

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ
UNIVERZITA V PRAZE**

Fakulta životního prostředí

Katedra geoenvironmentálních věd



**Kontaminace půd potenciálně rizikovými prvky
z průmyslové činnosti**

The industrial contamination of soils with potential risks elements

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí bakalářské práce: **doc. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.**

Autorka práce: **Ivana Gábová**

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra geoenvironmentálních věd

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Ivana Gábová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Kontaminace půd potenciálně rizikovými prvky z průmyslové činnosti

Název anglicky

The industrial contamination of soils with potential risks elements

Cíle práce

Cílem práce je charakterizovat kontaminace půd rizikovými prvky z polévatého prachu, interpretace dat naměřených VÚMOP a ČHMÚ a posouzení trendů vývoje znečištění půd vlivem imisí a atmosférické depozice ve vybraných oblastech ČR.

Metodika

Student vypracuje literární rešerši o problematice kontaminace půd způsobené průmyslovými imisemi a atmosférickou depozicí. Praktická část bude založena na komparaci dat poskytnutých ústavu VÚMOP a ČHMÚ. Tato data budou dále graficky zpracována s důrazem na srovnání vybraných rizikových prvků v půdě a v prašném aerosolu na studovaných lokalitách.

Doporučený rozsah práce

40

Klíčová slova

kontaminace půd, imise, atmosférická depozice, prašný aerosol, rizikové prvky

Doporučené zdroje informací

a další odborné články a publikace.

Bencko V., Cikrt M., Lener J., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka

Cíbulka J. a kol., 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře

Němčeck J., Vácha R., Podlešáková E., 2010: Hodnocení kontaminace půd v ČR

Vopravil J., a kol., 2010 Půda a její hodnocení

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

doc. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 3. 12. 2014

doc. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 08. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením pana doc. RNDr. Vladislava Chrastného, Ph.D. a že jsem v seznamu literatury uvedla všechny použité literární prameny a publikace.

V Praze dne 8. 4. 2015

.....

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat mému vedoucímu bakalářské práce panu doc. RNDr. Vladislavu Chrastnému, Ph.D. za jeho ochotu a rady, a také za jeho veškerý čas, který mi k vypracování této práce věnoval. Děkuji také paní Mgr. Šárce Polákové, Ph.D. z Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského za poskytnutí dat potřebných pro praktickou část práce. Můj velký dík patří i mojí rodině a to za podporu, kterou mi poskytovala po celou dobu studií.

Kontaminace půd potenciálně rizikovými prvky z průmyslové činnosti

The industrial contamination of soils with potential risks elements

Abstrakt

Bakalářská práce (dále BP) se týká znečištění půd toxickými prvky deponovaných atmosféricky. Práce zahrnuje teoretickou část ve formě literární rešerše, rozšířenou o pasáž praktickou.

Nejdříve se zabývá základní terminologií atmosférické depozice a jejího vztahu k znečištění půd toxickými prvky. Je také zmíněn způsob monitoringu vybraných oblastí ČR s různým stupněm zátěže znečištěním. Nedílnou součástí rešerše je také definice různých metod remediací půd a souvisejících právních předpisů, platných v ČR a EU.

Praktická část se zaměřuje na porovnání trendů pro vybrané prvky z některých kontaminovaných území, získaných z dat specializovaných státních institucí. Nad rámec cíle BP je zpracována statistická analýza výše uvedených dat.

Klíčová slova: znečištění půd, kontaminovaná území, imise, atmosférická depozice, toxické prvky

Abstract

Bachelor thesis concerns soil contamination with atmospherically deposited toxic elements. This work includes the theoretical part as a literature review, extended by the practical passage.

Firstly, it deals with the basic terminology of atmospheric deposition and its relationship to the soil contamination with toxic elements. There is also mentioned there the monitoring way of selected areas of the CR with a different pollution load. The integral part of this review are also a various remedy methodes definitions and related juridical rules valid in the CR and EU.

Practical passage is targetting the trends comparison of selected elements from some of the contaminated areas, based on the data obtained from the specialized state institutions. Beyond target of the bachelor's thesis there is performed the data statistic analysis there.

Key words: Soil contamination, contaminated areas, air pollution, atmospheric deposition, toxic elements

Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíl práce a metodika	11
2.1 Cíl práce	11
2.2 Metodika	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Zdroje průmyslových emisí	12
3.1.1 Dělení průmyslových zdrojů emisí	13
3.1.2 Charakteristika a složení emitovaných odpadů do atmosféry	15
3.2 Atmosférická depozice.....	18
3.2.1 Složky atmosférické depozice.....	19
3.2.2 Atmosférické průmyslové depozice na území ČR a jejich monitoring.....	20
3.3 Potenciálně rizikové prvky v půdě.....	23
3.3.1 Potenciálně rizikové prvky (PRP).....	23
3.3.2 Kontaminace půd PRP	24
3.3.3 Arsen (As).....	31
3.3.4 Kadmium (Cd)	35
3.3.5 Olovo (Pb).....	38
3.4 Kontaminace půd PRP v ČR.....	42
3.5 Asanace kontaminovaných půd PRP	49
3.6 Legislativa.....	51
3.6.1 Legislativní předpisy v ČR	51
3.6.2 Legislativní předpisy v EU	53
3.7 Odborná pracoviště v ČR zabývající se monitoringem dané problematiky.....	55
4. Praktická část práce.....	57
4.1 Metodika	57
4.2 Zájmová území v ČR	59
4.3 Výsledky	61
4.4 Diskuze	64
5. Závěr	67

6. Přehled literatury a použitých zdrojů.....	68
6.1 Tištěné zdroje.....	68
6.2 Internetové zdroje	72
6.3 Vyhlášky	74
6.4 CD ROM.....	74
7. Přílohy.....	75
7.1 Seznam příloh	75

1. Úvod

Již od dob průmyslové revoluce si generace lidské populace takřka vůbec neuvědomovaly, o co jejich předchůdci bojovali, starali se a zúrodňovali již mnoho let před tím. K půdě měly a mají nadále takový vztah, jako kdyby se jednalo o přechodný nebo dokonce i o obnovitelný zdroj. Avšak opak je pravdou (Němeček, 2010).

Ve skutečnosti je půda velmi zranitelná, a to především pod vlivem antropogenní činnosti. Mezi důsledky tohoto vlivu patří např. půdní eroze, pedokompakce¹, nebo snížení půdní biodiverzity. Jedním z dalších důvodů znehodnocení půdy je právě kontaminace potenciálně rizikovými prvky. Na rozdíl od různých organických polutantů² nemohou tyto prvky degradovat. Tyto elementy se jakožto makromolekulární látky, nemohou rozložit na látky nízkomolekulární. Proto se staly potenciálně rizikové prvky dlouhodobou hrozbou pro životní prostředí, zejména pak pro prostředí půdní (Cibulka et al, 1991). Kontaminací těchto znečišťujících látek se půda stává neschopnou pro pěstování plodin a pro jiné agrotechnické zásahy (Němeček, 2010).

K rapidnímu znehodnocení půdy docházelo především v 60. a 70. letech 20. století za období socialistického režimu. Na základě toho se zvětšil zájem o řešení této problematiky v posledních 30–40 letech (Němeček, 2010). Taková řešení zahrnovala např. snížení rizika z kontaminované půdy na nejmenší možnou míru, zlepšení metod hodnocení rizika či vytvoření návrhů pro legislativní ochranu půdy jako faktoru životního prostředí (Zimová, 2000).

¹ = stlačování půdy

² = znečišťující odpadní látka

2. Cíl práce a metodika

2.1 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je charakterizovat princip kontaminace půd potenciálně rizikovými prvky (PRP) z polétavého prachu a jednotlivé škodlivé elementy popsat, zmínit se o legislativních opatřeních týkajících se dané problematiky a jmenovat pracoviště zabývající se tímto oborem. Součástí práce je také rozbor již existujících, veřejně dostupných dat a hodnocení trendů vývoje znečištění půd vlivem průmyslové činnosti ve vybraných oblastech ČR. Statistická analýza však nebyla cílem této práce z důvodu omezeného počtu dat. Analýza tedy pouze naznačuje, jak se mohou data porovnat v rámci použití některého ze statistických testů.

2.2 Metodika

K vypracování literární rešerše je použita analýza příslušné odborné literatury, internetových zdrojů a vědeckých článků.

Praktická část obsahuje data, naměřená a vyhodnocená Ústředním kontrolním a zkušebním ústav zemědělským (ÚKZÚZ), Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ) a Výzkumným ústavem Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví (VÚKOZ). Z dat poskytnutých ÚKZÚZ z let 1995-2013 jsou v práci komparovány stavy kontaminovaných půd potenciálně rizikovými prvky (po výluhu lučavkou královskou a 2 M HNO₃) na vybraných lokalitách. Jedná se konkrétně o As, Cd a Pb. Jako zatížené oblasti jsou pro porovnání znečištěných půd vybrány některé regiony v rámci celé České republiky a to s rozdílnými koncentracemi těchto prvků. Údaje za období 1996-2011 z ČHMÚ zachycují obsahy Cd a Pb v přímo měřené atmosférické depozici. Tyto obsahy byly následně statisticky porovnány s atmosférickou depozicí Cd a Pb v mechu *Pleurozium schreberi* za použití párového t-testu. Součástí jsou také korelace mezi koncentracemi prvků po výluhu lučavkou královskou či 2 M HNO₃ a atmosférickou depozicí v mechu či přímo měřenou.

3. Literární rešerše

3.1 Zdroje průmyslových emisí

Emise představují škodliviny z různých zdrojů, které znečišťují a následně zhoršují kvalitu ovzduší. Jinými slovy lze říci, že vzduch je obohacen o vypuštěné (emitované) příměsi jak přírodního, tak antropogenního původu (Braniš et al., 2009).

Antropogenní původ je spojen s veškerou lidskou činností, tzn. s výrobou elektřiny a tepla, průmyslovou a zemědělskou činností, s dopravou či s likvidací čistírenských kalů a jiných odpadů (Braniš et al., 2009).

Němeček et al. (2010) uvádějí, že kontaminace půd potenciálně rizikovými prvky je kromě průmyslové činnosti způsobena spalováním fosilních paliv. Bencko et al. (1995) zmiňují pak především spalování uhlí. V některých typech uhlí je obsah některých prvků až příliš velký. Popílek vycházející v emisích tepelných elektráren pak znečišťuje ovzduší a následně i půdu. V ní se obsah škodlivin nadále zvyšuje. Braniš et al. (2009) dodávají, že tepelné elektrárny využívají k produkci energie nejen uhlí, nýbrž i ropu či mazut. Proces spalování a vysokoteplotní technologie lze využít v mnoha průmyslových odvětvích (hutě, cementárny apod.).

Za zmínění stojí i výroba kovů, která vede ke kontaminaci životního prostředí, tudíž i půdy. Také vytěžená hlušina, odpad z hutí, dále odkaliště důlních a hutních závodů barevné metalurgie jsou velmi často považovány za zdroje průmyslových emisí (Bencko et al., 1995).

Rozvoj automobilového průmyslu v minulém století souvisí s používáním tetraetylova jako antidetoxikační přísady do benzínu, což vedlo ke zvýšení koncentrace olova (Pb) v ovzduší měst především v 2. pol. 20. století (Bencko et al., 1995). Přestože došlo k výraznému snížení emisí (využití katalyzátorů, pokles využívání tetraetylova), nárůst dopravy je v regionech po celém světě značný a velmi problematický (Braniš et al., 2009).

Suchara et al. (2007a) říkají, že znečištění vzduchu antropogenního původu je mnohokrát závažnější a mocnější než zdroje původu přírodního. Za nejpodstatnější antropogenní zdroje považují těžbu a zpracování surových materiálů, průmyslové spalování fosilních paliv, průmyslovou výrobu obchodního zboží a provoz dopravních prostředků. Člověk však znečišťuje ovzduší také díky odlesňování, zorávání rozsáhlých ploch, zemědělství, válčení apod.

3.1.1 Dělení průmyslových zdrojů emisí

Na základě Branišova (2009) tvrzení lze emisní zdroje rozdělit:

1) podle umístění:

- a) přízemní,
- b) vyvýšené,
- c) výškové.

Přízemní zdroje vypouštějí látky těsně nad zemským povrchem, tzn. emitované látky se dostávají do tzv. dýchací zóny. Mezi takové zdroje patří zemědělská činnost, skládky, lomy, lokální topeniště nebo automobilová doprava. Do určité výšky nad zemským povrchem se dostávají škodlivé látky z **vyvýšených zdrojů**. Do této kategorie se řadí vysoké komíny elektráren, tepláren a průmyslových závodů. Tímto způsobem se dostávají emitované látky do širokého okolí. **Výškový zdroj** pak představuje letecká doprava.

2) podle uspořádání:

- a) bodové,
- b) liniové,
- c) plošné,
- d) objemové.

Bodovým zdrojem může být komín domu, **lineárním** doprava na silnicích, dálnicích či na řekách. **Plošným zdrojem** pak velkoměsto či město jako komplex, průmyslová aglomerace, skládka, povrchový lom či důl. **Objemové zdroje** emisí souvisí s katastrofami typu jaderného výbuchu apod. Poslední dva zmíněné emisní zdroje lze zařadit také mezi **rozptýlené** neboli **difúzní** zdroje.

3) podle stálosti povahy:

a) stacionární,

b) mobilní.

Rozdíl mezi těmito dvěma zdroji spočívá v tom, že se u prvního typu zdroje nemění poloha v prostoru ani v čase, u druhého pak ano. Za **mobilní zdroj** lze považovat jakýkoliv automobil na silnici či dálnici. Jestliže je však na komunikaci souvislá kolona aut, která téměř nepopojíždí, jedná se tak o **stacionární lineární zdroj**.

4) podle doby trvání

a) kontinuální (nepřetržité)

b) diskontinuální (přetržité)

Elektrárna je především **kontinuálním zdrojem**. Avšak za pravidelného čištění různých komponent (např. filtrů) se vylučování látek do ovzduší přerušuje a následně lze elektrárnu považovat za zdroj **diskontinuální**.

Podle zákona č. 309/91 Sb. ve znění zákona č. 211/94 Sb. o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami se emisní zdroje dělí na **stacionární** a **mobilní**. Stacionární zdroje se dále dělí do kategorií podle tepelného výkonu, míry vlivu technologického procesu na začišťování ovzduší či rozsahu znečišťování. Mobilní zdroje zahrnují samostatnou kategorii. Tyto zdroje jsou celostátně monitorovány prostřednictvím tzv. Registru emisí a zdrojů znečišťování ovzduší (**REZZO**).

a) stacionární zdroje:

REZZO 1 – velké stacionární zdroje znečišťování

Jedná se především o zařízení určených ke spalování paliv o tepelném výkonu $5 < MW$ a zařízení zvláště závažných procesů (velké elektrárny, spalovny).

REZZO 2 – střední stacionární zdroje znečišťování

Tato kategorie zahrnuje zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu v rozmezí 0,2-5 MW, zařízení závažných technologických procesů, uhelné lomy a plochy s možností hoření, zapaření či úletem emitovaných látek.

REZZO 3 – malé stacionární zdroje

Zde jsou zařazena zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu $< 0,2$ MW, zařízení technologických procesů nespádajících do kategorie velkých či středních zdrojů, plochy s pracemi způsobující znečištění ovzduší, skládky paliv, surovin, produktů a odpadů a zachycených exhalátů. Dále také stavby, zařízení a činnosti, které se výraznou měrou podílejí na znečištění ovzduší.

b) mobilní zdroje:

REZZO 4 – mobilní zdroje znečišťování

Jedná se o pohyblivá zařízení se spalovacími a jinými motory (silniční motorová vozidla, železniční kolejová vozidla, plavidla, letadla) (ČHMÚ, 2000).

3.1.2 Charakteristika a složení emitovaných odpadů do atmosféry

Cibulka et al. (1991) popisují atmosféru Země jako zásobník řady plynů, par a pevných partikulí a nabitých částic. Dochází zde ke snadné disperzi a distribuci, nebo-li k ředění látek díky značné pohyblivosti atmosféry. V troposféře (do výše 15 km) se odehrávají hlavní atmosférické a povětrnostní děje. Zvýšená antropogenní činnost však poslední dobou způsobuje změny a zásahy do několika biogeologických cyklů. Na základě toho se zvětšuje tepelné znečištění a počet kondenzačních jader, urychlují se toky látek a energií, mění se struktura plynných složek atmosféry, dochází k samovolnému narušování vertikálních a horizontálních vzdušných hmot, ke vstupu cizorodých látek apod.

V atmosféře jsou kromě hlavních plynných složek obsaženy i stopové prvky převážně nízkých koncentrací okolo $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Stopové prvky emitované do atmosféry mohou být různého složení, původu i skupenství. Ovlivňují atmosférické procesy, např. snižují viditelnost, způsobují změny v optických, tepelných a elektrických vlastnostech, mění tvorbu mraků apod. (Cibulka et al., 1991). Některé stopové polutanty, nejčastěji Se, Au, Pb, Sn, Cd, Br a Te mohou v ovzduší překročit až 1000krát jejich normální hodnoty (Kabata-Pendias, 2001).

Odpad vznikající spalováním v průmyslových závodech může obsahovat spoustu toxických a nebezpečných látek znečišťující ovzduší jako jsou kovy, persistentní organické polutanty, oxidy síry (SO_x), oxidy dusíku (NO_x) a oxidů uhlíku (CO_x), dále pak saze, popílek a jemné částice, F, Cl aj. Z hlediska kovů mohou uhelné pece, především hnědouhelné, obsahovat větší množství stopových elementů. Různé prvky (Al, Fe, Ba, Cd, Fe, Hg, Mn, Pb, Sb, Zn aj.) a jejich sloučeniny jsou emitovány do atmosféry hlavně při průmyslovém spalování enormního množství uhlí v uhelných závodech. Tyto prvky jsou spojeny se suspenzí³ velmi jemných částic. Např. i Ni a V jsou vypouštěny do ovzduší během spalování topných olejů. Také některé prvky jako As, Sb, Se a V jsou úzce spojeny s polétavým prachem a sazovými částicemi (Suchara et al., 2007a).

Při komplexním zpracování polymetalických⁴ rud hrají hlavní roli prvky jako Pb, Zn, případně Cu. Součástí těchto rud je i Sb a As. Elementy jako Cd, Tl, Ga, In a Ge se soustřeďují v meziproduktech a odpadech závodů určených ke zpracování olova, zinku, hliníku a mědi (Bencko et al., 1995).

Těžba a zpracování surového materiálu je důvodem, proč dochází ke vzniku poprašku. Půdní a prachové částice obsahují vysoké koncentrace typických litogenních prvků⁵ (Al, Be, Cr, Fe, Ni, Si, Ti,...). Prach z těžných hornin a minerálů mohou obsahovat spoustu prvků v různých sloučeninách, které mohou mít negativní vliv na zdraví lidské a jiné populace. Využívání starých odpadních ložisek zamořuje prostředí prostřednictvím více-prvkové atmosférické depozice (Suchara et al., 2007a).

Závody na výrobu oceli jsou hlavními zdroji emisí Co, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, W a dalších prvků. Chalkofilní⁶ a jiné prvky jako Ag, As, Cd, Hg, In, Ni, Pb, Se, Sb a Zn jsou emitovány do ovzduší z neželezných hutí a sléváren. Těžba hliníku je doprovázena vzrůstajícími emisemi Al, F a Na (Suchara et al., 2007a).

U automobilů jsou nejčastěji do ovzduší emitovány prvky v podobě Cu, Fe, Ni, Zn, Cr, Mo, Zn aj. (Suchara et al., 2007a).

Doložený Obr. č. 1 zobrazuje jednotlivé procesy znečištění okolí stopovými prvky, odehrávající se v bezprostřední blízkosti tepelné elektrárny.

³ = disperzní soustava tvořená pevnými částicemi rozptýlenými v kapalném prostředí

⁴ = obsahující více kovů

⁵ = prvky původem z litosféry

⁶ = kovové prvky mající afinitu k atomům síry, vyskytující se přirozeně v siřných sloučeninách

Obr. č. 1 Schéma distribuce a pohybu stopových prvků v okolí klasické tepelné elektrárny.

