

Česká zemědělská univerzita v Praze  
Fakulta životního prostředí  
Katedra aplikované ekologie



**Dopady antropologického znečištění  
kadmíem na životní prostředí**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Vedoucí práce:** Ing. Anna Kunčíková

**Bakalant:** Michaela Sedláková

**2016**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Michaela Sedláková

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Dopady antropogenního znečištění kadmíem na životní prostředí**

Název anglicky

**Impacts of anthropogenic pollution of cadmium on the environment**

---

### Cíle práce

Cílem bakalářské práce je zhodnotit dopady antropogenně vzniklého kadmia na jednotlivé složky životního prostředí a identifikovat hlavní zdroje znečištění.

### Metodika

Bakalářská práce bude pojata formou rešerše. Student podá informace týkající se výskytu Cd v různých složkách životního prostředí a hlavních antropogenních zdrojích prvku. Nedílnou součástí bude vyhodnocení dopadů zvýšených koncentrací kadmia v životním prostředí, stejně tak jako dopady na zdraví člověka. Student využije informací především ze zahraničních, a dále pak českých zdrojů.

**Doporučený rozsah práce**

30 stran

**Klíčová slova**

kadmium, životní prostředí, antropogenní znečištění

---

**Doporučené zdroje informací**

- BENCKO, V. – CIKRT, M. – LENER, J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha: Grada, 1995. ISBN 80-7169-150-.
- BENEŠ, S. – ČESKO. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 1, Obsahy, akumulace a kriteria hodnocení prvků v zemědělských půdách*. Praha: Agrospoj, 1993. ISBN 80-7084-051-.
- BENEŠ, S. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. část, Vstupy prvků do půd zvětrávaním hornin, ... ve srovnání s výstupy erozní činností, podzemními vodami a sklizní zemědělských plodin*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky v Agrospojí, 1994. ISBN 80-7084-090-0.
- CIBULKA, J. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Praha: Academia, 1991. ISBN 80-200-0401-7.
- PABIÁNOVÁ, J. – BENEŠ, S. – VYSOKÁ ŠKOLA ZEMĚDĚLSKÁ V PRAZE. *Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách*. Praha: VN MON, 1986.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2015/16 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Anna Kunčíková

**Garantující pracoviště**

Katedra geoenvironmentálních věd

---

Elektronicky schváleno dne 10. 3. 2016

**prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 17. 3. 2016

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 03. 04. 2016

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Anny Kunčíkové, a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 1. 4. 2016

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat mé vedoucí Ing. Anně Kunčíkové za trpělivost, rady a připomínky při psaní této práce.

## Abstrakt

Tato práce si klade za cíl popsat, jak se kadmium chová v našem životním prostředí a do jaké míry je jím naše prostředí znečištěno. K popisu této problematiky sloužila především odborná literatura, odborné články a výroční zprávy institucí zabývajících se znečištěním životního prostředí. Na základě zjištěných informací lze konstatovat, že znečištění kadmiem v Evropě za poslední roky klesá, ale stále existují kontaminované oblasti, na které je třeba se zaměřit a nalézt efektivní způsob odstranění znečištění. Další oblastí, na kterou by se měl výzkum zaměřit, je kontaminace půd čistírenskými kaly nebo hnojením fosforečnanem, které jsou zdrojem nejenom kadmia, ale i dalších těžkých kovů.

**Klíčová slova:** stopové prvky, těžké kovy, biomonitoring, bioakumulace, znečištění

## Abstract

The goal of this work is to describe how cadmium behaves in our environment and how much the environment is polluted by it. To illustrate this issue we used primarily specialized literature, articles and the annual reports of institutions investigating environmental pollution. On the basis of the information ascertained it is possible to pronounce that the pollution caused by cadmium has decreased in Europe in the last few years, but still there exist contaminated areas on which it is necessary to focus and find effective methods to remove the pollution. Otherwise the research should concentrate on contamination of the soil by sediments from sewage treatment plants and by phosphate fertilizers which are not only the source of cadmium, but also the source of other heavy metals.

**Key words:** trace elements, heavy metals, biomonitoring, bioaccumulation, pollution

# Obsah

1. Úvod.....	7
2. Cíle práce .....	8
3. Literární rešerše .....	9
<b>3.1 Kadmium .....</b>	<b>9</b>
3.1.1 Těžké kovy.....	9
3.1.2 Přirozený výskyt.....	9
3.1.3 Fyzikální a chemické vlastnosti .....	10
3.1.4 Využití.....	11
<b>3.2 Vstupy do jednotlivých složek životního prostředí .....</b>	<b>12</b>
3.2.1 Půda .....	12
3.2.2 O vzduší .....	14
3.2.3 Voda.....	14
<b>3.3 Dopady na jednotlivé složky životního prostředí .....</b>	<b>15</b>
3.3.1 Půda a půdní mikroorganismy .....	15
3.3.2 Rostliny .....	16
3.3.3 Voda a vodní organismy .....	17
3.3.4 Ostatní živé organismy.....	18
<b>3.4 Vliv kadmia na zdraví člověka.....</b>	<b>19</b>
<b>3.5 Bioakumulace a biomonitoring.....</b>	<b>21</b>
3.5.1 Lišejníky .....	22
3.5.2 Mechy .....	25
<b>3.6 Atmosférické depozice kadmia na území Evropy .....</b>	<b>26</b>
<b>3.7 Znečištění ovzduší a imisní limity kadmia v ČR .....</b>	<b>29</b>
4. Diskuze .....	31
5. Závěr .....	33
6. Přehled literatury a použitých zdrojů .....	34

# 1. Úvod

S přibývajícím počtem obyvatel na Zemi se lidská společnost začíná potýkat s čím dál větším počtem problémů. Ať už je to nedostatek potravin na jedné straně a plýtvání potravinami na druhé, stále větší plocha vykácených lesů, snižování biologické diverzity nebo větší frekvence extrémního počasí. Tím, jak se zvyšuje spotřeba, narůstá i množství odpadu a znečišťujících látek, které se dostávají do našeho životního prostředí. Vedle odpadu, který je produkován v domácnostech, existuje i odpad průmyslový velice často obsahující látky, které mohou být pro lidské zdraví velkým rizikem.

Mezi takto život vážně ohrožující látky patří bezesporu skupina prvků, kterým se říká těžké kovy, kam kromě kadmia, kterým se zabývá celá tato práce, dále patří například olovo, arzen nebo měď. I když jsou tyto prvky v našem životním prostředí zastoupeny v poměrně malém množství, proto se také označují jako stopové prvky, jejich účinky jsou velice výrazné. Aby nedocházelo k závažným poškozením lidského zdraví, ale i ostatních živých organismů, je potřeba vědět, jaké může mít kadmium účinky, jakými cestami se kadmium do našeho životního prostředí dostává, kde a jak se ukládá a také co způsobuje. Kromě dostatečných znalostí o kadmiu je také nutné znát, jaké metody jsou nejvhodnější ke změření znečištění a jaké jsou hlavní zdroje znečištění.



## 2. Cíle práce

Cíl bakalářské práce spočívá ve vytvoření rozsáhlého literárního přehledu o:

1. kadmii, jeho původu, způsobu přenosu do životního prostředí,
2. dopadech na živé organismy a složky životního prostředí,
3. metodách zjišťování stavu znečištění kadmii za pomoci lišejníků a mechů,
4. míře znečištění ovzduší kadmii v Evropě a České republice.

První část práce je zaměřena na popis samotného kadmia, je zde popsán přirozený výskyt kadmia, jeho fyzikální a chemické vlastnosti a způsob využití.

Posléze se práce zaměřuje na to, jakým způsobem se kadmium dostává do životního prostředí, a to do půdy, vody a ovzduší.

Po vstupu kadmia do jednotlivých složek životního prostředí se začínají projevovat toxické účinky na živých organismech, a to od nejmenších v půdním prostředí až po samotného člověka, čímž se zabývá další část této práce.

Jelikož nejvíce znečištěním kadmii trpí ovzduší, zaměřuje se poslední část této práce na metody hodnocení znečištění kadmii v ovzduší za pomoci lišejníků a mechů a následně vyhodnocení hlavních oblastí a původu znečištění kadmii v Evropě a České republice.

## **3. Literární řešerše**

### **3.1 Kadmium**

#### **3.1.1 Těžké kovy**

Označení těžké kovy se používá pro kovy, jejichž měrná hmotnost je větší než 4,5 g/cm<sup>3</sup>. Mezi tyto prvky patří: Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb a Zn. Do životního prostředí se dostávají různými způsoby. Může to být například větrnou erozí polymetalických odpadů ze skládek u kovohutí, prachem z pyrolytických hutních procesů, spalováním hlavně hnědého uhlí, průnikem do podzemních vod při loužicích procesech těžby rud, odpadními vodami z galvanizoven (Cd, Zn), brusíren skla (Pb), průmyslovými hnojivy nebo okyselováním půd, které vede ke zvýšené využitelnosti těžkých kovů rostlinami (Kalač et Tříska 1998).

