

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ

A

ENVIROMENTÁLNÍHO MODELOVÁNÍ



**CHEMISMUS ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE
PRACHOVÝCH ČÁSTIC V OBLASTI**

PRAHA - HOSTIVAŘ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D

Diplomant: Bc. Radovana Kazíková

2015

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením pana doc. Mgr. Marka Vacha, Ph.D. Další informace mi poskytla paní Mgr. Zuzana Venclíková, vedoucí odboru životního prostředí městské části Prahy 15. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 5.4. 2015

Radovana Kazíková

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala vedoucímu mé diplomové práce panu doc. Mgr. Marku Vachovi, Ph.D. za cenné rady, připomínky, pomoc a ochotu při tvorbě této práce. Dále děkuji paní Mgr. Zuzaně Venclíkové, vedoucí odboru životního prostředí městské části Prahy 15 za cenné rady a doporučení. Děkuji všem, kteří mi pomohli zdárně dokončit předkládanou práci.

Abstrakt:

Diplomová práce se zabývá v rešeršní části popisem vlastností prachu, prašné depozice a kovů. Experimentální část práce je zaměřena na vyhodnocení prevalence vybraných rizikových kovů v suché prašné depozici v půdním pokryvu a na rostlinách v blízkosti komunikací na území městské části prahy 15 v Hostivaři a zhodnocením míry kontaminace těmito kovy v zájmové oblasti.

Ze vzorků rostlin a půd byly stanoveny koncentrace zvolených rizikových kovů: Zn, Cu, Cd, Pb a Ni. Ke stanovení byla použita analytická metoda atomové absorpční spektrometrie. Kadmium, měď, olovo a nikl byly stanoveny elektrotermickou atomizací AAS a zinek byl stanoven plamenovou AAS.

Klíčová slova: prach, kovy, atomová absorpční spektrometrie, kvalita prostředí, Praha – Hostivař

Abstract:

This thesis deals with the theoretical part of the description and characteristics of dust, dirt and metal deposition. The experimental part of the work is focused on the evaluation of the presence of selected hazardous metals in dry, dusty deposition and soil cover on the plants near the road on the territory of Prague 15 Hostivař and appreciation log of these metals contamination.

The plant and soil samples were analyzed for selected hazardous metals: Zn, Cu, Cd, Pb and Ni. To determine the instrumental was used analytical method of atomic absorption spectrometry. Cadmium, copper, lead and nickel were determined electrothermal atomization AAS and the zinc was determined by flame AAS.

Keywords: dust, metals, atomic absorption spectrometry, quality of the environment, Prague-Hostivař

OBSAH

1. ÚVOD.....	9
2. CÍLE PRÁCE.....	10
3. REŠERŠE.....	11
3.1 PRACH A JEHO VLASTNOSTI.....	11
3.1.1 CHARAKTERISTIKA.....	11
3.1.1.1. ANTROPOGENNÍ ZDROJE PRACHU.....	12
3.1.1.2 HLAVNÍ ZDROJE ČÁSTIC DO VELIKOSTI PM ₁₀ A PM _{2,5}	12
3.1.1.3 PRACHOVÉ ČÁSTICE S OBSAHEM ŠKODLIVÝCH PŘÍMĚSÍ.....	12
3.1.2 POLÉTAVÝ PRACH V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	13
3.1.3 DETEKCE, MĚŘENÍ A NALÝZA PRACHU.....	13
3.2 ATMOSFÉRICKÁ DEPOZICE.....	13
3.2.1 MOKRÁ DEPOZICE.....	14
3.2.2 SUCHÁ DEPOZICE.....	15
3.2.3 VLIVY ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ.....	16
3.3 DEPOZICE PRACHU.....	16
3.4 TĚŽKÉ KOVY A JEJICH VLASTNOSTI.....	17
3.4.1 CHARAKTERISTIKA.....	17
3.4.2 KOLOBĚH KONTAMINANTŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ A JEJICH TOXICITA.....	18
3.4.2.1 TOXICITA KONTAMINANTŮ.....	19
3.4.3.1 OLOVO.....	20
3.4.3.2 ARZEN.....	20
3.4.3.3 MĚĎ.....	21
3.4.3.4 ZINEK.....	22
3.4.3.5 RTUŤ.....	22
3.4.3.6 KADMIUM.....	24
3.4.3.7 CHROM.....	25
3.4.3.8 NIKL.....	25
3.4.3.9 ŽELEZO.....	26
3.4.3.10 MANGAN.....	27

3.4.3.11 KOBALT.....	27
3.4.4 PŘÍJEM KOVŮ ROSTLINAMI A HYPERAKUMULACE KOVŮ.....	28
3.5 VLIV PRAŠNÉ DEPOZICE NA ROSTLINNÉ EKOSYSTÉMY.....	29
3.6 METODA AAS.....	29
3.6.1 DEFINICE.....	29
3.6.2 TEORETICKÝ ZÁKLAD METODY.....	30
3.6.3 ZÁKLADNÍ PRINCIP.....	32
3.6.4 INSTRUMENTACE V AAS.....	32
3.6.5 PLAMENOVÁ AAS.....	33
3.6.6 ELEKTROTERMICKÁ AAS.....	35
3.6.7 ZPRACOVÁNÍ EXPERIMENTÁLNÍCH DAT V AAS.....	37
3.6.7. 1 CITLIVOST, MEZ DETEKCE, MEZ STANOVITELNOSTI.....	37
3.6.7.1.1 CITLIVOST – KALIBRAČNÍ KŘIVKA.....	37
3.6.7.1.2 MEZ DETEKCE.....	38
3.6.7. 1.3 MEZ STANOVITELNOSTI.....	38
3.6.7.2 ZEEMANOVA METODA KOREKCE POZADÍ.....	38
4. ZÁJMOVÁ OBLAST.....	42
4.1 VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	42
4.2 GEOMORFOLOGICKÉ A GEOLOGICKÉ POMĚRY ÚZEMÍ.....	42
4.3 KLIMATICKÁ CHARAKTERISTIKA.....	43
4.4 VEGETAČNÍ POMĚRY.....	43
4.5 ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ.....	49
5. METODIKA.....	53
5.1 SBĚR PRAŠNÉ DEPOZICE V TERÉNU.....	53
5.1.1 VÝBĚR LOKALIT A ODBĚR VZORKŮ.....	53
5.1.2 DETAILNÍ POPIS LOKALIT.....	54
5.1.3 ODBĚR VZORKŮ.....	56
5.1.4 METEOROLOGICKÉ PODMÍNKY ODBĚRU VZORKŮ.....	57
5.2 DETERMINACE ROSTLIN.....	57
5.3 ANALÝZA PRAŠNÉ DEPOZICE.....	57

5.3.1 POUŽITÉ CHEMIKÁLIE.....	57
5.3.2 POUŽITÉ PŘÍSTROJE.....	58
5.3.3 VZORKY.....	58
5.3.4 ZPRACOVÁNÍ ODEBRANÝCH VZORKŮ ROSTLIN A PŮDY.....	58
5.3.4.1 ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ ROSTLIN.....	58
5.3.4.2 ZPRACOVÁNÍ PŮDNÍCH VZORKŮ.....	58
5.3.5 STANOVENÍ PRVKŮ METODOU AAS.....	59
5.3.5.1 STANOVENÍ ZINKU.....	59
5.3.5.2 STANOVENÍ KADMIA, OLOVA, MĚDI A NIKLU.....	62
6. VÝSLEDKY.....	65
6.1 VYHODNOCENÍ KVALITY PROSTŘEDÍ V HOSTIVAŘI.....	65
6.1.1 VÝSLEDKY STANOVENÍ TĚŽKÝCH KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA PŮDNÍM POKRYVU.....	65
6.1.1.1 VÝSLEDKY STANOVENÍ ZINKU V PŮDĚ.....	65
6.1.1.2 VÝSLEDKY STANOVENÍ MĚDI V PŮDĚ.....	67
6.1.1.3 VÝSLEDKY STANOVENÍ NIKLU V PŮDĚ.....	68
6.1.1.4 VÝSLEDKY STANOVENÍ KADMIA V PŮDĚ.....	70
6.1.1.5 VÝSLEDKY STANOVENÍ OLOVA V PŮDĚ.....	72
6.1.2 POROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ KONTAMINACE PŮD TĚŽKÝMI KOVY.....	74
6.1.3 POROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ KONTAMINACE PŮD TĚŽKÝMI KOVY V ZÁJMOVÝCH ULICÍCH HOSTIVAŘE.....	78
6.1.4 PRŮMĚRNÁ KONCENTRACE KOVŮ MĚŘENÝCH V PRACHU PŘÍMO U SILNICE A 0,5 M OD SILNICE V ZÁJMOVÝCH ULICÍCH HOSTIVAŘE.....	79
6.1.5 IDENTIFIKACE VZÁJEMNÝCH VZTAHŮ KONCENTRACE KOVŮ V PŮDNÍCH VZORCÍCH.....	82
6.1.5.1 ANALÝZA HLAVNÍCH KOMPONENT.....	82
6.1.5.1.1 GRAF KOMPONENTNÍCH VAH.....	82
6.1.5.1.2 ROZPTYLOVÝ DIAGRAM KOMPONENTNÍHO SKÓRE.....	83
6.1.5.1.3 ANALÝZA SHLUKŮ.....	84
6.1.5.1.4 SROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ Z GRAFU KOMPONENTNÍCH VAH S	

DENDROGRAMEM.....	85
6.1.6 CHARAKTERIZACE ZNEČIŠTĚNÍ PŮDY.....	85
6.1.6.1 INDEX ZNEČIŠTĚNÍ PŮDY.....	85
6.1.6.2 INTEGROVANÝ INDEX ZNEČIŠTĚNÍ.....	87
6.1.7 VÝSLEDKY STANOVENÍ TĚŽKÝCH KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA POVRCHU ROSTLIN.....	88
6.1.7.1 VÝSLEDKY STANOVENÍ Zn, Cu, Ni, Cd a Pd V PRAŠNÉM SPADU NA ROSTLINÁCH V PRŮMYSLOVÉ ULICI.....	90
6.1.7.2 VÝSLEDKY STANOVENÍ Zn, Cu, Ni, Cd a Pd PRAŠNÉM SPADU NA ROSTLINÁCH V ULICI K HORKÁM.....	92
6.1.7.3 VÝSLEDKY STANOVENÍ Zn, Cu, Ni, Cd a Pd PRAŠNÉM SPADU NA ROSTLINÁCH V ULICI MÍROVÉHO Hnutí.....	95
6.1.8 IDENTIFIKACE ZÁJEMNÝCH VZTAHŮ KONCENTRACE KOVŮ VE VZORCÍCH ROSTLIN.....	99
6.1.8.1 ROZPTYLOVÝ DIAGRAM KOMPONENTNÍHO SKÓRE.....	99
6.1.8.2 ANALÝZA SHLUKŮ.....	100
6.1.9 POROVNÁNÍ KONCENTRACE KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA ROSTLINÁCH Z ČELEDI <i>POACEAE</i>	101
7. DISKUZE.....	103
8. ZÁVĚR.....	108
9. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	113
10. POUŽITÉ ZKRATKY.....	119
11. PŘÍLOHY.....	120

1. ÚVOD

Zátěž toxickými kovy představuje jeden z problémů životního prostředí. Antropogenní kontaminace je způsobena různými zdroji znečištění, kdy se kovy dostávají do prostředí různými cestami. Jednou z nich je šíření kovů v prachu emitovaném ze spalovacích zdrojů znečištění, komunálních zdrojů, průmyslových aglomerací, z automobilové dopravy atd. Kovy se pohybují a kumulují ve všech složkách životního prostředí, jsou biologicky neodbouratelné a hromadí se také v organismech, např. v rostlinách, na které mohou mít negativní účinky. Škodlivé účinky se mohou projevit i ve stopových koncentracích, k jejichž měření a detekci se používají citlivé analytické metody, např. atomová absorpční spektrometrie.

Koncentrace kontaminantů z antropogenních zdrojů se dlouhodobě zvyšuje s rostoucí průmyslovou aktivitou, chemizací v různých výrobních odvětvích a v neposlední řadě i dopravou. Každým rokem se zvyšuje počet vozidel na komunikacích a jejich důsledky se projevují i v jejich okolí. Existuje celá řada legislativních předpisů, které si kladou za cíl eliminaci těchto škodlivých účinků pocházejících z určitých zdrojů znečištění.

V této práci se identifikují kovy jako polutanty z antropogenních zdrojů, zejména průmyslu a dopravy ve městě. Lze předpokládat, že vysoké koncentrace nalezneme v okolí těchto zdrojů znečištění.

Určení koncentrace a míry toxicity rizikových kovů je velice složité a závisí na mnoha vnějších faktorech (proměnlivé meteorologické podmínky, konfigurace terénu, intenzita dopravy) a také na způsobech jejich detekce a monitoringu.

2. CÍLE PRÁCE

Cílem diplomové práce je:

1. Provést analýzu chemického složení prašného spadu ve vymezeném území Praha-Hostivař metodou atomové absorpční spektrometrie a identifikovat rizikové kovy.
2. Vyhodnotit kvalitu prostředí ve zvolené oblasti porovnáním výsledků analýzy s údaji poskytnutých jinými institucemi
3. Poskytnout informace o koloběhu kontaminantů a jejich dlouhodobém vlivu na prostředí.
4. Navrhnout metodiku pro opakovaný výzkum ve studované oblasti za účelem získání dat o změnách v kvalitě a vývoji rostlinného společenstva.

3. REŠERŠE

3.1 PRACH A JEHO VLASTNOSTI

3.1.1 CHARAKTERISTIKA

Prach je obecný název pro tuhé částice s průměrem menším než 500 μm a obecněji pro jemně oddělenou hmotu (Ferenčík et al 2005). K jeho označení v ovzduší se používá řada pojmů: tuhé znečišťující látky, pevný aerosol, tuhý aerosol, polétavý prach, v zahraniční literatuře suspendované částice SPM, celkové suspendované částice TSP, černý kouř (26 Polétavý prach nebo-li prachové částice představují tuhé pevné částice (Šuta 2010) obsahující různé látky (Schallerová 2007) libovolné struktury, tvaru nebo hustoty rozptýlené v plynné fázi (Skácel et Tekáč 2007). Jsou unášené vzduchem o průměru částic pod 10 μm (Šuta 2010). Jde o atmosférický aerosol, může být přirozeného i antropogenního původu (MŽP, IRZ 2012b). Prachové částice jsou velmi lehké, trvá tedy dlouhou dobu, než se usadí na povrchu. Podle velikosti částic se vyjadřuje obsah prachu v ovzduší hodnotami PM_{10} $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1 . PM_1 představují částice velikosti do 1 μm . Poletují ve vzduchu několik týdnů do doby, než jsou smyty srážkami (Schallerová 2007). $\text{PM}_{2,5}$ představuje jemnou frakci prachových částic s největším rozměrem nepřesahujícím 2,5 μm (Šuta 2010). PM_{10} jsou částice velikosti do 10 μm (tisíciny milimetru). Ve vzduchu poletují několik hodin (Schallerová 2007).

Vznik prachových částic je důsledkem chemických reakcí, kondenzací emisí v plynné fázi na povrchu vzniklých částic, nukleací či koagulací nejjemnějších částic. Za hlavní zdroje těchto částic lze považovat spalování pohonných hmot, dřeva, uhlí, chemickou výrobu, přeměnu organických látek, transformaci NO_x a SO_2 v atmosféře. V základním složení jemných prachových částic převažují dusičnany, sírany, amonné ionty, kovy, organické látky a elementární uhlík (Holoubek et Komárek 1982). Na lidské zdraví mají prokazatelný vliv. Platí tedy: se zmenšujícím se průměrem částic roste doba jejich přítomnosti v ovzduší. Částice velikosti od 2,5 μm do 10 μm ($\text{PM}_{2,5-10}$) patří mezi hrubé frakce (Šuta 2010). Vznikají důsledkem mechanického obrušování (otěr povrchu, drcení, mletí) a vířením prachu. V ovzduší jsou hlavními zdroji těchto částic stavební činnost, těžba v lomech, průmyslové prachy, prach z vozovek a obhospodařování půdy. Obsahem této frakce jsou také různé biotické částice: částičky rostlin, pyl, spory, bakterie. Spalovací procesy (nafta, oleje, uhlí) představují rovněž významný zdroj spojený s emisemi částiček sazí a paliva. Hlavní složkou částic tvoří krystalický materiál, uhlíkaté agregace, oxidy kovů (Fe, Al, Si) a částičky pneumatik. Doba setrvání těchto částic v ovzduší je kratší, výskyt je omezen na blízké okolí zdroje (Holoubek et Komárek 1982).

Částice s velikostí nad 100 μm ve vzduchu setrvávají krátkou dobu, sedimentují jako prach. Delší dobu setrvávají v ovzduší menší částice a mohou být daleko

transportovány. Částice o velikosti menší než 5 μm vykazují vlastnosti aerosolu, zůstávají v ovzduší (nesedimentující, polétavý prach) do doby, než se z nich vytvoří větší částice fyzikálními a chemickými procesy. Se zmenšujícími se rozměry roste respirabilita částic a tendence vázat na sebe kondenzací či sorpcí jiné látky. V atmosféře jsou na ně poutány těžké kovy. Rozdíly v obsahu jednotlivých částic jsou určeny původem částic. Částice pevných látek vedle těžkých kovů obsahují vázané i perzistentní organické postulanty (POP_s), které do prostředí vystupují z řady zdrojů. Jejich výsledné účinky se mohou projevit na národní, regionální i globální úrovni (Fiala et al. 2003).

Suspendované částice frakcí toho typu představují kondenzační jádra pro srážky. Částice v ovzduší pak přispívají k výskytu srážek. Srážky působí mokrou depozici a dochází k poklesu koncentrace PM₁₀ (Knozová et Skeřil 2011).

Sezónní změny, především teplota a stabilita atmosféry (Libčinský et al. 2007), roční doba a počasí, mají patrný vliv na koncentraci a velikosti složení částic prachu, zejména u částic do PM_{2,5} (Freudenberg Vilene 2010).

Chemické složení prachu vypovídá o zdroji znečištění (Šuta 2010). Přirozeně se polétavý prach vytváří např. lesními požáry nebo sopečnou erupcí. V současnosti vzniká důsledkem negativní antropogenní činnosti. Jeho nadměrné množství nejvíce produkují různé typy vysokoteplotních spalovacích procesů (Schallerová 2007).

3.1.1.1 Antropogenní zdroje prachu

- větrem unášené částice (plochy zbavené vegetace a stavební plochy) (MŽP, IRZ 2012b), spalování odpadu, domácí vytápění (nekvalitní tuhá paliva), tavení kovů a rud, těžební činnost, automobilová doprava (Schallerová 2007).

3.1.1.2 Hlavní zdroje částic do velikosti PM₁₀ a PM_{2,5}

- eroze, zpracování rud a kovů, požáry, spalovací motory, vypalování pro mýcení, cesty, spalování dřeva v domácnosti, spalovací procesy s biomasou a fosilními palivy (Fiala et al. 2003).

3.1.1.3. Prachové částice s obsahem škodlivých příměsí

1) s toxickými látkami (biologicky aktivní toxické látky, POPs, těžké kovy) (Fiala et al. 2003).

2) bez toxických látek

- fibrogenní účinek (metalurgický průmysl, mastek, grafit, slída, živec, keramické jíly, černouhelný a azbestový prach, šamot, kaolin)
- výrazný dráždivý účinek bez fibrogenního účinku (konopí, len, srst, juta, bavlna, pálené vápno, skleněná vlákna, čedičová vlákna atd.)
- bez dráždivého a fibrogenního účinku (průmyslové a neprůmyslové prachy, hnědouhelný prach) (Fiala et al. 2003).

Prach představuje ukazatel znečištění ovzduší pevnými částicemi. Tyto částice jsou aktivními nosiči pro částice různého charakteru (těžké kovy, pyly, viry apod.). Poléťavý prach významně zatěžuje ovzduší (Rožnovský et Litschmann 2005).

3.1.2 POLÉŤAVÝ PRACH V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Prašný aerosol proniká z ovzduší do ostatních složek životního prostředí dvěma způsoby: suchou či mokrou depozicí. Prach působí na organismy. Dostává se do dýchacích cest živočichů, zaprášením rostlin zmenšuje aktivní listovou plochu. Problematické jsou dále toxické látky v prašném aerosolu (MŽP, IRZ 2012b).

Pevné prachové částice v atmosféře způsobují změny v energetické bilanci Země (rozptyl slunečního záření zpět do prostoru). Podnebí ovlivňují vytvářením oblaků. Pokud se prachové částice vyskytují při vzniku oblaku ve vysokém množství, oblak bude tvořen velkým množstvím menších kapek. V důsledku bude tento vzniklý oblak odrážet sluneční záření více než oblak s obsahem větších částic. Klima je prachem ovlivňováno spíše na regionální úrovni (MŽP, IRZ 2012b).

3.1.3 DETEKCE, MĚŘENÍ A ANALÝZA PRACHU

Na území České republiky se poléťavý prach dlouhodobě sleduje (Fiala et al. 2003). Platí pro něj čtyřiadvacetihodinový limit $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, který může být za rok 35krát překročen. Limit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ představuje průměrnou roční koncentraci. Jsou známy škodlivé zdravotní účinky i nižších koncentrací poléťavého prachu. Světovou zdravotní organizací (WHO) je proto doporučen nižší limit: $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Schallerová 2007).

Prezence vysokého množství prachových částic ve vypouštěném vzduchu lze vizuálně zjišťovat. Nižší množství se zjišťuje čerpáním vzduchu přes filtr s vhodnou velikostí pórů. Koncentrace takto zachyceného aerosolu se stanovuje gravimetricky. Rizika negativních účinků se vyhodnocují na základě stanovení kvantitativního a kvalitativního složení prachu. Stanoví se:

- chemické složení (hlavní, vedlejší a stopové složky)
- složení fází (majoritní, minoritní a akcesorické)
- morfologické znaky (habitus, tvar, velikost částic)
- amorfní látky (Eichler 2002)

Komplikovaná analýza se týká průmyslového prachu, který vykazuje pestrý obsah různých částic. Heterogenní vzorek je potřeba analyzovat několika metodami, kdy se částice prachu separují na podskupiny s téměř podobnými znaky (Eichler 2002).

3.2 ATMOSFÉRICKÁ DEPOZICE

Atmosférická depozice definuje přenos látek z atmosféry na zemský povrch, je vyjádřený hmotností sledované látky, resp. spadem na jednotku plochy za určitý čas ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ za rok, $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2}$ za rok) (Hůnová et Janoušková 2004). Představuje velice důležitý proces samočištění atmosféry, který umožňuje látkám v ovzduší přecházet

do jiných složek životního prostředí, čímž se tyto složky kontaminují. Složitými procesy atmosférické depozice se ovzduší zbavuje plyných a tuhých částic včetně škodlivin antropogenního původu. Současně jde o mechanismus látkového vstupu do ostatních složek prostředí (hydrosféry, pedosféry, litosféry, kryosféry, biosféry) (Tesař 2008). Celková atmosférická depozice představuje vše, co bylo transportováno z atmosféry na zemský povrch (Hůnová et Janoušková 2004) (půda, voda, rostliny (VÚRV 2004-2010a)). Depozice neboli spad tedy představují imise zachycené nebo uložené na zemském povrchu nebo lesním ekosystému. Imise jsou toxické látky tvořené plynými a pevnými produkty ze spalovacích a technologických procesů před vstupem do ovzduší resp. životního prostředí.¹ (Ulbrichová 2014).

Depozice tvoří významnou složku vstupů rizikových látek a prvků do půdy a její znalost je nezbytná např. k bilančním výpočtům v systému atmosféra – půda (ÚKZÚZ 2006). Celková depozice se podle cesty, kterou se na zemský povrch dostává (VÚRV 2004-2010a), skládá z depozice mokré a suché (Tesař 2008).

3.2.1 MOKRÁ DEPOZICE

Mokrý spad depozice definuje hmotnost uložené atmosférické příměsi na jednotku plochy zemského povrchu za časovou jednotku jako důsledek procesů vymývání atmosférických příměsí (Sobišek 1993). Je spojena se srážkovou činností. Obsahuje zejm. složku vertikálních srážek (kapalně dešťové srážky, sníh, kroupy, mrholení a ostatní padající srážky) a složku usazených srážek (depozice z větrem hnané nízké oblačnosti a mlhy, námraza, jíní, jinovatka, rosa a zmrzlá rosa, ledovka) (Tesař 2008). Mokrý spad obsahuje rozpuštěné oxidační produkty SO₂ a NO_x, tedy i kyselinu sírovou, kyselinu dusičnou, sírany a dusičnany (kyselé deště). Patří sem rovněž okapová voda stékající nebo odkapávající ze stromů. Smývá do půdy škodlivé látky usazené na listech a větvích v důsledku suchého spadu (Ulbrichová 2014).

Znečišťující příměsi se do srážkové vody dostávají při vzniku srážkových elementů (ledových krystalků nebo vodních kapiček v oblaku) nebo během padání těchto příměsí v podoblačné vrstvě vzduchu. Měření množství padajících srážek je snadné v pozorovacích termínech. Vztah

$$D = c_i \cdot P$$

definuje množství znečišťujících látek za delší časové období, kde c_i je průměrná koncentrace měřené složky a P je srážkový úhrn za sledované časové období (zpravidla rok) (Hůnová et Janoušková 2004).

¹ Emise jsou toxické látky tvořené plynými a pevnými produkty ze spalovacích a technologických procesů před vstupem do ovzduší resp. životního prostředí (Ulbrichová 2014).

Na celkové atmosférické depozici se mohou výrazně podílet horizontální srážky v oblastech nad 800 m.n.m. Mlha může mnohem více podporovat celkový vstup atmosférických srážek do lesních půd oproti padajícím srážkám ve výškách nad 1000 m.n.m. Odběr usazených srážek je nesnadný a měří se zřídka (v rámci účelových měření) (Braniš et al. 2004).

Významnější je mokrá depozice v pozadových oblastech, resp. v oblastech bez podstatných vlastních emisních zdrojů (Kropáček et Bednář 2005).

3.2.2 SUCHÁ DEPOZICE

Suchá složka depozice definuje hmotnost uložené atmosférické příměsi na jednotku plochy zemského povrchu za časovou jednotku jako důsledek jiných samočisticích procesů ovzduší než jsou procesy vymývání (Sobíšek 1993). Je tvořena gravitační sedimentací velkých částic atmosférického prachu v suchém stavu a impakcí plynů znečišťujících ovzduší (ENVIS 1998). Pevná (tuhá) část atmosférické depozice se nazývá tuhý spad (VÚRV 2004-2010a).

Tvoří ho např. saze, prach nebo aerosoly, které se usazují se na listech i na půdě. Škodlivé látky v plynném stavu přijímané rostlinami zahrnují i SO₂, NO_x a ozon vzniklý v důsledku slunečního záření (Ulbrichová 2014).

Oproti mokré depozici je suchá depozice pomalejším procesem. V porovnání se srážkami probíhá neustále. Suchá depozice se neměří přímo, nýbrž vypočtením hodnoty toku látky k povrchu F :

$$F = c \cdot v_d$$

kde c je naměřená koncentrace sledované látky, v_d je depoziční rychlost (Hůnová et Janoušková 2004).

Suchá depozice převládá v průmyslových aglomeracích a ve městech (v blízkosti zdrojů emisí). V průmyslových oblastech několikanásobně převyšuje mokrou depozici v celkových bilancích za delší časový úsek (Sobíšek 1993).

Nepříznivé důsledky atmosférické depozice na přírodní prostředí, zejm. v čistých (horských) oblastech jsou významné a hlavní složku tvoří její mokrá část. Suchá část atmosférické depozice převládá ve městech a v průmyslových oblastech, vysoký podíl tvoří sedimentace velkých prašných částic (ENVIS 1998).

Depozice udávaná v jednotkách látkového toku (Tesař 2008) je třetí důležitý termín ze skupiny termínů hodnotících škodlivé látky v životním prostředí. Tyto termíny vytvářejí logickou řadu emise-imise-depozice a odrážejí vstup znečišťujících látek do ovzduší, jejich přítomnost a následující výstup z atmosféry (VÚRV 2004-2010a).

Znečišťující látky, které se dostávají do atmosféry, tam nikdy nezůstávají ve stejné podobě a na stejném místě navždy. Atmosféra je velmi složitý a hůře popsateľný

otevřený systém. Emitované látky neustále podléhají přeměně a přemístění v ovzduší v horizontálním a vertikálním směru. Část znečišťujících látek zůstává ve vzduchu, další část se usadí, neboli deponuje na zemském povrchu (VÚRV 2004-2010a).

3.2.3 VLIVY ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Průmyslové emise cizorodých látek do ovzduší a jejich následné imise spolu se suchou a mokrou depozicí do krajiny mají za následek výraznou kontaminaci různých složek životního prostředí škodlivými látkami (VÚRV 2004-2010b). Úroveň imisního pole je závislá vedle meteorologických podmínek ovlivňujících směr a intenzitu rozptylu emisí rovněž na poloze a struktuře emisních zdrojů (Ulbrichová 2014). Atmosférická depozice (mokrá i suchá) má nezanedbatelný vliv na zemědělskou půdu. Přísun cizorodých látek doprovázený okyselením půd a zvýšením mobility rizikových prvků v půdě zvyšuje nebezpečí kontaminace potravních řetězců. Dle modelových výpočtů (Beneš, Benešová, 1993) a pozdějších přímých měření různých institucí (VÚMOP, ÚKZÚZ, VÚRV, ČHMÚ atd.) jsou v podmínkách České republiky největším zdrojem vstupu řady rizikových prvků atmosférické spady. Stejně velký, ale málo prozkoumaný význam má atmosférická depozice v přímé kontaminaci rostlinné produkce rizikovými prvky. Antropogenní okyselení půd atmosférickou depozicí vyvolává ztrátu základních živin především vyplavením Ca a Mg a ztrátou nebo zneprístupněním fosforu. Při nízkém pH se zvyšuje mobilita sloučenin Al a Mn, které jsou toxické pro rostliny. Důsledkem je rozsáhlá degradace půdního fondu a snížení úrodnosti půd (VÚRV 2004-2010b). V případě mokré depozice je to acidifikace půdních a vodních ekosystémů kyselými dešti. Za přirozenou hodnotu ve srážkách se považuje pH 5,6. Průměrné pH srážek v ČR se pohybuje v rozmezí 4,4 – 4,6 (Hruška et Kropáček 2009). Cizorodé látky v ovzduší vstupující ve formě suché či mokré depozice do lesních ekosystémů se mohou chemicky lišit od forem, v nichž ovlivňují lesní porosty (Ulbrichová 2014). Celková atmosférická depozice jako měřítko intenzity vstupu imisí do lesního ekosystému je nezbytným údajem pro určení půdních změn, změn v přízemní vegetaci i pro určení příčin změn zdravotního stavu lesa. Sledují se látky toxické a látky způsobující okyselení půdy a ekologicky aktivní látky, které paří mezi živiny (nutriety). Nevhodné proporce těchto živin mohou mít za následek vážné poruchy ve výstavbě pletiv a fyziologické poruchy lesních kultur. Bez údajů o atmosférické depozici nelze spolehlivě určit příčiny změn a odhadnout vývoj zdravotního stavu lesa do budoucna (VÚV TGM 1998).

3.3 DEPOZICE PRACHU

Specifickou částí tuhého spadu je poléťavý prach, který je vytvářen tuhými částicemi s průměrem pod 10 μm (frakce PM_{10}). V poslední době nabývá velkého významu pro imisní monitoring frakce $\text{PM}_{2,5}$ (tuhé částice o průměru pod 2,5 μm) jako hlavní nosič rizikových prvků a perzistentních organických polutantů (POPs) v ovzduší (KHS 2007). Především se jedná o poléťavý a sedimentace schopný prach s velkým povrchem nesoucí elektrický náboj, který je ideálním nosičem řady specifických polutantů (KÚ 2014). Na prašných částicích v ovzduší obvykle

kondenzuje voda a vytváří kapalný obal kulovitěho tvaru. Kapalná fáze vzniká vysokou reakční schopností. Představuje tenké vrstvy vody s velkou plochou rozhraní dvou fází. Vykazuje velký vliv na distribuci a mobilizaci škodlivin v životním prostředí (VÚRV 2004-2010a).

Poléťavý prach je hlavním dopravcem rizikových látek ze znečištěného ovzduší do zemědělských půd a rostlin (VÚRV 2004-2010a). Představuje významný faktor, charakterizující úroveň imisní zátěže sledované lokality (KÚ 2014). Výsledné produkty nazývané imise, jejich účinky na živé organismy a na majetek a místo jejich působení je značně závislé na momentální povětrnostní situaci (KHS 2007). Prašný aerosol s vysokým obsahem toxických komponent (těžké kovy, organické látky) patří mezi základní složky znečišťující velkoměstské ovzduší. Vysoké koncentrace poléťavého prachu se převážně vyskytují u lokalit ležících ve středu města s intenzivní automobilovou dopravou. Jsou určeny intenzitou a skladbou dopravy, konfigurací okolního terénu a rozptylovými podmínkami (ENVIS 1996a).

Poléťavý prach se stanoví filtračně-gravimetrickou metodou. Tuhý spad i poléťavý prach jsou specifickou částí celkové atmosférické depozice a proto mají stejné jednotky (kg/ha/rok nebo tun/km²/rok, apod.) (KHS 2007).

3.4 TĚŽKÉ KOVY A JEJICH VLASTNOTI

3.4.1 CHARAKTERISTIKA

Kovy zahrnuje 80 prvků periodické soustavy. Přibližně 30 z nich nese název toxické kovy, příp. těžké kovy. Termíny těžké kovy, toxické kovy a stopové kovy jsou zaměňovány. Používají se pro skupinu kovových prvků, které vykazují pro biotiku určité riziko. Termínem stopové kovy se rozumí kovy přítomné v organismu nebo v životním prostředí ve velmi nízkých koncentracích, resp. několik částic v milionu částic okolního prostředí v jednotkách ppm. Těžké kovy představují kovy, jejichž specifická hmotnost je vyšší než 5 g.cm⁻³ (ENVIS 1996a). Jedná se o skupinu prvků mezi mědí a olovem v periodické soustavě (Herčík et al. 1995). Toxické kovy představují kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka a ostatní biotické složky ekosystémů. Ekotoxikologická terminologie upřednostňuje nebezpečné pro biotiku termín těžké kovy (zejm. Cu, Zn, Cd, Hg, Pb, Cr, Ni, Mn, Fe, dále polokovy Se a As) (ENVIS 1996a). Za nejnebezpečnější se obvykle považuje kadmium, olovo, rtuť a chrom. Problémy mohou působit i další kovy (Herčík et al. 1995).

Kovy tvoří elektrofilní kationty. Sloučeniny těchto kovů zahrnují skupenství pevné, kapalné a plynné. Mohou tvořit i aerosoly (ENVIS 1996a).

Těžké kovy představují největší problém v oblasti škodlivých cizorodých látek anorganického původu. Problematika znečištění těmito kovy souvisí s jejich schopností kumulace v půdě, v rostlinném a živočišném materiálu (Herčík et al. 1995). Všechny složky životního prostředí přirozeně obsahují těžké kovy. Jsou uvolňovány do prostředí zvětráváním matečné horniny, ze které tyto kovy pochází. (Makovníková et al. 2006). Výskyt kovů v přírodě je ryzí nebo ve formě soli. Nízké

koncentrace jsou přirozeně v zemské kůře. Přirozený lokální výskyt koncentrovaných prvků může být mnohonásobně vyšší v rudách (ENVIS 1996a). Antropogenní činností (těžba, zpracování kovů) jsou do životního prostředí vnášeny prvky v nepřirozené míře (některé z nich zahrnují nutné stopové prvky) a organismy nemají mechanismy k jejich vyloučení. Tyto prvky příp. sloučeniny se v organismech kumulují a působí toxicky (Suchánková 2014).

Existuje mnoho zdrojů a možností úniku těžkých kovů do všech složek životního prostředí (zemědělství, průmysl). Mohou být lokálními i celoplošnými zdroji těžkých kovů (ENVIS 1996a). Kontaminace půdy těžkými kovy je v globálním měřítku závažný problém (Makovníková et al. 2006). Nejčastějšími kontaminanty jsou rtuť, olovo, kadmium, resp. další kovy (měď, zinek, chrom, mangan, železo, nikl, ale i stříbro, cín, molybden, rhodium, paladium, zlato, bismut, platina) a některé polokovy (arzen, selen, antimon, telur) (Suchánková 2014). Vysoký zájem je o kovy z hlediska rozsáhlého využití průmyslu. Důsledkem je neúměrné zatěžování životního prostředí a rostoucí produkce odpadů s častým obsahem těžkých kovů v nadlimitním množství (ENVIS 1996a).

3.4.2 KOLOBĚH KONTAMINANTŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ A JEJICH TOXICITA

Cesty těžkých kovů v prostředí jsou rozmanité (Makovníková et al. 2006). Většina těžkých kovů se do půdy dostává z atmosféry. Kadmium, arzen, olovo a zinek tvoří 90% celkových vstupů z ovzduší. U mědi je to 65%, u chromu 38% a kobaltu 30% (Beneš 1994). Největší zdroje vstupu těžkých kovů do ekosystému představují energetická výroba, metalurgická výroba, tepelné zpracování kovů, strojírenská výroba, chemická výroba, doprava, zemědělství, zpracování odpadů, spotřební zboží a přírodní zdroje těžkých kovů (Čížek 1993). Znečištění půd kovy souvisí s jejich obsahem v atmosféře. Snížení jejich obsahu v půdách lze dosáhnout snížením míry znečištění ovzduší (Beneš 1994). V životním prostředí se kovy pohybují v geochemických a biologických cyklech. Biologickými cykly vstupují do živých částí ekosystémů (organismů) (ENVIS 1996a). Mohou se tedy hromadit v organismech nebo v půdách (Makovníková et al. 2006). Rozlišují se migrační cykly kovů přirozené (přírodní) nebo antropogenní. U některých kovů, např. rtuť převažují antropogenní cykly nad přirozenými (ENVIS 1996a).

Kovy jsou rozptýleny v půdě a sedimentech, rozpuštěné v povrchových a podzemních vodách. Mohou se navázat na suspendované částice v povrchových vodách nebo v pórové vodě sedimentů (Makovníková et al. 2006). Kovy obsažené v půdě mohou vlivem např. zvětrávání a nízkomolekulárními organickými kyselinami produkované v oblasti rhizosféry, přecházet do dalších půdních složek. Vyšší obsah kovů v půdě může mít za následek nižší počet organismů. Dochází k narušení rovnováhy půdního systému a k ovlivnění filtračních a čistících procesů kovy a k jejich bioakumulaci rostlinami. Vstup polutantů do potravních řetězců se stává toxikologickým rizikem pro další organismy (Palková et al. 2013). Některé

mikroorganismy (zejm. půdní) umožňují vstup toxických kovů do organokomplexů a mohou být nebezpečnější než původní forma kovu (metylrut) (ENVIS 1996a). Biodostupnost kovů v prostředí závisí na celkové koncentraci, pH, teplotě, redoxním potenciálu, speciaci kovu (jeho fyzikálně - chemická forma), chemickém a zrnitostním složení půdy a sedimentu, celkovém obsahu organické hmoty a suspendovaných částic, objemu vody a rychlosti toku. Některé tyto faktory jsou vzájemně závislé a časově proměnné (Makovníková et al. 2006).

Mobilita kovu souvisí s rozpustností sloučenin ve vodě. Platí: Čím je sloučenina rozpustnější, tím je mobilita kovu vyšší. V případě rozpuštěných látek je podstatné, zda-li se jedná o nestálou hydratovanou iontovou sloučeninu nebo stabilní komplex. Zásadní je rovněž rozpustnost sloučenin těžkých kovů v kyselinách, zejm. v kyselině sírové a kyselině dusičné. Výskyt těchto kyselin je v životním prostředí častý. Vykazují-li vodní srážky příp. prosakující voda nadměrnou kyselost, sloučeniny těžkých kovů se mohou vymývat z půdy, pronikat do rostlin a dřevin. Mohou dále ohrožovat zdroje pitné vody. V organismu toxicita závisí na dosažené prahové koncentraci daného kovu. Řada kovů je ve stopových koncentracích pro organismy nezbytná. Jde o esenciální prvky (Cu, Zn, Cr nebo Fe) ve formě některých enzymů apod. Nedostatek může způsobit závažné choroby (ENVIS 1996a).

Těžké kovy jsou odplavovány povrchovými a podzemními vodami, odnášeny erozí a pěstováním zemědělských plodin. Antropogenní činnost jen v malé míře ovlivňuje odnos těžkých kovů. Hlavní faktory, které ovlivňují odnos prvků, jsou geologické, hydrogeologické a vegetační podmínky a klima. Každý kov má specifickou schopnost se uvolňovat z půdy závislou především na vlastnostech jednotlivých kovů a půdních podmínkách (Beneš 1994).

Na rozdíl od organických látek kovy nikdy nedegradují. Lze tedy předpokládat jejich postupnou akumulaci v životním prostředí (ENVIS 1996a).

3.4.2.1 TOXICITA KONTAMINANTŮ

Toxicita kovů je mnohostranná. Je znatelná již v nízkých koncentracích (Makovníková et al. 2006). Toxický efekt kovu je obvykle výsledná interakce mezi volným iontem a cíleným místem (ENVIS 1996a). Toxicita prvků závisí na formě jejich přítomnosti – roztoky anorganických sloučenin, kovový prach, organokovové sloučeniny (Suchánková 2014). Toxické účinky na celulární úrovni určují další faktory: oxidační stav kovu, chemická forma iontu, ligandová vazba kovu. Vazba kovů Cd, Hg, Pb na buněčné membrány brání transportním procesům buněčnými stěnami. Blokuje tak přísun živin do buněk. Velký vliv má tvarová podobnost molekuly nebo částice obsahující kov s molekulou látky potřebnou pro buňku. Tato tvarová uskupení se nazývají molekulární mimikry. Většina kationtů těchto kovů charakterizuje silná afinita k síře. Postihují tak karboxylové –COOH skupiny a aminoskupiny –NH₂ např. v genech. Afinita k fosfátové skupině má za následek srážení fosfátových biosloučenin těžkými kovy nebo tyto kovy katalyzují její rozklad. Nebezpečná je schopnost kovů se akumulovat (ENVIS 1996a).

3.4.3 VYBRANÉ KOVY

3.4.3.1 OLOVO

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Olovo představuje málo reaktivní kov modrobílého zbarvení. Plní funkci elektropozitivních částí molekul. Je schopen vytvářet oxidační stavy. Na vzduchu se pokrývá tenkou vrstvou oxidu a uhličitanu. Je odolný vůči působení vodných roztoků slabých kyselin a zásad. Se vzdušným kyslíkem spalováním (za vysokých teplot) vzniká PbO , resp. PbO_4 . S dalšími nekovy se slučuje jen při vysokých teplotách. Ochotně oxiduje zejm. do oxidačního stavu II. S jinými kovy ochotně vytváří slitiny. Oxidy a hydroxidy Pb jsou amfoterní. Olovnaté soli málo přistupují k hydrolyze. Jejimi produkty jsou hydroxokomplexy. V kyselém prostředí vznikají polyjaderné kationty s OH-můstky. V méně kyselém roztoku se na konci hydrolyzy vylučují nerozpustné hydratované oxidy nebo hydroxidy. Olovo vytváří organokovové sloučeniny, zpravidla těkavé nízkomolekulární látky (Klikorka et al. 1985). Olovo slouží k výrobě akumulátorů, tetraetylolova (TEL) v automobilismu, pájecí kov (Suchánková 2014).

TOXICITA

Olovo představuje vedle rtuti nejdéle známý a užívaný kov (ENVIS 1996a). Vytváří komplexy s organickým materiálem, jílovými oxidy železa, manganu, hliníku. Obecně je málo mobilní. Vykazuje vysokou afinitu k jílovým minerálům. V půdách jsou jeho vlastnosti ovlivněny zejm. prezencí uhličitanů. Absorpci olova v půdě určuje prezence oxidu železa nebo manganu. V případě manganu se olovo absorbuje cca 40x více než v přítomnosti oxidu železa. Mnohem více je absorbováno ostatními kovy (Bradl 2005). Vstupuje do trofických řetězců zejm. z půdy absorpcí autotrofními organismy (obtěžněji než Cd). Existují určité typy rostlin, které v přírodě přijímají vysoké koncentrace olova bez poškození jejich vývoje a růstu (ENVIS 1996a). Nejvíce olova se kumuluje v kořenech. 80% obsahu olova u travních porostů má původ z atmosféry. Velmi odolnou rostlinu při extrémně vysokých koncentracích představuje kukuřice (Beneš 1994). Od r. 2001 platí zákaz používání TEL a náhrada jinými přípravky. Přes tento zákaz je stále vysoký obsah olova, např. tráva u silnic obsahuje 200mg/kg, vody v průměru 0.04 mg/l (Suchánková 2014).

3.4.3.2 ARZEN

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Arzen se vyskytuje v nestálé modifikaci žluté barvy s molekulami As_4 krystalické mřížky. Tak se projevují nekovové vlastnosti prvku. Kovový charakter mají stále modifikace arzenu s nižší elektrickou vodivostí. Prvek je nejméně stálý na vzduchu a zvolna oxiduje. Slučuje se s nekovy na binární sloučeniny. Vykazuje proměnlivou ušlechtilost a je odolný působení vody, vodných roztoků kyselin a zásad. V oxidujících kyselinách (HNO_2 , H_2SO_4) a vysokých teplot se rozpouští. Tvoří

amfoterní, převážně kyselé oxidy. Ve vodě se rozpouštějí za vzniku volných kyselin. Kov je rozpustný za přítomnosti oxidovadla v roztocích alkalických hydroxidů. V některých reakcích arzenu s alkalickým hydroxidem stačí přítomnost vzdušného kyslíku (Klikorka et al. 1985). Je doprovodným prvkem rud Cu, Ag a Pb (ENVIS 1996a). Elementární forma se arzenu se používá jako slitina (s olovem, cínem) (Klikorka et al. 1985). Používá se v zemědělství, kde tvoří součást insekticidů a fungicidů. V lesnictví se využívá při konzervaci dřeva (64.1). Dále v polovodičové technice, k přípravě slitin (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Toxické jsou rozpustné anorganické formy arzenu: kyselina arsenitá (As^{3+}), méně toxické As^{5+} (Klikorka et al. 1985). Organické sloučeniny arzenu (arzenobetain, arzenocholin apod.) jsou netoxické (Suchánková 2014). Více nebezpečná je trojmocná forma než pětímocná. V životním prostředí se vyskytuje v ovzduší, půdě a ve vodě. Rozpustné anorganické sloučeniny arzenu jsou v pitné vodě. Pesticidy s obsahem arzenu se nachází v některých kulturních rostlinách. Zpracováním rud se arzen uvolňuje do životního prostředí. Jeho sloučeniny jsou vysoce toxické, resp. mají vysokou kumulativní schopnost v organismech. Vysoké koncentrace jsou škodlivé pro rostliny (ENVIS 1996a). Je značně mobilní v rostlině a zpomaluje růst. Toxicita v rostlině se projevuje povadáním listů, fialovým zbarvením a plazmolýzou buněk (Soudek 2008). Při aplikaci pesticidů s obsahem arzenu na polích v kulturách se arzen zabudovává do půdy a způsobuje snížení úrodnosti kultur (zejm. vojtěška, ječmen). Citlivou reakci na arzen vykazují i dřeviny (ENVIS 1996a).

3.4.3.3 MĚĎ

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Měď se řadí do skupiny ušlechtilých kovů červené barvy. Vytváří ochotně sloučeniny (Klikorka et al. 1985). Je odolná vůči korozi (Kafka et Punčochářová 2002). Má vysoké body tání a minimální těkavost. V oxidačních stavech je vysoce komplexotvorná. Reaguje snadno s horkými koncentrovanými roztoky kyselin. Je rozpustná v koncentrovaných roztocích kyanidů alkalických kovů. Nerozpouští se v neoxidujících kyselinách. Její částečná rozpustnost se může projevit za přítomnosti kyslíku. Při vysokých teplotách reaguje s většinou nekovů. V oxidačním stavu vytváří známé Cu_2O a CuO . Cu_2O je ve vodě nerozpustný červený oxid. Rozpustný je v kyselinách za vzniku komplexních částic. CuO představuje stálý oxid černé barvy. V kyselinách se CuO rozpouští za vzniku měďnatých solí. Zahříváním se z CuO odštěpuje kyslík a vzniká Cu_2O (Klikorka et al. 1985).