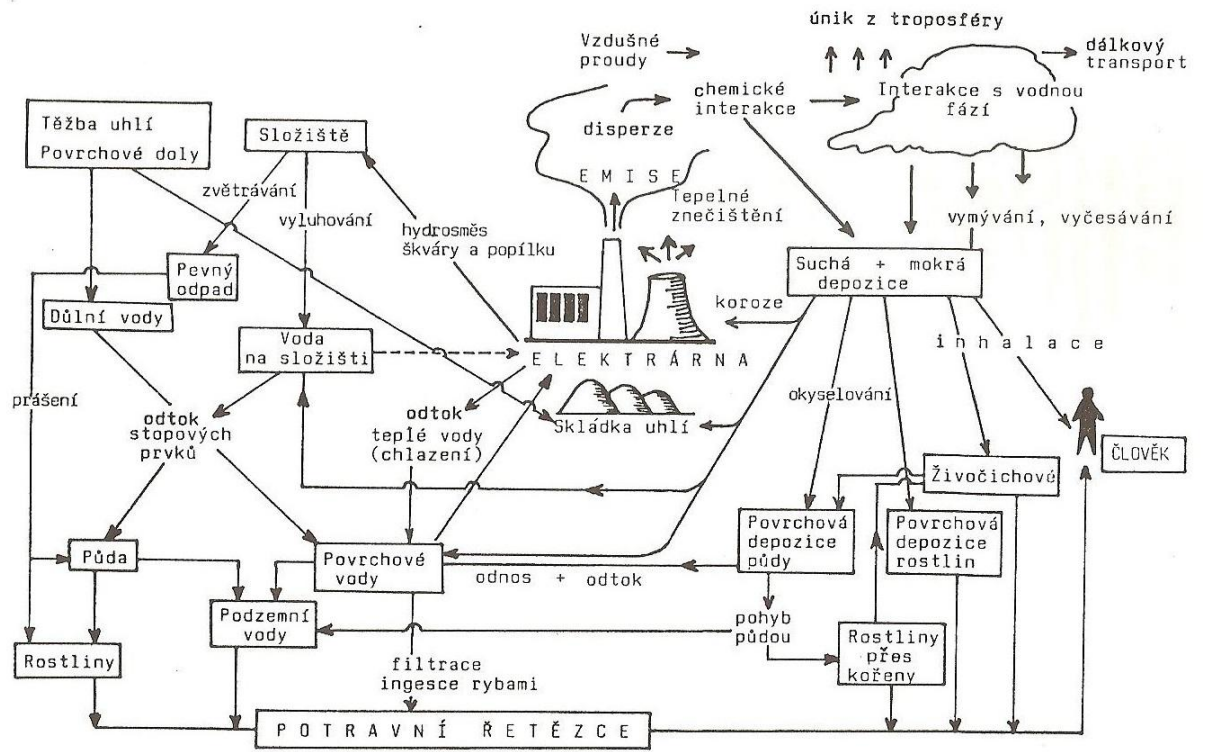


Schéma znečištění okolí tepelné elektrárny stopovými prvky

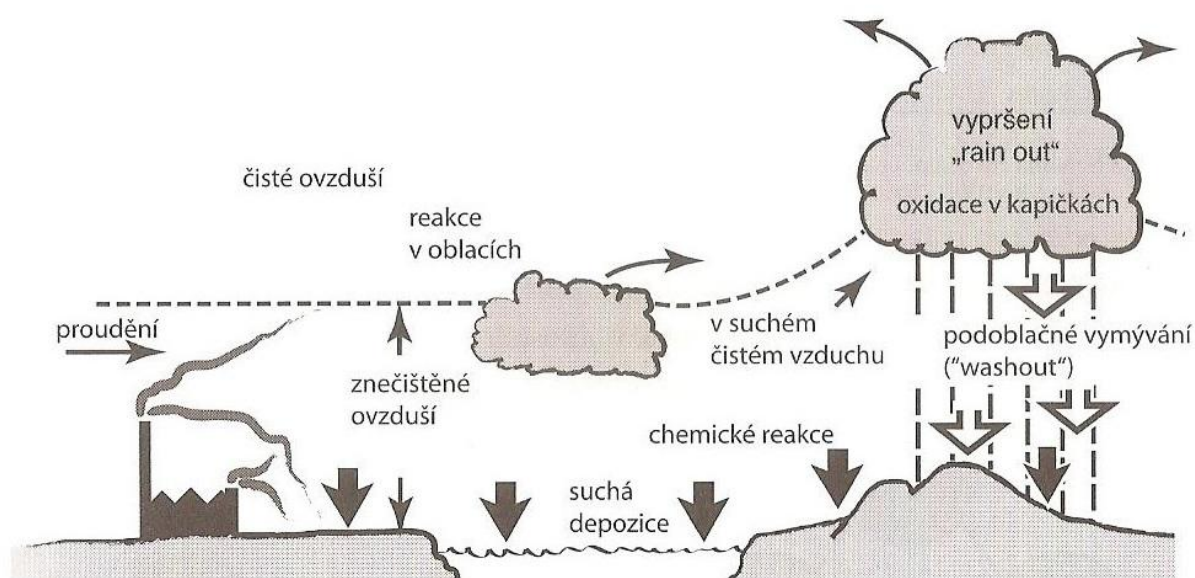
Zdroj: Cibulka et al., 1991

3.2 Atmosférická depozice

Braniš et al. (2009) definují atmosférickou depozici jako proces, který hraje podstatnou roli v samočištění atmosféry. Díky ní dochází k odstraňování látek, které vstupují do atmosféry pomocí emisí nebo jsou důsledkem vzniku chemických reakcí. Naopak pro jiné složky prostředí, včetně pedosféry⁷, se atmosférická depozice stává velmi podstatným zdrojem polutantů.

Znečišťující látky obsažené v atmosféře jsou především plynného skupenství, ale mohou být také adsorbovány nebo zahrnuty v pevných či tekutých částicích. Tyto látky jsou spontánně usazovány na zemský povrch díky zemské gravitaci (Suchara et al., 2007b). Obr. č. 2 pak popisuje děje, které vedou ke vzniku atmosférické depozice. Podle slov Braniše et al. (2009) je hodnota polutantů vyjádřena jako hmotnost sledované látky na jednotku plochy za určitou časovou jednotku a udává se v $\text{g}/\text{m}^2/\text{rok}$ či v $\text{kg}/\text{km}^2/\text{rok}$, eventuálně v $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{rok}$ (Suchara et al., 2007b).

Obr. č. 2 Procesy vedoucí k atmosférické depozici



Zdroj: Braniš et al., 2009

⁷ = vrchní část zemské kůry tvořená půdou

3.2.1 Složky atmosférické depozice

Atmosférická depozice může být jak suché, tak mokré formy (Braniš et al., 2009).

Suchá složka atmosférické depozice se pojí především s tuhými látkami a plyny a probíhá neustále (Braniš et al., 2009). Vyskytuje se především v klimaticky suchých regionech nebo během suchého období bez přítomnosti srážek. Hrubé částice vznášející se v atmosféře jsou rychle usazovány díky sedimentaci (Stokesův zákon). K tomuto jevu dochází zejména v bezprostřední blízkosti zdroje znečištění ovzduší. Rychlost usazování plynných polutantů může být i extrémně pomalá. To je důvod, proč mohou být prvky spojené hlavně s jemnými aerosoly (např. Hg, Pb) transportovány a následně usazovány až tisíce km daleko od jejich zdroje (Suchara et al., 2007a). Tab. č. 1 popisuje depoziční rychlost plynů a pevných částic (v cm/s) v lesní a bezlesé oblasti. V tomto případě jsou pro porovnání důležité hodnoty Cd a Pb, kdy rychlost vybraných prvků je v lesní oblasti větší než rychlost v oblasti bezlesé (Braniš et al., 2009).

Tab. č. 1 Depoziční rychlost plynů a aerosolech částic (v cm/s)

	lesní oblasti	bezlesé oblasti
SO ₂	0,7	0,35
NO _x	0,4	0,1
SO ₄ ²⁻ – aerosol	0,25	0,08
Pb	0,25	0,08
Cd	0,3	0,1

Zdroj: Braniš et al., 2009

Mokrý složka atmosférické depozice se pak váže na atmosférické srážky (Braniš et al., 2009). Jakékoliv období dešťů může výrazně zvýšit depoziční rychlost plynných částic znečišťujících látek. Mokrý atmosférická depozice převládá v oblastech, které jsou postižené vzrůstajícími každoročními srážkovými úhrny. Celkové srážkové úhrny obvykle významně a pozitivně korelují s nadmořskou výškou na daném území střední Evropy (Suchara et al., 2007a). I v oblastech, které jsou relativně čisté, se mohou hodnoty mokré depozice dostat do značně vysokých

hodnot z důvodu vysokých ročních srážkových úhrnů (Braniš et al., 2009). Pevné částice a plynné polutanty jsou vymývány z atmosféry především na počátku období dešťů a za mrholení. Také mlha může efektivně adsorbovat látky znečišťující ovzduší (Suchara et al., 2007a).

3.2.2 Atmosférické průmyslové depozice na území ČR a jejich monitoring

Ke zhoršení ovzduší na území bývalého Československa došlo především v 80. letech minulého století, jelikož zde působilo obrovské množství průmyslových podniků, zejména metalurgických, strojírenských, energetických, chemických, sklářských, textilních a dalších. Tyto podniky byly koncentrovány hlavně v uhelných pánvích pod Krušnými horami a na Ostravsku, ale také na severovýchodě Čech, v okolí Liberce, Plzně, Brna a jinde. Zmíněné lokality tehdy patřily k nejznečištěnějším oblastem ve střední Evropě. Podkrušnohorské hnědouhelné oblasti se říkalo tzv. „Černý trojúhelník I.“ a hornoslezské uhelné oblasti včetně Ostravska s podobně vysokými úrovněmi spadu prvků zase „Černý trojúhelník II.“ (Suchara et al., 2007b).

Po roce 1989 z důvodu politicko-ekonomických změn došlo k úbytku podniků těžkého průmyslu, k omezení výroby elektrické energie a k omezení průmyslového spalování uhlí, dále k odsíření uhelných elektráren ČEZ v letech 1994-1998 a k následnému zavádění moderních technologií (např. Kovohutě Příbram, a.s. v roce 1998). V roce 2000 došlo v ČR také ke zrušení distribuce olovnatých benzinů. Naopak v ČR prudce vzrostl provoz naftových, zejména nákladních automobilů. Od roku 1991 bioindikované depoziční úrovně toxických kovů zaznamenávají dramatický pokles v Královéhradeckém, Pardubickém, Jihomoravském a Libereckém kraji, podstatný pokles na Mostecku a Sokolovsku a zřetelný, byť menší pokles na Ostravsku (Suchara et al., 2007b).

Národní registry emisních zdrojů znečišťujících ovzduší (REZZO) spravované ČHMÚ evidovaly a stále evidují zejména znečišťující látky v podobě SO₂, NO_x, pevného aerosolu, uhlovodíků a některých toxických kovů jako Cd, Hg, Pb, Zn apod. (Suchara et al., 2007b).

Chemické složení atmosférických srážek, co se odhadu atmosférické depozice týče, je v ČR sledováno již od roku 1974 na stanici Hrádek u Pacova. Následně byla vytvořena celá síť pro sledování kvality srážek, rovnoměrně pokrývající celý stát. Na měření se podílely instituce jako Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ), Ústřední ústav geologický (ÚÚG), Výzkumný ústav vodohospodářský (VÚV), Ústav krajinné ekologie (ÚKE) ČSAV a Ústav fyziky atmosféry (ÚFA) ČSAV. Měřilo se zejména pH, vodivost a řada látek, zejména oxidy S a oxidy N, či ionty různých prvků. Kovy do tehdejšího monitoringu zahrnuty ještě nebyly (Braniš et al., 2009).

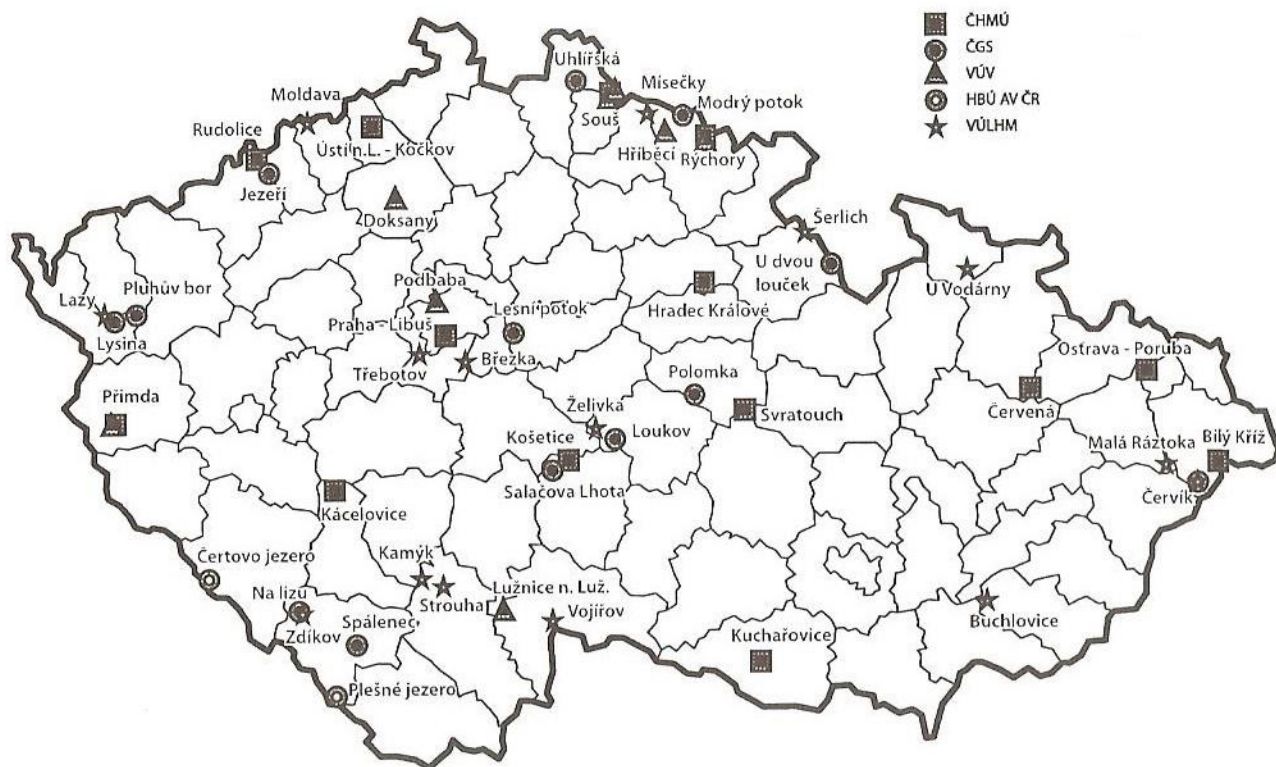
V současnosti síť pro monitoring chemického složení atmosférických srážek pokrývá rovnoměrně celý stát. Obr. č. 3 z roku 2002 (ČHMÚ) zobrazuje jednotlivé stanice a jednotlivé instituce, které je spravují. Mezi ně se řadí ČHMÚ, Česká geologická služba (ČGS), VÚV, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM) a Akademie věd ČR (ČAV). Stanice jsou rozprostřeny v různých prostředích, tzn. v relativně čistých oblastech (horské a regionální stanice bez vlivu emisních zdrojů, avšak pod vlivem dálkového přenosu znečišťujících příměsí) a v oblastech antropogenně ovlivněných (stanice městské a průmyslové) (Braniš et al., 2009).

Suchara et al. (2007b) uvádějí, že koncentrace SO_2 , NO_2 , pevného aerosolu a jiných látek v ovzduší sleduje na 230 stanic pěti provozovatelů. Počet provozovatelů tedy souhlasí s tvrzením Braniše et al. (2009). Na cca 60 stanicích jsou sledovány obsahy prvků jako Al, As, Cd, Pb, Cr, Ni, Be, Hg, Mn, Fe, Cu, Zn, Sb a V. Na 15-20 stanicích jsou měřeny koncentrace těkavých a vytrvalých organických polutantů (VOCs a POPs). Na cca 95 místech jsou nainstalovány automatické měřicí jednotky pro sledování koncentrací NH_3 , Hg a vybraných meteorologických vlastností. Ve 27 českých městech jsou v ovzduší monitorovány koncentrace polévatého prachu PM_{10} , SO_2 , NO_x a v prašném spadu obsahy As, Cr, Cd, Mn, Ni, Pb na cca 75 místech provozovaných Zdravotními orgány a ČHMÚ. Braniš et al. (2009) dodávají, že koncentrace kovů (Cd, Pb, Ni,...) jsou monitorovány prostřednictvím atomové absorpční spektrofotometrie (AAS).

Nasbíraná data ze všech monitorovaných oblastí jsou následně shromažďována v databázi zvané ISKO (Informační systém kvality ovzduší) v ČHMÚ a jsou prezentována v tabulkách v numerických ročenkách (Braniš et al.,

2009). Tyto údaje jsou veřejně dostupné již od roku 1992, kdy byla databáze ISKO založena (Suchara et al., 2007b).

Obr. č. 3 Staniční síť sledování chemického složení srážek a atmosférické depozice k r. 2002



Zdroj: Braniš et al., 2009

3.3 Potenciálně rizikové prvky v půdě

3.3.1 Potenciálně rizikové prvky (PRP)

Potenciálně rizikovými prvky (PRP) se rozumí skupina znečišťujících látek zahrnující kovy a metaloidy⁸, které mohou i v elementárních množstvích způsobit známky akutní či chronické toxicity u živých organismů. V životním prostředí se všechny tyto elementy vyskytují přirozeně. Jako prvky esenciální⁹ se pak vyskytují v živých organismech, kde se zúčastňují biologických procesů (Vopravil et al., 2010). Mezi ně patří zejména Co, Cu, Fe, Mn, Mo, V, Sr a Zn. Tyto stopové prvky jsou jako mikroživiny klíčové v mnoha enzymech. V terestrických¹⁰ ekosystémech byl u Cu a Zn zaznamenán dokonce deficit. Pro některé rostliny jsou nepostradatelnou složkou také Ni a Cr. Ni byl nalezen v enzymu ureáze¹¹ a Cr je potřebný pro metabolismus sacharidů u savců (Šarapatka et al., 2002). Jsou ale i prvky takové, které v živých organismech nehrají žádnou roli (Vopravil et al., 2010). Např. u Pb, Cd a Hg nebyla doposud žádná biologická funkce zaznamenána. Abnormální obsah všech těchto prvků může však negativně působit na živé organismy (Šarapatka et al., 2002).

Šarapatka et al. (2002) považuje za potenciálně toxické anorganické rizikové prvky právě ty, které:

- jsou poměrně hojně obsaženy v zemské kůře,
- jsou těženy a extrahovány pro různé potřeby,
- jsou využívány v lokalitách s přímým stykem s biotou,
- mají škodlivý vliv na půdu, na zdraví zvířat a lidí.

Velkou část PRP tvoří tzv. toxické kovy, které pak představují riziko především pro rostlinnou a živočišnou říši (Vopravil et al., 2010).

Fergusson (1990) pak konstatuje, že kovy jsou relativně v hojném počtu zastoupeny v zemské kůře. Jsou těženy a v rozumném množství i využívány v místech, kde se s nimi veřejnost může setkávat. Pro lidstvo jsou však také toxické.

⁸ = nekovové prvky, které mají některé vlastnosti kovů (např. As, Si)

⁹ = hlavní, podstatné

¹⁰ = suchozemský

¹¹ = enzym katalyzující hydrolýzu močoviny na oxid uhličitý CO₂ a amoniak NH₃

Kovy mají také schopnost vytvářet významné odchylky z hlediska biogeochemických cyklů.

3.3.2 Kontaminace půd PRP

Pojem „kontaminace půd“ lze vysvětlit jako obsah toxických prvků a látek v půdě a to v takových koncentracích, které mohou ohrozit zdraví různých organismů, resp. zdraví člověka, živočichů či rostlin (Zimová, 2000). Může také způsobit vážné poškození hlavních funkcí půdy a z toho vyplývající vznik vážných rizik pro další složky ekosystému. V půdě se může po dlouhou dobu kumulovat zátěž, která se pak primárně dostává i do ostatních složek ekosystému jako je voda či vzduch (Vopravil et al., 2010). Z důvodu rostoucího znečištění životního prostředí si lidská společnost až v poslední době uvědomuje, jak velký význam půda má (Zimová, 2000). Kontaminace půd se stala závažným problémem, o kterém je čím dál víc slyšet v průběhu několika posledních desítek let (Vopravil et al., 2010). V porovnání s jinými matricemi (voda, vzduch) byla půda v minulosti nejméně zkoumaným médiem díky jejím specifickým vlastnostem (Zimová, 2000). Zde jsou vypsány skutečnosti, které znázorňují specifické rysy ochrany půd před kontaminací a vypořádání se s již kontaminovanými půdami:

- půda je součástí zemského povrchu,
- půda má nestejnorodou anizotropní¹² strukturu,
- půda je pufrovaný systém, člověka ovlivňuje negativně daleko méně než voda či ovzduší,
- negativní důsledky vstupů do půdy nejsou krátkodobé,
- určení kritických hodnot koncentrace a mobility látek podle přenosových cest je velmi komplikované (Němeček et al, 2010).

Několik let se zanedbával fakt, že se všechny kontaminanty soustřeďují právě v půdě. Kontaminanty se zde dále hromadí, přeměňují a mezi sebou přemísťují. Půda je ukazatelem velmi stabilním, a to díky relativně pomalé migraci škodlivých látek. Takový proces se nevyskytuje ani ve vzduchu ani ve vodě, jakožto v dalších

¹² = závislost fyzikálních vlastností látek na směru, ve kterém se měří

významných složkách životního prostředí. Škodlivé látky tak mohou působit přímo nebo díky různým transferovým prostředkům (Zimová, 2000).

Antropogenní vstupy PRP do půd mohou být dvojího původu:

- průmyslové výroby,
- zemědělské výroby (Vopravil et al., 2010).

Co se týče právě průmyslové výroby, tak za velkoplošné zdroje vstupu PRP do půd se považují imisní spady, původem hlavně z průmyslové činnosti, spalovacích procesů v intravilánech¹³ a dopravy. Obsahy některých PRP, zejména As, Cd, Pb a Zn, jsou ovlivňovány imisními spady v půdách více zatížených oblastí (v tzv. imisních regionech). Naopak za maloplošným, ale intenzivním znečištěním půdy, mohou stát prашné úlety z průmyslových procesů zpracování rud, chemického průmyslu atd. Tyto způsoby znečištění zemědělských půd jsou však výjimečnou záležitostí (Vopravil et al., 2010).

Mezi nejčastější antropogenní zdroje kovů v životním prostředí lze uvést zemědělství (hlavně hnojení nebo moření osiva, zejména v minulosti) a těžba zpracování rud. Dalším důležitým zdrojem, který citovaný autor neuvádí, je spalování fosilních paliv nebo spontánní zahoření biomasy (lesní požáry). Některé zdroje prvků, které se mohou dostat do půdy, jsou uvedeny v Tab. č. 2. Dle tohoto výčtu jsou hlavními kontaminanty Pb, Cd, As, následně Se a Hg. Ve Velké Británii se vysoké hodnoty As, Hg, Cd a Pb v některých půdách staly pozůstatkem z dřívějších těžebních aktivit (Fergusson, 1990).

¹³ = zastavěná část území obce

Tab. č. 2 Zdroje prvků kontaminujících půdy

Zdroj	Konkrétní prvky
Primární zdroje	
hnojiva (např. fosfáty)	Cd, Pb, As
vápno	As, Pb
pesticidy	Pb, As, Hg
kaly odpadních vod	Cd, Pb, As
zavlažování	Cd, Pb, Se
hnůj	As, Se
Sekundární zdroje	
aerosol z automobilů	Pb
hutě	Pb, Cd, Sb, As, Se, In, Hg
odpad ze spaloven	Pb, Cd
těžba dolů	Pb, Cd, As, Hg
opotřebené pneumatiky	Cd
nátěrová hmota (zvětralá)	Pb, Cd
lodní doprava	Se
likvidace hlušiny	Pb, Cd, As
dlouhodobý aerosol	Pb, As, Cd, Se
spalování uhlí	As, Se, Sb, Pb
chloroalkalický článek (buňka)	Hg

Zdroj: Fergusson, 1990

Cibulka et al. (1991) považují za nejvýznamnější antropogenní zdroje, které zvyšují koncentrace PRP v zemědělských půdách, právě:

- městské průmyslové aerosoly vzniklé spalováním paliv, metalurgickými závody a ostatním průmyslem,
- tekuté a pevné odpady zvířat a lidí,
- odpady po těžbě,
- průmyslové a zemědělské chemikálie.

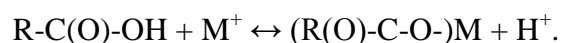
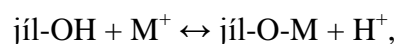
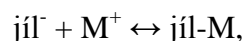
Mezi škodlivé látky, které se dostávají do půdy, patří především toxické prvky. Z ekologického hlediska jsou považovány za ty nejnebezpečnější právě Pb, Cd, Hg a As (Cibulka et al., 1991).