V biologických systémech se těžké kovy nerozkládají, naopak se ukládají a hromadí v povrchových vrstvách půdy, v sedimentech toků a vodních nádrží. Kromě neživých soustav se těžké kovy hromadí i v živých soustavách a transportují v potravním řetězci (Kalač et Tříska 1998).

#### **3.1.2 Přírozený výskyt**

Kadmium bylo objevené v roce 1817 německým chemikem F. Stromayerem, který zjistil, že žlutá barva uhličitanu zinečnatého není způsobená železem nýbrž kadmii (Pavelka et Schütz 1979). V přírodě se nachází kadmium poměrně vzácně a to jako greenockit – sulfid kademnatý, smitsonit, sfalerit, wurzit, chalkopyrit, pyrit nebo galenit. Kromě toho se také nachází v oxidech (kalamín) nebo křemičitanech, v kterých nahrazuje železo a hořčík. Jako doprovod zinku se také vyskytuje v horninách železa a hořčíku bohatých na biotit, amfibol a pyroxen (Beneš et Pabianová 1987). Nejvíce využívaným zdrojem kadmia jsou ale sloučeniny zinku, z kterých je kadmium díky své vyšší těkavosti získáváno destilací (Pavelka et Schütz 1979).

V půdě se kadmium nachází jak v podobě iontové  $\text{Cd}^{2+}$ , tak i jako součást komplexů a to pouze za předpokladu vyššího výskytu chloridů v půdním roztoku a vyššího pH (Ďuriš 2005).



Obr. č. 1: Minerál greenockit (URL 1)

### 3.1.3 Fyzikální a chemické vlastnosti

Kadmium je bílý, lesklý a tažný kov, ochotně tvoří slitiny a je méně elektropozitivní. Při dlouhodobém výskytu na vzduchu neztrácí oxidací svůj lesk, ale při vystavení vyšší teplotě shoří na oxid kademnatý. Nejlépe rozpustné je kadmium v kyselině dusičné, naopak se špatně rozpouští v kyselině chlorovodíkové a sírové. Oproti zinku je kadmium méně reaktivní (Pavelka et Schütz 1979).

V případě, že dojde ke spálení kadmia, vzniká hnědý prášek tzv. oxid kademnatý. Pokud je oxid kademnatý vystaven proudu chloru, vznikne chlorid kademnatý, který je možné získat i při zahřívání samotného kadmia v proudu chlorovodíku. Chlorid kademnatý se velice dobře rozpouští ve vodě a má tendenci tvořit komplexní ionty (Pavelka et Schütz 1979).

Po rozpuštění kadmia ve zředěné kyselině sírové vzniká síran kademnatý, který slouží jako výchozí surovina pro výrobu sulfidu kademnatého, zvaného také jako kadmiová žluť, který se dále používá k přípravě kadmiových galvanických lázní a do

Westonových článků (standard pro měření elektrometrických sil článku) (Pavelka et Schütz 1979).

Vysrážením kademnatých solí hydroxidy vzniká bílý prášek hydroxid kademnatý a vysrážením uhličitanem amonným bílá látka zvaná uhličitan kademnatý. Dále se kadmium vyskytuje v podobě bezbarvého dusičnanu kademnatého (Pavelka et Schütz 1979).

### **3.1.4 Využití**

Díky schopnosti nepodléhat oxidačnímu procesu je kadmium nejčastěji používáno v automobilovém nebo strojírenském průmyslu jako ochrana kovových částí nebo v elektrotechnickém průmyslu jako součást slitin např. s mědí. Významnou slitinou, v které se kadmium nachází, je tzv. Woodův kov, jehož tání probíhá jen za nízkých teplot (Pavelka et Schütz 1979).

Dále se kadmium využívá při výrobě Westonových článků, alkalických akumulátorů, atomových reaktorů, nebo také při přípravě amalgámu (Pavelka et Schütz 1979). Kromě toho se kadmium používá jako součást nátěrových materiálů a při výrobě barev a plastů. V zemědělství je kadmium využíváno jako fungicid, ale i jako složka hnojiv jako např. hnojiva vápenná fosfátová (obsah kadmia 1-2 mg/kg) nebo superfosfátová (obsah kadmia 50-170 mg/kg). Příčinou většího výskytu kadmia v půdách okolo cest může být právě obsah kadmia v motorových olejích nebo pneumatikách (Ďuriš 2005).

## 3.2 Vstupy do jednotlivých složek životního prostředí

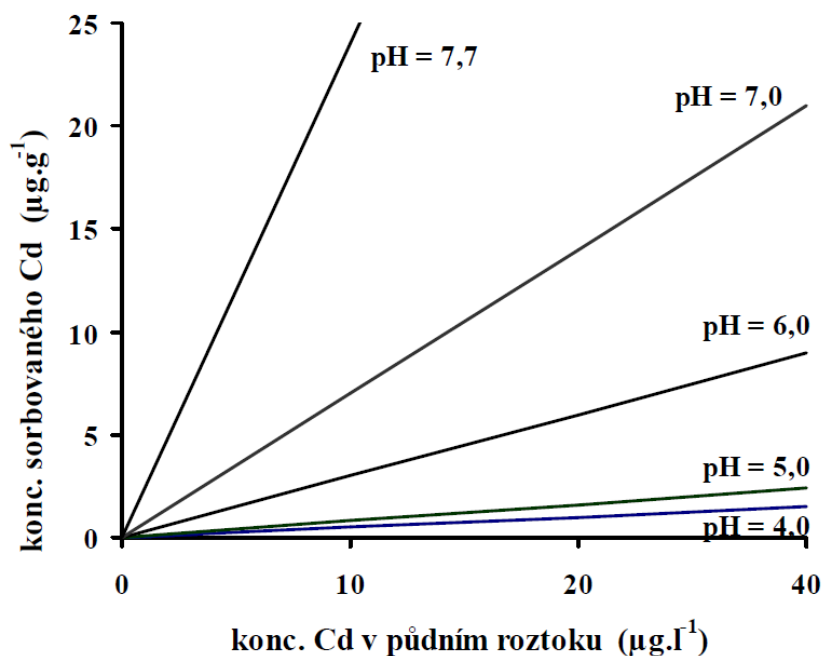
### 3.2.1 Půda

Půda jako jedna ze složek životního prostředí je pro náš život velice důležitá a měli bychom ji náležitě chránit. Nejen že je zdrojem živin a vody pro rostliny, ale i rezervoárem toxických látek, jako jsou právě těžké kovy. Procesu, při kterém dochází ke vzniku vazby mezi chemickou látkou a částičkou půdy, se říká adsorpce. Chemické látky jsou pevně vázány na částičky půdy a je omezen jejich pohyb v ekosystému (Kalač et Tříška 1998).

Nejlépe se kadmium váže na jílové částičky, a proto byly nejvyšší obsahy kadmia zjištěny v jílu a jílovitých břidlicích. Naopak nejnižší množství bylo zjištěno v pískovcích, drobách a vápencích. Přirozeně se kadmium ve vysokých koncentracích (10 – 30 ppm, nebo dokonce i 100 ppm) nachází v půdách v místech ložisek zinku nebo kadmia (Beneš et Pabianová 1987). Množství kadmia se dále mění podle mateční horniny, intenzity zvětrávání a následného transportu (Cibulka et al. 1991).

Antropogenní činností vznikají místa s vysokou koncentrací kadmia, což je nejčastěji způsobené používáním fosforečnanových hnojiv nebo čistírenských kalů (Beneš et Pabianová 1987). Tím jak roste požadavek na kvalitnější, čistší povrchové vody, roste i počet čistíren odpadních vod a následně i množství vyprodukovaného kalu. Jelikož hnojení statkovými nebo minerálními hnojivy za poslední roky klesá, může se zdát hnojení pomocí čistírenských kalů dobrou alternativou. Půda je obohacena nejenom o makroprvky, jako jsou například dusík, fosfor, draslík, vápník nebo hořčík, ale i o organické látky. Avšak kromě těchto prvků se do půdy dostávají i rizikové prvky, které mají dlouhý poločas rozpadu a detoxikace půdy je poměrně složitá. Používání čistírenských kalů jako hnojiva je však stále jedním z nejefektivnějších a nejekonomičtějších způsobů, jak nakládat s kaly, a Evropskou unií je upřednostňován (Balík et al. 2007).

V kontaminovaných oblastech se kadmium nachází nejčastěji v horní vrstvě půdy (3 cm). Aby nedocházelo k přílišné asimilaci kadmia rostlinami a poté přenosu do dalších stupňů potravinového řetězce, je nutné zvyšovat pH půdního roztoku například vápněním, což má za následek snížení rozpustnosti a migrace kadmia. Kromě hodnoty pH a složení půdy má velký vliv na chování kadmia také množství organických látek a jílovitých materiálů v půdě (Beneš et Pabianová 1987).



