

Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem
Odd.zdravotních rizik
Moskevská 15
400 01 Ústí nad Labem



„Dílčí hodnocení zdravotního rizika obyvatel lokality Kutná Hora – Kaňk“

Zdravotní ústav Ústí nad Labem

Eva Rychlíková, David Šubrt, Ivana Suchomelová, Ivana Hrubcová, Eva Hrdličková, Jana Moravcová

KHS StČ. Kutná Hora

František Stehlík, Marek Michna

Technická spolupráce: Alena Procházková



Převzato z projektu *Zmizelá Kutná Hora* www.zmizelakutnahora.cz

Ústí nad Labem, listopad-prosinec 2015

Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem
Odd. zdravotních rizik
Moskevská 15
400 01 Ústí nad Labem



„Dílčí hodnocení zdravotního rizika obyvatel lokality Kutná Hora – Kaňk“

Č.j. ZUUL-11787/2015

Zákazník: KHS Středočeského kraje

Dittrichova 17 Praha

PSČ 128 01

IČ: 71009159

Oddělení hygieny obecné a komunální ÚP Kutná Hora

Tel. 327 58 02 64

e-mail: hok@khsstc-kh.cz

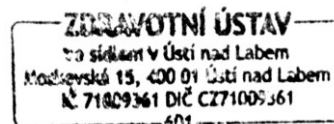
Datum vydání: 20.12.2015

Počet stran: 49

Počet výtisků: 4

Rozdělovník:

Výtisk č.1, 2 objednatel
ZÚ Ústí nad Labem 1
Kopie 1 autor



Zpracovala: MUDr. Eva Rychlíková Ph.D.

Osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik č.j. 033 / 05 vydané dle postupů stanovených Ministerstvem zdravotnictví ČR.

Protokol o autorizovaném hodnocení nesmí být bez písemného souhlasu autorizované osoby reprodukován jinak, než celý.

Obsah:

1. Úvod	5
2. Metodika	11
3. Výsledky	13
4. Diskuse	36
5. Závěr	44
6. Doporučení	46
7. Literatura	47

Příloha

Dovolili bychom si tímto poděkovat ženám z osadního výboru Kaňku a všem účastníkům studie. Bez jejichž pomoci bychom tuto studii nemohli realizovat.

Pracovníci hygienické služby věnují tuto studii obyvatelům lokality Kaňk k lepší orientaci v možnostech využití zatíženého území tak, aby byl minimalizován vliv na jejich zdraví a doufají, že bude důsledně plněno usnesení vlády ČR č. 538/2002 ze dne 29. 5. 2002 ve všech jeho částech, které se problematice geogenní zátěže na Kutnohorsku věnovalo.

Cílem zdravotní politiky je riziko jasně specifikovat, nepodléhat cílené bagatelizaci problému z důvodů neznalosti a neinformovanosti, nebo pro preferenci vlastních osobních zájmů. Ohrožení zdraví je nutné předcházet a ne ho následně řešit.

Náklady studie byly hrazeny z rozpočtu KHS Stč. v roce 2015 - 220 tis Kč v rámci ochrany a podpory veřejného zdraví.

Vysvětlivky:

CASRN	Chemical abstract register number
WHO	Světová zdravotnická organizace
IARC	Agentura pro výzkum rakoviny v Lyonu (WHO)
RIVM	Královský institut pro životní prostředí a zdraví (Bilthoven, Holandsko)
US EPA	Agentura pro životní prostředí Spojených států
TDI	Tolerable daily intake
ICP/MS	Inductively coupled plasma/mass spectrometry
SOP	Standardní operační postup
GDWQ	Guideline for drinking water quality (WHO)
IRIS	Integrated risk information systém (US EPA)
SZÚ	Státní zdravotní ústav Praha
EFSA	European food and safety agency
JEFCA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
FAO	Food and Agriculture Organisation (OSN)
RFC	Reference concentration
IUR	Inhalation unit risk
HQ	Hazard quotient
ETS	Environmental tobacco smoke
KHS	Krajská hygienická stanice
ADD	průměrná denní dávka
LADD	celoživotní průměrná dávka
CS	koncentrace v půdě v mg/kg
CA	koncentrace v ovzduší
IR	množství, kterému byla osoba/populace vystavena
CF	přepočet mg/kg
FI	požitá část
EF	frekvence expozice
ED	trvání expozice
BW	tělesná hmotnost
AT	dobu, pro kterou dávku počítáme
ABSd	podíl absorbované dávky

1. Úvod

Naše studie vznikla na základě objednávky KHS Středočeského kraje ze dne 13.10.2015 v rámci běžného hygienického dozoru. Účelem studie je odborná podpora orgánu veřejného zdraví – KHS Stč. kraje v hodnocení a řízení zdravotního rizika ve smyslu § 82 odst. 2 písmen t) zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví v platném znění, v souladu s požadavky naplňování Usnesení vlády ČR č. 538/2002 ze dne 29. 5. 2002 o řešení ovlivňování životního prostředí starými důlními zátěžemi v Kutné Hoře a okolí. Obsahem objednávky podané Zdravotnímu ústavu se sídlem v Ústí nad Labem, Moskevská 15, 400 01, je pilotní vyhodnocení vstupu toxických látek z prostředí do vnitřního prostředí pobytových prostor a do lidského organismu obyvatel lokality Kaňk. Zájmová oblast byla vyhodnocena z předcházejících sledování KHS Středočeského kraje, pracoviště Kutná Hora, v letech 2002 až 2015 a z expozičních údajů jako významná z hledisek zatížení životního prostředí obsahy toxických kovů Cd, Pb, Sb a arsenu s předpokládaným možným vlivem na zdraví obyvatel. Pro zjištění expozice byl proveden odběr a vyšetření biologických materiálů vzorků vlasů a moči obyvatel, dále produktů pěstitelské a chovatelské činnosti pro vybrané komodity ke zjištění přítomnosti výše uvedených škodlivin. Ve vybraných domácnostech byl proveden odběr vnitřního ovzduší v bytových prostorech a sedimentovaného domácího prachu. Následně bylo provedeno dílčí vyhodnocení zdravotního rizika pro reálné cesty vstupů škodlivin do organismu a celkové hodnocení rizik pro jednotlivé skupiny obyvatel. Odbornou činnost zajistilo Oddělení zdravotních rizik a Centrum hygienických laboratoří zdravotního ústavu se sídlem v Ústí nad Labem ve spolupráci s Krajskou hygienickou stanicí Stč. kraje ÚP Kutná Hora. Vyhodnocení bude sloužit pro organizaci doporučených stanovených aktivit k řízení zdravotního rizika pro místní samosprávu, státní správu a komunikaci o riziku s obyvatelstvem.

Identifikace nebezpečnosti škodlivin

Arsen CASRN 7440-38-2, je metaloid hojně rozšířený v zemské kůře. Existuje ve -3 , 0 , $+3$ a $+5$ mocenství. V redukčních podmínkách je jeho hlavní podobou trojmocný arsenát, obecně v oxidovaném prostředí je pětímocný a stabilní. Soli arsenu jsou různě rozpustné podle pH a iontového prostředí. V komunálním prostředí připadá v úvahu nejmocnější expozice ingescí a pitnou vodou. V místech těžby je půda zdrojem anorganického arsenu. Po zvětrání z hornin je uvolněn vodní a větrnou erozí. Mnoho sloučenin arsenu má tendenci se vázat a tak arsen putuje jen na krátké distance. Půdní mikroorganismy mohou malou dávku arsenu převést do volatilní podoby. Existují území, kde je arsen přítomen ve zvýšené koncentraci v půdě i pitné vodě. Ačkoli koncentrace arsenu ve vodách je obvykle nízká (několik mikrogramů v litru), existují území, kde lidé konzumují vodu o obsahu arsenu více než $100\text{ }\mu\text{g/litr}$ podle přirozené geochemické aktivity. (Smith et al., 2000). V Západním Bengálsku v Indii více, než 1 000 000 obyvatel konzumuje pitnou vodu o obsahu nad $50\text{ }\mu\text{g/litr}$, podobná situace je na Taiwanu, v Chile, v Mexiku. Bangladéš v současnosti představuje místo, kde existuje největší masová otrava populace v historii z podzemní vody přirozeně kontaminované arsenem. Odhad rizika pro 125 milionů obyvatel Bangladéše je mezi 35 – 77 miliony osob vystavených riziku kontaminované vody. Tento počet převyšuje počet osob zasažených havárií v Bhópálu v Indii v roce 1984 a v Černobyli na Ukrajině v roce 1986 (Smith et al., 2000).

Arsen se dostává do atmosféry následujícími způsoby:

- Přirozenou aktivitou, vulkány, rozpouštěním kovů z minerálů, zejména do podzemních vod, výluhy z vegetace a oblaky prachu.
- Lidskými činnostmi jako je těžba minerálů, tavení kovů, spalování fosilních paliv, zemědělskými pesticidy, jejich produkcí a užitím, a ochrana dřeva.

- Remobilizací historických zdrojů, jako jsou důlní vody
- Mobilizací do pitných vod z geologických depozit hloubením vrtaných studní (WHO, 2015)

Anorganický arsen přirozeného původu je nacházen v půdách a horninách. Na některých místech jsou požadové koncentrace dokonce značně vysoké, dosahují hodnot 200 – 900 mg/kg. V půdách kolísají hodnoty od několika miligramů až po procentuelní hodnoty (Baars et al, 2001).

Přirozené a antropogenní zdroje přispívají k obsahu arsenu nalézanému v půdě nejčastěji okolo 5 mg/kg, ale rozptyl příspěvku může být od 1 mg/kg až do 40 mg/kg. Tato variabilita se nachází u půd přirozeně kontaminovaných arsenem z důvodů přítomnosti geologických formací (např. siřníkové rudy, minerální sedimenty),(WHO, 2001)

Půdy antropogenně kontaminované arsenem, např. v okolí dolů, sléváren sekundárních kovů z odpadů, mohou obsahovat i několik gramů na kilogram. Průměrný obsah arsenu v sedimentech kolísá od 5 – 3000 mg/kg, vyšší hodnoty souvisejí s antropogenní znečištěním (WHO, 2001).

WHO považuje za přirozený výskyt arsenu v půdě přibližně 5 mg/kg, vyšší koncentrace mohou souviset s usazeninami siřníků. Sedimentované železné a manganové rudy a také fosfátová depozita obsahují i vyšší množství dosahující až 2900 mg/kg (WHO IARC,2004)

Tam, kde existují zdroje emisí, můžeme očekávat, že arsen nalezneme v ovzduší. Jiné zdroje, např. skládky a přímá aplikace pesticidů může způsobit kontaminaci půdy a podzemní vody a to jak difuzní, tak ohniskovou (Baars et al, 2001). Arsen může být jak organický tak anorganický. Různé formy valenčních stavů jsou známy a existují. A predominují trojmocný a pětímocný arsen. V půdě výsledek tj. oxidační stav závisí na pH a redox potenciálu (Baars et al, 2001).

Li et al., 2015 publikovali výsledky studie biologické dostupnosti arsenu v domácím prachu pomocí bioassay a porovnávali dostupnost v půdě. Prokázali vyšší biologickou dostupnost arsenu z domácího prachu, než z půdy a tím i vyšší potenciál pro zdravotní riziko arsenu (Li et al, 2015).

Není lhostejno, v jaké podobě do organismu arsen vstupuje. Absorpce arsenu v zažívacím traktu závisí na rozpustnosti solí As v kyselém prostředí, troj - i pětímocný arsen se ochotně vstřebává v zažívacím traktu.

Jak studie humánní, tak experimentální na zvířatech prokazují, že vodou rozpustný arsen se vstřebává po požití z 95%. Gastrointestinální absorpce nerozpustných solí arsenu, jako např. triselenid a olovnatý arsenát, je daleko nižší – 25%. Studie gastrointestinální absorpce arsenem kontaminovaného prachu, půdy a bažin je většinou 10%. Absorpce anorganického arsenu u lidí z cigaretového dýmu je z dýmu a prachu 75 – 90%. Studie na opicích prokazují absorpci po kožní expozici, kdy na kůži ulpívá veškerá kontaminovaná půda, méně než 1%.(WHO, 2001)

Distribuce po všech způsobech příjmu anorganického arsenu se děje do všech tkání a nezávisí na způsobu podání (WHO 2001, 2008).

Metabolismus arsenu zahrnuje - redukci trojmocného na pětímocný arsen, dále mono -, di - trimetylace s účastí enzymů, které mohou být polymorfní, což je z hlediska možné expozice důležité, a je to podkladem variability reakcí osob při expozici arsenem. Při vysokých koncentracích arsenu metylace ustává. Arsen není pro člověka nezbytný. Je důležitým znečištěním pitné vody a je jednou z mála substancí, která způsobuje rakovinu prostřednictvím požívání pitné vody (WHO 2001).

Vylučování arsenu bylo studováno na zvířatech i u člověka. A bylo prokázáno, že různé formy arsenu podléhají oxidaci a redukci na bivalentní i pentavalentní formy, které jsou vylučovány močí a velmi málo stolicí. Detoxikace probíhá v játrech a spočívá v postupné metylaci bivalentního arsenu, který je transformován na monomethylarsonovou kyselinu a dimethylarsinovou kyselinu. U člověka je ve většině případů vylučována močí monomethylarsonová kyselina. (WHO 2001)

Výsledky studie Younga et al., 2015, ukazují na to, že chemické formy arsenu jsou různé přestože zdroj kontaminace je stejný. Místně specifická biologická dostupnost je ovlivněna chemickou formou, což je důležitým faktorem determinujícím riziko pro lidské zdraví (Young et al, 2015).

V epidemiologických studiích je prokázáno, že arsen přináší rakovinu různých orgánů, jako jsou plíce, močový měchýř a kůže. Trojmocný arsen je reaktivnější a toxičtější, než pětimocný anorganický arsen.

Anorganický arsen je zařazen podle IARC do skupiny I. - karcinogenní pro člověka - na základě dostatečného důkazu karcinogenity pro člověka a omezeného důkazu pro zvířata. Přes některá negativní zjištění existují závažné důkazy o tom, že arsen může způsobit klastogenní efekt v některých buněčných typech s různými dopady na exponovaná individua až po onemocnění rakovinou (WHO, 2001, 2008). US EPA klasifikuje arsen skupinou A - lidský karcinogen. Data o karcinogenitě pro člověka jsou dostatečná (US EPA, 2015, IARC 2004).

Akutní toxicita arsenu se klinicky manifestuje v celotělovém systémovém poškození, převažují příznaky jako nauzea, zvracení, kolika abdominální a bolesti, vodnatý zničující průjem, význačné slinění. Dalším příznakem je psychóza, difúzní kožní vyrážka, toxické poškození srdce a bezvědomí, hematologické abnormity a renální selhání, postižení dýchání, edém plic existuje vždy. Neurologické projevy zahrnují periferní postižení a postižení mozku. Koncentrace arsenu v moči jsou nejlepším ukazatelem prodělané otravy (1 – 2 dny).

Chronická toxicita arsenu – Klinické příznaky virtuálně pokrývají všechny systémy těla. Absorbovaný arsen se hromadí v játrech, ledvinách, srdci a plicích, v malém množství ve svalech, nervovém systému, zažívacím traktu, slezině. Arsen je deponován ve tkáních s vysokým obsahem keratinu: nehtech, vlasech a kůži. Na nehtech nohou i rukou se objevují charakteristické rýhy, nejtěžším dopadem jsou nádorová onemocnění orgánů. Kožní změny jsou obecné, představují je hyperpigmentace a jak palmární tak solární hyperkeratózy. Současně vzniká zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, postižení periferních cév, dýchacích nemocí, diabetu a neutropenie.

Klinický obraz chronického poškození arsenem vypadá různě. Při tom obvykle převažují změny na kůži, sliznicích a neurologické, cévní a hematologické projevy. Postižení se může týkat i zažívacího traktu s významnou salivací, nepravidelnou dyspepsií, křečemi v břiše, také se dostavuje hubnutí. Neurologické změny mohou často též zahrnovat postižení optického nervu s výpadky zorného pole a slepotou. Postižen může být i orgán rovnováhy a sexuální funkce.

Chronické projevy na kůži se manifestují jako ekzém, folikulární, erytematózní nebo dokonce ulcerativní dermatitida. Anorganický arsen tlumí tvorbu krvinek, jeho působením roste anemie, nejčastěji hypoplastická. V některých případech dochází k agranulocytóze nebo trombopenii.

Ve Švédsku byly zjišťovány spontánní potraty a nízká porodní váha dětí, narozených v okolí sléváren, popsány byly také vývojové vady. Karcinogenita arsenu, přijatého dýchací cestou, se projevuje plicním karcinomem (WHO, 2000).

