

# HODNOTY TĚŽKÝCH KOVŮ UVNITŘ PRAŽSKÝCH BUDOV



Autor: Ing. Petr Válek a kolektiv

Říjen 2017



© Arnika

## **OBSAH:**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Shrnutí</b>   | <b>2</b>  |
| <b>1. Úvod</b>   | <b>3</b>  |
| <b>2. Výsledky a diskuse</b>   | <b>5</b>  |
| <b>3. Srovnání se zahraničními studii</b>  | <b>7</b>  |
| <b>4. Porovnání výsledků s limity platnými v ČR v jiných matricích</b>                     | <b>8</b>  |
| <b>5. Porovnání výsledků zatížení těžkými kovy v prachu se znečištěním ovzduší v Praze</b> | <b>9</b>  |
| <b>6. Vnitřní faktory a zdroje znečištění v prachu</b>                                     | <b>10</b> |
| <b>7. Závěr</b>  | <b>14</b> |
| <b>8. Jak se vyhnout znečištění těžkými kovy v domácnosti?</b>                             | <b>14</b> |
| <b>9. Literatura</b>   | <b>17</b> |
| <b>Příloha 1: Metodika sběru vzorků</b>  | <b>19</b> |
| <b>Příloha 2: Metodika analýz</b>  | <b>22</b> |

## Shrnutí

V uzavřených prostorách trávíme více než tři čtvrtiny našeho času. I uvnitř na nás působí rizikové látky, které mají negativní dopad na lidské zdraví. Během května 2017 spolek Arnika zjišťoval situaci v prostředí 52 pražských budov. Vzorky jsme nechali analyzovat na přítomnost těžkých kovů na Vysoké škole chemicko-technologické v Praze – a to z 26 domácností a 26 veřejných budov. Celkově vycházejí hodnoty těžkých kovů v prachu srovnatelné s obdobnými studiemi v zahraničí. Vyšší hodnoty jsou pak spíše než odrazem zátěže vnějšího ovzduší těžkými kovy způsobeny pravděpodobně vnitřními faktory, jako je vybavení místnosti či specifická činnost zde vykonávaná.

Současná česká, ani evropská legislativa přítomnost nebezpečných látek v interiérech nijak neřeší, přitom je můžeme uvnitř budov najít z různých důvodů a často ve vyšších koncentracích, než připouštějí limity pro jiné matrice: V porovnání s hodnotami těžkých kovů naměřených v prachu uvnitř budov v jiných zemích jsou výsledky z Prahy poměrně příznivé. Výzkumy však často pochází z rozvojových zemí, které se řídí legislativou s mnohem menšími nároky na ochranu zdraví a životního prostředí a kde je stále povoleno používání olovnatých barev.

Naměřené koncentrace byly nakonec porovnány s přísnými limity uvedenými ve vyhlášce Ministerstva zdravotnictví 238/2011 Sb. regulující obsah těžkých kovů na dětských pískovištích. Výsledky letošní analýzy dokazují, že se těžké kovy v některých pražských domácnostech i veřejných budovách vyskytují ve vyšších koncentracích než v této matici. Domníváme se, že zejména v domácnostech s dětmi jsou tyto limity pro pískoviště relevantní – tak jako doma se děti často pohybují na zemi, vkládají si ruce do úst a chovají se podobně jako na pískovištích. Navíc čas strávený doma na podlaze je daleko delší než na pískovišti.

V pražských domácnostech byly hodnoty olova vyšší ve 4 vzorcích a hodnoty toxické rtuti v 9 případech, porovnáme-li je s limity těžkých kovů pro pískoviště.

Ve vzorcích z veřejných budov limitní hodnoty pro arsen překročeny sice nebyly, na druhou stranu byly naměřeny zvýšené hodnoty olova v 11, rtuti ve 12 a kadmia ve 14 vzorcích. V několika případech byla limitní hodnota pro olovo a kadmium překročena dokonce více než desetinásobně. Domníváme se, že je to dáno vyšší frekvencí pohybu osob.

Ukázalo se, že zátěž domácností a veřejných budov těžkými kovy je v Praze srovnatelná. Pouze koncentrace olova je ve veřejných budovách až 10krát vyšší než v domácnostech. Analýza však nedokáže z výsledků přesně určit zdroje znečištění. Množství těžkých kovů ve vnitřním prachu je totiž velmi proměnlivé a závisí na mnoha proměnných. Za viníky můžeme vesměs označit dopravu, teplotní změny, energetiku a průmyslovou činnost.

Z ne zcela reprezentativního výzkumu však vyplývá, že souvislost mezi vnějšími zdroji znečištění dané lokality těžkými kovy, případně vyššími hodnotami polévatého prachu v ovzduší nebyla prokázána. Domníváme se, že například vyšší koncentrace olova ve veřejných budovách pochází z vnitřního vybavení. Řada z nich totiž pochází z 1. poloviny 20. století. Interiéry veřejných budov jsou vybaveny nábytkem a zařízeními obsahujícím vyšší množství olova, nebyly zde možná odstraněny olovnaté nátěry a výmalby, případně jiné vybavení s obsahem olova, například některé výrobky z PVC. U kadmia pak byly nejvyšší hodnoty naměřeny v malířských ateliérech, kde předpokládáme použití pigmentů s vysokým obsahem kadmia.

## 1. Úvod

Vnitřní prach je možné definovat jako směs organických a anorganických částic, nejčastěji 44 až 149 µm velikých, nacházejících se na podlaze, na površích vnitřního vybavení, nebo přirozenými či mechanickými silami vířících v místnostech (Darus, Nasir et al. 2012, Kurt-Karakus 2012).

V uzavřených prostorech trávíme převážnou část svých životů; dle některých odhadů až 84 % (EPA 1996). V posledních letech se ukazuje, že vnitřní prach je významným rezervoárem řady toxických látek jako jsou aromatické uhlovodíky, dioxiny, bromované zpomalovače hoření a těžké kovy, a že je nutné s ním počítat jako s důležitou expoziční cestou pro většinu populace (Møhlhave, Schneider et al. 2000, Lanphear, Hornung et al. 2002, Kang, Cheung et al. 2011, Barghi, Shin et al. 2017, Maragkidou, Arar et al. 2017).

Těžké kovy jsou v přírodě přirozeně se vyskytující prvky. Na druhou stranu, velké množství těchto látek je do prostředí uvolňováno pouze díky lidské činnosti; těžké kovy nacházejí uplatnění v průmyslových, zemědělských, technologických i zdravotnických aplikacích (Tchounwou, Yedjou et al. 2012). Některé těžké kovy, jako například zinek, měď, ale i trojmocný chrom ( $\text{Cr}^{\text{III}}$ ) jsou ve stopovém množství pro lidský organizmus nezbytné (Fraga 2005). Námi sledované kadmium (Cd), olovo (Pb), rtuť (Hg), arsen (As), ale i šestimocný chrom ( $\text{Cr}^{\text{VI}}$ ) na druhou stranu reprezentují tzv. systémové toxikanty poškozující řadu orgánů již při nízkých dávkách. Jedná se mimo jiné o látky bioakumulativní, karcinogenní, poškozující centrální nervovou soustavu, reprodukční a hormonální systém, trávicí a vylučovací soustavu, krvetvorbu aj. (IARC 1990, IARC 1993, IARC 2006, IARC 2012, Tchounwou, Yedjou et al. 2012, Jaishankar, Tseten et al. 2014).

Mezi antropogenní zdroje Cd patří samotná těžba, metalurgický průmysl, výroba a použití fosfátových hnojiv nebo spalování fosilních paliv (především uhlí v tepelných elektrárnách) a odpadů. Antropogenní Pb uniká do prostředí především při spalovacích procesech, při výrobě akumulátorů, těžbě, metalurgii, chemickém i sklářském průmyslu. Energetika, hutnictví a doprava zátěž prostředí olovem výrazně zvyšuje. Podobně jako u Cd, může také Pb unikat ze špatně zabezpečených skládek odpadů. Cd a Pb můžeme také nalézt ve starších nástěnných barvách, v kovových doplňcích ve vnitřním vybavení místností, v tvrzeném PVC nebo dekórech spotřebního zboží včetně porcelánového nádobí a nekvalitních hraček (Hutton and Symon 1986).

Průmyslové emise Hg pocházejí z výroby chlóru, metalurgie a elektrického a elektrotechnického průmyslu (výroba baterií, zářivek). Člověk se s Hg setkává také prostřednictvím zdravotnických měřících zařízení, dentálního amalgámu nebo domácích rtuťových teploměrů. Hg může být přísadou různých ochranných nátěrů, nalézt ji můžeme ve hnojivech a pesticidech. Do ovzduší se Hg stejně jako ostatní výše zmíněné kovy dostává s prachem při spalování fosilních paliv (především uhlí) a spalování odpadů (Gworek, Dmuchowski et al. 2017). Stejně tak je As uvolňován při spalovacích procesech a v hutním, rudném a sklářském průmyslu. As se běžně používá v elektronice, je nedílnou součástí tranzistorů a procesorů. Používal se také v přípravcích na ochranu dřeva, pesticidech, ale i koželužnách a textilních aplikacích (Shi, Chen et al. 2017).