Obr. č. 2: Sorpční izotermy kadmia o určitých hodnotách pH (Christensen 1989)

### 3.2.2 Ovzduší

Kadmium se stejně jako ostatní těžké kovy nachází ve všech životních složkách, ale právě v ovzduší jsou emise kadmia největším problémem. Průměrně se do atmosféry dostane 7000 tun kadmia ročně a z toho je jen 10 % z přirozených zdrojů. Zbýlých 90 % pochází ze spalování fosilních paliv a odpadů, z produkce oceli a železa a nakonec z výroby a zpracování neželezných kovů. K největšímu znečištění kadmiem dochází v místech, kde se zpracovává zinek. Jelikož sloučeniny zinku jsou často doprovázeny výskytem kadmia, obsahují emise ze zinkových hutí velké množství emisí kadmia, a to dokonce větší než obsah zinku. Je to způsobeno vyšší těkavostí kadmia (Ďuriš 2005). Kromě průmyslových oblastí se zpracováním kovů se kadmium do ovzduší dostává také jako součást prachu, který vzniká erozí ploch bez vegetačního pokryvu. Dále při povrchové těžbě nerostných materiálů, při spalování fosilních paliv nebo v procesu koroze kovových nebo různých stavebních konstrukcí (Ďuriš et Maňour 2003).

### 3.2.3 Voda

Největší vliv na znečištění vod mají bodové zdroje (města a obce, průmyslová zařízení nebo objekty živočišné výroby), které jsou i zároveň největším zdrojem znečištění těžkými kovy (MŽP 2002). Nejčastěji jsou to vody důlní nebo kontaminované průsakem hlušinovými haldami, odpadní vody pocházející z míst, kde se ukládá popílek nebo ze strojírenských závodů, jako jsou např. galvanizovny nebo koželužny. Procesem čištění těchto odpadních vod vzniká dále odpadní kal, který je možné používat jako hnojivo, ale to jen za předpokladu použití správného množství a na správném místě. (Bencko et al. 1995).

Od roku 1990, kdy bylo významně investováno do vzniku nových čistíren odpadních vod nebo rekonstrukce už starých a nevyhovujících čistíren, se znečištění vod výrazně snížilo. Od roku 1991 – 2000 došlo k eliminaci 5. jakostní třídy u všech hlavních toků, ale i na většině jejich přítoků (MŽP 2002).

## **3.3 Dopady na jednotlivé složky životního prostředí**

### **3.3.1 Půda a půdní mikroorganismy**

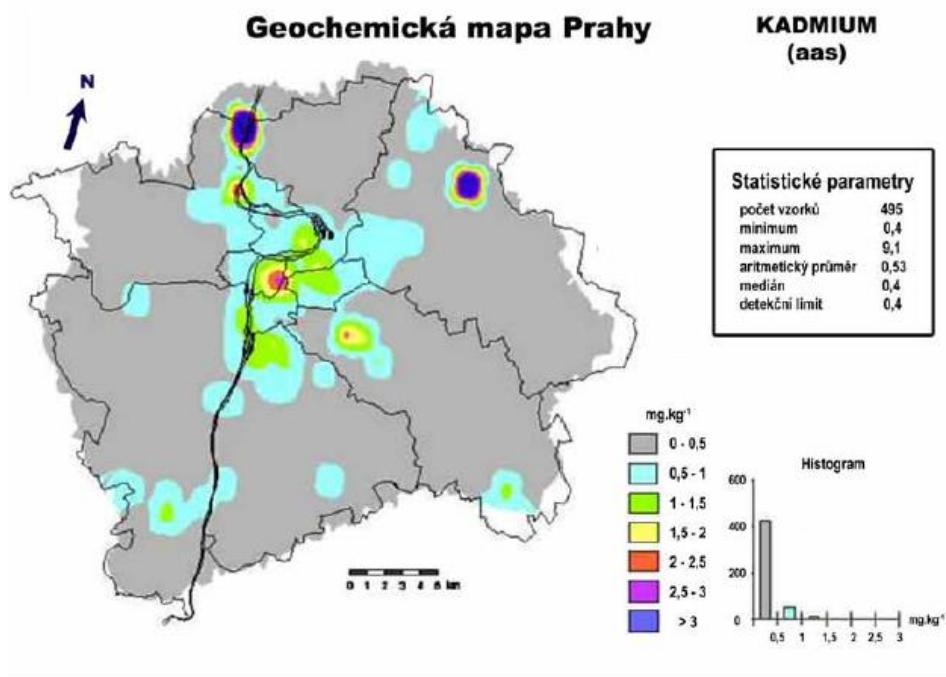
Půda, životně důležitá složka životního prostředí, je značně ovlivňována člověkem ať již přímo (záběr a kontaminace půdy) nebo nepřímo (vodní a větrná eroze, degradace půdy, úbytek organické hmoty a acidifikace), a tyto aktivity mohou negativně ovlivňovat jak produkční, tak i ekologické funkce půdy. Pokud dojde ke kontaminaci půdy těžkými kovy, je velice obtížné odstraňovat jejich účinky na rostliny a půdní úrodnost, jelikož patří mezi nejdéle působící kontaminanty životního prostředí s trvanlivostí až tisíc let (Alloway 1990).

Zvýšený obsah koncentrace kadmia v půdním roztoku způsobuje pokles druhů, populací a dokonce i vyhubení populací bakterií, což má za následek snížení schopnosti rozkládat organickou hmotu (Cibulka et al. 1991).

Jedno z nejvíce kontaminovaných míst v České republice je oblast Kutné Hory, což je způsobeno především důlní činností, zvětráváním zbytků rudnin nebo hutních strusek starých hald. V této oblasti jsou hodnoty koncentrace rizikových prvků tak vysoké, že zde existuje reálné riziko kontaminace zemědělské produkce a následně ohrožení zdraví člověka (Bílek 1982). Dalším místem s vyšší koncentrací těžkých kovů jsou severní Čechy, kde se realizuje asi 80 % celkové těžby uhlí. Nejvíce zasažené jsou oblasti Žatce, Chomutova a Sokolova (Petříková et al. 1995).

Půdy v České republice obsahují průměrně 0,4 mg/kg kadmia, což převyšuje přirozený obsah kadmia v zemské kůře, který činí pouhých 0,16 mg/kg. Na území Prahy je průměrná hodnota kadmia vyšší (0,5 mg/kg). Největší znečištění se nachází v místě bývalého podniku PAL v Kbelích, kde bylo kadmium používáno v procesu výroby součástí do automobilového nebo leteckého průmyslu (Ďuriš 2005).





Obr. č. 3: Výskyt kadmia v půdách na území Prahy (Ďuriš 2005)

### 3.3.2 Rostliny

Rostliny přijímají kadmium velice snadno, a pokud se v jeho blízkosti nachází i zinek nebo je hodnota pH půdního roztoku nižší než 5, příjem rostlinami se zvyšuje až o 10 %. Citlivost jednotlivých druhů rostlin je velice odlišná (Ďuriš 2005). Většina rostlin je ke kadmiu značně tolerantní. Některým rostlinám dokonce neškodí ani 150 ppm, kdežto citlivější plodiny snesou maximálně 4 – 13 ppm (Beneš et Pabianová 1987).

Kadmium je rostlinami přijímáno především kořeny pomocí difúze, ale také povrchem listů ze znečištěného ovzduší. Ukládáno je v pletivech kořenů, listů, stonků, plodů a nejméně v semenech. Největší retence v listech je známá u tabáku selského (*Nicotiana rustica*), který transportuje 75 % do listů, a 81 % je transportováno u tabáku virginského (*Nicotiana tabacum*) (Cibulka et al. 1991).

Nejčastějším projevem intoxikace rostlin je chloróza listů, hnědnutí kořenových vlásků nebo špiček kořenů, červenohnědé zbarvení žilnatiny na listech, výskyt fialovohnědých skvrn na listech, usychání a samotný opad listů. Působením kadmia také

dochází k uzavření průduchů, což snižuje příjem oxidu uhličitého a tím znemožňuje proces fotosyntézy a zároveň ovlivňuje vodní provoz a rostliny vadnou. Pokud rostlina přijímá jen nízké koncentrace kadmia, dochází k podpoření růstu, kdežto při vysoké koncentraci je růst nadzemních částí a kořenů velice omezen (Cibulka et al. 1991).

### **3.3.3 Voda a vodní organismy**

Kadmium se nachází ve vodě jen v malých koncentracích, jelikož je jeho největší část ukládána v sedimentech na dně vodních toků. Toto rozložení je ovlivněno především chemickým složením vody, hodnotou pH a obsahem aniontů, se kterými mohou tvořit stabilnější komplexy, které jsou méně toxické než samotné ionty. Pomocí mikroorganismů žijících na dně vodních toků jsou tvořeny organické deriváty, které se posléze dostávají do potravního řetězce (Cibulka et al. 1991).

Nejvíce postiženými vodními organismy jsou ryby, které kadmium přijímají buďto trávicím ústrojím, žábry nebo kůží. Největší následky znečištění se projevují u raných vývojových stadií ryb a to především v embryonálním a larválním vývoji, kdy dochází k negativnímu vlivu na reprodukční orgány (Cibulka et al. 1991).