Fergusson (1990) popisuje chemii kovů v půdách jako velmi podstatnou oblast ohledně jejího zkoumání, jelikož právě chemie stanoví dostupnost prvků pro

rostliny. Na základě toho lze určit chemické formy prvků, jejich rozpustnost, sorpční a desorpční znaky prvků s ohledem na půdní složky jako je jíla a organická hmota, a také s ohledem na změny pravděpodobně jako důsledek změny pH a nakonec na chemickou a biochemickou dostupnost prvků. Kvůli celkové povaze půdy, její heterogenitě a variabilitě z místa na místo, je celkem běžné narazit na protichůdné údaje a interpretace.

Chrastný et al. (2014) považují za hlavní půdní parametry, co se kovů v půdě týče, kationtovou výměnnou kapacitu, obsah organického uhlíku a hodnotu pH. Fergusson (1990) se zaměřuje především na iontovou výměnnou kapacitu a na půdní pH. Dodává, že tyto dvě vlastnosti spolu souvisejí a ovlivňují dostupnost živin pro rostliny. Ty jsou náchylné vůči znečištění půdy.

Iontová výměnná kapacita je schopnost půdy udržet si a vyměňovat ionty. Organická hmota a jíly jsou efektivními výměníky iontů. Rozsáhlá povrchová oblast jílu je důvodem, proč mají jíly tak dobrou iontovou výměnnou kapacitu. Jíly, ve kterých jsou atomy Si nahrazeny Al, jsou aniontové, a při vysokém pH hydroxylové skupiny ztratí protony nebo jsou protony nahrazeny kovovými ionty. Hydroxylové skupiny půdních organických kyselin reagují stejným způsobem. Níže zmíněné rovnice vyjadřují, jak dochází ke kationtové výměně u jílu a organických kyselin.

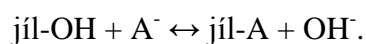


Síla sorpce kationtů na jíly odráží elektrický náboj na ionty, tj. $\text{M}^{3+} > \text{M}^{2+} > \text{M}^+$. Někdy je pro kationty se stejným elektrickým nábojem pořadí opačné, než jak je očekáváno na základě iontové velikosti. Kationtová velikost, která je důležitá, není však o volných kationtech, ale o kationtech hydratovaných, které jsou často větší než kationty volné. Právě jíly mají nejlepší schopnost iontové výměnné kapacity (Fergusson, 1990). Fergussonova slova potvrzují i Šarapatka et al. (2002). Ti říkají, že adsorpce toxických kovů na jílové minerály je velmi důležitý proces díky jejich vysoké sorpční kapacitě. Na povrchu jílových minerálů se neustále nachází negativní

náboj. Ten na sebe pomocí elektrostatických sil váže kationty z půdního roztoku z důvodu dosažení elektroneutality. Schopnost jílových minerálů vázat PRP ve formě kationtů je v nevzájemném vztahu s jejich kationovou výměnnou kapacitou. Kationtová výměnná kapacita je však pro různé jílové minerály odlišná, přičemž klesá v pořadí:

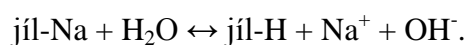
montmorillonit = vermikulit > illit = chlorit > kaolinit.

Aniontová výměnná kapacita u jílu není tak významná jako kationová, ale je důležitá pro kovy, které existují v půdě ve formě aniontů, např. arzeničnany a seleničnany. Aniontová výměna nastane dle reakce;



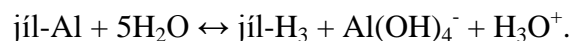
Arzeničnan, tak jako fosfát, je v jílech silně držen železem a hliníkem, stejně tak kterýmikoliv oxidy Mn, Fe a Al (Fergusson, 1990). V případě sorpce na povrchu hydratovaných oxidů Mn, Fe, Al a amorfních alumosilikátů¹⁴ dochází ke vzniku vazby mezi anionty či kationty a skupinami OH, které se nacházejí na konci struktur zmíněných sloučenin. Hodnota pH pak kontroluje povahu vazby. Při zvýšeném pH roste počet vazeb s kationty, naopak se snižujícím se pH nabývá počet vazeb s anionty. Nelze snadno určit konkrétní sorbent, který poslouží pro určitý toxický prvek (Šarapatka et al., 2002). Sorpce a uvolňování kovů v půdním prostředí závisí na jejich chemických formách a vlastnostech, a také na jejich relativním rozložení v roztoku a v pevných fázích (Kingery et al., 2001). Na základě výsledků sekvenčních extrakcí bylo prokázáno, že množství PRP sorbované na organickou hmotu či na hydratované oxidy je v závislosti na genezi půdy (např. vnitropůdní zvětrávání, glejové a pseudoglejové procesy) a na původu prvků (substrát, imise, podzemní vody aj.) (Šarapatka et al., 2002).

Co se týče hodnoty pH, ta je ovlivňována kationty, které jsou sorbovány na jíly. Např. při převaze kationtů Ca, Mg, Na a K se zvyšuje pH, když jsou tyto kationty uvolňovány z jílu;

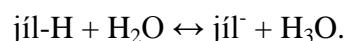


¹⁴ = silikát, v jehož tetraedrech jsou některé atomy křemíku (Si) nahrazeny hliníkem (Al); příkladem jsou živce

Kationty Al a Fe a některé kovy při desorpci z jílu vytvářejí kyselé půdní roztoky díky následné hydrolyze kationtů,



Kyselé půdy se pojí s vlhkým klimatem, kde časté vyluhování vede k produkci protonových jílu, které snižují pH;



Aridní¹⁵ půdy, kde se akumulují soli Ca, Mg, Na a K, mají vyšší pH (Fergusson, 1990).

Další podstatou je interakce PRP s půdní organickou hmotou (Šarapatka et al., 2002).

Organické složky půdy reagují s kovovými oxyhydroxidy a s jílovými minerály za vzniku kombinací velmi odlišných chemických a biologických stabilit (Kingery et al., 2001). Některé specifické humusové látky vytvářejí stabilní komplexy s toxickými prvky, a jestliže jsou tyto komplexy rozpustné ve vodě, mají tendenci zvýšit mobilitu prvků v půdách. Mezi ně patří jednoduché organické kyseliny, které se podílejí na metabolismu živých organismů (kys. citronová, máselná, mravenčí, octová, šřavelová aj.) (Šarapatka et al., 2002). Kingery et al. (2001) zmiňují především organominerální komplexy, které hluboce ovlivňují vlhkostní a provzdušňovací režim, povrchové vlastnosti, biologickou aktivitu a mnoho dalších ekologicky podstatných reakcí, které se vyskytují v tomto systému. Chemické složení a struktura, jakožto i povrchové vlastnosti přírodních organominerálních koloidů¹⁶, jsou přímo spojeny s mechanismem, který souvisí s jejich interakcemi s kovy v půdách. Molekulární struktury, tj. organické a anorganické funkce, převážně určují reaktivitu kovů a jejich následný transport vodou, která prosakuje do půdního profilu. Určují také jak moc se podílejí kovy na chemických a biologických reakcích.

Produkty vzniklé rozkladem nespecifických humusových látek syntetizují a následně vznikají specifické humusové látky. Nejpodstatnějšími jsou huminové¹⁷

¹⁵ = suché

¹⁶ = nejmenší půdní částičky, vážou živiny

¹⁷ = hlavní složky humusu, které vznikají přeměnami organického materiálu; mají hlavní podíl na příznivé struktuře půdy

kyseliny a fulvokyseliny¹⁸. Při reakci rizikových prvků s huminovými kyselinami vznikají nerozpustné komplexy, které jsou imobilní. Existuje pořadí elementů na základě jejich afinity¹⁹ k sorpci na huminové kyseliny při pH 3,7:

$Hg > Fe > Pb > Cr > Cu > Zn > Cd > Mn > Co$ (Šarapatka et al., 2002).

Naopak při reakci kovů s fulvokyselinami vznikají komplexy ve vodě rozpustné, a tím pádem i schopny migrace v půdním profilu. Obecně ale platí, že rozpustnost těchto komplexů je závislá na poměru fulvokyselina / kov. Jestliže je poměr < 2 , stávají se tyto komplexy nerozpustnými. Pořadí afinity kovů, které společně s fulvokyselinami vytvářejí ve vodě nerozpustné komplexy, je:

$Fe = Cr = Al > Pb = Cu > Hg > Zn = Ni = Co = Cd = Mn$ (Šarapatka et al., 2002).

Reakce rizikových kovů je však podmíněná hodnotou pH. Při zvýšeném pH se zvýší rozklad komplexotvorných ligandů a upřednostní se tvorba komplexů (Šarapatka et al., 2002).

Dle Šarapatky et al. (2002) mají zvýšené koncentrace PRP v půdách negativní vliv na:

- 1) **Půdní mikrobiotu**²⁰, kdy dochází ke snížení biomasy mikroorganismů a (nebo) druhové diverzity. Vyjmenované změny působí pak na aktivitu a syntézu enzymů, rozklad odumřelé organické hmoty, procesy mineralizace a dýchání půdy.
- 2) **Půdní faunu**, zejména bezobratlé (hlístice, žížaly), přičemž dochází k poklesu výskytu, druhové diverzity a biomasy zmíněných organismů.
- 3) **Cévnaté rostliny včetně dřevin**, kdy se vlivy projevují redukováním vývojem a vzrůstem kořenového systému i nadzemních částí (příznaky toxicity), zvýšenými obsahy škrobů a cukrů a sníženým obsahem živin v listech (fyziologické příznaky) a sníženou aktivitou enzymů (biochemické příznaky).

¹⁸ = základní složky humusu, které vznikají v procesu přeměn organických látek v půdě

¹⁹ = schopnost chemických látek slučovat se s jinou látkou nebo částicí

²⁰ = rostlinný a živočišný život minimálních rozměrů v půdě

4) Terestrickou faunu (ptáci, člověk), přičemž vliv zahrnuje hlavně bioakumulaci²¹ prvků, kdy následně dojde k ovlivnění funkcí klíčových orgánů. S významnějšími případy se lze setkat u Cd, Hg a Pb díky jejich akumulačním schopnostem.

V Tab. č. 3 je následně zobrazena relativní toxicita vybraných PRP pro mikrobiotu a faunu půdy, cévnaté rostliny, terestrickou faunu a člověka.

Tab. č. 3 Relativní toxicita vybraných PRP pro biotu

Prvek	Půdní fauna, mikrobiota	Cévnaté rostliny	Terestrická fauna	Člověk
Pb	střední	nízká	střední	vysoká
Cd	vysoká	střední	vysoká	velmi vysoká
Cu	střední	nízká	střední	střední
Zn	střední	střední	nízká	nízká
Ni	nízká	vysoká	nízká	nízká
Cr	nízká	střední	nízká	nízká
Hg	střední	střední	vysoká	velmi vysoká

Zdroj: Šarapatka et al., 2002

3.3.3 Arsen (As)

Arzen je prvek, který má atomové č. 33, atomovou hmotnost 74,11, specifickou hmotnost 5,727 g/cm³ a oxidační stavy +III, +V (Bencko et al., 1995). As se vyskytuje v půdě nejčastěji v anorganických formách právě jako As(III) a As(V). Hojnější formou je As(V), jelikož forma As(III) je oxidována na As(V), která není tolik toxická (Vácha et al., 2009).

S As se lze v přírodě setkat nejčastěji ve formě sulfidů, přičemž nejrozšířenější formou vůbec je arzenopyrit (FeAsS). Právě sulfidy As se vyskytují v přítomnosti sulfidů jiných kovů, nejčastěji rudy olova, stříbra, mědi, niklu, antimonu, kobaltu a železa. Při zpracování vyjmenovaných rud vzniká As jako vedlejší produkt. Při pyrometalurgickém²² zpracování rud vzniká oxid arzenitý (As₂O₃), který se následně zachycuje na elektrofiltrech. Ten se stal tak klíčovým

²¹ = proces, kdy dochází k hromadění chemické látky ze zevního prostředí do živého organismu jako důsledek zároveň probíhajícího příjmu a vylučování

²² = výroba kovů při vyšších teplotách

bodem výroby téměř všech arzenových preparátů (Bencko et al., 1995). Arzenovými preparáty se rozumí např. bojové chemické látky (Periodická tabulka prvků, 2014). Fergusson (1990) říká, že se As vyskytuje v půdách za oxidujících podmínek hlavně jako arseničnan (AsO_4^{3-}). Tato forma je pevně a někdy nevratně sorbována na jíly, na železnaté a manganaté oxidy/hydroxidy a na organickou hmotu. Množství sorpce se vztahuje ke koncentraci As, k času a k obsahu Fe a Mn v půdě. V kyselých půdách se lze setkat nejčastěji s hlinitými (AlAsO_4) a železitými (FeAsO_4) arseničnany, zatímco v půdách alkalických a vápenitých s arseničnanem vápenatým ($\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$).

Arzeničnany sorbující do půdních složek byly studovány podobným způsobem jako fosfáty, vzhledem k jejich podobným chemickým vlastnostem. Bylo zjištěno, že k výraznému snížení sorpce arseničnanů pomohlo odstranění železitých a hlinitých amorfních²³ složek z půd (Fergusson, 1990).

Arzen lze považovat za prvek stopový, pokud nepřesáhne větší než stopové množství. Pak se As stává prvkem toxickým. Limitní hodnoty As v půdě pro ČR jsou zobrazeny v Tab. 5 v kapitole 3.6.1 „Legislativní předpisy v ČR“ (Vácha et al., 2009). Specifickou vlastností As je především jeho nízká pozitivní závislost mobility na pH (Němeček et al., 2010). As se v tomto ohledu odlišuje od ostatních toxických prvků, které se vyskytují v kationové formě (Cd, Co, Mn, Ni, Zn). Za nízké a neutrální hodnoty pH je koncentrace mobilního As v půdě značně nízká, avšak se zvyšujícím se pH mobilita As stoupá (Vácha et al., 2009). Dle Fergussona (1990) mobilita As v půdách vzrůstá za redukčních podmínek, jak bylo zjištěno v zaplavené půdě v důsledku vzrůstajícího podílu arzenitanů As(III). Arzenitanové soli jsou odhadem 5krát až 10krát rozpustnější než souvztažné arzenitany. Arzenitany As(III) jsou však častější, ale také toxičtější formou prvku. Při zvyšujícím se pH (např. při vápnění) roste také mobilita As. Nárůst mobility v případě vyvápnění půdy činí více než 20 % (Vácha et al., 2009). Je to způsobeno pravděpodobně změnou z hlinitých a železitých arseničnanů na arzenitany vápenaté (Fergusson, 1990).

As jako prvek je velmi toxický jak pro živočichy, tak pro lidstvo, při vyšší zátěži i pro rostliny (Němeček et al., 2010).

Pro zajímavost Fergusson (1990) uvádí, že se průměrná hodnota koncentrace As pro relativně nekontaminované půdy pohybuje v rozmezí 5-10 mg/kg. Při

²³ = beztvary

celosvětovém výzkumu 1 193 půd byla zjištěna celková koncentrace As v půdě, která činila v průměru až 11,3 mg/kg. Nejnížší hodnoty jsou obecně nacházeny v písčitéch půdách, především v půdách původem ze žuly. V případě výzkumu v USA byly zjištěny průměrné koncentrace As v písčitéch půdách o hodnotě 5,1 mg/kg a v půdách tvořených žulami o hodnotě 3,6 mg/kg, zatímco v aluviálních²⁴ půdách byla naměřena koncentrace 8,2 mg/kg a v černozemích koncentrace 8,8 mg/kg. Vysoké obsahy As v kontaminovaných půdách (až 750 mg/kg) byly zaznamenány v blízkosti zařízení pro zpracování kovů a v blízkosti důlní těžby arzenových rud.

Obvyklý obsah As v půdě se může zvýšit i na stovky mg/kg. K tomu dochází především v oblastech výskytu hutí zpracovávajících rudy barevných kovů nebo při jejich těžbě (Příbramsko, Krompachy) či v okolí tepelných elektráren určených pro spalování uhlí s vyšším obsahem As (Bencko et al., 1995).

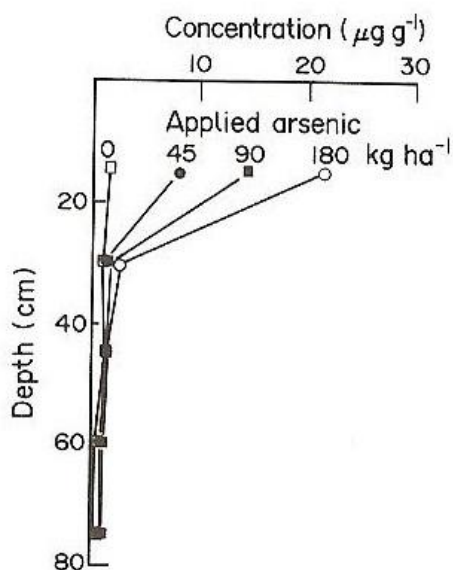
Se zvyšující se koncentrací As v půdě dochází k poklesu obsahu N a klíčivosti hořčičných semen a stoupá titer²⁵ *Escherichia coli*. As je kumulován v horních vrstvách půdy, což může mít za následek i její sterilizaci vůči růstu některých rostlin (např. motýlokvětých). K absolutní sterilizaci půdy by měla být koncentrace As tak vysoká, že se reálně vyskytuje jen zcela výjimečně (Bencko et al., 1995).

Fergusson (1990) říká, že v poměrně neznečištěných půdách koncentrace As klesá se vzrůstající půdní hloubkou, což dokazuje Obr. č. 4.

²⁴ = náplavové půdy

²⁵ = přesná koncentrace odměrného roztoku titračního činidla

Obr. č. 4 Závislost koncentrace As (Concentration [$\mu\text{g/g}$]²⁶) na hloubce půdy (Depth [cm])



Zdroj: Fergusson, 1990

Bylo již stanoveno i několik postupů, které měly snížit toxicitu As ohledně zemědělského využití půdy značně kontaminované arsenem. Toho šlo docílit např. přidáním většího množství fosfátů, což nebylo přínosné, neboť se stal As uvolněný díky uvolnění z působiště sorpce v půdě pro rostliny toxičtější. Tuto metodu lze využít v lehkých, písčitých půdách, které jsou schopny vyplavit As z ornice do spodních vrstev. Efektivní nebylo ani přidávání železitých a hlinitých solí, jelikož nezbytné množství je finančně náročné a za potřeby je i důkladné vápnění. Jednou z nejosvědčenějších metod se stala hluboká orba, díky které je As rozptýlen ve větším množství sorpčního substrátu a následně se tak urychluje průnik do spodních vrstev. Je také doporučováno používat odolnější polní plodiny, jako např. žito (Bencko et al., 1995).

²⁶ = $\mu\text{g/g} = \text{mg/kg}$

3.3.4 Kadmium (Cd)

Kadmium je prvek, který má atomové číslo 48 a atomovou hmotnost 112,4. Dále je Cd charakterizováno jako kov chemicky podobný zinku. Díky této vlastnosti se vyskytuje společně se Zn a Pb, a také v rudách s obsahem sulfidů těchto prvků. Ke společnému výskytu Cd a Zn v půdách lze ještě dodat jejich poměr, který činí 1:100 až 1:1000. Cd vzniká také jako vedlejší produkt při rafinaci²⁷ Zn a jiných kovů, především Pb a Cu (Bencko et al., 1995).

Kadmium představuje dlouhodobou hrozbu pro půdy, protože stejně jako jiné prvky nemůže být degradováno. Kontaminace Cd je odlišná v různých profilech díky velké variabilitě půdních charakteristik a existenci Cd v mnoha formách (Cibulka et al., 1991). Za oxidačních podmínek se Cd vyskytuje nejčastěji v tuhé formě jako oxid kademnatý (CdO), uhličitan kademnatý (CdCO₃) a fosforečnan kademnatý (Cd₃(PO₄)₂). Při redukčních podmínkách je nejpodstatnější formou sulfid kademnatý (CdS). Pokud má půda vysoké pH, hrají hlavní roli především oxyanionové specie, zatímco při nižším pH pak kademnaté kationty Cd²⁺. Právě pH je jediným nejdůležitějším půdním faktorem, co se týče utváření nových forem prvku a jeho mobility v půdách. V kyselých půdách je rozpustnost a dostupnost Cd regulována organickou hmotou a hlinitými, železitými a manganitými vodnatými oxidy, které jsou v půdách obsaženy. V půdách o vyšším pH (zejména vápenité půdy nebo půdy ošetřené vápencem) je klíčovým faktorem srážení vápenatých sloučenin jako uhličitanu kademnatého, dokud nedojde k překročení produktu rozpustnosti. Mobilita kovu může být zvýšena v půdách s vysokým obsahem chloridů prostřednictvím tvorby příslušných chloro-komplexů (Fergusson, 1990).

Co se týče závislosti mobility Cd na pH půdy, je toto naznačeno na Obr. č. 5. Lze z něj vyčíst, že mobilita Cd v půdě se zvyšujícím se pH půdy klesá. Cd je tak mobilnější při kyselé reakci půdy, než při reakci zásadité (Šarapatka, 2014).

²⁷ = odstraňování nežádoucích příměsí a nečistot

Obr. č. 5 Mobilita prvků v závislosti na pH



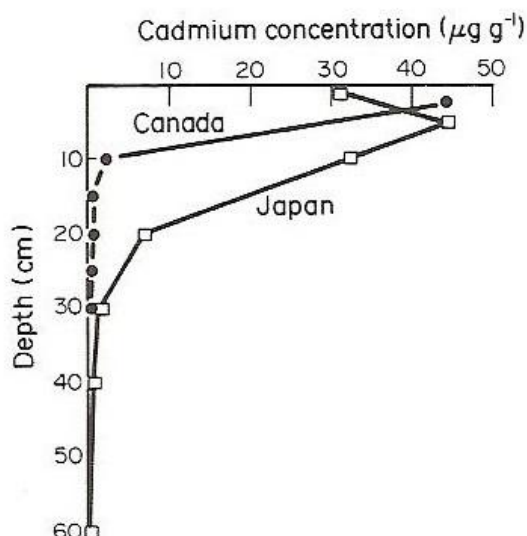
Zdroj: Šarapatka, 2009

Kořeny rostlin přijímají Cd ve větším množství při vyšším pH půdy a naopak méně po aplikaci alkalických kovů a kovů alkalických zemin nebo obsahem jiných těžkých kovů. V případě půd je tomu jinak – příjem Cd do půd je zredukován vápněním (Cibulka et al., 1991).

Fergusson (1990) říká, že sorpce u Cd je daleko podstatnější, než rozpustnost jeho sloučenin, zvláště při nízkých koncentracích kovu. Faktory, které ovlivňují sorpci, jsou hodnota pH, iontová síla, protichůdné kationty a půdní složky. Pořadí, ve kterém je Cd sorbováno na jednotlivé složky, je: Al a Fe hydratované oxidy, halloysit > imogolit, allofán > kaolinit, huminová kyselina > monmorillonit > jílová půda. Takovéto pozice kaolinitu a monmorillonitu v pořadí jsou sice neobvyklé, ale může to být dáno kyselejšími hranami na kaolinitu, které lépe absorbují kademnaté kationty Cd^{2+} . Sorpce klesá s pH a je relativně vratná. Odstraněním organické hmoty se schopnost sorpce omezí.