Elementární měď se používá v širokém rozsahu. Největší spotřeba elementární mědi se týká elektrotechnického průmyslu a hutní výroby neželezných slitin. Malé množství mědi se používá formou oxidovadla i redukovadla. Používají se slitiny se zinkem, cínem, hliníkem, beryliem a křemíkem (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

V životním prostředí je zastoupena zejm. ve formě rud. V některých případech i v ryzí formě. Jedná se esenciální prvek. Mírně toxická je pro rostliny a řasy (Klikorka et al. 1985). Je vysoce toxická pro nižší organismy (plísně, nižší houby, bakterie (64.1). Měď vytváří v půdách několik sloučenin. Výskyt těchto sloučenin je v roztoku nebo v pevné fázi. Protože měď vykazuje vysokou afinitu k organické složce půdy, její rozdělení v půdě je ovlivněno zejm. obsahem organické hmoty. Váže se také k rozpuštěným organickým látkám v půdním roztoku. Účinný mechanismus pro zadržování mědi v půdách je vazba mědi k huminovým fulminovým kyselinám (Bradl 2005). V půdě je Cu^{II} silně sorbována, proto je rostlinami přijímána v malém množství. Nadměrná kumulace rostlinách je výjimečná (pevně se váže v kořenech a pohyblivost v nadzemních částech je nízká). Měď má význam katalytického prvku v metabolismu rostlin (oxoredukční děje), kde vytváří komplexy s bílkoviny dalšími biopolymery. Nedostatek mědi v rostlinách je důsledkem nižší produkce semen (Beneš 1994).

3.4.3.4 ZINEK

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Zinek představuje měkký kov namodralé barvy, značně těkavý prvek a velmi reaktivní kov. Jedná se o esenciální prvek. Lze ho dobře destilovat. V roztocích velmi zředěných oxokyselin (do fáze vymizení jejich oxidačních schopností) nebo v neoxidujících kyselinách se zinek rozpouští za vzniku H. V dostatečně koncentrovaných roztocích oxokyselin se rozpouští bez vzniku H. Dobře se rozpouští v roztocích hydroxidů alkalických kovů. Zinečnaté soli jsou zpravidla ve vodě rozpustné. Výrazná je tendence atomů Zn^{2+} k tvorbě komplexních částic. Na vlhkém vzduchu se pokrývá tenkou vrstvou oxidu. Zároveň se další reakce zastavuje. Vytváří velké množství slitin s ostatními kovy. Používá se k pokovování, k výrobě pájek a průmyslově důležitých slitin, redukovalo (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

V nízké koncentraci je nezbytný pro rostliny. Je rozšířen ve všech abiotických složkách životního prostředí. Může vykazovat negativní vliv na vývoj fytoocenózy vysokými koncentracemi zinečnatých iontů v půdě (Klikorka et al. 1985). Je více toxický pro vodní organismy než pro člověka (64.1). U rostlin způsobuje zastavení elongaci kořenů, chlorózy listů (Soudek 2008).

3.4.3.5 RTUŤ

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Rtuť představuje nejdéle známý toxický kov stříbřitého bílého zbarvení (ENVIS 1996a). Na rozdíl od zinku a kadmia je rtuť ušlechtilý kov. Ušlechtilost představuje elementární forma rtuti v kapalném stavu za běžných teplot. Tato forma vykazuje dobrou tepelnou a elektrickou vodivost a schopnost rozpouštět jiné kovy. Jedovatý charakter má ve sloučeném i nesloučeném stavu. Reaguje s kyselinami, které vykazují oxidační účinky. Na základě oxidační schopnosti roztoku kyseliny a její

koncentrace vznikají rtuťné nebo rtuťnaté soli. Reaguje s většinou nekovů. Některé sloučeniny rtuti vykazují tendenci se rozpadat zpět na prvky (HgO). Vytváří s jinými kovy slitiny. Je dobře odolná působení vzdušného kyslíku, vodným roztokům hydroxidů alkalických kovů a neoxidujícím sloučeninám. Sloučenina HgO se rozpuští v kyselinách za vzniku rtuťnatých solí. HgO je nerozpustný ve vodě a alkalických vodných roztocích. Tento oxid se používá jako fungicid. Rtuťné sloučeniny vykazují malou stabilitu. Působením tepla, světla či krystalizací z roztoku se tyto sloučeniny rozpadají na elementární rtuť. Nejsou stálé ani komplexní sloučeniny rtuti. Rozpadají se stejným způsobem jako ostatní rtuťné sloučeniny. Využití rtuti je v oblasti amalgační výroby zlata a stříbra, fyzikálních, elektrochemických a elektronických přístrojů a zařízení (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Rtuť se významně podílí na kontaminaci životního prostředí jako jedna z nejdůležitějších škodlivin. Vyskytuje se v různých přírodních materiálech a složkách biosféry, dále ve zpracovávaných surovinách, výrobcích a odpadech (Arnika 2014). Z toxikologického hlediska je velmi důležitá forma výskytu. Toxickým vlivem se od sebe odlišují kovová rtuť, páry rtuti, organické a anorganické sloučeniny rtuti (ENVIS 1996a). Toxicita organortuťnatých sloučenin je mnohem vyšší než toxicita anorganických sloučenin rtuti (Suchánková 2014) a je přímo ovlivněna délkou expozice (ENVIS 1996a). Organické sloučeniny rtuti jsou rozloženy na elementární těkavou rtuť, která se může uvolňovat do atmosféry (Bradl 2005). Méně toxické anorganické sloučeniny rtuti jsou méně rozpustné ve vodě a v kyselém prostředí. Rtuť má silnou afinitu k síře. Váže se na thiolové skupiny bílkovin (ENVIS 1996a). Mobilitu rtuti v atmosféře, litosféře a hydrosféře ovlivňují přírodní procesy (sopečná činnost apod.) a v současnosti i výrazná antropogenní činnost (Arnika 2014). Do ovzduší se rtuť dostává spalováním fosilních paliv (hgO), zpracováním rud (HgO), do vod ze zemědělství fungicidy (oranortuťnaté sloučeniny) k moření osiv (arylmerkurijsloučeniny) a mikrokomponenty hnojiv (Hg^{2+}). Nachází se v okolí skládek (teploměry, výbojky, baterie- HgO) (Suchánková 2014). Kovová rtuť se odpařuje kontinuálně do ovzduší (ENVIS 1996a). V ovzduší probíhá reakce: $\text{HgO} + \text{H}_2\text{O}_2 = \text{Hg}^{2+}$ se srážkami do půdy a vod. V sedimentech (voda a půda) probíhá mikrobiální metylace (Suchánková 2014) methanogenními bakteriemi v anaerobním prostředí: $\text{Hg}^{2+} = \text{CH}_3\text{Hg}^+$, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (metylrtuť, dimetylrtuť). Metylrtuť je vysoce toxická a nejnebezpečnější sloučenina rtuti. Mikroorganismy převádí anorganické sloučeniny na více toxické organosloučeniny. Produkty reakce vstupují do potravního řetězce plankton-býložravé ryby-dravé ryby-člověk. Rtuť poškozují i řasy (ENVIS 1996a). Toxicita rtuti má vliv na speciaci organismů (Suchánková 2014). V půdách osud rtuti závisí na její formě, půdním typu a pH půdy, reaktivitě půdních koloidů, redoxnímu potenciálu a množství organického materiálu a jílu. Nejvýznamnější faktor představuje pH prostředí. Rtuť vykazuje vysokou afinitu k chloridům. Je nestabilní v sedimentech a půdách. Podléhá fotochemickým, chemickým a biologickým reakcím (Bradl 2005). Především v humózních půdách vytváří rtuť stabilní komplexy s organickými složkami, ve

kterých je rtuť nedostupná pro rostliny. Některé obiloviny mají vyšší obsah rtuti (ENVIS 1996a).

3.4.3.6 KADMIUM

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Kadmium představuje měkký kov stříbřitého lesku vysoce odolný vůči korozi. Vyskytuje se v oxidačním stavu Cd^{2+} (Klikorka et al. 1985). V oxidech často nahrazuje Fe a Mn (Bradl 2005). Rozpouští se v kyselinách stejným způsobem jako zinek za vzniku H nebo produktu redukce kyseliny podle povahy, koncentrace a teploty kyseliny. Na vlhkém vzduchu dochází k povrchové oxidaci, která za určitých podmínek nepostupuje do hloubky materiálu. Oxidy a hydroxid kademnatý se nepatrně rozpouštějí v roztocích hydroxidů alkalických kovů. Tyto látky se rozpouští v kyselinách za vzniku kademnatých solí. Méně běžné jsou jeho organokovové sloučeniny. Kovové kadmium se používá v jaderné technice k absorpci neutronů, dále pokovování elektrotechnických součástek (protikorozní ochrana), akumulátory Ni-Cd, slitiny, pájecí kovy (Klikorka et al. 1985). Je obsaženo v organických hnojivech (Kafka et Punčochářová 2002).

TOXICITA

Kadmium náleží mezi nejnebezpečnější toxikanty (Herčík et al. 1995). Přírodní výskyt kadmia doprovází zinek (Suchánková 2014), ve stopovém množství se nachází v půdě (Kafka et Punčochářová 2002). Z antropogenních zdrojů je kadmium více dostupnější než jeho přirozený výskyt (Bradl 2005). Uvolňuje se do prostředí spalováním fosilních paliv a plastů, v odpadních vodách ze zpracování rud (Suchánková 2014). V půdním roztoku se často nachází ve formě kationtu, zde se může i vázat. S chlorem a sírany se v půdě váže do organokomplexů (Bradl 2005). Nemá ale výraznou schopnost tvorby komplexních sloučenin (Kafka et Punčochářová 2002). V malých koncentracích se váže v půdě zejm. adsorpcí. Adsorpce je ovlivněna zejm. prezencí Ca a Zn (Bradl 2005). V případě kontaminace může být koncentrace kadmia 1000x vyšší. Platí: s rostoucím pH půdy klesá rozpustnost kadmia. V alkalických půdách je velmi mobilní. Přítomen je v nezanedbatelném množství v tabákovém kouři (Klikorka et al. 1985). Snadno vstupuje do potravního řetězce (Herčík et al. 1995). Na biotiku působí vysoce toxicky (Klikorka et al. 1985). Jed kadmia zesiluje toxické účinky jiných kovů (Zn, Cu) (Suchánková 2014). Kumuluje se v některých rostlinách (64.1). Z půdy přechází do rostlin až 70 % Cd, z atmosféry 20-40 % (Herčík et al. 1995). Některé průmyslové rostliny fungují na bázi hyperkumulátorů (sója, pšenice, tabák, některé druhy zeleniny). Rostlinná pletiva mohou obsahovat mnohonásobné koncentrace kovu (Klikorka et al. 1985). Působí inhibičně na půdní mikroflóru a ve výsledku se může projevit negativním vlivem na růst rostlin (omezení fixace vzdušného N, omezení mineralizace) (Richter 2003). Ve vysoké míře se kumuluje ve vyšších houbách (zejm. hřibovité) (Klikorka et al. 1985). Kontaminace rostlin kadmii může být důsledkem imisního spadu z ovzduší nebo půdním roztokem kořeny.

Většina rostlin vykazuje toleranci ke kadmiu (brambory, rajčata), některé jsou citlivé (špenát, tabák, sója), pro jiné vysoké koncentrace kadmia přispívají pro jejich vývoj a výnos (kukuřice). Nejvíce kadmia kumulují listové zeleniny (špenát, salát) (Beneš 1994). Snadno vstupuje do trofických řetězců. Soli kovu se mohou vymýt z půd do vodního prostředí. Zde se projevuje vysokou toxicitou pro vodní biotu (Klikorka et al. 1985).

3.4.3.7 CHROM

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Chrom je dobře rozpustný ve zředěné HCl nebo H₂SO₄. Tvoří dva významné oxidy: CrO₃ a Cr₂O₃. CrO₃ je silně kyselý a vykazuje kovalentní charakter. Představuje oxidační činidlo. Je schopen oxidacemi reagovat explozivně. S vodou vede k tvorbě kyseliny chromové. Cr₂O₃ představuje ve vodě nerozpustnou amfoterní látku. Je redoxně indiferentní. Chrom vytváří velmi rozsáhlé a rozmanité skupiny komplexních sloučenin. Má široké průmyslové využití. Používá se do speciálních slitin (s Ni., Co, Mn apod.), na povrchovou ochranu kovových materiálů, oxidační činidlo (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Forma Cr³⁺ je esenciálním prvkem. Cr⁶⁺ je silně toxická látka, její sloučeniny představují významné karcinogeny. Některé mají i mutagenní účinky. Šestimocný chrom je jeden z nejvýznamnějších kontaminantů životního prostředí, zejm. atmosféry, dále i ostatních abiotických složek (ENVIS 1996a). Pro mobilitu je určující jeho oxidační stav (Bradl 2005). V šestimocné formě je velmi mobilní, zejm. v půdních vodách a pro většinu rostlin je velmi toxický. Může být detoxikován na Cr³⁺ některými organickými látkami s redukčními účinky (ENVIS 1996a). Trojmocná forma vykazuje stálejší charakter a menší mobilitu (Kafka et Punčochářová 2002) a snadno tvoří komplexy s ligandy kyslíku a dusíku. Pokles pH půdy zvyšuje mobilitu prvku. Důvodem je kladně nabitý povrch půdních částic a průběh sorpce je znesnadněn. V půdě je chrom nejvíce vázán na jíly a oxidy Fe a Mn. Adsorpce se zvyšuje s rostoucím pH a rostoucím obsahem organické hmoty (Bradl 2005). Při vysokém obsahu chromu v půdě klesá její úrodnost. Díky kumulaci v rostlinách se neakumuluje v potravních řetězcích. Některé rostliny (průmyslové rostliny, obilí) přijímají chrom z půdy. Zpravidla ho zadrží v kořenovém systému. Následně chrom nepřechází do dalších pletiv v nadzemní části (ENVIS 1996a). Méně je obsažen v listech a stoncích (Soudek 2008). Podle některých autorů rostliny vstřebávají chrom jen v chelatované formě, ne tedy jeho anorganické sloučeniny rozpuštěné v půdě (ENVIS 1996a).

3.4.3.8 NIKL

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Nikl je feromagnetický, málo těkavý kov zelené barvy. Představuje ušlechtilější kov než železo (Klikorka et al. 1985). Vyskytuje se v oxidačním stavu Ni²⁺ (Boubel et al.

1994). Obtížně se taví. Nekoroduje na vlhkém vzduchu. Tato vlastnost se uplatní při ochraně kovů proti korozi poniklováním. Nikl se rozpouští v kyselinách. Za určitých podmínek dochází k pasivaci povrchu. Vykazuje dobrou odolnost k působení vodných roztoků i tavenin hydroxidů alkalických kovů. Jeho oxidační stavy jsou málo stálé. Tvoří řadu organokovových sloučenin. Elementární forma se používá při výrobě speciálních slitin, k legování ocelí a dalších kovů (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Nikl je slině toxický (Boubel et al. 1994). Kontaminant se může vyskytovat ve všech typech abiotického prostředí. Ke zdrojům patří metalurgické provozy i spalovny komunálního odpadu. Kontaminace vodního prostředí není výrazná. Vodní řasy a bezobratlí kumulují nikl více než ryby. Může být významnější znečištění půd s výrazným negativním dopadem na fytocenózu než znečištění vod. Ohroženy jsou lokality v blízkosti hutí a rafinerií niklu. Zde často dochází k úplné devastaci přirozené vegetace. Nikl obvykle nevstupuje do trofických řetězců vycházejících z autotrofních organismů (ENVIS 1996a). Nikelnatý kationt je stálý v redukčních podmínkách a v širokém rozmezí pH půdních hodnot. Jeho sorpce v půdách silně závisí na pH (Bradl 2005).

3.4.3.9 ŽELEZO

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Železo představuje jeden z nejrozšířenějších prvků (součást všech hornin, kovových rud, většiny minerálů a slitin (Holzbecher et al. 1974). Čisté železo představuje měkký, kujný kov. Je feromagnetické (Klikorka et al. 1985). Rozpouští se v kyselinách (HCl, H₂SO₄) za vzniku H a železnatých solí. Tyto roztoky vykazují nazelenalé zbarvení. V bezvodném stavu soli Fe^{II} jsou nažloutlé. Oxidací kyselinou dusičnou nebo H₂O₂ přecházejí na sloučeniny Fe^{III} zbarvené dožluta (Holzbecher et al. 1974). Jednoduché železnaté soli vykazují stálost a redukční schopnost, snadno tedy podléhají oxidaci vzdušným kyslíkem nebo jinými oxidovadly na soli železité. Atomy železa se mohou stabilizovat dosažením vysokého stupně oxidačního stavu do hodnoty VI. Oxidační vlastnosti sloučenin obsahujících Fe^{VI} jsou extrémní. Železo odolává působení roztoků hydroxidů alkalických kovů nebo jejich tavenin. Při vyšších teplotách se železo váže se všemi nekovy do binárních sloučenin, vytváří tak intermetalické sloučeniny nebo slitiny. Na vzduchu podléhá působení vzdušného kyslíku a vlhkosti, a rezaví. Oxidační stav FeO je více bazické než Fe₂O₃. Fe₂O₃ je červený, rozpouští se v kyselinách za vzniku železitých solí. Použití železa je ve všech oblastech průmyslové výroby (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Ve vodách obsahujících rozpuštěný kyslík je železo v oxidačním stupni III vázáno v hydroxokomplexech, které mohou kondenzovat a polymerovat. Konečným produktem reakce je hydratovaný Fe₂O₃. Může docházet ke komplexaci s fosforečnany a křemičitany, huminovými látkami a tříslovinami. Železo ve formě

Fe^{2+} je toxické pro vodní faunu, hydrolyzuje na žábřách ryb. Obě formy železa (Fe^{2+} , Fe^{3+}) jsou náchylné na fotochemické reakce ve vodách (UPOL 2013).

3.4.3.10 MANGAN

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Prvek je v přírodě hojně rozšířen, je dobře dostupný. Jeho velmi stabilním oxidačním stavem je Mn^{II} . Vytváří komplexní sloučeniny. Je obtížně tavitelný neušlechtilý kov šedého zbarvení. Rozpouští se ve vodných roztocích kyselin a hydroxidů alkalických kovů za vzniku H a sloučenin Mn^{II} . Prvek nevykazuje sklon k pasivaci jeho povrchu. Oxidační stav MnO má zelené zbarvení a zřetelné bazické chování. MnO_2 vykazuje v kyselém prostředí silné oxidační účinky a je amfoterní. Mangan se využívá v ocelářství, detoxikační a zušlechťující přísada k ocelím a ke slitinám niklu (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Formy manganu přítomné v životním prostředí ovlivňují mnoho fyzikálních, chemických a mikrobiálních procesů. Kyselé i zásadité půdy obsahují převážně Mn^{2+} . Adsorpce manganu v půdách se zvyšuje s rostoucím pH (vznik negativního náboje). Mangan se silně váže na jílovité částice (Bradl 2005).

3.4.3.11 KOBALT

CHEMICKÉ VLASTNOSTI

Prvek je stálým průvodcem niklu v jeho rudách, v nich se vyskytuje společně se železem (Holzbecher et al. 1974). Je feromagnetický, těžce tavitelný, mechanicky velmi pevný stříbřitý kov, ušlechtilejší než železo a stálý na vzduchu (Klikorka et al. 1985). Rozpustný je v kyselinách za vzniku solí Co^{II} , které ve vodných roztocích vykazují růžové a v bezvodném stavu modré zbarvení (Holzbecher et al. 1974). Pokud se jedná o oxokyseliny, je rozpouštění značně zpomalováno pasivací povrchu kovu (Klikorka et al. 1985). Kov a většina jeho slitin se rozpouští v kyselině dusičné (Holzbecher et al. 1974). S kyslíkem se slučuje za vysokých teplot (Klikorka et al. 1985). Jeho nižší oxidační stavy jsou zásadité, vyšší oxidační stavy kyselé (Boubel et al. 1994). Za vyšší teploty reaguje s nekovy. Tvoří dva jednoduché oxidy: CoO (olivově zelený) a Co_2O_3 . Atomy kobaltu vytvářejí komplexní částice. Elementární kov je složkou některých tvrdých a tepelně odolných slitin. Význam použití je ve formě žáruvzdorné slitiny (raketová a jaderná technika) (Klikorka et al. 1985).

TOXICITA

Pro rostliny a živočichy je esenciální. U rostlin aktivuje enzymy metabolizující organické kyseliny, P a N. Důležitý je v chloroplastech (Boubel et al. 1994). Toxicita prvku se v rostlinách projevuje inhibicí aktivního transportu iontů, narušením syntézy RNA, poklesem obsahu DNA a RNA v buňce, opadem listů, diskolorací a úbytkem růstu prýtu (Soudek 2008).

Pro účely výzkumu v této diplomové práci byly analyzovány v rámci možností laboratoře tyto kovy: zinek, měď, nikl, kadmium a olovo.

3.4.4 PŘÍJEM KOVŮ ROSTLINAMI A HYPERAKUMULACE KOVŮ

Rostliny pro růst a k dokončení životního cyklu vyžadují makronutrienty (N, P, K, S, Ca, Mg) a mikronutrienty (Fe, Zn, Mn, Ni, Cu, Mo). Vykazují vysoce vyvinutý specifický mechanismus příjmu, translokace a uložení nutrietů v pletivech. Mechanismy udržují intracelulární koncentrace kovových iontů uvnitř fyziologického rozmezí. Příjem je selektivní (proteiny s transportní funkcí): rostliny upřednostňují některé ionty před jinými (Petrová et al. 2008). Příjem kovů závisí na faktorech: vlastnosti rostliny, biomasa kořenů a nadzemních částí, hloubka růstu kořenů, doba zdržení, schopnost translokace, vlastnosti půdy, dostupné koncentrace, interakce prvků, podmínky prostředí (Soudek 2008). Rostliny akumulují vysoké hladiny esenciálních mikronutrientů a významná množství neesenciálních kovů (Cd). Mechanismy akumulace některých kovů (Cd) dosud nejsou objasněny. Možná hypotéza předpokládá příjem kadmia kořenovým systémem přes transportní systém jiného dvojmocného esenciálního mikronutrientu – Zn^{2+} , jehož je kadmium chemickým analogem. V důsledku nejsou rostliny schopny rozeznat oba ionty (Petrová et al. 2008).

Existují hyperakumulátory, druhy rostlin schopné akumulace kovů v hladinách 100x vyšších než koncentrace stanovené v neakumulujících rostlinách. Je to množství vyšší než 10 ppm Co, Cr, Cu, Ni a Pb, 10 000 ppm Mn a Zn. Dodnes bylo identifikováno 450 takových druhů (více než 45 čeledí R.). Více rostlin biokoncentruje Ni, mnohem méně druhů akumuluje Mn, Cd a Pb. Například nejvíce nalezeného niklu vázaného v organokomplexu je v *Sebertia acuminata* (dřevina, pův. Nová Kaledonie). Rostlina r. *Thlaspi* (penízek) představuje hyperakumulaci Zn, Pb, Ni a Cd (Petrová et al. 2008).

Akumulaci kovů rostlinami zprostředkovává propracovaný molekulární mechanismus. Ionty kovů jsou mobilizovány sekrecí chelatorů a okyselením rhizosféry. Příjem hydratovaných iontů kovů nebo komplexů kov-chelát se děje řadou příjmových systémů plazmatické membrány. Kovy jsou v buňkách chelátovány. Přebytečný kov je transportem do vakuoly detoxikován. Z kořenového systému jsou kovy xylémem transportovány do nadzemních částí, zpravidla přes kořenový symplast (velká část kovů) ve formě hydratovaných iontů nebo komplexů kov-chelát. Apoplastický transport nastává v kořenové špičce. V apoplastech listů jsou kovy zachyceny různými listovými buňkami a přes plasmodesmu přesunuty dalšími buňkami. Přednostně se ukládají v trichomech. Vnitrobuněčnou distribuci esenciálních kovů zajišťují specifické metalochaperony a transportéry v endomembránách. Proti toxikantům rostlinné buňky vyvinuly mechanismy okamžité komplexace a inaktivace v cytosolu buňky. Komplexace se účastní řada sloučenin (organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutathion apod.). Detoxikaci představuje

konjugace a následná akumulace ve vakuole a apoplastu. Zde je kontaminant nejméně nebezpečný (Petrová et al. 2008).

3.5 VLV PRAŠNÉ DEPOZICE NA ROSTLINNÉ EKOSYSTÉMY

Působení tuhých emisí na rostlinu lze rozdělit na přímé fyzikální, přímé chemické a působení na vlastnosti půdy. V případě přímého fyzikálního působení dochází k překrytí a ucpání průduchů, snížení fotosyntézy, dýchání a transpirace. Příznaky poškození jsou projeveny chlorózou, redukováním růstem a úhynem rostliny. Podobné příznaky mohou vyvolat další abiotické a biotické faktory, proto je důležitá diferenciální diagnóza. Přímě chemicky působí tuhé emise po ovlhčení, kdy látky pronikají do rostliny a způsobují metabolické změny. V případě půdy emise ovlivňují strukturu půdy, chemické složení půdy, zpomalení či urychlení mineralizace (MU 2011).

Některé látky (imise) mohou nabýt nových vlastností transportem z ovzduší do půdního prostředí, vody nebo rostliny. Jejich původní toxicita může být zvýšena. Tuhé imise, představující zejm. prach a aerosoly anorganického i organického původu, pokrývají listy, snižují propustnost pro světlo, způsobují ucpávání průduchů. Po ovlhčení působí agresivně (MU 2011).

Transport polutantů na rostliny probíhá suchým (období bez srážek) a vlhkým usazováním (dešťové kapky) (MU 2011).

Při akutní expozici polutantu je rostlina vystavena působení vysoké koncentrace škodliviny v krátkém čase (poškození listů apod.). Chronická expozice dlouhodobě působí v relativně nízkých koncentracích škodliviny. Nedochozí k časnému vzniku viditelných příznaků na rostlině. Dlouhodobým vlivem jsou nízké výnosy. Přímá expozice postihuje nadzemní orgány. V případě nepřímé expozice působí škodlivina v půdním prostředí (MU 2011).

Druhově specifická je odolnost rostlin vůči polutantu. Praktické využití se uplatní při revitalizaci emisemi narušených lokalit, i v místech s vyšší koncentrací emisí (ozelenění městských aglomerací, průmyslových zón a jejich okolí). Méně poškozeny jsou rostliny na úrodných půdách (lepší vitalita) než rostliny na půdách neúrodných. Míra poškození je závislá také na intenzitě a délce expozice škodliviny (MU 2011).

3.6 METODA AAS

3.6.1 DEFINICE

AAS, resp. atomová absorpční spektrometrie, slouží ke stanovení obsahu stopových i významných koncentrací jednotlivých prvků v analyzovaném roztoku (Komárek 2000) i v přítomnosti velkého přebytku doprovodných látek bez nutnosti předchozích složitějších úprav a separací (Valenová et Vavříková 2006). Je nejrozšířenější metodou anorganické prvkové analýzy pro stanovení až 68 prvků v koncentracích

desetin g.l^{-1} po méně než $1\mu\text{g.l}^{-1}$ (Černohorský et Jandera 1997). Představuje analytickou metodu, jejímž principem je absorpce záření volnými atomy sledovaného prvku. Úbytek primárního záření charakterizuje míru koncentrace volných atomů prvku, který absorboval záření (Krofta et al. 1997).

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac															

Obr. 1: Prvky stanovitelné metodou AAS. Zdroj: UJEP (2014).

3.6.2 TEORETICKÝ ZÁKLAD METODY

Metoda vychází ze základních znalostí stavby atomu (Černohorský et Jandera 1997). Pro každý prvek jsou charakteristické energetické rozdíly mezi jednotlivými elektronovými stavy atomu. Přejít atomu z nižší energetické hladiny na vyšší hladinu se neděje spontánně. Je vynucen přítomností záření o vhodném kmitočtu (Krofta et al. 1997). Při interakci s elektromagnetickým zářením se energie fotonu přenáší po určitých kvantech (Černohorský et Jandera 1997) a odpovídá energetickému rozdílu mezi dvěma hladinami (Krofta et al. 1997), resp. atom absorbuje nebo emituje záření pouze s pevně danými vlnovými délkami. Odpovídají energii absorbovaných či emitovaných fotonů, resp. diskretních kvant elektromagnetického záření. Absorpcí nebo emisí diskretních energetických kvant dochází k přechodům mezi jednotlivými hladinami energií atomu. Při každém přechodu může jeden atom absorbovat nebo emitovat jediný foton. Energie fotonu odpovídá úbytku nebo přírůstku energie atomu (Černohorský et Jandera 1997). Absorpcí fotonu vzniká excitovaný atom, který může samovolně přejít na nižší energetický stav, kde rozdíl energií lze vyjádřit v podobě fotonu o stejném kmitočtu (Krofta et al. 1997). V excitovaném stavu zůstává atom krátce, 10^{-8}s (Černohorský et Jandera 1997). Rozdíl energií odpovídá přechodu mezi nižším a vyšším energetickým stavem a při absorpci nebo emisi fotonu je v absolutních hodnotách stejný. Liší se pouze znaménkem (Krofta et al. 1997).

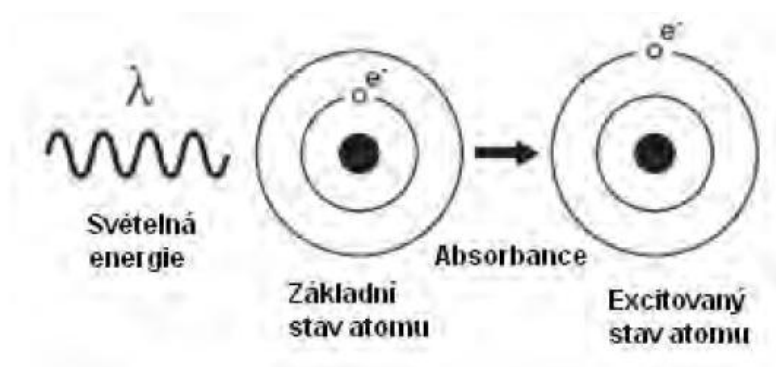
Absorpčním měřením je sledován úbytek toku záření s danou vlnovou délkou po jeho průchodu absorpčním prostředím. Míru intenzity absorpce vyjadřuje hodnota transmitance vyjádřená poměrem toku záření propuštěného absorbujeící soustavou (ϕ) ke vstupujícímu toku (ϕ_0):

$$\tau = \frac{\phi}{\phi_0} \quad (\text{Valenová et Vavříková 2006})$$

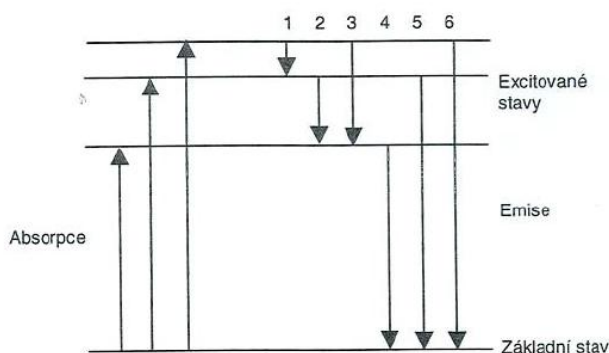
S vlnovou délkou záření se mění transmitance vzorku, je závislá na počtu absorbujících částic v prostředí dráhy paprsku (koncentraci částic a síle vrstvy, kterou prochází paprsek). Bouguerův-Lambertův-Beerův zákon vyjadřuje vztah mezi koncentrací částic a silou vrstvy:

$$\phi = \phi_0 \cdot 10^{-abN} \quad (\text{Valenová et Vavříková 2006})$$

kde b je tloušťka vrstvy, N počet absorbujících částic v objemové jednotce, a absorpční koeficient, který se mění s hodnotou λ . Pro transmitanci platí dále vztah $\tau = 10^{-abN}$, funkce $A = -\log \tau$ vyjadřuje absorbanci jako množství světla pohlceného měrným vzorkem, pro kterou dále platí: $A = abN$. Tato přímá závislost mezi absorbancí a koncentrací částic je platná jen pro malé koncentrace účinné látky a pro monochromatické záření při absenci rušivého vlivu prostředí (Valenová et Vavříková 2006)



Obr. 2: Přejed elektronu mezi základním a excitovaným stavem. Zdroj: Popl et Fahrnich (1999).



Obr. 3: Energetické úrovně elektronu v atomu – přechod elektronů mezi energetickými hladinami v atomu prvku (orbitaly) při absorpci a emisi fotonů. Zdroj: UJEP (2014).

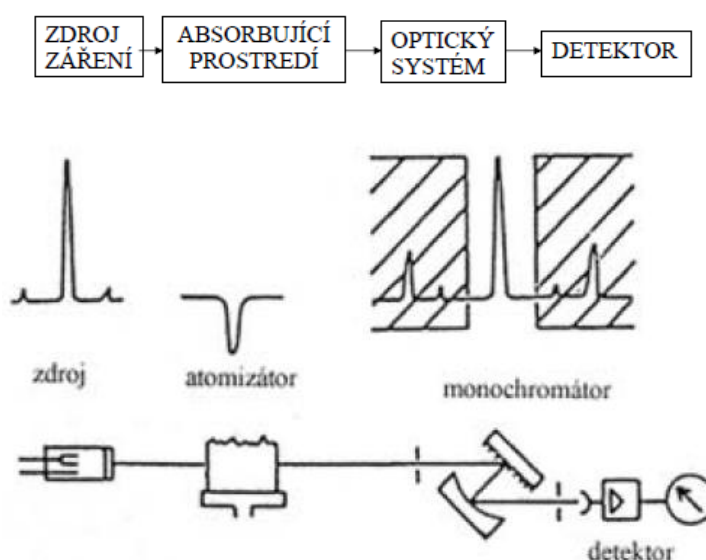
AAS využívá schopnosti volných atomů prvku absorbovat a emitovat elektromagnetické záření téže vlnové délky, kterou vyjadřuje Kirchhoffův zákon (Krofta et al. 1997). Emitovaných vlnových délek je více, jen některé z nich jsou absorbovatelné (rezonanční) (UJEP 2014).

3.6.3 ZÁKLADNÍ PRINCIP

Principem je absorpce světelného záření o přesně vymezené vlnové délce atomy prvku v základním stavu. AAS vyžaduje převedení látky z roztoku na volné atomy v plynné fázi (atomizace, 2000-3000K) v základním neexcitovaném stavu. Zdroj záření vykazuje přesnou vlnovou délku charakteristickou pro daný prvek, který se stanovuje.

3.6.4 INSTRUMENTACE V AAS

Atomový absorpční spektrometr je složen z těchto částí: zdroj záření, atomizátor, monochromátor, detektor a osobní počítač, v němž se celý systém nastavuje a ve kterém se zpracovávají data (Lajunen 1992).

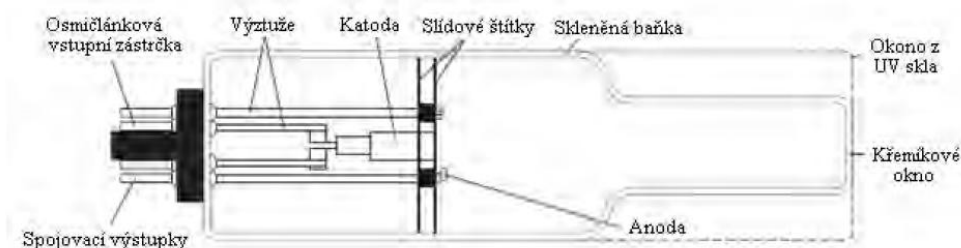


Obr. 4: Schéma AAS spektrometru. Zdroj: UJEP (2014).

Princip fungování AAS: Ze zdroje primárního záření (výbojky) vystupuje záření jednotlivých emisních čar prvku. Záření prochází absorpčním prostředím, kde volné atomy prvku absorbují určité vlnové délky dopadajícího záření. Následně monochromátor izoluje zvolenou čaru, V detekčním systému se detekuje zeslabení toku původního záření (Černohorský et Jandera 1997).

Zdrojem primárního záření pro AAS jsou nejčastěji užívané výbojky s dutou katodou emitující intenzivní zářivou energii, která je soustředěna do úzkých spektrálních intervalů. Používají se i bezelektrodové výbojky nebo superlampy (Lajunen 1992). Výbojky s dutou katodou emitují spektrální čáry. Tyto čáry nejsou ovlivněny samoabsorpcí a převládají v jejich spektru rezonanční čáry. Výbojka je

uzavřená skleněná trubice naplněná plynem (argon či neon) (Christian et Od'Reilly 1986).



Obr. 5: Výbojka s dutou katodou – Hollow-Cathode lamp (HCL). Zdroj: Popl et Fahrnich (1999).

Atomizátor plní funkci zdroje, zásobníku volných atomů a zpravidla i absorpčního prostředí, primární záření je zde absorbováno vzorkem. Systém převádí stanovené prvky z roztoku vzorku do plynného atomárního stavu. Atomizace se realizuje v plameni, elektrotermicky nebo v křemenných atomizátorech (Černohorský et Jandera 1997).

Optický systém převádí paprsek záření ze zdroje absorpčním prostředím k disperznímu prvku monochromátoru. Zde je izolován daný spektrální interval (monochromátor izoluje emisní čáry ze spektra čárového zdroje). Po výstupu z disperzního prvku zaměřuje optický systém paprsek záření na detektor. Detektor představuje fotonásobič (skleněná baňka se vstupním okénkem nejčastěji z křemene), který je uzavřen do světlonosného obalu, uvnitř fotonásobiče je fotocitlivá katoda a systém dynod. Je umístěn za výstupní štěrbinou monochromátoru. Princip jeho funkce spočívá v dopadu fotonu na světlocitlivou vrstvu. Zde dojde k vyražení elektronu. Následně je elektron urychlen v elektrickém poli a přitažen na první dynodu, odtud vyrazí několik elektronů. Vlivem potenciálového spádu jsou tyto elektrony přitahovány k další dynodě a dominovým efektem dojde k zesílení signálu na měřenou hladinu (i při nízkých intenzitách dopadajícího záření) (Christian & Od'Reilly 1986, Lajunen 1992, Černohorský & Jandera 1997).

3.6.5 PLAMENOVÁ AAS

Principem metody je převod roztoku analytu do plamene ve formě aerosolu (UPCE 2013). Roztok analytu je zmlžěn v pneumatickém zmlžovači, vzniklý aerosol je zaveden do plamene či grafitového atomizátoru (Komárek 2000). ((Teplota plamene závisí na kombinaci topného plynu a oxidovačla (pro acetylen.vzduch 2100-2800°C, acetylen-kyslík 3060°C, acetylen-oxid dusný 2955°C)). Zde dojde k okamžitému odpaření rozpouštědla a ke vzniku volných atomů (rozruší se chemické vazby v molekulách sloučenin) (Komárek 2000) schopných absorbovat záření o energiích, splňujících Bohrovu kvantovou podmínku:

$$E - E_0 = h \cdot c / \lambda \quad (\text{UPCE 2013})$$

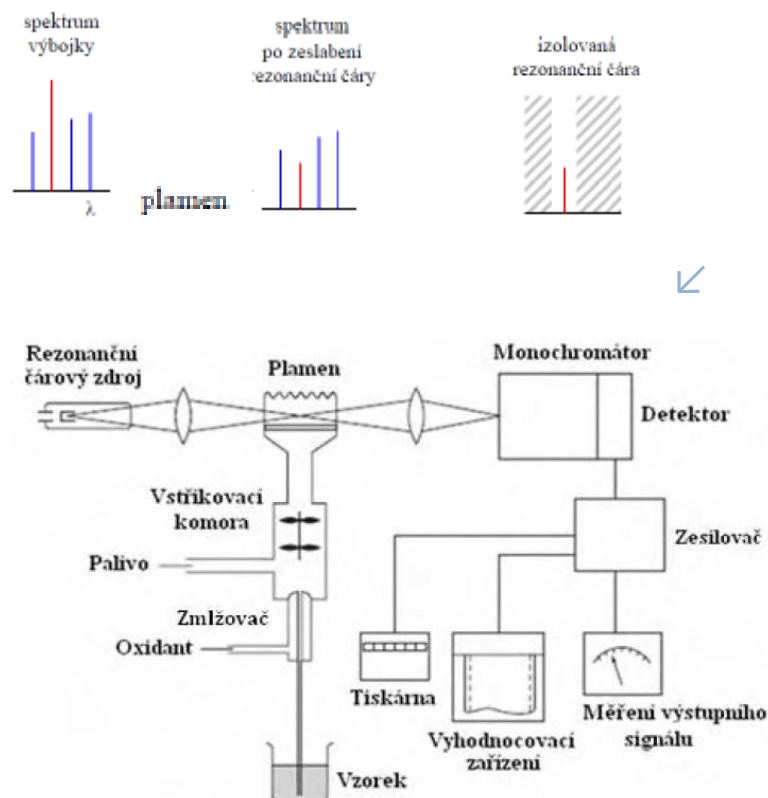
kde E_0 je energie základního stavu, E energie (vyššího) excitovaného stavu, h Planckova konstanta, c rychlost světla a λ vlnová délka (Popl et Fahrnich 1999).

Fyzikální podmínky pro atomizaci jsou voleny tak, aby atomy zůstaly v neutrálním stavu a nedocházelo k ionizaci za vzniku nabitých částic. Plamenem prochází paprsek světla z výbojky (Komárek 2000) z absorpčního prostředí do monochromátoru (UPCE 2013), jehož fotony jsou absorbovány atomy v analytu. Atom prvku přechází do určitého excitovaného stavu. Na výstupu z plamene dochází k úbytku intenzity procházejícího světla, kde tento úbytek je nazýván absorbance a je dán vztahem:

$$A = \log(I_0/I) = 2,303 \cdot k \cdot n \cdot l \quad (\text{Komárek 2000})$$

kde I_0 je intenzita budícího záření, I je intenzita záření po průchodu absorbujícím prostředím (plamenem), k je atomový absorpční koeficient pro danou absorpční čáru, n je počet atomů analyzovaného prvku v jednotce objemu a l je délka absorpční vrstvy (délka hořáku, vytvářejícího plamen) (Komárek 2000).

Tato absorbance je závislá na koncentraci atomů měřeného prvku. AAS spektrometr udává měřený signál v jednotkách absorbance skutečně měřených intenzit procházejícího světla (Komárek 2000). Neabsorbované záření prochází monochromátorem a dopadá na detektor. V monochromátoru se izoluje rezonanční čára, na které se absorpce sleduje. Na jednotlivých emisních čarách se sledují intenzity toků fotoelektrickým násobičem. Zpravidla se na stupnici odečítá signál absorbance (UPCE 2013).



Obr. 6: Náskres atomového absorpčního spektrometru – plamenová AAS. Zdroj: Popl et Fahrnich (1999) & UJEP (2014).

Celý postup atomizace v plameni zahrnuje tyto kroky: zmlžování roztoku analytu - odpaření rozpouštědla - vypaření částice - chemické reakce s přítomnými složkami v plameni - vznik volných atomů, resp. atomizace – ionizace atomizací a rekombinace – termická excitace a deexcitace (Christian et Od'Reilly 1986).

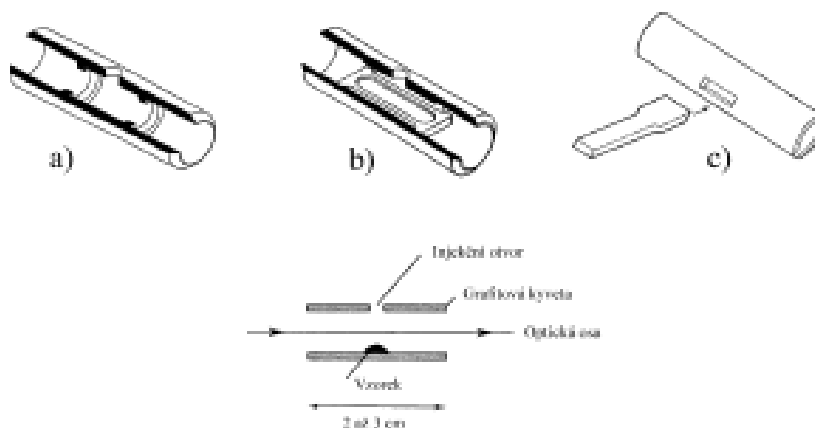
3.6.6 ELEKTROTERMICKÁ AAS

Zpracovává analytické problémy, které plamenová AAS není schopná řešit díky nedostatečné citlivosti analytického postupu. Výhodou je možnost analýzy pevné látky přímo bez převodu analytu do roztoku ve velmi nízkém obsahu 10^{-8} – 10^{-11} g (Černohorský et Jandera 1997).

Elektrotermické atomizátory mohou být dvojího typu: otevřené (starší zařízení) a uzavřené. Uzavřené atomizátory mají větš. tvar trubek. Zařízení atomizátoru je vyhříváno na danou teplotu elektrickým proudem. Nejčastějším materiálem, ze kterého je atomizátor vyroben, je grafit v různých modifikacích. Ochranu grafitu před oxidací zajišťuje ochranná atmosféra čistého argonu. Pro analýzu se používají nejčastěji kapalně vzorky. Objemy dávkovaného vzorku závisí na vlastnostech kapalin a typu atomizátoru. Analyt je dávkován na stěnu kyvety, na platformu kyvety (platforma dovoluje pomalejší teplotní přechod vzorku) nebo na sondu (Černohorský et Jandera 1997).

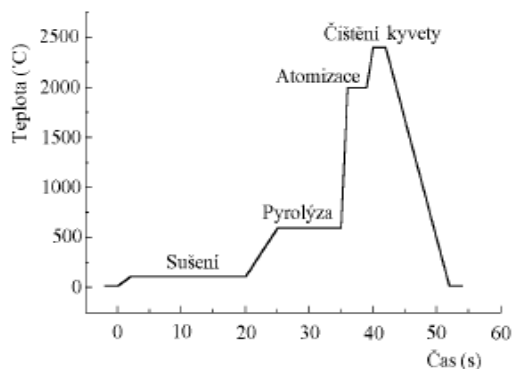


Obr. 7: Grafitová kyveta - ETA AAS. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).



Obr. 8: Grafitová kyveta - ETA AAS a) standartní, b) s vloženou platformou, c) se sondou. Zdroj: Černohorský et Jandera (1997).

Dávkuje se malé množství vzorku (10-40 μ l) do malé odporově vyhřívané kyvety. Výhodou elektrotermické atomizace (ETA) je dávka vzorku, která se v celém množství podílí na absorpci primárního záření, čímž se získá vyšší okamžitá koncentrace volných atomů v plynné fázi v malém objemu atomizátoru. Atomizace dávkovaného vzorku je provedena postupným ohřevem kyvety při průchodu elektrickým proudem (kyveta vykazuje elektrický odpor). Ve speciální hlavici atomizátoru je grafitová kyveta, která je tak udržována v optické dráze spektrometru. V atmosféře argonu dochází k ohřevu kyvety. Zabrání se tak přístupu vzdušného kyslíku k volným atomům analytu a rozžhavenému grafitu. Do kyvety se vzorek dávkuje mikrodávkovačem nebo programově nastavitelným dávkovačem. Jakmile se vzorek nadávkuje, je teplota kyvety zvyšována v několika fázích podle teplotního programu (Černohorský et Jandera 1997), který představuje stěžejní část elektrotermické ionizace (UPCE 2013). Je individuální pro stanovení určitého prvku v určité matrici vzorku a pro daný přístroj musí být pokaždé optimalizován. Zahrnuje několik etap. Každou etapu teplotního programu určují: počáteční teplota, rychlost nárůstu teploty, konečná teplota a doba udržování konečné teploty v s. Pro přechody mezi jednotlivými fázemi se rychlost nárůstu teploty udává v $^{\circ}\text{C/s}$ tvz. rampa (Černohorský et Jandera 1997).



Obr. 9: Teplotní program - ETA AAS. Zdroj: Černohorský et Jandera (1997).

Celý analytický postup lze popsat kroky: vysušení vzorku (odpaření rozpouštědla, do 120°C) – termická úprava (přeměna matrice vzorku či její termické odstranění, pyrolýza a mineralizace – odstranění organických součástí vzorku, 300-700°C) – atomizace (zvýšení teploty na úroveň atomizace za vzniku plynného oblaku atomů analytu v základním energetickém stavu 1000-3000°C). Atomy absorbují tedy procházející záření – čištění/vypálení (zvýšení teploty za účelem odpaření zbytků vzorku po atomizaci v kyvetě, 3000°C po dobu 3s) – zchlazení (snížení teploty na počáteční hodnotu) – možnost opakování cyklu (Christian et Od'Reilly 1986).