Vodní rostliny a řasy patří mezi významné akumulátory těžkých kovů a to dokonce lepší než rostliny suchozemské, proto jsou často využívány k dekontaminaci vodního prostředí. Mezi nejlepší akumulátory kadmia patří rostliny splývavé, bahenní a také rákosiny (Cibulka et al. 1991).

### 3.3.4 Ostatní živé organismy

Kadmium se do živých organismů dostává především z ovzduší přes dýchací soustavu nebo trávicí soustavou společně s vodou nebo potravou. Jelikož má kadmium podobné vlastnosti jako zinek, který patří mezi esenciální prvky, které jsou pro organismy nezbytné, je i kadmium přijímáno stejným mechanismem jako zinek. To může mít za následek náhradu zinku kadmiem v různých proteinech, které jsou pro život důležité. Takovými proteiny jsou metaloproteiny, které se nachází u mnoha obratlovců, ale i bezobratlých v játrech, ledvinách nebo červených krvinkách (Kalač et Tříška 1998).

Zdaleka největší akumulace kadmia byla zjištěna při zkoumání orgánů koní, což je pravděpodobně způsobeno jejich dlouhověkostí. Při tomto zkoumání došlo k objevu již zmíněných metaloproteinů a to přesněji metalothioneinu, který se nachází i v lidském těle (Cibulka et al. 1991). Z jater se kadmium postupně transportuje a ukládá v ledvinách, kde vyšší koncentrace mohou způsobit poškození ledvin (Kalač et Tříška 1998).

### 3.4 Vliv kadmia na zdraví člověka

Pokud se kadmium dostane do těla člověka, akumuluje se a poškozuje především ledviny a játra, a to až po dobu 10 let. V játrech se akumuluje 50 – 75 % podávané dávky kadmia. Dále narušuje metabolismus vápníku, fosforu a vitamínu D a tím výrazně mění pevnost kostí. Také nízký příjem vápníku nebo bílkovin má vliv na příjem kadmia, který se tím naopak zvyšuje (Bencko et al. 1995). Kromě karcinogenních účinků zesiluje kadmium i účinky mědi a niklu. Mezi nejčastější nemoci způsobené kadmii patří zvýšený krevní tlak a cévní poruchy (Ďuriš 2005).

Průměrné množství přijatého kadmia člověkem je okolo 50 µg za den ve většině zemí, z čehož je za normálních podmínek vyloučeno z těla méně než 1 % (Bencko et al. 1995). Poločas vyloučení kadmia z ledvin se odhaduje na 16 – 30 let (Cibulka et al. 1991).

Jedním z onemocnění způsobené kadmii se nazývá itai – itai, což v překladu znamená *bolí – bolí*, a vzniklo při jedné katastrofě v Japonsku. Jde o onemocnění způsobené nadměrným příjmem kadmia v potravě postihující výhradně ženy, které mají za sebou více porodů. Dochází k poruše metabolismu vápníku, k poškození ledvin a trávicího ústrojí a v neposlední řadě také k úbytku anorganické kostní hmoty. Kadmium se do potravy, přesněji do rýže, dostalo spolu s hnojivem a s vodou k zavlažování, která pocházela z čistírny odpadních vod patřící k závodu na výrobu kadmiových pigmentů. Rýžové plantáže bylo poté nutné pokrýt asfaltovým kobercem a vyřadit ze zemědělské produkce natrvalo (Bencko et al. 1995).

Dalším rizikem příjmu nadměrného množství kadmia je použití kadmia v pozinkovaných nebo přímo pokadmiovaných trubek a kohoutcích na pitnou vodu. Vysoká koncentrace kadmia v pitné vodě může vyvolat hypertrofii srdečního svalu. Kromě intoxikace pitné vody, může být toxikováno také jídlo, které bylo připraveno v pokadmiovaném nádobí nebo kyselé ovocné šťávy skladované v nádobách ze slitin obsahujících kadmium (Bencko et al. 1995).

Jelikož se kadmium kumuluje a předává potravními řetězci, měl by být člověk opatrný i na zdroje potravin, které používá jako potravu. Kvůli vyššímu obsahu kadmia se nedoporučují pojídat ledviny a játra u divoké zvěře (Taturuch 1984).

Zatímco nízké dávky kadmia se projevují větší koncentrací v ledvinách, vysoké dávky naopak způsobují větší obsah kadmia v játrech. Tak jsou například nejvíce poškozeni lidé pracující v odvětví těžkého průmyslu (Cibulka et al. 1991). Také kuřáci cigaret jsou vystaveni větší expozici kadmia a tím i větším obsahem kadmia v játrech a ledvinách. Člověk kouřící 20 cigaret za den vdechuje přibližně 1,5 – 2 mikrogramy kadmia, z čehož může být 38 – 50 % vdechováno pasivními kuřáky (Cibulka et al. 1991).

Kromě kuřáků a pracovníků v těžkém průmyslu je vystavena celá populace dlouhodobé expozici kadmia, a to jak orálním nebo respiračním přísunem. V důsledku dlouhodobé expozice kadmia se u člověka projevuje tzv. tubulární proteinurie, což je nadměrné vylučování nízkomolekulárních bílkovin močí. Tento důsledek se nemusí projevovat hned, ale klidně až po určité době, jelikož kadmium je charakterizováno dlouhou dobou retence (Cibulka et al. 1991).

### 3.5 Bioakumulace a biomonitoring

Využívání organismů k hodnocení znečištění ovzduší se rozvíjí teprve až v posledních desetiletích. K biomonitoringu jsou používány organismy takové, které do sebe pohlcují škodlivé látky z životního prostředí a jsou schopné je akumulovat. Škodlivé látky jsou takové látky, které vyvolávají stres, nebo to jsou všechny chemické látky, které se do přírody dostaly jako produkt lidské činnosti a které způsobují poškození živých organismů. Organismy pohlcující škodlivé látky nebo také bioindikátory mohou být využívány k pouhé identifikaci znečištění způsobené člověkem nebo ke kvantitativní analýze. Bioindikátory se mohou dále dělit na citlivé nebo akumulativní. Citlivost bioindikátorů slouží především jako alarm, který upozorňuje na přítomnost škodlivých látek v životním prostředí. Projevovat se může v podobě viditelných, morfologických změn na organismu, nebo změn početnosti v populaci. Schopnost akumulace škodlivých látek v organismech umožňuje měřit množství těchto látek na určitém místě (Ceccheti et Conti 2000).

První studie bioindikátorů sahají do 60. let minulého století. Bioakumulátory se později zabývali pánové Stöcker (1980) a Phillips (1877, 1980) a na základě jejich zkoumání bylo možné určit jejich hlavní charakteristiky:

1. akumulace polutantů, bez toho aniž by došlo k usmrcení organismu při pouhém kontaktu;
2. velký životní areál;
3. početnost, stálost, reprezentativní vzorek populace;
4. dostupnost a možnost odebírat vzorky tkání pro analýzy po celý rok;
5. snadné odebírání vzorků a určitá odolnost v laboratorních podmínkách;
6. schopnost vysoké koncentrace škodlivé látky, která je studována;
7. korelace mezi množstvím škodlivé látky v organismu a průměrnou koncentrací v okolním prostředí;
8. nutná korelace mezi množstvím škodlivé látky s obsahem látky v životním prostředí na každém studovaném místě bezpodmínečně.

### 3.5.1 Lišejníky

Lišejníky je možné řadit mezi jedny z nejodolnějších organismů na zemi, jelikož jsou schopny osídlit i polohy s velice extrémními podmínkami, jako jsou například místa s extrémními suchy nebo vysokými mrazy. Kromě toho dokáží růst i na poměrně nepřístupných místech jako jsou skály, listy rostlin nebo kmeny a větve stromů, kameny, ale i beton, cihlové zdi, azbestové krytiny a dokonce i kapoty starých aut. Přestože jsou lišejníky schopny obývat takto pro ostatní organismy nepřístupná místa, jsou velice citliví na znečištění životního prostředí způsobené například kyselými dešti nebo velkým množstvím prachových částic v ovzduší. Je to způsobeno především tím, že jejich stélka není krytá kutikulou nebo jinými ochrannými prostředky jako je tomu u vyšších rostlin, a tudíž se voda se všemi rozpuštěnými látkami dostává do stélky velice snadno a její množství není nijak regulováno (Skalka 2004).

Lišejníky jsou podvojně organismy a skládají se ze dvou organismů – hub a sinic, které žijí ve vzájemné symbióze (Skalka 2004). Sinicí je přesněji myšleno *Cyanobacteriae* nebo *Chlorophyceae* a houbou většinou *Ascomycetes*, ačkoliv ve vzácných případech to může být *Basidiomycetes* nebo *Phycomycetes* (Cecchetti et Conti 2001). Zatímco houba zásobuje sinici vodou a minerály, sinice díky obsahu chlorofylu a schopnosti fotosyntézy dodává houbě potřebné živiny (Hale 1969, 1883). Pokud se do životního prostředí a posléze i do stélky lišejníků dostanou škodlivé látky, rovnováha obou složek je narušena a může dojít až k úhynu organismu (Skalka 2004).