Z průzkumu na kontaminovaných půdách na území Japonska a Kanady vyšlo, že se v Japonsku koncentrace Cd zhruba do 8 cm pod zemským povrchem zvýšila. Postupně však začala klesat zhruba od 10 cm hloubky. Obr. č. 6 dokazuje tento fakt, a také to, že se Cd kumuluje ve svrchních vrstvách půdy a že se obsah Cd zmenšuje se zvyšující se hloubkou, tak jako v případě As (Fergusson, 1990).

Obr. č. 6 Závislost koncentrace Cd ($\mu\text{g/g}$) na hloubce půdy (cm)



Zdroj: Fergusson, 1990

Na základě matečné horniny, intenzity zvětrávání a následného transportu se přirozený obsah Cd v půdě značně mění. Koncentrace Cd se v půdách pohybuje v rozmezí 0,01–15 mg/kg. Avšak některé jiné zdroje uvádí i vyšší přirozené obsahy tohoto prvku. (Cibulka et al., 1991). Fergusson (1990) uvádí, že se průměrné koncentrace Cd v prakticky „čistých“ půdách po celém světě pohybují v rozmezí 0,1–1,8 mg/kg. Naopak daleko větší průměrné hodnoty koncentrací Cd byly zaznamenány u kontaminovaných půd a to v rozmezí 3–185 mg/kg, přičemž za nejčastější zdroj byly uvedeny kovové hutě. Cibulka et al. (1995) ještě dodávají, že v případě havarijní kontaminace půd průmyslovými odpady může koncentrace Cd dosáhnout až 83 mg/kg. Vyšší koncentrace Cd v půdním roztoku mají velmi negativní vliv na schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a organické polutanty. Tento fakt je příčinou úbytku některých druhů bakterií a bohužel také zániknutí jejich populací. Při koncentraci Cd v půdě o hodnotě cca 6 mg/kg nebyl zaznamenán žádný toxický efekt.

Podle slov Cibulky et al. (1991) bylo pro snížení negativních vlivů Cd na půdy navrženo již několik opatření:

- Přidání organické hmoty, zahrnující produkty zemědělské činnosti a aktivované uhlí do kontaminované půdy dokáže vyjmout kovy z půdního roztoku.

- Chelatace²⁸ tetrenem (tetraethylenpentamid), přičemž kovy tvoří s tetranem stabilní chaláty. Tyto chaláty jsou silně sorbovány jíly a ty tak imobilizují kovy.
- Přidávky zeolitů²⁹, které vytvoří vysokou sorpční schopnost.
- Precipitace³⁰ ve formě sulfidů, tzn. těžké kovy při reakci se sulfidovými ionty vytváří nerozpustné sulfidy (nerozpustné i za nízkého pH).
- Precipitace ve formě karbonátů, fosfátů a hydroxidů, tzn. většina kovů s Ca a P vytváří nerozpustné sloučeniny (za použití vápna, mletého vápence či trojitého superfosfátu).

3.3.5 Olovo (Pb)

Olovo je měkký kov, v krystalické formě modrostříbřitě bílý, jehož atomové číslo je 82, relativní atomová hmotnost 207,19 a specifická hmotnost 11,34 g/cm³. Pb nabývá oxidačních čísel 0, +II a +IV, avšak nejčastěji se vyskytuje ve dvojmocné formě (Bencko et al., 1995).

Nejčastějšími formami Pb v pevné fázi půdy jsou uhličitan olovnatý (PbCO₃) a síran olovnatý (PbSO₄) (Cibulka et al., 1991). Bencko et al. (1995) říká, že Pb je nejrozšířenější kov vůbec. Zároveň potvrzuje slova Cibulky et al. (1991), že hlavními minerály obsahující Pb jsou cerusit (uhličitan olovnatý PbCO₃), anglesit (síran olovnatý PbSO₄) a galenit (sulfid olovnatý PbS). Rudy s obsahem PbS jsou často doprovázeny jinými kovy jako je Zn a v menší míře Cu, Fe aj. (Bencko et al., 1995). Hlavní rudou Pb je PbS, který se při zvětrávání mění na PbSO₄, tedy sulfid je oxidován na síran (SO₄²⁻). Uvolněný olovnatý kationt je pak zapojen do řady chemických procesů, jako je sorpce na jíly, organickou hmotu a železnaté a manganaté oxidy, do srážení nerozpustných sloučenin a na vazbu s jak anorganickými, tak organickými ligandy³¹. Nerozpustnými sloučeninami Pb jsou hydroxid olovnatý (Pb(OH)₂), uhličitan olovnatý (PbCO₃), PbS, PbSO₄, oxid

²⁸ = fyzikálně chemický proces, při němž některé organické sloučeniny váží vícevazebné kationty, obv. kovy, dvěma nebo více vazbami

²⁹ = hlinitokřemičitý minerál mikroporézní struktury

³⁰ = srážení

³¹ = koordinovaná skupina iontů nebo molekul

olovnatý (PbO), fosforečnan olovnatý (Pb₃(PO₄)₂) aj. Co se výskytu těchto sloučenin týče, závisí především na pH půdy, zdroji Pb (přírodní či antropogenní) a na přítomnosti aniontových forem. Olovnaté sloučeniny z automobilových emisí jsou v půdách rychle přeměněny na výše zmíněné sloučeniny. Nerozpustnost sloučenin, jejich relativní množství v půdě a pH reguluje jejich půdní koncentrace (Fergusson, 1990).

Dále je Pb charakterizováno jako prvek s nízkou mobilitou v půdě (Němeček et al., 2010). Fergusson (1990) považuje Pb za nejméně mobilnější z těžkých kovů, jelikož je stále nacházen v horních vrstvách půd, které byly kontaminovány už ve 4. stol. př. Kr. Poločas rozpadu olova v půdách se pohybuje v rozmezí 800 až 6 000 let. Na základě Obr. 4 lze říci, že je charakter mobility Pb podobný Cd. Pb je mobilnější při kyselé reakci půdy než při reakci zásadité.

Další vlastností Pb je vysoká zootoxicity a humanotoxicita (Němeček et al., 2010).

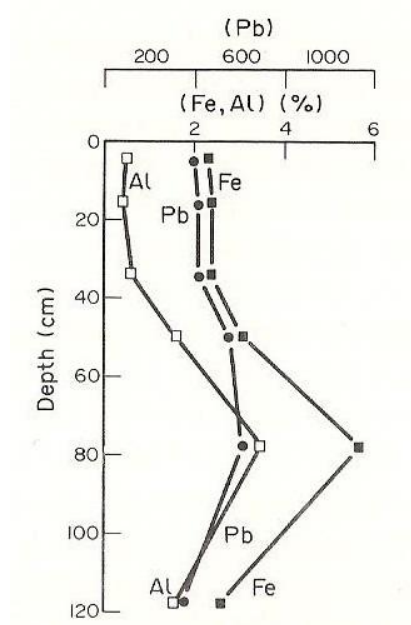
Pb sorbuje na půdní složky, jako jsou oxidy Fe, Mn a Al, na jíly a na organickou hmotu. V souvislosti s vápenatými kationty Ca²⁺, jsou obecně olovnaté kationty Pb²⁺ silněji absorbovány. Pozitivní korelace existuje mezi olovem a organickou hmotou, a mezi olovem a jíly. Olovnaté ionty mohou nahradit draselné kationty K⁺ jak v organické hmotě, tak v jílech. Sorpce roste se zvyšujícím se pH v místě, kde se sráží hydroxid olovnatý Pb(OH)₂. Odstranění organické hmoty snižuje sorpci Pb v půdách, naopak přidání organické hmoty ve formě kalů z odpadních vod sorpci Pb neovlivní. Důvodem může být vysoký obsah kovu v kalech odpadních vod (Fergusson, 1990).

Průměrná koncentrace Pb jak v horninách, tak v půdě činí okolo 20 mg/kg. Většinou se hodnoty koncentrací pohybují mezi 10–130 mg/kg, přičemž se musí brát ohled na hloubku vrstvy, lokalitu a některé vlastnosti hornin (Bencko et al., 1995). Fergusson (1990) uvádí běžné průměrné koncentrace Pb 10–20 mg/kg, hodnoty > 100 mg/kg pak indikují kontaminaci. Vyšší obsah Pb se vyskytuje v kyselých horninách více, než v horninách alkalických, nejčastěji za přítomnosti Zn a Cu (Bencko et al., 1995). Koncentrace Pb se v celosvětových půdách značně liší. Průměrná koncentrace 4 970 neznečištěných půd činí 29,2 mg/kg, přičemž koncentrace se pohybují v rozmezí 1–888 mg/kg. Naopak průměrné koncentrace u

kontaminovaných půd dosahují hodnot až 8 600 mg/kg. Za takovéto obsahy Pb v půdách mohou zejména aplikace nátěrových hmot, tavicí pece, kovové rudy a doprava (Fergusson, 1990).

Z grafu (Obr. č. 7) je patrné, že se koncentrace Pb, potažmo Al a Fe, v prvních 35 cm hloubky půdy razantně nemění. Následně dojde k rapidnímu zvýšení obsahu těchto prvků a zhruba od hloubky 80 cm se obsah prvků v půdě sníží (Fergusson, 1990).

Obr. č. 7 Profily Pb, Al a Fe v půdách vzniklých zvětráváním žuly



Zdroj: Fergusson, 1990

Při laboratorních pokusech bylo prokázáno, že rozpustnost sloučenin Pb v půdách klesala s obsahem fosforečnanů PO_4^{3-} . Na základě toho vzniká pyromorfit $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$, přičemž jeho nízká rozpustnost má omezující vliv na koncentraci Pb v půdních roztocích v terestrických ekosystémech. Než dojde ke stabilizaci rovnováhy, srážecí reakce může trvat i týdny. Oproti trvání půdních procesů (vymývání, transport, změna vazby) to není příliš dlouhodobá záležitost (Cibulka et al., 1991).

Pb ovlivňuje půdní mikrobiální činnost v závislosti na zrnitostním složení a koncentraci Pb. Mikrobiální aktivita je v písčitéch půdách daleko více omezována

než v jílovitých půdách. Vysoké koncentrace Pb snižují jak celkový počet, tak spektrum půdní mikroflóry (Cibulka et al., 1991).

Bylo již navrženo několik metod, jak zabránit kontaminaci půd olovem. Mezi ně patří např. využití precipitace Pb anionty SO_4^{2-} a CO_3^{2-} . Pro snížení příjmu Pb rostlinami se pak doporučuje použít fosforečná hnojiva, zvýšit pH půdy vápněním nebo vměstnat organickou hmotu do půdy. Dalším doporučením je třeba zlikvidování a následná speciální úprava svrchní vrstvy půdy. Zvýšením hodnoty pH půdy lze zase docílit snížení rozpustnosti Pb sloučenin. Nebo se také mohou kontaminované půdy překrýt vrstvou „čisté“ půdy či celou znečištěnou půdu rovnou zalesnit. To vše však záleží na hygienických a ekonomických podmínkách, které ovlivňují volbu vhodné metody (Cibulka et al., 1991).

3.4 Kontaminace půd PRP v ČR

Za dob bývalé ČSFR, tedy před 20–30 roky, bylo obecně považováno za příčinu vysoké kontaminace půd právě neekologický vývoj průmyslu a zemědělství mezi roky 1938-1989, především pak za socialismu. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd (VÚMOP) se pokusil jako první zjistit reálný stav. Cílem byla komparace relací mezi celkovými obsahy rizikových prvků v půdách oblastí, které jsou různě ohrožené vlivem imisí. Jednalo se o tzv. retrospektivní monitoring. V této studii byly komparovány celkové obsahy PRP ve vzorcích nasbíraných v „čistých“ oblastech a v oblastech imisemi zatížených, a to z doby před „intenzivním“ socialistickým vývojem zemědělství (za pomoci archivovaných vzorků z let 1958–1964) a po 20–25 letech. Na základě výsledků, s výjimkou oblastí niv (fluvizemě), nebyl prokázán významný nárůst kontaminace za již zmíněné časové období. Byl zaznamenán pouze zvyšující se trend obsahu Cd, Pb a Zn v ornících zemědělsky využívaných půd. V lokalitách historické průmyslové činnosti byly v ornících prokázány vyšší celkové obsahy PRP než v „čistých“ oblastech. Lze tedy říci, že kontaminace z imisních spadů je především dlouhodobou historickou záležitostí. Dalším důležitým zjištěním bylo, že v této studii byly jen ojediněle překročeny limity maximálně přípustné hodnoty PRP v půdě. Tento fakt se týkal především fluvizemí a oblastí umístěných v blízkosti zdroje emisí, zvláště metalurgického průmyslu (Příbram, Kutná Hora) (Němeček et al., 2010).

Němeček et al. (2010) sestavili přehled antropogenních a geogenních zátěží v nejzatíženějších oblastech v poměru s „čistými“ oblastmi (Tab. č. 4).

Tab. č. 4 Antropogenní a geogenní zátěže půd v nejvíce zasažených oblastech ČR (% vzorků překračující limit kontaminace PRP)

	počet vzorků	As		Be		Cd		Co		Cr	
		A	G	A	G	A	G	A	G	A	G
imisně čisté oblasti	48	0	6	0	12	0	0	0	0	0	8
severní Čechy těžba (hnědé uhlí) elektrárny, chemie	138	25	19	26	20	17	4	0	10	0	20
severozápadní Čechy, těžba hnědé uhlí, chemický pr.	54	4	54	5	33	24	0	0	2	0	7
severní Morava těžba (černé uhlí), koksárny, metalurgie	33	6	0	0	0	25	5	0	0	6	0
dopravní zátěž Praha	39	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0
spodní zaplavované terasy řek - průmysl	33	7	0	29	0	93	0	7	0	31	0

A antropogenní zátěž / anthropogenic load | G geogenní zátěž / geogenic load

Zdroj: Němeček et al., 2010

V nekontaminovaných „čistých“ územích se lze setkat jen s lokální geogenní zátěží. Naopak severočeský region je charakterizován jako region výrazně imisně zatížený (Němeček et al., 2010). Spolu se severomoravským regionem patří právě severozápadočeský mezi imisemi nejzatíženější regiony ČR. V tomto regionu se nachází 8 okresů (Děčín, Ústí n. Labem, Teplice, Chomutov, Karlovy Vary, Sokolov a Cheb). V podhůří Krušných Hor leží uhelná pánev, kde se i dnes povrchově těží hnědé uhlí. Dále se zde provozují tepelné elektrárny, které zpracovávají vytěžené hnědé uhlí bohaté na As. Už v minulosti se teplárny staly hlavním zdrojem imisí. I přes úpravu technologie spalování v 90. letech 20. stol. (instalace filtrů, odsíření zplodin) došlo ke zvýšení obsahů PRP v půdách v blízkosti průmyslových měst a v Krušných horách (Vácha et al., 2006). Ustyak et Petříková (1996) zkoumali v letech 1987–1992 zemědělské půdy v 5 vybraných oblastech severních Čech (Chomutovsko, Sokolovsko, Liberecko, Žambersko a Žatecko). Zjistili, že nejvíce kontaminovaná půda se nachází především na Žatecku, Sokolovsku a Chomutovsku. Jedná se hlavně o prvky As, Cr, Cd, Pb, Ni a Zn. Nejnižší koncentrace byly naměřeny na Liberecku a Žambersku. Vácha et al. (2006) říkají, že kontaminace půd As, Be a Cd byla zjištěna v okresech s největším množstvím imisních spadů. Jedná se o okresy Most, Teplice a Ústí n. Labem, přičemž nejvyšší obsah As naměřený v oblasti Teplic činil 1 526 mg/kg (Vácha et al., 2009). Povaha a rozložení zátěže se však u jednotlivých elementů liší. Cd se dostává do půd převážně antropogenní činností a jeho zvýšené koncentrace se vyskytují hlavně v okolí okresních průmyslových měst, ojediněle i na území Krušných hor. V blízkosti okresních měst byly zaznamenány i velmi vysoké koncentrace As, vyšší pak u Be a Cd. Němeček et al. (2010) konstatují, že na S či na SZ Čech se lze setkat především s výrazně antropogenní zátěží As, Cd a Be v pánevních okresech, což má za následek spalování hnědého uhlí.

V severomoravském regionu se nachází 3 okresy (Ostrava, Frýdek-Místek, Karviná). Tato část ČR se vyznačuje především těžbou černého uhlí v hlubinných dolech, avšak v současnosti je v provozu už pouze jeden. Zátěž území je způsobena činností hutního průmyslu, který se nachází v oblasti Ostravska a Třince. Zvýšená plošná zátěž byla prokázána jenom u Cd. Za zdroj Cd jsou považovány zejména imisní spady, které jsou obohaceny o emise z hutního průmyslu. Zatížené oblasti se nacházejí v oblasti Třince a v pásmu Moravskoslezských Beskyd (Vácha et al.,

2006). Kromě Cd jsou dalšími dominantními prvky tohoto regionu Zn, Mn, Cr a Cu, které se do půd dostávají v důsledku spalování černého uhlí a metalurgie. Naopak minimální zátěž se vztahuje k As. Be se v této oblasti nevyskytuje vůbec (Němeček et al., 2010).

Bylo také prokázáno, že výše položené oblasti jsou více vystavovány imisním spadům než oblasti s nižší nadmořskou výškou. Netýká se to jen pohoří ležících v imisních regionech, ale také jiných horských oblastí na severu ČR (Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Hrubý Jeseník). Zde byly zaznamenány zvýšené koncentrace u As, Cd, Be, Pb a Zn (Vácha et al. 1996). Němeček et al. (2010) potvrzují především zvýšený obsah As v Krkonoších, Jizerských a Orlických horách.

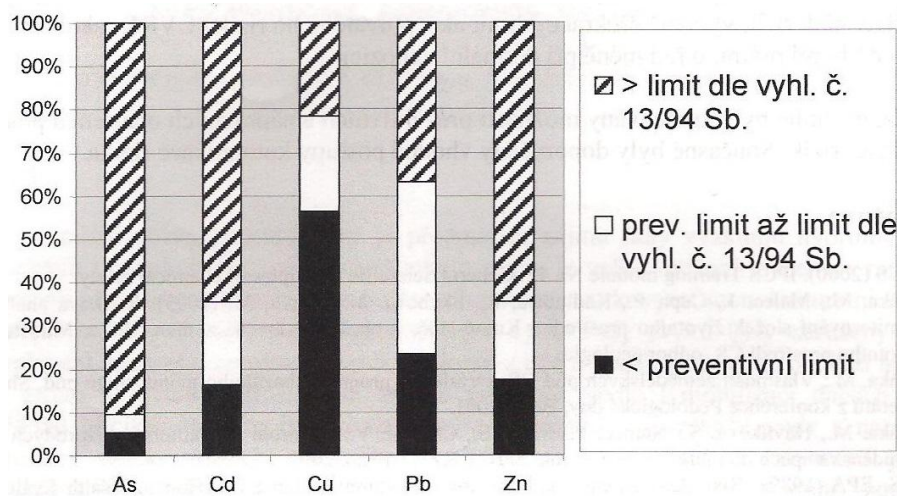
Hl. město Praha se potýká s výraznou antropogenní kontaminací Pb, As, Hg, Cu, Cd a Zn. Příčinou je zejména doprava, spalování fosilních paliv a v minulosti prováděná průmyslová činnost (Němeček et al., 2010). Galušková et al. (2008) provedli v roce 2006 průzkum, kdy porovnávali obsahy kovů (Cd, Cu, Pb a Zn) v 6 parcích Prahy a Ostravy. Prahu pojali jako město rezidenční a Ostravu jako město průmyslové. Koncentrace jednotlivých prvků v Praze se pohybovaly v rozmezí: Cd 0,8–1,2 mg/kg; Zn 94–150 mg/kg; Cu 25–66 mg/kg; Pb 58–117 mg/kg. Naopak hodnoty naměřené v Ostravě činily: Cd 1,0–1,8 mg/kg; Zn 38–639 mg/kg; Cu 13–145 mg/kg; Pb 34–114 mg/kg. Z následujících koncentrací je patrná zvýšená koncentrace Cd a Zn v Ostravě, pravděpodobně v důsledku těžkého průmyslu. V Praze jako rezidenčním městě převažuje Pb z důvodu dopravy. Navzdory zakázanému prodeji olovnatého benzínu v ČR (od r. 2001), je velká část Pb v půdě akumulována z minulých let.

Slavík et al. (2012) zkoumali prostorové rozložení rizikových prvků (Pb, Sn a Zn) v oblasti průmyslového areálu ve Zlíně. Pro tento výzkum bylo nasbíráno 280 vzorků z vrchní vrstvy půdy. Nejvyšší koncentrace Pb 28 558,47 mg/kg byly naměřeny na lokalitě, kterou obklopovala silnice a železnice. V bezprostřední blízkosti se nacházel i autoservis a vřakoviště, tudíž právě ty mohou být zdrojem kontaminace Pb z důvodu olovnatých automobilových baterií obsahujících PbO₂ a PbSO₄. Autoři zmiňují jako další zdroje emise z průmyslové činnosti a dopravní prostředky. Koncentrace Sn dosahovaly hodnot 1 132,35 mg/kg v blízkosti parkoviště u nemocnice a dále podél silnic. Zdrojem Sn může být blízká teplárna. Až

do roku 1995, kdy došlo k odsíření zplodin, byly zplodiny ze spalovacích procesů uvolňovány do ovzduší. Vysoké hodnoty Sn v půdě mohou být tak pravděpodobnými zbytky z minulosti, jelikož současná technologie v místní teplárně neumožňuje rozptýl těchto produktů do ovzduší. Vyšší koncentrace Zn byly zaznamenány zejména podél silnic a železničních tratí. Maximální obsah Zn v půdě činil 2 865,22 mg/kg nedaleko autoservisu. Potenciálními zdroji Zn, akumulovaného v horní vrstvě půdy podél silnic, mohou být pneumatiky, dopravní značky a (nebo) zábradlí. Dalšími zdroji mohla být i výroba obuvi, jejíž provoz byl v roce 1990 ukončen. Guma neslouží jen pro výrobu pneumatik, ale i pro výrobu obuvi. U všech zkoumaných prvků došlo k překročení limitů daných vyhláškou ČR.

