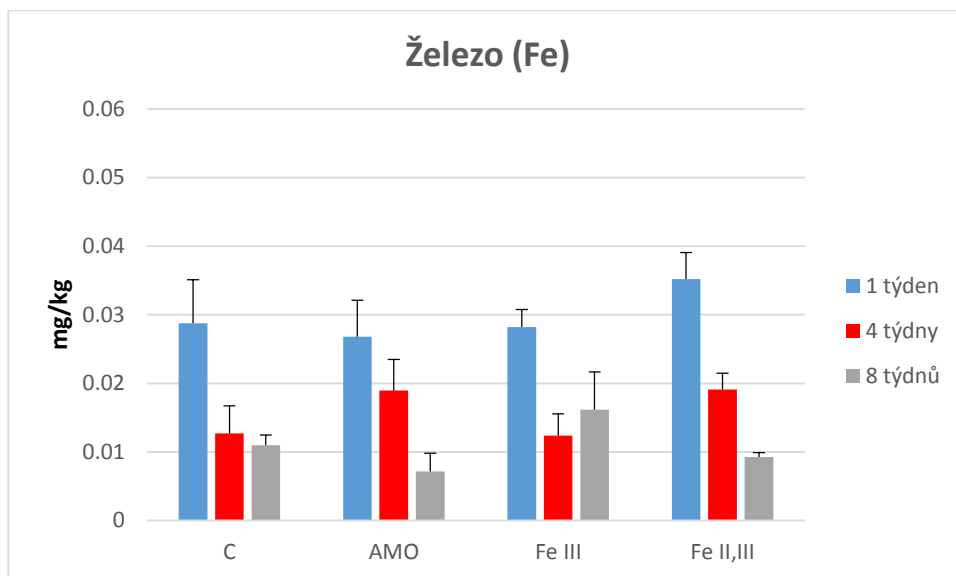
Obr. 4. porovnává hodnotu koncentrace DOC ve všech půdních roztocích. Z naměřených hodnot vyplývá, že v porovnání kontrolního vzorku a použitých činidel (AMO, Fe III, Fe II, III) je vysoký nárůst rozpouštění půdní organické hmoty ve 4 týdnech. U všech třech činidel byl zaznamenán v 8 týdnech prudký pokles. Na nárůst koncentrace DOC v půdním roztoku mělo největší vliv činidlo AMO.



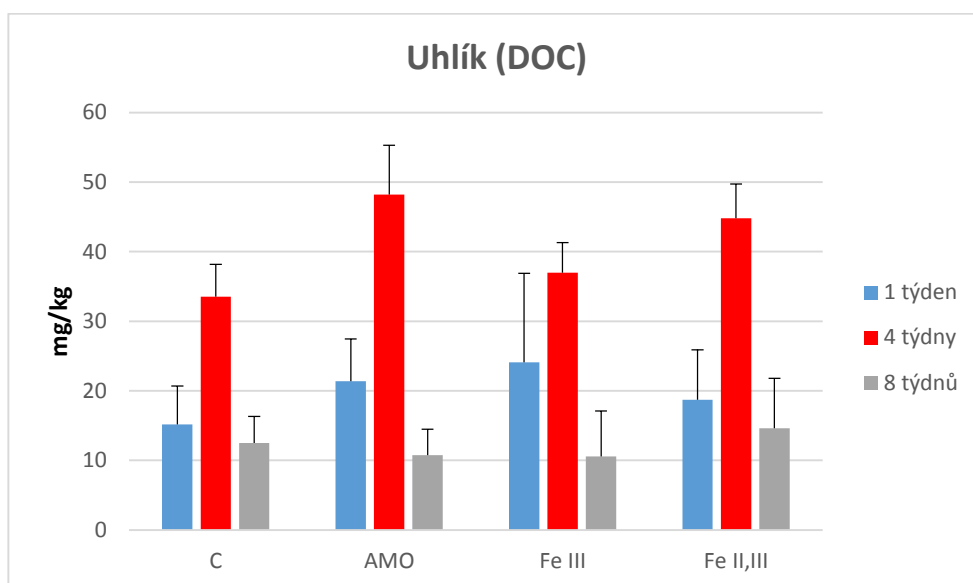
Obr.1: Obsah As při inkubačních vsádkových testech C (kontrolní vzorek), AMO (amorfní oxid Mn), Fe III (maghemit), Fe II, III (magnetit).



. Obr. 2: Obsah As při inkubačních vsádkových testech C (kontrolní vzorek), AMO (amorfní oxid Mn), Fe III (maghemit), Fe II, III (magnetit)



Obr. 3: Obsah Fe při inkubačních vsádkových testech C (kontrolní vzorek), AMO (amorfní oxid Mn), Fe III (maghemit), Fe II, III (magnetit).