Arsenikóza je název stavu, který představuje různé nemoci. Epidemiologické studie poukazují na dlouhodobou spotřebu vody, obsahující vysoké koncentrace arsenu ovlivňujícího zdraví různými způsoby. Efekt na zdraví se zvětšuje s prodlužující se délkou expozice a s vyšší koncentrací (IARC, 1990, cit. Khan et al., 2000).

Akutní otrava arsenem se objevuje nepříliš často na pracovištích, diagnostikované otravy pocházejí nejčastěji z nezamýšleného požití, jako sebevražda nebo vražda. Letální dávka se odhaduje v úrovni 1 - 3 mg/kg [ATSDR 2007].

Fatální humánní dávka je 70-180 mg v závislosti na váze. Odhadovaná dávka platí pro 70 kg vážícího člověka a pro trojnásobný arsen

Kadmium (CASRN 7440-43-9) se přirozeně vyskytuje v zemské kůře. Často v rudách provází zinek a olovo. Z antropogenních zdrojů jsou nejvýznamnější emise ze spalování uhlí a emise průmyslu (kovohutě), používání agrochemikálií, ukládání odpadů. Do půd se dostává z kalů (čistírny odpadních vod), atmosférickou depozicí a částečně provází fosforečná hnojiva. Některé soli, jako siřníky, uhličitany a kysličníky, nejsou rozpustné ve vodě, ale v přírodě mohou být konvertovány na rozpustné soli. Proto je důležitá chemická forma kadmia. Ve vodě se nachází průměrně 0,1 µg/litr nebo méně. Při dobývání neželezných kovů dochází k největšímu znečištění vod kadmii. V čistých oblastech ho je, vyjádřeno jako medián půdy 0,2 – 0,4 mg/kg. Příležitostně lze najít i ve výši 160 mg/kg půdy. S teplotou se jeho rozpustnost zvyšuje, s tvrdostí vody snižuje. V člověku se váže na bílkoviny a akumuluje se v parenchymatálních orgánech.

Existují dostatečné důkazy pro karcinogenitu kadmia a jeho sloučenin pro člověka. Kadmium způsobuje plicní nádory. Pozitivní asociace byly shledány také pro karcinomy ledvin a prostaty. Existují dostatečné důkazy pro karcinogenitu sloučenin kadmia u zvířat, ale omezené pro kovové kadmium. Kadmium a jeho sloučeniny jsou karcinogenní pro člověka (Skupina 1). (IARC monographs, 100c).

Kadmium se chová jako kumulativní jed s doprovodnými teratogenními účinky. Kadmiové soli jsou silně toxické a působí negativně na všechny živé organismy. Kadmium nepatří k prvkům nezbytným pro lidský organismus. Jeho toxicita je vyvolávána inhibicí sulfhydrolových enzymů a kompeticí se zinkem, mědí a železem. V lidském organismu jeho obsah činí průměrně 0,4 mg Cd/kg. U novorozenců téměř chybí, s věkem se postupně kumuluje v ledvinách (15 – 200 mg), kdy dochází k jejich těžkému poškození. Sloučeniny CdO, CdCl₂, CdSO₄, CdS se vyznačují karcinogenními účinky pro trávicí ústrojí, plíce, játra a prostatu. Vyhláška 135/2004 MZ Sb. stanovuje přípustný obsah kadmia v pískovištích a hracích plochách na 0,3 mg/kg.

Olovo (CASRN - 7439 - 92 -1) v životním prostředí je silně vázáno na sedimenty a půdní částice a tak je redukována jeho biologická dostupnost. Protože jeho soli jsou vesměs nerozpustné, má tendenci k tvorbě komplexních roztoků. Biologická využitelnost je obecně nižší, pokud sedimentuje s organickými materiály nebo minerálními částicemi jako je jíla. Další expozice souvisí s kontaminací půdy ve znečištěných oblastech a poté i ovoce a zeleniny, z kontaminace vnitřního prostředí v domovech profesionálně exponovaných osob, pití vody z domovních rozvodů z olova. Populační skupiny expozicí a významem cest expozice liší. Nejcitlivější skupinou jsou děti, u nichž mnohé epidemiologické studie zaznamenaly v souvislosti s expozicí významný behaviorální efekt. Děti se pohybují blíže zemi, která, je-li kontaminovaná půda, může velmi závažně ovlivnit zdraví dětí, kdy zdrojem je pojídání půdy a olizování špinavých ruček. Zejména se taková expozice dá očekávat u dětí předškolních.

Prach s obsahem olova může představovat 80% celkem přijatého množství u dospělého, u dětí je daleko významnější cesta alimentární. U dospělých dochází ke vstřebávání v zažívacím traktu z 10%, u dětí 40-50%. Absorpce závisí na dietních a nutričních faktorech. Dieta s nízkým obsahem železa, vápníku a vitamínu D zvyšuje vstřebávání olova u laboratorních zvířat. Přijaté olovo je distribuováno do krve, měkkých tkání a kostí. Asi 95% olova je v kostech, biologický poločas je 20-40 dní. Zadržované olovo je z kostí uvolňováno ve stáří, při metabolickém rozvratu, těhotenství, horečkách a prostřednictvím některých chemických látek. Neabsorbované olovo prochází střevy ven v 50-60%, tělo se ho zbavuje žlučí a močí, z toho střevem prochází polovina renální clearance.

Toxicita olova spočívá v obsazování vazebných míst pro kovy u enzymů anebo obsazení SH-skupin enzymatických proteinů, proto je pro olovo mnoho kritických orgánů, kde se uplatní. Hemosyntéza, nervový systém, reprodukční a imunitní systém, kardiovaskulární, endokrinní systém, játra a gastrointestinální systém.

Hlavní efekt u neprofesně exponované populace lze zaznamenat v nervovém systému, krvetvorbě a oběhovém systému (krevním tlak). Olovo je mutagenní pro bakterie a savce, u teratogenity a karcinogenity pro člověka je předpokládán spíše nepřímý efekt pro rozvoj těchto onemocnění. Je tedy zařazeno do skupiny II B, ale jeho efekt není dosud kvantifikován. Olovo prochází placentární bariérou a může se tak uplatnit ve vývoji plodu.

Olovem nejohroženější populací jsou děti, protože mají jiný způsob života, než dospělí, jiné vstřebávací poměry, a příjem do jejich organismu může být pro zaživací systém vyšší. I tak může velmi úzce souviset s olovem v ovzduší s následující sedimentací prostřednictvím potravních řetězců a geofágie. Ta je navíc často spojována s nízkým socioekonomickým statusem a ten bývá pro znečištěné oblasti příznačný (WHO, 2000).

Antimon - CASRN 7440-30-0 - se nachází přirozeně v sirníkových rudách, stibnitu (Sb_2S_3) a valentinitu (Sb_2O_3). V důsledku hydrolýzy jsou ionty Sb (III) a Sb (V) ve vodních roztocích poměrně nestabilní. Výjimku tvoří jen velmi kyselé prostředí. V oxidačních podmínkách se v roztocích vyskytuje obvykle Sb (V). Sb_2O_5 je ve vodě rozpustný jen velmi špatně (Vojteková et al, 2014).

Antimon je nalézán ve velmi nízkých koncentracích v životním prostředí. Koncentrace antimonu ve venkovním ovzduší má rozsah od méně než 1 ng/m^3 až do 170 ng/m^3 a v blízkosti továren, které konvertují rudy antimonu na kov, nebo oxid antimoničitý, mohou být koncentrace vyšší, než $0,01 \text{ mg/m}^3$. Půda obvykle obsahuje vyšší koncentrace antimonu (pod 1 ppm). U technologií zpracovávajících odpad s antimonem se mohou nacházet koncentrace vyšší. Potrava obsahuje malé množství antimonu, průměry v zelenině, masu a mořských produktech jsou $0,2 - 1,1 \text{ ppb}$. Lidé na pracovištích s antimonem jsou exponováni antimonu dýchací cestou a kožním kontaktem (US EPA, 2016).

Antimon se uplatňuje po dobu celého lidského života, ovlivňuje metabolismus cholesterolu a glukózovou hladinu. Jeho kysličník, v chronickém pokuse, způsobuje u zvířat zákal čočky, zánět spojivek, plicní intersticiální granulomatózu a fibrózu. U hodnocení zákalu čočky na kryších byly pochyby, zda nejde spíše o stařeckou kataraktu u krysa než o projev intoxikace. U profesionálně vysoce exponovaných jsou nalézány plicní nálezy na rtg ve formě granulomatózních opacit, jde o koniôzu.

Toxicita antimonu se může dostavit v důsledku profesní expozice nebo během léčby antimonem, jak byl po staletí používán (emetikum). Profesní expozice spočívá v dráždění dýchacích cest, pneumokonióze, antimonových skvrnách na kůži a v zaživacích příznacích. Navíc kysličník antimonitý je pravděpodobně karcinogenní pro člověka a v roce 1989 byl zařazen IARC do skupiny 2 B, sirník antimoničitý karcinogenní není a je ve skupině 3.

Antimon se používá při léčbě tropických parazitárních chorob - leishmaniózy a schistosomiázy. Vedlejším efektem této léčby je kardiotoxicita (asi u 9% pacientů), a pankreatitida, která všeobecně vzniká u HIV pozitivitu a viscerální leishmaniózy v důsledku koinfekce (Sundar et al., 2010).

Inhalační expozice 9 mg Sb na m^3 vzduchu ve formě stibanu má dráždivé účinky. Akutní intoxikace je už velmi řídká. U exponovaných osob (léčených prostředky s obsahem Sb) byla nalezena bradykardie a změny EKG, poruchy menstruace u žen a u dětí odlišnosti od normálního růstu během prvního roku

života. Tyto projevy souvisejí s profesionální expozicí v nevhodných pracovních podmínkách (v pracovním ovzduší až 1–10 mg m³ Sb) (Vojteková et al, 2014).

Obsahy Sb v neznečištěných půdách, a pravděpodobně i sedimentech, jsou na úrovni gramů a desetin gramů/kg. Většina publikovaných údajů se však týká znečištěných systémů. V atmosféře se Sb váže na povrchu respirabilních částic (pod 2,5 um) a jeho obsah se pohybuje v rozmezí pg/ m³ až ng/ m³. Většina Sb emitovaného do ovzduší končí v půdách, kde se naváže na částice obsahující Al, Fe a Mn. (WHO, 2015).

Antimon v nedotčeném ovzduší se vyskytuje v koncentracích přibližně 0,2 ng/m³ a byl takto popsán v Alpách poblíž Jungfrauoch (WHO cit. Dams & de Jonge, 1976). Ve více exponovaných oblastech Evropy byly měřeny v roce 1980 koncentrace 0,6 a 32 ng/m³ (WHO cit. Hurtig, 1990). V současné době jsou koncentrace již nižší díky opatření v ovzduší. V současné době jsou hlavním zdrojem antimonu v městském prachu otěry z brzdových obložení, pneumatik a povrchů silnic stejně jako emise aerosolického antimonu ve výfukových plynech automobilů (WHO cit. Stechmann, 1993).

Antimon se v živých organizmech neakumuluje a tak je expozice přirozenému antimonu z potravy velice nízká. Vyskytuje se v zelenině vypěstované na kontaminovaných půdách ve velmi nízkých koncentracích okolo jednotek nebo méně mikrogramů v sušině.

Koncentrace antimonu v podzemní a povrchové vodě má běžnou úroveň 0,1 – 0,2 µg/litr (Bowen, 1979). Koncentrace v mořské vodě jsou přibližně 0,15 µg/litr (Andreae et al., 1981).

V roce 1998 britský výbor pro bezpečnost potravin posuzoval příjem antimonu z potravin a to na základě údajů o spotřebě potravin v roce 1994. Bylo zjištěno, že celkový příjem antimonu činil 0,003 mg/den, což je asi 0,05 µg/kg tělesné hmotnosti pro 60 kg dospělou osobu. Výbor došel k závěru, že neexistují důkazy o tom, že odhadnutý příjem antimonu představuje riziko. (Web: Bezpečnost potravin).

Antimon je primárně užíván jako retardant hoření pro pryž, umělé hmoty, pigmenty, textil a papír. Pentavalentní antimon byl užíván pro léčbu leishmaniózy. Oba - trivalentní a pentavalentní antimon - jsou obecně negenotoxické pro zvířata, která nejsou savci, zatímco savčí testovací systémy obvykle přinášejí pozitivní testy pro Sb (III) a negativní výsledky pro Sb (V) sloučeniny

Mezinárodní pracovní lékařský limit pro expozici antimonu je 500 µg/m³. Bylo uzavřeno, že příjem antimonu potravou je zanedbatelný.

Antimon v půdních vzorcích v různých místech Anglie nedaleko od dolů vykazoval koncentrace 100,6–5045 mg/kg. Severní Palatinat v Německu má vyšší obsah antimonu v půdě díky historickému dolování mědi. Korelace mezi obsahem ve vlasech a moči u zdejší skupiny obyvatel nebyla nalezena. Výjimku tvořily vlasy, kde hodnoty korelovaly s interní expozicí antimonu. Arsen a antimon ve vlasech byly korelovány s 24-hod vylučováním antimonu v moči.

V komunálním prostředí byl pomocí biologických materiálů sledován antimon v blízkosti zlatých dolů Urbanem a Lukášem v roce 1993.

Průměrná koncentrace antimonu v kontrolním souboru byla 55 ng/g. U obyvatel Mokrsko se našla hodnota zhruba dvojnásobná - 123 ng/g, přesto však obě hodnoty leží hluboko pod referenční mezí pro nekontaminovanou populaci udávanou v literatuře: 1000 ng/g. Naproti tomu průměrná koncentrace antimonu u dělníků ze zlaté linky - 12620 ng/g - tuto referenční mezí vysoce překračuje. Při statistickém hodnocení se nález ze zlaté linky vysoce významně odlišoval od nálezů u zbývajících dvou souborů (Urban et al, 1993).

V roce 1993 WHO navrhla TDI (Tolerable Daily Intake) pro antimon, aby bylo možno stanovit i doporučení pro akceptovatelnou hladinu antimonu ve vodě. Základem pro stanovení TDI byla studie provedená na krysách. Benchmark dose (BMDL_{0,5}) pro tolerovatelný denní příjem trioxidu antimonu byl stanoven na 0,86 µg/kg tělesné hmotnosti/den. Z této hodnoty je odvozena TDI 0,2 µg/kg. V roce 2003 WHO revidovala směrnici pro obsah antimonu v pitné vodě (0,02 µg/l), ve které byl navrhnout TDI 6 µg/kg tělesné hmotnosti/den (WHO, 2003).

Referenční koncentrace US EPA pro oxid antimonitý v ovzduší je 0,0002 µg/m³ a RFD pro antimon přijatý perorálně je 0,4 µg/kg/den. Personální expozici antimonu lze vyhodnocovat z moči, stolice a krve (US EPA).

2. Metodika

V kooperaci s KHS Středočeského kraje – odborem hygieny komunální, byla v srpnu 2015 stanovena strategie pilotního projektu včetně vzorkování moči, vlasů, domácích zeleninových produktů a vajec, prachu z vysavače odebraného v domácnosti a měření aerosolových částic PM₁₀ včetně obsahu arsenu, Cd, Pb, Sb. Po dohodě s osadním výborem Kaňku byla získána spolupráce 39 obyvatel. Byl zpracován informovaný souhlas podmiňující začlenění do studie, informace o studii včetně žádosti o úpravu jídelníčku obyvatel o vynechání rybích a mořských výrobků z jídelníčku týden před sběrem moči. Zúčastněné osoby vyplnily dotazník, který se ptal na pohlaví a věk, profesi, byl směřovaný ke způsobu života, kouření, vytápění, požívání domácí produkce ze zahrádky i masa doma chovaných zvířat, době expozice venkovnímu a vnitřnímu prostředí v zimě i v létě, vzdálenosti od místa, kde byla volně dostupná hlušina jako možný zdroj kontaminace, dotazy doplňovaly diagnózu kardiovaskulárních, nádorových nemocí a diabetu v rodině. Dotazník měl otázky na konzumaci rýže, mořských ryb, vnitřností a zvěřiny a na to, zda žije v domácnosti i tzv. venkovní pes nebo kočka, kteří se mazlí s rodinou doma. Byla koordinována činnost s oddělením fyzikálních faktorů Zdravotního ústavu v Českých Budějovicích, které zajišťovalo odběry aerosolu PM₁₀ a činnost s laboratoří kovů ústavu.