Pro většinovou populaci je charakteristická spíše chronická expozice nízkým dávkám těžkých kovů a s ní spojené plíživě se projevující zdravotní problémy. Lidský organizmus může být těžkým kovům vystaven přes trávicí a dýchací soustavu, nebo kožním kontaktem (Tchounwou, Yedjou et al. 2012).

Z vnějšího prostředí pronikají znečišťující látky do místností spolu s okolním znečištěným vzduchem větráním nebo mohou být do vnitřních prostor zaneseny na obuvi a oblečení. **Pro těžké kovy se jako důležitější často ukazují tzv. vnitřní zdroje znečištění**, mezi které můžeme zařadit **kouření, vaření na plynu, topení tuhými palivy, starou nebo poškozenou výmalbu, nábytek, elektroniku a jiné vnitřní vybavení**. Samostatnou kapitolou jsou pak **stavební rekonstrukce** a jiné specifické pracovní činnosti (Madany, Salim Akhter et al. 1994, Lanphear, Hornung et al. 2002, E. Rasmussen 2004, Balasubramanian and Lee 2007, Mohd Talib, Mohamed Rozali et al. 2009, Darus, Nasir et al. 2012).

Mezi nejrizikovější skupinu populace patří v tomto ohledu **batolata a malé děti** obecně. V uzavřených prostorách tráví většinu svého dne a díky své neutuchající touze „**ochutnávat**“ svět a malému vzrůstu jsou v daleko těsnějším kontaktu s vnitřním prachem než dospělí. Navíc, v prvních letech dětského života dochází k rychlému rozvoji celého organismu včetně centrální nervové soustavy. **Dětské tělo** je v tomto období na **toxické látky mnohem citlivější**, oproti dospělému člověku je vstřebávání těžkých kovů **v trávicím traktu efektivnější**, díky vyšší potřebě kyslíku dítě také **vdechuje více vzduchu** a vzhledem k malé tělesné hmotnosti přijímá v důsledku vyšší dávky toxických látek na kg své hmotnosti (Tong and Lam 1998, Moya, Bearer et al. 2004, Mohd Tahir, Poh et al. 2007).

Míra vstřebávání (biodostupnosti) těžkých kovů po požití spolu s prachem je velmi variabilní a závislá na mnoha proměnných. Dle studie francouzských autorů (Ibanez, Le Bot et al. 2010) zaměřující se na in vitro testování patří mezi hlavní faktory ovlivňující biodostupnost těžkých kovů jejich chemická speciace nebo složení, velikost prachových částic a množství organického uhlíku přítomného v prachu. Autoři sumarizují pro námi testované kovy v literatuře popsanou míru biodostupnosti v tomto rozmezí: As 10–90 %, Cd 50–90%, Cr 10–50 % a Hg 10 %. In vitro stanovená biodostupnost Pb z domácího prachu se pohybuje v rozmezí 52–77 % v žaludku a 5 až 39 % v prostředí tenkého střeva (Yu, Yiin et al. 2006).

Životu v uzavřených prostorách a jejich zdravotní nezávadnosti je v posledních letech věnována poměrně značná pozornost, proto se čím dál více věnujeme také toxicitě interiérového prachu (Møhlhave, Schneider et al. 2000, Yu, Yiin et al. 2006, Mohd Tahir, Poh et al. 2007, Darus, Nasir et al. 2012, Kurt-Karakus 2012, Wan, Zx et al. 2016, Barghi, Shin et al. 2017). V Praze nebyla doposud podobná studie sledující zatížení vnitřního prachu těžkými kovy realizována. Cílem této práce bylo v náhodném vzorku dobrovolně spolupracujících jednotlivců a subjektů stanovit obsahy nejrizikovějších těžkých kovů v interiérovém prachu. Plně si uvědomuje komplexnost dané problematiky, tato práce proto není vyčerpávající vědeckou studií, ale jakýmsi vhledem do současné pražské reality.

## 2. Výsledky a diskuse

**Tabulka 1.** Koncentrace sledovaných těžkých kovů v jednotlivých vzorcích vnitřního prachu (mg/kg v sušině, D – domácnost, V- veřejná budova).

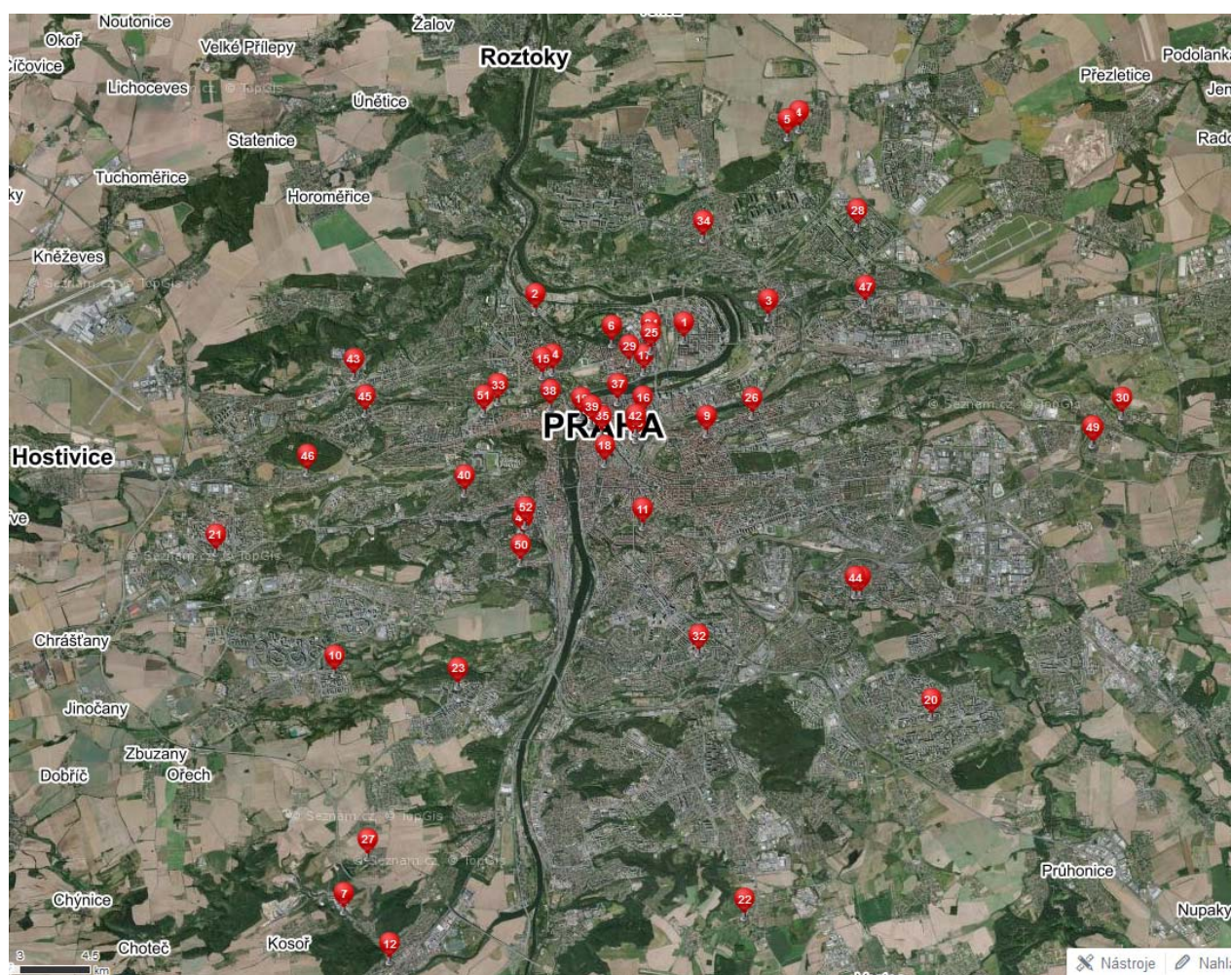
| Označení | Městská část          | Kód | As          | Cd           | Cr           | Hg         | Pb           | Č. mapa |
|----------|-----------------------|-----|-------------|--------------|--------------|------------|--------------|---------|
| D1       | Praha 1, Nové Město   | D   | 2,2         | -            | 31,4         | 0,7        | <b>140,9</b> | 13      |
| D2       | Praha 1, Hradčany     | D   | -           | -            | 18,8         | -          | -            | 48      |
| D3       | Praha 1, Hradčany     | D   | 1,8         | -            | 22,1         | -          | 9,7          | 33      |
| D4       | Praha 2, Vinohrady    | D   | 1,6         | -            | 15,2         | -          | 11,3         | 11      |
| D5       | Praha 3, Žižkov       | D   | -           | -            | 15,3         | -          | 12,7         | 9       |
| D6       | Praha 3, Žižkov       | D   | -           | -            | 34,8         | 3,6        | 18,2         | 26      |
| D7       | Praha 4, Chodov       | D   | 0,2         | -            | 7,8          | <b>5,8</b> | 10,4         | 20      |
| D8       | Praha 5, Smíchov      | D   | 6,7         | -            | 15,4         | 0,2        | 20,7         | 50      |
| D9       | Praha 5, Lochkov      | D   | 10,5        | -            | <b>245,2</b> | -          | 65,7         | 27      |
| D10      | Praha 5, Smíchov      | D   | 1,4         | -            | 16,6         | -          | 12,4         | 41      |
| D11      | Praha 5, Stodůlky     | D   | 3,1         | -            | 9,1          | 0,2        | 7,7          | 10      |
| D12      | Praha 5, Hlubočepy    | D   | 1,5         | -            | 33,5         | 2,1        | 14,6         | 23      |
| D13      | Praha 6, Hradčany     | D   | 2,1         | -            | 31,8         | 0,6        | 85,0         | 15      |
| D14      | Praha 6, Břevnov      | D   | 0,8         | -            | 9,4          | -          | 33,1         | 45      |
| D15      | Praha 6, Řepy         | D   | <b>24,2</b> | -            | 15,9         | 2,3        | 20,3         | 21      |
| D16      | Praha 6, Břevnov      | D   | 0,9         | -            | 40,3         | -          | 77,1         | 46      |
| D17      | Praha 6, Střešovice   | D   | -           | -            | -            | -          | -            | 51      |
| D18      | Praha 6, Bubeneč      | D   | 2,4         | -            | 25,3         | 0,5        | 54,6         | 2       |
| D19      | Praha 6, Hradčany     | D   | 1,3         | -            | 12,9         | 0,3        | 12,6         | 14      |
| D20      | Praha 7, Holešovice   | D   | 2,6         | -            | 69,8         | 0,2        | 31,4         | 29      |
| D21      | Praha 9, Střížkov     | D   | 0,7         | -            | 25,5         | 0,4        | 18,9         | 28      |
| D22      | Praha 10, Záběhlice   | D   | 3,2         | -            | 13,0         | 0,5        | 23,9         | 8       |
| D23      | Praha 10, Záběhlice   | D   | 3,7         | -            | 21,9         | -          | -            | 44      |
| D24      | Praha Ďáblice         | D   | 1,4         | <b>3,8</b>   | 8,8          | 0,3        | 11,9         | 4       |
| D25      | Praha Dolní Počernice | D   | 1,1         | -            | 25,5         | -          | 8,2          | 31      |
| D26      | Praha Dolní Počernice | D   | 1,7         | -            | 9,9          | -          | 40,5         | 49      |
| V1       | Praha 1, Staré Město  | V   | 2,1         | 2,9          | 14,7         | 0,4        | 269,3        | 19      |
| V2       | Praha 1, Staré Město  | V   | 0,3         | -            | <b>586,9</b> | 0,2        | 7,4          | 35      |
| V3       | Praha 1, Nové Město   | V   | 2,5         | 8,4          | 9,7          | 0,5        | 263,4        | 42      |
| V4       | Praha 1, Staré Město  | V   | 2,6         | 4,9          | 43,5         | -          | <b>511,3</b> | 39      |
| V5       | Praha 1, Malá Strana  | V   | 1,0         | -            | 75,0         | -          | 18,8         | 38      |
| V6       | Praha 1, Staré Město  | V   | 2,3         | -            | 9,4          | 0,1        | 9,4          | 36      |
| V7       | Praha 1, Staré Město  | V   | <b>9,3</b>  | -            | 22,9         | 0,1        | 31,9         | 37      |
| V8       | Praha 1, Nové Město   | V   | 2,8         | 6,8          | 17,8         | 0,8        | 111,7        | 16      |
| V9       | Praha 1, Nové Město   | V   | 2,2         | 14,6         | 24,7         | 0,2        | 35,9         | 18      |
| V10      | Praha 4, Krč          | V   | 3,1         | -            | 17,0         | 0,4        | 18,6         | 32      |
| V11      | Praha 5, Smíchov      | V   | 3,5         | 7,9          | 18,3         | 0,3        | 285,9        | 40      |
| V12      | Praha 5, Smíchov      | V   | 3,3         | -            | 14,9         | -          | 161,0        | 52      |
| V13      | Praha 6, Vokovice     | V   | 1,8         | 13,0         | 43,0         | 0,7        | 510,8        | 43      |
| V14      | Praha 7, Holešovice   | V   | 0,8         | -            | 11,5         | 2,3        | 115,0        | 24      |
| V15      | Praha 7, Holešovice   | V   | 5,6         | 1,6          | 17,3         | 1,5        | 426,7        | 17      |
| V16      | Praha 7, Bubeneč      | V   | 2,4         | <b>329,9</b> | 17,3         | 0,3        | 89,9         | 6       |