Obr. 4: Obsah DOC při inkubačních vsádkových testech C (kontrolní vzorek), AMO (amorfní oxid Mn), Fe III (maghemit), Fe II, III (magnetit).

7.3 Diskuze

Půdní roztok byl analyzován pro časové intervaly 1, 4 a 8. týdnů. Z výsledků analýzy půdních roztoků v jednotlivých časových úsecích a použití stabilizačních činidel se jako nejefektivnější pro stabilizaci arzenu ukázalo činidlo AMO. Negativní stránka výše uvedeného činidla je ta, že může uvolňovat velké množství Mn do půdy. Ze studií (Ettler et al., 2013, Michálková et al., 2014) vyplývá, že obsah uvolněného Mn v půdě závisí na pH. Pokud je pH nižší, obsah Mn se zvyšuje a naopak. Toto tvrzení nemohlo být potvrzeno v této studijní práci, jelikož hodnota pH dosahovala stejných hodnot pro všechny varianty (pH 8). Dle naměřených hodnot byla koncentrace arzenu v půdním roztoku 22,8 mg/kg As v 1. týdnu, 40,5 mg/kg v období 4 týdnů a 9,6 mg/kg v období 8 týdnů. Stabilizační činidlo AMO je schopno dobře vázat kovy, mimo jiné i As. V našem experimentu se AMO ukázalo jako účinnější oproti kontrolnímu vzorku a zároveň nejefektivnější ze všech činidel s ohledem na imobilizaci arzenu.

Vzhledem k velkému uvolňování Mn při rozpouštění použití činidla AMO bude nutné v budoucnu provést další studie zabývající se vlivem těchto iontů na půdní organismy nebo rostliny. Bylo prokázáno, že zvýšená koncentrace Mn^{2+} v půdě může být pro rostliny toxická. Dochází k omezení jejich růstu a objevují se různé nemoci, jako třeba chloróza listů, a to hlavně v kyselých půdách (Millaleo a kol., 2010). Na druhé straně, Della Puppa et al. (2013) testovali vliv rozpouštění AMO na aktivitu mikroorganismů a žádné výrazné výsledky a efekty nebyly nalezeny. Proto se autoři domnívají, že Mn, který se uvolňuje při rozpouštění činidla AMO, není toxický pro mikroorganismy (Della Puppa et al., 2013).

Vzhledem k sorpčním schopnostem AMO by tento materiál mohl být nadále využíván hlavně pro remediaci půd kontaminovaných kovy a polokovy. Ovšem studie ukazují, že tento materiál je vhodný jen pro půdy, které mají neutrální nebo slabě kyselé prostředí. Naopak AMO není vůbec vhodný pro použití v kyselých půdách, jako jsou např. lesní půdy, kde by mohlo dojít k velkému rozpouštění. Proto je třeba v budoucnu provést více laboratorních testů a experimentů, které detailně popíší stabilitu AMO a jeho chování v jednotlivých kontaminovaných půdách.

8 Závěr

Arzen je závažným kontaminantem ve všech složkách životního prostředí. Jeho zdroje jsou přírodní činnost (vulkanická, zvětrávání hornin) nebo antropogenní aktivity (spalování odpadu, fosilních paliv, zpracování kovů a jiné). Jeho účinky v životním prostředí jsou v každé složce jiné. V půdě může ovlivnit růst a výživu rostlin, ve vodě se dostává do vod podzemních, které pak mohou ovlivňovat lidský organismus. Z ovzduší se vlivem deště dostane zpátky do vod a půd. Arzen v životním prostředí můžeme remediovat pomocí stabilizačních technik jako je chemická stabilizace, která imobilizuje tento rizikový prvek pomocí chemických činidel, fytostabilizací, která využívá rostliny jako svůj remediační nástroj nebo podporovanou fytostabilizací, která je kombinací dvou předchozích metod. Arzen se dá v životním prostředí stabilizovat za pomoci oxidů. Za nejstabilnější činidla jsou považovány oxidy na bázi manganu a železa.

Praktická část této práce byla zaměřena na zhodnocení účinku stabilizačních činidel v inkubačním vsádkovém testu. Stabilizaci As jsme se snažili dosáhnout tím, že jsme přidali stabilizační činidla do půdy a sledovali změny půdního roztoku a půdních charakteristik v závislosti na čase po inkubační dobu 1, 4 a 8 týdnů. Nejúčinnějším stabilizačním činidlem pro stabilizaci arzenu v půdě bylo vyhodnoceno činidlo AMO. Negativem tohoto činidla je uvolňování manganu při nižších hodnotách pH. Je velice důležité věnovat pozornost problematice arzenu jako rizikového prvku v životním prostředí včetně technik remediace.