3.6.7 ZPRACOVÁNÍ EXPERIMENTÁLNÍCH DAT V AAS

3.6.7.1 Citlivost, mez detekce, mez stanovitelnosti

Pro přesnost a správnost výsledků analýzy a v rámci zásad správné laboratorní praxe (GLP) se u metody AAS hodnotí parametry, které představují citlivost, mez detekce a mez stanovitelnosti. Citlivost stanovení je posuzována podle směrnice kalibrační křivky. Před zahájením analýz se udává charakteristická koncentrace či charakteristické množství analytu pro správný chod spektrometru a správnou přípravu kalibračních roztoků. Vyšší hodnoty mohou představovat nežádoucí změnu v produkci volných atomů (Černohorský et Jandera 1997).

3.6.7.1.1 Citlivost – kalibrační křivka

Metoda pracuje se standardními roztoky, resp. vzorky o známé, vzrůstající koncentraci. Při měření signálu těchto roztoků jsou data (koncentrace, signál) vynesena do grafu. Na osu x se zpravidla vynášejí hodnoty koncentrace c a na osu y hodnoty signálu S . Hledá se závislost signálu (závisle proměnná) na koncentraci analytu (nezávisle proměnná), která mezi oběma proměnnými může být funkční či statická. Funkční závislost proměnných je řešena regresní analýzou (Vávrová 2010).

Přesnost kalibrace nebo-li rozptyl hodnot nezávisle proměnných kolem regresní přímky nebo křivky je vyjádřena směrodatnou odchylkou (Eckschlager 1991).

Těsnost rozložení závisle proměnné kolem lineární regresní přímky nebo křivky je určena korelačním koeficientem r . Čím více se blíží $r \pm 1$, tím je mezi proměnnými těsnější závislost a tím více se blíží přímce. Pro přímou závislost nabývá kladných hodnot, pro nepřímou závislost hodnot záporných. Určení korelačního koeficientu r má v praxi smysl při vyšším počtu dvojic x_i a y_i (Eckschlager 1991).

3.6.7.1.2 Mez detekce (LOD – limit of detection)

Mez detekce představuje nejnižší koncentraci či množství analytu ve vzorku, kterou je možné detekovat (Černohorský et Jandera 1997). Toto množství nemusí být měřitelné jako přesná hodnota (Vávrová 2010). Pro absolutní množství či koncentraci analytu jde o signál, který je roven trojnásobku směrodatné odchylky, resp. $3 S_0$ signálu nulového vzorku (Černohorský et Jandera 1997), resp. pozadí (Vávrová 2010), který zaručuje přijatelnou pravděpodobnost přítomnosti daného analytu ve vzorku (Černohorský et Jandera 1997). Slouží k vyjádření přesnosti kalibračních metod, kterou se definují limitní hodnoty koncentrace, kdy je ještě signál statisticky významně odlišný od šumu (Vávrová 2010). Signál vzorku má dosáhnout hodnoty, pro kterou lze tento signál s přijatelnou pravděpodobností rozlišit od nulového signálu, kdy rozdíl signálů nezanikne v šumu, resp. kdy jde o krátkodobé fluktuace signálu okolo střední hodnoty (Černohorský et Jandera 1997). Pro mez detekce platí vztah:

$$LOD = 3s_{BL}/S$$

kde S je citlivost (směrnice kalibrační křivky), s_{BL} je směrodatná odchylka signálu slepého pokusu (Vávrová 2010).

3.6.7.1.3 Mez stanovitelnosti (LOQ – limit of quantification)

Mez stanovitelnosti představuje nejmenší množství analytu pro přijatelnou správnost a přesnost stanovení. Zjišťuje se použitím náležitého standardu nebo vzorku. Charakterizuje zpravidla nejnižší bod kalibrační křivky. Pro absolutní množství či koncentraci analytu jde o signál, který je roven desetinásobku směrodatné odchylky signálu pozadí, pro který platí vztah:

$$LOQ = 10s_{BL}/S \quad (\text{Vávrová 2010})$$

Mez stanovitelnosti, resp. mez detekce se experimentálně určí 10x změřením signálu nulového vzorku a vypočtením směrodatné odchylky v tomto souboru měření. Pro uvažované vzorky se sestrojí kalibrační přímka v oboru nízkých koncentrací, včetně nulového bodu, aby přímka procházela počátkem, a mez detekce, resp. mez stanovitelnosti, která se z této přímky určí jako koncentrace či množství analytu, která odpovídá signálu $3 s_0$, resp. $10 s_0$ (Černohorský et Jandera 1997).

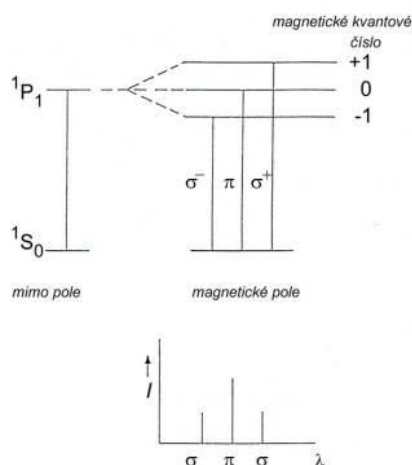
3.6.7.2 Zeemanova metoda korekce pozadí

Představuje jednu z metod, která řeší nespecifické absorpce (pozadí) a její korekci (BOTANY 2007).

Umožňuje měření absorpčního signálu, který je velmi blízko u atomové absorpční linie (Vávrová 2006). V magnetickém poli se absorpční čáry atomu štěpí na komponenty symetricky uspořádané kolem frekvence čáry při nulovém magnetickém poli (Černohorský et Jandera 1997). Magnet je umístěn kolem lampy (nutnost modifikace konstrukce lampy) nebo kolem atomové cely (nejčastější). Atomizér je umístěn v silném magnetickém poli, které rozšíří záření zdrojové lampy nebo absorpční spektrum vzorku. Dochází k posunu absorpčních čar atomů stanovovaného prvku. Dojde k Zeemanově efektu, kdy se rozdělí jednoduchá spektrální linie na tři a více komponent, prochází-li magnetickým polem (Vávrová 2006).

Působící magnetické pole na atomizér má za následek změnu energetického stavu atomů, štěpení a posun absorpčních čar jeho interakcí se spinovým a orbitálním polem atomu. Nedochozí tak ke specifické absorpci záření vycházejícího z duté katody. Rozdílem mezi dvěma hodnotami absorpance se získá čistá specifická absorpce, která je způsobena atomy stanovovaného prvku bez absorpce pozadí (Vávrová 2006).

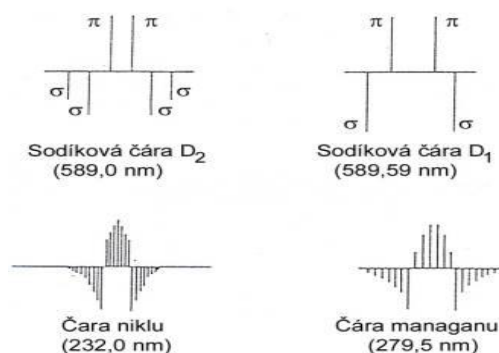
Normální Zeemanův efekt vzniká u atomových systémů se spinovým kvantovým číslem 1 a nastává kolmo na magnetické pole. Jednoduchá spektrální linie se rozdělí na tři komponenty (triplet) zpravidla symetrické vůči originální spektrální linii. Tento efekt vykazují prvky Zn, Cd, Pb, Hg apod (Vávrová 2006).



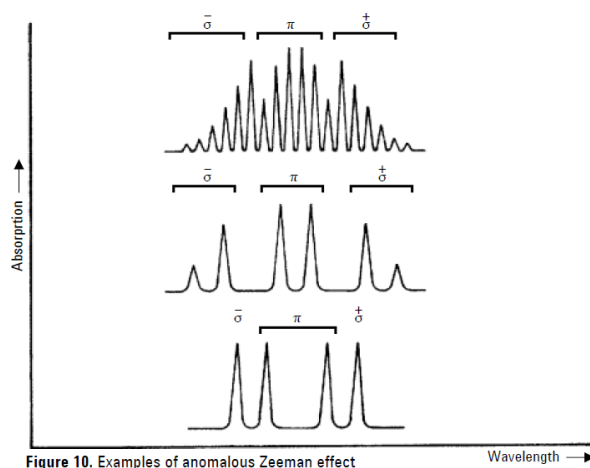
Obr. 10: Normální Zeemanovo štěpení hořčiku: vzniklé tři komponenty jsou složeny z jedné linie π a dvou linií δ^- a δ^+ . V magnetickém poli dojde k posunu δ komponent od π komponenty. Zdroj: Černohorský et Jandera (1997).

Anomální Zeemanův efekt produkuje větší počet komponent (multiplet) (Vávrová 2006) s minimálně dvěma komponentami π a čtyřmi δ , kde jejich poloha závisí na elektronové konfiguraci atomu. Složky π vykazují minimální symetrický posun od původní vlnové délky, složky δ vykazují výraznější posun tím více, čím vyšší je intenzita magnetického pole. Platí: původní intenzita čáry je rovna součtu intenzit

všech složek, intenzita π komponent (využívané k měření celkové absorpce) je rovna součtu intenzit všech komponent δ (využívané k měření absorpce pozadí) (Černohorský et Jandera 1997). Efekt je charakteristický pro většinu ostatních prvků (Vávrová 2006).



Obr. 11: Anomální Zeemanovo štěpení sodíku: D_1 linie sodíku štěpena na 2 π linie a 2 δ linie na vlnové délce 589,59 nm a na 6 komponent D_2 linie (2 π linie a 4 δ linie) na vlnové délce 589 nm. Anomální linie jsou symetricky rozděleny, π linie vždy blíže středu než δ linie. Zdroj: Vávrová (2006)



Obr. 12: Zobrazení štěpení prvku v AAS Agilent Technologies. Zdroj: Agilent technologies Inc.(2013).

Pro pochopení efektu, který je užitečný pro korekci pozadí, lze nejprve předpokládat normální Zeemanův jev. Po vystavení paprsku magnetickému poli se rozštěpené π linie se polarizují horizontálně a δ linie vertikálně vůči magnetickému poli a dojde k řadě efektů. Široký svazek pozadí a rozptylové jevy se nepolarizují, oba polarizované paprsky se zeslabí ve stejné míře. Pokud je paprsek polarizován paralelně k poli, zeslabí se atomovou absorpcí a každým druhem pozadí. Kolmo polarizovaný paprsek v poli se zeslabí jen pozadím, protože komponenty jsou posunuty a k atomové absorpci nedojde. Lze tedy provést alternativní měření a získat z nich atomovou absorpci, která je korigovaná po odečtení příspěvku absorpce pozadí (Vávrová 2006).

Výhodou techniky Zeemanovy korekce je použití jednoho zdroje bez složitého seřizování, pozadí se odečítá přímo na vlnové délce atomové absorpce, nejsou problémy se silně strukturovaným pozadím. Problémy interference mohou nastat pouze ve velké blízkosti atomových linií vzdálených 0,01 nm od měřené linie. Nevýhodou je vzhledem ke štěpení linie 2-3x menší citlivost techniky dle typu analyzovaného prvku. Při vyšších koncentracích kalibrační křivky ukazují maximum a s rostoucí koncentrací klesají. Zařízení je finančně nákladné, v magnetickém poli při použití lamp, musí být lampy speciálně konstruované, jinak pole ovlivňuje ionty v lampě a působí šum, který je příčinou nepřesnosti měření (Vávrová 2006).

4. ZÁJMOVÁ OBLAST: PRAHA - HOSTIVAŘ

4.1 VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

Území se vyskytuje v jihovýchodní části Prahy a spadá do městské části Praha 15. Náleží do obvodu Praha 10 a správního obvodu Praha 15. Oblast leží v nadmořské výšce 230-292 m.n.m. Jedná se o koridor Hostivaře, který v severní části začíná Průmyslovou ulicí, dále je veden Švehlovou ulicí, Pražskou ulicí přes Hostivařské náměstí, ve střední části vede dále ulicemi K Horkám a ulicemi Mírového hnutí, končí Výstavní ulicí.

Mapa 1: Zájmové území koridoru v Hostivaři. Zdroj: Mapy.cz (2015).



Koridor prochází zastavěným územím, severní část území lemuje chráněnou přírodní památkou Meandr Botiče a v jižní části Přírodní park Hostivař-Záběhlice. Střední a jižní část zájmového území lemuje lesopark, který je součástí Přírodního parku Hostivař-Záběhlice. Lesopark obklopuje hustá sídlištní zástavba. Problémem chráněného území je silný civilizační tlak, který je způsoben vysokou návštěvností a blízkostí sídliště přímo na zástavby lesních pozemků a ochranné pásmo (Lesy hl.m. Prahy 2015). Patrný vliv na okraj lesoparku má také intenzivní automobilová doprava.

4.2 GEOMORFOLOGICKÉ A GEOLOGICKÉ POMĚRY ÚZEMÍ

Studované území spadá podle regionálně geomorfologického členění do provincie Česká vysočina, subprovincie Poberounské, Brdské oblasti, do geomorfologického celku Pražská plošina, nachází se v okrsku Kladenské tabule a Říčanské plošiny.

Oblast leží v Hercynském systému a subsystému hercynských pohoří. Říčanská plošina je v dané oblasti členitou pahorkatinou na proterozoických a staropaleozoických horninách Barrandienu se zbytky svrchnokřídových sedimentů. Vyskytují se zde lokality neogenních a pleistocenních sedimentů. Georeliéf Říčanské plošiny je erozně denudačně rozčleněný s rozsáhlými reliktami holoroviny a pediplénu, se strukturními hřbety a suky. Patrná je epigeneticky založená údolní síť s akumulacním povrchem pleistocenních říčních teras Vltavy ve střední části (Demek et al. 1987). Území se nachází na mírných svazích otevřeného údolí Botiče (Loubová et al. 1980).

Zájmová oblast náleží do soustavy Český masív – krystalinikum a prevariské paleozoikum, oblasti Středočeské (bohemikum), regionu Barrandien a spadá do jednotky plaeozoikum Barrandienu. Geologické podloží koridoru Hostivaře tvoří křemenný pískovec (Česká geologická služba 2015) a břidlice (Kubíková et al. 2005). Převažují jílovitohlinité půdy (Demek et al. 1987). Po geologické stránce je oblast koridoru fádní. Velkou část území pokrývají náplavové sedimenty Botiče, které tvoří jeho údolní nivu. V území jsou hojné navážky (ZO ČSOP 1987). Severní část zájmového území pokrývají jílovce, prachovce a slepence, kvartérní spraše a sprašové hlíny nezpevněného sedimentu. V této části převažuje křemen a CaCO_3 a další příměsi. Území dále pokrývá kvartérní nezpevněný nivní sediment, hlína, písek a štěrky, místy opuky a písčité slínovce, dále slínovce s polohami či konkrécemi vápenců. Střední část území je pokryta kvartérními nezpevněnými smíšenými a nivními a kamenitými až hlinito-kamenitými sedimenty, patrný je výskyt hlíny, štěrku a písku. Dále se vyskytuje křemenný pískovec a jílovité břidlice ordovického útvaru. Jižní část území pokrývá kvartérní nezpevněný sediment, převážně křemen, spraše a sprašová hlína. Častý je výskyt navážek v této části území (Česká geologická služba 2015).

4.3 KLIMATICKÁ CHARAKTERISTIKA

Zájmovou oblast charakterizuje klima teplé oblasti, podle Quitta náleží do okrsku T4, teplého, suchého, velmi krátkého přechodného období s teplým až mírně teplým jarem a podzimem, krátkou, mírně teplou a suchou až velmi suchou zimou s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky a přijatelnou bonitou klimatu. Průměrná roční teplota tohoto území činí 8-9 °C s ročním úhrnem srážek 500-600 mm (Quitt 1971). Klima zájmového území je ovlivněno tepelným ostrovem velkoměsta v důsledku vysoké koncentrace tepelných zdrojů a vykazuje menší ztráty při výparu důsledkem urbanizace aktivního povrchu v místech, kde převažují zpevněné plochy nad přirozeným povrchem s vegetací a kde většina dešťových srážek odtéká ihned do kanalizace (Čtyrský 2008).

4.4 VEGETAČNÍ POMĚRY

Pro zájmovou oblast Hostivař je charakteristická druhová rozmanitost ptactva a květeny, je patrný výskyt věkovitých i nově vysazených porostů. Lze nalézt části neporušené přírody v podobě chráněných území přírodní památky Meandry Botiče

(vyhl. r. 1968) a přírodního parku Hostivaře (vyhl. r. 1990). Chráněný přírodní výtvar Meandry Botiče je výjimečnou ukázkou přirozeně zachovalého toku s bohatým a hodnotným břehovým porostem. Celek zahrnuje cenný ekosystém, ve kterém se převážně vyskytuje řada chráněných druhů ptactva (až 47 hnízdících druhů). V minulosti se v území vyskytovaly rozlehlé dubové a habrové lesy, v údolních nivách zamokřené luhy, olšiny a místy i hůře přístupné močály (Loubová et al. 1980). Koryto potoka je lemováno stromovým porostem olší lepkavých (*Alnus glutinosa*), vrb (zejm. *Salix alba*), místy se vyskytuje jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Keřové patro zastupuje střemcha obecná (*Padus avium*) a bez černý (*Sambucus nigra*). Bylinné patro je zastoupeno garniturou lužních nitrofilních druhů: kulík městský (*Geum urbanum*), kostřava obrovská (*Festuca gigantea*), pérovník psí (*Roegneria canina*), česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*) a hluchaka skvrnitá (*Lamium maculatum*). Z fytoecologického hlediska se jedná o fragmenty lužního lesa, do kterých proniká lužní a ruderalní synantropní vegetace z okolní zástavby, polí a úhorů. Druhové složení některých skupin živočichů je ovlivněno blízkostí lesoparku (Kubíková et al. 2005). Lesnatou část území pokrývá převážně dub zimní (*Quercus petraea*) a dub letní (*Quercus robur*), lípa (*Tilia*), habr (*Carpinus*), javor (*Acer*), jasan (*Fraxinus*) a buk (*Fagus*). Lesní skladba se podobá jiným místům v Praze. Místy roste hloh jednobližný (*Crataegus monogyna*), růže šípková (*Rosa canina*) a brslen evropský (*Euonymus europaeus*). V období jara mezi bylinami převládá orsej jarní (*Ficaria verna*), pižmovka mošusová (*Adoxa moschatellina*), rozrazil břechťanolistý (*Veronica hederifolia*), česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*). Později se objevuje ptačinec hajní (*Stellaria nemorum*), hluchavka skvrnitá (*Lamium maculatum*) a bílá (*Lamium album*), kulík městský (*Geum urbanum*), vlaštovičník větší (*Chelidonium majus*), šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*) a invazní druh netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Hojný je výskyt vysokých bylin: krabilice zápašná (*Chaerophyllum aromaticum*), bodlák kadeřavý (*Carduus crispus*), bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), čistec lesní (*Stachys sylvatica*), krtičník uzlovitý (*Scrophularia nodosa*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), děhel lesní (*Angelica sylvestris*), kostřava obrovská (*Festuca gigantea*), lopuch plstnatý (*Arctium tomentosum*), šťovík tupolistý (*Rumex obtusifolius*), krabilice mámivá (*Chaerophyllum temulentum*), kerblík lesní (*Anthriscus sylvestris*), pérovník psí (*Roegneria canina*), bolševník obecný (*Heracleum sphondylium*), celík kanadský (*Solidago canadensis*). Vtroušeně roste kapraď samec (*Dryopteris filix-mas*), kapraď rozložená (*Dryopteris dilatata*), chmel otáčivý (*Humulus lupulus*) a opletník plotní (*Calystegia sepium*) (Lesy hl.m. Prahy 2015).

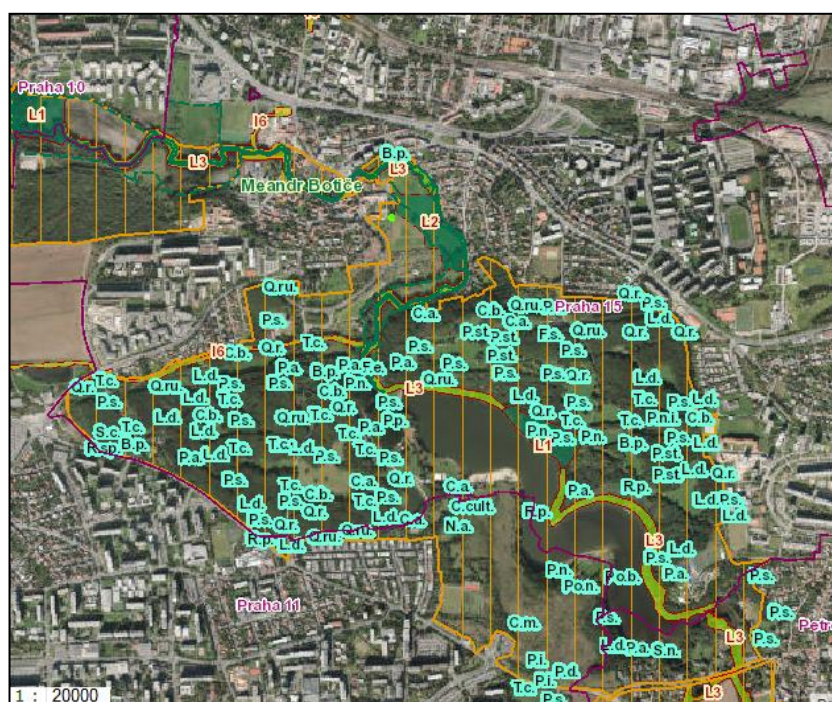
V území se vyskytuje památný strom dub letní (*Quercus robur*, 50°2'58" s. š., 14°31'44" v. d.), východně od ulice K Horkám u zahradního domku v ovocném sadu Švehlova statku K Horkám 45/52 (AOPK ČR 2015).

Území tvoří přírodní enklávu uvnitř velkoměstské zástavby. V minulosti byla oblast zemědělsky využívána. Některá místa tvořily pastviny, které byly ve 20. století nevhodně zalesněny zejm. nepůvodními dřevinami. Při budování Hostivařské

přehrady byl na okolních pozemcích zemědělské půdy v sousedství zbytků původního lesa vysazen nový les parkového charakteru mezi léty 1959-1961. Dosadby pokračovaly ještě v 80. letech minulého století (Lesy hl.m. Prahy 2015). Na xerothermních stráních nad Botičem se vyskytoval zvláště významný druh lipnice bádenská (*Poa badensis*). Zanikl zde před více než 120 lety. ČR existují pouze 3 reliktní lokality. Na některých lokalitách došlo vlivem nevhodného ozelenění před 40 lety k vymizení některých xerothermních porostů, např. zvonek klubkatý (*Campanula glomerata*) (86). Území trpí blízkostí městských čtvrtí i splachy z obce Hostivař, což vede k ruderalizaci většiny stanovišť (Lesy hl. m. Prahy 2015).

Následující *Mapa 2* znázorňuje chráněné části přírody a krajiny v Hostivaři.

Mapa 2 : Vymezení ochrany přírody a krajiny v Hostivaři. Zdroj: Portál hl. m. Prahy (2015).



Legenda

Ochrana přírody a krajiny

- Zvláště chráněná území
- Ochranné pásmo
- Ochranné pásmo
- NATURA 2000
- Přírodní park
- Významný krajinný prvek
- Přirodovědně hodnotná lokalita
- Památné stromy
- Památné stromy
- CHKO Český kras

Plachy

- Bio centrum
- Bio koridor
- Interakční prvek
- Ochranná zóna nadregionálního biokoridoru

Dřeviny

- Hranice, popis

Parcely a správní hranice

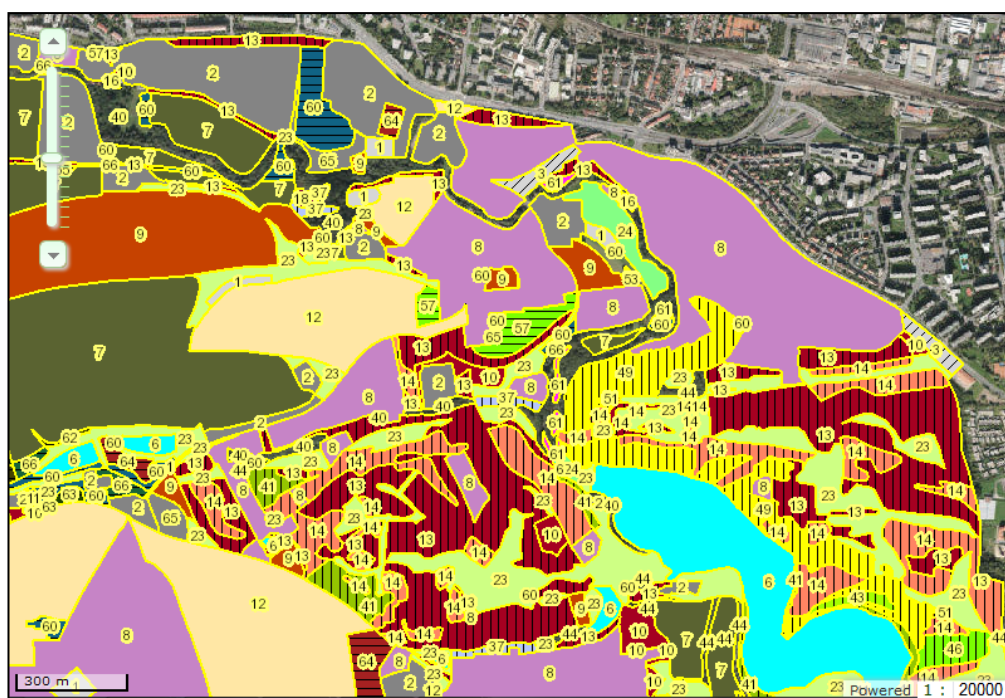
- Městské části
- Hranice Prahy

Hranice

- Nadregionální prvky - funkční
- Nadregionální prvky - nefunkční
- Regionální prvky - funkční
- Regionální prvky - nefunkční
- Lokální a interakční prvky - funkční
- Lokální a interakční prvky - nefunkční

Následující *Mapa 3* zobrazuje typy vegetací v Hostivaři.

Mapa 3: Vegetační mapa pro oblast Hostivař. Zdroj: Portál hl. m. Prahy (2015).



Legenda

Ochrana přírody a krajiny

- Zvláště chráněná území
- Ochranné pásmo
- Ochranné pásmo
- NATURA 2000
- Přírodní park
- Významný krajinný prvek
- Přírodovědně hodnotná lokalita
- Památné stromy
- Památné stromy
- CHKO Český kras

Hranice

- Nadregionální prvky - funkční
- Nadregionální prvky - nefunkční
- Regionální prvky - funkční
- Regionální prvky - nefunkční
- Lokální a interakční prvky - funkční
- Lokální a interakční prvky - nefunkční

Plochy

- Bio centrum
- Bio koridor
- Interakční prvek
- Ochranná zóna nadregionálního biokoridoru

Dřeviny

- Hranice, popis

Parcely a administrativní hranice

- Městské části
- Hranice Prahy

Tabulka 1 uvádí přehled a popis vegetačních typů znázorněných na vegetační mapě, které se v Hostivaři vyskytují. Červeně jsou označeny lokality, které se dotýkají zájmových lokalit pro účely výzkumu (v okolí ulic Průmyslová, K Horkám a Mírového hnutí). Nezabarvené typy vegetací náleží do celku území Hostivaře.

Tabulka 1: Vegetační typy v zájmových lokalitách Hostivaře. Zdroj: Portál hl. m. Prahy (2015).

1. plochy nepokryté vegetací	4-proudé až širší komunikace bez zeleného pruhu, užší komunikace nejsou zpravidla v mapě respektovány, sportovní hřiště se škvárovým, pískovým, betonovým, asfaltovým povrchem, manipulač. plochy vně objektů bez vegetace).
2. izolované stavby, objekty apod	Obklopené souvislou vegetací - objekty prům. podniků, široké komunikace ze zelým pruhem atd., rozptýlená dřevinná a bylinná vegetace větš. neudržovaná převážně ruderalní).
3. intravilán s minimální zelení	Partie vnitřního města, bloky staveb, zeleň sporadická a převážně nekvalitní (dřeviny ve vnitroblocích, uličních stromořadí a parčíků), na styku s historickým jádrem města
6. vodní plochy	rybníky bez trvalé vodní vegetace a vodní toky Berounky a Vltavy. Více vodních ploch v pravobřežní části Prahy na Botiči
7. pole	
8. zahrady	Zástavby rodinných domků se zahrádkami, hřbitovy, zahrádkářské kolonie
9. sady intenzivní a extenzivní i opuštěné sady	Bývalé ovocné stromy v nepatrných zbytcích zachovány, podrost – cenná bylinná společenstva, v Praze nejčastěji sady s jabloněmi a třešněmi.
10. parkové výsadby	Intenzivně obhospodařované, kompaktní okrasné dřeviny a pravidelně kosené kulturní trávníky, městské parky a doplňková okrasná zeleň podél komunikací.
13. druhotné lesní porosty a umělé lesní listnaté výsadby	V lesních komplexech, druhotné spontánní dřeviny mimo les, výsadby starší 20ti let, neodpovídají přirozenému druhovému složení. V podrostu přirozené bylinné a keřové patro. Často mezi druhy i nepůvodní či zplaněné (plamének plotní – na některých plochách tvoří nepropustné porosty).
61. Aegopodion podagrariae	Druhotná nitrofilní společenstva víceletých rostlin na vlhkých ruderalizovaných stanovištích v sídlech i v zastíněných porostech mimo sídla. V Praze ve vlhkých nivách potoků zásobených bohatě živinami (při Botiči u Újezdu u Průhonic). Při absenci hospodaření plochy zarůstají olšemi či vrbami a zanikají. Výskyt v Praze nevýznamný v porostech chybí cennější R. druhy. I v souvislých lesních porostech podél toků, pak nejsou mapovány.
16. Lemnion minorit	Společenstva okřehku ve stojatých a mírně tek. vodách.
60. Arction lappae	Ruderalní, 2-víceletých nitrofil.rostliny na antropogenních půdách (smetiště, skládky). V Praze velmi rozšířené na dusíkem bohatých substrátech, význam ozeleňovací a protierozní vyšší zastoupení trav ruderalních palouků s dominancí pelyňku černobýlu a vratiče ob., významně produkují alergeny. Do porostů se vyvíjejí opuštěné polní plochy hnojené bohatě prům. hnojiv. Na starých skládkách a navážkách. Tyto plochy by měly být s těmito porosty v územním plánu předurčeny pro stavební účely. Jejich rekultivace v jiné podobě obtížná a finančně nevýhodná.
24. Alopecurion pratensis	Kulturní louky v nivách potoků-probřežní část Prahy
65. skládky a navážky živé	Nesouvisle pokrytá vegetace
66. skládky a navážky uzavřené i rekultivované	
57. Dauco-Melilotion	Ruderalní dvouleté byliny, osluněné přirozené i antropogenní plochy (skeletovité

	<p>půdy), typická pro moderní sídliště na neupravených plochách později po výstavbě. Doprovody staveb komunikací. Porosty nastupují v sukcesi po porostech svazu <i>Sisymbrium officinalis</i> a přetrvávají na stanovišti dva až pět let, pak nahrazeny dalšími syntaxony v sukcesní řadě.</p>
23. Arrhenatherion	<p>Mezofilní louky nížin až podhorského stupně roztroušeně v celém pražském regionu, pravidelně obhospodařované luční porosty, travnaté lemy, polní meze, okraje komunikací, velmi cenné travnaté biotopy. Výhledově určeny k souislé domkové zástavbě. Vznikají v sukcesi na středně vlhkých polích a kulturních lukách, i umělé vytvářené travnaté plochy okolí frekventovaných komunikací. V podrostu široké spektrum bylin.</p>
37. sídlištní zeleň	<p>Volná prostranství v sídlištní zástavbě z rozvolněných výsadeb dřevin na plochách kulturních trávníků nebo volných plochách bez osevu, výhradně v areálech sídlišť. Estetická funkce, bez zvláštní přírodovědecké hodnoty.</p>
40. Alnion	<p>– Lužní lesy na podmáčených plochách podél Botiče ptačincové olšiny jako tvrdý luh. Olšiny <i>Alno-Ulmion</i> v bylinném patře sciofilní (stínomilné společenstvo svazu <i>Cardaminion amarae</i>) v zastíněných lesních prameništích. Na jediném místě v Praze - při Rokytce pod hrází rybníka Markéta. Dominantní rostlinou zajímavého společenstva je řetišnice hořká, společenstvo není obsaženo ve vegetační mapě (je pojmuto do svazu <i>Alno-Ulmion</i>)</p>
14. druhotné lesní porosty a umělé lesní výstavby jehličnaté	<p>Zanedbatelná účast jehličnatých porostů, zde se má respektovat požadavek původnosti vysazovaných dřevin při obnově přirozených lesních porostů</p>
41. Carpinion	<p>Květnaté mezofilní, místy až slabě hygrolfilní dubohabrové a dubolipové háje primární, většinou klimaxová vegetace nížinného a pahorkatinného stupně. V minulosti lesy pokrývaly podstatnou část plochy dnešní Prahy. Dnes původní lokálně, pozměněné vlivem upřednostňování odlišných dřevin. druhů v les. komplexech Prahy. Na minerálně chudším podloží proterozoických břidlic vznikají chudé dubohabřiny s jednoduchým bylinným patrem (dominance několika druhů bylin, např. lipnice hajní a kuklík městský). Stromové patro - dominuje habr, lípa, dub zimní, dub letní, jeřáb obecný, třešeň ptačí, bříza bělokora. Keřové patro - kvalitní dubohabřiny: dominuje dřín obecný, svída krvavá, líška obecná, zimolez obecný, hloh. Bylinné patro velice druhově pestré s řadou vzácných vzácných rostlinných druhů - sasanka hajní, sasanka pryskyřníkovitá, violka Rivínova plicník lékařský, lecha jarní, jaterník trojlaločný apod. Diagnostický druh: černýš hajní. Mnoho porostů dubohabřin bylo v minulosti poškozeno výsadbami nevhodných dřevin včetně jehličnatých, které jsou v pražském regionu zcela cizorodým prvkem. I dnes se návrat k původnímu druhovému složení nových lesních výsadeb obtížně prosazuje lesními společnostmi. Dubohabřiny je nutno v celém regionu přísně chránit, obnovu provádět výhradně s původními dřevinami.</p>

44. Berberidion	Sekundární křoviny a keřové lesní pláště v polohách lesů řádu Fagetalia sylvaticae (lemy les. porostů a polních mezí).
49. Chelidonio-Robinion	Druhotná druhově chudá pionýrská společenstva jednoletých až vytrvalých druhů na sešlapávaných půdách sídel a obvodu komunikací, hlinité plochy ovlivněné sešlapem a přejezdem kolové techniky, nízká vegetace (truskavec ptačí, jilek vytrvalý, jitrocel větší, lipnice roční, pampeliška lékařská a další druhy snášející sešlap), i sportovní hřiště s travnatým povrchem v této kategorii.
11. kulturní trávníky	zeleň v souvislé zástavbě, společné prvky 10. a 12., bez dřevin, ve staré zástavbě, na menších plochách u komunikací.
51. Epilobion angustifolii	Dočasné byliny pasek a holin, sem zahrnuty i nově osázené plochy s dřevinami do 20ti let věku.
37. Salicion triandrae	Vrbové křoviny podél rychle proudících potoků.
12. sídlištní zeleň	volná prostranství, rozvolněné výsadby dřevin v kulturních trávnících nebo na plochách bez osevu, výhradně areály sídlišť, estetická funkce, nemá zvláštní přírodovědeckou hodnotu.
13 Druhotné lesní porosty a umělé lesní výsadby listnaté	Významně pozmeněné druhové složení včetně spontánních náletů dřevin na neudržovaných plochách.

4.5 ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

Praha se vyznačuje problematickou kvalitou ovzduší, což se týká i oblasti Hostivaře. Příčiny jsou specifické a zejm. se jedná o automobilovou dopravu. Na některých dopravně exponovaných lokalitách může docházet k vysokému znečištění ovzduší. V dřívějších letech (r. 2000) byla zdrojem znečištění ovzduší olovem převážně doprava (olovnaté benzíny). Dnes hlavní zdroje znečištění představují vysokoteplotní procesy: spalování fosilních paliv a metalurgie neželezných kovů. Poslední roky nedochází k překročení imisního limitu tohoto prvku. Hlavními antropogenními zdroji niklu jsou výroba kovů, těžba niklových rud a rafinace niklu, spalování odpadu a fosilních paliv. Koncentrace niklu v Praze rovněž dlouhodobě nepřekračuje imisní limit. Antropogenní zdroje kadmia tvoří v globálním pohledu asi 90% emisí do ovzduší. Jde zejména o výrobu železa, oceli, metalurgii neželezných kovů, spalování odpadů a fosilních paliv. Jeho koncentrace dlouhodobě v Praze nepřekračují imisní limit (Janota et Stach 2014). Pro oblast Hostivaře jsou dnes velkým problémem lokální topeniště.

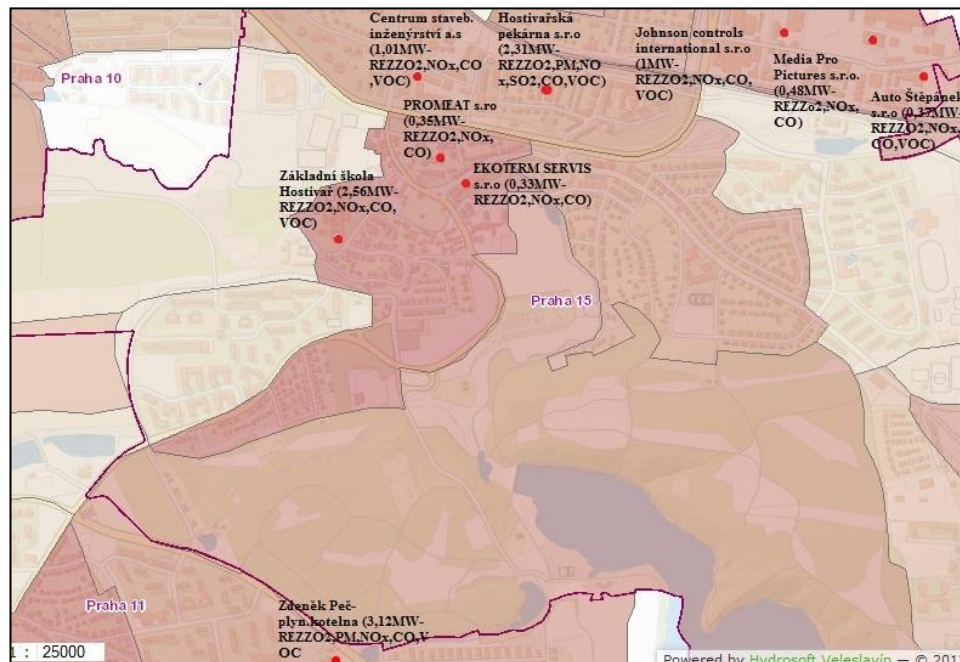
Územní rozložení emisí těžkých kovů je dané rozmístěním podniků v sektoru veřejné energetiky, výroby tepla, železa a oceli. Například nikl se dostává do prostředí spalovacími procesy, významně pak z veřejné energetiky a výroby tepla (tepelné elektrárny, teplárny spalující uhlí), které z určité části přispívají i k emisím kadmia. Roli v kontaminaci prostředí kovy mohou hrát i otěry brzd a pneumatik.

Přes hostivařskou lokalitu dnes projíždí četné autobusové linky směrem na Strašnice, Zahradní Město, Jižní Město, Petrovice a Horní Měcholupy a na severu směrem do průmyslové zóny. V území se vyskytuje tramvajová doprava, která je vedena po Průmyslové a dále po Švehlově ulici směrem do centra. Přes Průmyslovou ulici v Hostivaři vede železniční trať, která je součástí IV. tranzitního železničního koridoru, který představuje dálkový železniční tah mezi Děčínem a Horním Dvořištěm. Mezi léty 2014 – 2016 probíhá optimalizace tohoto traťového úseku. Cílem je zvýšení kapacity dráhy a zlepšení návaznosti na městskou dopravu (SŽDC 2014).

V době stavby Jižní Spojky byly ulice Průmyslová a Švehlova významná pro tranzitní automobilovou dopravu. V současnosti jsou tyto ulice vytíženy i dnes. Ulice Pražská a k Horkám představují významnou dopravní spojku přes údolí Botiče do jižního Města (SŽDC 2014).

V blízkosti hostivařské přehrady je území postižené nejvyššími koncentracemi škodlivin v ovzduší zejména látkami SO_2 , NO_x , a polétavým prachem (Kovanda et al. 2001). V okolí zájmových lokalit (ulice Průmyslová, Mírového hnutí, K Horkám) se vyskytují stacionární zdroje znečištění. Stručný přehled provozovatelů tohoto znečištění poskytuje následující *Mapa 4*:

Mapa 4: Znárodnění znečišťovatelů v okolí ulic Průmyslová, K Horkám a Mírového hnutí produkující spalovací emise. Zdroj: Portál hl. m. Prahy (2015).



Legenda

Emise ze stacionárních zdrojů

Velké bodové zdroje - REZZO1: Emise SO_2 [t/rok]

- bez emisí SO_2
- do 0,01
- do 0,02
- do 1,00
- do 50,00
- do 100 včetně
- více než 100 t.rok⁻¹

Střední bodové zdroje - REZZO 2: Emise SO_2 [t/rok]

- bez emisí SO_2
- do 0,001
- do 0,05
- do 1 včetně
- více než 1 t.rok⁻¹

Plošné zdroje - REZZO 3 a lokální topeniště: Emise SO_2 [t/rok]

- bez emisí SO_2
- do 0,001
- do 0,1
- do 0,5
- do 1

- do 2,5
- do 5
- do 7,5
- do 10 včetně
- více než 10 t.rok⁻¹

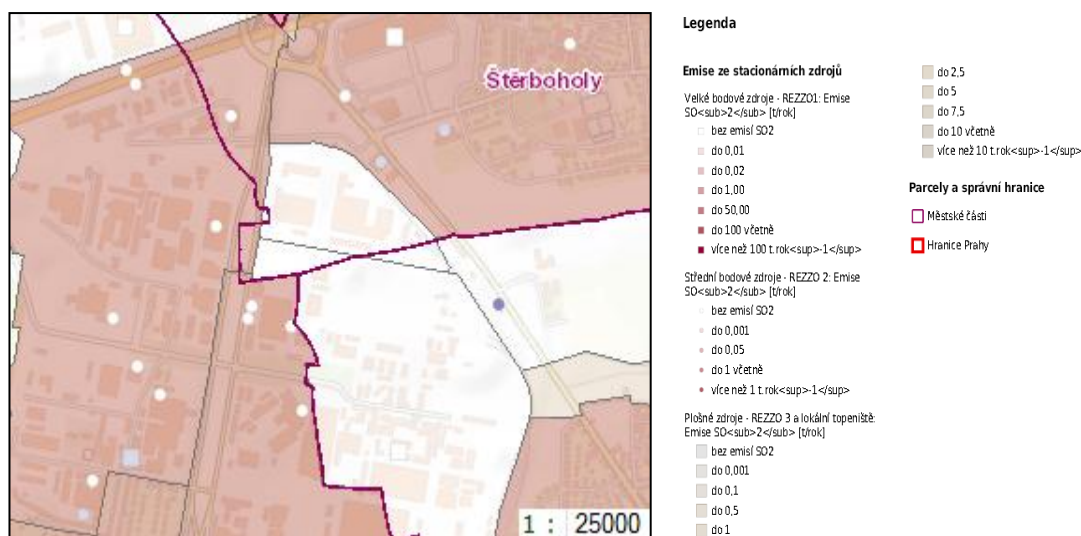
Parcely a správní hranice

- Městské části
- Hranice Prahy

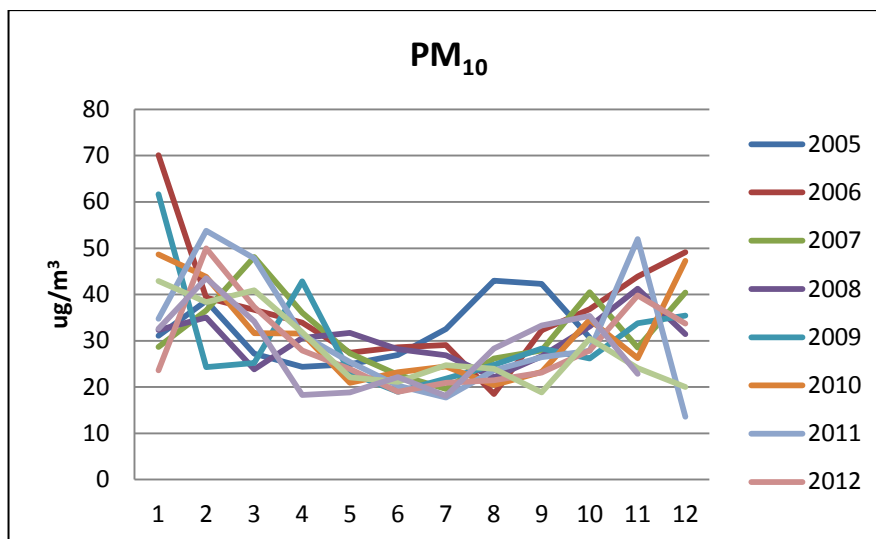
Vysvětlivky: MW- instalovaný tepelný výkon zdroje, PM – emise pevných částic, NO_x – emise oxidů dusíku, SO₂ – emise oxidu siřičitého, CO – emise oxidu uhelnatého, VOC – emise těžkých organických látek, REZZO2 – střední stacionární zdroje znečišťování ovzduší

Dál směrem na sever pokračuje ulice Průmyslová, která se nachází v průmyslové zóně s dvaceti provozovateli znečištění, jejichž lokalizaci uvádí následující *Mapa 5*:

Mapa 5: Znárodnění výskytu provozovatelů znečištění v průmyslové zóně v okolí Průmyslové ulice. Zdroj: Portál hl. m. Prahy (2015.)



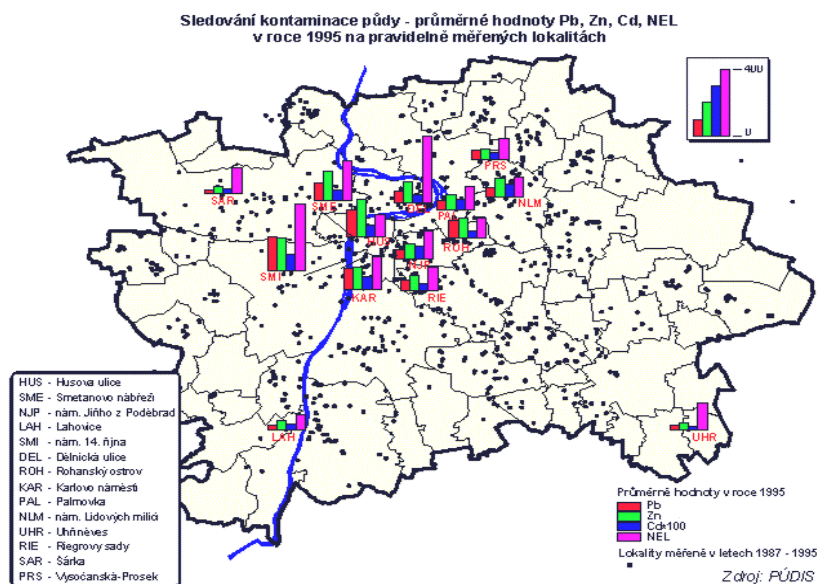
Následující graf na *Obr. 13* zobrazuje průběh průměrných měsíčních koncentrací pevných částic PM₁₀ naměřených v Průmyslové ulici v jednotlivých měsících v letech 2005 až 2014 (ČHMÚ 2014).



Obr. 13: Průměrné měsíční koncentrace PM₁₀ v Průmyslové ulici 2005 – 2014 podle dat ČHMÚ.

Následující *Mapa 6* zobrazuje lokality s výskytem kontaminované půdy těžkými kovy a nepolárními extrahovatelnými látkami v Praze měřeními mezi roky 1987 - 1995. Pro Prahu 15 nebylo zjištěno výrazné znečištění těžkými kovy ani nepolárními extrahovatelnými látkami, kde ale nelze vyloučit méně příznivé poměry v blízkosti exponovaných komunikací, na plochách podnikatelských aktivit a zároveň v místech, která byla využívána k překryvům kontaminovanými materiály (odpadní kaly). V této lokalitě nebyly sledovány organické látky (ENVIS 1996b).