|     |                         |   |     |      |      |            |      |    |
|-----|-------------------------|---|-----|------|------|------------|------|----|
| V17 | Praha 7, Holešovice     | V | 2,2 | -    | 68,5 | <b>3,7</b> | 27,3 | 1  |
| V18 | Praha 7, Holešovice     | V | 0,5 | 5,0  | 21,2 | 3,0        | 89,9 | 25 |
| V19 | Praha 8, Kobylisy       | V | 6,8 | -    | 28,7 | -          | 27,2 | 34 |
| V20 | Praha 8, Libeň          | V | 2,9 | -    | 11,8 | 0,3        | 25,2 | 3  |
| V21 | Praha 9, Vysočany       | V | 3,0 | -    | 18,9 | -          | -    | 47 |
| V22 | Praha 12, Libuš-Písnice | V | 0,2 | -    | 8,7  | 3,3        | 13,3 | 22 |
| V23 | Praha 16, Radotín       | V | 1,7 | 7,9  | 8,4  | -          | 46,1 | 12 |
| V24 | Praha 16, Radotín       | V | 5,1 | 11,1 | 39,1 | 0,7        | 48,8 | 7  |
| V25 | Praha Ďáblice           | V | 2,4 | 21,2 | 9,8  | 0,4        | 34,9 | 5  |
| V26 | Praha Dolní Počernice   | V | 4,1 | 33,6 | 11,3 | 0,2        | 28,7 | 30 |

tlustě jsou vyznačeny nejvyšší naměřené hodnoty

- hodnoty pod detekčním limitem

### Mapa lokalit, kde byly vzorky prachu odebrány:



Zejména ze snahy nepoškodit veřejné instituce jsme se rozhodli získané výsledky prezentovat jako anonymní, pouze se základním dělením dle městských částí na domácnosti a veřejné budovy (tabulka 1). Všem zúčastněným osobám a subjektům byla samozřejmě jejich konkrétní naměřená data poskytnuta.

Pro As, Cd, Cr, Hg a Pb byly v domácnostech změřeny nejvyšší koncentrace u vzorků D15, D24, D9, D7 a D1. Ve veřejných budovách byly pro stejné prvky ve stejném pořadí nejvyšší koncentrace změřeny u vzorků V7, V16, V2, V17 a V4 (tabulka 1). Střední hodnoty koncentrací jednotlivých prvků (tabulka 2) byly jak v domácnostech, tak ve veřejných budovách změřeny v tomto sestupném pořadí Pb > Cr > Cd > As > Hg.

Jelikož bylo zapojení do výzkumu pouze na dobrovolné bázi, není zastoupení jednotlivých městských částí pokaždé stejné (pohybuje se v rozmezí 1 až 9 lokalit), a tudíž je obtížně srovnatelné. I přes to, pokud se nevyhneme alespoň obecnému srovnání, tak v domácnostech byla nejvyšší koncentrace Pb změřena v Praze 1, As v Praze 6, Cr v Praze 5 a Hg v Praze 4. Vyšší koncentrace Cd byla zjištěna pouze na jedné lokalitě v Praze Ďáblicích. Ve veřejných budovách byly nejvyšší koncentrace As, Cr a Pb změřeny v Praze 1, nejvyšší koncentrace Cd a Hg pak na území Prahy 7.

Statisticky významný rozdíl v koncentracích naměřených v domácnostech a veřejných budovách byl zjištěn pouze u Pb ( $T = 3, 1088, p = 0, 0031$ , tabulka 2), jehož koncentrace jsou ve veřejných budovách častokrát až o řád vyšší, než je tomu v domácnostech. Polská studie uvádí, že **kanceláře a jiná místa s vysokou koncentrací osob vykazují až o 300 % vyšší prašnost a s ní spojený nárůst obsahů některých těžkých kovů jako Pb, Zn, Cu a Ni** (Lisiewicz, Heimbürger et al. 2000). Rozdíl v koncentracích Pb mezi domácnostmi a veřejnými budovami Prahy lze také číst tím způsobem, že **vnější zdroje Pb** by mohly být pro tento kov a tuto lokalitu **nevýznamné a je nutné uvažovat o tzv. vnitřních zdrojích znečištění**. Rok vzniku řady budov s nejvyšším naměřeným Pb je nutné zařadit minimálně do 1. poloviny 20. století (V1, V4, V13, V15). V této souvislosti je nutné uvažovat o možné přítomnosti **Pb v barvách vnitřního vybavení (nábytek, dekorace), případně výmalby**. Pb bylo a v řadě rozvojových zemí světa stále je běžnou součástí na rozpouštědlech založených interiérových a exteriérových barev (UNEP 2016). V současnosti platí v rámci Evropské unie díky nařízení REACH o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (ES 1907/2006) striktní zákaz síranu olovnatého a uhličitanu olovnatého ve všech barvách (příloha XVII). S olovem se také stále můžeme setkat ve **výrobcích z PVC**, ve kterém je použito jako **stabilizátor**. V roce 2000 uzavřely obchodní subjekty sdružené v Evropské asociaci výrobců stabilizátorů (ESPA) dohodu o postupném nahrazení olovnatých stabilizátorů jejich bezpečnou alternativou na bázi vápníku. Tato dohoda byla naplněna koncem roku 2015 a od tohoto data zakazuje použití olova při výrobě nového PVC (ESPA 2000, ESPA 2017). Dobrovolná dohoda však neřeší **staré a stále používané předměty z PVC (kabely, lišty, stavební profily apod.), ani zboží importované nebo vyrobené z recyklátu**.