9 Seznam použité literatury

ADRIANO D. C., 2001: *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. 2nd ed. Springer, New York: 867 s.

ADRIANO D. C., WENZEL W. W., 2004: *Role of assisted natural remediation in environmental cleanup*. *Geoderma* 122: 121–142.

ALLOWAY B. J., JACKSON A. P. et MORGAN H., 1990: *The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources*. *Science of the total environment* 91: 223-236.

BENCKO V. et CIKRT M., LENER J., 1995: *Těžké kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing: 282.

BERTI W. R. et CUNNINGHAM S. D., 2000: *Phytoextraction and phytostabilization: Technical, economic and regulatory considerations of the soil-lead isme*. *Soil Science and Plant Nutrition* 164: 359 – 376.

BOLTER J. D. et RICHAR D., 1999: *Remediation: Understanding NewMedia*. Cambridge: MIT Press

CÍLEK, I., 1998: *Arzen v podzemních vodách Bangladéše*. *Vesmír* 607: 60

CUNNINGHAM S.D., SHANN J. R., CROWLEY D. E. et ANDERSON T. A., 1997: *Phytoremediation of contaminated ether and soil*. American Chemical Society 664: 2-17.

DELLA PUPPA L., KOMÁREK., BORDAS F., BOLLINGER J. et JOUSSEIN E., 2013: *Adsorptim of Cu² + Cd²+Pb²+ and Zn² onto syntethetic Mn oxide*. Journal of Colloid and interface Science 399: 99-106

ETTLER V., KNYTL V., KOMÁREK M., DELLA PUPPA L., BORDAS F., MICHALJEVIČ M., KLEMENTOVÁ M. et ŠEBEK O., 2014: *Stability of novel synthetic manganem oxide in contrasting soil*. Geoderma, 214: 2-8

GREENWOD N., EARNSHAW A., 1993: *Chemie prvků*, Sv. 1. Prof. Ing. František Jursík, CSc. A kolektiv. Informatorium, Praha, 793 s.

HAGAROVÁ, I. 2007: *Špeciácia arzenu vo vodách s využitím technik AAS*. Chemické listy 101: 768-775.

HARTLEY W., EDWARDS R. et LEP N. W. 2004: *Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests*. Environmental Pollution 131: 495-504.

HOSSAIN M. F., 2006: *A review Arsenic contamination in Bangladesh Applied*. Elsevier 113, str. 1-16

KAFKA Z. et PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002: *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita*, Chemické listy 96: str. 611-617

KAFKA Z. et VOŠICKÝ J., 1998: *Chemická stabilizace nebezpečných složek v průmyslových odpadech*. Chemické listy 92: s. 789-793

KOMÁREK M., VANĚK A. et ETTLER V., 2013: *Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides-A review*. Environmental Pollution 172: 9-22

KOMÍNKOVÁ V., BENEŠOVÁ L. et ŠTASTNÁ G., 2014: *Úprava pitných a čištění odpadních vod*. Česká zemědělská univerzita, Praha, 238 s.

KUMPIENE J., LAGERKVIST A. et MAURICE Ch., 2008: *Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments –A review*. Waste management 28: 215-225.

KUMPIENE J., FITTS J. P. et MENCH M., 2012: *Arsenic fractionation in mine spoils 10 years after aided phytostabilization*. Environmental Pollution 166: 82-88.

KŘIVAN P., 1996: *Koloběh arzenu v přírodním prostředí*, Vesmír 75: 247.

LIAO Y. C., ZHAO D. B. et ZHANG Z. D., 2007: *Toxicity and ionic liquids*. Clean-Soil Air Water 1: 42-48.

LEMMING G. et HAUSCHILDE M., Z, 2010: *Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 15.1: 115-127.

MAJER V., HRUŠKA J., ZOULKOVÁ V., HOLEČKOVÁ P. et MYŠKA O., 2012: *Atlas chemismu povrchových vod České republiky, Stav v letech 1984-1996 a 2007-2010*, Česká geologická služba, Praha, 104 s.

MARCHIONY H. K., RITESH K. et MOHAMMAD A., 2015: *Cutaneous Toxicology of Arsenic*. Handbook of Arsenic Toxicology, 233 s.

MICHÁLKOVÁ Z., KOMÁREK M., ŠILLEROVÁ H., DELLA PUPPA L., JOUSSEIN E., BORDAS F. et ETTLER V., 2014: *Evaluating the potential of three Fe-and Mn-(nano) oxides for the stabilization of Cd, Cu and Pb in contaminated soils*. Journal of environmental management 146: 226-234.