Mapa 6: Znázornění sledování kontaminace půdy v městských částech a lokality pravidelného sledování. Zdroj: ENVIS (1996b).



Vysvětlivky: NEL – nepolární extahovatelné látky

5. METODIKA

5.1 SBĚR PRAŠNÉ DEPOZICE V TERÉNU

5.1.1 Výběr lokalit a odběr vzorků

Volba lokalit byla provedena odhadem zatíženosti různých míst v zájmové oblasti Hostivaře s velkou intenzitou automobilové dopravy v místech pokrytých městskou zelení, která zahrnovala uliční zeleň, trávníky, rumišťe a městský les. Součástí sběru byl také okraj chráněné lokality přírodní park Hostivař- Záběhlice v jeho západní části podél komunikace. Výběr míst probíhal v rámci odběrových (mimo míst bez zeleně) a laboratorních možností (ne příliš velké sběry materiálu nebo naopak velmi malé sběry vzorků). Pro odběr vzorků bylo vybráno 30 lokalit. Následující tabulka popisuje přehled lokalit, data odběru vzorků a druh sbíraného materiálu:

Tabulka 2: Lokality a čas odběru.

místo odběru	materiál	městská část, ulice	datum odběru	čas odběru	sběrné místo
lokalita 1	části rostlin	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:00	u silnice
lokalita2	části rostlin	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:06	0,5 m od silnice
lokalita 3	části rostlin	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:16	u silnice
lokalita 4	části rostlin	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:23	0,5 m od silnice
lokalita 5	půda	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:33	u silnice
lokalita 6	půda	Hostivař, Průmyslová	28.9.2014	15:38	0,5 m od silnice
Lokalita 7	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	16:10	u silnice
lokalita 8	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	16:25	0,5 m od silnice
lokalita 9	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	16:37	u silnice
lokalita 10	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	16:51	0,5 m od silnice
lokalita 11	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	17:12	u silnice
lokalita 12	části rostlin	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	17:29	0,5 m od silnice
lokalita 13	půda	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	17:42	u silnice
lokalita 14	půda	Hostivař, K Horkám	28.9.2014	17:49	0,5 m od silnice
lokalita 15	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:20	u silnice

lokalita 16	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:29	0,5 m od silnice
lokalita 17	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:35	0,5 m od silnice
lokalita 18	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:42	u silnice
lokalita 19	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:51	u silnice
lokalita 20	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	18:59	0,5 m od silnice
lokalita 21	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:07	0,5 m od silnice
lokalita 22	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:16	u silnice
lokalita 23	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:22	u silnice
lokalita 24	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:30	0,5 m od silnice
lokalita 25	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:36	0,5 m od silnice
lokalita 26	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:41	u silnice
lokalita 27	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:48	u silnice
lokalita 28	půda	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	19:57	0,5 m od silnice
lokalita 29	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	20:05	0,5 m od silnice
lokalita 30	části rostlin	Hostivař, Mírového hnutí	28.9.2014	20:12	u silnice

5.1.2 Detailní popis lokalit

Níže jsou popsána místa sběru ve studované oblasti a tabelární přehled jejich lokalizace souřadnicemi v systému S-JTSK.

Lokalita 1 - 6: Průmyslová ulice se vyskytuje v jihovýchodní části Prahy v průmyslové oblasti. V zájmovém území se nachází v severní části Hostivaře. V období sběru vzorků byla ulice zatížena automobilovou dopravou a vyšší prašností z důvodu opravy železničního mostu, který vede přes ulici u hostivařského nádraží. Pro tuto oblast je charakteristická intenzivní doprava s častými několikanásobnými kolonami aut. V okolí ulice jižněji se vyskytuje městská hromadná doprava, tramvajová a autobusová stanice Nádraží Hostivař s četnými zastávkami. Nadmořská výška u všech šesti lokalit je 261 m.n.m.

Tabulka 3: GPS souřadnice:

lokalita 1	50°03'22.73''S a 14°32'11.24''V
------------	---------------------------------

lokalita 2	50°03'22.73''S a 14°32'11.22''V
lokalita 3	50°03'22.35''S a 14°32'11.23''V
lokalita 4	50°03'22.36''S a 14°32'11.22''V
lokalita 5	50°03'22.04''S a 14°32'11.22''V
lokalita 6	50°03'22.05''S a 14°32'11.17''V

Lokalita 7 – 14: ulice K horkám se vyskytuje v jihovýchodní části Prahy. V zájmové oblasti se nachází ve střední části Hostivaře. Na severu začíná u Hostivařského náměstí a na druhé straně u přírodní památky Meandry Botiče. U jejího začátku se nachází chráněný památný strom. Vede z části zastavěným územím, podél lesa a podél ozeleněných městských ploch. V jižní části je ukončena křižovatkou, kde začíná ulice Mírového hnutí, nad křižovatkou na východní straně se na jejím okraji vykytuje čerpací stanice, naproti je parkoviště a výše nad parkovištěm Košíkovské nádrže.

Tabulka 4: GPS souřadnice s nadmořskou výškou v m.n.m.

lokalita 7	50°02'54.79''S a 14°31'41.66''V	244
lokalita 8	50°02'54.77''S a 14°31'41.64''V	244
lokalita 9	50°02'44.99''S a 14°31'36.19''V	246
lokalita 10	50°02'44.97''S a 14°31'36.20''V	246
lokalita 11	50°02'40.06''S a 14°31'07.26''V	267
lokalita 12	50°02'40.11''S a 14°31'07.19''V	267
lokalita 13	50°02'32.43''S a 14°30'47.96''V	271
lokalita 14	50°02'32.26''S a 14°30'47.80''V	271

Lokalita 15 – 30: ulice Mírového hnutí se vyskytuje v jihovýchodní části Prahy. V zájmové oblasti se nachází v jižní části Hostivaře. Vede přes křižovátku s intenzivní automobilovou dopravou, v jejím okolí se vyskytují četná menší parkoviště v blízkosti obytných ploch litochlebského sídliště. Na druhé straně vede ulice podél hostivařského lesa (Přírodní park Hostivař-Záběhlce).

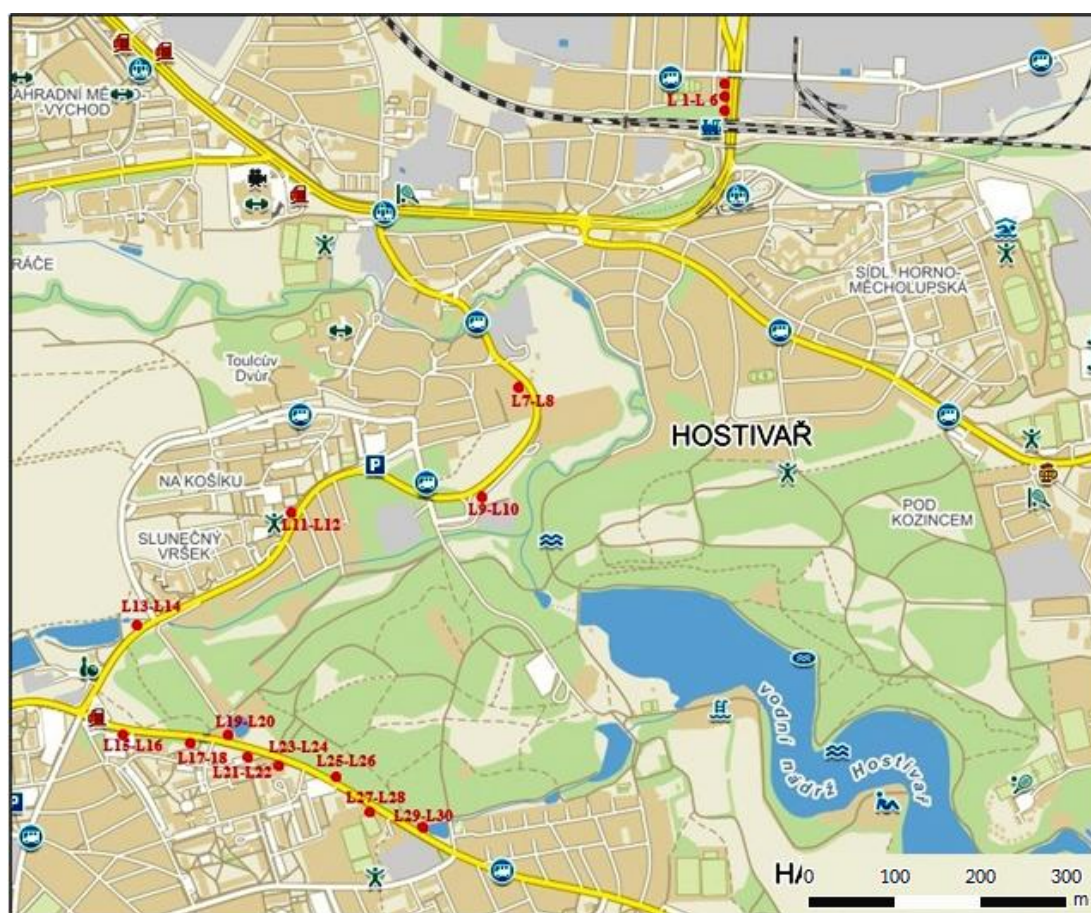
Tabulka 5: GPS souřadnice s nadmořskou výškou v m.n.m.

lokalita 15	50°02'23.11''S a 14°30'41.88''V	280
lokalita 16	50°02'23.09''S a 14°30'41.91''V	280
lokalita 17	50°02'21.87''S a 14°30'55.18''V	288
lokalita 18	50°02'21.89''S a 14°30'55.18''V	288
lokalita 19	50°02'21.82''S a 14°30'59.07''V	290
lokalita 20	50°02'21.84''S a 14°30'59.07''V	290
lokalita 21	50°02'21.16''S a 14°31'01.62''V	295
lokalita 22	50°02'21.18''S a 14°31'01.64''V	295
lokalita 23	50°02'19.62''S a 14°31'09.11''V	296
lokalita 24	50°02'19.60''S a 14°31'09.10''V	296

lokality 25	50°02'17.87''S a 14°31'15.69''V	295
lokality 26	50°02'17.86''S a 14°31'15.68''V	295
lokality 27	50°02'15.24''S a 14°31'21.79''V	294
lokality 28	50°02'15.22''S a 14°31'21.78''V	294
lokality 29	50°02'13.76''S a 14°31'26.58''V	290
lokality 30	50°02'13.74''S a 14°31'26.57''V	290

Níže jsou zobrazené body 15-ti míst, na kterých byl proveden odběr materiálu. Pro každou lokalitu byl proveden vždy jeden odběr, vždy střídavě přímo u silnice a 0,5 m od silnice celkem na 30ti lokalitách.

Mapa 7: Vyznačené body míst odběru. Zdroj: Mapy.cz (2015).



Pro jednotlivá místa sběru jsou podrobnější mapy uvedeny v příloze diplomové práce.

5.1.3 Odběr vzorků

Vzorkování rostlinných částí a půdy představuje určující význam pro následný postup analýzy, cílem je získání reprezentativního vzorku, který má splňovat předem dané požadavky a dostatečně vystihovat danou lokalitu (Vávrová 2010).

Koncem 9. měsíce byl proveden sběr suché prašné depozice. Jednalo se o jednodenní sběr rostlinného a půdního materiálu v odpoledních hodinách a večeru za bezvětří. Důvodem volby jednodenního časového rámce byly ranní a dopolední mlhy, při kterých nebylo možné provést sběr suchého materiálu. Odběr byl proveden v koridoru zájmové oblasti na místech vhodných pro sběr s velkou intenzitou automobilové dopravy. Celková délka koridoru, ve kterém byl proveden odběr, je 4,98 km. Celkem bylo odebráno 30 vzorků do inertních předem označených plastových lahví s objemem 1 litr. Bylo navrženo 20 vzorků pro sběr rostlinného materiálu a 10 vzorků pro sběr půdy. Byly sbírány jednotlivé vzorky na kraji silnice a 0,5 m od okraje silnice. V případě vegetace se jednalo o sběr rostlinných a dřevinných částí (stonky, listy, květy) i celých rostlin. Bylo celkem 15 míst pro sběr vždy dvou vzorků se sběrnou plochou o velikosti 1 dm² pro každý vzorek. Hloubka odběru se v případě půdního materiálu pohybovala okolo 5 cm. Vzorky půdy byly uloženy do označeného polyethylenového sáčku. Místa pro sběry byla přibližně ve stejné vzdálenosti od sebe. Ke každému vzorku byla zaznamenána poloha GPS a nadmořská výška. Odebrané vzorky byly transportovány do laboratoře k jejich dalšímu zpracování.

5.1.4 Meteorologické podmínky odběru vzorků

Jednodenní sběr probíhal dne 28.9. 2014 od 15 do 20h, kdy se podle předpovědi ČHMÚ v odpoledních hodinách vyskytovaly příznivé meteorologické podmínky s denní teplotou kolo 17 – 21°C. Bylo jasno až polojasno s občasným výskytem jihovýchodního větru o rychlosti 2 až 6 m/s. Pro tento den tlaková tendence vykazovala setrvalý stav a v pozdějších hodinách slabý až mírný pokles (ČHMÚ 2015). V ranních a dopoledních hodinách se vyskytovaly mlhy, kdy ještě nebylo možné zrealizovat odběr vzorků. Bylo nutné vyčkat do pozdějších hodin po poledni. Odběr vzorků byl ukončen večeru za intenzivní dopravy, kdy se začínala tvořit rosa na rostlinách a na povrchu půdy, která by znemožnila odběr suchého materiálu.

5.2. DETERMINACE ROSTLIN

Determinace rostlinných druhů byla provedena na základě fotodokumentace sběrných míst v terénu pomocí moderní určovací literatury: atlasu bylin Deyl *et al.* (2008), klíče k určování rostlin Kubát *et al.* (2002) a kapesního atlasu dřevin Aas *et al.* (1994). Názvy druhů byly následně sjednoceny dle Seznamu cévnatých rostlin květeny České republiky Danihelka *et al.* (2012).

5.3 ANALÝZA PRAŠNÉ DEPOZICE

5.3.1 Použité chemikálie

- konc. kyselina dusičná, konc. 65% (w/w), $c(\text{HNO}_3) = 14,4 \text{ mol.l}^{-1}$, $\rho(\text{HNO}_3) = 1,4 \text{ g.cm}^{-3}$ Suprapur Merck na 1 litr

- kyselina dusičná zředěná, $c(\text{HNO}_3) = 2 \text{ mol.l}^{-1}$ 138 ml Suprapur Merck na 1 litr vody

- destilovaná voda

5.3.2 Použité přístroje

- rotační třepačka

- filtrační papír MN 619G (ekvivalentní)

- Agilent Technologies model 240Z AA

- Agilent Technologies atomizátor GTA (Graphite Tube Atomizer) 120,

- Agilent Technologies dávkovač vzorků/ autosampler SPS 3

- Agilent Technologies dávkovač vzorků PSD 120

- Agilent Technologies 55 AA plamenový

- Software pro vyhodnocování získaných spekter

- 4 Ultr AA lampy s dutou katodou (GTA)

- grafitová trubice

5.3.3 Vzorky

-10 půdních vzorků

-20 vzorků rostlinné biomasy

5.3.4 Zpracování odebraných vzorků rostlin a půdy

Stanovení těžkých kovů v AAS předcházela příprava vzorků.

5.3.4.1 Zpracování vzorků rostlin

Byl proveden oplach 20ti vzorků rostlin v uzavřených 1l lahvích 2M kyselinou dusičnou Suprapur Merck za laboratorní teploty v množství 100 ml. Vzorky rostlin byly následně ručně třepány po dobu 10 min. Natřepané vzorky rostlinné biomasy byly takto připraveny pro vlastní analýzu. Vzorky byly převedeny do označených plastových nádobek.

5.3.4.2 Zpracování půdních vzorků

Vzorky půdy byly přesívány skrz plastové síto s velikostí ok 1,5 mm na jemnozem.

U 10ti půdních vzorků byla provedena za laboratorní teploty extrakce 2M kyselinou dusičnou Suprapur Merck a byly rovněž následně převedeny do plastových nádobek.

Pro přípravu půdního extraktu podle podmínek daných vyhláškou 13/1994 Sb., Příloha č.1, byla provedena navážka $10 \pm 0,002$ g půdní frakce, která byla převedena

do uzavíratelné polyethylenové nádoby o objemu 250 ml a smíchána se $100 \pm 0,2$ ml roztoku kyseliny dusičné Suprapur Merck (poměr půdy k vyluhovadlu činil 1:10). Bylo tak smícháno všech deset půdních vzorků s kyselinou, které byly následně důkladně třepány. Suspenze se ponechala stát na dobu 16h (přes noc) při laboratorní teplotě (20 ± 2 °C). Následně byly vzorky opět ručně protřepány, tak aby byl rozrušen sediment a vznikla suspenze. Potom ještě následovala extrakce po dobu 60 min. na rotační třepačce při 50 ± 5 otáčkách za minutu (Zbiral 1996).

Po extrakci byla suspenze filtrována přes filtrační papír. Byl filtrován celý objem extraktu a prvních 5 – 10 ml filtrátu bylo odstraněno. Vzniklý filtrát byl převeden zpět do suchých polyethylenových nádobek o objemu 75 – 100 ml pro uchování extraktu v průběhu měření (Zbiral 1996).

Vzorky z rostlin a půdy nebyly před vlastní analýzou dále upravovány z důvodu co nejmenšího ovlivnění obsahu zkoumaných složek analytu.



Obr. 14: Extrahované laboratorní vzorky.

5.3.5 Stanovení prvků metodou AAS

Pro účely výzkumu v rámci analýzy vzorků byly použity přístroje atomové absorpční spektrometrie firmy Agilent Technologies. Pro analýzu půdních a rostlinných extraktů byl použit přístroj GTA 120 (240 Z AA) pro stanovení Cd, Cu, Pb, a Ni elektrotermickou atomizací v grafitové kyvetě a přístroj 55 AA pro stanovení Zn plamenovou atomizací.

5.3.5.1 Stanovení zinku (55 AA)

Nejprve proběhla příprava příslušných roztoků, proměření kalibračních standardů a vzorků. Kalibrační roztoky byly připraveny odpipetováním určitého objemu pracovního roztoku do nádobek a doplněním neionizovanou vodou.

Zinek byl stanovován v přístroji 55 AA, který je ovládán počítačem. Zařízení bylo před jednotlivým měřením uvedeno do chodu podle pokynů výrobce pro měřenou

matrici (zapnutí přístroje a periferních doplňků, kontrola výfukového systému, kontrola dostatku plynu pro celý průběh analýzy, kontrola tlaku acetylenu nad 700 kPa, kontrola, zda není poškozená hadice plynu). Byl zapnut přívod acetylenu, kompresor a odtah.

Byly nastaveny doporučené parametry přístroje pomocí softwaru: načtení metody podle “kuchařské knihy“, resp. doporučené nastavení pro vybraný prvek (prvek, číslo metody, režim přístroje, proud lampy, typ plynu, vlnová délka, šířka štěrbin). Byla nastavena optimalizace systému, nastavení rozprašovače, kalibračního systému. K tomu byl využit autosampler SPS 3 jako příslušenství pro stanovení koncentrace prvků. Po nastavení parametrů následovala analýza.



Obr. 15: Autosampler SPS 3.

Byla provedena kontrola, zda je v přístroji umístěn správný hořák pro plamen acetylen-vzduch a následně byl zapálen plamen. Přístroj byl vynulován při zmlžování neionizované (destilované) vody. Nulování se provádí po každé změně pracovních parametrů. Po zapnutí přístroje a zažehnutí plamene byla daná metoda spuštěna, po stabilizaci a kontrole signálu z lampy bylo zahájeno měření kalibrační závislosti.

Pro měření byl využit plamen acetylen-vzduch:

Tabulka 6: Parametry plynů pro 55B AA.

	kPa	PSI
acetylen	75	11
vzduch	350	50

Zdrojem primárního záření byla výbojka s dutou katodou. V rámci optimalizace podmínek pro stanovení zinku byla do AA spektrometru nastavena zinková výbojka s dutou katodou. Podle doporučení výrobce bylo provedeno nastavení vlnové délky, šířky spektrálního intervalu a žhavicího proudu:

Tabulka 7: Parametry přístroje 55B AA pro stanovení zinku Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

prvek	vlnová délka λ	Šířka štěrbin	I	průtok vzduch-acetylen
Zn	213,9 nm	1,0 nm	5 mA	3,5 - 1,5 l/min



Obr. 16: Přístroj pro plamenovou AAS 55 AA.

Proměřovaly se slepé vzorky a pak jednotlivé půdní extrakty. Mezi jednotlivými vzorky pro analýzu byl udržován časový rozestup, ve kterém bylo provedeno zmlžování neionizovanou vodou, proplachování nasávací kapiláry, zmlžovače a hořáku (kvůli zabránění vzniku paměťového efektu).

V plamenovém profilu byl roztok se zinkem zmlžován při různé výšce průchodu paprsku nad horní hranou hořáku, který byl nastaven do polohy pro dosažení maximální absorpance (nasávání roztoku 5 mg/ml prvku) a zaznamenávaly se hodnoty absorpance. Po každé změně výšky průchodu paprsku se přístroj vynuloval na neionizovanou vodu.

Řídícím programem se měřil průtok paliva a hledal se poměr průtoku vzduchu (oxidantu) a acetylenu (paliva), při němž je dosaženo maximálního analytického signálu (absorpance). Tato optimalizace byla provedena při zmlžování roztoku. Po každé změně průtoku acetylenu bylo provedeno vynulování přístroje na neionizovanou vodu. Po provedení optimalizace byl nastaven průtok acetylenu na hodnotu odpovídající max. absorpanci, resp. citlivosti.

Metodou kalibrační křivky byla určena i koncentrace zinku v neznámých vzorcích postupným proměřením kalibrační závislosti těchto vzorků. Pro určení koncentrace zinku ve vzorku byla nastavena přístrojová nula na neionizovanou vodu a byly proměřeny všechny roztoky (připravené s kyselinou dusičnou). Mezi nimi byla

neionizovaná voda vždy zmlžována několik sekund. Pro stanovení touto metodou byl vzorek zředěn 10x neionizovanou vodou a změřen.

Měření absorbance či koncentrace srovnávacích roztoků a vzorků a graf kalibrační křivky se sleduje na obrazovce.

Obsah zinečnatých iontů ve vzorku zjištěný metodou kalibrační přímky je uveden v ppm. Charakteristická koncentrace pro toto stanovení je v kapitole Výsledky uvedena pro půdní vzorky v mg/kg a pro vzorky rostlinné biomasy v µg/kg.

Po ukončení analýzy pro stanovení vzorků byl (v obráceném sledu oproti zapnutí) vypnut přístroj a všechna příslušenství, všechny dodávky plynu a regulátory plynových lahví, vyprázdnění odpadní nádoby a vypnutí odtahového ventilátoru.

5.3.5.2 Stanovení kadmia, olova, mědi a niklu (240Z AA)

Prvky byly stanovovány z připravených vzorků elektrotermickou AAS v přístroji 240Z AA, který je ovládaný počítačem. Zařízení bylo před jednotlivým měřením uvedeno do chodu podle pokynů výrobce (zapnutí odsávání, spuštění přívodu kyslíku, čekání na vyhřátí přístroje na danou teplotu). Před vlastní analýzou vzorků bylo provedeno vyčištění přístroje pomocí přednastaveného programu.

Byla nastavena optimální poloha grafitové pece, vložení grafitové kyvety do GTA, optimalizace intenzity výbojky s dutou katodou, spuštění chlazení pece. Autosampler byl naprogramován na dávkování vzorku do grafitové kyvety. Vzorky byly převedeny do kyvetek.

Byly nastaveny výrobcem doporučené parametry přístroje pomocí softwaru: načtení metody podle "kuchařské knihy", resp. doporučené nastavení podmínek měření pro vybraný prvek a nastavení kalibrační křivky. V souladu s pokyny výrobce byl optimalizován teplotní program grafitové kyvety, který má 4 fáze: sušení, pyrolýza, atomizace a čištění.

Jednotlivé kovy byly stanovovány podle provozních podmínek výrobce, které jsou uvedeny v následujících tabulkách:

Tabulka 8: Parametry nastavené pro měření Cd. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

prvek	λ	šířka štěrbin	max.absorbance	MSR %*	I	max. teplota popela
Cd	228,8 nm	0,5 nm	0,7	87	4 mA	300 °C

¹ MSR %* = magnetická procentuální citlivost

Tabulka 9: Teplotní program pro stanovení Cd (GTA 120). Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

krok č.	teplota (°C)	čas (s)	průtok plynu (l/min)	čtení pokynu
1	85	5	3.0	Ne

2	95	40	3.0	Ne
3	120	10	3.0	Ne
4	250	5	3.0	Ne
5	250	1	3.0	Ne
6	250	2	0	No
7	1800	0.8	0	Ano
8	1800	2	0	Ano
9	1800	2	3.0	Ne

Tabulka 10: Parametry nastavené pro měření Cu. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

prvek	λ	šířka štěrbin	max. absorbance	MSR %	I	max. teplota popela
Cu	327,4 nm	0,5 nm	1.6	84	4 mA	900 °C

Tabulka 11: Teplotní program pro stanovení Cu. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

krok č.	teplota (°C)	čas (s)	průtok plynu (l/min)	čtení pokynu
1	85	5	3.0	Ne
2	95	40	3.0	Ne
3	120	10	3.0	Ne
4	800	5	3.0	Ne
5	800	1	3.0	Ne
6	800	2	0	Ne
7	2300	1.1	0	Ano
8	2300	2	0	Ano
9	2300	2	3.0	Ne

Tabulka 12: Parametry nastavené pro měření Pb. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

prvek	λ	šířka štěrbin	max. absorbance	MSR %	I	max. teplota popela
Pb	283,3 nm	0,5 nm	1,4	92	5mA	600 °C

Tabulka 13: Teplotní program pro stanovení Pb (GTA 120). Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

krok č.	teplota (°C)	čas (s)	průtok plynu (l/min)	čtení pokynu
1	85	5	3.0	Ne
2	95	40	3.0	Ne
3	120	10	3.0	Ne
4	400	5	3.0	Ne
5	400	1	3.0	Ne
6	400	2	0	Ne
7	2100	1	0	Ano
8	2100	2	0	Ano
9	2100	2	3.0	Ne

Tabulka 14: Parametry nastavené pro měření Ni. Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

prvek	λ	šířka štěrbin	max.absorbance	MSR %	I	max. teplota popela
Ni	232,0 nm	0,2 nm	1,0	98	4mA	900 °C

Tabulka 15: Teplotní program pro stanovení Ni (GTA 120). Zdroj: Agilent technologies Inc. (2013).

krok č.	teplota (°C)	čas (s)	průtok plynu (l/min)	čtení pokynu
1	85	5	3.0	Ne
2	95	40	3.0	Ne
3	120	10	3.0	Ne
4	800	5	3.0	Ne
5	800	1	3.0	Ne
6	800	2	0	Ne
7	2400	1.1	0	Ano
8	2400	2	0	Ano
9	2400	2	3.0	Ne

Následovala vlastní analýza vzorků. Charakteristické koncentrace pro stanovení jednotlivých prvků jsou v kapitole Výsledky uvedeny pro půdní vzorky v mg/kg a pro vzorky rostlinné biomasy v $\mu g/kg$.

Po ukončení analýzy byl spuštěn čistící program, bylo nutné vyčkat na ochlazení přístroje. Poté bylo provedeno vypnutí přístroje a zastavení přívodu kyslíku.



Obr. 17: Přístroj pro elektrotermickou AAS 240Z AA.

6. VÝSLEDKY

6.1 VYHODNOCENÍ KVALITY PROSTŘEDÍ V HOSTIVAŘI

6.1.1 VÝSLEDKY STANOVENÍ TĚŽKÝCH KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA PŮDNÍM POKRYVU

V této kapitole jsou uvedeny výsledky stanovení jednotlivých prvků, z půdních vzorků jsou porovnávány hodnoty koncentrace prvků v jednotlivých lokalitách.

V *Tabulce 16* jsou uvedeny základní statistické informace o stanovených koncentracích vybraných rizikových kovů v deseti půdních vzorcích.

Tabulka 16: Základní popisná statistika stanovovaných kovů v půdních vzorcích.

Prvek	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cd (mg/kg)
průměr	112,22	62,51	37,11	4,09	0,318
SD	41,713	38,860	20,556	2,751	0,208

6.1.1.1 Výsledky stanovení zinku v půdě

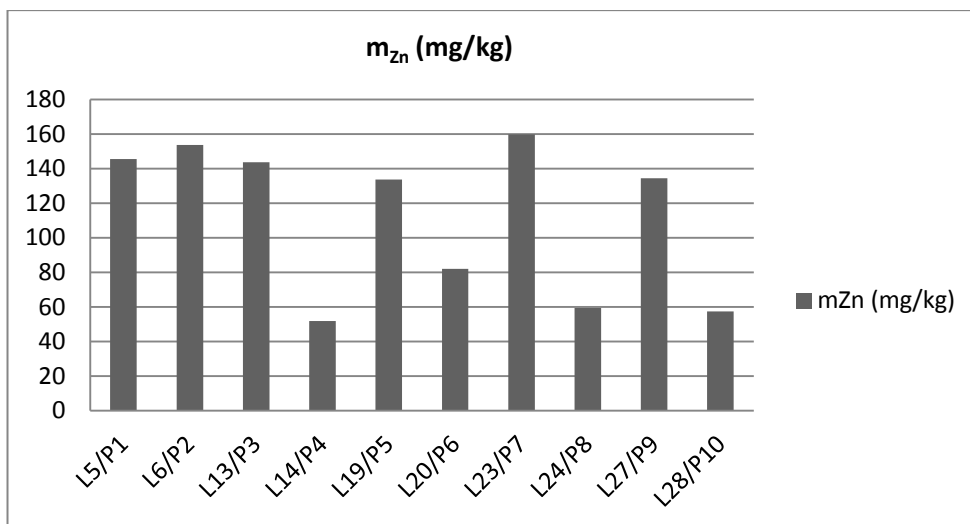
Ve všech odebraných vzorcích půdy byl stanoven celkový obsah zinku v mg/kg suché půdy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 17* a jsou rozděleny podle lokality odběru.

Tabulka 17: Obsah zinku v půdních vzorcích.

Lokality	vzorek	mg/kg
L5	P1	145,7
L6	P2	153,7
L13	P3	143,7
L14	P4	51,8
L19	P5	133,7
L20	P6	82,1
L23	P7	159,9
L24	P8	59,5
L27	P9	134,6
L28	P10	57,5

Vysvětlivky: **žlutá** – minimální hodnota v odběru, **červená** – maximální hodnota v odběru; L5 a L6 - Průmyslová, L13 a L14 – K Horkám, L19, L20, L23, L24, L27, L28 – Mírového hnutí.

Graf na *Obr. 18* znázorňuje hodnoty množství zinku extrahovaného z půdy přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 18: Srovnání obsahu Zn v půdách odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

Všechny odběry byly v daných lokalitách prováděny na podzim roku 2014, ze kterých bylo stanoveno množství zinku v půdních vzorcích.

Nejnižší hodnoty obsahu zinku byly stanoveny pro lokality L14, L24 a L28. Koncentrace zinku se v těchto lokalitách pohybovala přibližně v rozmezí od 50 mg/kg sušiny do 82 mg/kg. Ostatní místa odběru (L5, L6, L13, L19, L23 a L27) vykazují zvýšený obsah zinku.

Nejvyšší obsah zinku 159,9 mg/kg byl rozpoznán v místě s intenzivní automobilovou dopravou, kterou je lokalita L23, ulice Mírového hnutí v blízkosti několika parkovišť a obytných ploch. Sběr v této lokalitě byl proveden v podvečerních hodinách (okolo 20.h), kdy byla patrná vyšší intenzita automobilové dopravy než během dne. Nižší koncentraci zinku o několik jednotek než má lokalita L 23 vykazuje lokalita L5 a L6, ulice Průmyslová, pro kterou je charakteristické vysoké zatížení dopravou. V těchto třech lokalitách a dále v lokalitách L13, L19 a L27 tyto hodnoty překračují maximální přípustnou hodnotu 100 mg/kg stanovenou ve vyhlášce č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

U lokalit L14, L20, L24 a L28 je patrné, že obsah zinku sbíraný 0,5 m od silnice v těchto lokalitách je znatelně nižší než v lokalitách L13, L19, L23 a L27, kdy byly sběry provedeny přímo u silnice. V okolí Průmyslové ulice vykazují obě sběrná místa L5 (sběr přímo u silnice) a L6 (0,5 m od silnice) téměř srovnatelné hodnoty obsahu zinku lišící se o několik jednotek. Důvodem je již zmíněná vysoká intenzita dopravy během celého dne a blízkost průmyslových podniků, která je v této lokalitě pro životní prostředí dlouhodobou zátěží.

Stálejší koncentrace zinku jsou v Průmyslové ulici, v ostatních sběrných lokalitách kolísá střídavě zastoupení zinku od nejvyšších naměřených hodnot po nejnižší. Lze konstatovat, že koncentrace měřené 0,5 m od silnice jsou prokazatelně nižší v ulicích

Mírového hnutí a K horkám. Průmyslová ulice je nejvíce kontaminovanou lokalitou na obsah zinku v půdě ve zkoumaném území i v místech 0,5 m od silnice.

6.1.1.2 Výsledky stanovení mědi v půdě

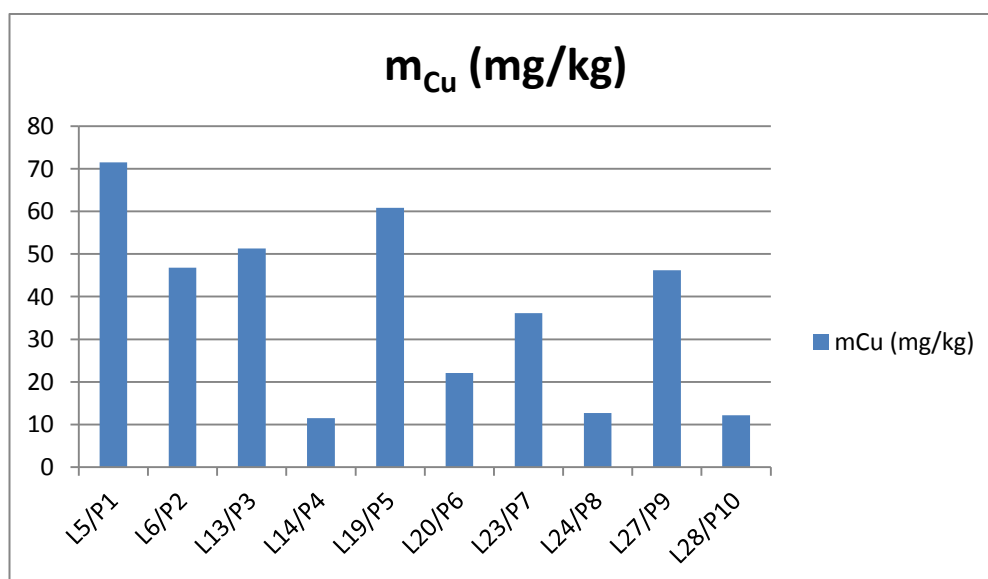
V každém odebraném půdním vzorku bylo stanoveno množství mědi v mg/kg suché půdy. Všechny zjištěné hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 18* a rozděleny podle lokalit.

Tabulka 18: Obsah mědi v půdních vzorcích.

Lokality	vzorek	mg/kg
L5	P1	71,51
L6	P2	46,8
L13	P3	51,28
L14	P4	11,47
L19	P5	60,82
L20	P6	22,06
L23	P7	36,1
L24	P8	12,72
L27	P9	46,22
L28	P10	12,16

Vysvětlivky: **žlutá** – minimální hodnota v odběru, **červená** – maximální hodnota v odběru; L5 a L6- Průmyslová, L13 a L14 – K Horkám, , L19, L20, L23, L24, L27, L28 – Mírového hnutí.

Graf na *Obr. 19* znázorňuje hodnoty množství mědi extrahovaného z půdy přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 19: Srovnání obsahu Cu v půdách odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

Všechny odběry byly v daných lokalitách prováděny na podzim roku 2014, ze kterých bylo stanoveno množství mědi v půdních vzorcích.

Nejnižší hodnoty obsahu mědi byly identifikovány pro lokality L14, L20, L24 a L28, kde se koncentrace mědi v těchto lokalitách pohybovala přibližně v rozmezí od 12 mg/kg do 23 mg/kg. Ostatní místa odběru (L5, L6, L13, L19, L23 a L27) vykazují zvýšený obsah mědi.

Nejvyšší obsah mědi činí 71,51 mg/kg pro lokalitu L5, pro kterou je charakteristické vysoké dopravní zatížení. Jedná se o ulici Průmyslová. Oproti lokalitě L5 vykazuje o několik jednotek nižší obsah mědi v půdě lokalita L19, ulice Mírového hnutí, u které bylo naměřeno 60,82 mg/kg mědi. Opět se jedná o místo s intenzivní automobilovou dopravou.

V případě dvojic sběrných míst lokalit L13 - L14, L19 - L20, L23 - L24 a L27 - L28 je patrný razantní rozdíl v obsahu mědi v půdě, kdy s rostoucí vzdáleností od silnice (u lokalit L14, L20, L24 a L28 měřeno 0,5m od silnice) poklesl obsah prvku přibližně 3-4krát.

V lokalitách L5, L13 a L19 byly překročeny hodnoty maximální přípustné koncentrace 50 mg/kg stanovené ve vyhlášce č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Zastoupení mědi celkově ve zkoumaném území je proměnlivé, střídavě kolísá od nejvyšších hodnot po nejnižší koncentrace. Vždy byly zjištěny nejvyšší hodnoty měřené přímo u silnice. 0,5 m od silnice byly naměřeny vždy několikanásobně nižší koncentrace, kromě Průmyslové ulice, která je tímto prvkem nejvíce kontaminovanou lokalitou.

6.1.1.3 Výsledky stanovení niklu v půdě

Ve všech odebraných vzorcích půdy byl stanoven celkový obsah niklu v mg/kg suché půdy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 19* a jsou rozděleny podle lokality odběru.

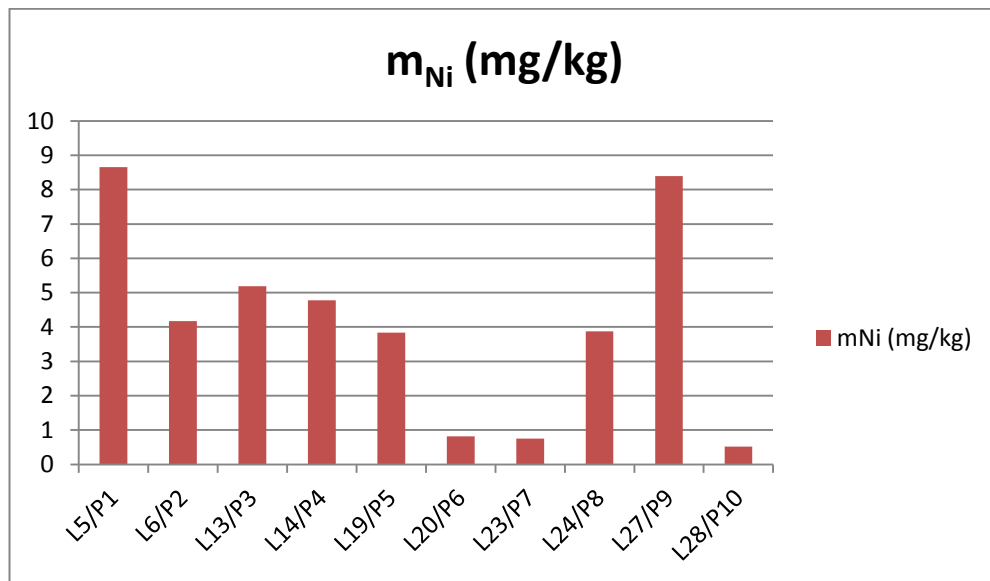
Tabulka 19: Obsah niklu v půdních vzorcích.

Lokality	vzorek	mg/kg
L5	P1	8,65
L6	P2	4,17
L13	P3	5,19
L14	P4	4,78
L19	P5	3,84
L20	P6	0,82

L23	P7	0,75
L24	P8	3,87
L27	P9	8,39
L28	P10	0,52

Vysvětlivky: **žlutá** – minimální hodnota v odběru, **červená** – maximální hodnota v odběru; L5 a L6- Průmyslová, L13 a L14 – K Horkám, , L19, L20, L23, L24, L27, L28 – Mírového hnutí.

Graf na *Obr. 20* zobrazuje hodnoty množství niklu extrahovaného z půdy přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 20: Srovnání obsahu Ni v půdách odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

Všech deset odběrů v daných lokalitách bylo prováděno na podzim roku 2014. Z těchto odběrů bylo stanoveno množství niklu v půdních vzorcích.

Nejnižší množství niklu bylo zjištěno v lokalitách L20, L23 a L28, kde se koncentrace niklu pohybovala přibližně v rozmezí od 0,5 do 0,8 mg/kg. Nejméně niklu bylo obsaženo v lokalitě L28 s koncentrací 0,52 mg/kg. Vyšší obsah niklu v rozmezí cca 4 - 5 mg/kg prezentují lokality L6, L13, L14, L19 a L24. Nejvíce niklu je obsaženo v lokalitě L5 a L27, ve kterých se obsah prvku liší o pár setin.

Lokalita L5 obsahuje nejvíce niklu v půdě v porovnání se zmíněnými lokalitami podle grafu. Jde o Průmyslovou ulici, obsah prvku činí tedy 8,65 mg/kg. Je pro ni typická vysoká intenzita dopravy během dne. Na druhém místě je výše zmíněná lokalita L27, ulice Mírového hnutí s koncentrací niklu 8,39 mg/kg.

U jednotlivých dvojic všech sběrných míst L5 – L6, L13 – L14, L19 – L20, L23 – L24, L27 – L28 jsou v porovnání mezi sebou razantní a nepravidelné výkyvy v obsahu tohoto prvku.

Sběrné místo 0,5m od silnice v případě lokality L24 nebylo pokryto hustým porostem vegetace, převažoval půdní pokryv. Z toho lze usoudit, že obsah prvku v prašném spadu byl převážně zachycen na půdě a proto je prezentován vyšší obsah prvku dál od silnice než v její bezprostřední blízkosti. Protější sběrné místo L23 k lokalitě L24 bylo naopak pokryto hustou vegetací a prach byl převážně zachycen na povrchu rostlin.

A naproti tomu lokality L20 a L28 hustě porostlých vegetací, u kterých byl sběr proveden 0,5 m od silnice, obsahují mnohem nižší množství niklu v půdě než jejich protější sběrná místa (L19 a L27) měřená přímo u silnice, na kterých převažovala holá půda s minimem rostlinného pokryvu. Nelze opomenout ani nepravidelné průjezdy aut v okolí sběrných míst a tím i změny v proudění vzduchu v těchto zkoumaných lokalitách.

V žádné ze zkoumaných lokalit nebyl překročen limit maximální přípustné koncentrace niklu, která činí 25 mg/kg a je uvedena ve vyhlášce č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Zastoupení niklu z celkového hlediska zkoumané oblasti je značně proměnlivé. Z naměřených koncentrací niklu lze vysledovat jistou nepravidelnost v zastoupení tohoto prvku v celém zkoumaném území. Nejméně kontaminovanou lokalitou v prezenci niklu je ulice K Horkám.

6.1.1.4 Výsledky stanovení kadmia v půdě

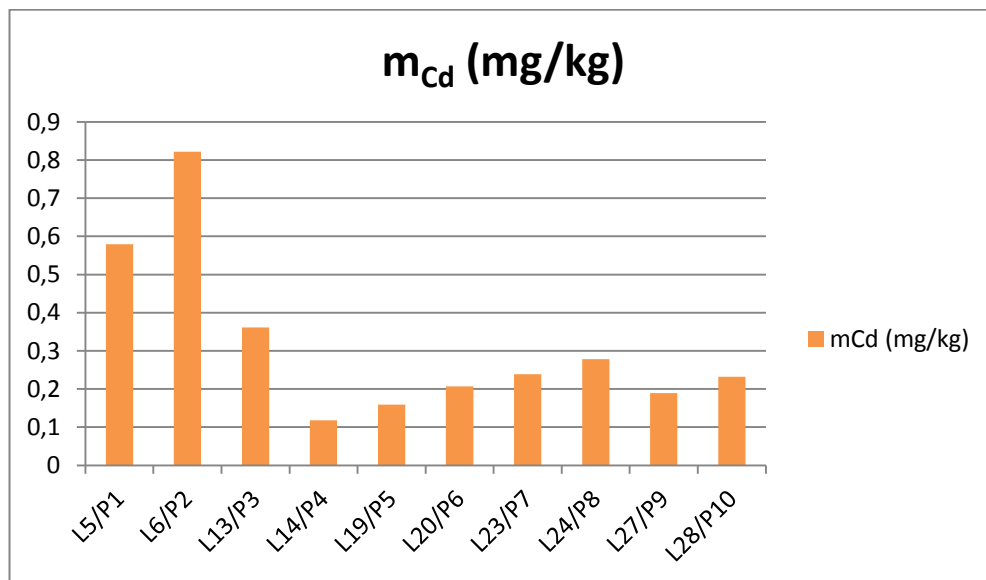
Ve všech odebraných vzorcích půdy byl určen celkový obsah kadmia v mg/kg suché půdy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 20* a jsou rozděleny podle lokality odběru.

Tabulka 20: Obsah kadmia v půdních vzorcích.

Lokality	vzorek	mg/kg
L5	P1	0,579
L6	P2	0,822
L13	P3	0,361
L14	P4	0,118
L19	P5	0,159
L20	P6	0,207
L23	P7	0,239
L24	P8	0,278
L27	P9	0,189
L28	P10	0,232

Vysvětlivky: **žlutá** – minimální hodnota v odběru, **červená** – maximální hodnota v odběru; L5 a L6- Průmyslová, L13 a L14 – K Horkám, L19, L20, L23, L24, L27, L28 – Mírového hnutí.

Graf na *Obr. 21* zobrazuje hodnoty množství kadmia extrahovaného z půdy přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 21: Srovnání obsahu Cd v půdách odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

Odběry všech uvedených vzorků v daných lokalitách byly prováděny na podzim roku 2014, ze kterých bylo stanoveno množství kadmia v půdních vzorcích.

Nejnižší hodnoty množství prvku byly identifikovány pro lokality L 14, L19, L20, L23, L24, L27 a L28, kde se koncentrace kadmia v těchto lokalitách pohybovaly přibližně v rozmezí od 0,12 mg/kg do 0,28 mg/kg. Ostatní sběrná místa (L5, L6 a L13) prezentují zvýšený obsah prvku.

Sběrné místo L14 vykazuje ze všech lokalit nejméně kadmia, jehož zjištěný obsah je 0,118 mg/kg, ulice K Horkám s dopravním zatížením.

Nejvyšší obsah kadmia vykazuje lokalita L6, ve které byl zjištěn obsah kadmia 0,822 mg/kg. Jde o Průmyslovou ulici s velkou intenzitou dopravy během dne. Protější sběrné místo L5 k lokalitě L6 vykazovalo nižší obsah kadmia a bylo měřeno přímo u silnice. Obě sběrná místa byla pokryta rovnoměrně vegetací a půdním pokryvem, lokalita L6 je nepatrně výše položená v terénu než lokalita L5, rozdíly jsou zanedbatelné. V tomto případě neplatí, že s rostoucí vzdáleností od komunikace je obsah prvku v prachu nižší. Rozhodujícím faktorem může být vliv terénu a lokální působení větru. Avšak obě dvě lokality se týkají Průmyslové ulice, která je intenzivně zatížená dopravou během dne a nachází se v průmyslové oblasti.

Graf znázorňuje, že severní část zkoumaného území, která je zastoupena Průmyslovou ulicí, vykazuje vyšší obsah kadmia v půdě než ostatní lokality (ulice k Horkám a Mírového hnutí).

Ostatní lokality (L14, L19, L20, L23, L24, L27, L28) se v obsahu prvku mezi sebou liší nepatrně.

V žádné z těchto lokalit nebyly překročeny hodnoty maximální přípustné koncentrace kadmia v půdě 1mg/kg, která je stanovena ve vyhlášce č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Nejvíce kontaminovaným místem je Průmyslová ulice, přičemž bylo naměřeno nejvíce kadmia 0,5 m od silnice. Ostatní ulice v zastoupení prvku vykazují téměř stálé koncentrace s nepatrnými výkyvy u jednotlivých lokalit.