Oblast Kutné Hory a okolí je považována za značně kontaminovanou PRP, zejména As, méně Cd, Cu, Pb a Zn (Sáňka, 2003). Na tomto území byla kromě As také potvrzena zvýšená kontaminace Cd. Cd souvisí hlavně se zvýšenou imisní zátěží v průmyslové oblasti, kdežto As se pojí se starou důlní těžbou známou už od středověku (Vácha et al., 2009). Sáňka (2003) potvrzuje významnost rudních ložisek a zároveň dodává, že je jednou z největších a historicky nejvýznamnějších na území ČR. Příčinou kontaminace As je především produkce zplodin z vytěžené rudy, která obsahovala velké množství arzenopyritu. Zplodiny se následně akumulovaly do povrchových vrstev půd (Vácha et al., 2009). Na základě výsledků z průzkumu v dané oblasti byly stanoveny za nejvíce kontaminované právě půdy a materiály hald. Koncentrace PRP často mnohonásobně překračovaly limitní hodnoty pro obsahy toxických prvků v půdách. Průměrná koncentrace As zde byla až 40krát vyšší než průměrná koncentrace pro celou ČR. U Cd tomu bylo 13krát, u Zn 9krát, u Pb 8krát a u Cu 6krát. Z Obr. č. 8 je patrné, že u As převýšilo platný limit dle vyhlášky č. 13/1994 Sb, až 90 % vzorků. Obsahy Cr, Hg a Ni dosahovaly standardních hodnot. Dále byl v materiálech hald prokázán cca 5–10krát vyšší obsah As, Zn a Pb a cca 2krát až 3krát vyšší obsah Cd a Cu než v půdách (Sáňka, 2003). V dnešní době byly na spoustě míst okresu naměřeny koncentrace As, které značně převyšují navržený indikační limit (Vácha et al., 2009).

Obr. č. 8 Množství nadlimitních vzorků pro obsahy rizikových prvků v půdě (v %)



Zdroj: Sáňka, 2003

Další oblastí zatíženou v důsledku historické důlní činnosti je okres města Příbram. Už od středověku, stejně jako v okrese Kutná Hora, byly zde zpracovávány rudy k těžbě kovů. V důsledku zpracování galenitu při výrobě olova ve zdejších kovohutích došlo k antropogenní zátěži půd. Příčinou zdejší kontaminace půd Pb, Cd, Zn a v menší míře As jsou zejména emise z kovohutí (Vácha et al., 2006). Stříbro-olověné rudy byly zpracovávány již od roku 1786 (Vaněk et al., 2005). Provoz kovohutí je však po nějakou dobu ukončen. Od roku 1972 (Rieuwerts et Farago, 1996) se podnik zaměřuje na recyklaci automobilových baterií (Vácha et al., 2006).

Rieuwerts et Farago (1996) provedli na Příbramsku v 90. letech 20. stol. výzkum, jehož cílem bylo určit rozsah kontaminace kovy na území zkoumané plochy, a také stanovit zdroje znečištění. Na základě výsledků dospěli k závěru, že koncentrace kovů v horní vrstvě půdy (0–5 cm) vrcholily v oblasti kovohutí. Hodnota 37 300 mg Pb/kg byla naměřena v bezprostřední blízkosti huti. V rámci 1 km od zdroje se koncentrace Pb exponenciálně snižovaly se zvyšující se vzdáleností. S větší vzdáleností hodnoty klesaly mírněji. Podobný trend byl prokázán i u Cd, Zn, Cu a As. V rezidentní oblasti Příbrami podél silnic byly hodnoty Pb zdaleka nižší (468 mg/kg). Koncentrace kovů původem z důlní těžby dosahovaly nižších hodnot, než tomu bylo v případě kovohutí, např. max. hodnota Pb činila 4 112 mg/kg. Lze říci, že hlavním zdrojem kontaminace půdy jsou zejména emise původem z hutnického průmyslu. Také byly zaznamenány vyšší koncentrace kovů v lesních

půdách, pravděpodobně díky schopnosti kovů vytvářet komplexní sloučeniny v reakci s pevnou organickou hmotou.

Šichorová et al. (2004) se soustředili při svém výzkumu na imisemi nejzatíženější část oblasti Příbrami. Ta se nachází SV od zdroje kontaminace (komín Kovohutě). Cílem práce bylo z nasbíraných vzorků stanovit obsah vybraných kovů v půdě (Cd a Pb) a hodnotu pH v různých hloubkách půdního profilu v okolí zdroje. Jednotlivé vrstvy se členily na: A–vrstva 0–20 cm, B–vrstva 20–40 cm a C–vrstva 40–60 cm. U Cd obsahy v půdách kolísaly od 13,1 mg/kg v A–vrstvě až po 0,01 mg/kg v C–vrstvě. Až na pár výjimek se koncentrace Cd se zvyšující se délkou od zdroje snižovaly. Výjimkou může být např. výraznější geogenní zátěž na daném odběrném místě. Většinou se koncentrace Cd snižovaly také s hloubkou, až na pár ojedinělých případů. Závislost celkového obsahu Cd na hloubce půdního profilu naznačuje, že vrchní vrstva půdy je ovlivňována znečištěným ovzduším. U Pb přesahovaly koncentrace v A–vrstvě i hodnotu 1 000 mg/kg, konkrétně se pohybovaly v rozmezí 116–2 538 mg/kg. Obsahy Pb s hloubkou též klesaly (až na pár výjimek), jelikož hodnoty se ve vrstvě C pohybovaly v rozmezí 4,3–411 mg/kg. Díky velmi nízké mobilitě Pb je pokles výraznější než v případě Cd. Hodnoty pH se vyskytovaly od 4,4 do 7,25. Nejčtenější hodnoty byly naměřeny v intervalu 6–6,8 v A–vrstvě. Byl prokázán, byť ne tak značný, pokles pH s hloubkou. Spodní vrstvy půdního profilu jsou tedy proti horní vrstvě kyselější.

Okres Příbram se také potácí se silnou kontaminací fluvizemí³² v inundačním³³ pásmu řeky Litavky. Kovohuť se sama o sobě nachází v údolí Litavky (cca 3 km SV od Příbrami) (Vácha et al., 2006). Existují dva hlavní zdroje antropogenní kontaminace aluviálních půd podél řeky. Prvním je produkce emisí z metalurgického průmyslu, a druhým pak zaplavování území kontaminovanou vodou z odkalovacích hrází, které jsou častokrát protrženy. Tyto nádrže slouží především k metalurgickým účelům (Vaněk et al., 2005). Byla zde potvrzena silná kontaminace půd Cd, Pb a Zn. Půdy podél Litavky však nejsou zemědělsky využívané (Vácha et al., 2006). Vaněk et al. (2005) se ve své studii zaměřili přímo na mobilitu Cd, Pb a Zn na dvou profilech aluviálních půd v údolí Litavky. První profil se nacházel ve vzdálenosti 0,5 km a druhý 2,5 km od zdroje. Celkové koncentrace

³² = půdní typ typický pro nížiny; výskyt podél řek

³³ = území přilehlé k vodníku toku, zaplavované vyhlitím vody z koryta

jednotlivých kovů na prvním odběrném místě činily: Pb 15–4 705 mg/kg, Zn 333–3 395 mg/kg, Cd 3–45 mg/kg. Na druhém odběrném místě byly celkové obsahy v podstatě vyšší: Pb 875–4 500 mg/kg, Zn 2 512–8 728, Cd 18,5–67,5 mg/kg. Mezi jediné výjimky patří větší množství Pb v humusové vrstvě v prvním profilu a naopak vyšší koncentrace všech kovů v hlubších vrstvách v profilu druhém. Dá se tedy říci, že půdní profil vzdálený 2,5 km od zdroje znečištění je daleko více kontaminován než profil v jeho bezprostřední blízkosti. Na obou místech naměřené hodnoty výrazně přesahovaly české regulační limity (140 mg/kg pro Pb, 200 mg/kg pro Zn, 1 mg/kg pro Cd). Nejmobilnějším prvkem v porovnání s ostatními bylo Cd. Nejméně mobilním bylo naopak Pb. Zatímco distribuce Cd a Zn v půdních profilech vykazovaly variabilní trend, distribuce Pb měla s větší hloubkou plynule klesající charakter.

3.5 Asanace kontaminovaných půd PRP

Pojem asanace, jinými slovy také remediace (z anglického „remedy“ = napravit, dát do pořádku), znamená odstranění příčin či následků znečištění půdy. V současnosti remediační opatření zahrnují celou řadu kontaminantů, mezi nimiž jsou i rizikové prvky. Pravidla těchto opatření vychází z fyzikálních a chemických vlastností kontaminantů, jejich biologické rozložitelnosti za různých podmínek apod. (Němeček et al., 2010).

Němeček et al. (2010) dělí tato remediační opatření na:

- 1) **Tvrdé remediace** – mají za následek odstranění škodlivin z půdy, ale zároveň nejsou tyto metody k půdě šetrné, tudíž může dojít i k zhoršení její základních funkcí (hlavně k rozkladu organické hmoty a mikrobiální aktivity). Mezi tyto techniky se řadí extrakce roztoky minerálními kyselinami, hydroxidy či organickými kyselinami o různé koncentraci nebo chemicko-tepelný rozklad. Tyto metody se aplikují buď na odtěžené zemině („excavated methods“) nebo přímo na místě („in situ“). V případě ošetření odtěžené zeminy již nedochází k následnému opětovnému využití půdy k dřívějším účelům. Tento nový substrát poslouží jako stavební hmota nebo jako přísada k rekultivačním substrátům.
- 2) **Měkké remediace** – většinou jen eliminují negativní vliv kontaminantů, přičemž zachovávají základní půdní funkce. Některé metody však i odstraňují znečišťující látky z půdy. Mezi ně patří:
 - Biologická degradace kontaminantů – za působení mikrobiální činnosti, hub, apod.
 - Fytoremediace – jinými slovy pěstování některých rostlin, přičemž je využívána jejich schopnost hromadit v nadzemní hmotě větší množství toxických prvků. Následně jsou tyto rostliny spáleny (Šarapatka et al., 2002). Dle Šarapatky et al. (2002) se fytoremediace dělí ještě na:

- fyto-stabilizace – vybrané rostlinné druhy stabilizují postižené plochy (Němec et al., 2010);
- fytoextrakce – odčerpávání škodlivin z půdy rostlinami s výbornou schopností akumulace (Němeček et al., 2010).
- Imobilizace rizikových prvků v půdě – tzn. že se do půdy aplikují anorganické či organické materiály s dobrou sorpční vlastností, přičemž nesmí být chemicky, fyzikálně, ani biologicky závadné a jejich použití musí být ekonomicky přijatelné (Němeček et al., 2010).
- Vymývání půdy vodou – dle Šarapatky et al. (2002) se to týká pouze rizikových látek a prvků (As, Cd, Cu, Mg a Zn) rozpustných ve vodě. Princip této metody spočívá v plošném či brázdovém zatopení pozemku, kdy je poté kontaminovaná voda odčerpána pomocí technických vrtů a instalovaných čerpadel. Pro tuto metodu pouhá čistá voda nestačí. V kyselém půdním prostředí se používají kyselé roztoky technických nebo odpadových kyselin (H_2SO_4 , HNO_3 , HCl). K promývání půdy kontaminované As, Cu, F a Se se aplikují alkalické vodné roztoky hydrogenuhličitanu nebo sody.

Dle Šarapatky (2014) patří mezi další asanační řešení:

- překrytí půdy plastovou fólií nebo vegetačním krytem z důvodu snížit negativní působení na okolí;
- odvoz intoxikované vrstvy půdy;
- zředění půdní hmoty smícháním kontaminované půdy se zeminou, rašelinou či kompostem;
- vápnění půdy z důvodu snížení mobility prvků;
- přidání asanačních hmot (bentonit, zeolit, organická hnojiva) za účelem fixace a eliminace mobility PRP.

3.6 Legislativa

3.6.1 Legislativní předpisy v ČR

Stejně jako ve většině jiných států je v České republice v platnosti pouze zákon o zemědělských půdách č. 334/1992 Sb., Zákon o ochraně zemědělského půdního fondu (dále jen zákon) (Němeček et al., 2010). V současnosti se ke kontaminaci půd rizikovými prvky vztahuje Vyhláška Ministerstva životního prostředí (MŽP) 13/1994 Sb. k zákonu č. 334/1992 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu (Šarapatka, 2014). Vyhláška č. 13/1994 Sb. (dále jen vyhláška) obsahuje 17 paragrafů (§), přičemž § 2 „Vymezení nejvyšší přípustného obsahu škodlivých látek v půdě“ je pro tuto problematiku podstatný. Tab. č. 5 uvádí maximálně přípustné hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách dle zmíněné vyhlášky.

Tab. č. 5 Maximální přípustné obsahy rizikových prvků v půdě dle Vyhlášky č. 13/1994 Sb. (v mg/kg)

Prvek	Výluh 2 M HNO ₃ (výluh roztokem 2 M HNO ₃ při poměru půdy k vyluhovačce 1 : 10)		Výluh lučavkou královskou (Aqua regia)	
	Lehké půdy	Ostatní půdy	Lehké půdy	Ostatní půdy
As	4,50	4,50	30,0	30,0
Be	2,00	2,00	7,00	7,00
Cd	0,40	1,00	0,40	1,00
Co	10,0	25,0	25,0	50,0
Cr	40,0	40,0	100	200
Cu	30,0	50,0	60,0	100
Hg	-	-	0,60	0,80
Mo	5,00	5,00	5,00	5,00
Ni	15,0	25,0	60,0	80,0
Pb	50,0	70,0	100	140
V	20,0	50,0	150	220
Zn	50,0	100	130	200

Zdroj: Vyhláška č. 13/1994 Sb.

Sanace ohledně kontaminace urbánních půd jsou zmíněny v metodickém pokynu MŽP a tehdejšího Ministerstva privatizace a v metodických pokynech MŽP ČR k opatření asanace starých ekologických zátěží. S problematikou půdy se lze setkat i v jiných zákonech (zákon o lesích, vodě, přírodě, o aplikaci látek do půdy). Na základě spolupráce ČR s EU v rámci projektu „Urban Soil Management Strategy“ by se mohla problematika půdy zařadit i do zákona o územním a stavebním plánování (nynější zákon 183/2006 Sb.) (Němeček et al., 2010).

I přesto, že se Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, v. v. i. (dále jen VÚMOP) a Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (dále jen ÚKZÚZ) podílely na všestranném rozpracování problematiky hodnocení kontaminace zemědělských půd na úrovni, která je srovnatelná se zahraničím a která byla sjednocována v pracovní radě MŽP, nebyla do roku 2010 tato problematika schválena ani v podobě obnovení existující vyhlášky (Němeček et al., 2010).

V roce 2010 byla předložena novelizace vyhlášky (Vácha, 2011). V roce 2013 došlo však přímo na novelizaci zákona, kdy byl Poslaneckou sněmovnou Parlamentu schválen návrh upřesňující obecnou ochranu zemědělského půdního fondu oproti dosavadnímu zákonu. Soustředí se především na kvalitativní ochranu půdy související s erozí a s kontaminací a rozpracovává také pořizování informací o půdě. Tyto informace obsahují právě data o obsahu rizikových prvků či rizikových látek v půdě, o fyzikálních a biologických vlastnostech půdy a rozsahu erozního ohrožení. Autor zmiňuje však i jiné další pozornosti, které jsou v návrhu zahrnuty. Senátem Parlamentu ČR byly však po projednání novely zákona vneseny pozměňující návrhy. Na základě toho byl návrh vrácen zpět do Poslanecké sněmovny. V důsledku jejího rozpuštění nemohlo dojít k následnému rozhodnutí, tudíž byla novelizace zákona pozastavena (Šarapatka, 2014).

Do nové legislativní úpravy byl na základě znalostí působení kontaminantů v prostředí zahrnut návrh, který obsahuje hierarchické limity používané v několika zahraničních státech. Novelizace bude zahrnovat následující limity:

- **preventivní limit** (limit kontaminace) – horní hranice pozad'ových hodnot³⁴ respektující geochemické vlastnosti půdotvorných substrátů,

³⁴ = přírodní obsahy prvků v půdě, které jsou dány především mineralogickým složením substrátu (Němeček et al., 2010)

- **indikační limit** (limit kritické zátěže půd) – z hlediska kvality a kvantity rostlinné produkce, vypracovaný na základě studií transferu rizikových prvků do rostlin, a z hlediska přímého ohrožení lidského zdraví (Šarapatka, 2014).

Šarapatka et al. (2002) zmiňuje ještě **asanační limit**, ale ten nebyl schválen z důvodu jeho nenavržených hodnot.

Rok 2015 se stal termínem v perspektivách MŽP ohledně novelizace zákona na ochranu veškerých půd na úrovni mezinárodních norem (Němeček et al., 2010).

3.6.2 Legislativní předpisy v EU

Již dlouho se usiluje o prosazení zákona na ochranu veškerých půd, který by se zabýval problematikou kontaminace půd. Nejlépe je tak tomu v Německu, kde takový zákon už nějakou dobu funguje. Podobně je na tom také Nizozemí, Rakousko a většina států Evropské unie (dále jen EU). Příkladem může být především německý zákon, který se zabývá ochranou všech půdních funkcí (Němeček et al., 2010).

Součástí ochrany půd v rámci EU je sdělení Komise z roku 2006, které nese název „Tematická strategie pro ochranu půd“ (dále jen „Tematická strategie“). Na základě Evropského parlamentu a Rady EU byla navržena změna směrnice 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí (EUR - Lex, 2011). Doposud v platné směrnici 2004/35/ES je zmíněno, že škody na životním prostředí zahrnuje také škody, které jsou způsobené částicemi roznášenými vzduchem a které tím pádem poškozují vodu, půdu či chráněné druhy nebo přírodní stanoviště. Škodou na půdě se rozumí jakákoliv kontaminace půdy představující relevantní riziko pro zdraví lidstva, které je škodlivě ovlivněno působením přímé nebo nepřímé aplikace látek, přípravků, organismů či mikroorganismů do půdy, na půdu či pod zemský povrch (EUR – Lex, 2004).

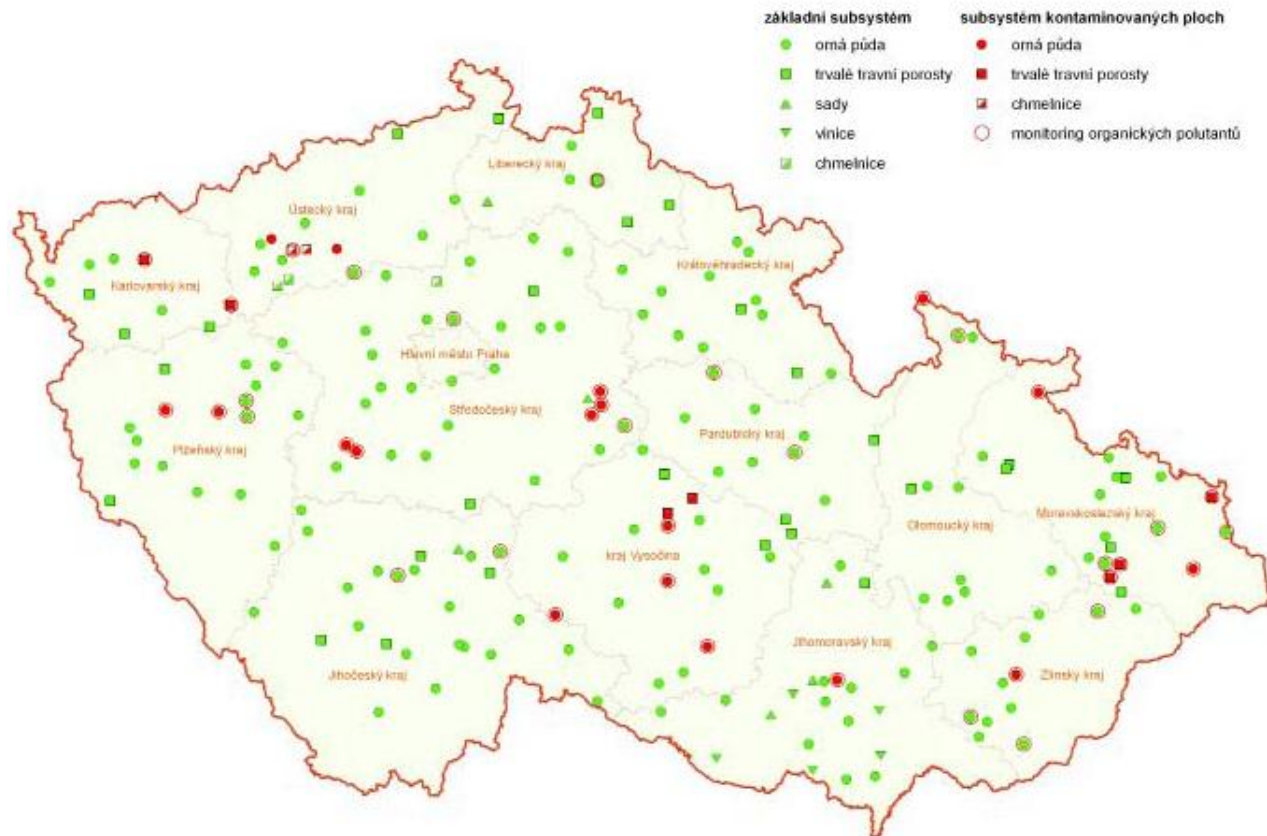
Návrh „Tematické strategie“ obsahuje opatření pro ochranu půdy, čímž by byla zachována její schopnost ekologické, ekonomické, kulturní a sociální funkce. Dále je zde zahrnut nový legislativní rámec, který je určen pro ochranu a udržitelné využívání půdy, integraci ochrany půdy do politik států EU a Společenství, posílení znalostní základny a nakonec i zvyšování povědomí veřejnosti. Důležitým bodem je především návrh o změně směrnice, neboť ta je členskými státy EU schopná poskytnout opatření přizpůsobená lokálním skutečnostem. Tato opatření se soustředí na stanovení problémů, zamezení degradaci půdy a na rekultivaci kontaminované či degradované půdy. Dále návrh směrnice nařídí členským státům, aby přijaly patřičná opatření k zabránění kontaminaci půd škodlivými látkami. Součástí návrhu směrnice musí být seznam lokalit kontaminovaných toxickými látkami v případě, že jejich obsah představuje značné riziko pro lidské zdraví či pro životní prostředí. Týká se to také oblastí, kde probíhaly v historii určité aktivity (sklárny, letiště, přístavy, vojenské prostory, aktivity upravené směrnicí o integrované prevenci a omezování znečištění, aj.) V návrhu jsou tyto potenciálně znečišťující aktivity uvedeny. Jestliže dojde k prodeji takovéto lokality, musí majitel či budoucí kupující informovat příslušný národní orgán a druhou stranu v transakci o daném stavu půdy. Dokument o stavu půdy vystaví schválená organizace nebo osoba pověřená přímo členskými státy EU. Státy EU jsou poté povinné provést sanaci kontaminovaných lokalit dle strategie konkrétního státu, která určuje priority. V případě, že od odpovědné osoby nelze vymáhat náklady na sanaci, tak právě dotyčný stát EU je povinen uhradit veškeré finanční prostředky (EUR – Lex, 2004).

Z nákladů na ochranu půdy je patrný smysl této strategie. Do roku 2010 bylo na to vynaloženo 38 miliard €, do roku 2015 dalších 290 milionů € (Němeček et al., 2010).