Vzorky moči, vlasů, domácího prachu, aerosolu PM₁₀, zelenin a vajec byly odebrány ve dvou kampaních: 4. a 5. 11. 2015 a 11. 11. 2015 v době, kdy se obyvatelé Kaňku vrátili z práce do svých domovů.

Návrh projektu byl posouzen etickou komisí Zdravotního ústavu se sídlem v Ústí nad Labem a bylo rozhodnuto, že všechny odebrané vzorky i dotazník, doplňující odběry, budou anonymní a budou označeny pouze kódem dotčené osoby z Kaňku. Výsledky byly interpretovány anonymně. Jména a adresy osob byly známy pouze pracovníkům KHS, kteří po obdržení výsledků informovali podle zájmu o svoje výsledky zúčastněné osoby

Odběry vzorků a analytické metody:

Odběry moči, vlasů, aerosolu, prachu, zeleniny, ovoce a vajec, zajišťovalo oddělení zdravotních rizik 4.-5.11. spolu a oddělení komunální hygieny územního pracoviště KHS Středočeského kraje v Kutné Hoře.

Odběry prachu vysavačem: Odběr domácího prachu byl proveden 4.-5.11. celkem známým a obvyklým způsobem v pěti domácnostech do specifického sáčku vysavače. Odsávána byla především místa, kde jsme předpokládali usazení prachu, celkem trvaly odběry vzorků v jedné domácnosti 20

minut. Analýza prvků byla provedena pomocí ICP/MS. Jeden odběr naplnil jeden sáček do vysavače. Odebraný prach byl umístěn do chladicího boxu a transportován do laboratoří Zdravotního ústavu.

Odběry ovzduší v domovech obyvatel: Měření bylo provedeno 4.-5.11. v pěti domácnostech akreditovanou metodou pracovníci centra hygienických laboratoří Zdravotního ústavu, pracoviště České Budějovice. Odběr a stanovení prachu a znečišťujících látek gravimetricky, Stanovení prvků metodou ICP/MS (SOP VZ UL 109, SOP UL 43- ČSN EN 481, ČSN EN 689, NV 361/2007 Sb., v platném znění, SOP UL 201.04). Paralelně s odběry bylo sledováno mikroklima v prostředí domovů. V době měření byly ve venkovním prostředí klimatické podmínky typického vlhkého podzimního období, a bezvětří.

Odběry, ořechů a vajec provedli pracovníci Zdravotního ústavu a KHS v pěti domácnostech obyvatel Kaňku do PE pytlíků. Vzorky byly transportovány v chladicích boxech do laboratoří ústavu. K hodnocení byly využity i výsledky analýz zeleniny a vajec odebraných obyvatelkou Kaňku a dodaných na KHS Středočeského kraje. Analýza byla provedena pomocí GC/MS (SOP UL 201.03) Výsledky byly vyhodnoceny z hlediska dietárního příjmu výpočtem denní dávky přijatých prvků obsažených v zelenině, vejcích a ořeších. Bylo použito postupu hodnocení zdravotního rizika US EPA, v Manuálu prevence 2000, publikaci Cikrta a Bláhy, 1996.

Odběry vlasů zajistily dvě pracovnice ZÚ Ústí nad Labem. Vlasy byly ustříženy nerezovými zdravotnickými nůžkami u temene hlavy dobrovolníků, vzorek činil cca 1 gram. Byl uložen do papírové obálky a transportován do laboratoří ZÚ. V jednom případě byl proveden odběr vousů. Analýza obsahu As, Cd, Pb a Sb byla zajištěna pomocí GC/MS (SOP UL 201.03) v laboratoři pro analýzy kovů ZÚ.

Odběry moči zajišťovali pracovníci KHS a ZÚ ústí nad Labem do PE odběrové nádoby, předem připravené. Vzorek moči v nádobce byl umístěn do uzavíratelného PE sáčku a uložen v chladicím boxu a v den odběru, popř. druhý den dodán do laboratoří ZÚ Ústí nad Labem. Analýza byla provedena pomocí GC/MS (SOP UL 201.03)

Ve vzorcích odebraných pracovníky ZÚ a KHS byly stanovovány koncentrace čtyř prvků, a to arsenu, kadmia, olova a antimonu. Ve vzorcích vajec a zeleniny (rajče, paprika, mrkev, kedluben gigant) z jedné zahrádky, které odebrala obyvatelka Kaňku v srpnu 2015, byl v laboratořích CHL Zdravotního ústavu stanoven pouze arsen.

Expoziční scénáře

Z jednotlivých matric byly vypočteny denní průměrné dávky kontaminantů. Pro hodnoty kontaminant v půdě jsme využili historických hodnot z jiných studií. Odhad jsme provedli pro hodnocení dávky, která způsobí chronické nekarcinogenní poškození. V případě arsenu jde o dermatózy plosek nohou a dlaní. Právě z těchto dermatóz se vyvinou nádorová onemocnění - basaliomy kůže. Postupovali jsme podle vzorců publikovaných US EPA, MŽP v Metodických pokynech pro hodnocení rizik kontaminované půdy publikovaných v roce 2005 a v roce 2011 s použitím publikace Spotřební koše potravin České republiky vydané SZÚ, 1993.

Použité vzorce pro jednotlivé vstupy do organismu:

NÁHODNÁ INGESCE ZEMIN NEBO PRACHU

$$ADD = CS \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

DÁVKA PŘIJATÁ DÝCHÁNÍM

$$CDI = CA \times IR \times ET \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

DÁVKA PŘIJATÁ KŮŽÍ

$$ADD / LADD = CS \times CF \times SA \times AF \times ABSd \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

PŘIJETÍ POTRAVOU - DOMÁCÍ ZELENINA, VEJCE, OŘECHY

$$ADD = CS \times \text{Poživatelná část denní spotřeby potravin} \times ED \times EF / (BW \times AT)$$

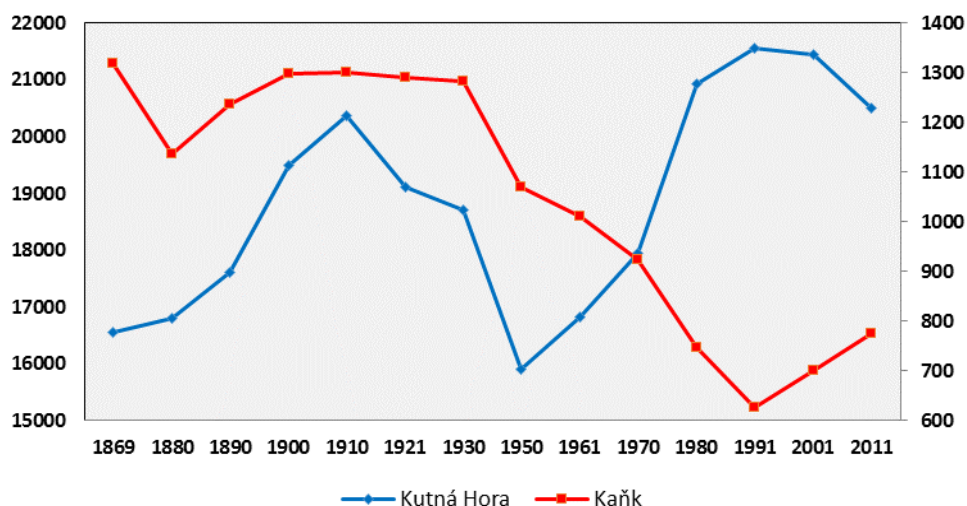
PŘÍJEM PITNOU VODOU nebyl hodnocen, v lokalitě je veřejný vodovod plně vyhovující požadavkům vyhlášky č. 252/2004 Sb., v platném znění.

Statistické zpracování: Bylo provedeno pomocí software R (Laboratory. Bell.), a software Statistica fi. Statsoft. Po deskriptivní statistice populace a získaných dat z biologického monitoringu a testování statistického rozložení Shapirovým-Wilkovým testem byly vyhodnoceny souvislosti nezávisle proměnné (koncentrace ve vlasech a moči) a binární proměnné získané z dotazníku. Dále bylo provedeno hodnocení korelacemi pomocí Spearmanova korelačního koeficientu a mnohonásobných lineárních regresních modelů vybraných proměnných charakterizujících expozici z dotazníku.

Detaily statistického zpracování jsou v samostatné příloze zprávy.

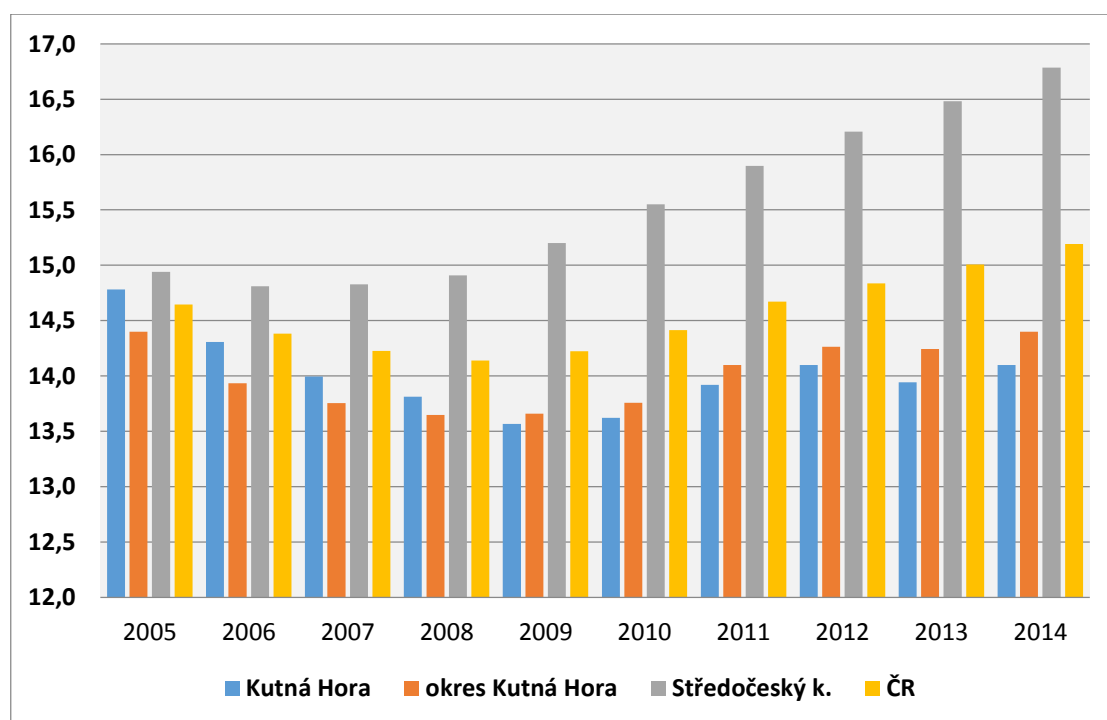
3. Výsledky:

Populace Kaňku: Kaňk měl ke 26.10.2015 celkem 818 obyvatel. V celém městě Kutná Hora žije 20 335 obyvatel. Městská část Kaňk byla kdysi samostatnou malou obcí, která je v současnosti velmi atraktivní pro individuální bydlení. Vývoj počtu obyvatel je znázorněn na následujícím grafu.

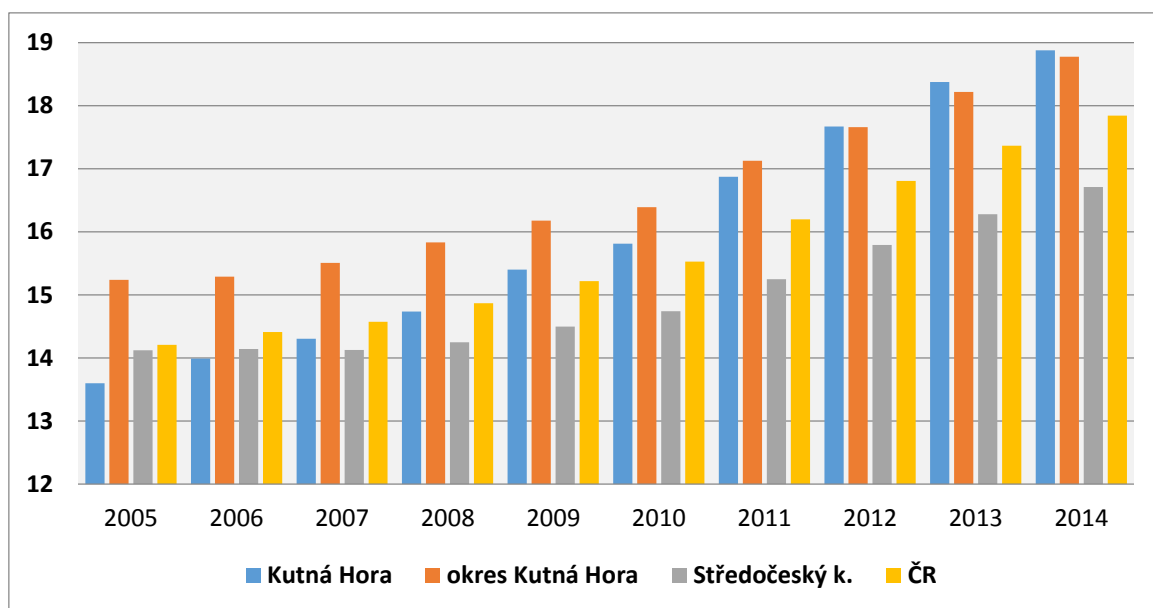


Obr. 1: Vývoj počtu obyvatel Kutné Hory a Kaňku (Kutná Hora – levá osa, Kaňk – pravá osa)
(zdroj dat: ČSÚ (2006): Historický lexikon obcí ČR 1869 – 2005 I. díl, Praha)

Demografická struktura Kutné Hory se blíží průměru České republiky více, než ukazatelům Středočeského kraje, musíme konstatovat i zde dochází ke stárnutí populace a jen málo přibývá dětí.



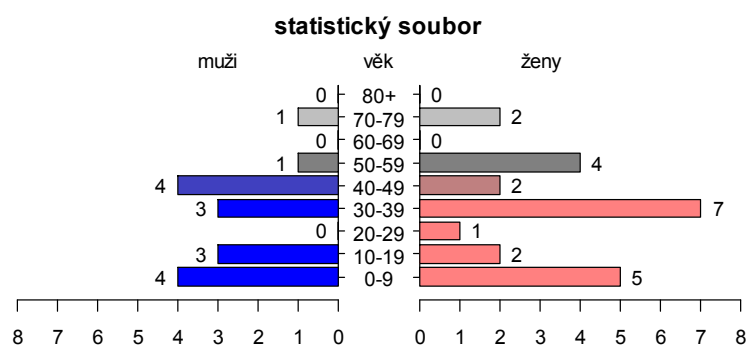
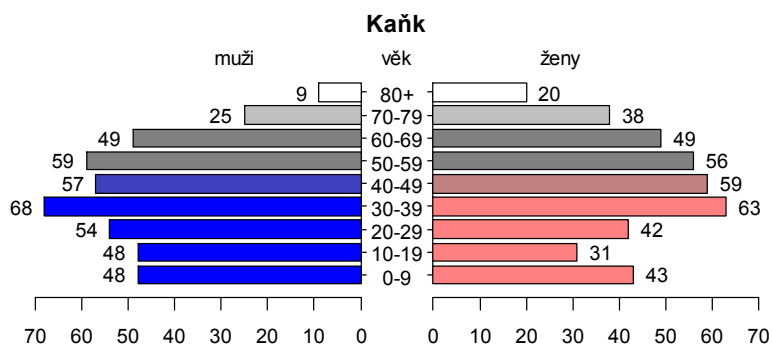
Obr.2 : Relativní zastoupení populace ve věku 0-14 let v Kutné Hoře, Stč. kraji a ČR(%)Zdroj:ČSÚ



Obr. 3 : Relativní zastoupení populace ve věku 65 + let v Kutné Hoře, Stč. Kraji a ČR (%)(Zdroj: ČSÚ)

Sledovanou populační skupinu zajistili pracovníci Krajské hygienické stanice spolu s členkami osadního výboru z Kaňku. Nejednalo se o náhodný reprezentativní výběr probandů. Podařilo se získat soubor ochotných 39 dobrovolníků, kteří se zajímají o své životní podmínky a o své zdraví.

Srovnání zastoupení populačních skupin a jejich účast ve sledované exponované populační skupině na Kaňku je vidět na dalším obrázku.