6.1.1.5 Výsledky stanovení olova v půdě

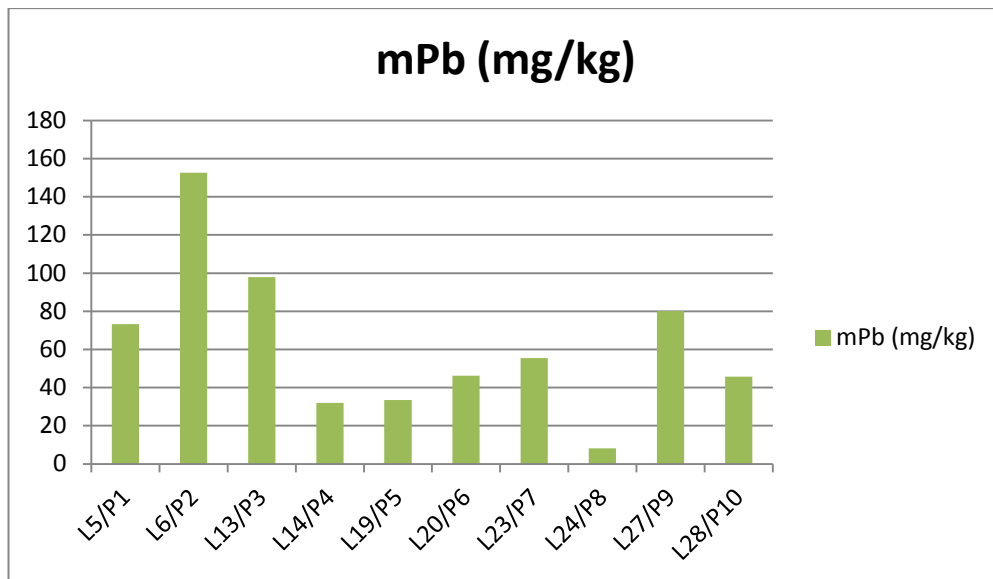
Ve všech odebraných vzorcích půdy byl určen celkový obsah olova v mg/kg suché půdy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 21* a jsou rozděleny podle lokality odběru.

Tabulka 21: Obsah olova v půdních vzorcích.

Lokality	vzorek	mg/kg
L5	P1	73,3
L6	P2	152,54
L13	P3	97,92
L14	P4	32,04
L19	P5	33,51
L20	P6	46,26
L23	P7	55,44
L24	P8	8,23
L27	P9	80,17
L28	P10	45,66

Vysvětlivky: žlutá – minimální hodnota v odběru, červená – maximální hodnota v odběru; L5 a L6- Průmyslová, L13 a L14 – K Horkám, L19, L20, L23, L24, L27, L28 – Mírového hnutí.

Graf na *Obr. 22* zobrazuje hodnoty množství olova extrahovaného z půdy přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 22: Srovnání obsahu Pb v půdách odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

Odběry všech vzorků v daných lokalitách byly prováděny na podzim roku 2014, ze kterých bylo stanoveno množství olova v půdních vzorcích.

Nižší hodnoty množství kadmia byly identifikovány v lokalitách L14, L19, L20, L23, L 24 a L28, kde se koncentrace pohybovala v rozmezí od 32 mg/kg do 55 mg/kg

Nejnižší hodnoty obsahu prvku byly zaznamenány v lokalitě L24, u které bylo zjištěno množství olova 8,23 mg/kg, je zastoupena ulicí Mírového hnutí, která je zatížena dopravou.

Nejvyšší obsah olova vykazuje lokalita L6, Průmyslová ulice s velkou intenzitou dopravy během dne, ve které bylo zjištěno množství prvku 152,54 mg/kg.

Protější sběrné místo L5 k lokalitě L6 vykazovalo nižší obsah olova a bylo měřeno přímo u silnice. Obě sběrná místa byla pokryta rovnoměrně vegetací a půdním pokryvem, lokalita L6 je nepatrně výše položená v terénu než lokalita L5, rozdíly v obsahu olova jsou větší. Lokalita L6 vykazuje dvojnásobnou koncentraci olova než lokalita L5. V tomto případě neplatí, že s rostoucí vzdáleností od komunikace je obsah prvku v prachu nižší. Rozhodujícím faktorem může být vliv terénu a lokální působení větru. Několik metrů od obou sběrných míst probíhala oprava železničního mostu, samotný most a jeho okolí bylo zastavěno lešením s výskytem těžké mechanizace a kolony aut. Obě dvě lokality se týkají Průmyslové ulice, která je intenzivně zatížena dopravou během dne a spadá do průmyslové oblasti.

Graf znázorňuje, že severní část zkoumaného území, kde se nachází Průmyslová ulice, vykazuje vyšší obsah kadmia v půdě než ostatní jižněji položené lokality (ulice k Horkám a Mírového hnutí).

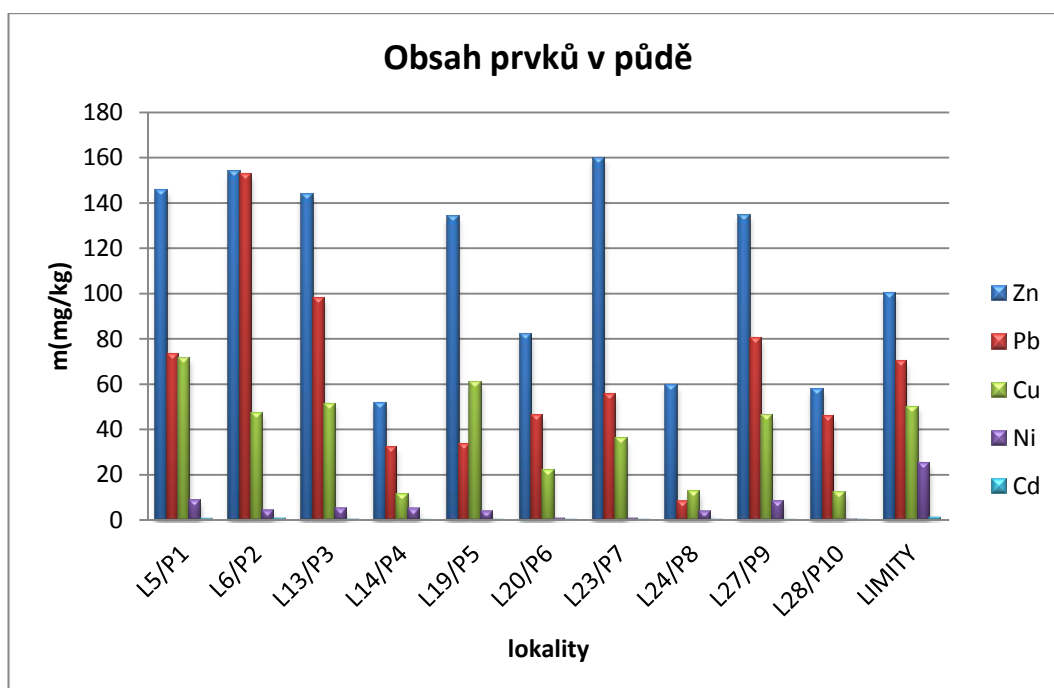
Lokality L14, L19, L20, L23 a L28 se v obsahu olova mezi sebou liší o několik jednotek.

V lokalitách L5, L6, L13 a L27 byly překročeny maximální hodnoty přípustného množství olova v půdě, kterým je obsah prvku 70 mg/kg podle vyhlášky č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Nejvíce kontaminovanou lokalitou je opět Průmyslová ulice, kde nejvyšší obsah olova byl naměřen 0,5 m od silnice. V ostatních ulicích jsou prokazatelně zjištěny nižší koncentrace s malými výkyvy.

6.1.2 POROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ KONTAMINACE PŮD TĚŽKÝMI KOVY

Ve všech odebraných vzorcích půdy byl určen celkový obsah těžkých prvků: zinku, mědi, niklu, kadmia a olova v mg/kg. V grafu na *Obr. 23* jsou znázorněny limity dané vyhláškou č. 13/1994 Sb. a porovnání těchto hodnot maximální přípustné koncentrace s hodnotami jednotlivých prvků mezi sebou.



Obr. 23: Srovnání obsahu prvků (Zn, Cu, Ni, Cd a Pb) odebraných v různých lokalitách během jednoho dne v Hostivaři.

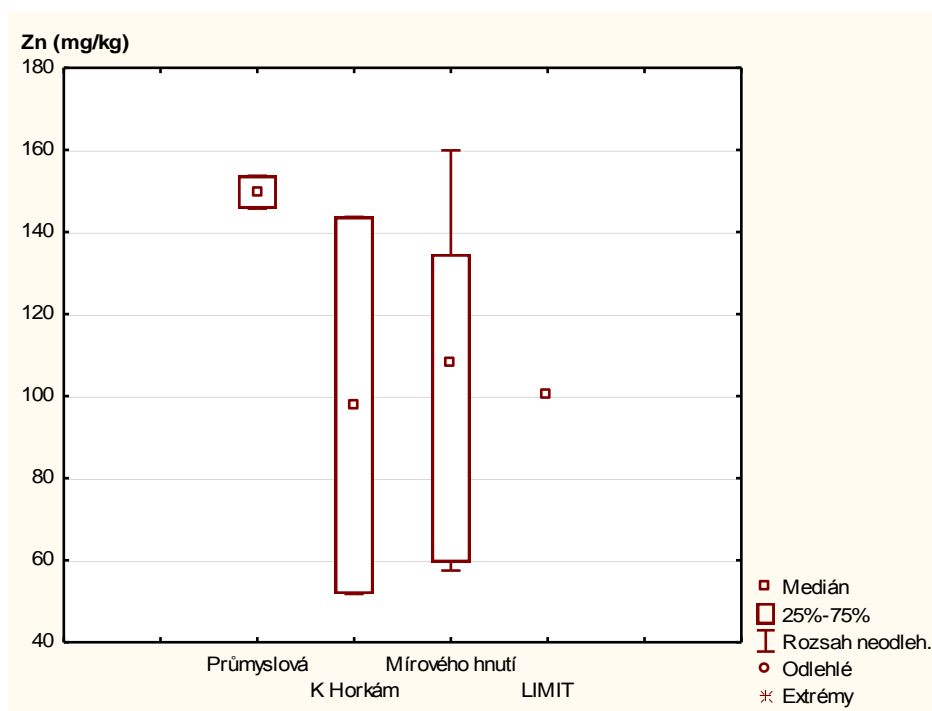
Z grafu vyplývá, že ve sbíraných lokalitách bylo zjištěno v půdě nejvíce zinku, konkrétně v lokalitě L23, ulice Mírového hnutí. Obsahy zinku v půdě byly relativně srovnatelné téměř ve všech zkoumaných lokalitách, resp. v L5, L6, L13, L19, L23, L27. Přibližně poloviční obsah zinku oproti lokalitě L23 byl identifikován v lokalitě L20, ve stejné ulici Mírového hnutí. V ostatních třech lokalitách (L14, L24 a L28) je prezentován ještě nižší obsah tohoto prvku. V šesti zájmových lokalitách,

v Průmyslové ulici, K horkám a Mírového hnutí, byl překročen vyhláškou stanovený limit pro obsah Zinku v půdě.

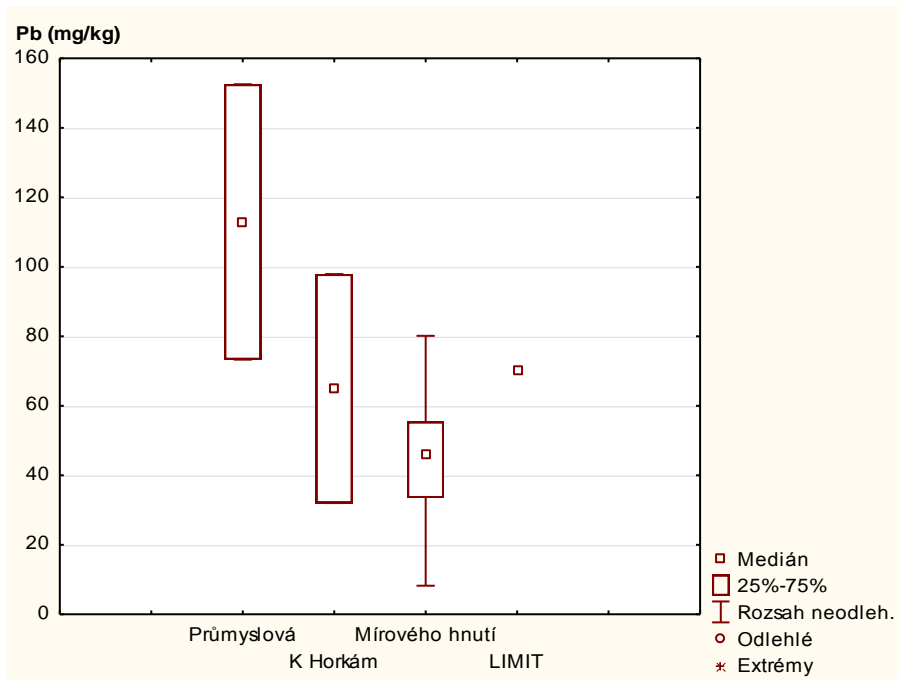
Na druhém místě po zinku bylo zjištěno, že v lokalitách se vyskytuje větší obsah olova oproti zbývajícím prvkům (Cu, Ni, Cd). Nejvíce olova bylo zjištěno v lokalitě Průmyslové ulice, jak bylo uvedeno v předchozí kapitole. Obsah olova kolísal v jednotlivých lokalitách a relativně stejné koncentrace tohoto prvku lze spatřovat v lokalitách L14 (ulice K horkám), L19, L20, L23, L28 (ulice Mírového hnutí).

Ve dvou případech, a to v oblasti Průmyslové ulice (nejvíce) a v ulici Mírového hnutí, byl překročen vyhláškou stanovený limit pro množství mědi v půdě.

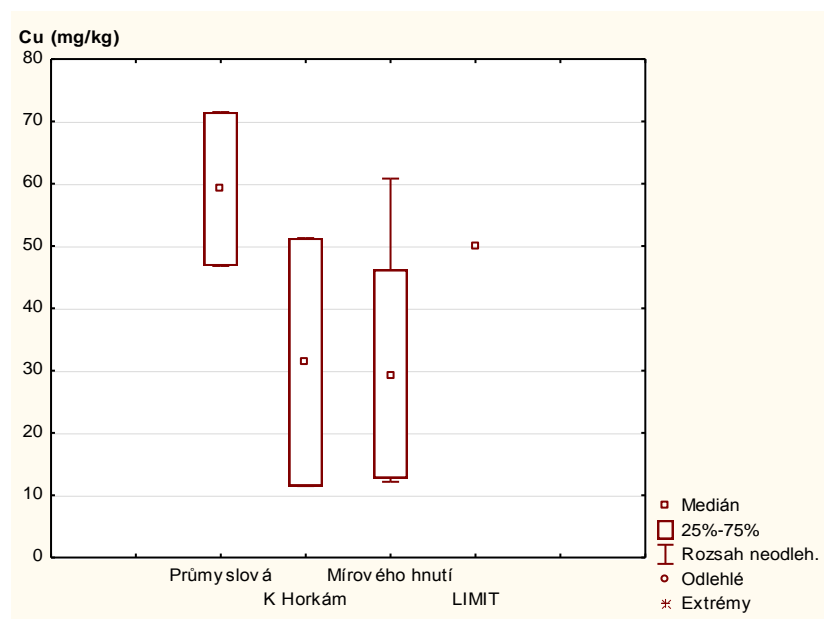
Hodnoty koncentrace kadmia v půdě nepřekročily vyhláškou stanovený limit ve všech zájmových lokalitách. Rovněž hodnoty obsahu niklu v půdách nepřekročily daný limit.



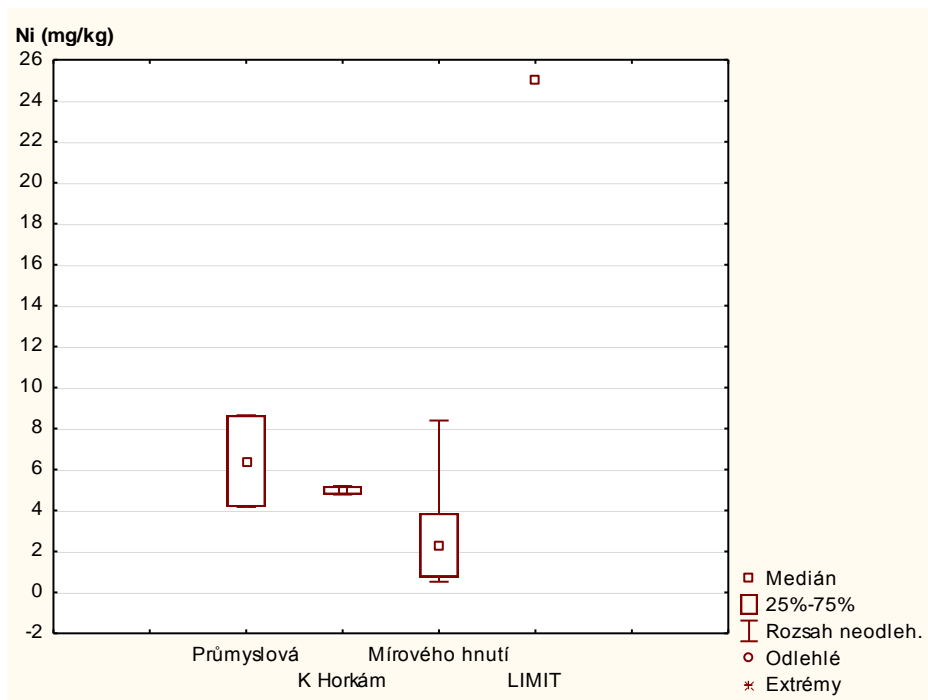
Obr. 24: Znárodnění rozptylu obsahu zinku v jednotlivých ulicích v porovnání s limitem.



Obr. 25: Znárodnění rozptylu obsahu olova v jednotlivých ulicích v porovnání s limitem.

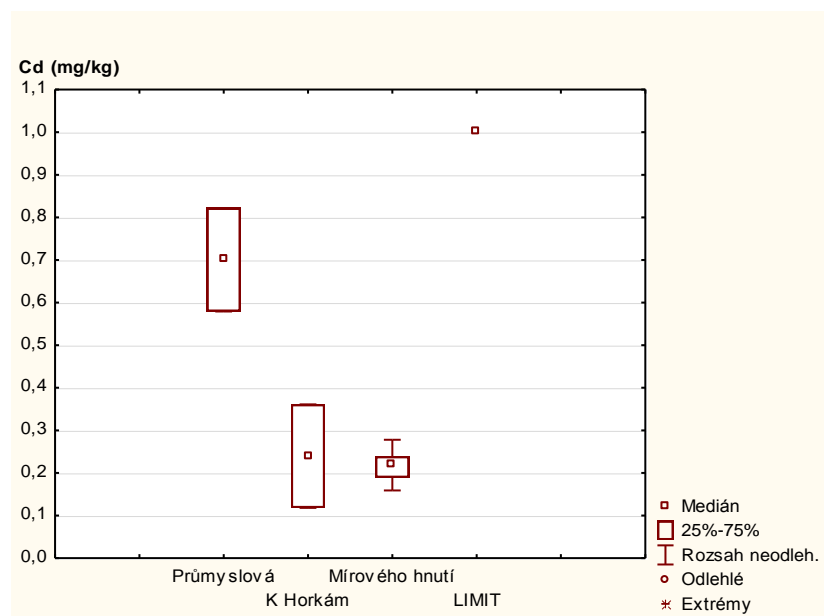


Obr. 26: Znárodnění rozptylu obsahu mědi v jednotlivých ulicích v porovnání s limitem.



Obr. 27: Znáznornění rozptylu obsahu niklu v jednotlivých ulicích v porovnání s limitem.

V grafu na *Obr. 27* lze vysledovat naměřené hodnoty niklu hluboko pod limitem stanoveným ve vyhlášce. Ale i tak nelze opomenout jeho prezenci jako faktoru silného toxického účinku v životním prostředí. Totéž platí i v případě kadmia, jehož koncentrace v půdním pokryvu, kterou znázorňuje následující graf na *Obr. 28*, nedosahuje limitních hodnot.



Obr. 28: Znáznornění rozptylu obsahu kadmia v jednotlivých ulicích v porovnání s limitem.

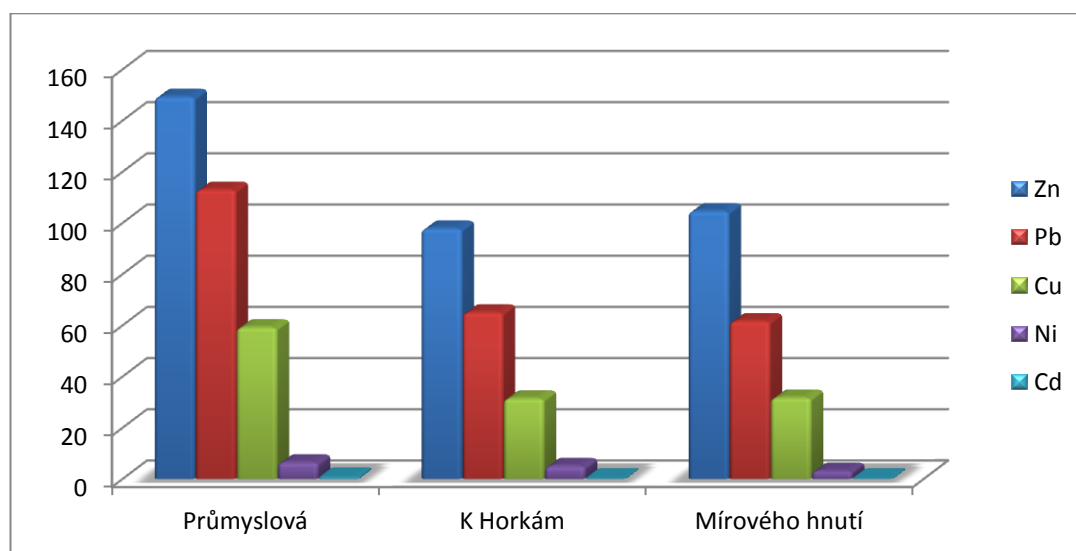
Mapa 8 znázorňuje zjištěné koncentrace jednotlivých kovů v zájmové oblasti Hostivaře.

Mapa 8: Naměřené koncentrace kovů v půdě v Hostivaři. Zdroj: Geoportal-Praha (2015).



6.1.3 POROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ KONTAMINACE PŮD TĚŽKÝMI KOVY V ZÁJMOVÝCH ULICÍCH HOSTIVAŘE

Níže jsou porovnávány průměrné koncentrace kovů z prašného spadu v půdním pokryvu v ulicích Průmyslová, K Horkám a Mírového hnutí.



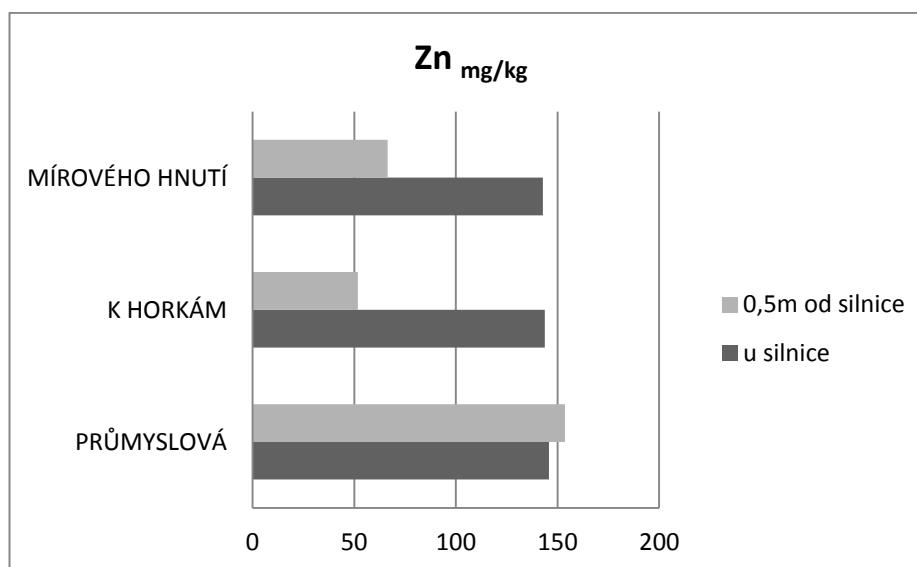
Obr. 29: Koncentrace kovů v Průmyslové ulici, v ulici K Horkám a Mírového hnutí.

Po zprůměrování hodnot naměřených koncentrací zinku, olova, mědi, niklu a kadmia byly v průměru zjištěny malé rozdíly v zastoupení jednotlivých kovů v půdě

ve dvou ulicích. Obsah olova v ulicích K Horkám a Mírového hnutí je téměř srovnatelný, liší se v jednotlivých sběrných lokalitách. Totéž platí v případě naměřeného zinku, jehož obsah je také po zprůměrování hodnot téměř srovnatelný v těchto dvou ulicích. Zastoupení mědi je také téměř srovnatelné v ulicích K Horkám a Mírového hnutí. Nikl je téměř shodně zastoupen v ulicích K Horkám a Mírového hnutí. Také kadmium se v půdě vyskytuje v podobných koncentracích v ulicích K Horkám a Mírového hnutí, než v Průmyslové ulici, ve které je více zastoupen. Znatelné rozdíly v zastoupení jednotlivých kovů jsou mezi ulicí Průmyslovou na jedné straně a ulicemi K Horkám a Mírového hnutí na straně druhé. Vyšší obsahy všech kovů v půdě byly zjištěny v Průmyslové ulici, v jejímž okolí je půda nejvíce kontaminovaná těžkými kovy. Ve srovnání s ulicemi K Horkám a Mírového hnutí, je území v okolí Průmyslové ulice nejvíce zatížené znečišťujícími látkami z automobilové dopravy. Dále je v jejím okolí více přítomných znečišťovatelů různých provozoven v kategorii REZZO 2 (střední zdroje znečišťování ovzduší), kteří vypouštějí do prostředí další kontaminanty, než v okolí ulic K Horkám a Mírového hnutí.

6.1.4 PRŮMĚRNÁ KONCENTRACE KOVŮ MĚŘENÝCH V PRACHU PŘÍMO U SILNICE A 0,5M OD SILNICE VZÁJMOVÝCH ULICÍCH HOSTIVAŘE

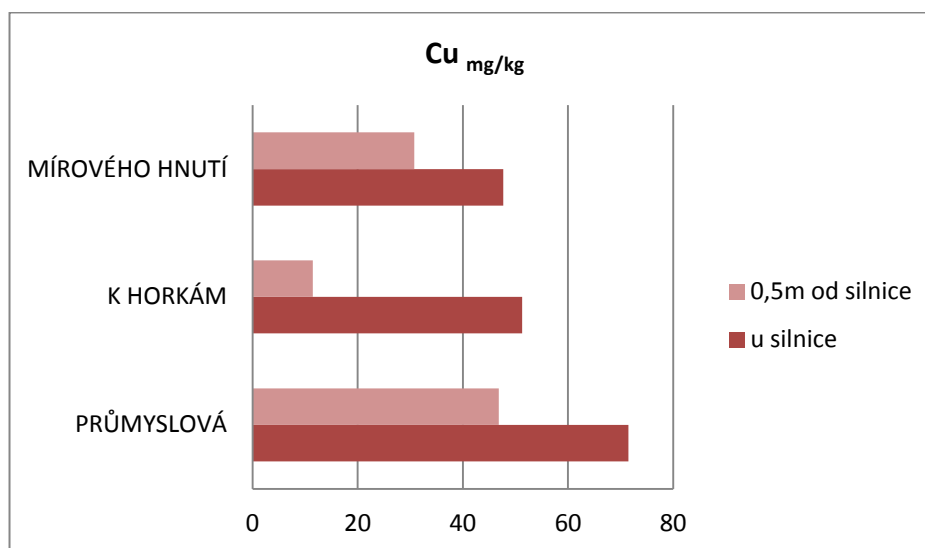
Níže jsou uvedené grafy, které blížeji znázorňují průměrný obsah zinku, mědi, niklu, kadmia a olova v ulicích Průmyslová, K Horkám a Mírového hnutí naměřený přímo u silnice a 0,5m od silnice a zjištěný v prašném spadu na půdním povrchu. Koncentrace uvedené v *mg/kg*, jsou zjištěny během jednodenního sběru vzorků.



Obr. 30: Koncentrace zinku v mg/kg v jednotlivých ulicích po zprůměrování naměřených hodnot během jednodenního sběru.

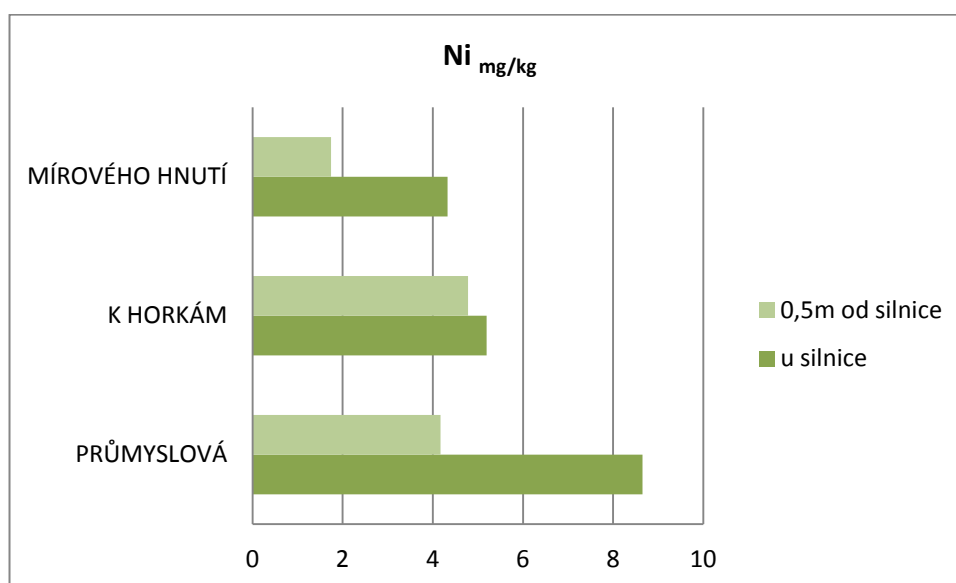
Z grafu je zřejmé, že více zinku bylo naměřeno přímo u silnice kromě Průmyslové ulice, kde bylo více tohoto prvku o minimální rozdíl zjištěno 0,5m od silnice.

S rostoucí vzdáleností od silnice se snižuje obsah kovů, platí pro ulice K Horám a Mírového hnutí.



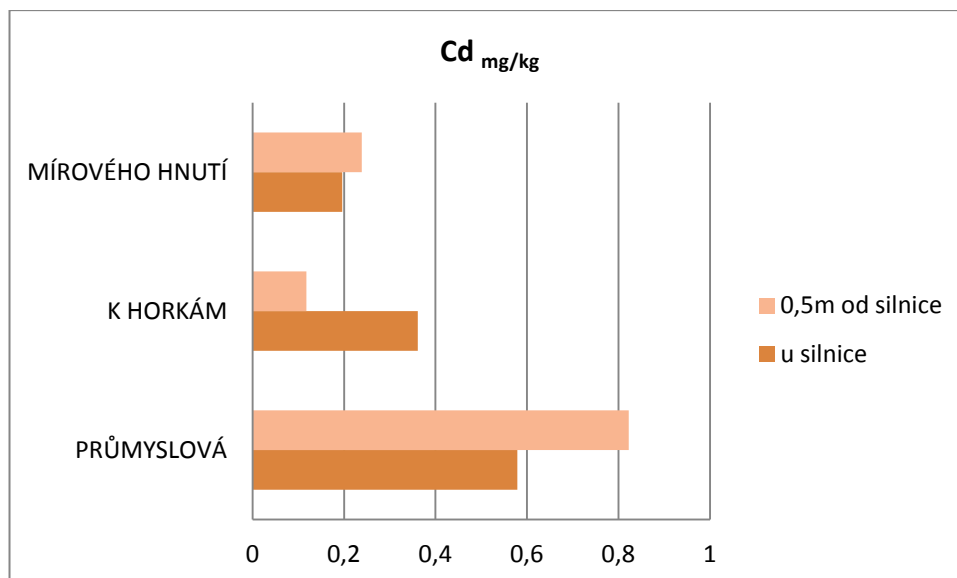
Obr. 31: Koncentrace mědi mg/kg v jednotlivých ulicích po zprůměrování naměřených hodnot během jednodenního sběru.

Z grafu je zřejmé, že více mědi bylo naměřeno přímo u silnice než 0,5 m od silnice. S rostoucí vzdáleností od silnice se snižuje obsah kovů, platí pro všechny tři ulice, ve kterých probíhalo toto měření.



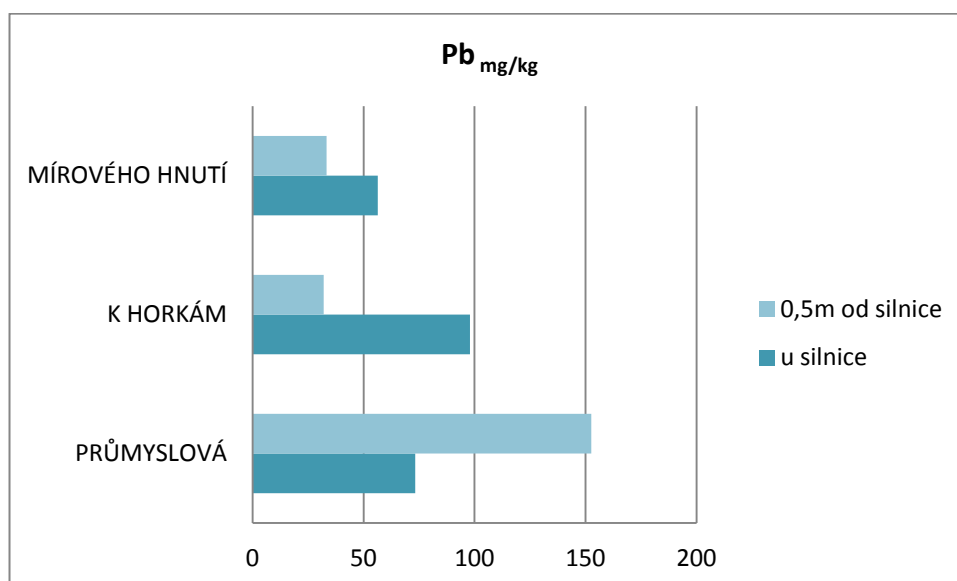
Obr. 32: Koncentrace niklu v mg/kg v jednotlivých ulicích po zprůměrování naměřených hodnot během jednodenního sběru.

Z grafu je zřejmé, že více niklu bylo naměřeno přímo u silnice než 0,5 m od silnice. S rostoucí vzdáleností od silnice se snižuje obsah kovů, platí pro všechny tři ulice, ve kterých probíhalo toto měření.



Obr. 33: Koncentrace kadmia v mg/kg v jednotlivých ulicích po zprůměrování naměřených hodnot během jednodenního sběru.

Z grafu je zřejmé, že více kadmia bylo naměřeno 0,5m od silnice kromě ulice K Horkám, kde bylo významně více tohoto prvku zjištěno přímo u silnice. S rostoucí vzdáleností od silnice se snižuje obsah kovů, platí v tomto případě jen pro ulici K Horkám.



Obr. 34: Koncentrace olova v mg/kg v jednotlivých ulicích po zprůměrování naměřených hodnot během jednodenního sběru.

Z grafu je zřejmé, že více olova bylo naměřeno přímo u silnice než 0,5 m od silnice kromě Průmyslové ulice, ve které byl zjištěn razantně nižší obsah kovu přímo u silnice. S rostoucí vzdáleností od silnice se snižuje obsah kovů, platí pro ulice K Horkám a Mírového hnutí.

6.1.5 IDENTIFIKACE VZÁJEMNÝCH VZTAHŮ KONCENTRACE KOVŮ V PŮDNÍCH VZORCÍCH

6.1.5.1 Analýza hlavních komponent (Principal Component Analysis, PCA)

Pro vyhodnocení výsledků byla dále použita metoda PCA, která je založena na přeměně proměnných do menšího počtu latentních proměnných. Tyto proměnné následně vykazují vhodnější vlastnosti, nižší počet a pokrývají téměř celou proměnlivost vstupních proměnných. Latentní proměnné představují hlavní komponenty, resp. kombinace původních proměnných). Grafické vyjádření výsledků lze provést pomocí grafu komponentních vah a rozptylovým diagramem komponentního skóre (Meloun et Militký 2004), jak je uvedeno níže.

6.1.5.1.1 Graf komponentních vah

Graf zobrazuje komponentní váhy pro první dvě hlavní komponenty. Porovnává se vzdálenost mezi proměnnými. Krátká vzdálenost představuje silnou korelaci, resp. vzájemný vztah. V tomto grafu je možné nalézt i shluk. Souřadnice hlavních komponent znamenají korelační koeficient mezi znakem a hlavní komponentou (Meloun et Militký 2004).

V tomto grafu každý bod představuje jeden znak, resp. stanovený kov. Porovnávaly se vzdálenosti mezi těmito znaky. V tomto grafu největší korelace mezi znakem a hlavní komponentou může dosáhnout hodnoty 1,0.

Graf na *Obr. 35* interpretuje závěr, že zinek negativně koreluje s kadmíem, protože leží na opačné straně od počátku. Se zinkem negativně koreluje i nikl, avšak nepatrně menší měrou. Tento výsledek vede k závěru, že se ve vzorcích vedle přítomného zinku vyskytovalo i kadmium v malé míře.

Mezi niklem a kadmíem je krátká vzdálenost (malý úhel mezi průvodiči), která představuje silnou korelaci těchto dvou prvků. Tento vztah rovněž představuje shluk nebo-li vzájemný vztah (kladnou kovarianci) mezi prvky. Na základě toho lze předpokládat, že výskyt niklu a kadmia ve vzorcích je na sobě závislý. Tedy pokud je přítomen jeden z nich, lze předpokládat prezenci toho druhého.

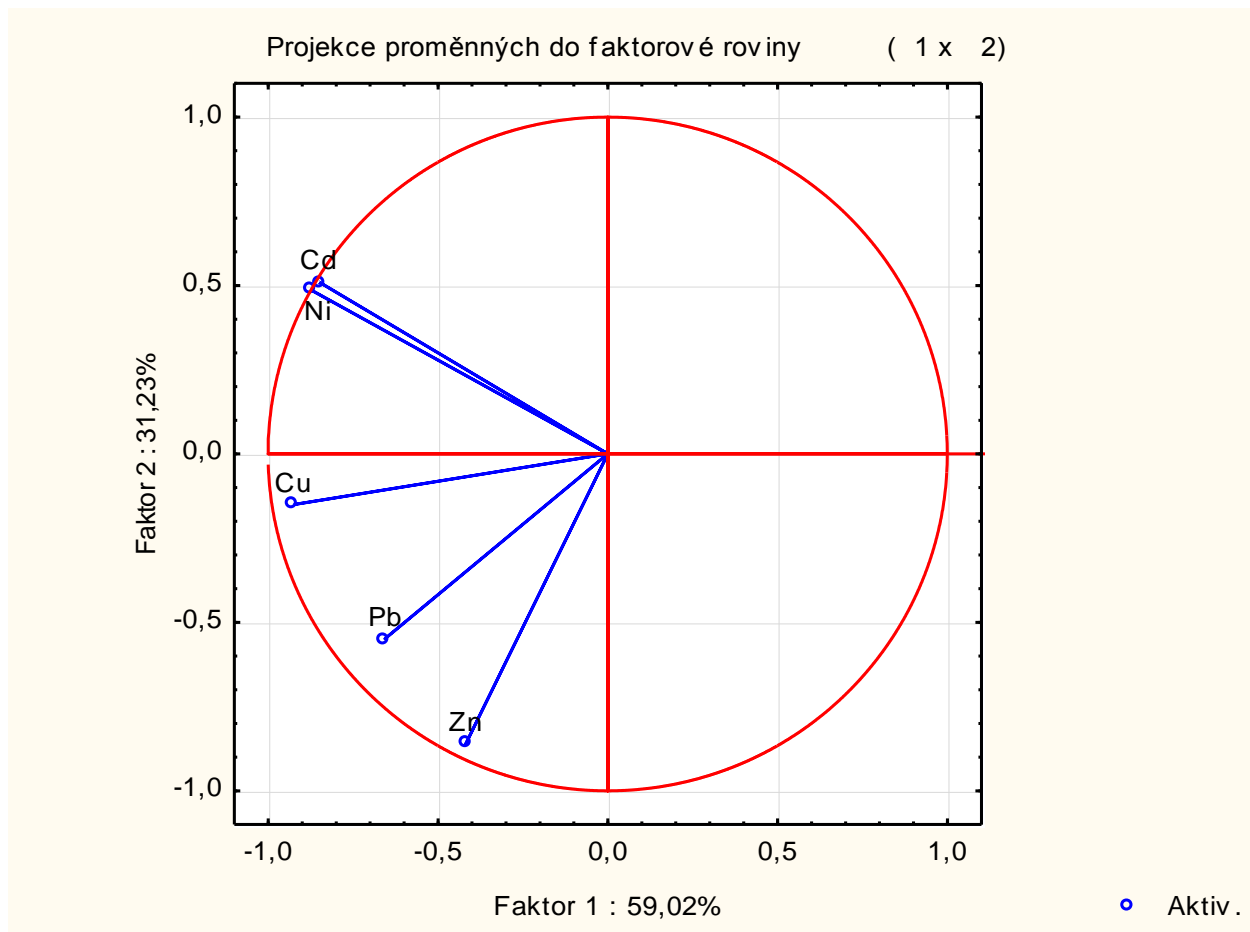
Měď, olovo a zinek nejsou v žádném shluku a tedy nejsou ve vztahu s jinými kovy a vyskytují se samostatně.

Dva průvodiče znaku nikl a kadmium se nacházejí na jednotkové kružnici korelace. Všechny ostatní průvodiče znaků se ke kružnici přibližují.

V grafu na *Obr. 35* lze vyhodnotit dále variabilitu kovů ve vzorcích: pokud se zobrazené znaky, resp. body, nacházejí blízko počátku, představují menší důležitost a vyskytují se ve všech vzorcích. V tomto výsledném grafu tuto podmínku nesplňuje žádný prvek a všechny znaky prezentují přibližně stejně velkou důležitost. Platí, že

čím více se blíží poloha znaku ke kružnici, tím je lepší zobrazení znaku v tomto souřadnicovém systému hlavních komponent.

Byly analyzovány vybrané kovy v půdních vzorcích a lze předpokládat prezenci i jiných kovů v půdě.



Obr. 35: Graf komponentních vah pro analyzované půdní vzorky.

6.1.5.1.2 Rozptylový diagram komponentního skóre (Scatterplot)

Graf zobrazuje komponentní skóre, resp. hodnoty prvních dvou hlavních komponent v případě všech objektů v rovině. V grafu lze nalézt shluk navzájem si podobných objektů a objekty odlehlé. Objekty jsou umístěny v určité poloze, pokud jsou objekty daleko od počátku, představují extrém. Nejvíce typické jsou objekty nejbližší. Podobnost objektů v tomto grafu znamená, že pokud jsou blízko sebe, jsou si podobné, daleko od sebe, tak nepodobné. V případě shluků jsou si objekty v nich podobné, avšak v jiném shluku jsou objektům nepodobné. Pokud jsou shluky navzájem blízko, vykazují podobnější vlastnosti. Tento graf může odhalit i anomálie (Meloun et Militký 2004).

Níže graf na *Obr. 35* znázorňuje výsledky PCA rozptylovým diagramem. V tomto grafu lze pozorovat samostatný bod, tvořený vzorkem L6/P2, který je nejvíce vzdálený od centra, resp. počátku. V této pozici představuje extrém a je tedy odlehlý. Lze očekávat, že se tento vzorek liší od ostatních v diagramu. Znamená to, že tento

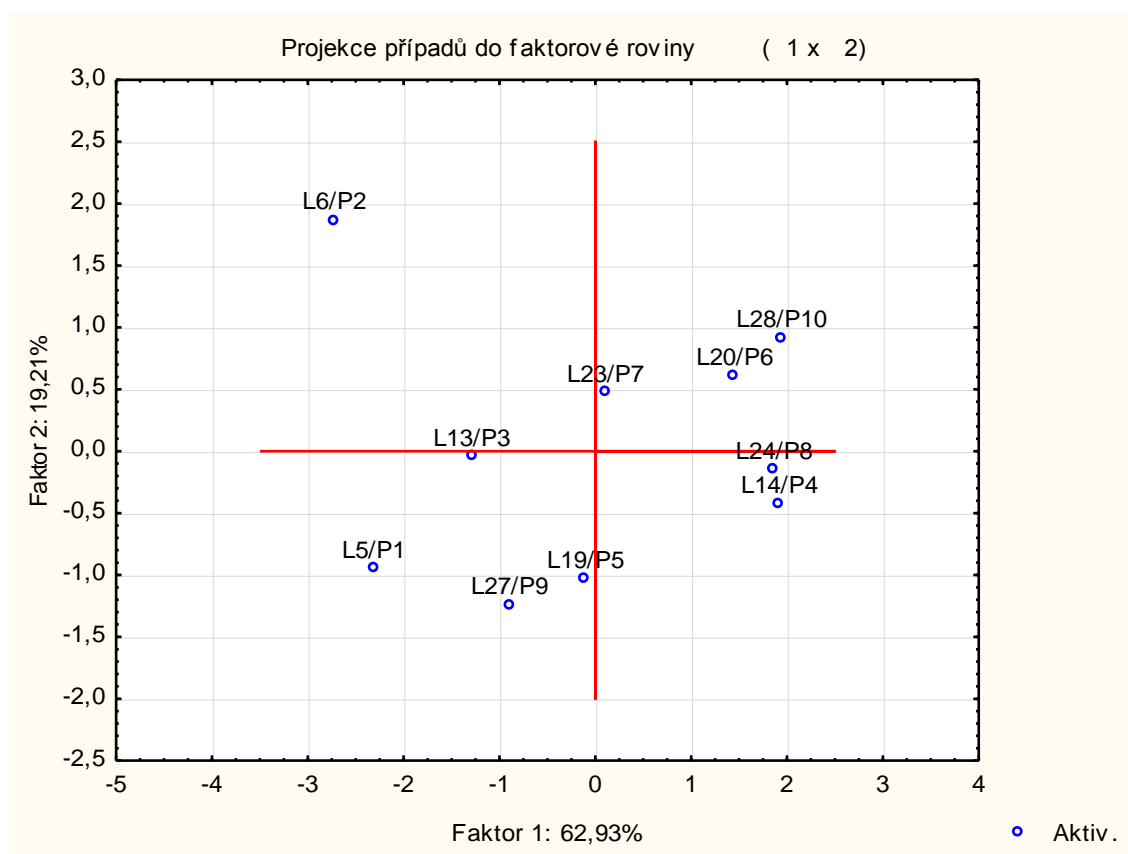
vzorek byl sbírán v lokalitě s vysokou mírou kontaminace. Lokalizace tohoto bodu také způsobuje, že diagram není rozprostřen ideálně, v opačném případě by to vyjadřovalo velkou podobnost vzorků.

V diagramu lze nalézt shluk dvou vzorků, který tvoří body L20/P6 a L28/P10. Shluk poukazuje na jejich vzájemně silnou podobnost. Při srovnání těchto dvou vzorků s místy jejich sběru, kterou představuje ulice Mírového hnutí, jsou obě lokality méně zatížené znečištěním, což koresponduje s výsledky stanovení kovů v jednotlivých lokalitách.

Ještě větší podobnost shluku představují vzorky L14/P4 a L24/P8 a jsou téměř srovnatelně méně kontaminované než všechny ostatní vzorky.

Nejtypičtějším je bod L23/P27, protože leží neblíže počátku.

Pro celkové zhodnocení diagramu lze konstatovat, že jsou objekty rozptýleny po celé ploše a znamená to velkou podobnost vlastností v závislosti na dvou hlavních komponentách.