3.7 Odborná pracoviště v ČR zabývající se monitoringem dané problematiky

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) se zabývá monitoringem rizikových prvků v zemědělských půdách již od roku 1992, kdy vznikl tzv. Bazální monitoring zemědělských půd (BMP) (Šarapatka, 2014). V tomto roce byly odebrány první vzorky z celkem 190 pozorovacích lokalit. V roce 1997 vznikl subsystém kontaminovaných ploch. V oblastech kontaminovaných anorganickými prvky a sloučeninami (antropogenního i geogenního původu) vzniklo pak dalších 27 monitorovacích lokalit. Na Obr. č. 9 je zobrazeno současné rozmístění lokalit BMP. ÚKZÚZ zkoumá prvky: Al, As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn a Hg. Jejich koncentrace jsou určovány na základě výluhu lučavkou královskou (*Aqua regia*) a poté porovnávány s limity stanovených vyhláškou č. 13/1994 Sb. (Poláková et al., 2011).

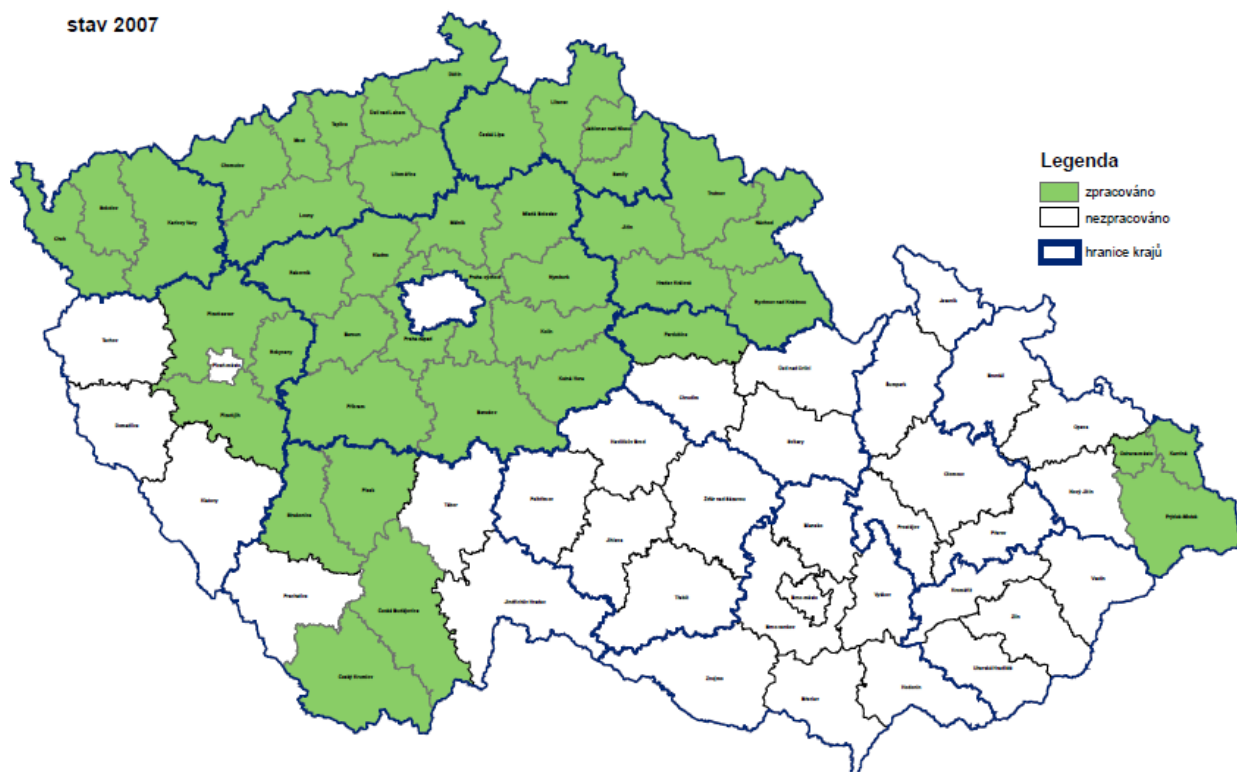
Obr. č. 9 Rozmístění monitorovacích ploch Bazálního monitoringu půd



Zdroj: Poláková et al., 2011

Další institucí zabývající se monitoringem kontaminace půd PRP je Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd (VÚMOP). VÚMOP vznikl v roce 2006, tudíž hodnocením kontaminace půd v ČR se nezabývá tak dlouho jako výše zmíněná instituce (VÚMOP, 2014). Součástí monitoringu VÚMOP je 9 ze 12 krajů ČR, ve kterých v roce 2007 měřil celkové obsahy 13 rizikových prvků v půdě. Pouze 5 prvků: As, Be, Cd, Pb a Zn bylo využito pro vlastní mapové zpracování. Celkové obsahy prvků byly stanoveny po rozkladu směsí kyselin a jejich koncentrace v extraktu 2 M HNO₃. Obr. č. 10 ukazuje již zpracované a nezpracované okresy v ČR ohledně hodnocení kontaminace půd rizikovými prvky (Vácha, 2007).

Obr. č. 10 Přehled okresů, pokrývajících soubory map zátěže zemědělských půd rizikovými látkami



Zdroj: Vácha, 2007

4. Praktická část práce

4.1 Metodika

V rámci Bazálního monitoringu půd v ČR (ÚKZÚZ) byly na komparovaných lokalitách odebrány vzorky z půd, konkrétně z trvalého travního porostu z hloubky 0-10 cm (tyto odběry se provádí již od roku 1992 každých šest let). Následné obsahy As, Cd a Pb byly stanoveny po výluhu v lučavce královské (*Aqua regia*) a v 2 M HNO₃.

Na základě poskytnutých dat přímo od jedné z autorek tohoto monitoringu, byly pro jednotlivé prvky a pro jednotlivé lokality sestaveny vlastní tabulky s koncentracemi (zahrnuty jsou oba zmíněné výluhy). Pomocí pak samostatně vytvořených tabulek byly následně vytvořeny grafy, které znázorňují vývoj koncentrací popisovaných prvků v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013.

Součástí praktické části je také porovnání atmosférické depozice na území vybraných lokalit v jednotlivých letech (1995, 2000, 2005 a 2010). K tomu byla využita data, konkrétně mapové podklady, které jsou veřejně dostupné ve Výzkumném ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví (VÚKOZ), a také veřejně dostupné mapové podklady z Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ).

Data z VÚKOZ zahrnují koncentrace vybraných prvků v mechu jménem „trávník Schreberův“ (*Pleurozium schreberi*). Tyto obsahy byly naměřeny v letech 1995, 2000, 2005 a 2010. Na základě těchto koncentrací byl vypočítán průměrný roční atmosférický spad na dané lokalitě pro daný prvek, a to za pomoci vzorce:

$$D = (C \cdot A) / E$$

kde

D je atmosférický spad pro daný prvek (μg/m²/rok);

C je koncentrace daného prvku ve vzorku mechu (mg/kg = μg/g);

A je produkce biomasy mechu na dané lokalitě ($\text{g/m}^2/\text{rok}$); *a*

E je účinnost daného prvku, který je přijímán mechem (%).

Průměrná produkce mechu „trávník Schreberův“ v ČR se pohybuje okolo 129 g/m^2 za rok. Koeficienty týkající se účinnosti vybraných prvků přijímaných mechem v ČR činí pro As 35 %, pro Cd 60 % a pro Pb 100 % (Sucharová et Suchara, 1998a).

Mapové podklady z ČHMÚ se týkají pouze atmosférické depozice Cd a Pb. Konkrétně jsou k dispozici mapy zobrazující pole mokré roční depozice kadmennatých / olovnatých iontů a pole suché roční depozice Cd / Pb. Průměrná celková roční atmosférická depozice Cd a Pb byla vlastnoručně vypočítána zprůměrováním mokré a suché depozice. Ročenky atmosférické depozice jsou v ČHMÚ publikovány až od roku 1996.

Z tohoto důvodu se porovnání atmosférické depozice vypočítané dle výše zmíněného vzorce s atmosférickou depozicí naměřenou ČHMÚ týká pouze Cd a Pb. Atmosférický spad As vypočítaný pomocí vzorce je tedy pouze informačního charakteru ze strany autorky bakalářské práce.

Pro porovnání přímo měřené atmosférické depozice (ČHMÚ) a atmosférické depozice z mechu (VÚKOZ) pro Cd a Pb byla provedena statistická analýza dat za použití párového uspořádání t-testu.

Dále byla vypracována korelace mezi obsahy prvků (Cd a Pb) v půdě (po výluhu lučavkou královskou a po výluhu 2 M HNO_3) a atmosférickou depozicí jak z ČHMÚ, tak z mechu. U As byl sestaven vzájemný vztah jen mezi koncentracemi po výluhu lučavkou a atmosférickou depozicí v mech. Pro tuto analýzu byla použita Spearmanova neparametrická korelace.

Statistická analýza dat byla provedena pomocí statistického programu Statistica 6.0, StatSoft.

4.2 Zájmová území v ČR

Zájmové lokality byly vybrány na základě koncentrací porovnávaných rizikových prvků (As, Cd a Pb) v půdě. Nejvhodnějšími obsahy pro praktickou část byly zvoleny právě ty, které byly naměřeny na plochách trvalého travního porostu v hloubce 0-10 cm pod zemským povrchem. Obsahy byly naměřeny v rámci Bazálního monitoringu půd v ČR. Tato data byla poskytnuta přímo institucí, která se výzkumem zabývá, tedy Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ).

U každého prvku jsou porovnávány vždy tři lokality v rámci celé ČR. Tyto lokality se vyznačují rozdílnými obsahy daného prvku v půdě. Jinými slovy lze říci, že na základě jednotlivých prvků je vybráno místo s vysokými, se středně vysokými a s nízkými koncentracemi zkoumaného prvku v půdě.

Ačkoliv jsou vysoké obsahy As v půdě známe především pro okres Kutná Hora, byla vybrána jiná oblast. Kutnohorsko bohužel není zahrnuto do monitoringu trvalých travních porostů, jak je patrné z obrázku Obr. č. 9. Mezi velmi zatížené lokality patří zvolená Tisá v okrese Ústí nad Labem (Ústecký kraj), kde se jako půdní typ vyskytuje kambizem³⁵. Mezi středně zatížené patří Lhota Komárov na Semilsku (Liberecký kraj) se stejným půdním typem a mezi méně nezatížené pak Výrov u Husince na Prachaticku (Jihočeský kraj) s výskytem gleje³⁶.

S vysokými obsahy Cd se lze setkat na Novojičínsku, konkrétně v Hladkých Životicích (Moravskoslezský kraj), kde se vyskytuje fluvizem. Středně zatíženou oblastí je např. Starý Ples u Náchoda (Královéhradecký kraj) s půdním typem glej. Naopak za „čistou“ oblast byla zvolena Štědrá u Kynšperka nad Ohří na Sokolovsku (Karlovarský kraj) s výskytem kambizemě.

Příbramsko je považováno za nejvíce kontaminovanou oblast Pb v celé ČR. Bohužel ani okres Příbram nezahrnuje data ohledně trvalého travního porostu. Proto bylo zvoleno Rádlo u Jablonce nad Nisou (Liberecký kraj), které se také vyznačuje vysokými koncentracemi Pb v půdě a výskytem kambizemě. Za středně zatíženou

³⁵ = nejrozšířenější půdní typ v ČR; výskyt v pahorkatinách, vrchovinách, ale i v horách (450-800 m n. m.)

³⁶ = půdní typ vyskytující se v nivách vodních toků a v zamokřených úpadech

lokalitu byly vybrány opět Hladké Životice na Novojičínsku. Relativně nezatíženou lokalitu zastupují Poloučany na Tachovsku (Plzeňský kraj), pro které je charakteristická kambizem.

4.3 Výsledky

Půdní koncentrace As (po výluhu lučavkou královskou a 2 HNO₃) naměřené na jednotlivých lokalitách jsou zobrazeny v Tab. č. 6. Tisá představuje nejvíce zatíženou lokalitu, Lhota Komárov středně a Výrov u Husince nejméně zatíženou lokalitu. Na základě toho jsou sestaveny grafy zvlášť pro lučavku královskou (Obr. č. 11) a zvlášť pro 2 M HNO₃ (Obr. č. 12), které jsou k vidění v kapitole 7. Přílohy.

Tab. č. 6 Koncentrace As v půdě na vybraných lokalitách v letech 1995, 2001, 2007 a 2013 (výluh lučavkou k. a 2 M HNO₃)

As	rok							
	1995		2001		2007		2013	
lokalita	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)
TISÁ	20,0	nestanoveno	22,4	4,90	24,7	3,58	23,8	5,58
LHOTA KOMÁROV	11,4	nestanoveno	13,5	3,53	11,9	2,49	16,0	3,25
VÝROV U HUSINCE	3,98	nestanoveno	5,04	0,50	4,69	1,19	6,38	0,96

Tab. č. 7 ukazuje obsahy Cd v půdě na vybraných lokalitách v časově zkoumaném období. Hladké Životice zastupují oblast velmi zatíženou Cd, Starý Ples pak středně zatíženou a Štědrá u Kynšperka nad Ohří oblast „čistou“. Obr. č. 13 zobrazuje vývoj obsahu Cd po výluhu lučavkou, Obr. č. 14 pak po výluhu 2 M HNO₃ (viz kapitola 7. Přílohy).

Tab. č. 7 Koncentrace Cd v půdě na vybraných lokalitách v letech 1995, 2001, 2007 a 2013 (výluh lučavkou k. a 2 M HNO₃)

Cd	rok							
	1995		2001		2007		2013	
lokality	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)
HLADKÉ ŽIVOTICE	0,80	0,36	0,69	0,53	0,58	0,64	0,79	0,65
STARÝ PLES	0,58	0,53	0,36	0,38	0,45	0,44	0,10	0,29
ŠTĚDRÁ U KYNŠPERKA NAD OHŘÍ	0,20	0,13	0,24	0,16	0,18	0,14	0,25	0,26

Koncentrace Pb v půdě na zkoumaných lokalitách jsou k vidění v Tab. č. 8. Rádlo představuje oblast nejvíce zatíženou, Hladké Životice pak středně zatíženou a Poloučany lokalitu téměř neznečištěnou Pb. Na základě toho jsou vyvozeny grafy s výluhem lučavkou (Obr. č. 15) a 2 M HNO₃ (Obr. č. 16) (viz kapitola 7. Přílohy).

Tab. č. 8 Koncentrace Pb v půdě na vybraných lokalitách v letech 1995, 2001, 2007 a 2013 (výluh lučavkou k. a 2 M HNO₃)

Pb	rok							
	1995		2001		2007		2013	
lokality	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)	lučavka královská (mg/kg)	2 M HNO ₃ (mg/kg)
RÁDLO	55,3	45,7	55,8	53,0	137	nestanoveno	66,3	61,8
HLADKÉ ŽIVOTICE	32,1	30,3	27,1	30,8	34,6	33,5	40,2	32,3
POLOUČANY	16,4	11,0	20,7	16,2	19,3	13,4	23,6	13,3

V Tab. č. 9 jsou zobrazeny koncentrace Cd naměřené v atmosférické depozici v mechu a přímo měřené z ovzduší. Výsledky párového t-testu činí pro $t = -1,17$ a pro $p = 0,25$.

Tab. č. 9 Atmosférická depozice Cd v mechu a v ovzduší na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2010

Cd	Mech (mg/kg/rok)	Depozice (mg/m ² /rok)
1995	0,16	0,23
	0,08	0,12
	0,02	0,20
2000	0,13	0,11
	0,08	0,11
	0,04	0,06
2005	0,14	0,13
	0,05	0,08
	0,04	0,06
2010	0,12	0,08
	0,05	0,06
	0,03	0,04

Porovnání atmosférických depozic bylo pro Pb zpracováno na stejném principu jako Cd. Hodnoty párového t-testu v tomto případě činí pro $t = -2,46$ a pro $p = 0,03$, přičemž t popisuje výpočet pozorované hodnoty testové statistiky a p vyjadřuje pravděpodobnost realizace hodnoty testovací statistiky, jestliže platí nulová hypotéza. Obsahy řešeného prvku jsou zobrazeny v Tab. č. 10.

Tab. č. 10 Atmosférická depozice Pb v mechu a v ovzduší na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2010

Pb	Mech (mg/kg/rok) (VÚKOZ)	Depozice (mg/m ² /rok) (ČHMÚ)
1995	4,84	3,50
	2,26	2,50
	0,97	2,00
2000	2,26	5,38
	1,29	2,63
	0,32	0,75
2005	0,97	3,13
	0,97	1,50
	0,32	0,75
2010	1,29	1,50
	1,03	1,93
	0,41	0,75

Obr. č. 17-19 v kapitole 7. Přílohy zobrazují korelaci, co se Cd týče. Korelace pro Pb jsou k vidění na Obr. č. 20-23, pro As na Obr. č. 24.

4.4 Diskuze

Co se týče vývoje obsahu As v půdě na území Tisé, dle výluhu lučavkou královskou došlo v roce 2001 k nárůstu až do roku 2007. V roce 2013 pak byl zaznamenán pokles. Hodnoty naměřené po výluhu 2 M HNO₃ jsou v podstatě menší, tedy okolo 4 či 5 mg/kg. Ve Lhotě Komárov u Semil se průměrná koncentrace As po výluhu lučavkou pohybovala mezi roky 1995 a 2007 kolem 12 mg/kg. V roce 2013 došlo zde k nárůstu obsahu As v půdě až na 16 mg/kg. Obsahy As se v rámci výluhu 2 HNO₃ pohybovaly od roku 2001 kolem 3 mg/kg. Všechny naměřené koncentrace ve Výrově u Husince potvrzují, že zde není půda tolik kontaminovaná As jako jinde. Pro lepší představu lze tyto obsahy porovnat s maximálními přípustnými hodnotami v ČR (viz Tab. č. 5).

Vývoj koncentrací Cd po výluhu lučavkou v nejzatíženější popisované oblasti, ve Hladkých Životicích, má klesající a následně vzestupný trend s hodnotami okolo 0,6 až 0,8 mg/kg. V případě 2 M HNO₃ je patrný jen trend vzestupný. Ve Starém Plese u Náchodu byl v roce 2013 oproti roku 1995 zaznamenán výrazný

pokles průměrné koncentrace As v půdě jak po výluhu lučavkou, tak po výluhu 2 M HNO₃. Lokalita Štědrá na Karlovarsku se vyznačuje nízkými obsahy okolo 0,2 mg As na kg po výluhu lučavkou královskou, stejně jako po výluhu 2 M HNO₃. I přesto byl zde však v obou případech prokázán vyšší obsah As v půdě v roce 2013 než v roce 1995.

V Rádle u Jablonce n. Nisou, zastupující velmi zatíženou oblast, dosahovaly průměrné koncentrace Pb v půdě po výluhu lučavkou v roce 2007 hodnot 136,55 mg/kg. V jiných letech byly hodnoty o více jak polovinu nižší. Obsahy po výluhu 2 M HNO₃ se pohybovaly okolo 50 či 60 mg Pb na kg. Hladké Životice, co se kontaminace Pb týče, se potýkaly s jeho koncentracemi okolo 30 či 40 mg/kg jak po výluhu lučavkou, tak po výluhu 2 M HNO₃. Na Tachovsku v Poloučanech se koncentrace Pb v půdě pohybovaly kolem 20 mg/kg po výluhu lučavkou a v rozmezí 11,02-16,15 mg/kg po výluhu 2 M HNO₃.

Porovnáním atmosférické depozice Cd v mechu a přímo měřené nebyl prokázán žádný významný statistický rozdíl, jelikož hodnota p je vyšší než 0,05. Jinými slovy, depozice Cd v mechu a ve vzduchu se neliší.

V případě depozic u Pb byl naopak zaznamenán statisticky významný rozdíl podle párového uspořádání t-testu, protože hodnota p byla nižší než 0,05. Depozice se tedy u Pb podstatně liší.

Koncentrace Cd po výluhu 2 M HNO₃ a atmosférická depozice v mechu (Obr. č. 17) spolu korelují, přičemž korelační koeficient nabývá hodnoty 0,78. Korelují mezi sebou i obsahy Cd po výluhu lučavkou a obsahy Cd v atmosférické depozici v mechu (Obr. č. 18), kde korelační koeficient činí 0,83. Naopak vzájemný vztah Cd po výluhu lučavkou a atmosférické depozice Cd měřené ze vzduchu (Obr. č. 19) nepotvrzuje přímý vztah mezi kontaminací a extrahovatelností kovu z důvodu transformace Cd v půdě. V tomto případě vyšel korelační koeficient 0,54.

Data pro obsah Pb v půdě po výluhu 2 M HNO₃ a pro atmosférickou depozici v mechu (Obr. č. 20) spolu pozitivně korelují na hladině významnosti $\alpha < 0,05$. Z toho vyplývá poznatek, že mechorosty velmi pravděpodobně mohou přijímat Pb ze substrátu (dle výluhu 2 M HNO₃). Naopak lučavka a depozice v mechu spolu nekorelují (korelační koeficient = 0,57) (Obr. č. 22), jelikož se louhuje větší a tím pádem nepřístupné množství Pb pro mech. Ani obsahy Pb v půdě po obou výluzích

nekorelují s atmosférickou depozicí Pb, nejspíš z důvodu transformací olovnatých depozic v půdě (rozpuštění, migrace atd.) Korelační koeficient pro 2 M HNO₃ x depozice Pb ve vzduchu činí 0,46 (Obr. č. 21), pro lučavku x depozice Pb ve vzduchu pak 0,56 (Obr. č. 23).

Z důvodu nedostatku dat byla u As vypracována pouze korelace mezi obsahy As v půdě po výluhu lučavkou a depozicí As v mechu (Obr. č. 24). Data zde korelují, přičemž korelační koeficient nabývá hodnot 0,65.

5. Závěr

Cílem práce bylo charakterizovat princip kontaminace půd toxickými prvky z atmosférické depozice vlivem průmyslové činnosti, vysvětlit pojmy spojené s touto problematikou, dále zmínit zdroje znečištění půdy a jmenovat a konkrétněji popsat některé z potenciálně rizikových prvků. Důležité bylo také zmínit se o současném stavu v ČR, co se kontaminované půdy týče, a o institucích, které se monitoringem dané problematiky zabývají. Nezbytnou součástí bylo také jmenování některých asanačních řešení a legislativních předpisů v rámci ČR a EU.