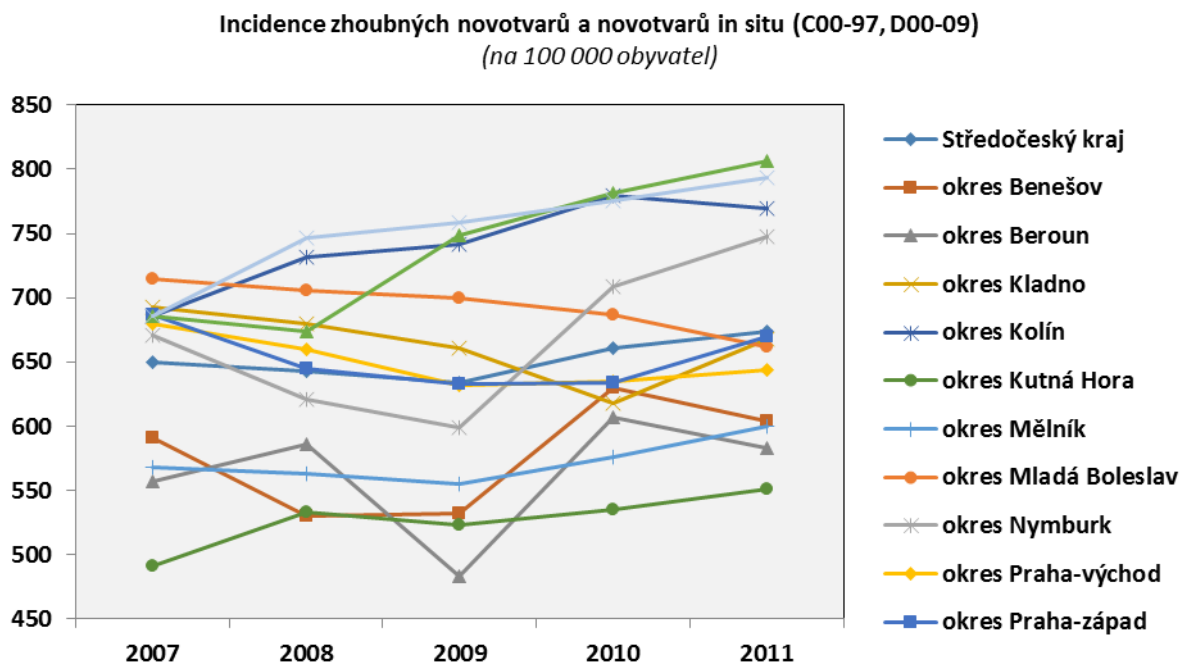
Obr. 4: Věková struktura obyvatel Kaňku (k 26.10.2015) a vzorku (Zdroj: ČSÚ)

Tab 1 : Věková struktura vzorku(ČSÚ)

age	muži	ženy	total
0 - 9	4	5	9
10 - 19	3	2	5
20 - 29	0	1	1
30 - 39	3	7	10
40-49	4	2	6
50-59	1	4	5
60-69	0	0	0
70-79	1	2	3
80+	0	0	0
total	16	23	39

Nemocnost specifickými nemocemi, souvisejícími s expozicí arsenu, jsme detailně nezkoumali. Statistické indikátory alespoň částečně související s působením arsenu (incidence kožních nádorů, plicních nádorů) jsou uvedeny v následujícím grafu. Bohužel, nejsou k dispozici údaje o nemocech nejbližších toxickému poškození anorganickým arsenem, přijímaným zažívací cestou, jako jsou dermatózy plosek, popřípadě dlaní, a basaliomy kůže. Incidence všech nádorů je v okrese Kutná Hora nejnižší ve Středočeském kraji. Vyhodnocování celkové nemocnosti pro konkrétní diagnózy tak

malého území jako je Kaňk nelze v pilotní studii řešit a postihnout, na druhé straně benigní basaliomy často unikají diagnostice, zanedbány mohou být příčinou smrti.



Obr.5: Incidence nádorů včetně nádorů in situ v okresech Středočeského kraje (Zdroj: ÚZIS)

Výsledky dotazníku pro obyvatele Kaňku: Dotazník provázel odběr biologických materiálů – moč a vlasy. V dotazníku byly položeny otázky, které vedly k informaci o ovlivnění expozice nebo zjištění matoucích faktorů pro posuzování. Z 50 oslovených osob 39 přijalo účast ve studii.

V dotazníku byly položeny následující otázky:

- Kolik let žijete na Kaňku?
- Kolik hodin pobýváte na Kaňku venku v létě?
- Kolik hodin pobýváte na Kaňku venku v zimě?
- Kolik hodin týdně se tělesně namáháte v místě bydliště?
- Žije ve Vaší domácnosti osoba, která kouří?
- Kouřil(a) jste ve svém životě?
- Kolik let jsem kouřil(a) než jsem přestal(a)?
- Před kolika lety jsem přestal(a) kouřit?
- Pěstujete si na zahrádce ovoce/zeleninu pro svoji spotřebu?
- Kolik zeleniny/ovoce ze své zahrádky spotřebujete v kg za týden?
- Chováte pro svoji spotřebu zvířata?
- Kolik masa ročně v kg ze zvířat, které chováte, spotřebujete?
- Konzumujete vlastní ořechy?
- Konzumujete vlastní vejce?
- Kolik rýže v kg spotřebujete týdně?
- Kolik celozrnného pečiva/těstovin/müsli v kg spotřebujete týdně?
- Kolik kg vnitřností spotřebujete týdně?

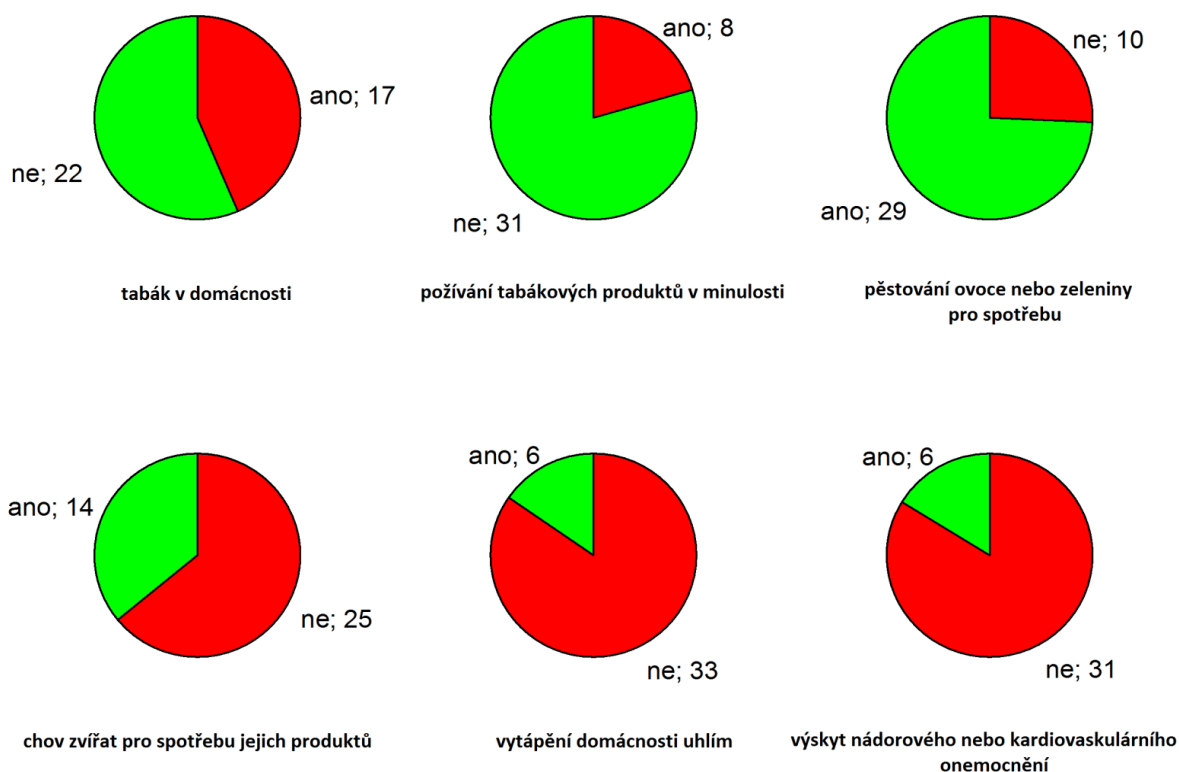
- Kolik kg mořských plodů/mořských ryb/řas spotřebujete týdně?
- Vytápíte svůj dům uhlím?
- Vyskytuje/vyskytlo se ve Vaší rodině nádorové onemocnění či onemocnění srdce a cév?
Uveďte výskyt onemocnění pouze u osob trvale žijících na Kaňku.
- Jaké máte zaměstnání?

Věk obyvatel, výška, váha, doba, po kterou obyvatelé žili na Kaňku a pobyt venku nebo uvnitř domova, je v následující tabulce. Průměrně dosáhli obyvatelé Kaňku 33 let, nejmladší proband byla dvouletá holčička, nejstarší 77 letá žena. Obyvatelé žili v průměru 14 let na Kaňku. Venkovní expozice byla vyšší ve srovnání s běžným městským obyvatelstvem, Kaňkovští pobývali zejména v létě kolem domku 6,5 hodiny, v zimě pokrátily pobyt na dvě hodiny. V souboru bylo 12 dětí, z toho 3 děti do tří let. Profese dotazovaných byly různé, celkem tři osoby byly v profesi dělnické.

Tab.2 : Pobyt na Kaňku, hmotnost a výška obyvatel, zimní a letní expozice venkovnímu prostředí a pobyt doma

	věk	hmotnost	výška	bydlení Kaňk	venku léto	venku zima
	roky	kg	cm	roky	hod.	hod.
aritm.průměr	32,6	65,4	158,2	14,0	6,5	2,2
medián	36	70	164	8	6	2
min	2	12	95	1	1,9	0
max	77	116	188	76	14	6

Fyzickou námahu, zvyšující plicní a oběhovou činnost a vyšší inhalaci znečištění, přiznalo celkem 26 obyvatel Kaňku z oslovených 39, během jednoho týdne mělo zvýšenou motoriku v průměru 11 hodin (maximum bylo 40 hodin). 15 osob chovalo zvířata a spotřebovávalo jejich produkty, hlavně šlo o vejce. 29 ze 39 dotázaných obyvatel doplňovalo svůj jídelníček vlastním ovocem, zeleninou ze zahrádek. Pouze 6 osob vytápělo svůj domek uhlím. V šesti rodinách se vyskytlo nádorové onemocnění a nemoci kardiovaskulární. 17 osob bylo vystaveno ETS (environmental tobacco smoke) v rodině.



Obr.6: Podíly odpovědí respondentů na položené otázky

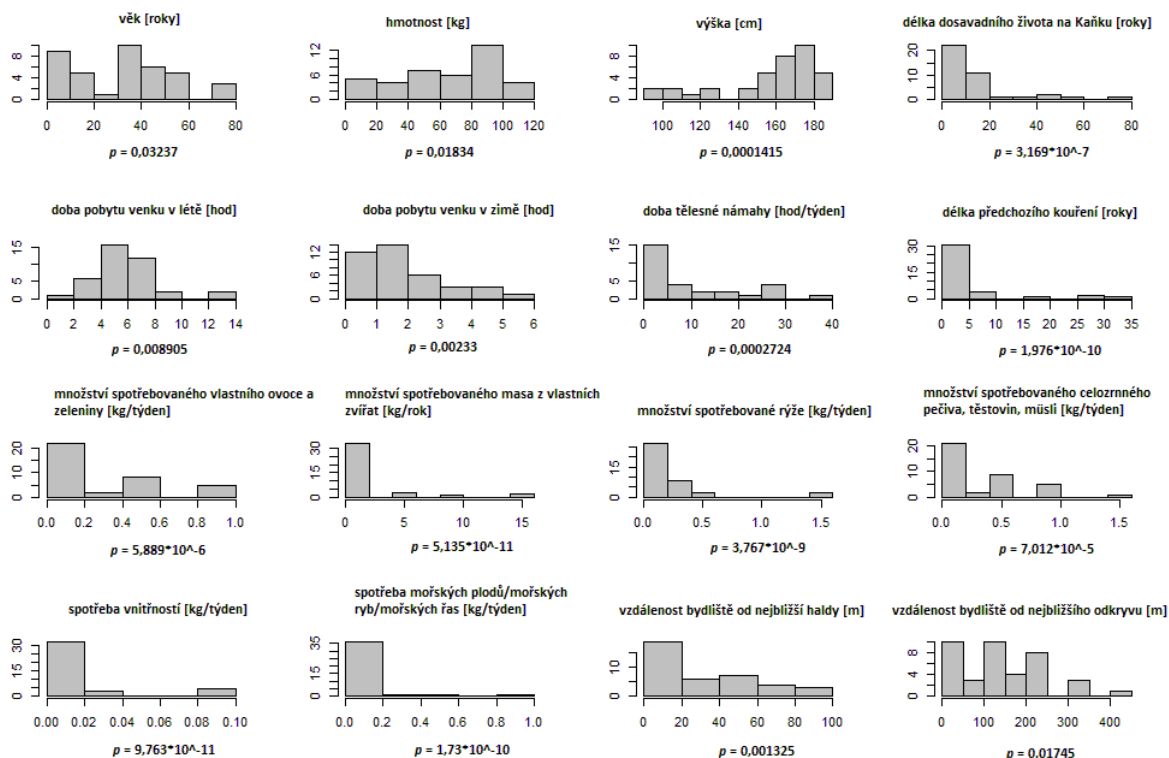
Tab. 3: Spotřeba některých potravin, obsahujících arsen a kovy v dkg/týden

	rýže	pečiva	vnitřností
arit.průměr	0,22	0,35	0,01
medián	0,125	0,2	0
min.	0	0	0
max.	1,5	1,5	0,1

Odkrytá beztravná kontaminovaná místa a haldy zapříčiňují smyvy a únosy hornin do okolí, byla v dotazníku odhadována. Vzdálenost místa domku od haldy a nebo odkryvu zeminy, se u probandů lišila, průměrná hodnota vzdálenosti od haldy s hlušinou byla 35 m, od odkryvu průměrně 141 m.

Tab.4: Vzdálenost bydliště od haldy nebo odkryvu hlušiny v metrech

aritm.průměr.	34,9	140,4
medián	30	130
min.	0	10
max.	100	410



Histogramy vybraných spojitých kvantitativních znaků z dotazníku
(u každého histogramu je uvedena p -hodnota Shapiro-Wilkova testu normality dat na hladině významnosti 0,05)

Výsledky odpovědí z dotazníků, zobrazené na výše uvedených histogramech, ukazují rozložení dat. Na hladině významnosti 0,05 jsme testovali normální rozložení dat spojitých znaků výsledků odpovědí dotazníku za použití Shapiro-Wilkova testu. Rozdělení hodnot žádného ze spojitých (číselných) znaků nemůžeme považovat za normální.

Porovnání výsledků s normativními hodnotami

Hodnoty, se kterými lze výsledky kontaminace, expozice a dávky porovnat, se lišily. (např. EPA proti WHO má u některých dávek o tři řády přísnější požadavky), přístup US EPA je velmi konzervativní.

Tab.5: Referenční dávky arsenu pro orální příjem pro nekarcinogenní účinek

RFD oral		
7440-38-2	US EPA IRIS	0,0003mg/kg/den
	WHO FAO	BMDL 0,5 3ug
	ATSDR MRL chronic	0,0003
	ATSDRMRL intermed	0,001 mg/kg/den

<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/en/>

<http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1863>

<http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1863>

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>

Tab.6: Minimal risk level Cd pro orální příjem stanovené Agenturou pro toxické látky a léčiva USA

		MRL oral	MRL inhal
Arsen(i)	ATSDR 2015	0,0003mg/kg/den	
Cd	ATSDR 2015	0,0001 mg/kg/den	0,00001mg/m3

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>

Tab.7: Limity pro koncentrace sledovaných látek v ovzduší

	201/2012 Sb.	PEL 361/2007 Sb.	přepoč.ambient/100
Arsen(i)	6 ng/m3		
Cd	5 ng/m3		
Olovo	500 ng/m3		
Antimon		0,5 mg/m3	90 ug/m3(??)