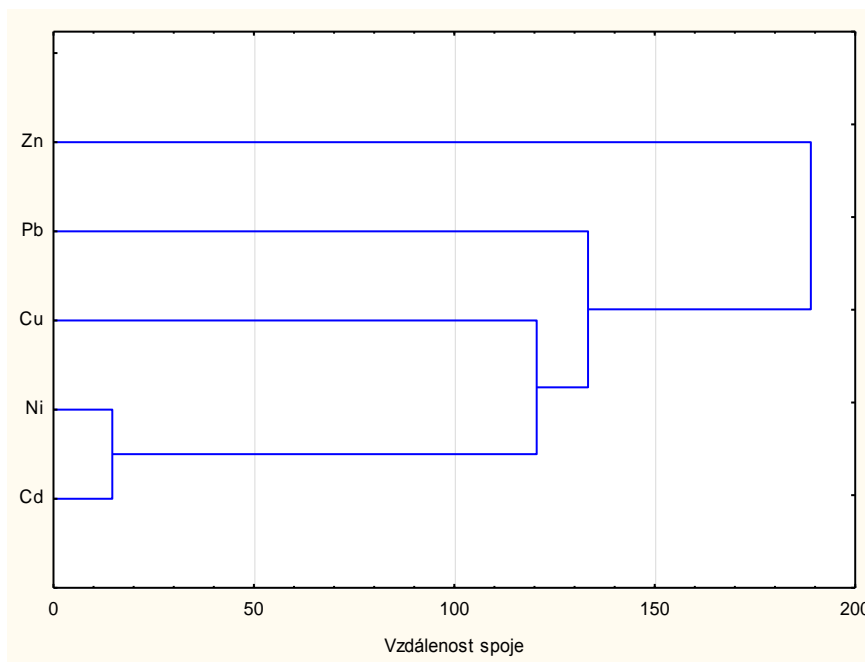


Obr. 36: Rozptylový diagram komponentního skóre půdních vzorků.

6.1.5.1.3 Analýza shluků

Stanovené koncentrace kovů v půdním pokryvu v zájmovém území Hostivaře byly vyhodnoceny metodou CLU (Cluster analysis) hierarchickým postupem a graficky vyjádřeny pomocí dendrogramu znaků (vývojového stromu) pomocí metody metriky – nejbližší soused.

Dendrogram znázorňuje podobné rizikové kovy, které lze zařadit do jednoho společného shluku. V tomto případě lze určit jeden shluk, který představuje nikl a kadmium. U tohoto shluku lze předpokládat společnou vlastnost těchto dvou prvků, kterou je nízká míra výskytu. S vysokou pravděpodobností se jedná o kovy antropogenního původu. Ostatní kovy v dendrogramu vykazují vysoký výskyt v prostředí a menší podobnost s ostatními znaky. V rámci analýzy vybraných kovů (ne tedy všech rizikových kovů v ŽP, např. Hg, Fe apod.), které jsou uvedeny v tomto grafu, můžeme konstatovat, že zinek je obsažen ve všech vzorcích hojně a je nezávislý na ostatních znacích.



Obr. 37: Dendrogram podobnosti proměnných (kovů) v půdních vzorcích zájmové oblasti Hostivaře.

6.1.5.1.4 Srovnání výsledků z grafu komponentních vah s dendrogramem

Dendrogram vysvětluje podobné znaky, resp. kovy, pomocí něhož lze tyto prvky zařadit do společného shluku.

Graf komponentních vah zejména ukazuje korelaci stanovených kovů, která je nejsilnější u niklu a kadmia.

6.1.6 CHARAKTERIZACE ZNEČIŠTĚNÍ PŮDY

Charakteristika míry kontaminace půdy byla zjištěna pomocí indexu znečištění pro jednotlivý kov v každém vzorku, následně pomocí integrovaného indexu znečištění byla zjištěna úroveň kontaminace půdy v rámci celého zájmového území.

6.1.6.1 INDEX ZNEČIŠTĚNÍ PŮDY

Pro zjištění stupně znečištění půdy vzhledem ke všem stanovovaným kovům v půdě byl vypočítán index znečištění *PI* (*Pollution Index*). Byl vypočítán podíl průměrných

koncentrací kovů a jejich limitní koncentrace kovů v půdách, udávaných vyhláškami nebo zákony příslušných státních institucí podle vzorce:

$$PI = c_M/c_L \quad (\text{Obinna et al. 2010})$$

kde c_M charakterizuje naměřenou koncentraci stanoveného kovu ve vzorku, c_L je limitní koncentrace kovu určená legislativou (Obinna et al. 2010). V případě tohoto výzkumu se porovnávaly koncentrace dle limitů pro kovy v půdě zjištěné výluhem kyselinou dusičnou v poměru k vyluhovačce 1:10.

Index znečištění půdy byl zjištěn z naměřených koncentrací kovů v blízkosti komunikací (Průmyslová ulice, K Horkám a Mírového hnutí). Následující tabulka znázorňuje klasifikační stupnici pro index znečištění:

Tabulka 22: Klasifikační stupnice PI. Zdroj: Obinna et al. (2010.)

<i>PI</i>	
hodnota	úroveň kontaminace
< 1	velmi nízká
1 < <i>PI</i> < 3	střední
<i>PI</i> > 3	vysoká

Tabulka 23 znázorňuje vypočítané indexy znečištění půdy v zájmových lokalitách sběru.

Tabulka 23: Indexy znečištění v jednotlivých zájmových lokalitách Hostivaře.

Lokalita	PI_{Zn}	PI_{Pb}	PI_{Cu}	PI_{Ni}	PI_{Cd}
L5/P1	1,457	1,05	0,43	0,35	0,579
L6/P2	1,537	2,18	0,94	0,17	0,822
L13/P3	1,437	1,4	1,03	0,21	0,361
L14/P4	0,518	0,46	0,23	0,19	0,118
L19/P5	1,337	0,48	1,22	0,15	0,159
L20/P6	0,821	0,66	0,44	0,03	0,207
L23/P7	1,599	0,79	0,72	0,03	0,239
L24/P8	0,595	0,12	0,25	0,16	0,278
L27/P9	1,346	1,15	0,92	0,34	0,189
L28/P10	0,575	0,65	0,24	0,02	0,232

Vysvětlivky: žlutá- hodnoty střední úrovně kontaminace, zelená- velmi nízká kontaminace.

Z výsledků výpočtu PI je ze všech deseti zájmových lokalit půda znečištěna zinkem v šesti místech a vykazuje střední úroveň kontaminace tímto prvkem. Ve zbývajících čtyřech lokalitách je kontaminace půdy mírná, resp. velmi nízká.

V okolí Průmyslové ulice je více půda kontaminována zinkem, částečně i v ostatních dvou zájmových ulicích, dále je v této ulici více kontaminovaná olovem. Ostatní kovy- měď, nikl a kadmium znečišťují půdu velice mírně zejména v ulici K Horkám a Mírového hnutí. Lze konstatovat, že zatížení většiny sběrných míst kovy se nachází v hodnotách kolem 1 nebo pod hodnotou 1, což odpovídá jejich běžnému výskytu v půdách. V žádné z lokalit, resp. ulicích, není půda vysoce kontaminovaná.

6.1.6.2 INTEGROVANÝ INDEX ZNEČIŠTĚNÍ

Pro charakterizaci znečištění území jako celku slouží integrovaný index znečištění *IPI* (*Integrated Pollution Index*), který zahrnuje více lokalit (více vzorků), který se získá výpočtem:

$$IPI = \sum 1/n (c_{M1}/c_{L1} + \dots + c_{Mn}/c_{Ln}) \quad (\text{Obinna et al. 2010})$$

Tabulka 24: Klasifikační stupnice *IPI*. Zdroj: Obinna et al. (2010.)

<i>IPI</i>	
hodnota	úroveň kontaminace
< 1	nízká
1 < <i>IPI</i> < 2	mírně vysoká
2 < <i>IPI</i> < 5	vysoká
<i>IPI</i> < 5	extrémě vysoká

Byl zjištěn *IPI* pro jednotlivé kovy ve všech odběrných lokalitách :

$$IPI_{Zn} = 1,1222$$

Index znečištění pro zinek je 1,1222. Z tabulky je patrné, že hodnota *PI* přesahuje hodnotu 1. Podle úrovně kontaminace půd na základě *PI* to znamená, že se jedná o mírně vysoce kontaminované půdy v okolí zájmových ulic v Hostivaři.

Výsledek indexu *PI* koresponduje s naměřenými koncentracemi zinku téměř ve všech zkoumaných lokalitách, že tedy překračuje vyhláškou stanovený limit.

$$IPI_{Pb} = 0,89$$

Index znečištění pro olovo je 0,89. Z tabulky je patrné, že se hodnota *PI* přibližuje k hodnotě 1. Podle úrovně kontaminace půd na základě *PI* to znamená, že jde ještě o půdy málo kontaminované tímto kovem v okolí zájmových ulic v Hostivaři.

$$IPI_{Cu} = 0,74$$

Index znečištění pro měď je 0,74. Z tabulky je patrné, že se hodnota *PI* přibližuje k hodnotě 1. Podle úrovně kontaminace půd na základě *PI* to znamená, že jde ještě o půdy málo kontaminované tímto kovem v okolí zájmových ulic v Hostivaři.

$$IPI_{Ni} = 0,16$$

Index znečištění pro nikl je 0,74. Z tabulky je patrné, že se hodnota *PI* nepřibližuje k hodnotě 1. Podle úrovně kontaminace půd na základě *PI* to znamená, že jde o půdy málo kontaminované tímto kovem v okolí zájmových ulic v Hostivaři. Výsledný index *PI* pro nikl potvrzuje výsledky předchozího měření prvku ve všech zájmových lokalitách, že tedy jeho koncentrace nedosahují limitu v legislativě.

$$IPI_{Cd} = 0,318$$

Index znečištění pro kadmium je 0,318. Z tabulky je patrné, že se hodnota *PI* nepřibližuje k hodnotě 1. Podle úrovně kontaminace půd na základě *PI* to znamená, že jde ještě o půdy málo kontaminované tímto kovem v okolí zájmových ulic v Hostivaři. Výsledný index *PI* pro kadmium potvrzuje výsledky předchozího měření prvku ve všech zájmových lokalitách, že tedy jeho koncentrace nedosahují limitu 1 mg/kg.

V porovnání s jednotlivými ulicemi by vyšel index *PI* pro měď a olovo vyšší v Průmyslové ulici, pokud by se počítal jen v rámci této ulice. Vzhledem k malému počtu měření vzorků v okolí Průmyslové ulice nebyl výpočet *PI* pro tuto ulici samostatně proveden. Průmyslová ulice je lokalitou, která je zatížena automobilovou dopravou, vede přes ní železniční trať a nachází se v průmyslové zóně. Lze tedy předpokládat lokálně vyšší kontaminaci půdy v tomto místě, jak lze vysledovat z grafu 6 v předchozí kapitole č. 6.2.

Dále byl vypočítán *IPI* v jednotlivých lokalitách celkem dle vzorce $IPI = 1/5 (IPI_{Zn} + IPI_{Cu} + IPI_{Cd} + IPI_{Ni} + IPI_{Pb})$ a vyšlo 0,65, tedy nízká úroveň kontaminace všech odběrných míst v zájmové oblasti.

Na závěr byl vypočítán celkový *IPI*, který určuje zatížení celého zájmového území těžkými kovy podle vzorce $IPI_{celk.} = \sum 1/10 (IPI_{L5} + IPI_{L6} + \dots IPI_{L28})$. Výsledný *IPI_{celk.}* dosahuje hodnoty 0,69 a představuje nízkou kontaminaci půdy v celé zájmové oblasti Hostivaře.

V zájmové oblasti Hostivaře nebyla prokázána vysoká kontaminace půdy z celkového hlediska. Lze konstatovat, že prostředí v Hostivaři podle indexu *IPI* nemá takový negativní vliv na životní prostředí. Nelze však popřít vysoké lokální znečištění životního prostředí v některých sběrných lokalitách.

6.1.7 VÝSLEDKY STANOVENÍ TĚŽKÝCH KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA POVRCHU ROSTLIN

V této kapitole jsou uvedeny výsledky stanovení jednotlivých prvků, kde jsou porovnávány hodnoty koncentrací prvků zjištěných z povrchu rostlinné biomasy jednotlivých vzorků pro každou lokalitu. Byl zjištěn razantně nižší obsah všech sledovaných kovů v suchém prachu na rostlinách oproti obsahu těchto kovů v půdním pokryvu v zájmové oblasti, proto jsou naměřené hodnoty uvedeny v jednotkách $\mu\text{g}/\text{kg}$. Hodnoty kovů nebyly porovnávány s limity pro těžké kovy, protože neexistuje platná legislativa se stanovenými limity kovů pro rostliny. Odběry všech vzorků v daných lokalitách byly prováděny na podzim roku 2014 během jednoho dne, ze kterých bylo stanoveno množství zinku, mědi, niklu kadmia a olova v prachu na rostlinách.

V *Tabulce 25* jsou uvedeny stanovené hodnoty koncentrací jednotlivých prvků ve všech zájmových lokalitách v Hostivaři. V tabulce jsou zároveň označeny nejnižší a nejvyšší obsahy kovů ve vzorku pouze orientačně z důvodu, že nelze porovnávat mezi různými vzorky obsah kovů na rozmanitém rostlinném povrchu pro všechny druhy v lokalitě, ale pro jednotlivý rostlinný druh zvlášť.

Tabulka 25: Obsah Zn, Cu, Ni, Cd a Pb z rostlinného povrchu v $\mu\text{g}/\text{kg}$.

lokality	vzorek	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
L1	1	6199	746	65,4	6,09	208,6
L2	2	4582	574	16,7	10,79	208,4
L3	3	6786	673	43,4	8,69	154,1
L4	4	5820	640	83,9	19,90	115,3
L7	5	5673	685	58,0	4,01	112,3
L8	6	5224	545	34,4	2,15	69,4
L9	7	7747	867	236,8	6,15	205,9
L10	8	8751	721	139,2	8,29	121,2
L11	9	9920	1308	364,4	15,66	186,5
L12	10	4013	498	66,4	6,13	64,7
L15	11	8280	895	148,2	9,20	121,9
L16	12	4313	603	98,6	4,38	100,8
L17	13	4151	583	200,6	5,69	109,0
L18	14	8367	1164	217,3	12,89	216,6
L21	15	5521	585	115,3	14,13	88,1
L22	16	12028	653	54,1	9,81	180,9
L25	17	3684	384	53,3	3,86	83,4
L26	18	19771	833	49,8	16,09	124,6
L29	19	4301	524	58,7	9,85	27,2
L30	20	2355	283	54,3	4,58	79,8

Vysvětlivky: žlutá – minimální hodnota v odběru, červená – maximální hodnota v odběru; L1 - L4 - Průmyslová, L7 – L12 – K Horkám, L15 – L18, L21, L22, L25, L26, L29 a L30 – Mírového hnutí.

Níže je uveden seznam rozpoznaných druhů rostlin a dřevin při jejich sběru v Hostivaři.

Tabulka 26: Seznam rostlin.

latinský název R.	český název R.	čeleď
<i>Briza media</i> L.	třeslice prostřední	lipnicovité (<i>Poaceae</i>)
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	jílek mnohokvětý	lipnicovité (<i>Poaceae</i>)
<i>Lepidium ruderales</i> L.	řeřicha rumní	brukvovité (<i>Brassicaceae</i>)
<i>Lamium maculatum</i> L.	hluchavka skvrnitá	hluchavkovité (<i>Lamiaceae</i>)
<i>Geum urbanum</i> L.	kuklík městský	růžovité (<i>Rosaceae</i>)
<i>Microrrhinum minus</i> L. Fourr	hledíček menší	krtičníkovité (<i>Scrophulariaceae</i>)
<i>Leontodon hispidus</i> L.	pampeliška srstnatá	hvězdnicovité (<i>Asteraceae</i>)
<i>Taraxacum officinale</i>	pampeliška obecná	hvězdnicovité (<i>Asteraceae</i>)
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	prasetník kořenatý	hvězdnicovité (<i>Asteraceae</i>)
<i>Leontodon autumnalis</i> L.	pampeliška podzimní	hvězdnicovité (<i>Asteraceae</i>)
<i>Achillea millefolium</i> L.	řebříček obecný	hvězdnicovité (<i>Asteraceae</i>)
<i>Plantago lanceolata</i> L.	jitrocel kopinatý	jitrocelovité (<i>Plantaginaceae</i>)
<i>Plantago major</i> L.	jitrocel větší	jitrocelovité (<i>Plantaginaceae</i>)
<i>Plantago media</i> L.	jitrocel prostřední	jitrocelovité (<i>Plantaginaceae</i>)

Tabulka 27: Seznam dřevin.

latinský název dřeviny	český název dřeviny	čeleď
<i>Quercus robur</i> L.	dub letní	bukovité (<i>Fagaceae</i>)
<i>Coryllus avellana</i> L.	líška obecná	břízovité (<i>Betulaceae</i>)

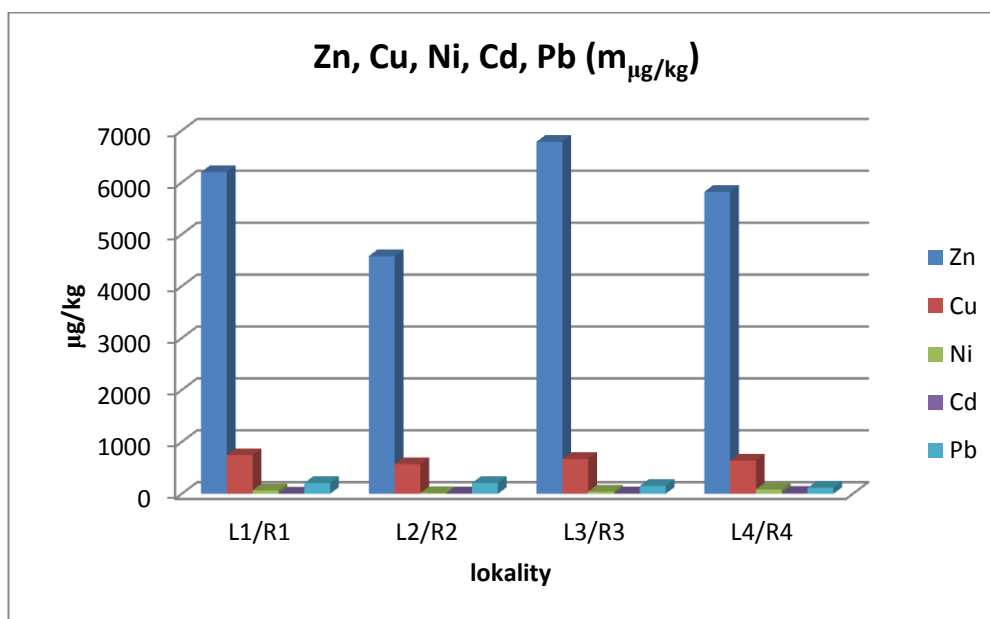
6.1.7.1 Výsledky stanovení Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prašném spadu na rostlinách v Průmyslové ulici

V odebraných vzorcích R1, R2, R3 a R4, resp. v lokalitách L1, L2, L3 a L4 byl stanoven celkový obsah zinku, mědi, kadmia a olova v $\mu\text{g}/\text{kg}$ suché biomasy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 28*.

Tabulka 28: Obsah Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v suchém prašném spadu na rostlinném povrchu v Průmyslové ulici.

lokality	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
L1/R1	6199	746	65,4	6,09	208,6
L2/R2	4582	574	16,7	10,79	208,4
L3/R3	6786	673	43,4	8,69	154,1
L4/R4	5820	640	83,9	19,90	115,3

Graf na Obr. 38 zobrazuje hodnoty množství zinku, mědi, niklu, kadmia a olova extrahovaného z povrchu rostlin přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 38: Srovnání obsahu Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prachu na povrchu rostlin odebraných v lokalitě L1 – L4 během jednoho dne v Hostivaři.

Lokalita L1

V lokalitě L1, měřené přímo u silnice, byla v Průmyslové ulici identifikována nejvyšší hodnota obsahu prvku v prachu na povrchu rostlin u zinku, jehož koncentrace je okolo 6000 µg/kg. Na druhém místě v zastoupení prvku v prašném spadu je měď, jejíž koncentrace je oproti množství zinku razantně nízká. Na třetím místě je v prachu zastoupeno olovo, jehož obsah je přibližně 3x nižší než obsah mědi. Na čtvrtém místě je nikl, a nejméně je kadmia, jehož naměřená hodnota činí 6,09 µg/kg.

V lokalitě L1 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Leontodon hispidus L.* a *Taraxacum officinale*.

Lokalita L2

V lokalitě L2, měřené 0,5 m od silnice (od lokality L1), byla v Průmyslové ulici zaznamenána opět nejvyšší koncentrace zinku, jehož obsah v prachu na povrchu rostlin je kolo 4500 µg/kg suché biomasy. Na druhém místě v zastoupení prvku v prašném spadu je opět měď. Koncentrace mědi je ve srovnání se zinkem velmi nízká. Na třetím místě je v prachu zastoupeno olovo, jeho koncentrace přibližně 2x nižší než koncentrace mědi. Na čtvrtém místě je zastoupen nikl s naměřenou hodnotou 16,7µg/kg. Nejméně je kadmia, jehož koncentrace činí okolo 10 µg/kg, téměř na srovnatelné úrovni jako obsah niklu.

V lokalitě L2 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Taraxacum officinale*.

Lokalita L3

V lokalitě L3, měřené přímo u silnice, bylo v Průmyslové ulici zaznamenáno opět nejvyšší množství zinku, jeho obsah v prašném spadu na rostlinách činí okolo 6700 µg/kg. Na druhém místě je nejvíce zastoupena měď, jejíž koncentrace ve srovnání se zinkem je velmi nízká. Po mědi následuje zastoupení olova, jehož obsah je oproti mědi přibližně 4 nižší. Obsah niklu je ještě nižší a nejméně je kadmia, jehož koncentrace činí necelých 9 µg/kg.

V lokalitě L3 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Briza media L.* a *Lolium multiflorum Lam.*

Lokalita L4

V lokalitě L4, měřené 0,5 m od silnice (od lokality L3), bylo v Průmyslové ulici identifikováno opět nejvyšší množství zinku o koncentraci kolem 5800 µg/kg. Po zinku na druhém místě následuje opět měď, její koncentrace oproti zinku je velice nízká. Ještě nižší koncentraci v prachu pro tuto lokalitu vykazuje po mědi olovo. Nejméně je kadmia, jehož obsah činí přibližně 20 µg/kg.

V lokalitě L4 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Lolium multiflorum Lam.*, *Leontodon hispidus L.* a *Hypochoeris radicata L.*

V každé zkoumané lokalitě L1 – L4 byl identifikován vysoký obsah zinku. Nejvíce zinku bylo zjištěno v lokalitě L3 u vzorku R3, který byl měřen přímo u silnice a blíž k železničnímu mostu, kde probíhala v době sběru jeho oprava. Most a jeho okolí bylo zastavěno lešením s výskytem těžké mechanizace a kolony aut. Průmyslová ulice je intenzivně zatížená dopravou během dne a zároveň se nachází v průmyslové zóně, sběr vzorků probíhal v její jižnější části. Z grafu je zřejmý vyšší podíl mědi opět u lokality L3 než ve zbývajících třech lokalitách Průmyslové ulice. Nejnižší koncentraci ze všech vzorků v těchto oblastech má kadmium s hodnotou kolem 6 µg/kg v lokalitě L1.

6.1.7.2 Výsledky stanovení Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prašném spadu na rostlinách v ulici K Horkám

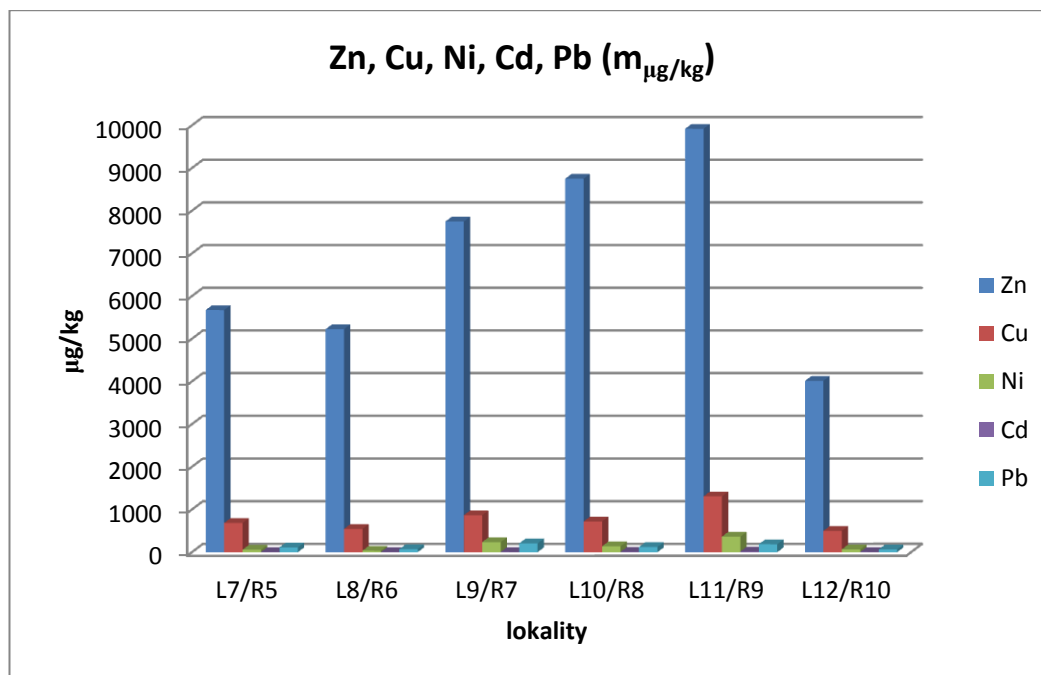
V odebraných vzorcích R1, R2, R3 a R4, resp. v lokalitách L1, L2, L3 a L4 byl stanoven celkový obsah zinku, mědi, kadmia a olova v µg/kg suché biomasy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 29*.

Tabulka 29: Obsah Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v suchém prašném spadu na rostlinném povrchu v Průmyslové ulici.

lokality	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
L7/R5	5673	685	58,0	4,01	112,3

L8/R6	5224	545	34,4	2,15	69,4
L9/R7	7747	867	236,8	6,15	205,9
L10/R8	8751	721	139,2	8,29	121,2
L11/R9	9920	1308	364,4	15,66	186,5
L12/R10	4013	498	66,4	6,13	64,7

Graf na Obr. 39 znázorňuje hodnoty množství zinku, mědi, niklu, kadmia a olova extrahovaného z povrchu rostlin přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 39: Srovnání obsahu Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prachu na povrchu rostlin odebraných v lokalitě L7-L12 během jednoho dne v Hostivaři.

V lokalitě L7, měřené přímo u silnice, bylo v ulici K Horkám identifikováno nejvyšší množství zinku o koncentraci okolo 5600 µg/kg. Na druhém místě po zinku je nejvíce zastoupena měď, oproti zinku je obsah mědi velmi nízký. Mnohem nižší koncentraci oproti mědi má olovo, jehož obsah je přibližně 5x nižší. Ještě méně je niklu a nejméně kadmia s koncentrací kolem 4 µg/kg.

V lokalitě L7 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Lepidium ruderale* L.

V lokalitě L8, měřené 0,5 m od silnice, bylo v ulici K Horkám zjištěno nejvyšší množství zinku o koncentraci okolo 5200 µg/kg. Na druhém místě po zinku následuje zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem opět velmi nízká koncentrace, 10x nižší, resp. kolem 500 µg/kg. Mnohem nižší koncentraci oproti mědi má olovo, jehož obsah přibližně činí 70 µg/kg. Nejnížší zastoupení v prachu má opět kadmium s koncentrací přibližně 2 µg/kg.

V lokalitě L8 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Briza media L.*, *Lolium multiflorum Lam* a *Lamium maculatum L.*

V lokalitě L9, měřené u silnice, byl zjištěn nejvyšší podíl zinku o koncentraci kolem 7700 µg/kg. Na druhém místě po zinku následuje zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem opět ve velmi nízkém obsahu, přibližně 3x nižším. Na třetím místě je obsah niklu a olova, jejichž obsahy se liší nepatrně. Nejméně byl v tomto vzorku zjištěn obsah kadmia.

V lokalitě L9 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Leontodon autumnalis L.* a čeledi *Poaceae*.

V lokalitě L10, měřené 0,5 m od silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 8700 µg/kg. Na druhém místě po zinku bylo stanoveno zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem přibližně 12x méně, tedy kolem 700 µg/kg. Ještě nižší obsah vykazuje nikl a olovo v přibližně stejné koncentraci mezi 120 – 140 µg/kg. Nejméně byl identifikován obsah kadmia s hodnotou kolem 8 µg/kg ve společném vzorku.

V lokalitě L10 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae*.

V lokalitě L11, měřené u silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 9900 µg/kg. Na druhém místě po zinku byl stanoven obsah mědi, která je oproti zinku zastoupena 9x méně. Po mědi následuje obsah niklu, olovo je zastoupeno ještě v menším množství a nejméně byl zjištěn obsah kadmia v tomto vzorku, který činí přibližně 15 µg/kg.

V lokalitě L11 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae*, *Plantago lanceolata L.* a *Geum urbanum L.*

V lokalitě L12, měřené 0,5 m od silnice, zjištěn vysoký podíl zinku v množství kolem 4000 µg/kg, po kterém následuje jako druhý nejvyšší podíl mědi s hodnotou kolem 400 µg/kg, tedy přibližně 10 x nižší než je koncentrace zinku. V nižším obsahu než je obsah mědi, je v přibližných koncentracích zastoupen nikl a olovo s hodnotou kolem 60 µg/kg. V tomto vzorku je nejméně kadmia, jehož stanovená hodnota činí přibližně 6 µg/kg.

V lokalitě L12 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae* a *Microrrhinum minus L. Fourr.*

Pro každou zkoumanou lokalitu L7 – L12 byl zjištěn vysoký obsah zinku. Nejvíce zinku bylo obsaženo v lokalitě L11 u vzorku R9, který byl měřen přímo u silnice. Oblast sběru je více zastavěna s výskytem úzkých pruhů pravidelně sečené zeleně a rostlin prorůstajících okraje chodníků. Silnice v ulici K Horkám se vyznačuje intenzitou dopravy a je trasou městské autobusové linky. Z grafu je zřejmý vyšší podíl mědi na druhém místě opět u lokality L11 než ve zbývajících pěti odběrných

místech v ulici K Horkám. Nejnižší obsah vykazuje ze všech vzorků těchto lokalit kadmium, u něhož bylo stanoveno množství okolo 2 µg/kg v lokalitě L8.

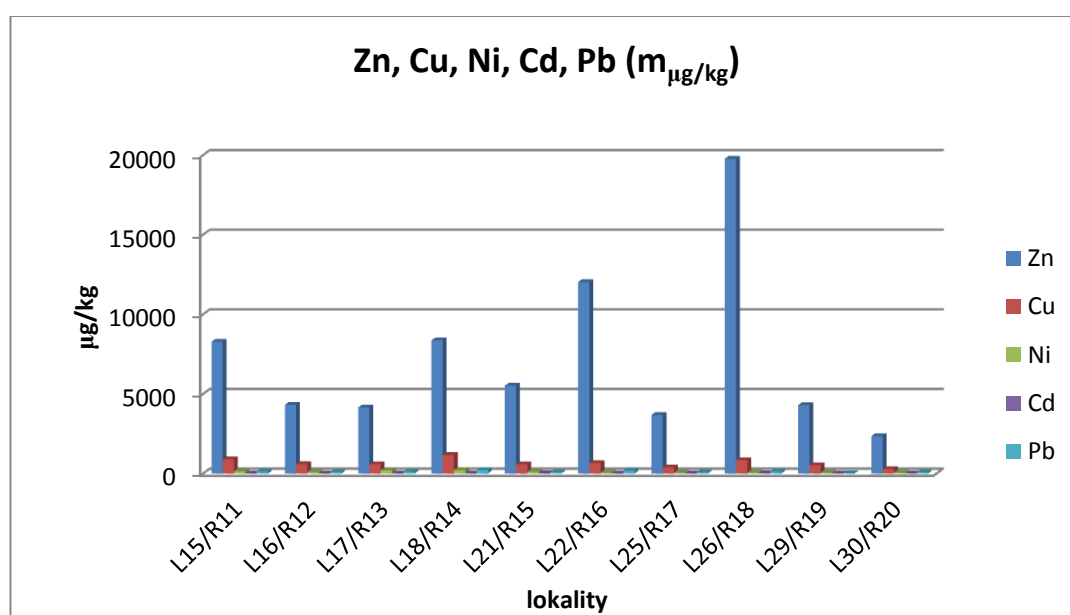
6.1.7.3 Výsledky stanovení Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prašném spadu na rostlinách v ulici Mírového hnutí

V odebraných vzorcích R11, R12, R13 a R14, R15, R16, R17, R18, R19 a R20 resp. v lokalitách L15, L16, L17 a L18, L21, L22, L25, L26, L29 a L30 byl stanoven celkový obsah zinku, mědi, kadmia a olova v µg/kg suché biomasy. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v *Tabulce 30*.

Tabulka 30: Obsah Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v suchém prašném spadu na rostlinném povrchu v ulici Mírového hnutí.

lokality	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
L15/R11	8280	895	148,2	9,20	121,9
L16/R12	4313	603	98,6	4,38	100,8
L17/R13	4151	583	200,6	5,69	109,0
L18/R14	8367	1164	217,3	12,89	216,6
L21/R15	5521	585	115,3	14,13	88,1
L22/R16	12028	653	54,1	9,81	180,9
L25/R17	3684	384	53,3	3,86	83,4
L26/R18	19771	833	49,8	16,09	124,6
L29/R19	4301	524	58,7	9,85	27,2
L30/R20	2355	283	54,3	4,58	79,8

Graf na *Obr. 40* znázorňuje hodnoty množství zinku, mědi, niklu, kadmia a olova extrahovaného z povrchu rostlin přepočtených na množství sušiny v kilogramech.



Obr. 40: Srovnání obsahu Zn, Cu, Ni, Cd a Pb v prachu na povrchu rostlin odebraných v lokalitě L15 – L18, L21, L22, L25, L26, L29 a L30 během jednoho dne v Hostivaři.

V lokalitě L15, měřené u silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 8000 µg/kg. Na druhém místě po zinku bylo stanoveno zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem přibližně 10x méně, tedy kolem 800 µg/kg. Nižší obsah vykazuje nikl a olovo v přibližně stejné koncentraci mezi 120 – 150 µg/kg. Nejméně byl identifikován obsah kadmia s hodnotou kolem 9 µg/kg ve společném vzorku.

V lokalitě L15 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Achillea millefolium L.*

V lokalitě L16, měřené 0,5 m silnice, bylo v ulici Mírového hnutí identifikováno nejvyšší množství zinku o koncentraci okolo 4000 µg/kg. Na druhém místě po zinku je nejvíce zastoupena měď, oproti zinku je obsah mědi velmi nízký. Mnohem nižší koncentraci oproti mědi má olovo a nikl, jejichž koncentrace jsou přibližně stejné s hodnotami kolem 100 µg/kg. Nejméně je kadmia s koncentrací kolem 4 µg/kg.

V lokalitě L16 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Poaceae* a *Plantago major L.*

V lokalitě L17, měřené 0,5 m od silnice, zjištěn vysoký podíl zinku v množství kolem 3600 µg/kg, po kterém následuje jako druhý nejvyšší podíl mědi s hodnotou kolem 500 µg/kg. V nižším zastoupení než je obsah mědi, je v přibližných koncentracích stanoven nikl, následuje olovo s hodnotou kolem 100 µg/kg. V tomto vzorku je nejméně kadmia, jehož stanovená hodnota činí kolem 5 µg/kg.

V lokalitě L17 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Achillea millefolium L.*, *Plantago major L.* a čeledi *Poaceae*.

V lokalitě L18, měřené u silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 8000 µg/kg. Na druhém místě po zinku byl stanoven obsah mědi, která je oproti zinku zastoupena 8x méně. Po mědi následuje obsah niklu a olova, které jsou v přibližných koncentracích s hodnotami okolo 217 µg/kg. Nejméně byl zjištěn obsah kadmia v tomto vzorku, který činí kolem 12 µg/kg.

V lokalitě L18 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae*, *Plantago media L.* a *Taraxacum officinale*.

V lokalitě L21, měřené 0,5 m od silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 5500 µg/kg. Na druhém místě po zinku bylo stanoveno zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem přibližně 9x méně. Nižší obsah vykazuje nikl, pak následuje olovo s hodnotou kolem 80 µg/kg. Nejméně byl identifikován obsah kadmia s hodnotou přibližně 14 µg/kg ve vzorku.

V lokalitě L21 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae*.

V lokalitě L22, měřené u silnice, byl zjištěn nejvyšší podíl zinku o koncentraci kolem 12000 µg/kg. Na druhém místě po zinku následuje zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem opět ve velmi nízkém obsahu, přibližně 20x nižším. Na třetím místě je obsah olova, jehož hodnota vykazuje přibližně 180 µg/kg. Nejméně byl v tomto vzorku zaznamenán obsah kadmia přibližně 9 µg/kg .

V lokalitě L22 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Taraxacum officinale*.

V lokalitě L25, měřené 0,5 m od silnice, byl zjištěn nejvyšší podíl zinku o koncentraci kolem 3600 µg/kg. Na druhém místě po zinku následuje zastoupení mědi, ve srovnání se zinkem opět ve velmi nízkém obsahu, přibližně 11x nižším. Na třetím místě je obsah olova, za ním následuje nikl. Nejméně byl v tomto vzorku zjištěn obsah kadmia s hodnotou kolem 3 µg/kg .

V lokalitě L25 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu dřeviny *Quercus robur L.*

V lokalitě L26, měřené u silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 19700 µg/kg. Na druhém místě po zinku byl stanoven obsah mědi, která je oproti zinku zastoupena v mnohem nižším obsahu, tedy kolem 800 µg/kg. Po mědi následuje obsah olova v obsahu kolem 120 µg/kg. Nikl je zastoupen v ještě menším množství a nejméně byl zjištěn obsah kadmia v tomto vzorku, který činí přibližně 16 µg/kg.

V lokalitě L26 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin z čeledi *Poaceae*, *Taraxacum officinale*, *Leontodon autumnalis L.*, *Plantago major L.* a *Plantago media L.*

V lokalitě L29, měřené 0,5 m silnice, bylo v ulici Mírového hnutí identifikováno nejvyšší množství zinku o koncentraci okolo 4300 µg/kg. Na druhém místě po zinku je nejvíce zastoupena měď, oproti zinku je obsah mědi velmi nízký. Mnohem nižší koncentraci oproti mědi má nikl, po niklu následuje v zastoupení olovo. Nejméně je kadmia s koncentrací kolem 9 µg/kg.

V lokalitě L29 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Taraxacum officinale* a čeledi *Poaceae*.

V lokalitě L30, měřené u silnice, bylo zjištěno nejvíce zinku ve vzorku s obsahem kolem 2300 µg/kg. Na druhém místě po zinku bylo stanoveno zastoupení mědi s hodnotou kolem 200 µg/kg. Nižší obsah vykazuje nikl a olovo v přibližně stejné koncentraci mezi 54 – 79 µg/kg. Nejméně byl identifikován obsah kadmia s hodnotou kolem 4 µg/kg ve společném vzorku.

V lokalitě L30 na ploše 1 dm² bylo zjištěno toto množství kovů na povrchu rostlin *Quercus robur L.* a *Coryllus avellana L.*

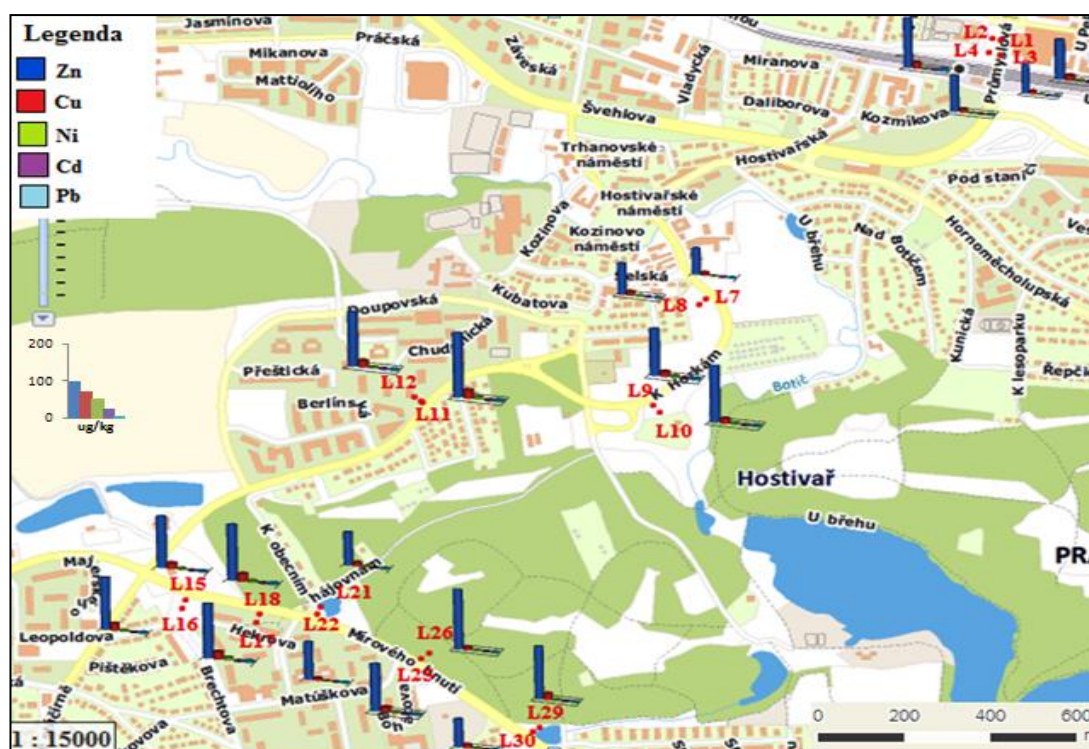
Pro lokalitu L26 byl zjištěn vysoký obsah zinku ve vzorku R18, který byl sbírán přímo u silnice. V ostatních lokalitách kolísá zastoupení zinku v jednotlivých vzorcích, u většiny vzorků se jedná o hodnoty v rozmezí 2000 - 4000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Ostatní kovy jsou v jednotlivých vzorcích zastoupeny v přibližně stejném poměru s nepatrnými výkyvy.

V lokalitě L26 na okraji silnice byly nejvíce vidět poškozené nadzemní orgány vegetace. Vegetace podél silnice v ulici Mírového hnutí v této lokalitě, která se dotýká lokalit L19, L20, L29 a L30 není pravidelně udržovaná, zřejmě díky špatné přístupnosti je ponechána přirozenému vývoji, lokalita L25 a L26 leží na hranici přírodního parku Hostivař-Záběhlice. Druhá strana ulice Mírového hnutí, která zahrnuje odběrná místa lokalit L15 - L18, L21, L22, L27 a L28 se nachází v blízkosti městské zástavby s chodníky a travními pásy podél komunikace s intenzivní dopravou, které jsou pravidelně udržované (sečené), takže nejsou vizuálně patrné defekty na orgánech rostlinné vegetace.

Pro každou sběrnou lokalitu v rámci sběru rostlinného materiálu je výrazně patrný trend v posloupnosti zastoupení jednotlivých kovů ve vzorku s hierarchií nejvíce zastoupeného zinku na prvním místě, mědi na druhém místě, třetí a čtvrté místo ve sřídavém množství obsazuje nikl a olovo, nejnižší koncentraci ve všech sběrných případech má kadmium.

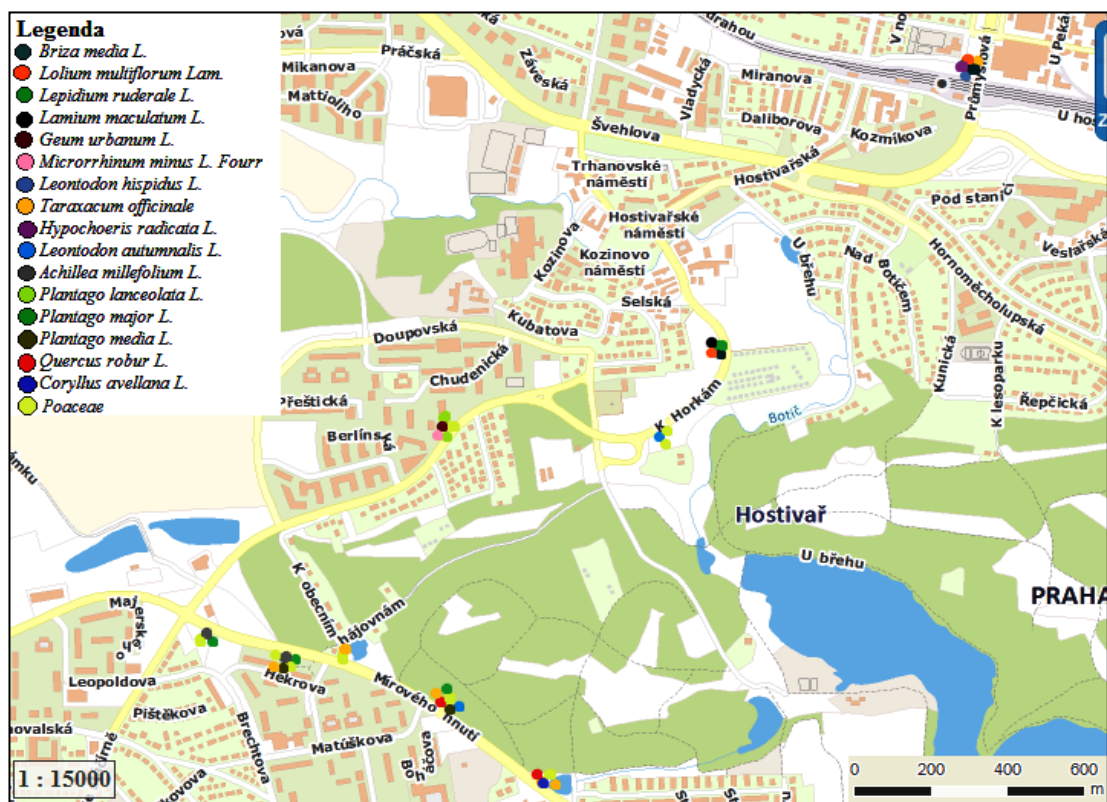
Mapa 9 znázorňuje zjištěné koncentrace jednotlivých kovů v prachu na rostlinách v zájmové oblasti Hostivař.

Mapa 9: Naměřené koncentrace kovů v prachu půdního pokryvu v Hostivaři. Zdroj: Geoportal-Praha (2015).



Mapa 10 zobrazuje druhy rostlin, které byly sbírány okolo komunikací v zájmových lokalitách.

Mapa 10: Sbírané druhy rostlin v okolí komunikací. Zdroj: Geoportal-Praha (2015).



6.1.8 IDENTIFIKACE VZTAHŮ KONCENTRACE KOVŮ VE VZORCÍCH ROSTLIN

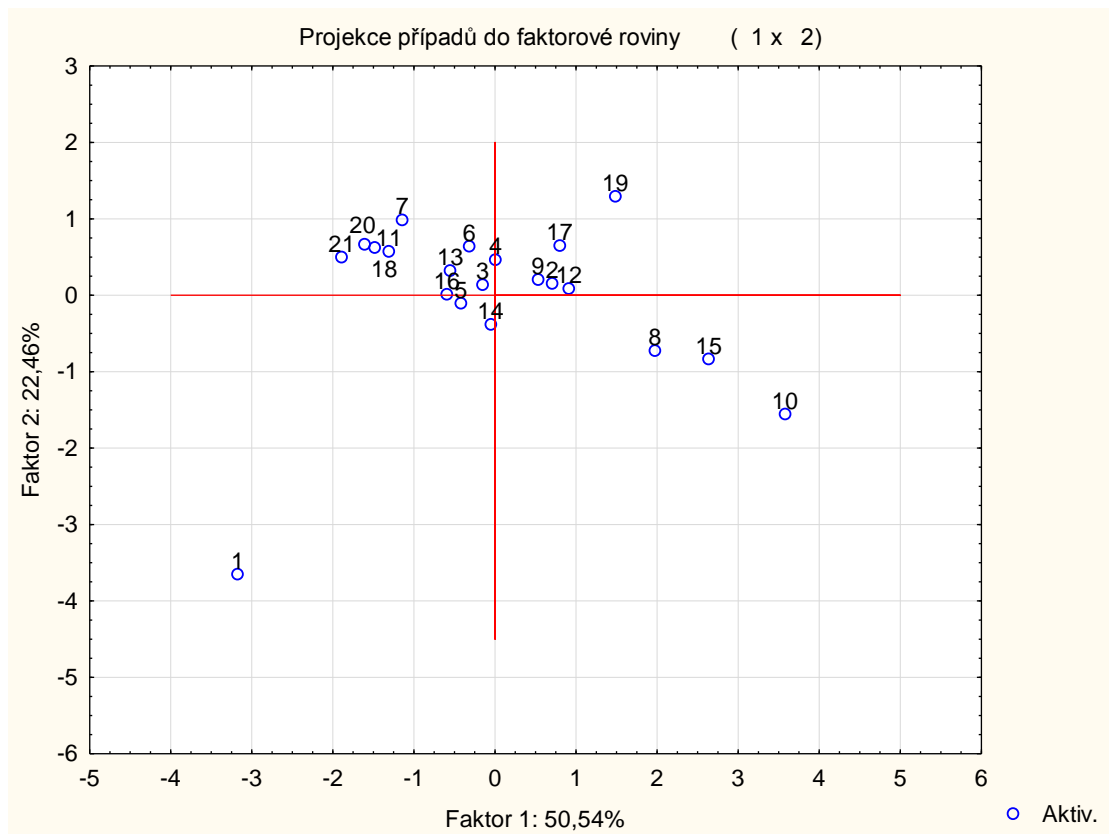
6.1.8.1 Rozptylový diagram komponentního skóre (Scatterplot)

Níže graf znázorňuje výsledky PCA rozptylovým diagramem. V tomto grafu lze pozorovat několik odlehých samostatných bodů. Nejodlehlejším bodem je znak 1a tedy představuje extrém a nejvíce se liší od ostatních v diagramu. Lokalizace rovněž poukazuje na to, že diagram není rozprostřen ideálně. V opačném případě by to vyjadřovalo velkou podobnost vzorků.