Velmi přínosnými se pro mne staly informace o stavu půd v ČR, tedy o tom, jaké oblasti jsou zatíženy konkrétními prvky. Na základě grafického znázornění kontaminace půd As, Cd a Pb na vybraných lokalitách bylo velmi zajímavým zjištěním, jak se znečištění půdy v ČR za posledních 15 let vyvíjelo. Byla jsem také překvapena výsledkem ze statistické analýzy atmosférických depozic Cd, kde nebyl prokázán žádný významný statistický rozdíl. Přínosným se stal také fakt, že některá data, byť z různých ústavů, spolu korelují. Statistická analýza nebyla však cílem této bakalářské práce, čemuž nasvědčuje i omezené množství dat. Analýza slouží jen pro označení, jak mohou být již naměřená a existující data komparována. Za kladné považuji také samostatné vyhledání vhodných odborných pracovišť, díky nimž byla poskytnuta data pro praktickou část práce. Také extrakce průměrných ročních koncentrací prvků, ať už v mechu či v atmosférické depozici, z mapových podkladů bylo velmi příjemným doplňkem při zpracování této práce, jelikož ráda pracuji s mapami a dobře se v nich orientuji.

Co se týče problematiky kontaminace půd v ČR, nejprve by měla být odsouhlasena novelizace zákona, která je v nynější době téměř připravená. Dále by bylo nutné zlepšit kvalitu znečištěných půd, tzn. použít některá z asanačních řešení, která jsou uvedena v literární rešerši. Nejlepšími metodami by byly ty, které nejsou ekonomicky náročné a které jsou šetrné k životnímu prostředí. Jedině tak lze zajistit budoucím generacím dostatek kvalitní půdy, jakožto neobnovitelného přírodního zdroje.

6. Přehled literatury a použitých zdrojů

6.1 Tištěné zdroje

- BENCKO V., CIKRT M. et LENER J., 1995: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, s.r.o., Praha, 288 s.
ISBN 80-7169-150-X
- BRANIŠ M., HŮNOVÁ I. [eds.], 2009: *Atmosféra a klima – Aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, Praha, 351 s.
ISBN 978-80-246-1598-1
- CIBULKA J. [eds.], 1991: *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Academia, Praha, 432 s.
ISBN 80-200-0401-7
- FERGUSSON J. E., 1990: *The heavy elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Pergamon Press, Oxford, New York, Seoul, Tokyo, 614 s.
ISBN 0-08-034860-2 Hardcover
ISBN 0-08-040275-5 Flexicover
- GALUŠKOVÁ I. [eds.], 2008: *Speciace těžkých kovů v městských půdách*. In: ROHOŠKOVÁ M. et JAKŠÍK O.: 12. pedologické dny na téma „Antropogenní zatížení půd“, Sborník příspěvků, Kostelec nad černými lesy, 2008. ČZU v Praze, Praha: 37-42.
ISBN 978-80-213-1879-3
- HÁJKOVÁ J. [eds.], 1998: *Anglicko-Český a Česko-Anglický slovník ekologie a životního prostředí*. Fontána et Živá planeta, Praha, 608 s.
ISBN 80-238-2760-X (Živá planeta)
ISBN 80-86179-11-7 (Fontána)

- CHRASTNÝ V. [eds.], 2014: *Lead migration in smelter-impacted deciduous and coniferous organic soil horizons based on a long-term in-situ implantation and laboratory column experiments*. Applied Geochemistry 48: 168-175.
- KABATA-PENDIAS A., 2001: *Trace elements in soils and plants. (The third edition)*.
CRC Press, Florida, 415 s.
ISBN 0-8493-1575-1
- KINGERY W. L., SIMPSON A. J. et HAYES M. H. B., 2001: *Chemical Structures of Soil Organic Matter and Their Interactions with Heavy Metals*.
In: SELIM H. M. et SPARKS D. L.: *Heavy Metals release in Soils*. Lewis Publishers, Florida, 237-241.
ISBN 1-56670-531-2
- NĚMEČEK J., VÁCHA R. et PODLEŠÁKOVÁ E., 2010: *Hodnocení kontaminace půd v ČR*. VÚMOP, Praha, 148 s.
ISBN 978-80-87361-16-0
- POLÁKOVÁ Š. [eds.], 2011: *Monitoring zemědělských půd v České republice, 1992-2007*. ÚKZÚZ, Brno, 118 s.
ISBN 978-80-7401-041-5
- RIEUWERTS J. et FARAGO M., 1996: *Heavy metal pollution in the vicinity of a secondary lead smelter in the Czech Republic*. Applied Geochemistry 11: 17-23.
- SÁŇKA M., 2003: *Kontaminace půdy jako součást komplexního hodnocení rizik – Případová studie v oblasti Kutná Hora*. In: SÁŇKA M. et KULHAVÝ J.: *Pedologické dny 2003, Sborník příspěvků z konference „Ochrana a využití půdy v nívních oblastech“*: 165–168.

- SLAVÍK R., JULINOVÁ M. et LABUDÍKOVÁ M., 2012: *Screening of the spatial distribution of risk metals in topsoil from an industrial complex*. *Ecol Chem Eng S.* 19(2): 259–272.
- SUCHARA I. [eds.], 2007a: *Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part I: Eight toxic metals*. VÚKOZ, Průhonice, 127 s. + CD.
ISBN 978-80-85116-55-7
- SUCHARA I., SUCHAROVÁ J. et HOLÁ M., 2007b: *Bio-monitoring of the atmospheric deposition of elements in the Czech republic. Results of the International bio-monitoring programme UNECE ICP-Vegetation 2000*. VÚKOZ, Průhonice, 237 s.
ISBN 978-80-85116-58-8
- SUCHAROVÁ J. et SUCHARA I., 1998a: *Atmospheric deposition levels of chosen elements in the Czech Republic determined in the framework of the International Bryomonitoring Program 1995*. *The Science of the Total Environment* 223: 37-52.
- SUCHAROVÁ J. et SUCHARA I., 1998b: *Biomonitoring of the Atmospheric Deposition of Metals and Sulphur Compounds Using Moss Analysis in the Czech Republic. Results of the International Biomonitoring Programme 1995*. VÚOZ, Průhonice, 183 s.
ISBN 80-901916-8-1
- SUCHAROVÁ J., SUCHARA I. et HOLÁ M., 2008: *Contents of 37 elements in moss and their temporal and spatial trends in the Czech Republic during the last 15 years. Fourth czech bio-monitoring survey pursued in the framework of the international programme UNECE ICP-Vegetation 2005/2006*. VÚKOZ, Průhonice, 172 s.
ISBN 978-80-85116-62-5

- ŠARAPATKA B., 2014: *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 232 s.
ISBN 978-80-244-3736-1
- ŠARAPATKA B., DLAPA P. et BEDRNA Z., 2002: *Kvalita a degradace půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 246 s.
ISBN 80-244-0584-9
- ŠICHOROVÁ K., [eds.], 2004: *Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area*. *Plant soil environ.* 50: 525–534.
- USTYAK S. et PETŘÍKOVÁ V., 1996: *Heavy metal pollution of soils and crops in Northern Bohemia*. *Applied Geochemistry* 11: 77–80.
- VÁCHA R., 2011: *Vývoj legislativy ochrany zemědělského půdního fondu, týkající se kontaminace půd (vyhláška Mze ČR 13/1994 Sb.)*. *Informační listy* 36, Prosinec 2011, (ročník XVII), VÚMOP, Praha: 4–7.
- VÁCHA R., [eds.], 2006: *Změna hygienických parametrů zemědělských půd na antropogenně ovlivněných územích ČR*. In ŠARAPATKA B. et BEDNÁŘ M., 2006 *Sborník referátů z 11. pedologických dnů KOUTY NAD LESNOU, 20. – 21. 9. 2006*, Olomouc: 63–68.
ISBN 80-244-1448-1
- VÁCHA R., 2007: *Soubor map zátěže zemědělských půd potenciálně rizikovými prvky. Soubor map zátěže zemědělských půd perzistentními organickými polutanty (1 : 200 000)*. VÚMOP, Praha, 15 s. + CD.
ISBN 978-80-239-9442-6
- VÁCHA R., [eds.], 2009: *Pravidla pro odběr vzorků a operativní stanovení vybraných forem As v půdě*. VÚMOP, Praha, 45 s.
ISBN 978-80-87361-01-6

- VANĚK A., [eds.], 2005: *Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry*. Plant soil environ. 51: 316–321.
- VOPRAVIL J. [eds.], 2010: *Půda a její hodnocení v ČR. Díl I*. VÚMOP, Praha, 148 s.
ISBN 978-80-87361-05-4
- ZIMOVÁ M., 2000: *Kontaminovaná půda*. Státní zdravotní ústav v nakladatelství Fortuna, Praha, 24 s.
ISBN 80-7071-165-5

6.2 Internetové zdroje

- ČHMÚ, 1997: *Pole mokré roční depozice kademnatých iontů. Pole mokré roční depozice olovnatých iontů. Pole suché roční depozice kadmia. Pole suché depozice olova*. Informační systém kvality ovzduší. Český hydrometeorologický ústav, online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr96cz/groc96.html>, cit. 1. 3. 2015.
- ČHMÚ, 2000: *Emisní bilance České republiky 1999, kategorie zdrojů znečišťování ovzduší*. Český hydrometeorologický ústav, Praha, online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/embil/oez99/99embil.html>, cit. 2. 12. 2014.
- ČHMÚ, 2001: *Pole mokré roční depozice kademnatých iontů. Pole mokré roční depozice olovnatých iontů. Pole suché roční depozice kadmia. Pole suché depozice olova*. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2000. Český hydrometeorologický ústav, online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr00cz/k3.html>,

cit. 1. 3. 2015.

- ČHMÚ, 2006: *Pole mokré roční depozice kademnatých iontů. Pole mokré roční depozice olovnatých iontů. Pole suché roční depozice kadmia. Pole suché depozice olova. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2005.* Český hydrometeorologický ústav, online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr05cz/kap3.html>,

cit. 1. 3. 2015.

- ČHMÚ, 2011: *Pole mokré roční depozice kademnatých iontů (z odběrů bulk). Pole mokré roční depozice olovnatých iontů (z odběrů bulk). Pole suché roční depozice kadmia. Pole suché depozice olova. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2010.* Český hydrometeorologický ústav, online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr10cz/kap3.html>,

cit. 1. 3. 2015.

- EUR - Lex, 2004: *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí.* Přístup k právu evropské unie, online: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32004L0035>,

cit. 30. 1. 2015.

- EUR - Lex, 2011: *Tematická strategie pro ochranu půdy.* Přístup k právu evropské unie, online: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=URISERV:l28181&rid=2>, cit. 30. 1. 2015.

- Periodická tabulka prvků, 2014: *Arsen*, online: <http://www.prvky.com/33.html>, cit. 11. 1. 2015.

- VÚKOZ, 2011: *Koncentrace As v mechu. Koncentrace Cd v mechu. Koncentrace Pb v mechu.* Biogeochemický průzkum lesů jako podklad pro dlouhodobé využívání krajiny ČR. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, online: http://www.norwaygrantcz0074.eu/joomla/index.php?option=com_content&view=article&id=66%3Amech&catid=51&Itemid=106&lang=cs, cit. 1. 3. 2015.
- VÚMOP, 2014: *O ústavu.* Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, Praha, online: http://www.vumop.cz/index.php?p=o_ustavu&site=default, cit. 31. 1. 2015.

6.3 Vyhlášky

- Vyhláška č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, v platném znění.

6.4 CD ROM

- SUCHARA I. [eds.], 2007: *Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: Fifty three elements. Report of the experts group on bio-monitoring the atmospheric deposition loads in the Visegrad countries.* KLEMO, s. r. o., Zvolen (SK), 214 s.
ISBN 978-80-85116-54-0

7. Přílohy

7.1 Seznam příloh

Obr. č. 11 Vývoj obsahu As v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)

Obr. č. 12 Vývoj obsahu As v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 2001-2013 (výluh 2 M HNO₃)

Obr. č. 13 Vývoj obsahu Cd v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)

Obr. č. 14 Vývoj obsahu Cd v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh 2 M HNO₃)

Obr. č. 15 Vývoj obsahu Cd v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)

Obr. č. 16 Vývoj obsahu Pb v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh 2 M HNO₃)

Obr. č. 17 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Cd v mechu

Obr. č. 18 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Cd v mechu

Obr. č. 19 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Cd ve vzduchu

Obr. č. 20 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Pb v mechu

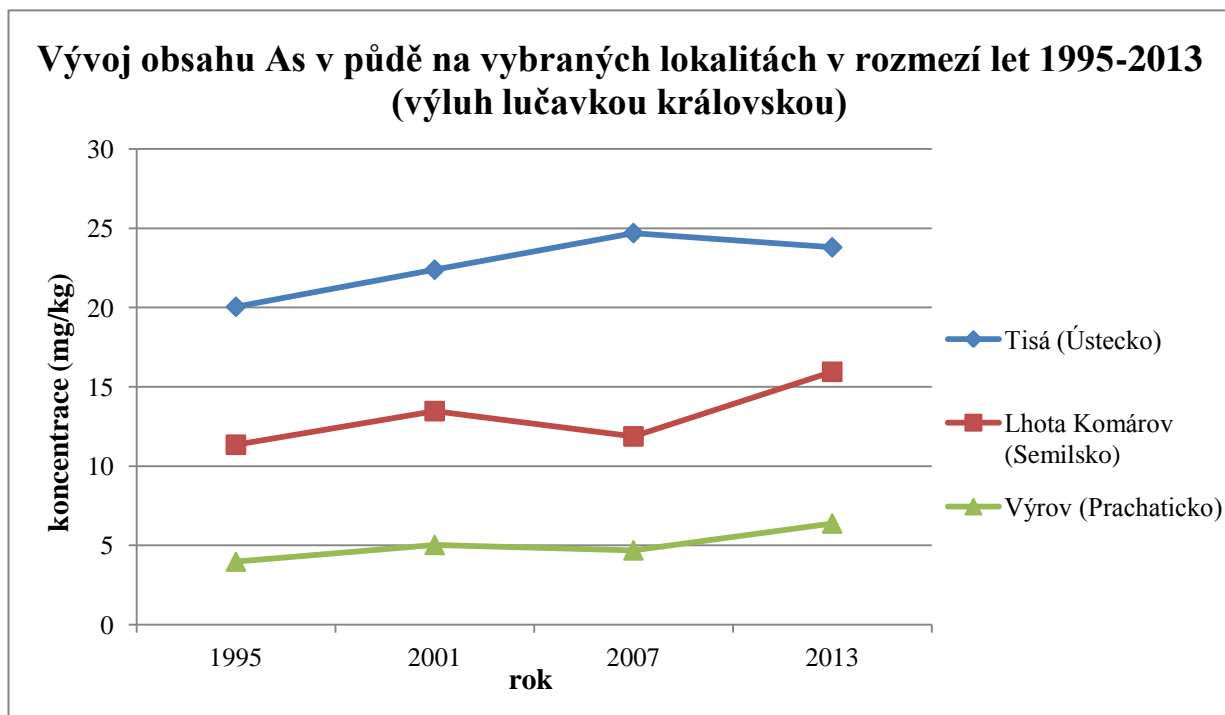
Obr. č. 21 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Pb ve vzduchu

Obr. č. 22 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Pb v mechu

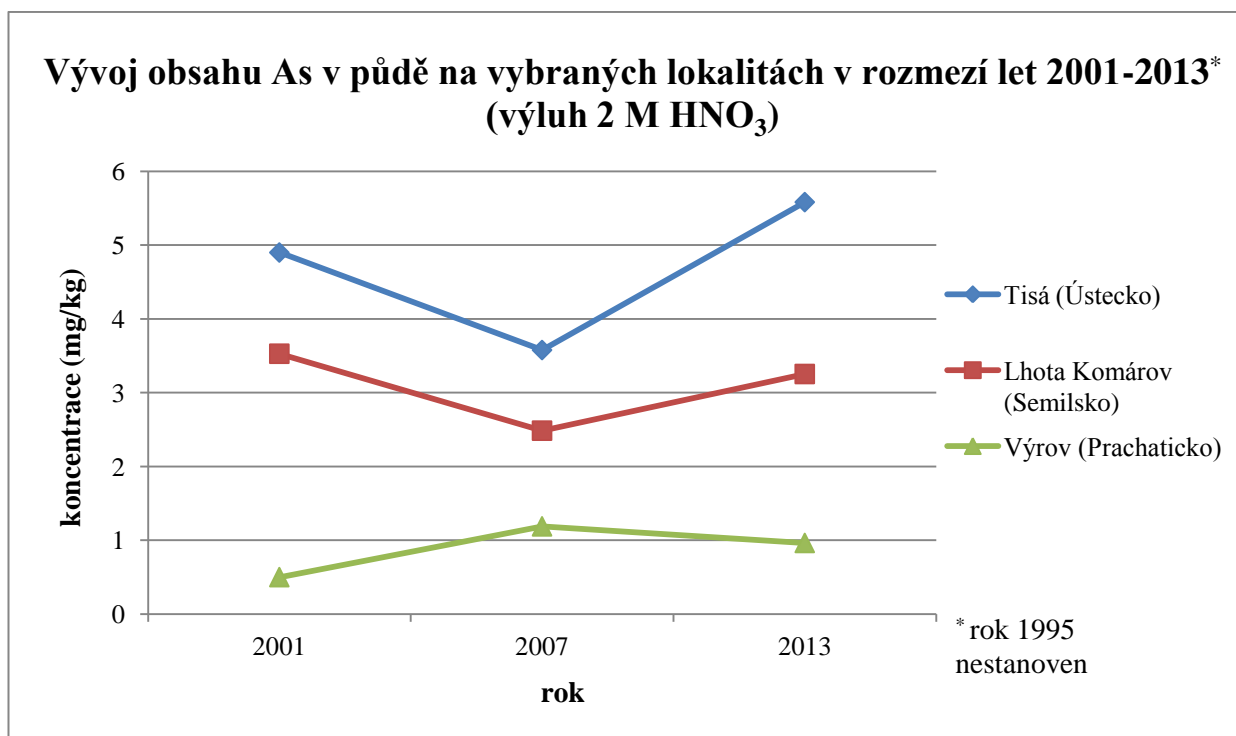
Obr. č. 23 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Pb ve vzduchu

Obr. č. 24 Korelace koncentrace As v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice As v mechu

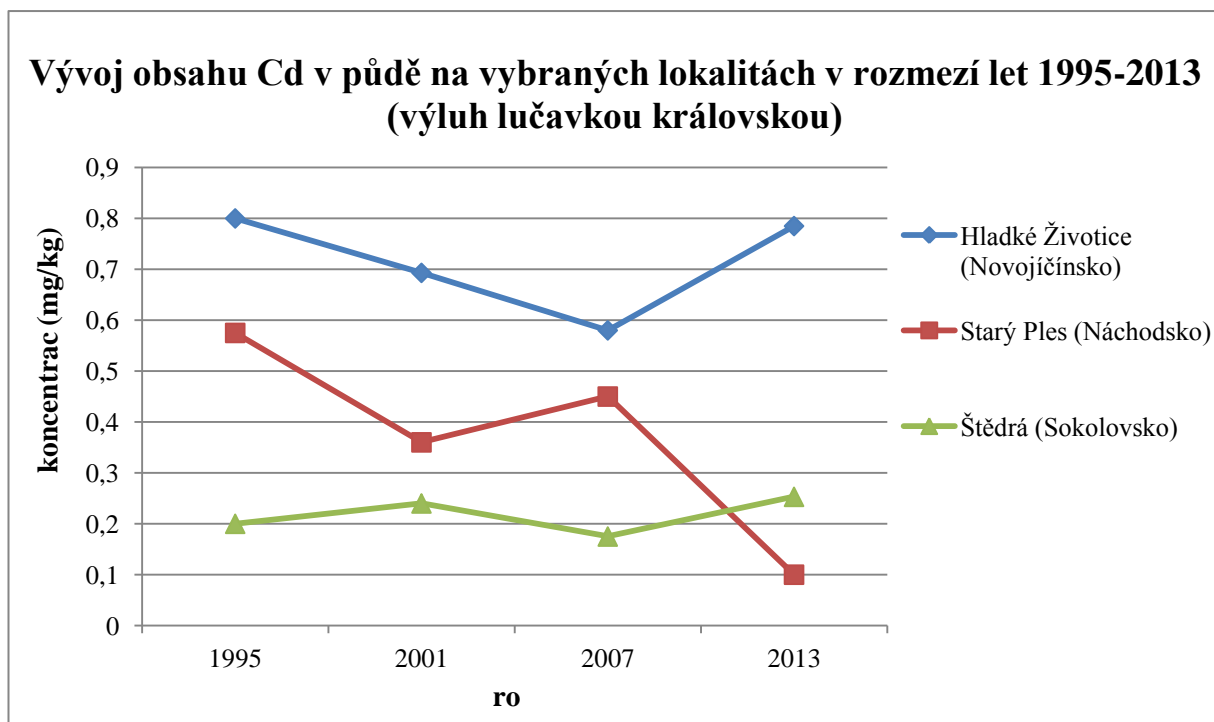
Obr. č. 11 Vývoj obsahu As v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)



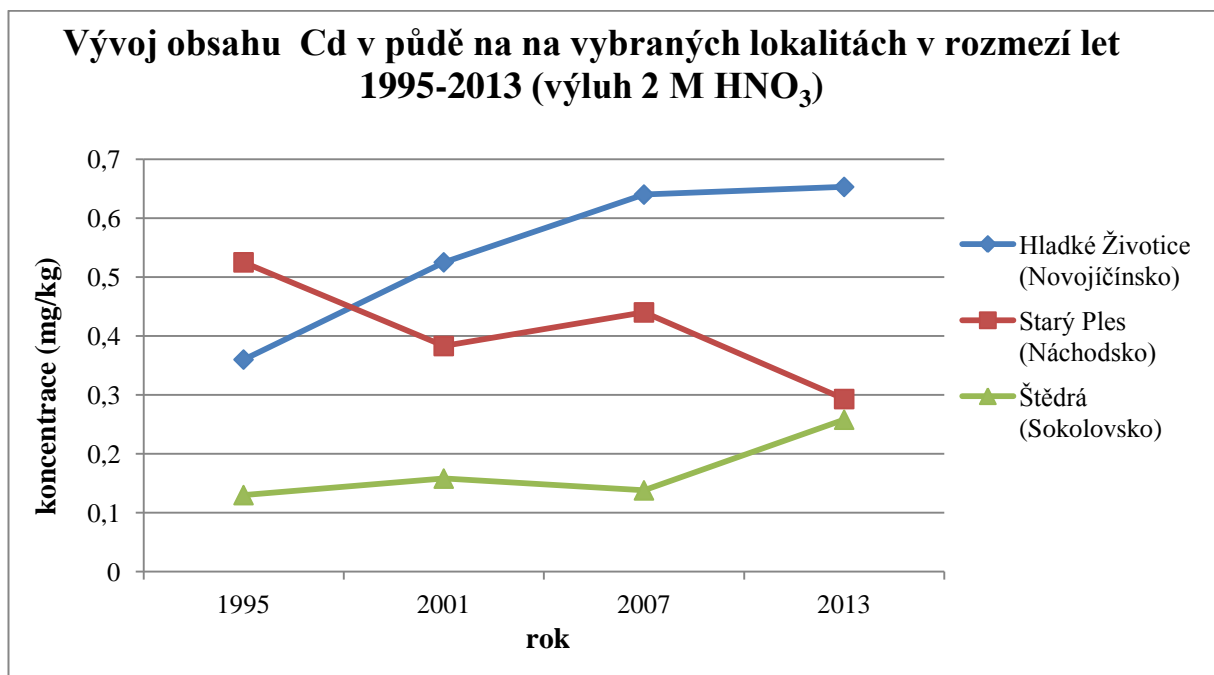
Obr. č. 12 Vývoj obsahu As v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 2001-2013 (výluh 2 M HNO₃)