### 3. Srovnání se zahraničními studii

V posledních letech vzniklo jen několik studií sledujících zatížení vnitřního prachu těžkými kovy a těžiště jejich vzniku leží spíše v rozvojových zemích **asijského kontinentu se slabší legislativní ochranou zdraví a životního prostředí, která například stále povoluje široké užití olovnatých barev** (Madany, Salim Akhter et al. 1994, Tong and Lam 1998, E. Rasmussen 2004, Balasubramanian and Lee 2007, Mohd Tahir, Poh et al. 2007, Mohd Talib, Mohamed Rozali et al. 2009, Darus, Nasir et al. 2012, Kurt-Karakus 2012, Wan, Zx et al. 2016). Souhrn výsledků z některých dříve publikovaných studií je uveden v tabulce 2. Nejčastěji sledovaným prvkem bývá Pb. Koncentrace As, Cr a Pb stanovené v Praze jsou dle našeho soudu srovnatelné nebo častokrát i nižší než v ostatních zde diskutovaných městech. Pouze kanadská studie z roku 2004 (E. Rasmussen 2004) sledovala obsahy všech prvků jako tato práce. Střední hodnoty koncentrací naměřené v domácnostech na různých



místech města Ottawa v Kanadě měly s Prahou shodný vzorec z hlediska jejich celkových obsahů (Pb > Cr > Cd > As > Hg), jinak byly ve všech případech vyšší.

Vyšší hodnoty koncentrací byly při srovnání s ostatními studii zjištěny pouze u Cd. Nutno dodat, že v případě domácností byla přítomnost Cd nad detekčním limitem zaznamenána pouze na 1 z 26 **měřených lokalit v Praze Ďáblicích (vzorek D24)**. V této souvislosti stojí za zmínku také relativně vysoký obsah Cd (21,2 mg / kg) změřený ve veřejné budově ve stejné městské části (vzorek V25). Extrémně vysoká koncentrace Cd v prachu vzorku V16 pochází z malířských ateliérů a mohlo by pocházet ze starých barev obsahujících pigmenty na bázi Cd.

Nejvyšší hodnoty chromu byly pak naměřeny v laboratoři zpracovávající zubní výplně ze slitin obsahujících chrom. Zde ovšem není možné určit, zda se jedná o toxický šestimocný chrom nebo netoxický trojmocný chrom.

#### 4. Porovnání výsledků s limity platnými v ČR v jiných maticích

V České republice je v platnosti několik **vyhlášek upravujících hygienické podmínky vnitřních prostor**. Patří sem například vyhl. Ministerstva zdravotnictví č. **6/2003 Sb.**, kterou se stanoví hygienické limity chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů pro vnitřní prostředí pobytových místností některých staveb nebo vyhl. Ministerstva zdravotnictví č. **410/2005 Sb.**, o hygienických požadavcích na prostory a provoz zařízení a provozoven pro výchovu a vzdělávání dětí a mladistvých. Jedině nařízení vlády č. **361/2007 Sb.** stanovující podmínky ochrany zdraví při práci uvádí přípustné expoziční limity (PEL) a nejvyšší přípustné koncentrace (NKP-P), obě hodnoty v mg/m<sup>3</sup> vzduchu, pro všechny námi sledované těžké kovy. Obsah těžkých kovů v již usedlém vnitřním prachu ale není doposud nijak regulován.

V tabulce 3 jsou pro srovnání uvedeny různé limity námi sledovaných těžkých kovů, které jsou platné pro Českou republiku. Jako nejvíce podobné z hlediska možné expozice jsme si zvolili maximální přípustné koncentrace v písku dětských pískovišť (vyhl. Ministerstva zdravotnictví č. **238/2011 Sb.**) a indikátory znečištění ostatních zemin (plochy pro bydlení, veřejné vybavení a plochy smíšené) popsané v metodickém pokynu Ministerstva životního prostředí z Věstníku Ministerstva životního prostředí (MŽP 2014). Hodnoty indikátorů znečištění můžeme chápat jako jednotlivé koncentrace sledovaných látek v zemině, jejichž překročení je nutné považovat za upozornění na znečištění, které je nutné dále zkoumat. Nejedná se tedy o žádné sanační limity, ale určitý rozhodovací nástroj pro státní správu.

Limitní koncentrace uvedené ve vyhl. 238/2011 Sb. byly překročeny u všech sledovaných prvků. V případě domácností byly limitní hodnoty pro As, Cd a Cr překročeny pouze na 1 z 26 měřených lokalit (3,8 %). Koncentrace Hg a Pb v domácnostech překročily limitní hodnoty této vyhlášky v 34 a 15 % měření.

Ve veřejných budovách byly limitní hodnoty vyhlášky 238/2011 Sb. pro Cd, Hg, Pb a Cr překročeny v 54, 47, 42 a 4 % měření (tabulka 4).

V tabulce 4 jsou také uvedeny výsledky srovnání námi naměřených koncentrací s hodnotami indikátorů pro znečištění ostatních zemin (MŽP 2014). Překročení hodnot indikátoru pro As na více jak 80 % lokalitách (domácnosti i veřejné budovy) považujeme za důsledek dlouhodobé a pro Prahu typické vyšší emisní zátěže As, způsobené zejména spalováním uhlí sektorem veřejné energetiky a

výroby tepla (CHMU 2016). Hodnoty indikátoru pro Cr<sup>VI</sup> jsou v tomto případě nevhodné k porovnání, jelikož naše měření nerozlišovalo mezi Cr<sup>III</sup> a Cr<sup>VI</sup>. Hodnoty indikátorů pro Cd a Pb pak byly překročeny na 1 a 3 lokalitách pouze v případě veřejných budov.

**Tabulka 4.** Procentuální zastoupení měření překračujících limity vyhl. 2328/2011 Sb. a indikátory znečištění ostatních zemín z Metodického pokynu MŽP.

|  |       | As               | Cd          | Cr                | Hg          | Pb          |
|--|-------|------------------|-------------|-------------------|-------------|-------------|
| <b>vyhl. 238/2011 Sb.</b>                          | mg/kg | 10,0             | 0,5         | 100,0             | 0,3         | 60,0        |
| <b>dětská pískoviště</b>                           |       |                  |             |                   |             |             |
| nadlimitní domácnosti                              | %     | <b>3,8</b>       | <b>3,8</b>  | <b>3,8</b>        | <b>34,6</b> | <b>15,4</b> |
| nadlimitní veřejné b.                              | %     | <b>0,0</b>       | <b>53,8</b> | <b>3,8</b>        | <b>46,2</b> | <b>42,3</b> |
| <b>Věstník MŽP ročník XIV 2014, ostatní zeminy</b> | mg/kg | 0,6 <sup>1</sup> | 70,0        | 0,29 <sup>2</sup> | 10,0        | 400,0       |
| nadlimitní domácnosti                              | %     | <b>80,8</b>      | <b>0,0</b>  | <b>96,2</b>       | <b>0,0</b>  | <b>0,0</b>  |
| nadlimitní veřejné b.                              | %     | <b>88,5</b>      | <b>3,8</b>  | <b>100,0</b>      | <b>0,0</b>  | <b>11,5</b> |

1) v ČR běžné vyšší hodnoty, nutno vždy vztahovat k přírodnímu pozadí dané lokality

2) platí pouze pro Cr<sup>VI</sup>

## 5. Porovnání výsledků zatížení těžkými kovy v prachu se znečištěním ovzduší v Praze

Český hydrometeorologický ústav vydává pravidelně ročenky kvality ovzduší pro Českou republiku. Nejnovější (CHMU 2016), která popisuje stav ovzduší v roce 2015, jsme použili jako hlavní zdroj informací o pražské imisní a emisní realitě. V rámci České republiky patří hlavní město Praha mezi oblasti s nejznečištěnějším ovzduším. Hlavní příčinou je vysoká hustota dopravy a osídlení, stejně tak jako koncentrace služeb a průmyslu. Neméně významným faktorem je také specifická geografická poloha Prahy ovlivňující místní rozptylové podmínky (Ložek 2005).