Dále lze v diagramu nalézt další, avšak méně odlehle body, konkrétně znak 10, 15, 8 a 19.

V diagramu se vyskytuje několik shluků, celkem tři shluky a lze předpokládat jejich vzájemnou podobnost mezi sebou.

Nejblíže středu je bod 3 je tedy nejtypičtějším znakem, ležícím nejblíže počátku.

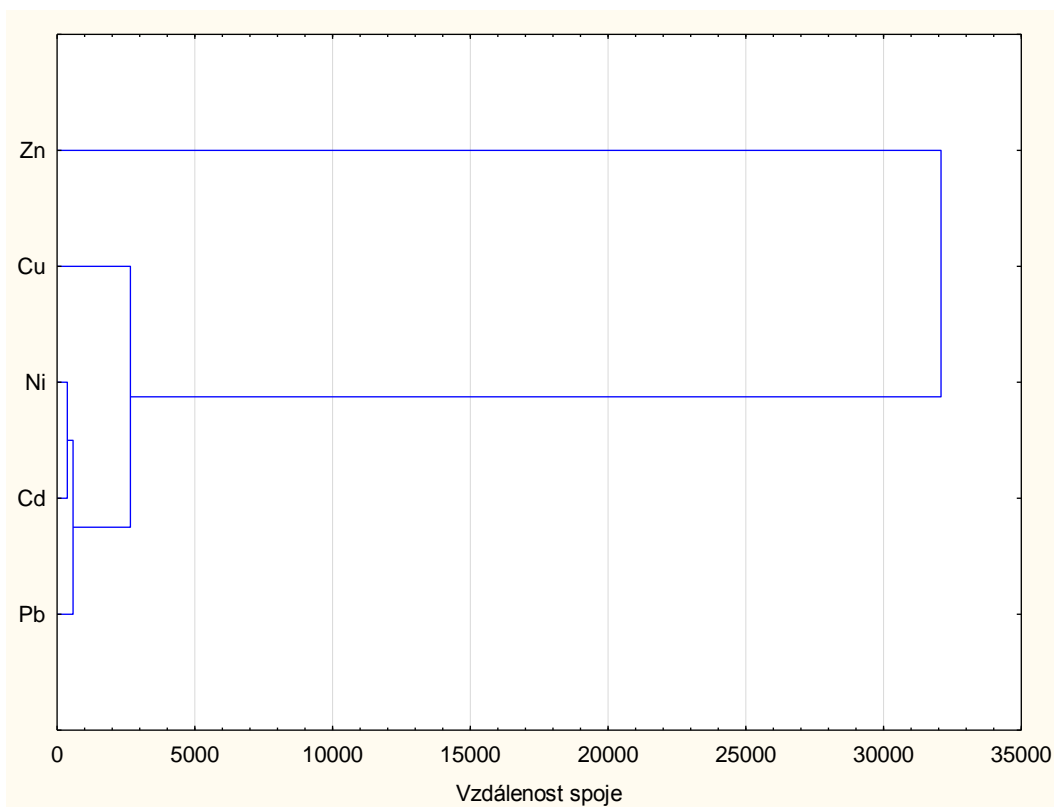


Obr. 41: Rozptylový diagram komponentního skóre rostlinných vzorků.

6.1.8.2 Analýza shluků

Stanovené koncentrace kovů z rostlinných vzorků v zájmovém území Hostivaře byly vyhodnoceny metodou CLU (Cluster analysis) hierarchickým postupem a graficky vyjádřeny pomocí dendrogramu znaků (vývojového stromu) pomocí metody metriky – nejbližší soused.

Dendrogram znázorňuje podobné rizikové kovy, které lze zařadit do jednoho společného shluku. V tomto případě lze určit jeden shluk, který představuje nikl, kadmium a olovo. V tomto shluku lze předpokládat společnou vlastnost těchto tří prvků, kterou je nízká míra výskytu. Velmi pravděpodobně se jedná kovy antropogenního původu. Měď se vyskytuje ve větší míře. Vysoký výskyt v prostředí a zároveň menší podobnost s ostatními znaky v dendrogramu vykazuje zinek, který je ve všech vzorcích obsažen v nejvyšším množství. Je tedy nezávislý na ostatních znacích.

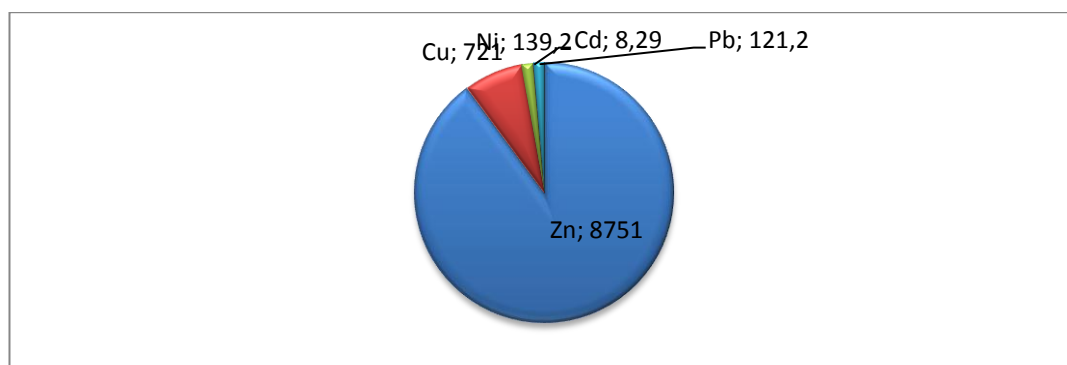


Obr. 42: Dendrogram podobnosti proměnných (kovů) v půdních vzorcích zájmové oblasti Hostivaře.

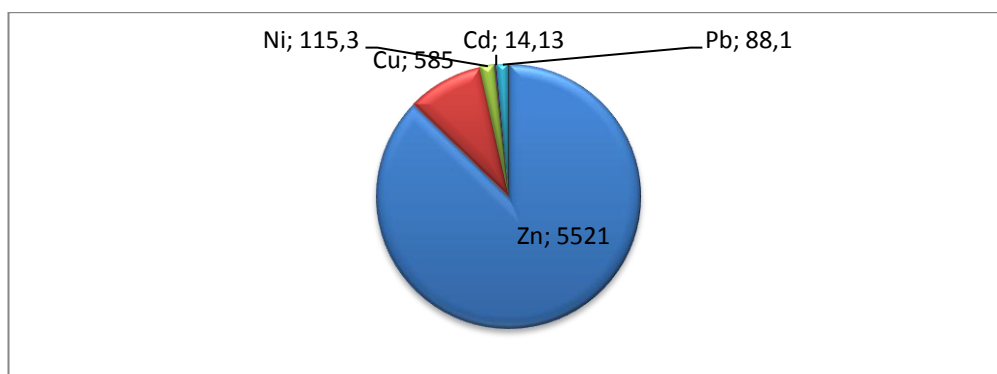
6.1.9 POROVNÁNÍ KONCENTRACE KOVŮ V PRAŠNÉM SPADU NA ROSTLINÁCH Z ČELEDI *POACEAE* V LOKALITÁCH L10 A L21

Množství prachu deponovaného na rostlinný povrch závisí na ploše rostliny. Čím větší je plocha, tím více prachu se může usadit na její povrch. V této kapitole se porovnávala koncentrace Zn, Cu, Pb, Ni a Cd pouze na rostlinách z čeledi *Poaceae* s úzkou listovou plochou, sbíraných ve dvou lokalitách L10 - ulice K Horkám a L21 - ulice Mírového hnutí z důvodu, že tyto rostliny byly sbírány z plochy 1 dm² do jedné lahve samostatně. U ostatních vzorků bylo do jedné sběrné lahve sbíráno více druhů v rámci sběrných možností, proto není relevantní provádět srovnání v ostatních případech vzorků.

Zjištěné koncentrace kovů vykazují v následujících výsečových grafech malé rozdíly v jejich zastoupení v prašném spadu na povrchu rostlin č. *Poaceae*.



Obr. 43: Koncentrace kovů v lokalitě L10 v ulici K Horkám na R. čeledi Poaceae.



Obr. 44: Koncentrace kovů v lokalitě L21 v ulici Mírového hnutí na R. čeledi Poaceae.

7. DISKUZE

ZHODNOCENÍ METODY AAS

Pro stanovení kovů byla použita metoda AAS, která je velmi přesnou metodou na stanovení iontů kovů. Existuje absorpční a emisní atomová spektrometrie. Pro účely tohoto výzkumu byla použita AAS založená na absorpci záření, výběr přístroje pro analýzu může být dán možnostmi laboratoře.

V interakci s určitou energií (elektromagnetické záření) dochází k absorpci energie atomy nebo zahřátím mohou atomy emitovat energii záření, v obou případech s pevně danými vlnovými délkami, které se rovnají energii absorbovaných či emitovaných fotonů a dochází k přechodům mezi energetickými hladinami atomu. Ze základního stavu tak elektron z energetické hladiny přechází na volnou hladinu o určitou energii vyšší. Absorpcí záření z UV a viditelné oblasti dojde ke zvýšení energie atomu tak, že se excitují elektrony z nejvyšších obsazených hladin atomu (valenčních, resp. vnějších elektronů), nedochází k excitaci subvenčních čili vnitřních elektronů z nižších obsazených hladin, kdy je zapotřebí rentgenové záření. Zatímco emisním zářením se atom zbavuje přebytku energie vyzářením fotonu a dojde k přechodům mezi excitovanými hladinami elektronů a vnějšími či vnitřními hladinami základního stavu, nebo mezi různě excitovanými hladinami vzájemně. Emisní spektra vykazují více spektrálních čar než absorpční AAS. Atomová emisní spektrometrie vykazuje tedy lepší detekci prvků (Černohorský et Jandera 1997).

V současnosti se přístroje pro měření AAS vylepšují, slučují se a zjednodušují se tak i různé funkce a postupy kalibrace a atomizace v přístroji s použitím lépe ovladatelného softwaru pro nastavení přístrojových parametrů, jeho analytickou činnost a vyhodnocení výsledků měření.

METODIKA SBĚRU VZORKŮ

Metodik a způsobů měření pro detekci kovů v životním prostředí existuje mnoho. Záleží na výběru parametrů. Zda-li jde o sběr suché prašné depozice nebo mokré, v jaké lokalitě má být výzkum proveden a v jakém čase (hodiny, dny, měsíce...). Zda-li je prach sbírán ve vzduchu nebo ve formě spadu na určitém povrchu. A podle toho se určí jednotky stanovené koncentrace zkoumaného prvku. Všeobecně je věnována větší pozornost analýzy mokré depozice, která může určit širší spektrum vlastností prostředí, např. míru acidifikace prostředí (tím i stanovení pH půdy). Výběr metody pro sběr suché depozice v případě této diplomové práce je určen možnostmi laboratoře.

Sběr suché prašné depozice představuje jednoduchou metodu (jednodušší oproti sběru mokré depozice), jak zjistit obsah kovů v prostředí. Metodika (u sběru rostlin) je zlehčena pouhým sběrem rostlinných částí, na kterých se usazuje prach, nepředstavuje náročnou přípravu vzorků pro následnou analýzu kovů. Jednoduchost této metody spočívá v oplachu rostlin určenou kyselinou přímo v láhvi s odebraným

materiálem, se vzorkem se dále nemanipuluje, aby nedošlo k jeho negativnímu ovlivnění a ke ztrátě analytu. Získaný výluh je již připraven pro vlastní analýzu.

Sběr suché prašné depozice na půdě i na rostlinách je nejlepší provádět za suchého teplého počasí s vysokou prašností v odpovídajícím ročním období. Ve svém principu může být sběr prováděn průběžně vzhledem k předpokladu nepřetržité dopravy každý den. Na možnostech sběru vzorků působí vliv větru, kdy lze stěží predikovat padání prachu na zemský či rostlinný povrch. V případě rostlin je rozhodujícím faktorem, kam dopadne prach, listová plocha. Na větší listové ploše by se mělo uchytit více prachu. Odvíjí se tedy i od rostlinného druhu. Rozdílné druhy rostlin pak mohou v různém rozsahu vstřebávat prach a kovy. To může mít různý vliv na působení těchto kontaminantů na jejich metabolismus.

Rostliny s plně vyvinutými nadzemními orgány se vyskytují ve vegetačním období, aktuální koncentrace rizikových prvků lze zjišťovat v tomto období roku, jedná-li se o sběr prašné depozice z rostlinných částí.

V zájmové oblasti Hostivaře dosud nebyl proveden výzkum jiných institucí na stanovení těžkých kovů ze suché prašné depozice. Stanovené kovy v této práci nebyly tedy porovnávány s žádnými naměřenými hodnotami jiných institucí pro zájmovou oblast Hostivař. Porovnávaly se pouze s limity stanovenými ve vyhlášce.

SROVNÁNÍ ZASTOUPENÍ KOVŮ V SUCHÉM PRACHU NA PŮDNÍM POKRYVU A NA ROSTLINÁCH

U vzorků rostlinné biomasy a vzorků půdy je zřejmý velký rozdíl v obsahu jednotlivých kovů. Resp. mnohem nižší podíl kovů byl uchycen v prachu na povrchu rostlin než v půdě, zřejmě z důvodu vlivu povětrnostních podmínek, kdy se prach na povrchu rostlin neudrží déle jako na půdě a může být snadno smeten z povrchu rostliny na zem. Lze usoudit, že se kovy v půdním pokryvu udrží déle, vážou se ve formě oxidů a komplexů, podléhají různým reakcím. Vyšší obsah kovů v půdě může indikovat dlouhodobou kontaminaci půdy těmito prvky ve studované oblasti. Stanovené hodnoty koncentrace kovů jako aktuální informace o stavu životního prostředí (ve vegetačním období) poskytuje stanovení obsahu kovů z nasbíraných druhů rostlin.

Nelze porovnávat zastoupení kovů v půdním pokryvu a na rostlinách z důvodu variability povrchu rostlinných částí.

Zjištěné výsledné koncentrace kovů v prachu na rostlinách nebyly porovnávány s žádnými limity, pro tyto limity neexistuje legislativní ukotvení. Legislativa se v případě rostlin omezuje pouze na limity vypouštěného SO₂ a NO_x, které nebyly předmětem tohoto výzkumu.

SROVNÁNÍ INDEXŮ *PI* A *IPI*

Vedle indexu znečištění *PI* existuje dále integrovaný index znečištění *IPI*, který je dán součtem jednotlivých indexů znečištění v rámci většího souboru dat (Obinna et al. 2010). V této diplomové práci byl proveden omezený počet sběrů půdního materiálu v rámci metodiky sběru prašné depozice a v rámci sběrných a laboratorních možností, aby byl splněn požadavek měření přímo u silnice a 0,5m od silnice pro tento výzkum. Na některých místech nebylo vhodné provést sběr půdy (aby byl splněn sběr prašného spadu na půdním pokryvu) v Hostivaři z důvodu, že část zájmového koridoru u silnic je zastavěna chodníky, nebo se odhalený půdní pokryv vyskytuje dál od komunikace než je 0,5 m nebo byl hustě pokryt vegetací. *IPI* poskytuje relevantní údaje o lokalitě i v případě jednoho vzorku. Pro zhodnocení celkového stavu životního prostředí ale i zdraví obyvatel je *IPI* přesnější metodou, což je dáno vyšším počtem měření.

STRUČNÝ POPIS SBÍRANÝCH ROSTLIN A DŘEVIN

Briza media L. (třeslice prostřední) – Představuje vytrvalý druh s krátkými podzemními výběžky, dosahuje výšky 20-50 cm. Je indikátorem velmi chudých stanovišť, častým druhem na chudých loukách a pastvinách (nížiny až hory). Ve formě pícní rostliny nemá velký význam. Vykazuje nízkou produkci píce s podprůměrnou nutriční hodnotou. Uplatní se do směsí druhově bohatých trávníků. Lze ji využít v sadovnictví pro okrasnou travu přírodních zahrad. (Agrostis, 2015a).

Lolium multiflorum Lam. (jílek mnohokvětý) – Představuje jednoletý až dvouletý trsnatý druh (v příznivých podmínkách víceletý), dosahuje výšky 30-100 cm. Je vysévaným kulturním, v ČR nepůvodním druhem na výživných půdách, mezích a rumišťích (nížiny až podhůří). Dobře zplaňuje. Je významným pícním druhem, na intenzivně obhospodařovaných dočasných loukách vykazuje vysoké výnosy vysoce kvalitní píce. Jednoletý Jednoletou formu lze využít jako strniskovou meziplodinu. Druh je vyšlechtěn v mnoha odrůdách. Náročný je na vláhu, teplo a živiny, v holomrazech citlivý, pod sněhem se objevuje plíseň sněžná. Hůře snáší vysokou hladinu podzemní vody. V oblasti šlechtění trav představuje významný zdroj genetického materiálu pro mezidruhovou hybridizaci (jílek x kostřava)(Agrostis, 2015b).

Lepidium ruderale L. (řeřicha rumní) – Představuje jednoletý až dvouletý plevelný druh výšky 25 cm, vytvářející malé keříky, rostoucí na pustých místech, ve zdech starých staveb, na rumišťích, cestách (dlažby ulic, skládky), sešlapávaných půdách (bohatých na N) a úhorech (nížiny až podhůří). Bylina vyžaduje živnou (humózní), suchou a zasolenou půdu (písčitohlinitou) a světlo. Je potlačována v rozvoji i slabým zápojem rostlinných porostů (Botany 2007).

Lamium maculatum L. (hluchavka skvrnitá) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 20-60 cm, rostoucí (nížiny až střední podhorské oblasti) na březích, stinných vlhčích

lemezích a neudržovaných zahradách, okrajích křovin i cest na vysychavých až čerstvě vlhkých půdách (hlinitopísčité až hlinité) (Botany 2007).

Geum urbanum L. (kuklík městský) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 20-80 cm, rostoucí v místech křovin, lesních lemů, parků, na málo obhospodařovaných zahradách, rumišťích a rozvalinách na vlhkých až suchých humózních půdách (Botany 2007).

Microrrhinum minus L. Fourn. (hledíček menší) – Představuje bohatě větvenou jednoletou bylinu výšky 5-25 cm, rostoucí na místech s nezapojenou vegetací (okraje komunikací a polí, navážky, rumiště, podél železnic a nádraží) často na chudších půdách a na osluněných či mírně zastíněných místech. Je odolný vůči herbicidům a nepředstavuje nebezpečný plevel (Botany 2007).

Leontodon hispidus L. (pampeliška srstnatá) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 10-40 cm (téměř všechny nadmořské výšky v ČR), rostoucí na loukách, mezích, rašeliništích, okrajích cest, skalách. Bylině vyhovují výživné a vlhké půdy (Botany 2007).

Taraxacum officinale (pampeliška obecná) – Představuje trvalou bylinu výšky až 50 cm, častou plevelnou rostlinu, rostoucí na loukách, okrajích cest a polí, zahradách, dvorech, mezích, rumišťích apod. Preferuje půdy obohacené dusíkem, v ČR se velmi dobře šíří na polích a loukách (Botany 2007).

Hypochoeris radicata L. (prasetník kořenatý) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 25-80 cm, rostoucí na pastvinách, suchých trávnících, podél cest, okrajích lesů, železničních náspech (nížiny až horské oblasti). Preferuje půdy písčité až hlinitopísčité (neutrální až kyselé) (Botany 2007).

Leontodon autumnalis L. (pampeliška podzimní) – Představuje vytrvalou bylinu 10-60 cm vysokou, rostoucí na sekaných loukách, úhorech, okrajích komunikací, návších, sešlapovaných či idealizovaných místech, na narušovaných místech v obcích (nížiny až nižší hory). Preferuje sušší až mírně vlhké půdy obohacené dusíkem. Snese i zasolení. (Botany 2007).

Achillea millefolium L. (řebříček obecný) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 10-80 cm, rostoucí na loukách, mezích, polích, rumišťích, u cest (nížiny až hory). Výskyt je téměř kosmopolitní. Preferuje sušší půdy bohaté na dusík, písčité nebo kamenité (Botany 2007).

Plantago lanceolata L. (jitrocel kopinatý) – Představuje trsnatou vytrvalou bylinu výšky 7-30 cm, rostoucí na polích, loukách, u cest, trávnících, úhorech, podél komunikací na mírně vlhkých půdách (hlinito-písčité). Dobře snáší sešlap, je poměrně odolnou bylinou. Náchylný je na podmáčené oblasti (Botany 2007).

Plantago major L. (jitrocel větší) – Představuje vytrvalou bylinu výšky 7-25 cm, kosmopolitní druh rostoucí na trávnících podél cest a v obcích, na polích, mezích,

rumišťích, v zahradách. Preferuje vlhké hlinité, kamenité, písčité úživné půdy. Často vytváří souvislé porosty, dobře snáší znečištění půdy a sešlap (Botany 2007).

Quercus robur L. (dub letní) – Představuje opadavou světlomilnou dřevinu se silným kmenem 1,5-4 m a rozložitou korunou výšky 40 m. Je náročnější na světlo, rostoucí na mělkých vysychavých půdách, nejlépe na půdách hlubokých hlinitých. preferuje minerální, humózní půdy Dobře snáší výkyvy klimatu. Citlivý je k podzimním mrazům. Netvoří čisté porosty (Divíšek et al. 2010).

Coryllus avellana L. (líška obecná) – Představuje opadavý rozložitý keř výšky 3-4 m i vyšší (nížiny až podhůří v ČR), rostoucí na lesních okrajích, okolí cest a vodních toků, v křovinách. Na výživných hlinitých půdách (alkalických). Snáší znečištění ovzduší (Botany 2007).

8. ZÁVĚR

Cílem teoretické části diplomové práce bylo popsat vlastnosti prachu, ve kterém se nacházejí vázané rizikové kovy, shrnutí poznatků o rizikových kovech a o jejich toxických vlivech na životní prostředí. V experimentální části práce byly stanoveny vybrané rizikové kovy v prachu na rostlinách a půdním pokryvu a byla vyhodnocena kvalita prostředí ve vymezeném území koridoru Hostivaře. Kovy byly stanoveny metodou AAS, výsledky analyzovaných prvků z půdních vzorků byly vyjádřeny v mg/kg půdy a z rostlinných vzorků v ug/kg sušiny rostlin.

V rámci vzorků odebraných z půdy byly pomocí základní popisné statistiky zjištěny průměrné koncentrace kovů a porovnávány s limity pro kovy v půdě podle platné legislativy. Porovnávaly se i rozdíly koncentrací stanovených kovů z půdy v jednotlivých zájmových lokalitách Hostivaře. Monohorozměrnou analýzou se zjišťovaly vztahy i původ stanovených koncentrací kovů a byla zjištěna silná závislost prevalence niklu a kadmia v prostředí (u půdních vzorků). Nejvíce nezávislým prvkem v prezenci v prostředí je zinek a je tedy majoritně zastoupený ve vzorcích půdy i rostlin. Po zinku následuje měď a olovo. Více mědi bylo obsaženo v prachu na povrchu rostlin než v půdě. Nejméně se v celém území (ve všech vzorcích) vykytuje kadmium.

Zároveň byl vypočítán index znečištění půdy, na základě kterého nebyla pro oblast Hostivaře prokázána vysoká kontaminace půdy z celkového hlediska. Byla zjištěna nízká úroveň znečištění půdy. Rozdíly lze vyzorovat lokálně (i v rámci výsledků z rostlinných vzorků), v případě jednotlivých zájmových ulic. V lokálním měřítku celkově nejvíce kontaminovanou oblastí je okolí Průmyslové ulice, která je dlouhodobě zatížená vysokou intenzitou dopravy a nachází se v průmyslové zóně.

Odběry půdy a rostlin na některých místech nebyly možné pro zachování pravidelnosti sběru podél koridoru komunikace a vzhledem k rozmanitosti ploch podél komunikací, což mohlo ovlivnit získání reprezentativního vzorku. Určení prevalence toxických kovů je velmi složité a rovněž závisí na mnoha faktorech prostředí (intenzita dopravy, proměnlivé meteorologické podmínky, plocha rostlin, druh rostliny, pokryvnost, půdní vlastnosti, konfigurace terénu, doba- např. k večeru vlhko, tvorba rosy) a také na možnostech detekce a monitoringu kovů.

Studiem literatury a legislativy jsem zjistila, že pro rostliny neexistují zákonem stanovené limity pro kovy, legislativa se omezuje pouze na limity oxidů dusíku a SO₂. Z toho lze usoudit, že koncentrace kovů nemají pro rostliny tak značný význam. Nelze ale popřít viditelné defekty na částech rostlin na některých místech v bezprostřední blízkosti komunikací i dál od nich.

Na základě získaných výsledků této práce lze konstatovat, že se dopravní zatížení dlouhodobě (v případě půdy) i krátkodobě (v případě rostlinných vzorků) podílí na kontaminaci prostředí kovy a prašností.

I navzdory nízké kontaminaci prostředí rizikovými kovy se doporučuje provádět nadále monitoring jejich výskytu a je potřeba věnovat pozornost i vysokému lokálnímu znečištění, které se v půdě může časem kumulovat nebo přecházet do jiných složek životního prostředí a může dlouhodobě poškozovat okolní vegetaci, což se může projevit i na její vitalitě, zvláště na některých místech při okraji chráněného území Hostivaře.

Postupů ke snižování kontaminace prostředí kovy a prašností je několik. Zejména ve městech se komunikace znečištěné prachem a smetím čistí samosběrnými automobily, které část prachu a v něm obsažené kovy odstraní a odvezou na určenou skládku. Nicméně to ale neřeší podstatu, problém se přenesení jinde. Pak se jedná o vylepšené filtry spalin do aut a různých spalovacích zdrojů znečištění. Pro zachování čistoty prostředí by měla být řízená snaha podchytit všechny možné vlivy kontaminace.

Zátěž životního prostředí kovy může být rovněž řešena některými druhy rostlin, které fungují jako hyperakumulátory. Jejich problematika není zcela objasněna. Je identifikováno jen několik druhů rostlin schopných vysoké akumulace kovy. Další oblast, která může být řešena, jsou plochy holé půdy bez vegetace ve městech, které by mohly být osazovány vhodnějšími druhy odolných travin pro revitalizaci těchto ruderalních ploch nebo uplatnění okrasných druhů rostlin odolných vůči prachu a kovům.

Odolnějšími jsou nepůvodní druhy, které ovšem z hlediska konkurenceschopnosti s domácími druhy nejsou vhodné pro zachování přirozené skladby. K odolným jehličnanům patří cypřišek nutkajský jedle stejnobarvá, zerav a jinan. Více ke znečištění jsou tolerantní listnaté opadavé dřeviny (každoročním opadem snáze regenerují), mezi nejodolnější patří: platan, lyrovník, jasan, javor (klen, mlč, tatarský, červený), ptačí zob, klokoč, lípa plstnatá, zimolez, kustovnice, tamaryšek, šeřík, pámelník, skalník, ptačí zob, růže svraskalá, dřín (Peštová 2015).

Na závěr této práce je uvedeno několik návrhů pro navazující výzkum v budoucnosti. V následujícím textu jsou uvedeny varianty na pokračování výzkumu pro rozšíření obzoru a lepšího chápání souvislostí v problematice neustále rostoucí kontaminace životního prostředí a jejího vlivu na živé organismy, zejména na rostliny. Závěry mohou posloužit případně i jako inspirace pro silnější ochranu přírody nebo pro větší respektování jejích hodnot ve městech i ve volné krajině.

DOPORUČENÍ:

1) KVALITA PROSTŘEDÍ V PRACHU NA ROSTLINÁCH

Sběr suché prašné depozice

Sběr suché prašné depozice v okolí komunikací lze provádět za suchého počasí bez srážek. Sběr rostlinných částí lze provádět na různých místech během jednoho dne (od rána do podvečerních hodin), na základě sběru porovnávat kovy v prachu na

rostlinách s intenzitou dopravy během dne a tím zjistit, jak se zároveň mění zastoupení kovů v prachu na rostlinách stejných druhů.

Sběr suché prашné depozice a její následná analýza může poskytnout údaje o kontaminaci prostředí kovy, ale nemůže spolehlivě určit působení kovů na rostliny (fyziologii, morfologii, anatomii), obsažené v prachu uchyceného na povrchu rostliny.

2) VÝZKUM ÚČINKŮ TĚŽKÝCH KOVŮ V ROSTLINÁCH V BLÍZKOSTI KOMUNIKACÍ

Níže uvádím doporučení pro následný výzkum vlivu fytoxicity rostlinných druhů těžkými kovy na jejich ontogenezi, fyziologické a anatomické změny, míru adaptace, rozšíření a biodiverzitu v kontaminované oblasti a indikaci stupně znečištění životního prostředí.

Na základě prezenze kovů v prostředí lze zjistit, proč se na daném území vyskytují určité druhy rostlin a jejich kombinace v blízkosti komunikací (nebo i jiných ploch, u kterých lze předpokládat znečištění kovy – průmyslové plochy, okolí měst, okolí vodních toků v průmyslové zóně apod.), proč může být na jiných místech více nebo méně druhů rostlin na plochách kontaminovaných těžkými kovy či v jejich blízkosti. Na základě těchto informací o výskytu druhů lze zjistit i biodiverzitu ve studovaném území a jak je ovlivněna zátěžovými faktory prostředí (těžkými kovy) v čase (za předpokladu opakování výzkumu v zájmové oblasti). Může poskytnout dále informace o šíření invazních druhů. Výzkum lze provádět i v oblastech mimo města, ve kterých je blízká přítomnost zdroje znečištění kovy.

Snímkování a sběr rostlin

Pro zjištění těchto vztahů, resp. mezi rostlinnými druhy a kontaminací prostředí kovy doporučuji nejprve provést snímkování přilehlých ploch podél komunikací (či jiných antropogenních ploch, u kterých se předpokládá znečištění kovy) a v určité vzdálenosti od komunikace pro získání fytoecologického snímku. V blízkosti komunikací by měl mít v případě snímkování bylinné vegetace fytoecologický snímek tvar obdélníku (liniový porost) s rozměry 0,5 x 1 m s delší stranou, která je rovnoběžná k silnici (nebo i menší rozměry 2 x 5 dm).

Velikost plochy může být volitelná podle velikosti prostoru kolem silnice i podle druhu rostliny. Na základě toho lze zvolit šířku i délku plochy. Může být variabilní. Výběr lokalizace plochy by měl být v závislosti na hustotě pokryvu vegetace během vegetačního období podél silnice.

Po snímkování doporučuji provést sběr rostlinných částí z plochy fytoecologického snímku (standartně do 1 litru lahve), pokud má vegetace hustý porost, z jedné plochy fytoecologického snímku můžeme provést sběr rostlin do několika označených jednolitrových lahví.

Pro víceletý průzkum či opakovaný výzkum rostlinné vegetace (pro zjištění jejího rozšíření a biodiverzity) doporučuji provádět sběr v délce jednoho vegetačního období za rok. Doba snímkování a zároveň sběr rostlinného materiálu by měla být stejná jako standartní doba snímkování, tedy: podle Moravce et al. 1994 sběr suchých trávníků období duben/květen + červen/červenec, plevelové vegetace duben/květen + od června, křovin od května. Během sběru rostlin v terénu určit druhy sbíraných rostlin a doložit sběr fotodokumentací sběrných míst pro pozdější posouzení změn ve struktuře společenstva ve více letech.

Při výběru druhů sbíraných rostlin rozmyslet v jakém časovém úseku provést sběr u jednoletých rostlin během jednoho vegetačního období v roce, u víceletých rostlin víceletý průzkum, u listnatých dřevin během vegetačního období v roce (i ve více letech), u jehličnanů víceletý průzkum).

Pro získání relevantních údajů o změnách v zastoupení a v kvalitě rostlinného společenstva doporučuji dlouhodobý biomonitoring oblasti.

Využití sbíraných rostlin k posouzení toxicity těžkými kovy

Sbírané rostliny z fytoecologického snímku lze využít pro laboratorní analýzu, kterou lze získat koncentrace kovů obsažených v rostlinách a pH, jejich vliv na růst a fyziologii rostliny, na biodiverzitu druhů, míru adaptace druhů na kontaminované prostředí. Aplikace této metody předpokládá druhově specifickou citlivost rostlin na kontaminaci těžkými kovy.

Z výsledků lze dále porovnávat rozdíly ve fytotoxickém účinku mezi různými druhy. Vizualně lze vyhodnotit i defekty na rostlinách v důsledku kontaminace kovy uvnitř rostliny tak i v důsledku zaprášení povrchu rostlinných částí. Pro získání relevantních informací dále výzkum předpokládá dlouhodobou expozici toxikantů v prostředí.

V rámci tohoto výzkumu je třeba zvolit podle druhu zkoumané rostliny i výběr kultivačních podmínek, testovací metodu a měřenou odezvu (fyziologie a biochemie rostliny, její růst).

Na základě laboratorních výsledků by bylo možné určit nejen kvalitu prostředí v zájmovém území, ale i toxicitu a rozšíření rostlin v dané oblasti.

Výsledky výzkumu by měly dále poskytnout údaje o působení stresových faktorů na úrovni krajiny či ekosystému, informace o koloběhu kovů a jejich dlouhodobém vlivu na okolní ekosystémy v prostředí.

Výzkum lze aplikovat i na chráněná území pro definování jejich ochranných pásem a zón nebo pro návrh nově chráněných území např. uvnitř zastavěného území (hots pots).

Pro výzkum doporučuji použít standartní postupy pro snímkování vegetačních ploch a dále laboratorní postupy, odvíjející se podle druhu analyzované rostliny.

Na vyhodnocení dat se může použít základní statistika, jedno- i vícefaktorová analýza rozptylu (ANOVA), která umožňuje přehlednou vizualizaci dat a může odhalit i skryté souvislosti a další mnohorozměrné metody, testování homogenity a normality rozložení dat, testování významných rozdílů. Mapové výstupy zpracovat nástroji v GIS. Měla by vzniknout mapa rozšíření zkoumaných druhů v kontaminovaném území, mapa pokryvu vegetace a změny v čase, mapa kontaminace území.

Jako indikátory znečištění se velmi hodí lišejníky pro posouzení kvality prostředí resp. kvality ovzduší. V případě vyšších rostlin je to složitější vzhledem k tomu, že projevy účinků kontaminace se mohou ukázat v ekosystému (složitější struktura porostu) až po delší době.

3) VÝZKUM ROSTLINÉHO POVRCHU V SOUVISLOSTI S AKUMULACÍ KOVŮ V PRACHU

Pro porovnání množství usazeného prachu a tím i obsahu rizikových kovů v prachu by připadalo v úvahu studovat specifický povrch částí rostliny v rámci jednoho či více druhů na určité ploše v zájmové oblasti v závislosti na její růstové fázi (relevantní srovnání se nabízí ve vegetačním období). V úvahu lze brát i rozlišení průměrné šířky a délky listových či květnatých částí (i jiných částí rostliny, např. trichomy): V případě půdy se nabízí srovnání povrchu mezi různými typy půd. Je možné studovat i povrch různých materiálů ((chodníky, kameny, budovy apod. v blízkosti (prašných) zdrojů znečištění)).

9. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

AGILENT TECHNOLOGIES Inc. 2013: User's Guide. *Agilent technologies, Santa Clara*

AGROSTIS, 2015a: Třeslice prostřední, Rousínov, online:
<http://www.agrostis.cz/kapesni-atlas-trav/treslice-prostredni-briza-media-l>, cit. 13.2. 2015

AGROSTIS TRÁVNÍKY, 2015b: Jílek mnohokvětý, Rousínov, online:
<http://www.agrostis.cz/kapesni-atlas-trav/treslice-prostredni-briza-media-l>, cit. 13.2. 2015

AOPK ČR, 2015: Památné stromy, Praha, online:
<http://www.ochranaprirody.cz/obecna-ochrana-prirody-a-krajiny/pamatne-stromy/>, cit. 14.2. 2015

ARNIKA, 2014: Rtut', Praha, online: <http://arnika.org/rtut>, cit. 5.6. 2014

BENEŠ S. 1994: *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí II. Část.* Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 1994. ISBN 80-7084-090-0

BOTANY, 2007: Herbář, online: <http://botany.cz/cs/rubrika/herbar/>, cit. 13.2 2015

BOUBEL W. R. A KOL. *Fundamentals of air pollution.* London: Academic Press, 1994. ISBN 0-12-118930-9

BRADL H. B. *Heavy metals in the environment.* London: Elsevier LTD, 2005. ISBN 0-12-088381-3

BRANIŠ A KOL. 2004: Aktuální otázky znečištění ovzduší. *Univerzita Karlova, Praha*

ČERNOHORSKÝ T., JANDERA P. *Atomová spektroskopie. 1. Vydání.* Pardubice: Univerzita Pardubice, 1997. 218 s. ISBN 80-7194-114-X.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2015: Číselníky lokalizace, Praha, online:
http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g500&y=736100&x=1048300&s=1, cit. 12.1. 2015

ČHMÚ, 2014: Tabelární ročenky, Praha, online:
http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/tab_roc_CZ.html, cit. 20.2. 2015

ČÍŽEK Z. 1993: Těžké kovy: Aktuální ekologické otázky. *Bijo*: 107 E'92.

ČTYROKÝ, J. *Územně analytické podklady hl. m. Prahy: Přírodní podmínky, krajina.* Praha: ÚRM, 2008.

DEMEK J. A KOL. 1987: Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny. *Academia, Brno*

- DIVÍŠEK J., CULEK M., JIROUSEK M. 2010: Biogeografie. *Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta a Masarykova univerzita, Brno*
- ECKSCHLAGER K. *Chemometrie*. Praha: Karolinum, 1991. 156 s. ISBN 80-7066-487-8
- EICHLER, F. 2002: Kvalitativní a kvantitativní identifikace průmyslového prachu. Krystalografická společnost, Liberec, online: http://www.xray.cz/xray/csca/kol2002/doc/f_eichler.htm, cit. 12.6.2014
- ENVIS, 1998: Atmosférická depozice, kvalita srážek, Praha, online: http://envis.praha-mesto.cz/rocenky/roc98/rocenk98/kap_01b3.htm, cit. 15.6. 2014
- ENVIS, 1996a: O vzduší - imise, Praha, online: http://envis.praha-mesto.cz/rocenky/roc96/rocenk96/zk96_1b.htm, cit. 2.7. 2014
- ENVIS, 1996b: Sledování kontaminace půdy v městských částech a lokality pravidelného sledování Praha, online: <http://envis.praha-mesto.cz/%28ycvxqr453sbwzc55ekvufpiq%29/default.aspx>, cit. 25.2. 2015
- FIALA J., MACHÁLEK P., FARA M. 2003: Toxikologicky závažné látky v emisích PM₁₀. Problematika emisí prachu. *Český hydrometeorologický ústav. Praha*
- FREUDENBERG VILENE, 2010. In: *Filtry pro povrchové technologie*, online: <http://www.vilene.cz/Viledon/lakovny/lakovna01.html>, cit. 22.6.2014
- GEOPORTAL-PRAHA, 2015: Geografická data Prahy na jednom místě, Praha, online: <http://www.geoportalpraha.cz/>, cit. 16.2. 2015
- HERČÍK, M., LAPČÍK, V., OBROUČKA, K. *Ochrana životního prostředí pro inženýrské studium*. Ostrava: Vysoká škola báňská, 1995. 205 s. ISBN 80-7078-255-2.
- HOLOUBEK I., KOMÁREK J. 1982: Chemie životního prostředí. *UJEP, Brno*
- HOLZBECHER Z. A KOL. 1974: Analytická chemie. *SNTL/ALFA, Praha, Bratislava*
- HRUŠKA J., KROPÁČEK J. 2009: Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy. *Živa 2*: 93-96
- HŮNOVÁ I., JANOUŠKOVÁ S. 2004: Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. *Karolinum, Praha*
- CHRISTIAN G.G., OD'REILLY J.E. *Instrumental anylysis*. 2 vyd. Newton: Allyn and Bacon, Inc., 1986. 933s. ISBN 02-050-8685-3.
- JANOTA J., STACH J. *Ovzduší v hl. městě Praze a vývoj jeho kvality*. Praha: Ochrana ovzduší 1-2, 2014. ISBN 9771211033002
- KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J. 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy 96*: 611-617

- KNOZOVÁ G., SKEŘIL R. 2011: Koncentrace tuhých částic v ovzduší v bezesrážkových epizodách. *ČHMÚ, Brno*
- KHS, 2007: Znečištění venkovního ovzduší prachem, Ostrava, online: http://www.khsova.cz/01_aktuality/znečistení_ovzduší_prachem.php?datum=2006-01-23, cit. 11.6. 2014
- KLIKORKA J., HÁJEK B., VOTINSKÝ J. 1985: Obecná a anorganická chemie. *SNTL/ALFA, Praha*
- KOMÁREK J. *Atomová absorpční spektrometrie*. Brno: Masarykova univerzita, 2000. ISBN 80-210-2500-X
- KOVANDA J. A KOL. 2001: Neživá příroda Prahy a jejího okolí. *Academia a Český geologický ústav, Praha*
- KROFTA J. A KOL. 1997: Atomová absorpční spektrometrie. *VŠCHT, Praha*
- KROPÁČEK J., BEDNÁŘ J. 2005: Jak vzniká počasí. *Karolinum, Praha*
- KUBÍKOVÁ J., LOŽEK V., ŠPRYNAŘ P. 2005: Chráněná území ČR XII. *AOPK ČR, Praha, Brno*
- KÚ KRAJE VYSOČINA: Výběr a popis sledovaných škodlivin PM 10, PM 2.5, Jihlava, online: <http://www.ovzdusivysocina.cz/info/prehled-merenych-velicin/>, cit. 12.6. 2014
- LAJUNEN L.H.J. *Spektrochemical Analysis by Atomic Absorption and Emission*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1992. 241 s. ISBN 0-85186-873-8
- LESY HL. PRAHY, 2015: Hostivařský lesopark. Praha, online: <http://www.lhmp.cz/lesy/prazske-lesy/hostivarsky-lesopark/>, cit. 18.1. 2015
- LIBČINSKÝ R., ADAMEC V., HUZLÍK J., SCHWARZOVÁ M. *Vliv klimatických podmínek na koncentrace pevných částic*. Brno: Česká aerosolová společnost, 2007. ISBN 978-80-86186-00-9
- LOUBOVÁ J., MORAVEC J. A KOL. 1980: Mezi Botičem a Rokytkou o přírodě, krajině a lidech v ní. *ZO ČSOP, Praha*
- MAKOVNÍKOVÁ J., BARANČÍKOVÁ G., DLAPA P., DERCOVÁ K. 2006: Anorganické kontaminanty v půdním ekosystému. *Chemické Listy 100*: 424-432
- MAPY.CZ, 2015: *Mapy.cz*, Praha, online: <https://www.mapy.cz/zakladni?x=14.7875977&y=48.0633965&z=6>, cit. 14.2. 2015
- MELOUN M., MILITKÝ J. 2004: Statistická analýza experimentálních dat. *Academia, Praha*
- MORAVEC J. A KOL. 1994: Fytocenologie. *Academia, Praha*

- MU, 2011: Poškození rostlin polutanty v ovzduší, Brno, online: http://web2.mendelu.cz/af_291_sklad/frvs/hrudova/index_soubory/Page2836.htm, cit. 22.7. 2014
- MŽP, 2012: Integrovaný registr znečištění. Polétavý prach PM10, Praha, online: <http://www.irz.cz/node/85>, cit. 22.6.2014
- OBINNA O., et al 2010. Enviromental Pollution Levels of Lead and Zinc in Ishiagu and Uburu Communities of Ebonyi State, Nigeria. *Bulletin of Enviromental Contamination and Toxicology* 85/3: 313-317
- PALCOVÁ H., SOVOVÁ T., KONÍČKOVÁ I., KOČÍ V., BARTŮNĚK V., SOFER Z. 2013: Aplikace niklu a nanoniklu do terestického prostředí. *Chemické listy* 107: 885-891
- PETROVÁ Š., SOUDEK P., BENEŠOVÁ D., KOTYZA J., VANĚK T. 2008: Fytoremediace a možnosti zvýšení její účinnosti. *Chemické listy* 102: 346-352
- PEŠTOVÁ K., 2015: Které dřeviny odolávají znečištění a mohou růst i u silnice, Praha, online: <http://www.ireceptar.cz/zahrada/okrasna-zahrada/ktere-dreviny-odolavaji-znecisten-i-mohou-rust-i-u-silnice/>, cit. 16.2. 2015
- POPL M., FAHNRICH J. *Analytická chemie životního prostředí*. Praha: VŠCHT, 1999. 218 s. ISBN 8070803363
- PORTÁL HL.M. PRAHY, 2015: Emise ze stacionárních zdrojů, Praha, online: <http://mpp.praha.eu/app/map/atlas-zivotniho-prostredi/cs/emise-ze-stacionarnich-zdroju>, cit. 14.2. 2015
- QUITT E. 1971: Klimatické oblasti ČSL, *Geografický ústav ČSAV, Brno*
- RICHTER R. 2003: Multimediální učební stránky z výživy rostlin. *MZLU, Brno*
- ROŽNOVSKÝ J., LITSCHMANN T. *Prašnost - globální problém: Bioklimatologie současnosti a budoucnosti*. Křtiny, 2005. ISBN 80-86 690-31-08
- Sborník přírodovědných průzkumů, archivních materiálů a informací: Koridor Záběhllice- Hostivař*. Praha: ZO ČSOP a Aktiv státní ochrany přírody, Aktiv státní památkové péče, 1987.
- SŽDC, 2014: Optimalizace traťového úseku Praha Hostivař - Praha hl. n., I. část - žst. Praha Hostivař, Praha, online: <http://www.szdc.cz/modernizace-drahy/prehled-staveb/op-doprava/praha-hostivar.html>, cit. 14.2. 2015
- SCHALLEROVÁ, E. 2007: Polétavý prach - neviditelná hrozba. In: *Hluk emise*, online: <http://hluk.eps.cz/hluk/emise/poletavy-prach-%E2%80%93-neviditelna-hrozba/>, cit.10.6.2014
- SKÁCEL F., TEKÁČ V. 2007: Podklady pro Ministerstvo životního prostředí k provádění Protokolu p PRTR. Přehled metod měření a identifikace látek sledovaných podle protokolu o registrech úniku a přenosu znečišťujících látek v únicích do ovzduší, VŠCHT. *MŽP, Praha*

SOBÍŠEK B. 1993: Meteorologický slovník výkladový a terminologický. *Academia, MŽP ČR, Praha*

SOUDEK P. 2008: Xenobiochemie rostlin IV. *Laboratoř rostlinných biotechnologií, Praha*

SUCHÁNKOVÁ J. 2014: Analytická chemie životního prostředí. *Univerzita Karlova, Praha*

ŠUTA M. 2010: Účinky výfukových plynů z automobilů na lidské zdraví. *ZO ČSOP Veronica, Brno*

TESAŘ M., 2008: Atmosférická depozice 2004, Praha, online: <http://abicko.avcr.cz/archiv/2004/10/obsah/atmosfericka-depozice-2004.html>, cit. 11.6. 2014

UJEP, 2014: Atomová absorpční spektrometrie, Ústí nad Labem, online: http://fzp.ujep.cz/ktv/uc_texty/IIAME/?C=N;O=A, cit. 15.1. 2015

ÚKZÚZ, 2006: Monitoring atmosférické depozice, Brno, online: <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/bezpecnost-pudy/monitoring-vstupu-do-pudy/monitoring-atmosfericke-depozice/kontrola-a-monitoring-cizorodnych-2005.html>, cit. 15.6. 2014

ULBRICHOVÁ I.: Imise, emise, depozice, Praha, online: http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_HIO/kapitoly/Emis+Imis+depoz/depoziceuvod.htm, cit. 28.6. 2014

UPCE, 2013: Atomová absorpční spektrometrie plamenová. Praha, online: <http://www.upce.cz/fcht/kalch.html>, cit. 16.1. 2014

UPOL, 2013: ACH/CHZP Chemie životního prostředí, Olomouc, online: http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:M4-4Qqdbo3MJ:www.chemiolupol.cz/data/xinha/chzp_2013_01a.pdf+&cd=1&hl=cs&ct=clnk&gl=cz, cit. 22.7. 2014

VALENOVÁ Š., VAVŘÍKOVÁ Z., 2006: Stanovení těžkých kovů metodou atomové absorpční spektroskopie, Praha, online: <http://old.vscht.cz/uchop/udalosti/skripta/15r/AAS.htm>, cit. 15.12. 2014

VÁVROVÁ M. 2010: Enviromentální analýza. Odběr a úprava vzorků. *VUT, Brno*

VÁVROVÁ J., 2006: Metody korekce pozadí v AAS. Praha, online: <http://ciselniky.dasta.mzcr.cz/CD/hypertext/JVAPN.htm>, cit. 10.1. 2015

VÚRV, 2004 – 2010a: Emise, imise a depozice, Praha, online: <https://sites.google.com/a/eto.vurv.cz/monitoring-imisi/monitoring-imisi/vyzkumna-zprava/2-atmosfericka-depozice-a-vliv-imisi-na-zemedelskou-vyrobu/2-7-emise-imise-a-depozice>, cit. 10.6. 2014

VÚRV, 2004 – 2010b: Vliv imisí a atmosférické depozice na zemědělskou výrobu a životní prostředí, Praha, online: <https://sites.google.com/a/eto.vurv.cz/monitoring->

[imisi/monitoring-imisi/vyzkumna-zprava/2-atmosfericka-depozice-a-vliv-imisi-na-zemedelskou-vyrodu/2-8-vliv-imisi-a-atmosfericke-depozice-na-zemedelskou-vyrodu-a-zivotni-prostredi](#), cit. 10.6. 2014

VÚV TGM, 1998: Atmosférická depozice ekologicky významných látek v Krkonoších, Praha, online: <http://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/4e48f291f1de8106802568070032c3fb?OpenDocument>, cit. 11.6. 2014

Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In *Sbírka zákonů*. 24.1. 1994.