Tab.8: Referenční dávky a koncentrace v pitné vodě WHO Guideline for Drinking Water Quality

			RFD oral	Rfc/limit	Karcinogenita
Arsen(i)	7440-38-2	WHO GDWQ III		0,01 mg/l	I
Cd	74040-43-9	WHO GDWQ III		1ug/l, 5ng/m3	IIA
	PTWI	WHO JECCA	7ug/kg/bw		
Olovo	7339-92-1	WHO GDWQ III		0,01 mg/l	IIB
Antimon	7440-36-0	WHO GDWQ III	6ug/kg/bw	0,02 mg/l	

WHO Guideline for drinking water Quality, WHO, Geneva, 2003

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548151_ch12.pdf

Tab.9: Limity obsahu As, Cd, Pb v půdách -Vyhláška 13/1993 Sb.

prvky	lehké půdy	ostatní půdy	
As	30	30	mg/kg
Cd	0,4	1	mg/kg
Pb	100	140	mg/kg

Tab.10: Limity obsahu As, Cd, Pb v pískovištích a hracích plochách - Vyhláška 135/2004 Sb., ve znění pozdějších předpisů

As	10	mg/kg
Cd	5	mg/kg
Pb	60	mg/kg

Informace o analýzách historicky odebrané zeminy a výskytu hald a odvalů v území.

Informaci poskytla KHS Středočeského kraje KHS Stč., která zajišťuje od roku 2007 v rámci stavebních řízení hodnocení zdravotních rizik kontaminantů z půdy. Za uvedené období bylo vyhodnoceno celkem cca 50 podkladů v lokalitě Kutná Hora z toho třetina v lokalitě Kaňk s těmito výsledky:

Tabulka 11: Výsledky obsahu As, Cd, Pb, Sb v půdách pro stavební řízení na Kaňku

Prvek	As	Cd	Pb	Sb
Počet vzorků	33	33	33	25
Min. hodnota (mg/kg)	34,0	0,0	0,0	2,7
Max. hodnota (mg/kg)	20300,9	17,5	386,0	178,0
Průměrná hodnota	3199,1	3,2	118,1	24,1

Zdroj dat: KHS Stč. kraje, ÚP Kutná Hora

Odhad plochy hald a odvalů představuje v lokalitě Kaňk orientačně 45% až 50% obývaného území, haldy se vyskytují rozesety v celém zastavěném území. Plocha hald v rámci Kutné Hory je dle informace KHS 689 320 m². V haldovině se vyskytují sekundární minerály, které obsahují arsen v hodnotách až: 60 000 mg/kg. Srostlice o váze 5 g obsahuje 300 mg As.

Fatální humánní dávka je 70-180 mg v závislosti na váze. Odhadovaná dávka platí pro 70 kg vážícího člověka a pro trojnásobný arsen. Ne všechny geologický arsen je rozpustný, ale mění se okolní podmínky, kyselé prostředí a kyselé prostředí žaludku umožňují jeho vstřebávání.

Haldy na Kaňku



0 100 200 400 metry

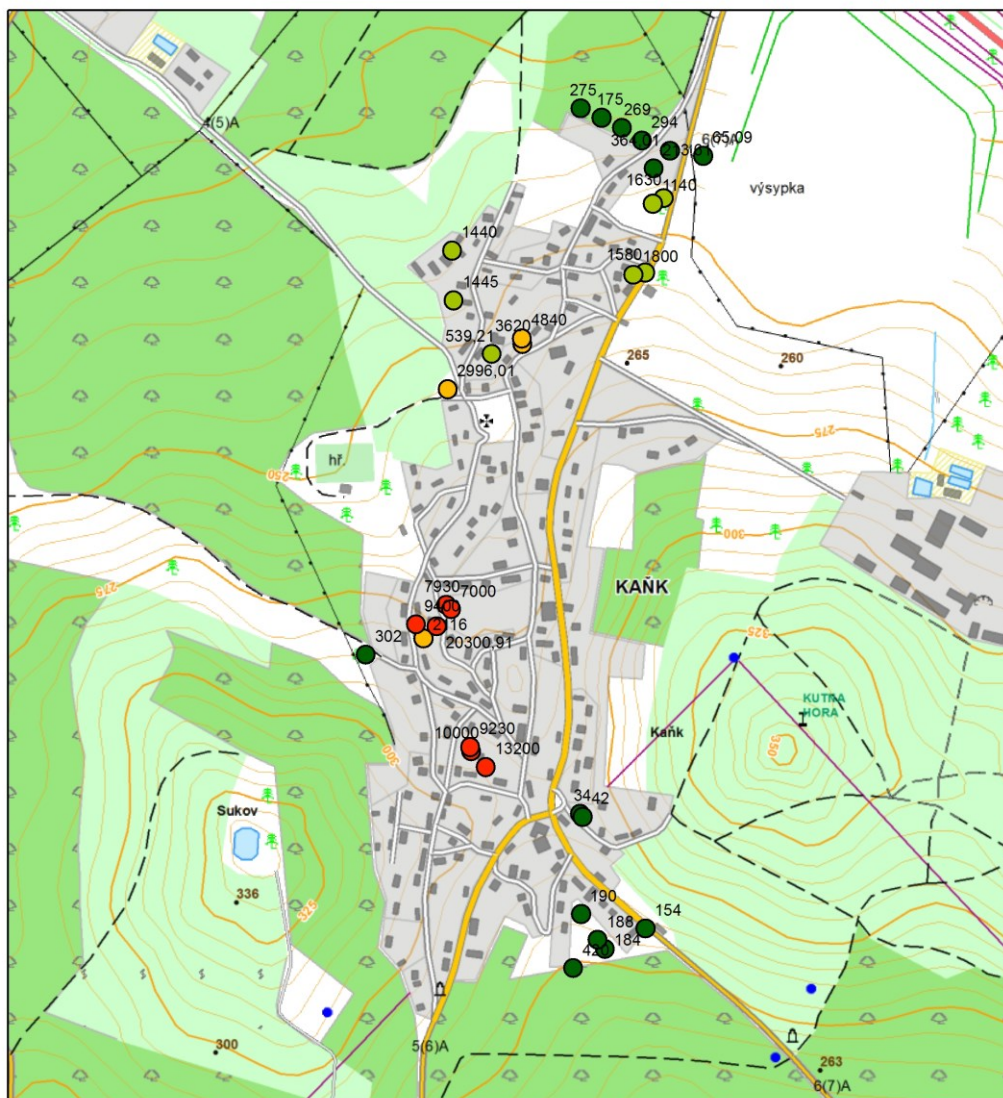


Legenda

- Odvalové haldy - stávající
- Odvalové haldy - rozhrnuté

Mapové podklady:
Kutnohorský rudní obvod – poddolované území, RNDr. Mikuš, 2001
Cenia

Arsen v půdě - zástavba na Kaňku



Legenda

Množství arsenu v půdě (mg/kg)

- < 500,00
- 500 - 2000
- 2000 - 5000
- 5000 - 20300

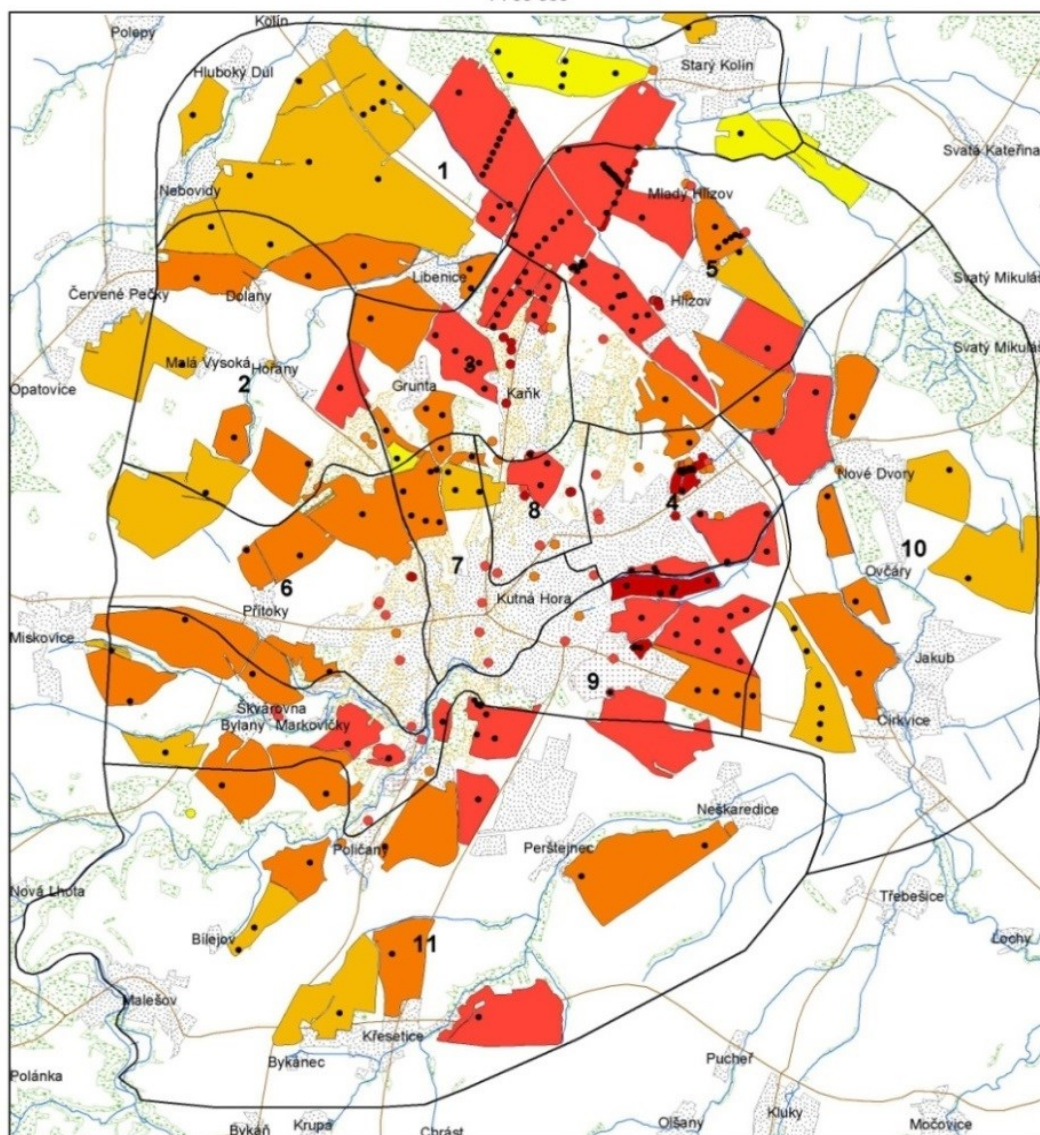
Zdroj dat: KHS Stř. kraje, ÚP Kutná Hora. Mapový podklad: Cenia

Aktuální analýza obsahu arsenu v půdách, pokládaných za zdroj arsenu v prostředí, které byly odebrány na Kaňku, nebyla součástí naší pilotní studie. Mnohé výsledky byly však získány z odběrů, provedených v letech 2000 – 2015, zpracovány byly v roce 2003 firmami Ekotoxa a Recetox.

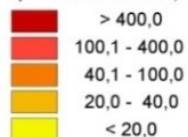
Hodnoty arsenu v půdě vysoce překračují koncentrace dané Vyhláškou 13/2004 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu hodnoty a které jsou v literatuře uváděny pro nekontaminovanou půdu. Přítomnost arsenu se v lokalitě Kutná Hora místně liší a území obsahuje nejen arsen vzniklý zvětráváním hornin, ale i historickým rozptýlením hlušiny a haldami v obytném území města. Kvalitativní požadavky na půdy využívané dětmi lze najít ve vyhlášce 135/2004 Sb., ošetřující kvalitu dětských pískovišť a hracích ploch. Obsah arsenu v půdě, se kterou mohou přijít do styku děti, je po úplném rozkladu 10 mg/kg, pro kadmium 0,3 mg/kg, pro olovo 50 mg/kg. V místě všechny tyto hodnoty byly vyšší, než legislativa stanovuje. Pesch et al.(2002) považoval za vysoký obsah arsenu v půdě v blízkosti elektrárny Nováky - 43 mg/kg. Výstupy z projektu Ekotoxy a Recetoxu jsou uvedeny na dalším obrázku pro půdu zemědělskou i nezemědělskou v areálu Kaňku.

Obsahy arzenu v půdě

1 : 60 000



Průměrný obsah arzenu na ploše
produkčního bloku ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,
výluh lučavkou královskou):

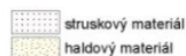


Preventivní limitní hodnota = $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Obsah arzenu mimo
zemědělskou půdu ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,
výluh lučavkou královskou):



• odběry vzorků na zem. půdě
10 číslo sektoru
— hranice sektoru



Výsledky měření domácího prachu a aerosolových částic PM₁₀ včetně obsahu As, Cd, Pb, Sb

Koncentrace aerosolových částic o velikosti PM₁₀ ve 4 vzorcích z pěti domácností odebíraných po 24 hodin, přesáhly denní limitní hodnoty 50 µg/m³ pro toto znečištění dané zákonem o ochraně ovzduší ve čtyřech dvacetičtyřhodinových měřeních (aritm. průměr 69,8 µg/m³, 28 – 86 µg/m³). Podobně i hodnoty arsenu ve vnitřním ovzduší překročily ukazatele pro roční limit arsenu 6 ng/m³. Nutno upozornit, že limitní hodnota ze zákona je dlouhodobá - roční, nikoli denní.

Tab. 12: Výsledky měření obsahu As a kovů (ng/m³) v aerosolových částicích PM₁₀

číslo vzorku	As	Cd	Pb	Sb
	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
119747	11,8	0,7	23,7	2,2
119748	8,5	<0,5	10,3	1,9
119749	4,1	<0,5	<1	<1
119750	9,2	0,8	23,6	1,8
119751	9,6	0,6	17,9	1,2
aritm.průměr	8,64	0,7	18,875	1,775

Zjištěné koncentrace přesahují limit arsenu pro vnitřní prostředí v USA – 2 ng/m³ (US EPA, 2015), přesahují hodnoty zjištěné v korejských domácnostech - 0,4 ng/m³-4,2 ng/m³ (Cleland et al, 2009).

Kadmium, olovo a antimon byly nalezeny v aerosolu PM₁₀ v podlimitních hodnotách. Přítomnost arsenu v aerosolu uvnitř budov svědčí o pravděpodobném významném pronikání kontaminace arsenu ve vdechnutelné podobě zvenčí.

Domácí prach. V pěti domácnostech byly provedeny odběry prachu vysavačem a odběr napodoboval běžný úklid. Přestože jde o neakreditované měření, jeho zjištění má z hlediska expozice nemalý význam. Hodnoty ukazují na přítomnost arsenu v domácím prachu a to ve všech domácnostech a v hodnotách, ve kterých by v půdě představovaly vždy vysokou kontaminaci. Na rozdíl od venkovního arsenu se s tímto arsenem obyvatelé Kaňku setkávají intenzivně v závislosti na délce pobytu uvnitř obydlí (80 -90%). Domácí prach je nebezpečný zejména pro dětskou populaci, u které může navodit nezáměrné expozici kůží a alimentární cestou. V nasátém prachu byla nalezena i kontaminace olovem, kadmiem a antimonem, olovo i kadmium převýšily limitní hodnoty pro obsah v pískovištích a hracích plochách pro děti.

Tab.14 : Obsah arsenu a kovů v domácím prachu v mg/kg

	As	Cd	Pb	Sb
F06/53	135	1,34	112	16,6
F11/73	132	1,58	56,3	14,1
F33/39	494	1,14	19,2	11,8
F29/43	154	0,58	24,9	9,2
F17/33	92	0,81	23,7	10
aritm.prům.	201,4	1,09	47,22	12,34

Výsledky analýz kovů a arsenu v produktech ze zahrádek a vejcích chovaných zvířat

4. a 5. 11. 2015 byly odebrány vzorky ořechů a 10 vajec u obyvatel Kaňku. Odebrané produkty požívalo celkem 5 rodin o 19 členech. V srpnu 2015 byly individuálně odebrány vzorky papriky, rajčat a mrkve, pěstované na zahrádce na Kaňku a vajec od chovaných slepic. Zde byla provedena analýza na obsah arsenu. V celkovém hodnocení obsahu arsenu tyto hodnoty díky souhlasu respondenta využíváme.

Tab. 13 : Obsah arsenu v doma pěstovaných produktech

	ořechy	vejce	zelenina
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
medián	0,10	0,67	0,05
n	5	11	4

Ze zjištěných hodnot a za pomoci publikace „Spotřební koš potravin pro Českou republiku, SZÚ 1993“, jsme vypočetli denní dávky přijatého celkového arsenu pro konkrétní obyvatele Kaňku a domácí produkty, kteří produkty pěstovali a požívali. Spotřeba byla vypočtena z jedlého podílu produktu. Z dotazníků pro upřesnění expozičního scénáře příjmu domácích potravin jsme využili i hmotnost spotřebitelů produkce zeleniny a vajec. Výsledky odpovídají průměrné denní spotřebě ořechů, vajec a zeleniny z roku 1993. Denní dávku jsme vypočítali s ohledem na doporučení US EPA pro hodnocení perorálního příjmu arsenu pro celkový arsen, speciálně sloučenin arsenu v potravinách nebyla provedena a nebyla předmětem naší studie. (US EPA, 2007). Výpočet byl proveden pro strážníky, jejichž produkty naše laboratoře vyšetřily a u kterých jsme znali hmotnost nutnou pro výpočet dávky.