V ovzduší jsou těžké kovy navázány zejména na pevné částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>. Automobilová doprava ve velkých městech je považována za hlavní zdroj emisí pevných částic (Künzli, Kaiser et al. 2000, Pastuszka, Rogula-Kozłowska et al. 2010). Mobilní zdroje se v Praze podílejí celkem na 60 % všech emisí tuhých znečišťujících látek (CHMU 2016). Těžké kovy ve výfukových plynech mohou pocházet ze samotného spalování aditiv a olejů nebo z opotřebení či koroze kovových částí motoru a výfukového vedení. Za významnou je v současnosti považována emise kovových prvků z nespalovacích procesů spojených s automobilovou dopravou vznikající při opotřebením pneumatik, brzd, stejně tak jako povrchů silnic, svíslého značení aj. (El-Fadel and Hashisho 2001, Hjortenkran, Bergback et al. 2006, Pastuszka, Rogula-Kozłowska et al. 2010). Obsah těžkých kovů v městském vzduchu zvyšuje také resuspenze, tedy víření již jednou usazeného prachu například vlivem suchého a větrného počasí (Pastuszka, Rogula-Kozłowska et al. 2010).

Z imisních map zveřejněných na [Geoportálu hl. města Prahy](#) můžeme vyčíst, že nejvyšší imise suspendovaných částic PM<sub>10</sub> v ovzduší lze změřit v celé centrální části Prahy (Karlín, Nové Město, Josefov, Smíchov, Vršovice) a v okolí všech významných silničních tepen, tzn. severojižní magistrály, jižní spojky, pražského okruhu a dálnic D1, D8, D10 a D11. Rozšíření suspendovaných částic PM<sub>2,5</sub>, tedy do 2,5 μm v průměru, je pochopitelně širší a zasahuje i do více okrajových částí hlavního města.

**Promítnutí námi sledovaných lokalit do imisních map pro PM<sub>10</sub> i PM<sub>2,5</sub> nevedlo k žádným jasným závěrům.** Pro některé lokality se blízkost vytižené dopravní křižovatky mohla zdát významným faktorem zvyšujícím obsah těžkých kovů v interiéru, pro jiné neměla tato skutečnost žádný význam. **Za vyšší by v tomto směru bylo možné považovat koncentrace olova v Praze 1, a to jak pro domácnosti, tak zejména pro veřejné budovy.**

V rámci celé České republiky se veřejná energetika a výroba tepla spolu se silniční dopravou podílela v roce 2014 na 54 %, 41,8 % a 39 % celkových emisí pro As, Cd a Pb (CHMU 2016). Emise Hg pocházející z mobilních zdrojů jsou naopak relativně nízké; v Evropě bylo v roce 2000 spalováním benzínu a nafty v automobilech emitováno 80 kg Hg. Za hlavní zdroj emisí Hg do atmosféry je považováno spalování uhlí v elektrárnách, průmyslových provozech a domácnostech (Pacyna, Pacyna et al. 2006). Bodové a plošné zdroje znečištění mají ale povětšinou v Praze minoritní charakter; významní původci emisí postihují díky vysokým komínům až oblasti mimo pražskou aglomeraci (CHMU 2016). Sběr našich vzorků navíc probíhal pouze v letních měsících.

I když se v okolí vyskytují významné vnější zdroje znečištění, neznamená to, že znečišťující látky automaticky pronikají do domácností. Klíčové je v tomto směru větrání, které může v závislosti na zdroji situaci vyřešit, nebo naopak zhoršit. Nevhodné je samozřejmě větrat do rušných ulic popřípadě k jiným lokálním zdrojům znečištění, **neboť ventilační systémy a okna mohou být vstupní branou** také pro těžké kovy a prach na parapetech a **v blízkosti oken může mít vyšší koncentrace** těchto látek (Tong and Lam 1998, Praveena, Sarah Abdul Mutalib et al. 2015).

## **6. Vnitřní faktory a zdroje znečištění v prachu**

Jelikož se ukazuje, že obsah těžkých kovů v prachu interiérů je silně variabilní a liší se nejen v rámci jedné lokality, ale i jedné domácnosti, **řada autorů se shoduje na tvrzení, že pro některé kovy je za mnohem důležitější třeba považovat tzv. vnitřní faktory a vnitřní zdroje těžkých kovů. Mezi tyto můžeme uvést například již v úvodu citovanou starou výmalbu, historický nábytek, ale i relativně současné domácí spotřebiče a vybavení, dále také kouření nebo vaření a topení** (Madany, Salim Akhter et al. 1994, E. Rasmussen 2004, Mohd Tahir, Poh et al. 2007, Kurt-Karakus 2012, Praveena, Sarah Abdul Mutalib et al. 2015).

Abychom právě zjistili, zda zvýšené hodnoty těžkých kovů jsou způsobeny vnitřním vybavením, případně činnostmi zde prováděnými, byly účastníkům společně s výsledky průzkumu zaslány doplňující otázky. Dotazník s odpověďmi na tyto otázky byl do kanceláře Arniky doručen pro 13 domácností a 11 veřejných budov. Z omezeného počtu odpovědí nebylo možné vytvořit jasné závěry (tabulka 5). Kouření je významným zdrojem Cd a Pb v interiéru (Suna, Asakawa et al. 1991). Dle našich měření ale v jediných 2 domácnostech s občasnými kuřáky nebylo Cd stanoveno a Pb se pohybovalo hluboko pod mediánem celé skupiny. Rasmussen (2004) uvádí, že zvýšený obsah Hg, Cd a dalších bioakumulativních kovů může být zapříčiněn vyšším obsahem organického uhlíku v prachu, což může být nejrůznější organický materiál, ale také houby a plísně. V pražské domácnosti, kde se dle dotazníku vyskytují plísně, nepřekročily naměřené koncentrace těžkých kovů medián celé skupiny domácností, Hg nebyla v tomto případě dokonce vůbec stanovena. **Tento fakt by teoreticky mohl vysvětlovat vysoký obsah Hg v některých dalších prostorách, ke kterým nebyl dodán doplňující dotazník. Nicméně, je možné, že v těchto „nereagujících“ domácnostech došlo k rozbití rtuťového teploměru nebo k působení jiných faktorů.**

**Tabulka 5:** Souhrn odpovědí z doručených dotazníků dodatečné šetření. Celkem doručeno 24 z 54.

| Otázka   | ano | ne | nevím |
|--|-----|----|-------|
| Byl prach odebírán v místnosti, kde jsou stěny či podlahy natřeny emailovými nebo jinými staršími barvami?   |     | 21 | 3     |
| Byl prach odebrán v místnostech, kde jsou umístěna elektrická a elektronická zařízení?   | 20  | 4  |       |
| Kouří se v místnostech, kde byl odebírán prach?  | 4   | 20 |       |
| Byl prach odebrán ze staršího lakovaného dřevěného nábytku (více než 30 let starý)?  | 5   | 18 | 1     |
| Je místnost/budova, ze které jste prach odebírali, v blízkosti u rušné dopravní komunikace (je blízko semaforu, projíždějí kolem budovy autobusy, nákladní auta, atd.)?      | 8   | 16 |       |
| Je v místnostech provozována nějaká zvláštní činnost? Pokud ano, vypište jaká. (Např. výtvarné práce, hra na hudební nástroj, řemeslné, atd.)                                | 13  | 11 |       |
| Byly v místnostech v posledních 5 letech použity nějaké prostředky na hubení škůdců, např. hlodavců nebo hmyzu (rodenticidy, insekticidy) či plísní (fungicidy)? Jaké a kdy? | 4   | 11 | 9     |
| Rozbil se vám (v posledních 5 letech) ve vzorkované místnosti teploměr, tlakoměr či jiný přístroj s obsahem rtuti?   |     | 15 | 9     |

Těžké kovy v interiérovém prachu jsou zcela jistě hodny naší pozornosti. Například u Pb je odhadováno, že až 30 % celkového denního příjmu Pb dítětem pochází z vnitřního prachu a že děti žijící v domácnostech s vyšší koncentrací Pb v prachu mají také vyšší obsah Pb v krvi (Lanphear, Weitzman et al. 1996, Lanphear, Hornung et al. 2002, E. Rasmussen 2004). Pokud se ale vyvarujeme nebezpečným materiálům a výrobkům obsahujícím těžké kovy, mělo by být běžné znečištění možné kontrolovat pravidelným úklidem. Je doporučováno nejen vysávat, ale také vytírat a mokřým hadříkem pečlivě otírat prach (Tong and Lam 1998, Balasubramanian and Lee 2007, Mohd Tahir, Poh et al. 2007).