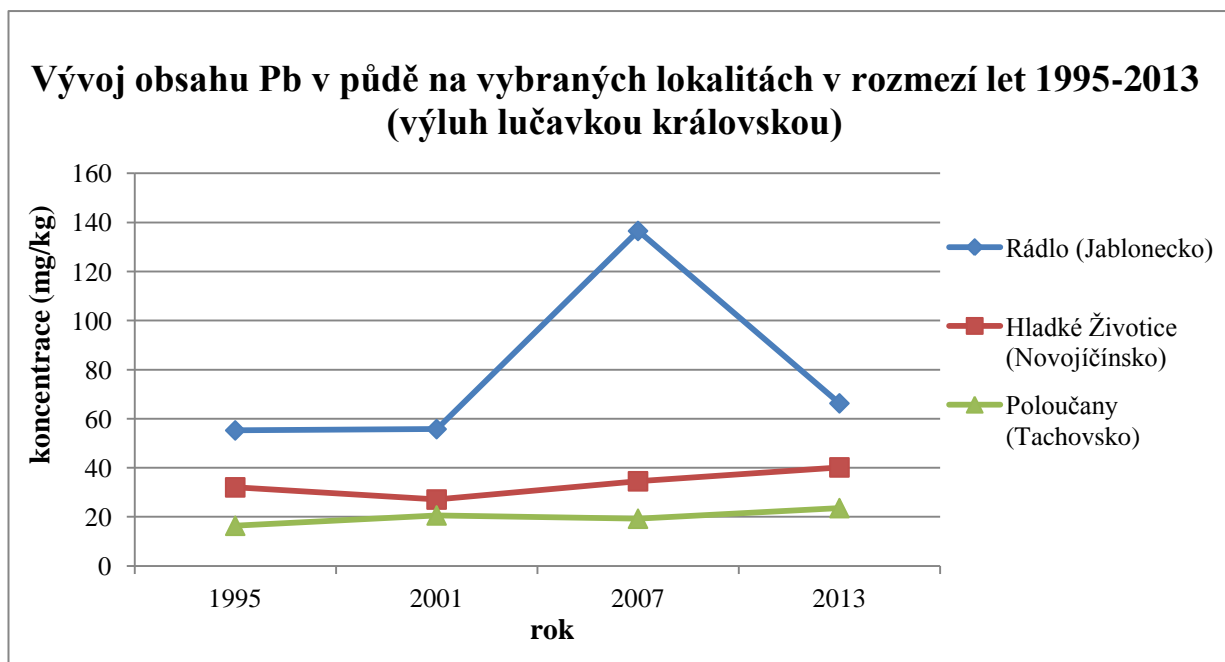
Obr. č. 13 Vývoj obsahu Cd v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)



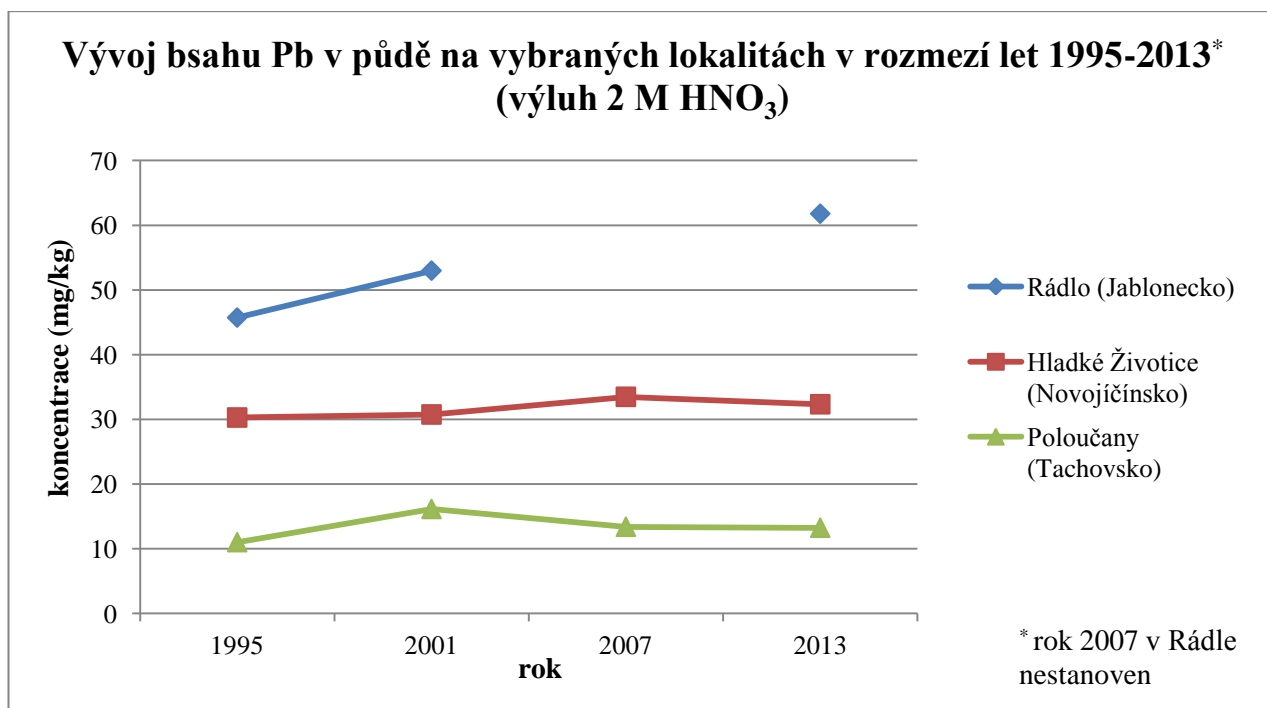
Obr. č. 14 Vývoj obsahu Cd v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh 2 M HNO₃)



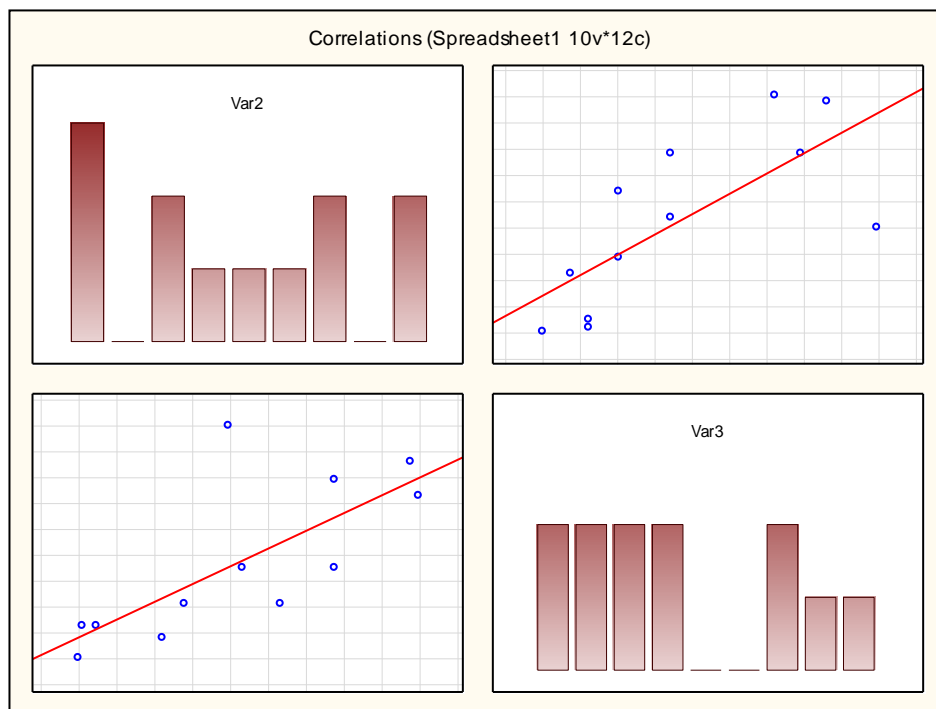
Obr. č. 15 Vývoj obsahu Pb v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh lučavkou k.)



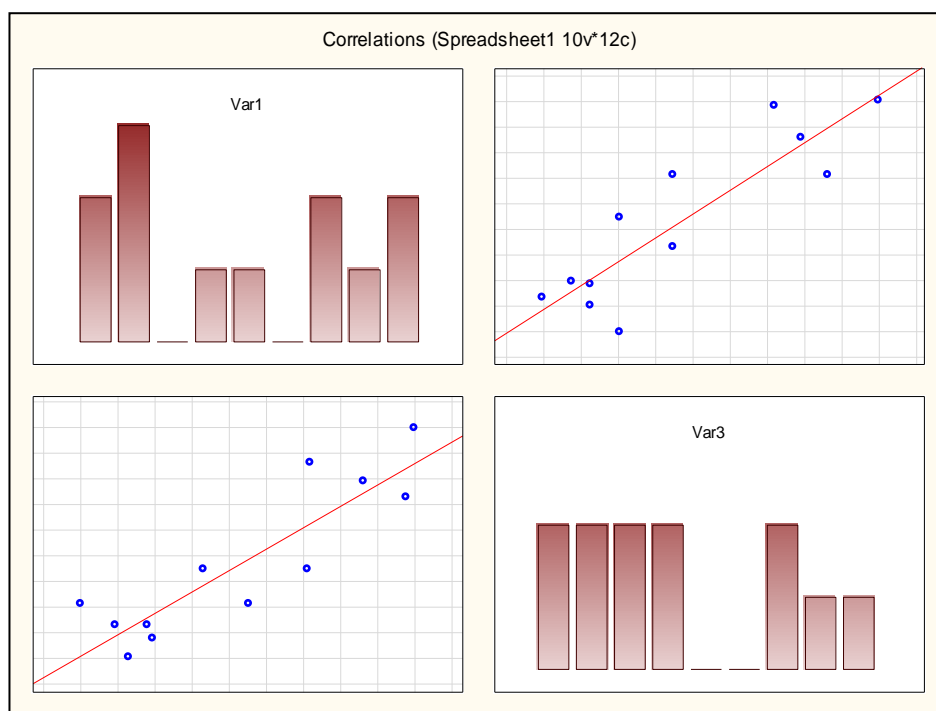
Obr. č. 16 Vývoj obsahu Pb v půdě na vybraných lokalitách v rozmezí let 1995-2013 (výluh 2 M HNO₃)



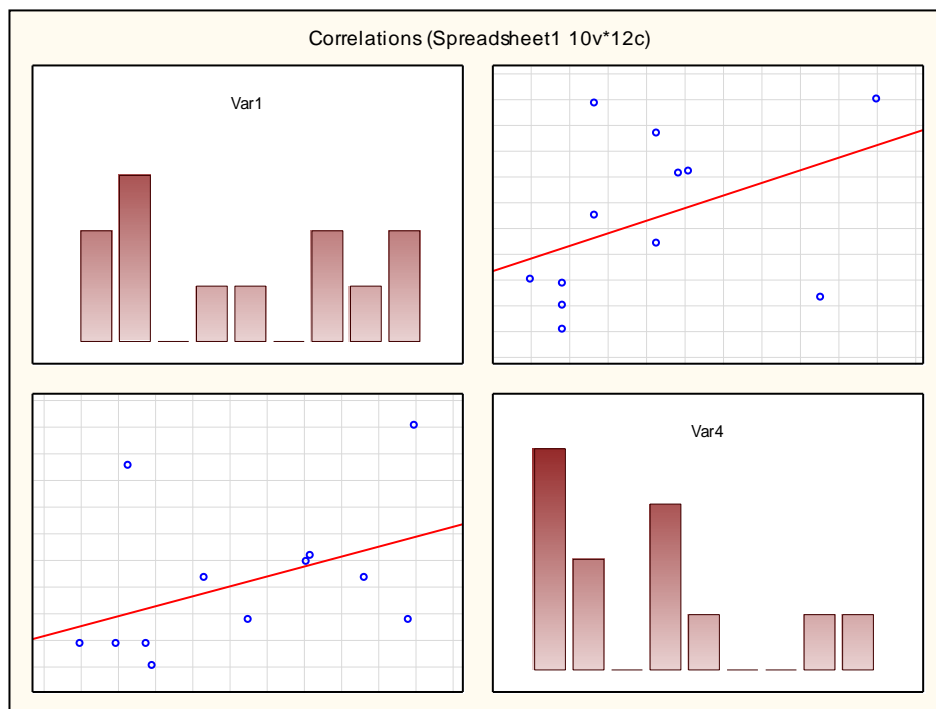
Obr. č. 17 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Cd v mechu



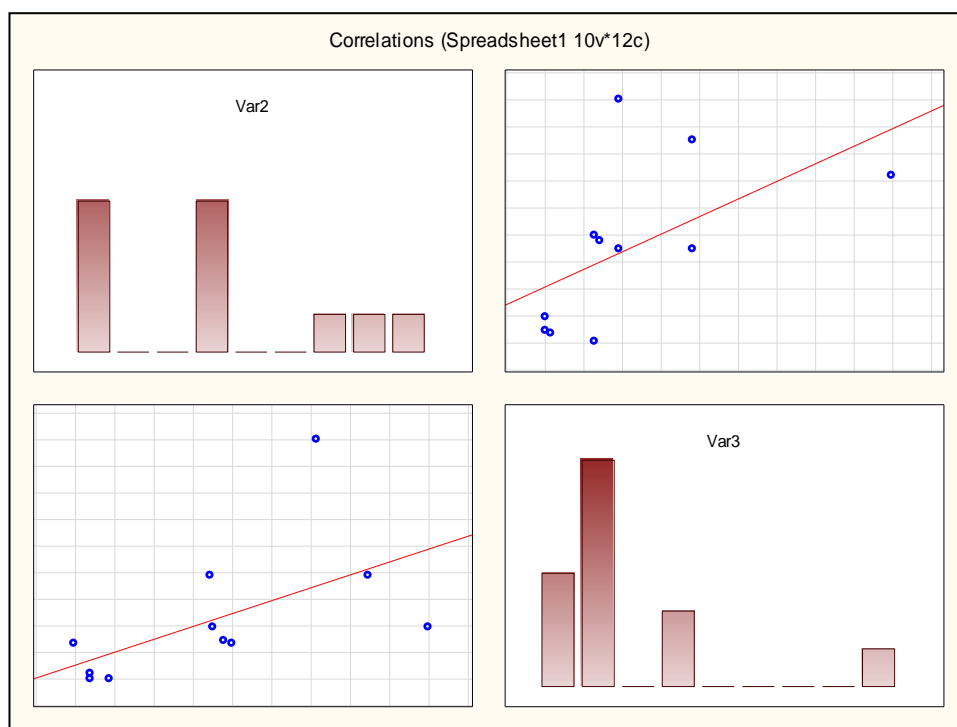
Obr. č. 18 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Cd v mechu



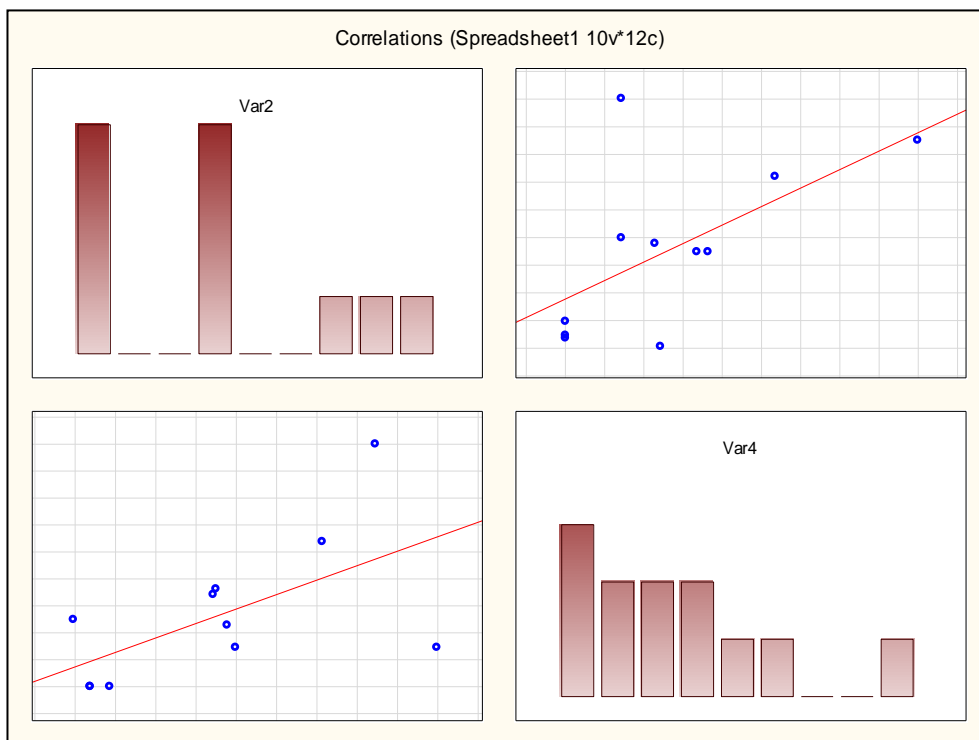
Obr. č. 19 Korelace koncentrace Cd v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Cd ve vzduchu



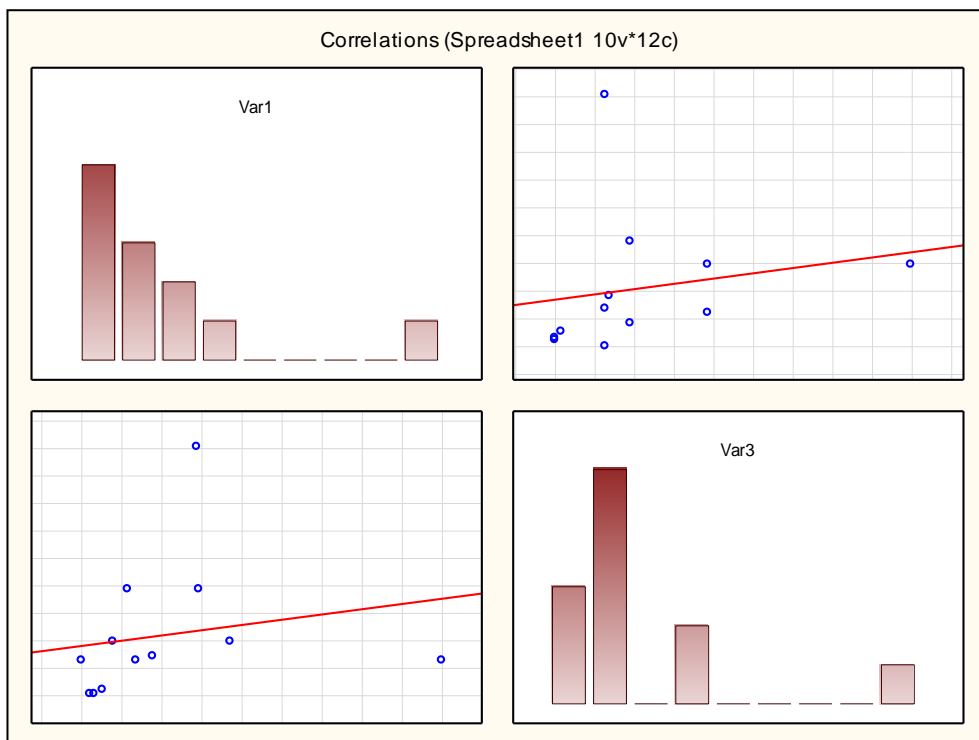
Obr. č. 20 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Pb v mechu



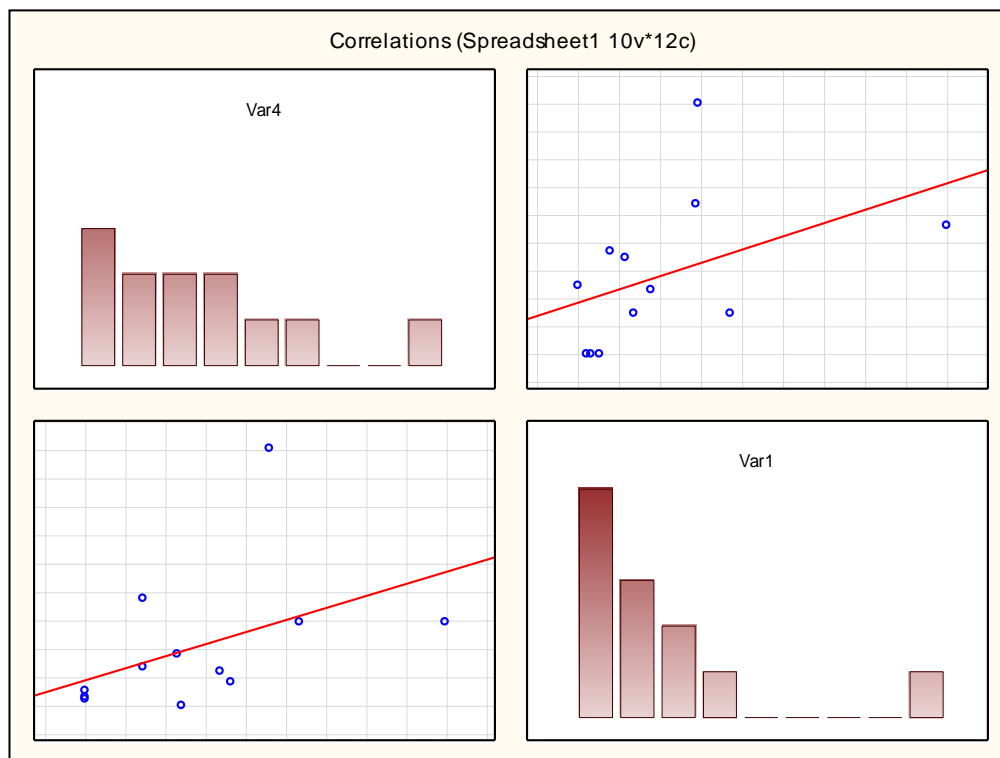
Obr. č. 21 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu 2 M HNO₃ x atmosférická depozice Pb ve vzduchu



Obr. č. 22 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Pb v mechu



Obr. č. 23 Korelace koncentrace Pb v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice Pb ve vzduchu



Obr. č. 24 Korelace koncentrace As v půdě po výluhu lučavkou královskou x atmosférická depozice As v mechu