MILLALEO R., REYES -DÍAZ M., IVANOV A. G., MORA M. L., et ALBERDI M., 2010: *Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms*. Journal of soil science and plant nutrition, 10: 470-481.

MOORE T. J., RIGHTMIRE C. M. et VEMPATI R. K., 2000: *Ferrous iron treatment of soils contaminated with arsenic-containing wood-preserving solution*. Soil & Sediment Contamination 9: 375–405.

MOLINARI A., GUADAGNINI L., MARCACCIO M. et GUADAGNINI A., 2015: *Arsenic fractioning in natural solid matrices sampled in a deep groundwater body*. Geoderma 247: 88–96.

NYER E. K., 1998: *Groundwater and soil remediation : practical methods and Strategies* (Vol 2). CRC Press.

PERTOLD Z., 1998: *Arsen v životním prostředí*. Vesmír 77: 323-326.

PITTER, P., 1999: *Hydrochemie*. 3. přeprac. VŠCHT, Praha., 568 s.

POMYKÁČOVÁ I., KOŽÍŠEK F., WEYESSA GARI D., NĚMCOVÁ V. et NEŠPŮRKOVÁ L., 2010: *Problematika arsenu v pitné vodě v České republice*. Sborník konference Pitná voda: 145-150.

RICHARD A. E., MORTAL P., 1997: *Our Inalienable Right to Health Care?*. Addison-Wesley.

SADIQ, M., 1997: *Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic prediction and field observations*. Water Air and Soil Pollution: 117 –136.

SEAON S. et LEIROS M. C., 2001., *Acidification–neutralisation in a lignite minespoil amended with fly ash or limestone*. J Environ Qual 30: 1420–1431.

SINGH M., VALLE M., 2015: *Arsenic Biosensors: Challenges and Opportunities for High-Throughput Detection*: 575-588

SHARMA V. K. et SOHN M., 2009: *Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation*. Environment international 35: 743-759

SHU W. S., XIA H. P., ZHANG Z. Q., LAN C. Y. et WONG M. H., 2002: *Use of vetiver and three other grasses for revegetation of Pb/Zn mine tailings: Field experiment*. International Journal Phytoremediation 4: 47–57.

SMAJARIT M., 2015: *Arsenic-Induced Mutagenesis and Carcinogenesis: A Possible Mechanis*. Handbook of Arsenic Toxicology, 233 s.

SMEDLEY P. L. et KINNIBURGH D. G., 2002: *A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters*. Applied Geochemistry 17: 517-568.

SOUDEK P., VÍCHOVÁ L., VALENTOVÁ Š., PODLIPNÁ R., MALÁ J. et VANĚK T., 2006: *Arsen a jeho příjem rostlinami*. Chemické Listy 100: 323–329.

SOUDEK P., PETROVÁ, Š., BENEŠOVÁ D., KORYTA J. et VANĚK T., 2008: *Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti*. Chemické listy 102: 346-352.

SYNÁČKOVÁ M., 1996: *Čistota vod*, ČVUT, Praha, 208 s.

SZÁKOVÁ, J., MIHALJEVIČ, M. et TLUSTOŠ, P., 2007: *Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách*. Chemické listy 101: 397-405

ŠAFÁŘOVÁ M. et ŘEHOŘ M., 2005: *Stopové prvky v uhelných a neuhelných dolech sedimentech severočeské pánve a zeminách rekultivovaných lokalit*. Chemické listy 100: 462-466.

WANG S. et MULLIGAN C. N., 2006: *Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater*. Environmental Geochemistry and Health 28: 197–214.

XENIDIS A., MYLONA E. et PALIARIS I., 2002: *Potential use of lignite fly ash for the control of acid generation from sulphidic wastes*. Waste Manage 22, 631–641.

YOON J., CAO X., ZHOU Q. et MA L. Q., 2006: *Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site*. Science of The Total Environment 368: 456 – 464.

ZÝKA V., 1982, *Geochemie pitných vod ČSR. Slovník geologických věd 18*, UUG Praha, str. 286

Internetové zdroje:

Toxinon, 2012: Arsen As.

Online: http://www.biotox.cz/toxikon/anorgan/ja_5a.php (3. 2. 2012)

Asio čištění a úprava vod, 2015: Aplikace nanotechnologií ve vodním hospodářství. Brno, online: <http://www.asio.cz/cz/361.aplikace-nanotechnologii-ve-vodnim-hospodarstvi>, cit. 5.3.2015

Učebnice nemediální technologie, 2011: Remediační technologie, online: <http://ucebnice.remediace.cz/default.asp?oid=05000000000&fid=164>, cit. 9.1.2011

Integrovaný registr znečišťování, 2014: Arsen a jeho sloučeniny. Ministerstvo životního prostředí, Praha, online: <http://www.irz.cz/node/13> (