Tab. 15: Dávka arsenu přijatá pěstiteli plodin a vajec z Kaňku

mg/kg hmot.	všichni	dospělí	děti 2-7 let
arit. průměr	0,000250942	0,000121578	0,000768401
medián	0,000037791	2,29036E-05	0,000837701
max	0,001886051	0,000423458	0,001886051
min	2,59636E-07	2,59636E-07	3,66154E-07
počet	25	20	5

Referenční denní dávka u dospělých osob, udávaná US EPA publikovaná v databázi IRIS (US EPA IRIS 2015) i minimal risk level pro chronický příjem anorganického arsenu ATSDR, je 0,3 ug/kg/den (ATSDR, 2015). Překročení této dávky při příjmu arsenu z analyzovaných domácích produktů se u dospělých nevyskytuje, pouze se k této hodnotě blíží.

U dětí od 2 – 7 let však ano, průměr pro celou skupinu dětí limit překračuje a individuálně nejvíce pro nejmenší dvouletou holčičku. Produktem místního zahrádkářství, kde jsme našli nejvyšší obsah celkového arsenu, jsou vejce, u nichž byla zjištěna průměrná hodnota pro celkový arsen 0,45 mg/kg, medián 0,67 mg/kg. Skupina dětí do sedmi let byla nepříliš početná. (5 osob). Vzhledem k tomu, že neznáme formu přijatého arsenu a s největší pravděpodobností může jít o arsen v anorganické podobě a může dojít u některých dětí k překročení referenční denní dávky US EPA pro chronický příjem per

os. (nebo minimal risk level ATSDR) pouze prostřednictvím místně pěstovaných zahrádkářských produktů a vajec bez zohlednění dalšího možného vstupu arsenu do organismu.

Pokud bychom považovali za referenční dávku BMDL_{0,5}, - 3 ug/kg/den publikovanou JEFCA/FAO WHO v roce 2010, nebyla by překročena u dospělých, ani u dětí. (JEFCA/FAO, 2011). Nejde o přijatelnou denní dávku, která byla WHO/JEFCA/FAO zrušena, tato dávka už je provázána poškozením.

Odhad typické dávky arsenu podle EFSA pro Evropany je 0,13–0,56 ug/kg/den pro průměrné konzumenty a 9,1–39,2 g/den pro 70 kg dospělého, EFSA uvádí i 0,1 – 3 µg/den.

Dávka anorganického arsenu v ČR přijímaná potravou a publikovaná SZÚ, je 0,08 ug/kg/den. Tato dávka je při příjmu arsenu z vyšetřovaných komodit překračována.

Kontaminace živočišných a rostlinných produktů místní provenience kadmíem, olovem, antimonem byla zjištěna pod mezí detekce.

Výsledky analýz moči

39 obyvatel poskytlo pro naši studii ranní moč a tak mohl být analyzován celkový arsen metodou ICP/MS. Výsledná koncentrace v moči v mg byla přepočtena na gram kreatininu. Arsen v moči dosáhl ve čtyřech případech koncentrací vyšších, než 0,05 mg/g kreatininu a to je více, než uvádí Vyhláška 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli

Šlo o tři muže starší 30 let a patnáctiletou dívku. Průměrná hodnota celé skupiny obyvatel nepřekročila přípustnou hodnotu biologického expozičního testu, v mediánu rovněž (0,029 mg/g kreatininu), dosažené minimum 0,05 a maximum 0,313 mg celkového arsenu na g kreatininu. Mezi nejvyšší a nejnižší hodnotou byl dva řády rozdíl.

Tab. 16 : Koncentrace celkového arsenu (ug/g kreatininu) a kadmia (ug/g) v moči obyvatel Kaňku v moči

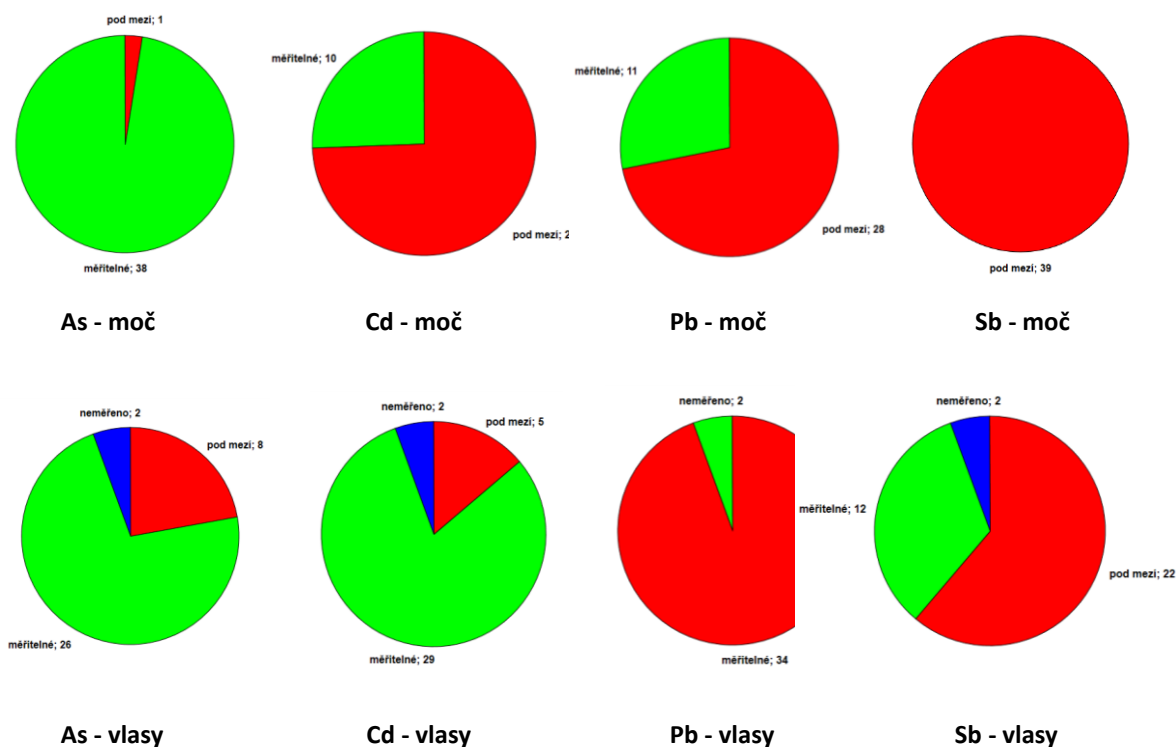
	aritm. prům.	medián	max.	min.	Vyh.432/2003	
arsen	0,028718	0,01	0,313	0,003	0,05	ug/g
kadmium	0,000108	0,00005	0,00005	0,0005	0,005	ug/g

Průměrná hodnota kadmia v moči byla velice nízká. Výsledné hodnoty se u jednotlivých vzorků lišily až o tři řády a to svědčilo o velmi nízkých nalezených hodnotách většinou pod limitem detekce.

Respondent F02/02 měl natolik nízké množství kreatininu v moči (0,1g/l) (doporučené množství kreatininu pro validní stanovení námi zkoumaných analytů je 0,3 – 3,0 g/l), že hodnoty výsledných koncentrací jsou oproti jiným vysoké. Takové hodnoty jsou přinejmenším sporné a ne příliš validní. V základním datovém souboru jsme se je přesto rozhodli prozatím ponechat a v této souvislosti doporučujeme opakovaný odběr moči tohoto respondenta z důvodu ověření.

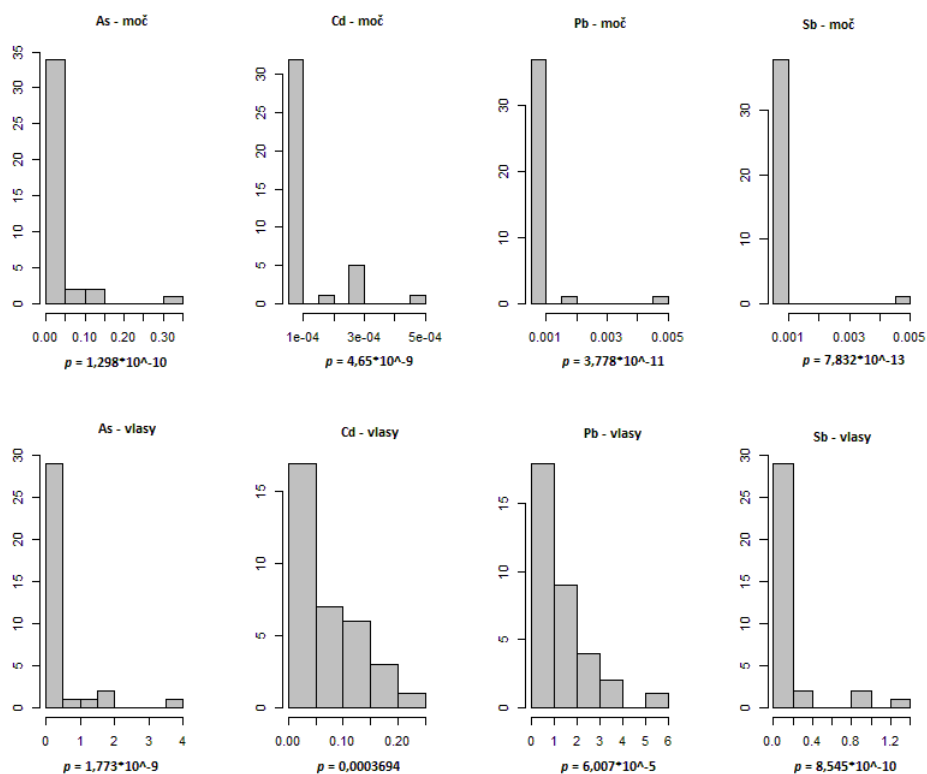
Možnosti hodnocení biologických expozičních testů As, Cd, Pb, Sb v moči a ve vlasech obyvatel Kaňku jsou uvedeny na obrázku 10. Dobře hodnotitelný byl obsah arsenu v moči, poněkud horší to bylo u kadmia, olova a antimonu. Obsah arsenu i kadmia se daly poměrně dobře vyhodnotit u analýz vlasů.

Výsledky analýz vlasů. Odběr vzorků vlasů byl proveden chirurgickými nerez nůžkami v zátylku těsně u kůže lbi. V některých případech byly vlasy extrémně krátké, někdy nedosažitelné. Dvakrát se nepodařilo dostatečné množství vlasů (1 g) odebrat, v jednom případě musela být zvolena alternativa – odběr vousů z brady. Výsledky rozboru moči i vlasů při hodnocení rozložení dat normální rozložení neměly.

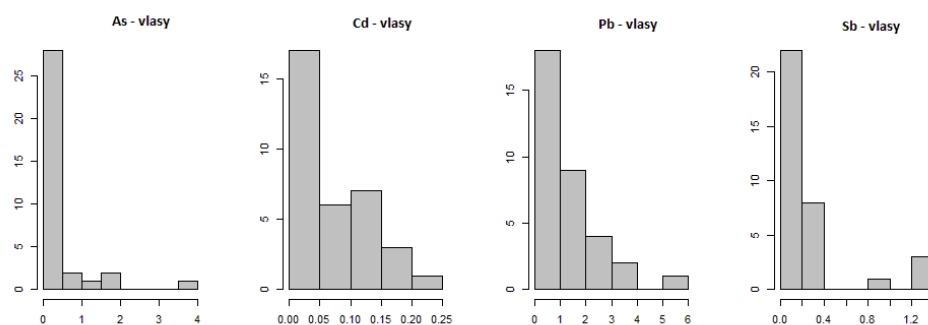


Obr.10 : Podíly validity vzorků jednotlivých analytů

Rozložení výsledků koncentrací arsenu, kadmia, olova a antimonu ve vlasech a v moči bylo testováno Shapiro-Wilkovým testem. Normální rozložení hodnot nebylo nalezeno, vzorek odebrané populace měl málo osob. Provedli jsme hodnocení všech získaných dat, aniž bychom respektovali limit detekce, to na rozložení hodnot vliv nemělo.



Obr.11: Histogramy koncentrací kovů v moči a vlasech
(u každého histogramu je uvedena p -hodnota Shapiro-Wilkova testu normality na hladině významnosti 0,05)



Obr. 12: Histogramy koncentrací kovů ve vlasech po změně na laboratorní hodnoty

Tab.17: Výsledky obsahu arsenu, kadmia, olova a antimonu ve vlasech v mg/kg

	As	Cd	Pb	Sb
aritm.prům.	0,448	0,069	1,219	0,252
medián	0,249	0,052	0,859	0,096
min	0,05	0,006	0,172	0,036
max	3,768	0,213	5,109	1,351

Výsledný obsah arsenu ve 29 vzorcích vlasů dospělé i dětské populace ve vlasech byl v průměru 0,4 mg/kg arsenu, (max. 3,8; min. 0,05 mg/kg), medián byl 0,25 mg/kg. Rozdíly mezi maximem a minimem činily dva řády.

Kadmium ve vlasech dosáhlo hodnoty 0,07 mg/kg. Ve srovnání s obyvateli regionu Palatinat v Německu a v Dolním Sasku (Gebel et al, 1998), jde o hodnotu ve vlasech o řád nižší (0,16 mg/kg resp. 0,53 mg/kg Cd).

Průměrná hodnota olova ve vlasech obyvatel Kaňku činila 1,21 mg/kg a pro antimon 0,25 mg/kg.

Statistické zpracování: Při zkoumání vlivu vybraných faktorů životního stylu a výživy na koncentrace jednotlivých kovů v moči a vlasech respondentů jsme použili neparametrický Wilcoxonův test. Zkoumali jsme vliv těchto faktorů:

1. zasažení domácnosti produkty kouření tabákových výrobků
2. dřívější kouření
3. spotřeba vlastního ovoce a zeleniny
4. spotřeba živočišných produktů z vlastních zvířat
5. vytápění domácnosti uhlím
6. pohlaví

Za nejvýznamnější faktor pro hodnotu koncentrace arsenu v moči můžeme pokládat uváděnou spotřebu vlastního ovoce a zeleniny ($p = 0,005047$) a příjem ve vejcích ($p = 0,03466$). Uvedené faktory ovlivňují obsah As ($p = 0,0217$) a také Cd ve vlasech ($p = 0,01621$). Významně vyšší je koncentrace arsenu u respondentů, kteří konzumují vlastní ovoce, zeleninu a vejce. Vliv tohoto faktoru na koncentraci ostatních kovů v moči či na koncentraci všech kovů ve vlasech je neprůkazný. Za rovněž velmi významný považujeme vliv pohlaví na koncentraci arsenu ve vlasech ($p = 0,008878$). Vyšší hodnoty jsou u mužů než u žen. Významný vliv má pohlaví také na koncentraci antimonu v moči (vyšší u žen) a na koncentraci kadmia a olova ve vlasech (vyšší u mužů). Vliv dřívějšího kouření a vytápění domácnosti uhlím jsme neprokázali na zvolené hladině významnosti pro žádný kov. S použitím laboratorních dat přestává být vliv faktoru produktů kouření v domácnosti na koncentraci Sb ve vlasech signifikantní ale tento faktor bude mít vliv na koncentraci Cd ve vlasech.

Obsah prvků ve vlasech vyšší u mužů než u žen bývá v literatuře vykládán vyšší povrchovou kontaminací vlasů mužů a také méně častým mytím vlasů.

Hodnocení rizika – naplnění denní dávky pro nekarcinogenní působení arsenu.

Zaměřili jsme se na sledování chronického příjmu anorganického arsenu, které způsobuje zejména dermatózy ploské a dlani, hyperpigmentace a depigmentace, které přecházejí v nádorová onemocnění - basaliomy kůže a lze je očekávat v dohledné době. Uvážili jsme, že všechny sloučeniny arsenu, kromě arsenobetainu, jsou toxické.