Převážná část lišejníků je náchylná na znečištění ovzduší, ale existují i takové druhy, které vysoké koncentrace některých kovů snášejí. Například v okolí holandské vesnice Budel se v půdě nacházela poměrně vysoká koncentrace zinku a kadmia, ale přesto, a nebo právě proto, se tam vyskytovaly lišejníky jako *Acarospora fulvoviridula* nebo *Micarea confusa*, která je dokonce uvedena v seznamu červené knihy (Skalka 2004).

Lišejníky patří k nejpoužívanějším bioindikátorům vůbec (Ferrey et al. 1973) a k jejich sledování se používají tři základní metody. První z nich je mapování všech druhů lišejníků na určitém místě. Další metoda se zaměřuje pouze na jeden určitý druh lišejníků a měří se množství polutantů, které jsou akumulovány ve stélce. Posledním

způsobem měření znečištění je takový, při kterém se určitý druh lišejníku přenesse i se substrátem z nekontaminovaného místa na kontaminované a posléze se pozorují morfologické změny na stélce lišejníků nebo se hodnotí fyziologické parametry a akumulace polutantů (Seaward 1993). Analýza stélky lišejníků je jednou z nejpoužívanějších metod biomonitoringu (Doğrul et al. 2012). Je založená na fyzických, chemických a biologických vlastnostech lišejníků. Lišejníky jsou schopné pohltit dokonce větší množství stopových prvků než by se dalo očekávat dle jejich fyziologických potřeb (Jeran et al. 2002).

Metody používající lišejníky jako bioindikátory se ukazují jako vhodná alternativa k tradičním metodám odběrů vzorků vzduchu. Je jednoduchá, ekonomicky nenáročná a umožňuje sledovat rozsáhlá území v jakémkoliv časovém období v roce. Také množství látek, které je možné díky lišejníkům sledovat je poměrně rozsáhlé, především jde o těžké kovy, polychlorované bifenyly, chlorované uhlovodíky, polycyklické aromatické uhlovodíky a radioaktivní spad (Doğrul et al. 2012).

Koncentrace stopových prvků ve tkáních lišejníků odráží poměrně přesně míru znečištění těmito prvky. Citlivost jednotlivých druhů vzhledem k atmosférickým depozicím se liší a závisí i na růstové formě. Obecně jsou citlivější lišejníky s lupenitou stélkou oproti lišejníkům se stélkou korovitou (Seaward 1993). Kromě vysoké citlivosti na znečištění je velkou výhodou využívání lišejníků jako bioindikátorů i díky jejich metabolismu, který probíhá i pod bodem mrazu a tak je možné lišejníky sledovat i v průběhu celého roku. Jelikož jsou lišejníky schopné dožít se i několik desítek let, je možné provádět průzkum i po delší časové období (Skalka 2004). Další výhodou jejich použití je, že v průběhu pomalého růstu neztrácejí žádné části těla a i jejich morfologie se v průběhu času moc nemění (Wolterbeek 2002; Garty et Garty – Spitz 2011).

Akumulace těžkých kovů lišejníky závisí na mnoha faktorech, jako je dostupnost prvků, charakter a druh lišejníku, zdravotní stav, věk nebo typ reprodukce, a dále na parametrech jako je teplota, vlhkost a substrát (Baker 1983). Těžké kovy se do lišejníků dostávají ze srážek přímo nebo nepřímo, a to mlhou, rosou nebo suchou depozicí a příjmem v plynném skupenství (Knops et al. 1991). Je všeobecně známo, že množství



těžkých kovů ve stélce lišejníků má tendenci se měnit v průběhu času, což mohou mít podle Deruelle (1992) za vinu kyselá deště.

Nadmořská výška hraje velkou roli v koncentraci olova a kadmia. Ve studii, kterou provedli Chettri a Sawadis (1997), zabývající se lišejníkem *Hypogymnia physodes* (terčovka bublinatá), který patří mezi nejvhodnější bioindikátory ke studiu bioakumulace stopových prvků z pohledu vysoké kapacitní tolerance, bylo zjištěno, že zvyšování koncentrace olova v závislosti na nadmořské výšce má lineární trend, kdežto koncentrace kadmia stoupala až do výšky 900 – 1100 m a posléze vykazovala trend klesající.

Kadmium je všeobecně považováno za obzvláště toxické pro různé druhy lišejníků (Nieboer et al. 1979; Beckett et Brown 1984). Koncentrační intervaly 1,26 – 5,05 a 1,56 – 6,40  $\mu\text{g/g}$  byly nalezeny u *Anaptychia ciliaris* a *Lobaria pulmonaria* (anaptychia řasnatá a důlkatec plicní). Tyto hodnoty se přibližují hodnotám, u kterých se už začínají projevovat symptomy toxicity. Kromě toho existuje negativní korelace mezi výskytem kadmia a redukcí množství bílkovin a cukru v organismu lišejníků (Riga – Karandinos et Karandinos 1998).



Obr. č. 4: *Lobaria pulmonaria* (URL 1)

### 3.5.2 Mechy

Mechy stejně jako lišejníky nemají kutikulu a žádné kořeny (Rühling et Tyler 1968) a většinu živin tak přijímají přímo z atmosférické depozice. Mechy jsou schopné absorbovat těžké kovy jako je kadmium, kobalt, měď, chrom, olovo, vanad a zinek, které jsou přijímány primárně z atmosféry (Lee et al. 2005).

Příjem stopových prvků do stélky mechů je usnadněn: velkým počtem malých listů a jejich složitým povrchem, což výrazně zvětšuje plochu příjmu prvků; vysokou propustností tkání vůči vodě a stopovým prvkům; schopností zadržení velkého množství vody a schopností výměny kationtů (Brown 1982; Bargagli 1998).

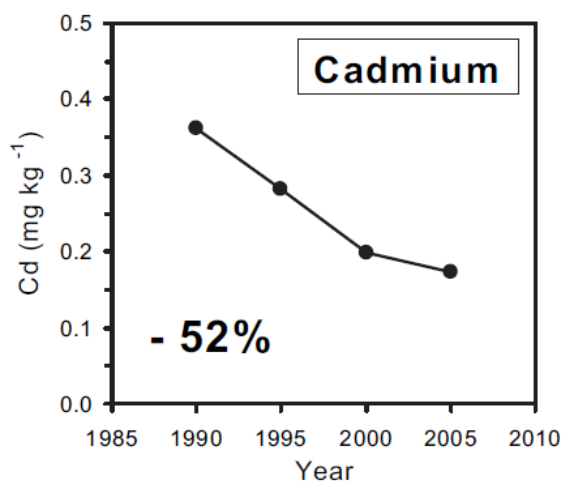
Metody pro určování obsahu těžkých kovů byly vyvinuty ve Švédsku vědci Rühlingem a Tylerem v roce 1968. Od té doby se mechy velice často využívají k biomonitoringu znečištění ovzduší (Cao et al. 2008), a to dokonce mnohem častěji než metody biomonitoringu založené na lišejnících, jelikož jsou tyto metody méně technicky a analyticky náročné (Sucharová et Suchara 1995). Navíc jsou mechy více tolerantní vůči atmosférickým polutantům než například druhy lišejníků s lupenitou stélkou (Bargagli et al. 2002). Ale bohužel i metody využívající mechy mají své limity, jako je například nedostatek vhodných druhů mechů v určité oblasti, což jsou většinou oblasti ovlivněné lidskou činností a silně urbanizované. V takových případech se využívá metoda, při které je určitý mech odstraněn z poměrně málo znečištěného prostředí a přemístěn na sledované území. Využití mechů k monitoringu znečištění ovzduší se ukázalo jako dobrý způsob kontroly, ačkoliv k získání nejlepších výsledků je vyžadována kombinace s využitím lišejníků (Szczepaniak et Biziuk 2003).

### 3.6 Atmosférické depozice kadmia na území Evropy

V posledních desetiletích jsou mechy využívány k biomonitoringu atmosférických depozic těžkých kovů. Myšlenka měřit atmosférické depozice za pomoci mechů se rozvíjela už v 60. letech našeho století a teprve v roce 1980 vzniklo první měření, které bylo iniciováno a vedeno švédským vědcem Rühlingem. Od roku 1990 probíhá tento průzkum každých pět let a v roce 2005 byl prováděn ve 28 zemích Evropy na vzorcích těchto druhů mechů: *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme* a *Pseudoscleropodium purum* (travník Schreberův, rokytník skvělý, rokyt cypřišovitý a lazovec čistý) (Harmens et al. 2010; Rühling et Tyler 1968; ICP Vegetation, 2005).

Hlavním cílem tohoto průzkumu je zejména:

1. poskytnout ve formě map informace o místech výskytu a distribuci těžkých kovů,
2. identifikovat hlavní zdroje znečištění,
3. porozumět přeshraničnímu proudění a šíření znečištění,
4. zaznamenat časové trendy (Ilyin et al., 2007).