ZBÍRAL J. 1996: Analýza půd. Jednotné pracovní postupy. *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno*

10. POUŽITÉ ZKRATKY

AAS	Atomic absorption spectroscopy
ANOVA	Analysis of variance
AOPK ČR	Agentura ochrany přírody
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ENVIS	Informační servis o životním prostředí
GIS	Geographic information systém
IRZ	Integrovaný registr znečištění
KHS	Krajská hygienická stanice
KÚ	Krajský úřad
MU	Mendelova univerzita v Brně
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
PM	Particulate matter
POPs	Persistent Organic Pollutants
SD	směrodatná odchylka
s.š	severní šířka
SŽDC	Správa železniční dopravní cesty
UJEP	Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
UPOL	Univerzita Palackého v Olomouci
v.d	východní délka
VÚRV	Výzkumný ústav rostlinné výroby
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka
WHO	World Health Organization

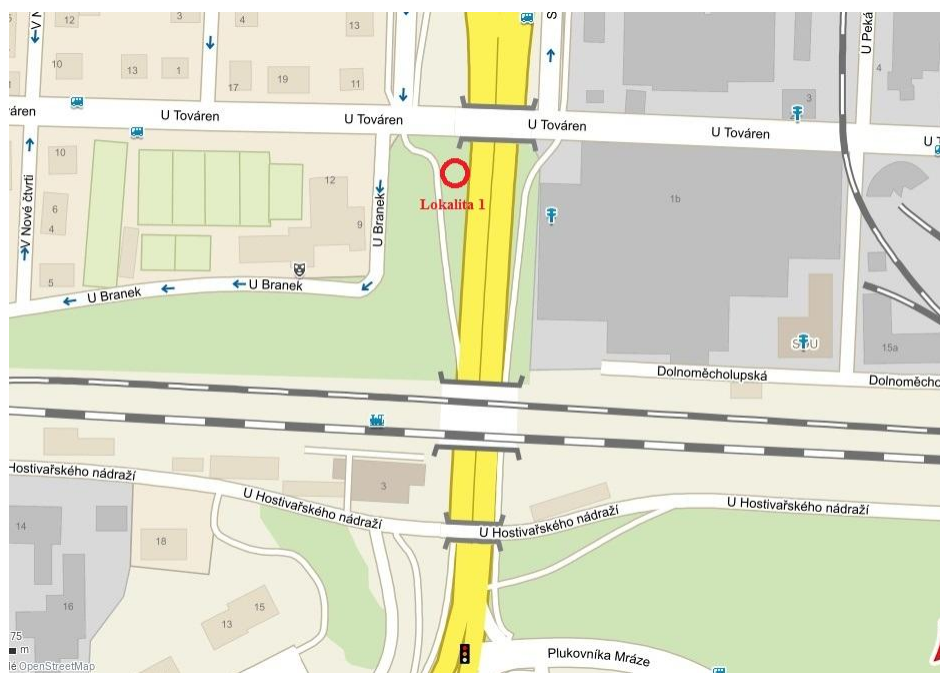
11. PŘÍLOHY

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 Mapy sběrných míst vymezeného území

Příloha 1.1: Lokalita 1, Hostivař, Průmyslová. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°03'22.73''S a 14°32'11.24''V, 261 m.n.m.



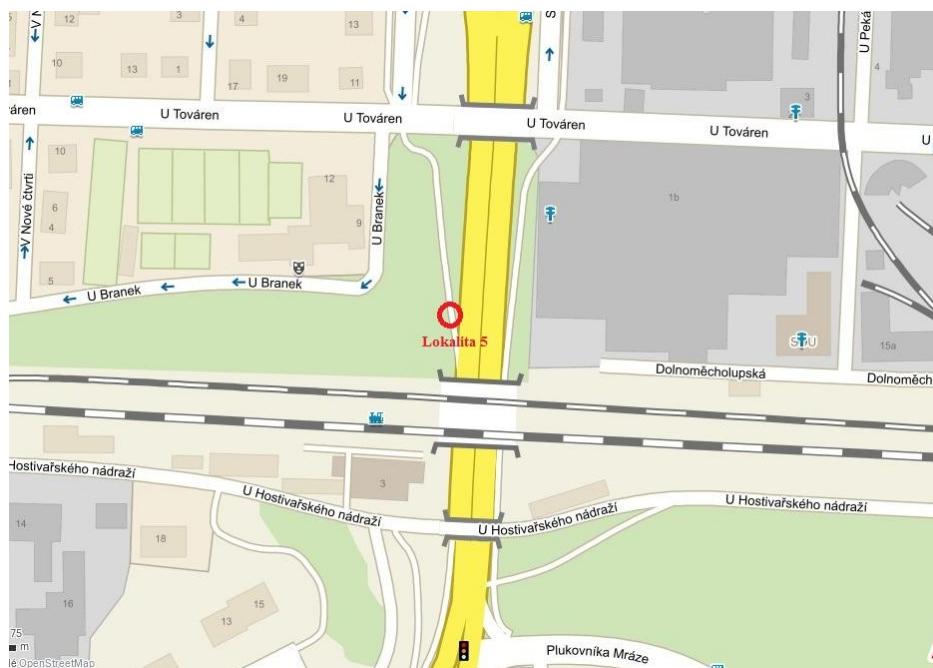
Příloha 1.2: Lokalita 2, Hostivař, Průmyslová. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°03'22.73''S a 14°32'11.22''V, 261 m.n.m.



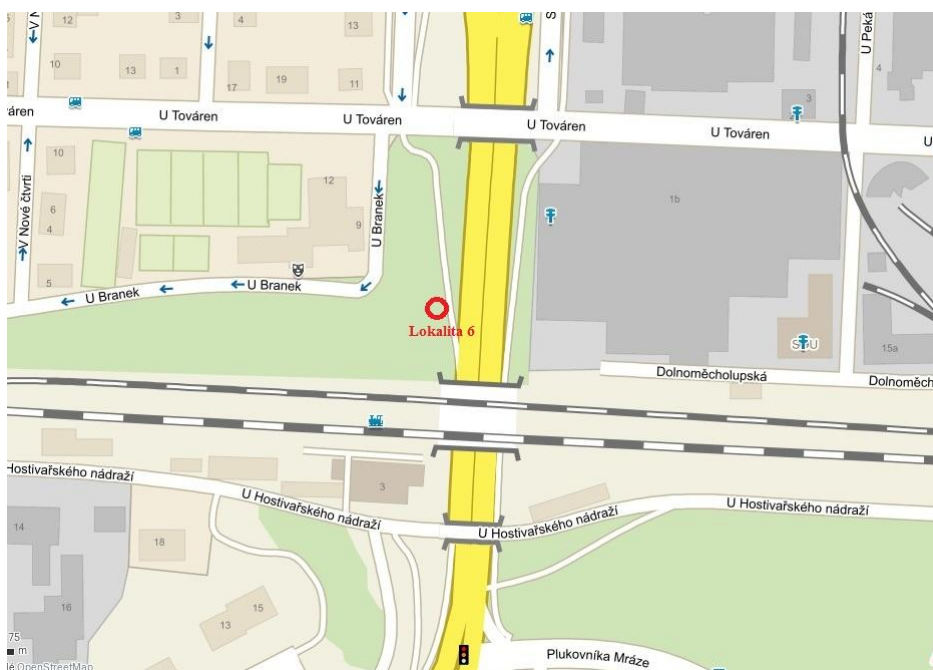
Příloha 1.5: Lokalita 5, Hostivař, Průmyslová. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°03'22.04''S a 14°32'11.22''V, 261 m.n.m.



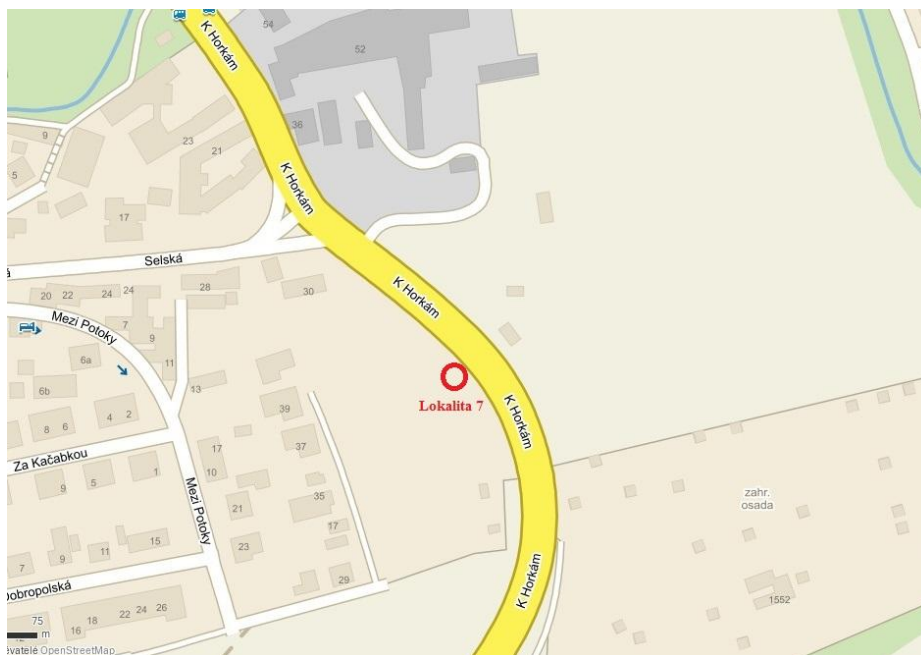
Příloha 1.6: Lokalita 6, Hostivař, Průmyslová. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°03'22.05''S a 14°32'11.17''V, 261 m.n.m.



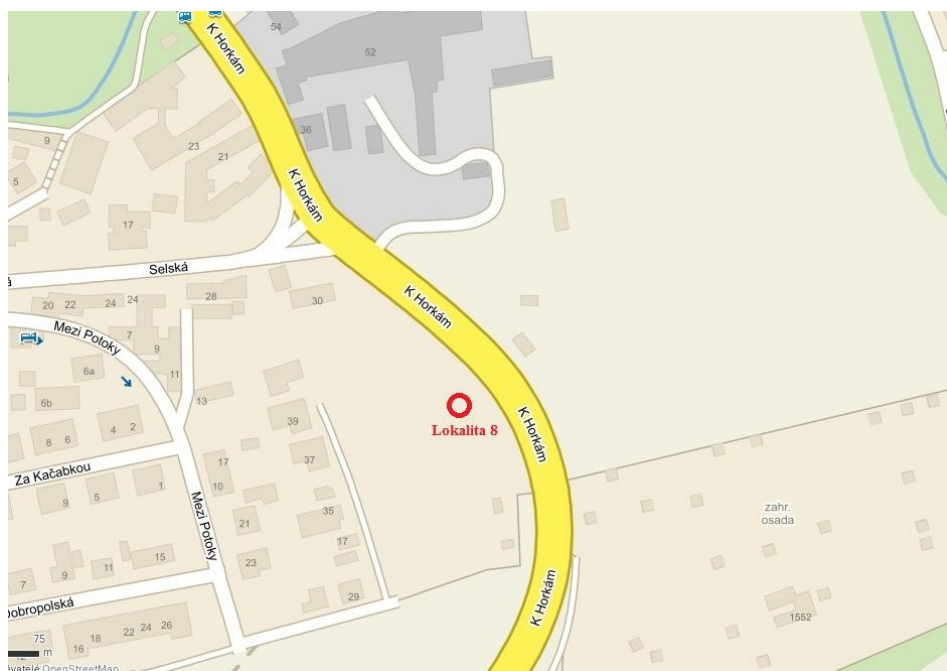
Příloha 1.7: Lokalita 7, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'54.79''S a 14°31'41.66''V, 244 m.n.m.



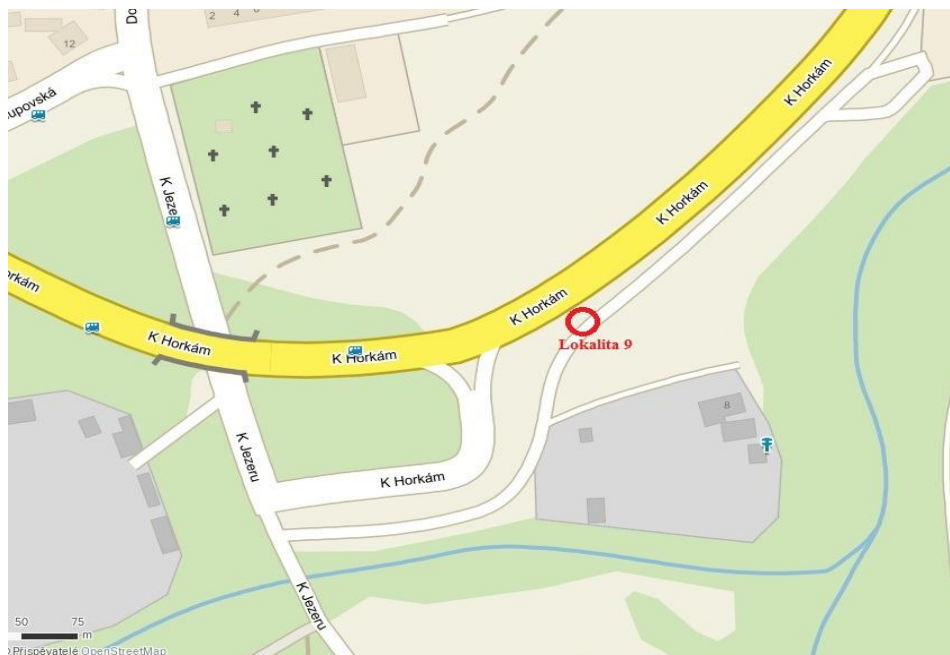
Příloha 1.8: Lokalita 8, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'54.77''S a 14°31'41.64''V, 244 m.n.m.



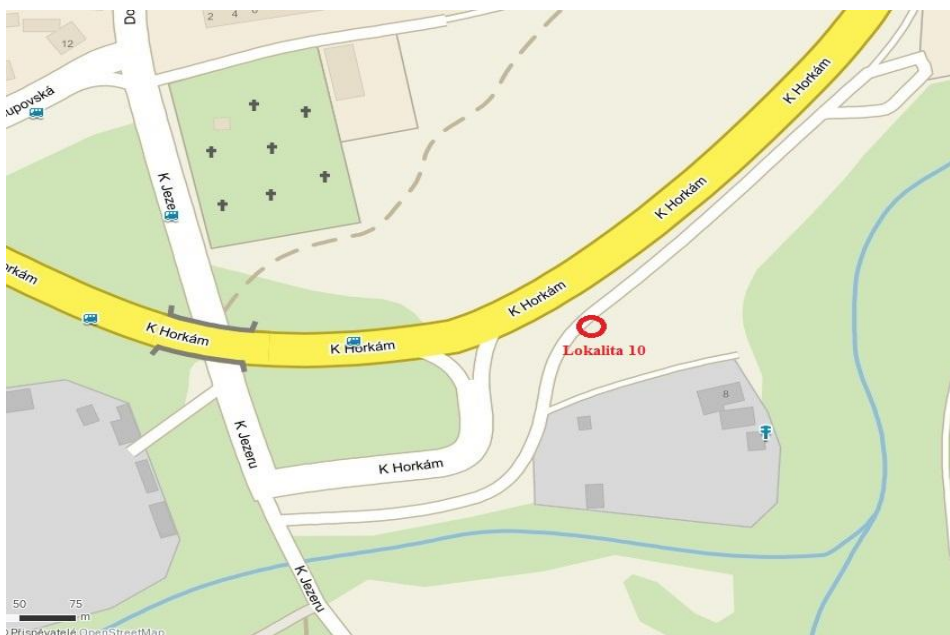
Příloha 1.9: Lokalita 9, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'44.99''S a 14°31'36.19''V, 246 m.n.m.



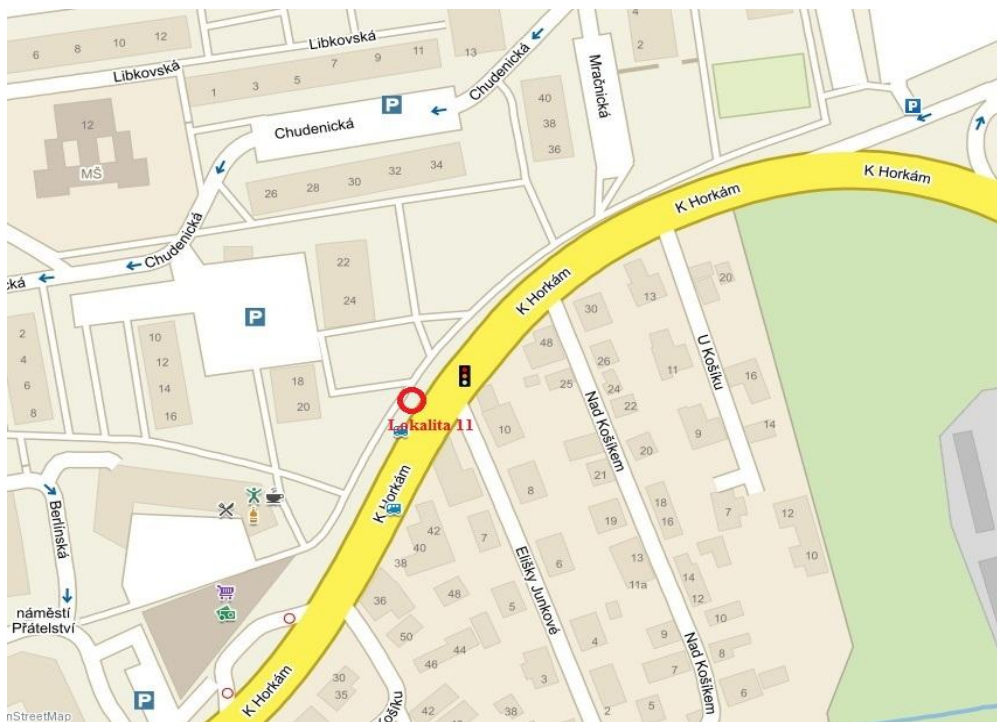
Příloha 1.10: Lokalita 10, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'44.97''S a 14°31'36.20''V, 246 m.n.m.



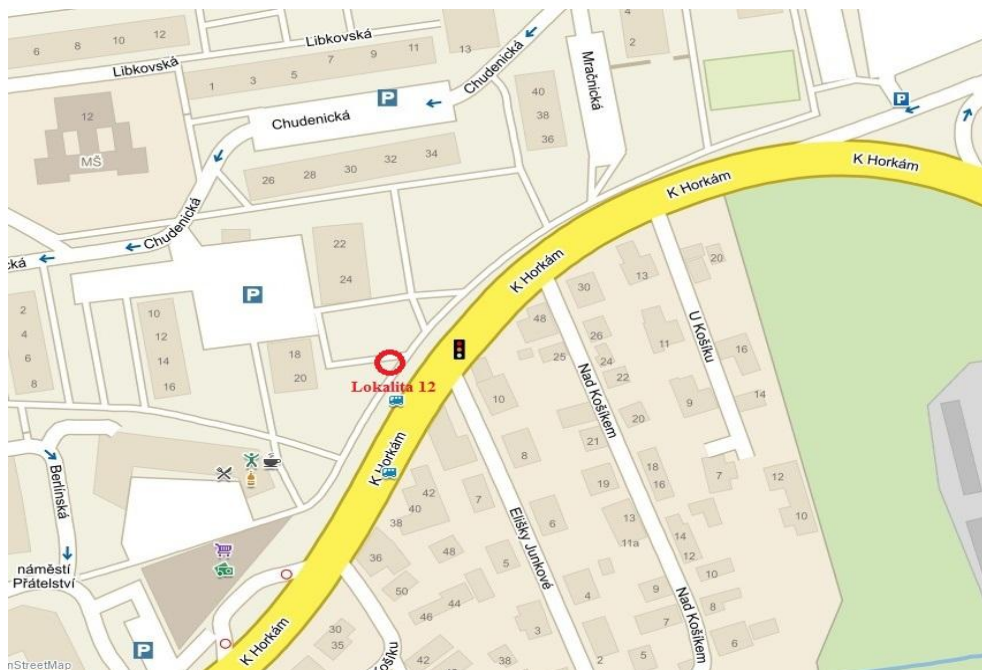
Příloha 1.11: Lokalita 11, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'40.06''S a 14°31'07.26''V, 267 m.n.m.



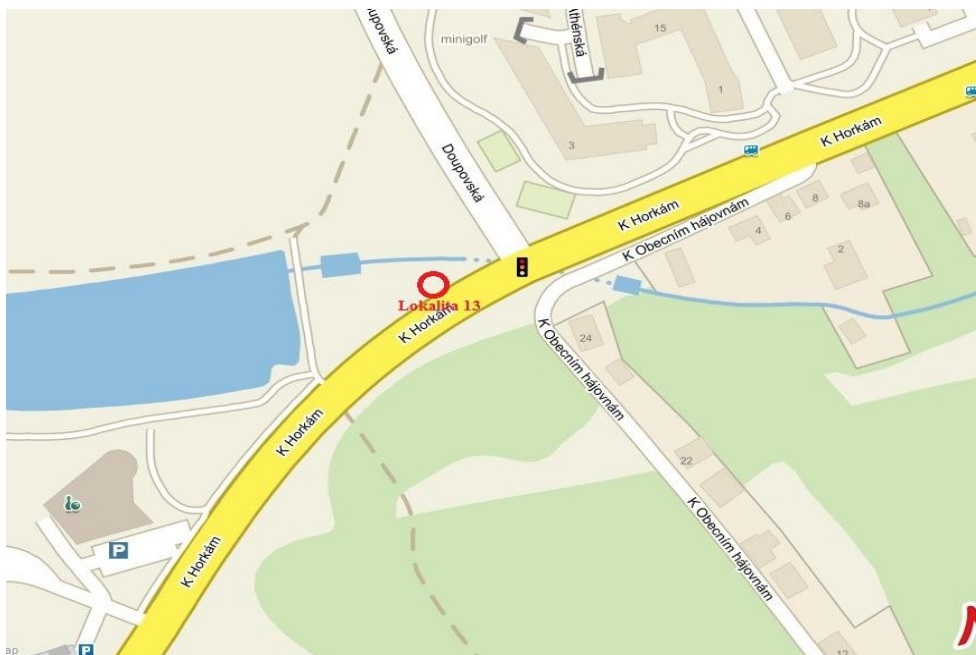
Příloha 1.12: Lokalita 12, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'40.11''S a 14°31'07.19''V, 267 m.n.m.



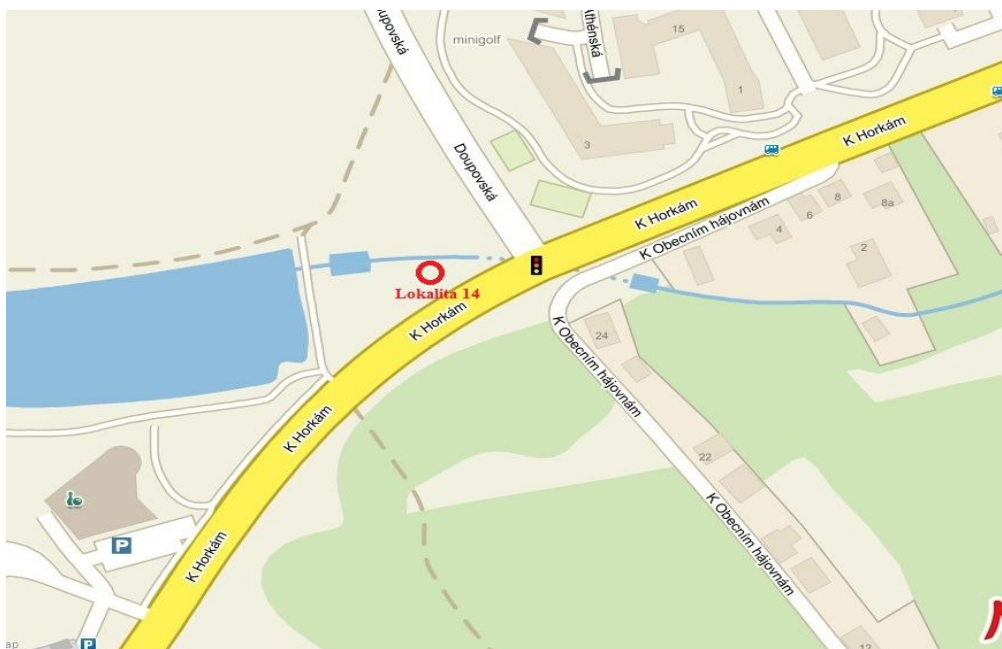
Příloha 1.13: Lokalita 13, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'32.43''S a 14°30'47.96''V, 271 m.n.m.



Příloha 1.14: Lokalita 14, Hostivař, K Horkám. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'32.26''S a 14°30'47.80''V, 271 m.n.m.



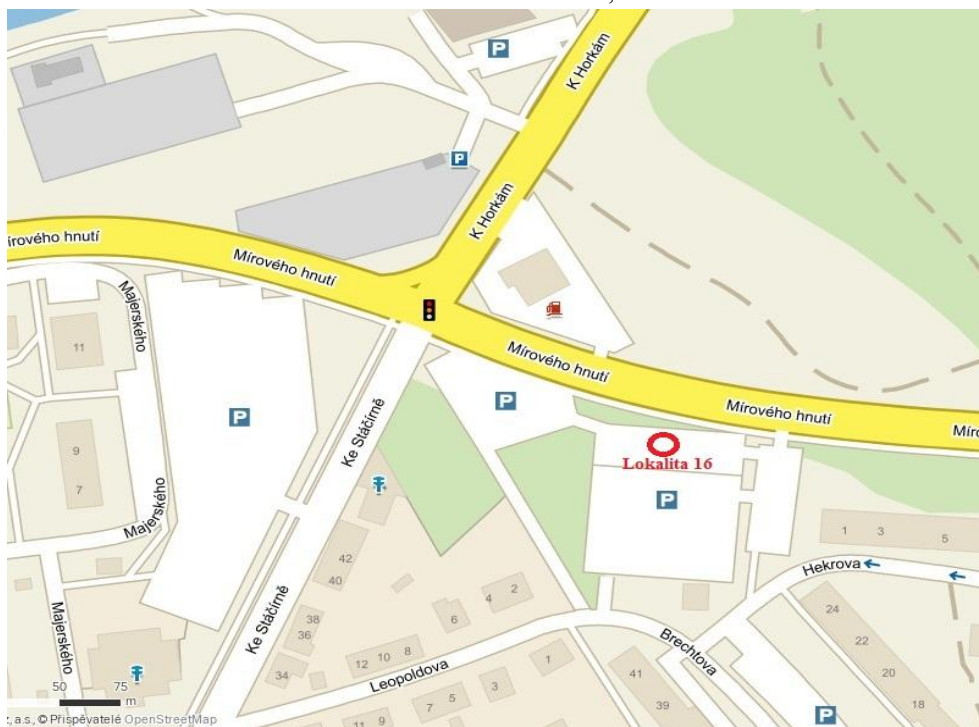
Příloha 1.15: Lokalita 15, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'23.11''S a 14°30'41.88''V, 280 m.n.m.



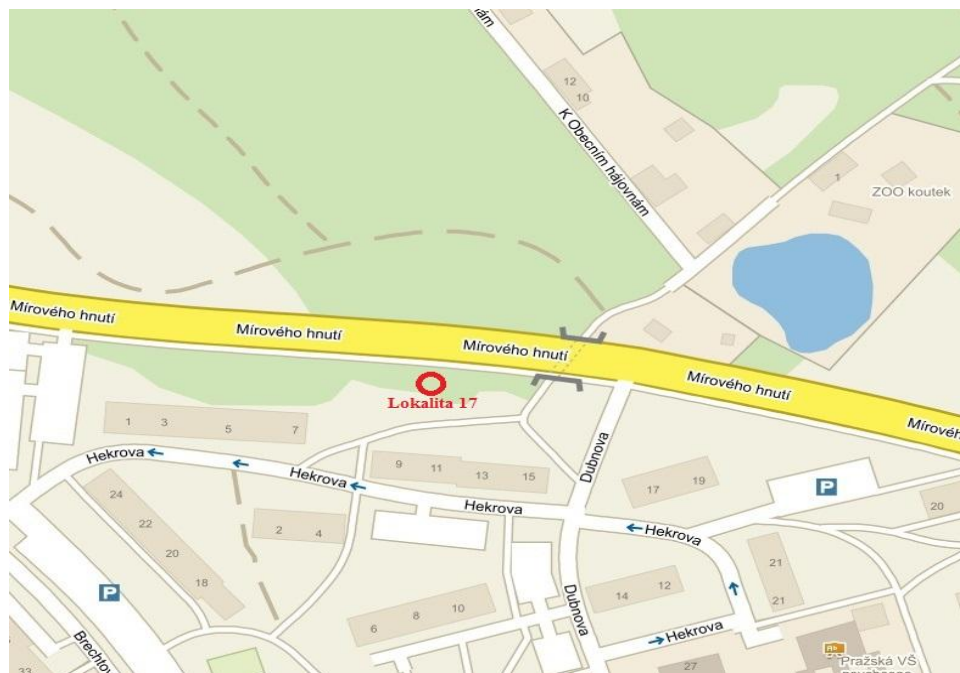
Příloha 1.16: Lokalita 16, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'23.09''S a 14°30'41.91''V, 280 m.n.m.



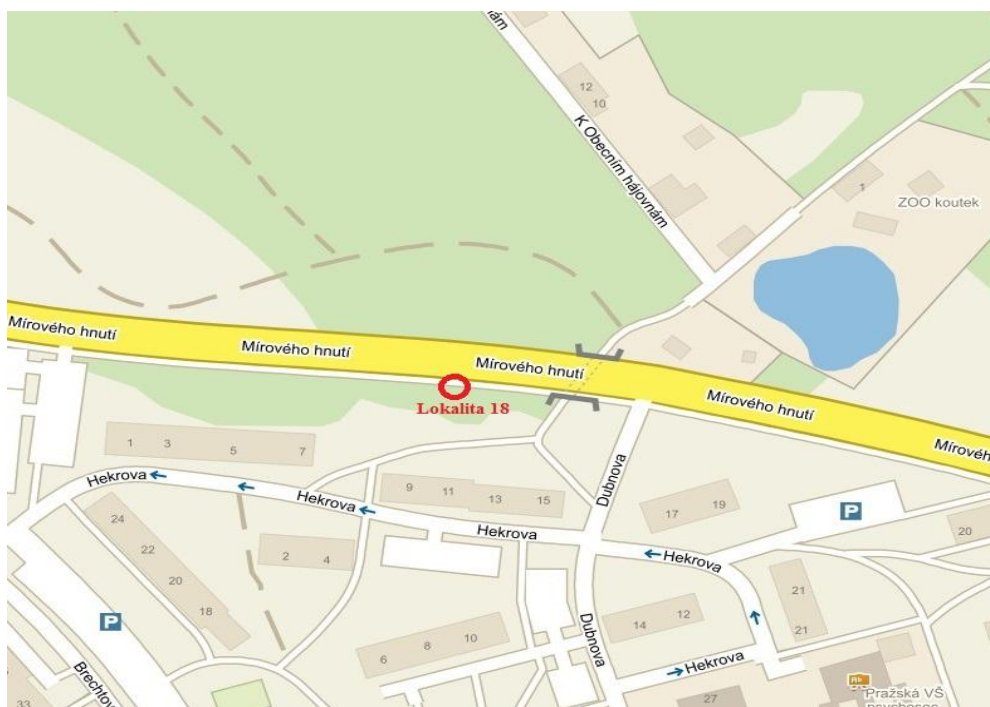
Příloha 1.17: Lokalita 17, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.87''S a 14°30'55.18''V, 288 m.n.m.



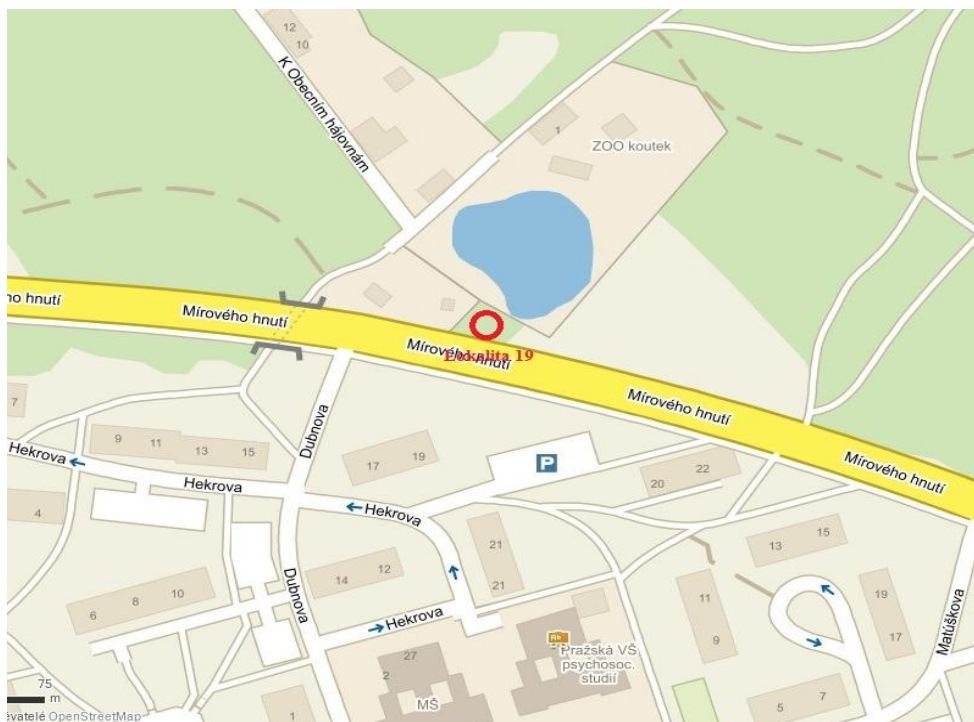
Příloha 1.18: Lokalita 18, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.89''S a 14°30'55.18''V, 288 m.n.m.



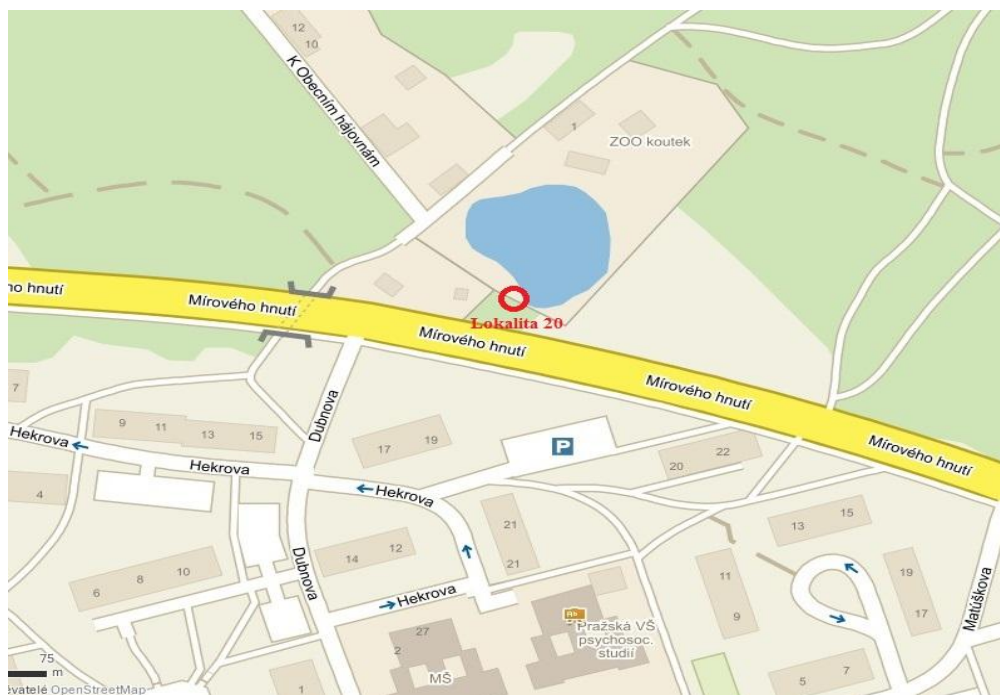
Příloha 1.19: Lokalita 19, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.82''S a 14°30'59.07''V, 290 m.n.m.



Příloha 1.20: Lokalita 20, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.84''S a 14°30'59.07''V, 290 m.n.m.



Příloha 1.21: Lokalita 21, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.16''S a 14°31'01.62''V, 295 m.n.m.



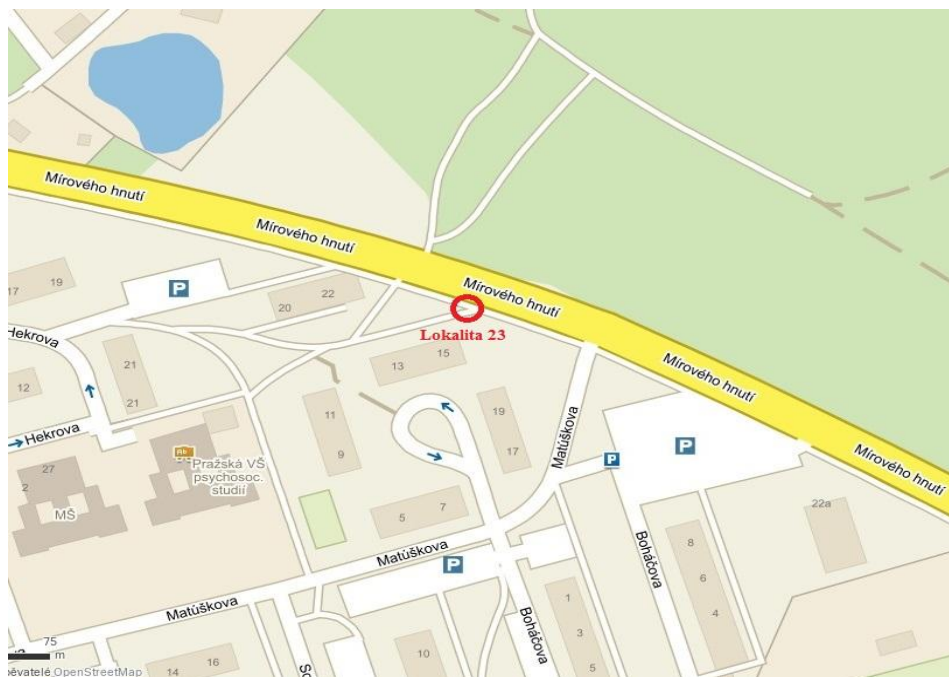
Příloha 1.22: Lokalita 22, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'21.18''S a 14°31'01.64''V, 295 m.n.m.



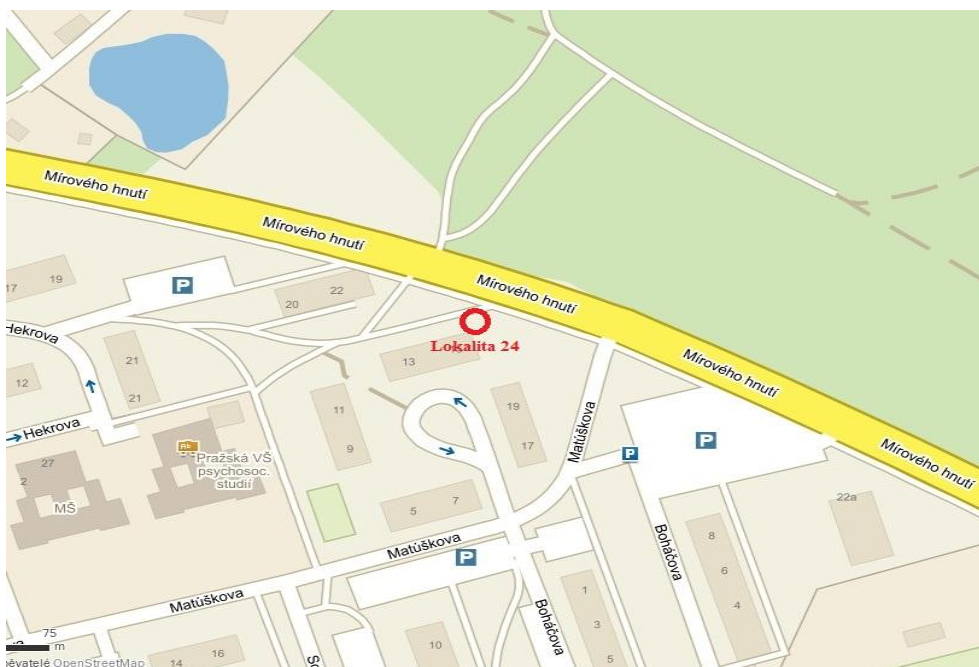
Příloha 1.23: Lokalita 23, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'19.62''S a 14°31'09.11''V, 296 m.n.m.



Příloha 1.24: Lokalita 24, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'19.60''S a 14°31'09.10''V, 296 m.n.m.



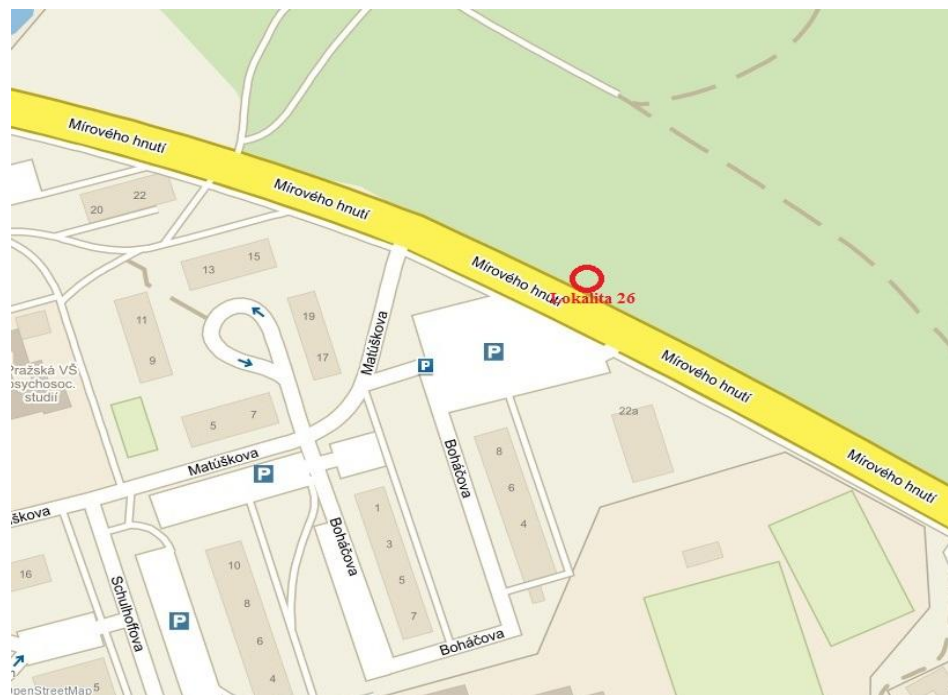
Příloha 1.25: Lokalita 25, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'17.87''S a 14°31'15.69''V, 295 m.n.m.



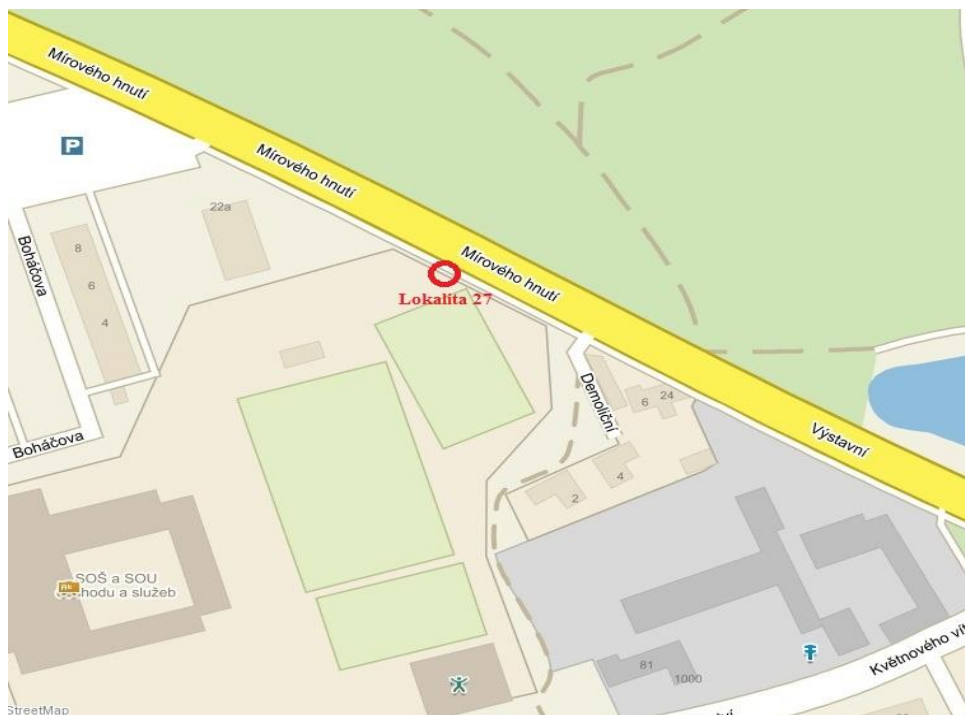
Příloha 1.26: Lokalita 26, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'17.86''S a 14°31'15.68''V, 295 m.n.m.



Příloha 1.27: Lokalita 27, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'15.24''S a 14°31'21.79''V, 294 m.n.m.



Příloha 1.28: Lokalita 28, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'15.22''S a 14°31'21.78''V, 294 m.n.m.



Příloha 1.29: Lokalita 29, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'13.76''S a 14°31'26.58''V, 290 m.n.m.



Příloha 1.30: Lokalita 30, Hostivař, Mírového hnutí. Zdroj: Mapy.cz (2015).

50°02'13.74''S a 14°31'26.57''V, 290 m.n.m.