Tab.18: Naplnění celkové dávky arsenu ze všech příjmů obyvatel Kaňku v mg/kg/den při kontaminaci půdy 3199 mg/kg As (prům. hodnota KHS)

	dítě 1-6	Dospělý	
Dýcháním	5,22E-06	2,45233E-06	mg/kg/d
Náhod.ingesce(prům.KHS)	0,033304658	0,009713858	mg/kg/d
Kůži(prům KHS)	0,002305383	0,000420375	mg/kg/d
Dom.prod.	0,000837701	2,29036E-05	mg/kg/d
Celkem	0,036452962	0,01015959	mg/kg/d
RFD EPA	0,0003	0,0003	mg/kg/d
HQ (EPA)	121,5098718	33,86529839	
HQ (WHO)	12,15098718	3,386529839	

BMDL0,5 WHO 0,003mg/kg/d

mg/kg/d

Vypočetli jsme celkovou dávku arsenu, při které jsme respektovali 95% vstřebávání v dýchacích cestách, úplné vstřebávání v zažívacím traktu pro perorální vstup potravou i nezamýšlený příjem potravou, 0,03% vstřebávání kůží (pro ostatní kovy 0,001). Pro doplnění chybějících scénářů jsme využili data o průměrné kontaminaci půdy z dat KHS. Ve scénáři jsme vycházeli z obsahu As v půdě v hodnotě 3199 mg/kg. Z našeho hodnocení vychází, že největší přísun kontaminantů z půdy na Kaňku je realizován doma produkovanou potravou (vejce a zelenina) a náhodnou ingescí, zejména u dětí. Naše studie poskytla základní údaje pro hodnocení scénáře pro expozici z domácích produktů a vyhodnotili jsme i vstup arsenu a kovů dýchacími cestami. Vypočetli jsme poměr přijaté dávky a dávky referenční US EPA, v případě WHO za použití nikoli referenční dávky, ale benchmark dose WHO. Hazard quotient velmi vysoce překročil hodnotu 1. Děti – 121, dospělí 34, při použití BMD0,5 WHO 0,003 mg/kg/den pak HQ pro děti 12, a pro dospělé 3,3.

Pokud je HQ > 1 pravděpodobnost rizika lze již předpokládat. Při HQ > 5 jsou doporučována cílená opatření. Ruprich et al, 2013 publikoval příjem toxického arsenu dietární expozicí u české populace ve výši 0,08 ug/kg/den. Námi zjištěné hodnoty přijaté obyvateli Kaňku z doma pěstovaných produktů (0,8 ug/kg/den), „české“ hodnoty překračují o řád. Celková přijatá dávka všemi cestami o řády dva u dětí i dospělých.

Tab.19: Naplnění denní dávky arsenu ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při maximální kontaminaci půdy 20300,9 mg/kg

Arsen	dítě 1-6	Dospělý	
Dýcháním	5,22E-06	2,45233E-06	mg/kg/d
Náhod.ingesce(max.KHS)	0,211351836	0,061644285	mg/kg/d
Kůží(max KHS)	0,014629997	0,002667714	mg/kg/d
Domácí produkty	0,000837701	2,29036E-05	mg/kg/d
Celkem	2,27E-01	6,43E-02	mg/kg/d
RFD EPA	0,0003	0,0003	mg/kg/d
HQ EPA	756,08	214,46	
HQ WHO	75,61	21,45	
BMD WHO	0,003	0,003	mg/kg/d

Při scénáři, který vychází z vysoké kontaminace, a tedy i příjmu arsenu z půdy (20300,9mg/kg) a prachu kůží a náhodnou ingestí, vycházejí hazard quocienty při použití referenční koncentrace US EPA i benchmark dose JEFCA/WHO extrémně vysoké.

Tab.20: Naplnění denní dávky kadmia ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při průměrné kontaminaci půdy kadmiem - 3,2 mg/kg (prům. hodnota KHS)

	dítě 1-6	Dospělý	
Dýcháním	2,23435E-07	1,59934E-07	mg/kg/d
Náhodná ingestce	3,50685E-05	1,02283E-05	mg/kg/d
Kůže	7,68701E-08	1,40169E-08	mg/kg/d
Domácí produkty	1,46965E-06	3,458E-07	mg/kg/d
Celkem	3,68384E-05	1,07481E-05	mg/kg/d
RFD EPA	0,0001	0,0001	mg/kg/d
HQ EPA	0,368384485	0,107480616	
RFD WHO	0,001	0,001	mg/kg/d
HQ WHO	0,036838448	0,010748062	

V případě použití pro expozici průměrné hodnoty kadmia z dat KHS nebyly překročeny žádné hazard quocienty pro žádné referenční hodnoty. Bude to nejspíše velice nízkými analytickými výsledky obsahu kadmia v potravinách a pro celkem nízkou průměrnou koncentraci kadmia v půdě, kterou jsme využili ve výpočtu.

Tab.21 Naplnění denní dávky kadmia ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při maximální kontaminaci půdy kadmiem – 17,5 mg/kg (hodnota KHS)

Kadmium	dítě 1-6	Dospělý	
Dýchání	2,23435E-07	1,59934E-07	mg/kg/d
Náhodná ingestce	0,000191781	5,59361E-05	mg/kg/d
Kůže	4,20384E-07	7,66548E-08	mg/kg/d
Domácí produkty	1,46965E-06	3,458E-07	mg/kg/d
Celkem	0,000193894	5,65185E-05	mg/kg/d
RFD EPA	0,0001	0,0001	mg/kg/den
HQ EPA	1,938942907	0,565184622	
RFD WHO	0,001	0,001	
HQ WHO	0,193894291	0,1	

V případě hodnocení rizika kadmia při využití hodnoty maximální obsažené v půdě byl překročen hazard quocient pro referenční hodnotu US EPA pro dítě. Výsledek je varující, nelze tedy pro děti maximálně exponované vyloučit existenci vyššího příjmu kadmia a souvisejícího rizika pro zdraví.

Tab.22: Naplnění denní dávky olova ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při kontaminaci 118,0 mg/kg (prům. hodnota KHS)

	dítě 1-6	Dospělý	
Dýchání	6,4782E-06	4,60734E-06	mg/kg/d
Náhodná ingesce	0,00129425	0,000377489	mg/kg/d
Kůže	2,837E-06	5,17311E-07	mg/kg/d
Domácí produkty	1,4697E-06	3,458E-07	mg/kg/d
Celkem	0,00130503	0,000382959	mg/kg/d

RFD není není

HQ nevypočten

0,03-9 ug/kg/den dítě čtyřleté

Olovo. Koncentrace olova v doma pěstovaných potravinách byly nízké, využili jsme dostupných údajů o olovu, které jsme obdrželi z KHS a které představovaly průměrnou hodnotu za roky 2007 - 2015 na Kaňku. Podle Rupricha et al, 2014 je příjem olova dítětem 4 – 6 let starým v dávce 0,6 ug/kg/den již vysoký a je spojen s možností omezeného duševního vývoje (Ruprich, 2013). V našem případě celková dávka olova přijatá dítětem 2-6 letým je řádově vyšší, než uvedená varovná hodnota. Pravděpodobným největším zdrojem je příjem olova náhodnou ingestí z domácího prachu a kontaminované půdy.

Při zohlednění maximální nalezené hodnoty olova v půdě

Tab.23: Naplnění denní dávky olova ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při maximální kontaminaci 386 mg/kg (max.hodnota KHS)

Olovo	dítě 1-6	Dospělý	
Dýchání	6,47818E-06	4,60734E-06	mg/kg/d
Náhodná ingesce	0,004230137	0,00123379	mg/kg/d
Kůže	9,27246E-06	1,69079E-06	mg/kg/d
Domácí produkty	1,46965E-06	3,458E-07	mg/kg/d
Celkem	0,004247357	0,001240434	mg/kg/d

RFD není není

HQ nevypočten

0,03-9 ug/kg/den dítě čtyřleté

Hazard quocient jsme nevypočítali pro absenci referenční dávky. Při vysoké kontaminaci půdy narůstá i možnost poškození vývoje dětské populace úměrně zjištěné dávce.

**Tab.24: Naplnění celkové dávky antimonu ze všech zdrojů na Kaňku
v mg/kg/den pro koncentraci v půdě 24,1mg/kg (prům.KHS)**

	dítě 1-6	Dospělý	
Dýchání	5,56437E-07	3,86407E-07	mg/kg/d
Náhodná ingesce	0,00010809	0,00003153	mg/kg/d
Kůže	0,00000024	0,00000004	mg/kg/d
Domácí produkty	1,46965E-06	0,00000035	mg/kg/d
Celkem	0,00011035	0,00003230	mg/kg/d
RFD US EPA	0,0004	0,0004	mg/kg/d
HQ	0,275885868	0,080	
RFD WHO	0,006	0,006	
HQ WHO	0,018392391	0,005383675	mg/kg/d

V případě antimonu, kdy byly výsledky analýz v potravinách velmi nízké, nebyly zjištěny vysoké hodnoty, které by se promítly do HQ, svědčící pro přítomnost zdravotního rizika. Nicméně i zde se na dětské expozici s výsledným HQ = 0,28 nejvíce podepisuje náhodná ingesce, domácí prach a kontaminace půdy.

Při hodnocení expozičního scénáře zohledňujícího maximální zjištěnou hodnotu antimonu na Kaňku

Tab.25: Naplnění denní dávky antimonu ze všech zdrojů na Kaňku v mg/kg/den při maximální kontaminaci 178 mg/kg (max.hodnota KHS)

	dítě 1-6	Dospělý	
Dýchání	5,56437E-07	3,86407E-07	mg/kg/d
Náhodná ingesce	0,001950685	0,00056895	mg/kg/d
Kůže	4,2759E-06	7,79689E-07	mg/kg/d
Domácí produkty	1,46965E-06	3,458E-07	mg/kg/d
Celkem	0,001956987	0,000570462	mg/kg/d
RFD US EPA	0,0004	0,0004	ug/kg/d
HQ	4,892467299	1,426154169	
RFD WHO	0,006	0,006	
HQ	0,326164487	0,095076945	

Využijeme-li k odhadu rizika maximální hodnotu obsahu antimonu v půdě – 178 mg/kg – pak lze říci, že zdravotní riziko toxických projevů antimonu pravděpodobně existuje pro děti i dospělé. Expozice s rizikem je vysoká, vyšší než nalézáme pro kadmium a více než olovo. Cílové orgány v případě chronické intoxikace arsenem a antimonem jsou stejné, efekty se mohou sčítat, ne-li potencovat.

3. Diskuse

Obyvatelé Kaňku jsou vystaveni expozici anorganickému arsenu geogenního a antropogenního původu. Zdrojem je kontaminace půdy. Některé domky na Kaňku jsou vystavěny na odvalech, jinde vyúsťují staré štoly. Drobné stavby realizované na soukromých pozemcích, vedou k přemísťování kontaminované zeminy a přenášení problému tam, kde dosud nebyl. To se pravděpodobně stávalo i v minulých stoletích. Veřejné území obce je rovněž částečně tvořeno materiálem ze starého dolování. Z nechráněných svahů deště vymývají částice zeminy, včetně rozpustných sloučenin As na komunikace, pak sedimentují a usychají. Stávají se dalším pravděpodobným zdrojem expozice arsenu (a toxických kovů) pro obyvatele.

Gebel et al., 1998 našel v horním Porýní-Palatinátu hodnoty arsenu v místech po středověkém dolování měděných rud až do výše 605 mg/kg, za přirozený nekontaminovaný obsah Gebel et al. považují 2–20 mg/kg arsenu. Tyto hodnoty byly na Kaňku i v Kutné Hoře překračovány vždy.

Arsen v půdě se vyskytuje v anorganické podobě. V půdách dominuje pentavalentní arsen pocházející z oxidace trojmocného aruktsenu. (Gong in Hughes 2011). Přímou půdní frakci arsenu je pouze malou součástí expozice anorganickému arsenu vzhledem k tomu, že se přímo v této podobě do lidského organismu dostává jen malé procento arsenu. Podobně je důležitá i redukovaná biologická dostupnost ve srovnání s pitnou vodou (Petito Boyce et al in Hughes 2011). Velké množství studií poukazuje na to, že biologická dostupnost arsenu v této podobě je menší, než 50%. Jiní autoři (Li et al., 2015) experimenty s půdním arsenem a gastrickou fází bioassayů prokazují, že biologická dostupnost As v domácím prachu byla 44–96% oproti 2,3–80% v půdách.

Arsen není ochotně vstřebáván kůží.

Antropogenní arsen ze spalování paliv s obsahem arsenu, který se dostává do půdy, může být pro vstřebání organismem dostupnější, než arsen minerálního původu.

V půdě ve školkách a pískovištích našel SZÚ v rámci sledování systému monitoringu zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí arsen v koncentracích 16,8 – 83,6 mg/kg. Zákonnou hodnotou Vyhlášky 135/2004 Sb. v pozdějším znění, je 10 mg/kg As (SZÚ, 2005)

WHO uvádí: Přirozené a antropogenní zdroje přispívají k obsahu arsenu nalézanému v půdě nejčastěji okolo 5 mg/kg, ale rozptyl příspěvku může být od 1 mg/kg až do 40 mg/kg. Tato variabilita se nachází u půd přirozeně kontaminovaných arsenem z důvodů přítomnosti geologických formací (např. sirníkové rudy, minerální sedimenty) (IARC WHO, 2001).

Holandský královský institut životního prostředí a zdraví RIVM uvádí pro geogenní obsahy arsenu vyšší hodnoty než WHO. Na některých místech jsou požadované koncentrace dokonce značně vysoké, dosahují hodnot 200–900 mg/kg arsenových hornin. V půdách kolísají hodnoty od několika miligramů až po procentuelní hodnoty (RIVM, 2001). A podle Hughese et al, 2011, přirozený obsah arsenu v půdě globálně kolísá od 0,01 do 600 mg/kg s průměry mezi 2 – 20 mg/kg (Hughes et al, 2011). V publikaci „Hodnocení kontaminace zemědělských půd“, Němeček J, Vácha R, Podlešáková E, Praha 2010 uvádějí koncentrace arsenu v ornících, zemědělských půdách a drnových horizontech v Ústeckém kraji 5 – více než 200 mg/kg. Autor upozorňuje na to, že jde o prvek s nízkým transferem do rostlin, vysokou zoo- a humanotoxicitou a při vysokých koncentracích i fyto toxicitou. Nejvyšší koncentrace jsou uváděny v dosahu kouřových vleček spalovacích zdrojů.

Již dřívějšími studiemi a analýzami bylo zjištěno vysoké překročení limitních hodnot celkového arsenu z Vyhlášky 13/1994, Metodického pokynu MŽP z roku 1996, tak Vyhlášky 6/2003 Sb., stanovující hodnoty pro dětské hrací plochy a pískoviště. (10 mg/kg po výluhu HNO₃).

Kontaminace půdy arsenem a následná expozice jako důsledek historické těžby v Austrálii se pohybovala od 1,4 do 1857 mg/kg celkového arsenu. Australští autoři předpokládají signifikantní nárůst nádorových onemocnění s přibývajícím obsahem arsenu v půdě v sociálně znevýhodněných oblastech. (Pearce et al, 2012)

Na Kaňku tedy obsah celkového arsenu v půdách uvedené hodnoty publikované Hughesem, Gebelem, SZÚ, WHO, Pearcem a Váchou daleko předčí.

Obsah kadmia v půdě na Kaňku byl dlouhodobě sledován KHS a průměrnou hodnotou je 3,2 mg/kg, maximum je 17,45 mg/kg. WHO udává medián obsahu v půdě 0,2 – 0,4 mg/kg. Tyto hodnoty jsou zde vysoce překročeny.

Vyhláška 13/1993 Sb., požadovala obsah 1 mg/kg po rozkladu lučavkou královskou. Hodnota nalezená na Kaňku hodnotu uvedenou ve vyhlášce významně překročila.

Olovo v půdě: Ve 33 vzorcích z Kaňku, hodnocených KHS, bylo nalezeno olovo v půdě v množství 118,1 mg/kg. Maximum bylo 386 mg/kg. Příloha vyhlášky 13/1993 požadovala 140 mg/kg, což maximální hodnota překračuje.

Antimon v půdě: Antimon byl nalezen na Kaňku v půdě v množství 24,1 mg/kg. Gebel našel v půdách po středověkém dolování v Palatinatě hodnoty antimonu od 2 – 776 mg/kg, za nekontaminovanou půdu považuje Gebel et al. 0,1 – 0,5 mg/kg. (Gebel et al, 1998) Lze říci, že obsah antimonu je v půdě Kaňku skutečně vyšší. Maximální hodnota byla řádově vyšší - 178 mg/kg.

Vojteková uvádí, že obsah Sb v neznečištěných půdách a pravděpodobně i sedimentech je na úrovni ug/g s čímž lze i výše uvedenou zjištěnou výše uvedenou hodnotu porovnat. (Vojteková et al, 2014). Maximum tuto literární hodnotu překračuje.