Obr. č. 5a: Vývoj koncentrace kadmia od roku 1995 – 2005 (Harmens et al. 2010)

Od roku 1990 se projevuje pokles koncentrace těžkých kovů v organismech mechů až o 52 – 72 % a to zejména u prvků jako je: arsen, kadmium, železo, olovo a vanad.

Tento pokles je způsoben především tím, že mnoho zdrojů zavedlo nové technologie, jako například využívání filtrů nebo přechod z uhlí na plyn jako hlavní palivo. Kromě toho bylo konkrétně ve východní Evropě přímo uzavřeno několik podniků, které byly významným zdrojem znečištění (Harmens et al. 2010).

Poslední průzkum z roku 2005 ukazuje, že nejnižší koncentrace těžkých kovů se nacházela ve Skandinávii, v Pobaltských státech a v severní části Spojeného Království. Naopak nevyšších hodnot koncentrace bylo dosaženo v Belgii a ve státech jihovýchodní Evropy (Harmens et al. 2010).

Hlavním zdrojem kadmia v Evropě je především spalování odpadů, spalování fosilních paliv, používání fosfátových hnojiv v zemědělských oblastech a oblasti těžebního a těžkého průmyslu (Harmens et al. 2004).

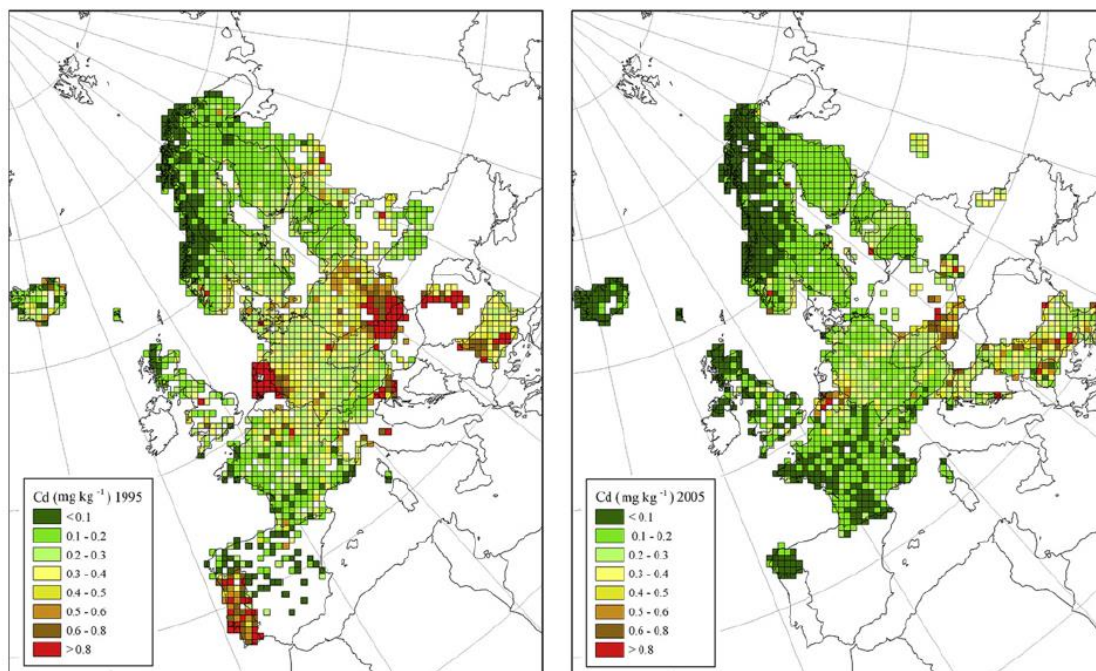
Jediným zdrojem znečištění ve Skandinávii je bývalá zinková huť ve městě Odda na jihozápadě Norska. Vysoké hodnoty kadmia na území Pobaltských států jsou spojovány s přeshraničním prouděním jihozápadních větrů, jelikož na území těchto států se jinak nachází pouze průmyslové město Olaine v Lotyšsku a kovové hutě v Liepaja, které nemají tak vysoký znečišťující potenciál. V Bulharsku jsou zvýšené hodnoty kadmia asociovány s geochemickými anomáliemi, kovovými hutěmi a těžbou rudy v pohoří Rodopy (Harmens et al. 2004).

Obzvláště vysoké hodnoty byly zaznamenány na místě zvaném *malý černý trojúhelník* na hranicích České republiky s Polskem a Slovenskou republikou. Toto území zahrnuje Slezskou průmyslovou oblast s černým uhlím, průmyslová města Ostrava a Katovice a horské lesy v oblasti Kysuce na Slovensku. Kromě této oblasti se na Slovensku vyskytují i další kritická místa jako: Vysoké Tatry, Košice nebo oblast měst Lubeník a Jelšava, kde se nachází závody na zpracování magnezitu (Harmens et al. 2004).

Kromě vysokých koncentrací v oblasti černého trojúhelníku jsou zaznamenány na území České republiky i další kritické oblasti. Jednou z těchto oblastí jsou pohoří Jizerské hory a Krkonoše, na které měl velký vliv především provoz polských hnědouhelných elektráren (Turów - Bogatynia). Dalšími oblastmi jsou

severovýchodních Čech, kde je velká sklářská tradice, a území měst Rokycany a Příbram, kde se vyskytují podniky pro zpracování olova (Harmens et al. 2004).

Velkým producentem kadmia v západní části Evropy je bezesporu průmyslová oblast v Belgii, kde se severně od města Ghent nachází ocelárny, a region Liège s kovohutěmi blízko Antverp. Kromě toho se v centrální Belgii nachází stará černouhelná těžební oblast a bývalé ocelárny (Harmens et al. 2004).



Obr. č. 5b: Průměrná koncentrace kadmia na čtvercích (50 km x 50 km) v roce 1995 (vlevo), v roce 2005 (vpravo) (Harmens et al. 2010)

### 3.7 Znečištění ovzduší a imisní limity kadmia v ČR

Průmysl dnes hraje nezastupitelnou roli v naší společnosti. Kromě výroby statků a poskytování práce lidem s sebou však přináší i produkci tuhých emisí. Aby nedocházelo k nadměrnému znečištění ovzduší, jsou emise vyprodukované průmyslovými podniky i ostatními bodovými zdroji přísně sledovány. K tomu byl vytvořen tzv. Registr emisí zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO), který se dále dělí na REZZO 1 – 3 zahrnující bodové zdroje a oddíl REZZO 4 zaznamenávající pouze mobilní zdroje, které jsou zastoupeny hlavně automobilovou dopravou (ČHMÚ 2015 ex. Ďuriš et Maňour 2003).

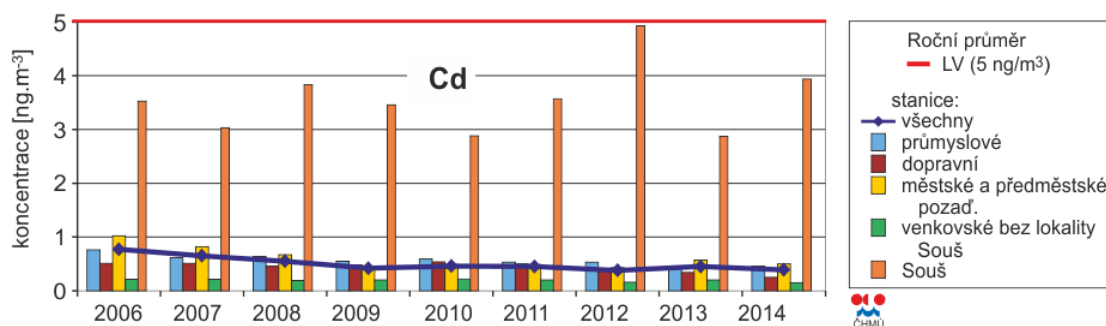
Měření emisí je prováděno každý rok a to především u tzv. základních znečišťujících látek, kterými jsou: tuhé znečišťující látky, oxid siřičitý, oxidy dusíku, oxid uhelnatý, těkavé organické látky a amoniak. Kromě těchto základních látek, které se zpravidla měří kontinuálně, je prováděno měření i emisí těžkých kovů jako je kadmium, olovo, rtuť a arsen, které se provádí jen u zdroje znečištění, které je zařazeno do skupiny REZZO 1 a 2 *vyjmenované stacionární zdroje* o tepelném příkonu vyšším než 0,3 MW (ČHMÚ 2015 ex. Dvořáková et al. 2012).

Na území Prahy je v současné době evidováno asi 2050 provozoven zdrojů znečištění ovzduší, které jsou řazeny do skupiny REZZO 1 a 2. Avšak největší podíl na znečištění mají podniky jako je Cementárna Radotín nebo Teplárna a ZEVO Malešice (ČHMÚ 2015 ex. Černíkovský et al. 2015).

Hodnocení úrovně znečištění ovzduší (emise) látkami antropogenního původu a skleníkovými plyny na našem území provádí Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ), který je pověřen Ministerstvem životního prostředí (ČHMÚ 2015 ex. Machálek et Modlík 2015).