Tabulka 2. Srovnání námi zjištěných koncentrací těžkých kovů ve vnitřním prachu s dříve publikovanými studiiemi.

|   | As     |     |      | Cd     |      |      | Cr     |      |       | Hg     |     |      | Pb     |      |        |
|---|--------|-----|------|--------|------|------|--------|------|-------|--------|-----|------|--------|------|--------|
|   | median | Min | Max  | median | Min  | Max  | median | Min  | Max   | Median | Min | Max  | median | Min  | Max    |
| domácnosti,<br>n = 26, mg/kg<br>veřejné instituce,<br>n = 26, mg/kg | 1,7    | NA  | 24,2 | 3,8    | NA   | 3,8  | 18,8   | NA   | 245,2 | 0,5    | NA  | 5,8  | 18,9a  | NA   | 140,9  |
| domácnosti,<br>n = 48, mg/kg  | 4,1    | 1,7 | 79,5 | 4,3    | 1,1  | 34,9 | 69,2   | 33,5 | 330,3 | 1,6    | 0,0 | 37,1 | 222,2  | 50,2 | 3225,7 |
| domácnosti,<br>n = 31, ug/g<br>kanceláře, n = 8, ug/g               |        |     |      | 0,8    | 0,4  | 20   | 55     | 2,8  | 190   |        |     |      | 28     | 3,0  | 230    |
| domácnosti a kanceláře, n = 39,<br>ug/g                             |        |     |      | 1,8    | 0,8  | 3,3  | 254    | 190  | 460   |        |     |      | 192    | 18   | 300    |
| školký, n = 9   |        |     |      | 0,95   | 0,4  | 20   | 89     | 2,8  | 460   |        |     |      | 30     | 3,0  | 300    |
| školký, n = 18, ug/g  |        |     |      |        |      |      | 16,2   | 12   | 22,6  |        |     |      | 25,5   | 13,2 | 64,6   |
| průmyslová oblast   |        |     |      |        |      |      |        |      |       |        |     |      | 55     | NA   | 417    |
| město   |        |     |      |        |      |      |        |      |       |        |     |      | 52     | 15   | 92     |
| vesnice   |        |     |      |        |      |      |        |      |       |        |     |      | 62     | 19   | 110    |
| základní školy,<br>n=21, ug/g<br>podlaha                            |        |     |      | 1,7    | 0,4  | 2,7  |        |      |       |        |     |      | 34,2   | 0,2  | 68,3   |
| větrák  |        |     |      | 1,8    | 1,0  | 2,5  |        |      |       |        |     |      | 59,8   | 6,9  | 152,0  |
| okna  |        |     |      | 7,5    | 1,2  | 41,7 |        |      |       |        |     |      | 101,9  | 40,7 | 169,0  |
| domácnosti,<br>n=76, mg/kg  |        |     |      | 1,9    |      |      | 11     |      |       |        |     |      | 517    |      |        |
| školký/školy, n = 53, , , mg/kg                                     |        |     |      | 4,71   | 0,61 | 150  |        |      |       |        |     |      | 164,38 | 3,11 | 783,33 |
| domácnosti, průmyslová oblast,<br>mg/kg                             |        |     |      |        |      |      | 91,5   | 74,1 | 142,6 |        |     |      | 134,5  | 92,9 | 266    |

a- statisticky významný rozdíl, p < 0,05.

Tabulka 3. Výběr několika relevantních příkladů v legislativě uvedených limitů těžkých kovů.

|  |   | As                 | Cd       | Cr                         | Hg        | Pb                  |
|--|---|--------------------|----------|----------------------------|-----------|---------------------|
| <b>pískoviště dětských hřišť</b>   |   |                    |          |                            |           |                     |
| vyhl. 238/2011 Sb.   | mg/kg sušiny                                  | 10                 | 0,5      | 100                        | 0,3       | 60                  |
| <b>pracovní prostředí</b>  |   |                    |          |                            |           |                     |
| nařízení vlády č. 361/2007   | PEL/NPK-P mg/m <sup>3</sup>                   | 0,1/0,4            | 0,05/0,1 | 0,5/1,5<br>(0,05/0,1)<br>* | 0,02/0,15 | 0,05/0,2            |
| <b>zeminy</b>  |   |                    |          |                            |           |                     |
| Věstník MŽP ročník XIV 2014  | průmyslové/<br>ostatní<br>mg/kg sušiny        | 2,4/0,61           | 800/70   | 5,6/0,29*                  | 43/10     | 800/400             |
| <b>zemědělská půda</b>   |   |                    |          |                            |           |                     |
| Ročenka MŽP 2015 průměrný obsah 1999-2015, výluh lučavkou královskou                           | lehké<br>půdy/ostatní<br>půdy<br>mg/kg sušiny | 11,4/11,6          | 0,3/0,3  | 41,4/41,2                  | 0,1/0,1   | 23,9/27,2           |
| vyhl. 153/2016 Sb. preventivní hodnoty   | lehké<br>půdy/ostatní<br>půdy<br>mg/kg sušiny | 20/15              | 0,5/0,4  | 90/55                      | 0,3/0,3   | 60/55               |
| vyhl. 153/2016 Sb., výluh lučavkou král. indikační hodnoty ohrožující zdraví lidí a zvířat     | mg/kg sušiny                                  | 40                 | 20       |                            | 20        | 400                 |
| <b>surová povrchová voda</b>   |   |                    |          |                            |           |                     |
| vyhláška 48/2014 Sb., mezní limity   | mg/l  | 0,01/0,01/<br>0,02 | 0,005    | 0,05                       | 0,001     | 0,01/0,025/<br>0,05 |
| <b>pitná voda</b>  |   |                    |          |                            |           |                     |
| Vyhl. 252/2004 Sb.   | µg/l  | 10                 | 5        | 50                         | 1         | 10                  |
| <b>obsah kovů v potravinách</b>  |   |                    |          |                            |           |                     |
| nařízení ES 1881/2006, některé kategorie maso (s výjimkou drobů) skotu, ovcí, prasat a drůbeže | mg/kg<br>v čerstvé<br>hmotnosti               |                    | 0,05     |                            |           | 0,1                 |
| obiloviny, luskoviny a luštěniny   | mg/kg<br>v čerstvé<br>hmotnosti               |                    |          |                            |           | 0,2                 |
| obiloviny kromě otrub, klíčků, pšenice a rýže  | mg/kg<br>v čerstvé<br>hmotnosti               |                    | 0,1      |                            |           |                     |

\* platí pro Cr<sup>VI</sup>

PEL – přípustný expoziční limit, NPK-P – nejvyšší přípustná koncentrace

## 7. Závěr

Představa, že naše společnost bude prostá těžkých kovů, je iluzorní. Řešení nejsou černobílá a musí stát na postupné eliminaci antropogenních zdrojů těchto toxických prvků. Evropská unie, která je mnohdy hlavním představitelem v prosazování environmentální politiky i politiky ochrany zdraví, se vydala správnou cestou. Za zmínku stojí nařízení 98/70/EC, které od 1.1.2005 na území evropského společenství zcela zakázalo prodej a používání olovnatých pohonných hmot. Česká republika se k tomuto přidala vyhláškou Ministerstva průmyslu a obchodu č. 227/2001 Sb. Dalším významným aktem bylo přijetí nařízení REACH (2006/1907/ES). Příloha XVII tohoto nařízení uvádí řadu v evropském prostoru zakázaných látek včetně As, Cd, Pb, Cr<sup>VI</sup> i Hg a specifikuje také v jakých aplikacích je jejich použití zakázáno. Nezanedbatelný význam má také nařízení 2002/95/EC o restrikci nebezpečných látek v elektronice a elektrickém průmyslu (RoHS) revidované v roce 2011 (2011/65/EU) a 2015 (2015/863/EU). Na seznamu regulovaných látek tohoto nařízení je Pb, Cd i Hg. V oblasti snižování emisí Hg je dobré zmínit Strategii k omezování rtuti (COM/2005/0020) přijatou Evropskou unií v roce 2005, revidovanou v roce 2010 (COM/2010/723), která měla za cíl snížit emise Hg, omezit potřebu a spotřebu Hg a ochránit před jejími negativními účinky evropskou populaci. Jelikož Hg je globálním problémem a emise Hg jsou schopné dálkového přenosu, byla snaha „přetavit“ tuto strategii do formy mezinárodní úmluvy. To se podařilo teprve nedávno. Ratifikaci Minamatské úmluvy (UNEP 2013), která byla podepsána celkem 128 státy, je proto nutné brát jako velký úspěch. Mezi hlavní cíle této úmluvy patří zákaz vzniku nových dolů a postupný zánik těch stávajících, globální omezování emisí Hg, regulace nelegální těžby zlata a také do roku 2020 zákaz použití Hg v řadě výrobků a procesů (elektrické součásti, kosmetika, pesticidy aj.). V boji s Pb se na mezinárodní scéně intenzivně angažuje síť neziskových organizací IPEN (International POPs Elimination Network) prosazující mimo jiné zákaz používání olovnatých barev v mnoha rozvojových zemích.

Doporučujeme pokračovat v trendu zpřísnování evropské a mezinárodní legislativy zejména u vnitřních zdrojů znečištění těžkými kovy. V závěru pak nabízíme doporučení pro širokou veřejnost, jak se může zatížení těžkými kovy uvnitř budov vyhnout.

## 8. Jak se vyhnout znečištění těžkými kovy v domácnosti?

- Znečištění těžkými kovy se do vnitřních prostor budov a domácností dostává především s prachem. Ten pochází z ovzduší znečištěného hustou dopravou nebo průmyslovou činností. Ti z nás žijící na rušných ulicích dobře znají každodenní nános prachu na parapetech, ale i nábytku.

**Doporučení:** Nepodceňujte utírání prachu v domácnosti – prach je nositelem chemického znečištění. Pro úklid domácnosti není potřeba používat antibakteriální ani jiné čisticí přípravky, teplá voda pro stěr prachu z nábytku i podlahy bohatě stačí. Nezapomínejte na těžko přístupná místa, na kterých se při průvanu prach víří. Při hlubokém nádechu v domácnosti byste neměli nikdy cítit šimrání prachu v krku.