V letech 1990 – 2000 došlo k celkovému poklesu obsahu kadmia v emisích o 35 % a to ze 4,3 tun za rok na 2,8 tun za rok. Oproti tomu emise rtuti byly sníženy o 50 % a emise olova dokonce až o 60 %. Tento klesající vývoj je způsoben především zavedením nových technologií u velkých a středních zdrojů znečištění (MŽP 2002).

Kromě kontroly emisních zdrojů se provádí i měření koncentrace imisí škodlivých látek, které se provádí v přízemní vrstvě atmosféry pomocí sítě měřicích stanic. Každá z těchto znečišťujících látek má stanovený imisní limit a případné četnosti těchto limitů, které by neměly být přesahovány. Kadmium by v tomto případě nemělo přesahovat hodnotu  $0,005 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , což vychází z doporučených hodnot WHO (World Health Organization – Světová zdravotnická organizace) pro ochranu lidského zdraví a představuje hodnotu, která by měla zabránit dalšímu nárůstu kadmia v zemědělských půdách (ČHMU 2015 ex. Kolářová et Vlasáková 2015). Tento limit byl překročen za rok 2014 pouze v jedné lokalitě z 52 a to v lokalitě Tanvald – školka v okrese Jablonec nad Nisou, kde byla naměřena hodnota  $0,0076 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a kde se také vyskytuje největší koncentrace kadmia ze všech oblastí. Další oblastí s větší koncentrací kadmia (cca  $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) je lokalita Ostrava - město. Jak ale vidět na grafu níže, kromě koncentrace v lokalitě Souš (okres Jablonec nad Nisou), od roku 2006 dochází k poklesu průměrné roční koncentrace kadmia v ovzduší. Výrazný pokles kadmia byl zaznamenán v letech 2005 – 2007 na městských stanicích a v celorepublikovém průměru, což bylo zapříčiněno snižováním vysokých koncentrací kadmia v městské lokalitě Tanvald. Nadměrný výskyt kadmia v této lokalitě je především z důvodu výskytu sklářského průmyslu, ve kterém bylo hlavně v minulosti používáno barviv a tavidel (ČHMU 2015 ex. Beranová 2013). Největší podíl na produkci emisí kadmia má sektor *veřejná energetika a výroba tepla* se 37,3 % následované sektorem *výroba železa a oceli* se 13,8 % (ČHMU 2015 ex. Holubová et al. 2015).



Obr. č. 6: Trendy ročních charakteristik kadmia v České republice v letech 2006 – 2014 (URL 3)



## 4. Diskuze

Lidstvo je velkým producentem odpadů a stále ještě není schopno se o odpad postarat tak, aby nemělo žádné důsledky na životní prostředí a živé organismy v něm. Kadmium patřící mezi stopové prvky nebo do skupiny těžkých kovů je toxické a v lidském organismu se může projevovat svými karcinogenními účinky. Do životního prostředí se dostává především v podobě emisí jako odpad ze strojírenského nebo těžkého průmyslu. Atmosférickými depozicemi se posléze kadmium dostává do ostatních složek životního prostředí, kde působí škody hlavně na živých organismech.

Kadmium se v životním prostředí nachází v poměrně malém množství a znečištění, které pochází z přírodních zdrojů je mnohem menší než znečištění způsobené člověkem. Dle Ďuriše (2005) dochází ke znečištění ovzduší až z 90 % vlivem lidské činnosti. Kontaminace ovzduší patří k jednomu z nejzávažnějších znečištění kadmíem, jelikož se tak může snadno dostat do živých organismů přes dýchací soustavu. Na území České republiky jsou informace o koncentraci znečišťujících látek shromažďovány a vyhodnocovány Českým hydrometeorologickým ústavem, který každý rok vydává Grafickou ročenku o stavu ovzduší. Dle posledního vydání v roce 2015 koncentrace kadmia stále mírně klesá s výjimkou průmyslových oblastí, jako je Ostrava nebo Jablonec nad Nisou, kde je stále významným odvětvím sklářský průmysl. Stejný klesající trend vykazuje koncentrace kadmia i v celé Evropě.

Kadmium se velice snadno akumuluje v potravinových řetězcích a tak se do lidské stravy může dostat poměrně snadno, proto je velice důležité chránit půdu před vysokým množstvím kadmia, které je za určitých podmínek velice snadno absorbováno rostlinami. Kromě atmosférických depozic se kadmium do půdy dostává i prostřednictvím fosforečnanových hnojiv nebo čistírenských kalů. Na jedné straně je využití čistírenských kalů vhodnou alternativou, jak se kalů zbavovat, ale zároveň je nutné přísně kontrolovat množství těžkých kovů, aby nedošlo ke kontaminaci půdy, která už dnes přesahuje na území České republiky přirozenou koncentraci kadmia (přirozeně vzniklá koncentrace = 0,16 mg/kg, antropogenně ovlivněná koncentrace = 0,4 mg/kg) (Ďuriš 2005).



Do vodního prostředí se kadmium dostává opět nejvíce za pomoci člověka, a to skrze vody odpadní nebo průmyslové. Nejvíce jsou na kontaminaci vod kadmiem náchylné ryby, a to především v raném stadiu. Vodní rostliny mají dokonce větší schopnost absorbovat kadmium než rostliny suchozemské a tak se často využívají k dekontaminaci vod (Cibulka et al. 1991). Od té doby, co se začalo budovat více čistíren odpadních vod, se znečištění vod snížilo tím, že se eliminovalo znečištění 5. stupně v letech 1999 – 2000 (MŽP 2002).

## 5. Závěr

Dopady znečištění kadmia na životní prostředí a živé organismy jsou velice vážné a proto je jim třeba věnovat velkou pozornost. Dnes už sice znečištění kadmiem vykazuje celkově klesající trend (nově vybudované čistírny odpadních vod, kontrola a omezení množství emisí u bodových zdrojů), ale přesto zde existuje nový problém, který si žádá naši pozornost. Čím dál častěji jsou totiž využívány čistírenské kaly jako zdroj minerálů pro zemědělskou výrobu. Tento způsob využití kalů je do jisté míry velice výhodným, jelikož se zbavujeme odpadů a zároveň dodáváme živiny rostlinám, jenže s sebou také nese jedno velké negativum a tím je obsah kadmia. Nejenže je kadmium absorbováno rostlinami a dále transportováno potravním řetězcem až do potravy člověka, ale zároveň ničí půdní organismy, které jsou nezbytné k rozkládání organické složky půdy. Aby ke kontaminaci nedocházelo, je třeba se zaměřit na to, jak efektivně odstraňovat kadmium a další těžké kovy z kalů nebo samotné půdy.

## 6. Přehled literatury a použitých zdrojů

1. ALLOWAY B., 1990: *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son Ltd., Glasgow a Londýn, 339 s.
2. BAKER D., 1983: *Uptake of cations and their transport within the plants*. In: ROBB D. et PIERPOINT W. [eds]: *Metals and Micronutrients: Uptake and Utilization by Plants*. Academia Press, Londýn, 341 s.
3. BALÍK J., HANČ A., SZÁKOVÁ J., TLUSTOŠ P., 2007: *Změna pohyblivosti kadmia a zinku v čistírenských kalech po jejich úpravě*. Chemické listy 101: 807 – 810.
4. BARGAGLI R., 1998: *Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*. Springer, Berlín, 324 s.
5. BARGAGLI R., MONACI F., BORGHINI F., BRAVI F., AGNORELLI C., 2002: *Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on Hypnum cupressiforme and Parmelia caperata in a former mining district in Italy*. Environmental pollution 116 (2): 279 – 287.
6. BECKETT R. et BROWN D., 1984: *The Control of cadmium uptake in the lichen genus Peltigera*. J. Exp. Bot. 35: 1071 – 1082.
7. BENCKO V., CIKRT M., LENER J., 1995: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. GRADA Publishing, Praha, 283 s.
8. BENEŠ S. et PABIANOVÁ J., 1987: *Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách*. Vysoká škola zemědělská, Praha, 208 s.
9. BÍLEK J., 1982: *Kutnohorský revír. Báňsko – historický výzkum Roveňského pásma*. Geofond, Kutná Hora, 77 s.
10. BROWN H., 1982: *Mineral nutrition*. In: SMITH A. [eds]: *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, Londýn, 383 – 444.