- Průmyslovým zdrojem těžkých kovů v ovzduší je chemický (výroba chlóru, pesticidů), elektrotechnický (výroba baterií, zářivek, analytických a medicínských přístrojů) nebo metalurgický průmysl, kovovýroba a spalování organického materiálu a fosilních paliv (tepelné elektrárny, spalovny odpadů, doprava).

**Doporučení:** Informujte se o možných znečišťovatelných ovzduší v okolí vašeho domova prostřednictvím aplikace [Znečišťovatelé pod lupou](#). Vzrostlé stromy podél dopravních komunikací, na rozhraní průmyslových a obytných zón nebo živé ploty na vašem vlastním pozemku mohou významnou část polévatého prachu zachytit. V případě silného znečištění je ovšem třeba druhy stromů vybírat uváženě a na základě jejich ekologických preferencí.

- Těžké kovy můžeme do domácnosti занést také s pracovním oblečením a na botách. Zaprášené a omaštěné montérky dělníků pracujících v kovovýrobách, metalurgickém a chemickém průmyslu, autodílnách nebo manipulujících s odpadem dokáží zaneřadit nejen naši předsíň a koupelnu.

**Doporučení:** Oddělujte důsledně pracovní od domácího oblečení. Převlékejte se z pracovního oblečení už na pracovišti a pokud je vám to umožněno, ponechávejte si prát pracovní oblečení v zaměstnání.

- Těžké kovy ovšem nemusí mít původ pouze ve znečištěném venkovním ovzduší. Cigaretový kouř, rozbitý teploměr, stará odlupující se barva ze zdi nebo použití insekticidů v domácnostech může ve svém důsledku vydat za průmyslový zdroj znečištění.

**Doporučení:** Nepodceňujte rizika cigaretového kouře pro vaše okolí. Kouřením mimo uzavřené prostory domácnosti množství těžkých kovů výrazně snížíte!

Buďte si vědomi rizik spojených s využíváním rtuťových teploměrů a buďte připraveni na náročnou [proceduru, kterou posbíráte kuličky rtuti rozběhlé po místnosti](#).

Staré nástěnné barvy často obsahovaly olovo – buďte si toho vědomi při odstraňování starých nátěrů nebo viditelném odlupování šupin barvy ze zdi. Ochranné pomůcky a postupy zabraňující prášení jsou nezbytnou nutností při odstraňování starých omítek.

Vyhýbejte se chemickým přípravkům na hubení hmyzu. Pokud je k nim nutné přistoupit, zajímejte se vždy o jejich složení.

- I přes řadu legislativních omezení najdeme těžké kovy v řadě výrobků, kterými si vybavujeme naši domácnost – mohou to být podlahové krytiny z PVC, elektronika, ale i nádobí s potiskem nebo levné hračky.

**Doporučení:** U hraček nebo nádobí můžeme použít jednoduchou poučku – méně je někdy více. Pokud si u dětských hraček dáme při výběru záležet, vyhneme se měkčenému PVC nebo hračkám bezejmenných výrobců na tržnicích, dokážeme se těžkým kovům vyhnout. S nádobím bez odlupujícího potisku se dá také žít. K PVC už známe také řadu alternativ. Nově zakoupená elektronika by dle evropské legislativy neměla těžké kovy vůbec obsahovat. Pozornost také stojí za to věnovat barvám na malování a zůstat u hobby variant, které na rozdíl od tiskařských nebo uměleckých barev těžké kovy neobsahují. Minimum, které udělá naši domácnost zdravější, je zmiňované utírání prachu a v případě čistého venkovního ovzduší i pravidelné větrání.



## 9. Literatura

Balasubramanian, R. and S. S. Lee (2007). "Characteristics of indoor aerosols in residential homes in urban locations: a case study in Singapore." J Air Waste Manag Assoc **57**(8): 981-990.

Barghi, M., E.-s. Shin, J.-c. Kim, S.-D. Choi and Y.-S. Chang (2017). "Human exposure to HBCD and TBBPA via indoor dust in Korea: Estimation of external exposure and body burden." Science of The Total Environment **593**: 779-786.

Darus, F. M., R. A. Nasir, S. M. Sumari, Z. S. Ismail and N. A. Omar (2012). "Heavy Metals Composition of Indoor Dust in Nursery Schools Building." Procedia - Social and Behavioral Sciences **38**: 169-175.

E. Rasmussen, P. (2004). Can Metal Concentrations in Indoor Dust be Predicted from Soil Geochemistry?

El-Fadel, M. and Z. Hashisho (2001). "Vehicular Emissions in Roadway Tunnels: A Critical Review." Critical Reviews in Environmental Science and Technology **31**(2): 125-174.

EPA (1996). "Air Quality Criteria for Particulate Matter." **Volumes I–III**(EPA/600/P-95/001).

ESPA (2000). "Voluntary commitments from the PVC industry." European Stabilisers Producers Association. Dostupné na <https://vinylplus.eu/documents/30/68/Voluntary-commitment-of-the-PVC-industry>

ESPA (2017). "Progress Report 2017." European Stabilisers Producers Association. Dostupné na <https://vinylplus.eu/resources/publications>

Fraga, C. G. (2005). "Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health." Molecular Aspects of Medicine **26**(4): 235-244.

Gworek, B., W. Dmuchowski, A. H. Baczewska, P. Brągoszewska, O. Bemowska-Kałużun and J. Wrzosek-Jakubowska (2017). "Air Contamination by Mercury, Emissions and Transformations—a Review." Water, Air, and Soil Pollution **228**(4): 123.

Hjortenkrans, D., B. Bergback and A. Haggerud (2006). "New metal emission patterns in road traffic environments." Environ Monit Assess **117**(1-3): 85-98.

Hutton, M. and C. Symon (1986). "The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities." Sci Total Environ **57**: 129-150.

CHMU (2016). Grafická ročenka 2015. Dostupná z [http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/15groc/gr15cz/Obsah\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/15groc/gr15cz/Obsah_CZ.html)

IARC (1990). Chromium, Nickel and Welding, International Agency for Research on Cancer.

IARC (1993). IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans: beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry, International Agency for Research on Cancer World Health Organization.

IARC (2006). Inorganic and Organic Lead Compounds, International Agency for Research on Cancer.

IARC (2012). Review of Human Carcinogens: C. Metals, Arsenic, Dusts and Fibres, International Agency for Research on Cancer.

Ibanez, Y., B. Le Bot and P. Glorennec (2010). House-dust metal content and bioaccessibility: A review.

Jaishankar, M., T. Tseten, N. Anbalagan, B. Mathew Blessy and N. Beeregowda Krishnamurthy (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdisciplinary Toxicology **7**: 60.

Kang, Y., K. C. Cheung, Z. W. Cai and M. H. Wong (2011). "Chemical and bioanalytical characterization of dioxins in indoor dust in Hong Kong." Ecotoxicology and Environmental Safety **74**(4): 947-952.

Künzli, N., R. Kaiser, S. Medina, M. Studnicka, O. Chanel, P. Filliger, M. Herry, F. Horak, Jr., V. Puybonnieux-Textier, P. Quénel, J. Schneider, R. Seethaler, J. C. Vergnaud and H. Sommer (2000). "Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment." The Lancet **356**(9232): 795-801.

Kurt-Karakus, P. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk.

Lanphear, B. P., R. Hornung, M. Ho, C. R. Howard, S. Eberly and K. Knauf (2002). "Environmental lead exposure during early childhood." J Pediatr **140**(1): 40-47.

Lanphear, B. P., M. Weitzman, N. L. Winter, S. Eberly, B. Yakir, M. Tanner, M. Emond and T. D. Matte (1996). "Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels." American Journal of Public Health **86**(10): 1416-1421.

Lisiewicz, M., R. Heimbürger and J. Golimowski (2000). "Granulometry and the content of toxic and potentially toxic elements in vacuum-cleaner collected, indoor dusts of the city of Warsaw." Sci Total Environ **263**(1-3): 69-78.

Ložek, V., Kubíková, J., Špryňar, P. et al. (2005). Střední Čechy. [Central Bohemia.]. Chráněná území ČR, svazek XIII. [Protected areas of the CR, volume XIII.]. P. MACKOVČIN, SEDLÁČEK, M. eds. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Madany, I. M., M. Salim Akhter and O. A. Al Jowder (1994). "The correlations between heavy metals in residential indoor dust and outdoor street dust in Bahrain." Environment International **20**(4): 483-492.

Maragkidou, A., S. Arar, A. Al-Hunaiti, Y. Ma, S. Harrad, O. Jaghbeir, D. Faouri, K. Hämeri and T. Hussein (2017). "Occupational health risk assessment and exposure to floor dust PAHs inside an educational building." Science of The Total Environment **579**: 1050-1056.

Mohd Tahir, N., S.-C. Poh and M. Jaafar (2007). Determination of heavy metals content in soils and indoor dusts from nurseries in Dungun, Terengganu.

Mohd Talib, L., O. Mohamed Rozali, K. Chong Lee, M. Siti Aminah and S. Khairul Nazri Ahmad (2009). "Composition of Household Dust in Semi-urban Areas in Malaysia." Indoor and Built Environment **18**(2): 155-161.

Mølhøve, L., T. Schneider, S. K. Kjærgaard, L. Larsen, S. Norn and O. Jørgensen (2000). "House dust in seven Danish offices." Atmospheric Environment **34**(28): 4767-4779.

Moya, J., C. F. Bearer and R. A. Etzel (2004). "Children's behavior and physiology and how it affects exposure to environmental contaminants." Pediatrics **113**(4 Suppl.): 996-1006.

MŽP (2014). Věstník MŽP XIV částka 1. Dostupné na <http://www.mzp.cz/www/ippc4.nsf/b8b42dbc0c8637bac125773c0021a91e/2f0c6525dc2fa823c1257ccc00321bc2?OpenDocument>

Pacyna, E. G., J. M. Pacyna, F. Steenhuisen and S. Wilson (2006). "Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000." Atmospheric Environment **40**(22): 4048-4063.

Pastuszka, J. S., W. Rogula-Kozłowska and E. Zajusz-Zubek (2010). "Characterization of PM10 and PM2.5 and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the smog episodes." Environ Monit Assess **168**(1-4): 613-627.

Praveena, S., N. Sarah Abdul Mutalib and A. Z. Aris (2015). Determination of Heavy Metals in Indoor Dust From Primary School (Sri Serdang, Malaysia): Estimation of the Health Risks.

Shi, Y. L., W. Q. Chen, S. L. Wu and Y. G. Zhu (2017). "Anthropogenic Cycles of Arsenic in Mainland China: 1990-2010." Environ Sci Technol **51**(3): 1670-1678.

Suna, S., F. Asakawa, F. Jitsunari, Y. Manabe, A. Gotou, I. Fukunaga and T. Nakajima (1991). "[Assessment of cadmium and lead released from cigarette smoke]." Nihon Eiseigaku Zasshi **46**(5): 1014-1024.

Tchounwou, P. B., C. G. Yedjou, A. K. Patlolla and D. J. Sutton (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Volume 3: Environmental Toxicology. A. Luch. Basel, Springer Basel: 133-164.

Tong, S. and K.-C. Lam (1998). Are nursery schools and kindergartens safe for our kids? The Hong Kong study.

UNEP (2013). "NAMATA CONVENTION ON MERCURY." Dostupné na [http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury\\_booklet\\_English.pdf](http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf)

UNEP (2016). Global Report on the Status of Legal Limits on Lead in Paint. U. N. E. Programme. Dostupné na <https://www.unep.org/chemicalsandwaste/sites/unep.org.chemicalsandwaste/files/Status%20of%20Limits-Lead-Paint-2016%20Report-Final.pdf>

Wan, D., H. Zx, L. Dw and Y. Js (2016). Risk assessments of heavy metals in house dust from a typical industrial area in Central China.

Yu, C. H., L.-M. Yiin and P. J. Liyo (2006). "The Bioaccessibility of Lead (Pb) from Vacuumed House Dust on Carpets in Urban Residences." Risk Analysis **26**(1): 125-134.

## **Příloha 1: Metodika sběru vzorků**

Sběr vzorků vnitřního prachu probíhal na území hlavního města Prahy během května a června 2017. Do sběru vzorků se zapojil náhodný vzorek jednotlivců a veřejných i soukromých institucí a společností ochotných ke spolupráci s neziskovou organizací Arnika.

Celkem bylo pořízeno 52 směsných vzorků domácího prachu. Polovina vzorků (26) pocházela z domácností, druhá polovina pak z vnitřních prostor nejrůznějších veřejných institucí a budov.

Jednotlivcům i organizacím, kteří se dobrovolně rozhodli s námi spolupracovat, byl poslán následující popis metodiky sběru včetně vzorkovacího protokolu. Součástí výzkumu byl také doplňující dotazník, který zjišťoval některé konkrétní skutečnosti ze zkoumaných prostor.

### **METODIKA: Vzorkování domácího prachu vysavačem**

- Vysávat lze prach z koberce, z tvrdých povrchů (dlažba, lino, PVC, dřevo...).
- Prach vysávejte i z míst, kde se často neuklízí (povrch polic, horní části nábytku, špatně přístupné kouty).
- Je třeba vysát alespoň 0,5 cm vysokou vrstvu prachu pro každý vzorek.
- Odeberte 3 vzorky z jedné budovy. Například: 1. Uvnitř bytu/domu/kanceláře/provozovny u vchodových dveří, 2. V místech, kde se lidé často vyskytují a pracují (pod pracovním stolem, uprostřed dětského pokoje apod. 3. V nepřístupných místech, kde se nejvíce hromadí prach (rohy, pod okny, pod nábytkem, na policích, na horní ploše nábytku).

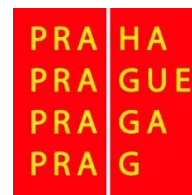
### **Vybavení nutné pro vzorkování**

- vzorkovací protokoly,
- vlhčené ubrousky,
- gumičky,
- laboratorní latexové rukavice bez pudru,
- uzavíratelný sáček (např. Ziplog) opatřený štítkem s označením vzorku.

### **Postup vzorkování**

1. Příprava vzorkovacího nástroje (viz video na youtube: [youtu.be/JvSCnHDhhUs](https://youtu.be/JvSCnHDhhUs), [youtu.be/ypmofVvxROU](https://youtu.be/ypmofVvxROU))
  - a) Z vysavače odejměte veškeré nástavce s výjimkou ohebné hadice.
  - b) Ústí trubice očistěte vlhčeným ubrouskem. Vyhodte ho do koše nebo dejte na jiné místo, než kde budete pracovat s odebíranými vzorky prachu.
  - c) Otevřete sáček s vlhčenými ubrousky a připravte si jednu gumičku.
  - d) Nasaďte si rukavice.
  - e) Rozložte vlhčený ubrousek a obalte jím ústí trubice. Připevněte jej gumičkou.
2. Vzorkujte
  - a) Zapněte vysavač na menší otáčky, pokud je to možné.
  - b) Pro místa u vchodu a s vyšší frekvencí chůze či přebývání (odběrová místa 1 a 2): vysávejte prach zprava doleva v ploše asi 3 m<sup>2</sup>. To samé místo vysávejte sešora dolů a zdola nahoru. Důležité je vysát dostatečné množství prachu. Zaměřte se na nepřístupné rohy, místa pod nábytkem apod.

- c) Pro zvláště zaprášená místa (odběrové místo 3): Vysávejte chuchvalce prachu a místa, kde se uklízí jen zřídka a prach se hromadí.
  - d) Po zhruba 2-3 minutách vypněte vysavač a opatrně sundejte gumičku a ubrousek ze sací hadice.
  - e) Složte ubrousek na polovinu a pak čtvrtinu tak, aby se prach nevysypal a zůstal v ubrousku.
  - f) Nedotýkejte se vnitřní strany ubrousku s nasátým prachem
  - g) Nemáchejte ubrouskem, ať prach nevyprášíte
  - h) Pro každý ubrousek zvlášť: vložte složený ubrousek do sáčku a uzavřete.
2. Vyplňte vzorkovací protokol.



## PROTOKOL ODBĚRU PRACHU Z VNITŘNÍHO PROSTŘEDÍ

Rtuť, arsen, olovo a kadmium – nebezpečné kovy v životním prostředí Prahy (projekt MHMP)

|   |  |
|---|--|
| Označení vzorku (Kód) – bude napsáno na štítku na igelitovém sáčku    |  |
| Jméno vzorkující osoby  |  |
| Datum a čas vzorkování  |  |
| Jméno osoby, která v domě bydlí/pracuje                               |  |
| Kontaktní osoba – případně email, telefon                             |  |
| Název a adresa vzorkované budovy                                      |  |
| Umístění vzorku (popis místa – vchod, okno, police apod.)             |  |
| Povrchový materiál (koberec, dlažba, PVC, dřevo)                      |  |
| Způsob odběru vzorku  |  |
| Počet odebraných dílčích vzorků (přiřadit čísla k jednotlivým sáčkům) |  |
| Jak často se místo vysává či uklízí                                   |  |
| Datum převzetí v kanceláři Arniky<br><i>Vyplní pracovník Arniky</i>   |  |
| Datum předání do laboratoře<br><i>Vyplní pracovník Arniky</i>         |  |

## **Příloha 2: Analýza vzorků**

Analýza všech vzorků byla provedena v centrální laboratoři Vysoké školy chemicko-technologické v Praze. Jednotlivé vzorky byly nejdříve vysušeny (105 °C / 24 h) a následně mineralizovány 20% roztokem lučavky královské (HCl a HNO<sub>3</sub> v poměru 1 : 3) v 50ml kádinkách (100 °C / 2 h). Po mineralizaci a následném vychladnutí byly vzorky převedeny přes skládaný filtr do 25ml odměrných baněk a destilovanou vodou doplněny na požadovaný objem.

Obsah Pb, Cd a Cr byl stanoven metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) na spektrometru SensAA Dual (GBC Scientific Equipment, Austrálie). Celkové množství Hg a As bylo stanoveno taktéž metodou AAS na spektrometru AMA 254 (Altec, Česká republika).

Rozdíly naměřených koncentrací mezi skupinami domácnost a veřejná budova byly vyhodnoceny pomocí dvouvýběrového t-testu (GraphPad Software, 2017).



Publikace vznikla za finanční podpory hlavního města Prahy.  
Nemusí vyjadřovat stanoviska dárců.