11. CAO T., AN L., WANG M., LOU Y., YU Y., WU J., ZHU Z., QING Y., GLIME J., 2008: *Spatial and temporal changes of heavy metal concentrations in mosses as an indication to the environments in the past 40 years in the city of Shanghai, China*. Atmospheric Environment 42 (21): 5390 – 5402.
12. CECCHETTI G. et CONTI M., 2001: *Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review*. Environmental pollution 114: 471 – 492.
13. CIBULKA J., DOMAŽLICKÁ E., KOZÁK J., KUBIZŇÁKOVÁ J., MADER P., MACHÁLEK E., MAŇKOVSKÁ B., MUSIL J., PAŘÍZEK J., PÍŠA J., POHUNKOVÁ H., REISNEROVÁ H., SVOBODOVÁ Z., 1991: *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Academia, Praha, 429 s.
14. CHETTRI M. et SAWADIS T., 1997: *Impact of heavy metals on water loss from lichen thalli*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 37 (2): 103 – 111.
15. ČHMÚ, 2015: *Grafická ročenka 2014*. Český hydrometeorologický ústav, Praha, online:  
[http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/14groc/gr14cz/Obsah\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/14groc/gr14cz/Obsah_CZ.html), cit. 9. 3. 2016.
16. DERUELLE S., 1992: *Accumulation du plomb par les lichens*. Bull Soc Bot Fr, 1139. Actual Bot. 1: 99 – 109.
17. DOĞRUL D., YOLCUBAL I., AKYOL N., ÇOBANOĞLU G., 2012: *Biomonitoring of airborne metals using the Lichen Xanthoria parietina in Kocaeli Province, Turkey: Analogous processes in the atmosphere and in lichen thalli – A review*. Ecological Indicators 18 (2 - 3): 632 – 643.
18. ĎURIŠ M., 2005: *Stopové prvky v půdách hlavního města Prahy*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha, 36 s.
19. ĎURIŠ M. et MAŇOUR J., 2003: *Znečištění půdy stopovými prvky a jeho vliv na potravinový řetězec*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha, 13 s.

20. FERRY B., BADDELEY M., HAWKSWORTH D., 1973: *Air Pollution and Lichens*. The Athlone Press, Londýn, 389 s.
21. GARTY J. et GARTY – SPITZ R., 2011: *Neutralization and neoformation: Analogous processes in the atmosphere and in lichen thalli – A review*. *Environmental and Experimental Botany* 70 (2 – 3): 67 – 79.
22. HALE M., 1969: *How to know the Lichens*. Wm. C. Brown Company Publishers, Dubuque, 246 s.
23. HALE M., 1983: *The biology of Lichens*. E. Arnold, Londýn, 180 s.
24. HARMENS H., NORRIS D., STEINNES E., KUBIN E., PIISPANEN J., ALBER R., ALEKSIAYENAK Y., BLUM O., COSKUM M., DAM M., DE TEMMERMAN L., FERNANDÉZ J., FROLOVA M., FRONTASYEVA M., GONZÁLEZ-MIQUEO L., GRODZIŃSKÁ B., JERAN Z., KORZEKWA S., KRMAR M., KVIETKUS K., LEBLOND S., LIIV S., MAGNÚSSON S., MAŇKOVSKÁ B., PESCH R., RÜHLING Ä, SANTAMARIA J., SCHRÖDER W., SPIRIC Z., SUCHARA I., THÖNI L., URUMOV V., YURUNKOVA L. et ZECHMEISTER H., 2010: *Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe*. *Environmental Pollution* 158: 3144 – 3156.
25. HARMENS H., BUSE A., BÜKER P., NORRIS D., MILLS G., WILLIAMS B., REYNOLDS B., ASHENDEN T., RÜHLING A., STEINNES E., 2004: *Heavy metal concentrations in European mosses: 2000/2001 survey*. *Journal of atmospheric chemistry* 49: 425 – 436.
26. ICP VEGETATION, 2005: *Heavy metals in European mosses: 2005/2006 survey*. Monitoring manual, ICP Vegetation programme coordination centre, CEH Bangor, online: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>, cit. 30. 3. 2016.

27. ILYIN I., ROZOVSKAYA O., TRAVNIKOV O., 2007: *Heavy metals: transboundary pollution of the environment*. EMEP/MSC – E Status Report 2/2007. Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscow, online: <http://www.msceast.org>, cit. 30. 3. 2016.
28. JERAN Z., JAĆIMOVIĆ R., BATIČ F., MAVSAR R., 2002: *Lichens as integrating air pollution monitors*. Environmental Pollution 120 (1): 107 – 113.
29. KALAČ P. et TRÍSKA J., 1998: *Chemie životního prostředí*. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 148 s.
30. KNOPS J., NASH III T., BOUCHER V., SCHLESINGER W., 1991: *Mineral cycling and epiphytic lichens: implications at the ecosystem level*. Lichenologist 23: 309 – 321.
31. LEE C., XIANGDONG L., ZHANG G., PENG X., ZHANG L., 2005: *Biomonitoring of trace metals in atmosphere using moss (Hypnum plumaeforme) in the Nanling Mountains and the Pearl River Delta, Southern China*. Atmospheric Environment 39 (3): 397 – 407.
32. MŽP, 2002: *Fakta a data o životním prostředí v České republice*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 74 s.
33. NIEBORER E., RICHARDSON D., LAVOIE P., PADOVAN D., 1979: *The role of metal – ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen Umbilicaria muhlenbergii*. I. Potassium efflux studies. N Phytol. (82): 621 – 632.
34. PAVELKA V. et SCHÜTZ A., 1979: *Anorganická chemie pro pedagogické fakulty*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 288 s.
35. PETŘÍKOVÁ V., USTJAK S., ROTH J., 1995: *Těžké kovy v půdách a zemědělských plodinách v pěti různě imisně zatížených lokalitách ČR*. Rostl. Výr. (41): 17 – 23.

36. PHILLIPS D., 1977: *The use of biological indicator organism to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. A review.* Environmental Pollution (13): 281 – 317.
37. PHILLIPS D., 1980: *Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution.* Applied Science Publ. Ltd, London, 488 s.
38. RIGA – KARANDINOS A. et KARANDINOS M., 1998: *Assessment of air pollution from a lignite power plant in the plain of Megalopolis (Greece) using as biomonitors three species of lichens; impacts on some biochemical parameters of lichens.* Sci. Total Env 215: 167 – 183.
39. RÜHLING A. et TYLER G., 1968: *An ecological approach to the lead problem.* Botanical Notes 121: 321 – 342.
40. RÜHLING A. et TYLER G., 1968: *An ecological approach to the lead problem.* Botanical Notes 122: 248 – 342.
41. SZCZEPANIAK K. et BIZIUK M., 2003: *Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution.* Environmental Research 93 (3): 221 – 230.
42. SEAWARD M., 1993: *Lichen sensitivity and air pollution – a review of literature data.* Environmental Pollution 81 (2): 193 – 199.
43. SKALKA M., 2004: *Lišejníky jako bioindikátory.* Živa 3: 107 – 108.
44. SUCHAROVÁ J. et SUCHARA I., 1998: *Atmospheric deposition levels of chosen elements in the Czech Republic determined in the Framework of the International Bryomonitoring Program 1995.* Science of The Total Environment 223 (1): 37 – 52.
45. STÖCKER G., 1980: *Zu einigen theoretischen und metodischen Aspekten der Bioindikation.* In: SCHUBERT R. et SCHUH J. [eds]: *Methodische und*

*theoretische Grundlagen der Bioindikation.* Martin – Luther – Universität, Halle,  
71 s.

46. TATURUCH F., 1984: *Die Cadmium – Kontamination der Wildtiere.*  
Allgemeine Forstzeitsch, Mníchov, 530 s.
47. WOLTERBEEK B., 2002: *Biomonitoring of trace element air pollution:  
principles, possibilities and perspectives.* Environmental Pollution 120 (1): 11 –  
21.



## Seznam obrázků

1. URL 1: Mineralogisch – Geologischer Arbeitskreis Saar e. V., VFMG Bezirksgruppe Saarland (online) [cit. 2015.06.20], dostupné z <<http://www.mgas.de/fundstellen/pfalz-kreimbach.htm>>
2. CHRISTENSEN T., 1989: *Cadmium soil sorption at low concentrations*. Water Air Soil Pollution 44: 156 – 160.
3. ĎURIŠ M., 2005: *Stopové prvky v půdách hlavního města Prahy*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha, 36 s.
4. URL 2: The WIKIPEDIA Free Encyclopedia (online) [cit. 2016.03.01], dostupné z <[https://en.wikipedia.org/wiki/Lobaria\\_pulmonaria](https://en.wikipedia.org/wiki/Lobaria_pulmonaria)>
5. HARMENS H., NORRIS D., STEINNES E., KUBIN E., PIISPANEN J., ALBER R., ALEKSIAYENAK Y., BLUM O., COSKUM M., DAM M., DE TEMMERMAN L., FERNANDÉZ J., FROLOVA M., FRONTASYEVA M., GONZÁLEZ-MIQUEO L., GRODZIŃSKÁ B., JERAN Z., KORZEKWA S., KRMAR M., KVIETKUS K., LEBLOND S., LIIV S., MAGNÚSSON S., MAŇKOVSKÁ B., PESCH R., RÜHLING Ä, SANTAMARIA J., SCHRÖDER W., SPIRIC Z., SUCHARA I., THÖNI L., URUMOV V., YURUNKOVA L. et ZECHMEISTER H., 2010: *Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe*. Environmental Pollution 158: 3144 – 3156.
6. URL 3: Grafická ročenka 2014 (online) [cit. 2016.03.9], dostupné z <<http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/14groc/gr14cz/png/oIV6-9.png>>