Prach z domácností byl odebrán v pěti domácnostech a mohl být pro obyvatele pravděpodobně významným zdrojem expozice arsenu. Nejvíce ohrožená je senzitivní skupina populace dětí. Obsah arsenu ve vysátém objemu domácího prachu byl 92 – 494 mg/kg. Pokud by šlo o půdu a nikoli prach, byla by považována za velmi kontaminovanou. U arsenu geogenního původu je domácí prach považován za daleko větší zdroj expozice využitelnému arsenu, než kontaminovaná půda mimo obydlí. Li et al. publikovali výsledky, při kterých prokázali vyšší biologickou dostupnost arsenu u domácího prachu, než z půdy a tím i vyšší potenciál pro zdravotní riziko arsenu (Li et al, 2015). Nejvyšší hodnota As je zjištěna v domácím prachu u odkryté haldy komunikace Kaňk - Libenice.

Prach z domácností odpovídal kvalitou kontaminovaným vzorkům půdy z Kutné Hory a Kaňku, (Čupr et al, 2003) Číny (Li et al, 2015), hlušíně po historické těžbě v Palatinatě v Německu (Gebel et al, 1998) a v dalších místech a byl daleko vyšší než obsah pískovišť, které vyšetřoval SZÚ v rámci Systému monitorování zdravotního stavu ve vztahu k životnímu prostředí. (SZÚ, 2005).

Přítomnost arsenu v domácím prachu svědčí o přenosu venkovní kontaminace anorganickým geogenním arsenem do domácností obyvatel Kaňku.

Kadmium z prachu v domácnosti v jednom případě dosáhlo hodnoty kontaminované půdy. Obsah olova v domácím prachu byl srovnatelný s obsahem olova v půdě v Číně analyzovaného Changem et al. (42,5+-25,6).

Obsah antimonu v domácím prachu – 11,4 mg/kg- přesahoval hodnotu uvedenou Gebelem, pro přirozenou nekontaminovanou půdu - 0,1 – 0,5 mg/kg (Gebel et al, 1998), spíše by mohl být domácí

prach hodnocený, jako „půda po dolování“ s vysokým obsahem antimonu (od 2 do 776 mg/kg), kterou němečtí kolegové našli v Palatinat v horním Porýní (Gebel et al, 1998).

Doma pěstované potraviny: Pro naplnění spotřebního koše obyvatel Kaňku bychom potřebovali daleko více vzorků zeleniny, ovoce a dalších produktů. Jednotlivé pěstěné druhy úplně všechno, co obyvatelé spotřebují, nepokrývaly. Nalezli jsme překročení minimal risk level ATSDR pro příjem anorganického arsenu potravou 0,3 ug/kg/den. Překročení této dávky z analyzovaných domácích produktů se u dospělých nevyskytuje, pouze se k této hodnotě blíží. Významnou senzitivní skupinou jsou děti. Nejvyšší příjem souvisí s používáním vajec z domácí produkce. U dětí od 2 – 7 let jsme našli překročení MRL 0,3 ug/kg/den, průměr pro celou skupinu dětí hodnotu překračuje a individuálně nejvíce pro nejmenší dítě ve skupině.

Pokud bychom použili místo referenční dávky BMDL0,5, - 3 ug/kg/den publikované JEFCA/WHO v roce 2010, nebyla by překročena ani u dospělých, ani u dětí.(JEFCA/WHO, 2011). Při této koncentraci a příjmu by bylo možno ale sledovat i karcinogenní účinky arsenu. Odhad typické dávky arsenu podle EFSA pro Evropany je 0,13–0,56 ug/kg/den pro průměrné konzumenty

V našem případě patrně nejvyšší vstup do organismu pro arsen zajišťují domácí vejce. Vzhledem k tomu, že slepice se živí rostlinami na zahradě a žížalami z půdy, kdy obojí může obsahovat spíše anorganický arsen a každopádně rozpustný arsen, který do organismu vstupuje, jsou vejce nejvíce kontaminovaným produktem, zajišťujícím expozici potravou. Neanalyzovali jsme ale všechny produkty, které obyvatelé Kaňku pěstovali a nemáme naplněný celý „spotřební koš“ a můžeme znát jenom část obdržené denní dávky arsenu, s přispěním dalšího arsenu z dalších nakupovaných komodit bude denní dávka arsenu patrně vyšší.

Problém by si zasluhoval bádání, zaměřené na další potraviny, pocházející z Kaňku, zejména na brambory a kořenovou zeleninu a stanovení podoby arsenu v potravních komoditách a také naplňování spotřebního koše nakupovanými a pěstovanými potravinami.

Kontaminace živočišných a rostlinných produktů místní provenience kadmíem, olovem, antimonem byla zjištěna pod meze detekce. Pro výpočet plnění denních dávek jsme je však využili. V celkovém příjmu kadmia, olova a antimonu se potraviny ze zahrádek projeví daleko méně, než arsen.

Z našich zjištění je jasné, že anorganický arsen na Kaňku z půdy, hlušiny, odvalů, je rozpustný, vstupuje do rostlin a těl domácích zvířat i do organismu člověka.

Biomonitoring:

Absorbovaná dávka arsenu může být identifikována a kvantifikována ve vlasech, nehtech, krvi, vzorcích, moči. Pro kumulaci arsenu v keratinocytech, jsou vlasy, nehty z rukou nebo nohou používány jako indikátor minulé expozice. Kontrastně pro rapidní clearance a metabolismus, slouží obsah arsenu v krvi, moči a také jeho metabolitů (anorganický arsen, monomethylarsonová kyselina (MMA

a dimethylarsinová kyselina,DMA), které jsou používány jako indikátor proběhlé expozice.

Po příjmu zažíváním u člověka po celotělové clearance je poločas pro vyloučení 40 – 60 hodin. Celková denní dávka arsenu přijatá člověkem bývá asi 20 - 300 mikrogramů denně. (WHO, 2001)

Koncentrace metabolitů anorganického arsenu v moči povšechně kolísá od 5–20 µg/l, ale může také překročit 1000 µg/l (WHO, 2001).

Časově vážený průměr profesionální expozice oxidu arsenitému je signifikantně korelován s metabolity anorganického arsenu v moči odebraného ihned po směně (IARC, 2014).

V mnoha studiích se využívá jako biomarker celkový arsen v moči a pokud můžeme odlišit v expozici jednotlivé metabolity arsenu je samozřejmě tak lepším markerem pro různé zdroje expozice (RIVM, 2001).

Koncentrace zjištěné sledováním v Systému monitorování zdravotního stavu ve vztahu k životnímu prostředí pro arsen v moči bylo zjištěno 10 ug/g kreatininu. Na Kaňku byla průměrná hodnota arsenu v moči 28 ug/g kreatininu, tj. násobně vyšší. (SZÚ, 2005)

V případě kadmia byla nalezena koncentrace v Systému monitorování zdravotního stavu 0,33 ug/g kreatininu. Na Kaňku byly nalezeny hodnoty 0,1ug/g kreatininu, tedy nižší. (SZÚ, 2005)

Arsen v moči z hlediska analýz nám poskytuje výsledky většinou hodnotitelné. Opakem je stanovení antimonu v moči, kdy všechna data byla nalezena pod limitem detekce (LOD). U kadmia je nad limitem detekce 10, u olova 11 výsledků 39 odběrů. U analýz vlasů bylo nalezeno více hodnotitelných výsledků.

Výsledky analýz vlasů. Odběr vzorků vlasů byl proveden chirurgickými nerez nůžkami v zátylku těsně o kůži lbi. V některých případech byly vlasy extrémně krátké, někdy nedosažitelné. Dvakrát se nepodařilo dostatečné množství vlasů odebrat, v jednom případě byla zvolena alternativa.

Tab 23.: Výsledky obsahu arsenu, kadmia, olova a antimonu ve vlasech v mg/kg

	As	Cd	Pb	Sb
počet	34	34	34	34
aritm.prům.	0,448441	0,069206	1,218941	0,251882
medián	0,249	0,0515	0,859	0,0955
min	0,05	0,006	0,172	0,036

Výsledný obsah arsenu ve 36 vzorcích vlasů dospělé i dětské populace ve vlasech byl v průměru 0,4 mg/kg, (max. 3,8, min. 0,05), medián se příliš nelišil. Kadmium dosáhlo hodnoty 0,07 mg/kg, olovo 1,21 mg/kg a antimon 0,25 mg/kg.

Limitní hodnoty pro tato vyšetření vzhledem k nehomogenitě populace a rovněž zátěže nejsou stanoveny a nabízejí se k hodnocení pouze hodnoty literární. Při sledování populační zátěže narůstá obtížnost, protože dobře definovaná referenční hodnota chybí. V naší sledované populaci bylo celkem hodnotitelných 12 dětí a 22 dospělých.

Tab. 24 : Obsah arsenu, Cd, Pb a Sb v mg/kg ve vlasech dospělých na Kaňku

	As	Cd	Pb	Sb
počet	22	22	22	22
AP	0,284273	0,052773	1,251636	0,218636
med	0,1615	0,0225	0,4825	0,0865
max	1,545	0,156	5,109	1,345
min	0,05	0,006	0,172	0,036

Tab. 25: Obsah arsenu, Cd, Pb a Sb v mg/kg ve vlasech dětí na Kaňku

	As	Cd	Pb	Sb
počet	12	12	12	12
AP	0,749417	0,099333	1,159	0,312833
med	0,3235	0,0825	1,1505	0,1855
max	3,768	0,213	2,134	1,351
min	0,174	0,016	0,378	0,042

Hodnoty arsenu v dětských vlasech dosáhly v průměru 0,75 mg/kg a jsou vyšší, než hodnoty dospělých. Obsah kadmia ve vlasech 12 dětí z Kaňku ve všech centrálních ukazatelích překračoval hodnotu zjištěnou v rámci systému monitorování zdravotního stavu SZÚ (0,04 ug/g) (Spěváčková et al, 2011). Soubor dětí z Kaňku byl však početně značně menší. Výsledky jsou srovnatelné s nálezy Gebela et al.

Tab 26 : Nalezené koncentrace arsenu ve vlasech v mg/kg a popsané v literatuře

			kontrola	
		exponovaní	sousedé	kontrola
Urban et al.	1993	prof. 1342	2653	0,058
Bencko et.al.	1982	více, než 3	1,01-3	do 1
Valentine et al.	1979			0,02-0,2
Mosaferi et al.	2005	exp 1,24	0,3	0,06
Concha et al.	2006	0,02 - 1500		
Zhang et al.	2007			1,6
Pereira et al.	2004	prof. 306	30	20
Hinwood et al.	2002	zátěž geogenní 5,52	3,31	
Yamamura et al.	1980	prof. 51,2 -179		0,17
Demir et al.	2014	ca plic 0,6-+0,3		
Gebel et al.	1998	0,28		0,69

Naše výsledky monitoringu obsahu arsenu ve vlasech v případě dětské populace na Kaňku vykazují vyšší hodnoty pro arsen, kadmium a antimon než ve vlasech dospělých obyvatel Kaňku. Nejvyšší hodnota arsenu ve vlasech (3,768 mg/kg) odpovídá zařazení do skupiny s geogenní zátěží, podobně jako u obyvatel Austrálie (Hinwood et al, 2002) a podle Bencka a Symona patří do kategorie exponovaných osob, u jedné osoby vysoce. (Bencko 1977). Děti však bylo málo a podobně i dospělých.

Urban et al. v roce 1993 sledoval m.j. profesionální expozici arsenem, ale také sledovali arsen ve vlasech kontrolních populačních skupin - žijících ve stejném místě, jako zaměstnanci a kontrolní skupinu obyvatel Prahy. V kontrolním souboru osob žijících a pracujících v Praze byla průměrná koncentrace arsenu ve vlasech 58 ng/g. To je dokonce méně, než jsou běžné referenční hodnoty pro

nekontaminovanou populaci uváděné v literatuře, které se pohybují kolem 300 ng/g. Naproti tomu se u souboru ze zlaté linky našlo v průměru 1342 ng As/g (60-4520 ng As/g) a u obyvatel Mokrska dokonce v průměru 2653 ng As/g (160-11200 ng As/g). Při statistickém hodnocení metodou analýzy rozptylu byly rozdíly mezi jednotlivými soubory statisticky vysoce významné (Urban et al, 1993).

Pereira et al, 2004 sledovala obsah arsenu a kovů ve vlasech v místě bývalého dobývání rudy v Portugalsku a u obyvatel žijících v jeho blízkosti. Přímou v místě dolu našla ve vlasech 306 mg/kg arsenu, v okolí dolu méně, než 20 resp. 30 mg/kg arsenu. Referenční hodnoty pro děti uvádí Pereira 0,03 – 25 mg/kg. Naše nalezené hodnoty u 12 dětí (průměr 0,7) i u dospělých (průměr 0,28) se do tohoto rozmezí vejdu (Pereira et.al,2004).

Pro Cd našla Pereira ve vlasech 1 mg/kg v místě dolování, 2 a 0,5 mg/kg Cd v blízkosti dolu. Jako referenční hodnoty uvádí autorka 0,4-5,3 mg/kg (Perira et al, 2004). Naše nálezy dosahují těchto referenčních hodnot.

Szykowska et al našla ve vlasech obyvatel polských měst hodnoty 0,172-0,726 mg/kg u kadmia, naše hodnoty jsou nižší. (Szykowska et al, 2005)

Tatáž autorka analyzovala i obsah olova ve vlasech obyvatel měst s hodnotami 0,360-8,638 mg/kg olova, naše výsledky jsou srovnatelné v řádech. (Szykowska et al, 2005).

Bencko se Symonem se v sedmdesátých letech intenzivně věnovali a věnují expozici a poškození arsenem z komunálního prostředí – ovzduší. Sledovali i obsah ve vlasech exponovaných desetiletých dětí a determinovali rozsahy hodnot obsahu arsenu ve vlasech: do 1 ug/g, od 1,01 do 3 a více než 3 ug/g. Při tom hodnoty pod 1 ug/g byly považovány za normální, hodnoty pod 3 ug/g reflektovaly nějakou expozici, ale hodnoty vyšší, než 3 ug/g (i po pečlivé dekontaminaci vzorku) mohou být považovány za známku excesivní expozice v případě sledované skupiny dětí. Hodnoty demonstrovaly vysoký počet vzorků se středními a vysokými koncentracemi u exponované skupiny žijící v blízkosti elektrárny zatímco děti, které žily vzdáleny exponovanému regionu měly většinou „normální“ hodnoty do 1 ug/g. (Bencko , Symon , 1977)

Značná variabilita hodnot arsenu podle Bencka se Symonem ve vlasech v individuálních i kontrolních skupinách a zejména u exponovaných osob, vede k nezbytnosti hromadného sledování. A jeví se, že nejmenší počet osob ve skupině má být 20. V našem případě tento parametr naplnila skupina dospělých osob. Ve sledování Bencka a Symona nebylo možné za použité metody i přes velmi pečlivou dekontaminaci odlišit externí přímou kontaminaci s možnými přímými vazbami na SH-skupiny skleroproteinu keratinu, inhalovaný arsen, ingesci protože ta byla v kontaminovaných oblastech nezanedbatelná (Bencko, Symon , 1977).

Srovnáme-li hladinu arsenu v moči, která reflektuje aktuální koncentrace arsenu v krvi, pak koncentrace ve vlasech reprezentuje něco jako záznam expozic, kdy každá expozice je ve vlasu patřičně zaznamenána a tak sleduje úroveň expozice po celou dobu růstu vlasu. Na druhé straně koncentrace nalázané v moči reflektují množství arsenu vdechnutého a požitého po jeho zachycení v krvi a dávají mnohem realističtější obraz o možné denní dávce (Bencko , Symon , 1977).

Analýza vlasů má dlouhou historii v humánních studiích a odhaluje chronickou expozici arsenem a tak poskytuje užitečnou informaci o chronické otravě arsenem.

V čistém prostředí je normální koncentrace arsenu ve vlasech, nepřekvapivě často nižší, než v kontaminované lokalitě. U osob s neznámou expozicí je nacházena koncentrace obecně (Mosaferi et al, 2005) 0,03 – 0,06 mg/kg.

Koncentrace arsenu jasně narůstá ve vlasech u osob konzumujících pitnou vodu s vysokou koncentrací arsenu. Studie Mosaferiho et al 2005 ukázala těsný vztah mezi koncentrací arsenu ve vlasech a celkovou celoživotní dávkou (cestou požití kontaminované vody). Také korelace mezi arsenem v pitné vodě a koncentrací arsenu ve vlasech byla statisticky signifikantní.

Ženy žijící 33 let v lokalitě bez arsenu ve věku 39,5 let měly průměrně 0,06 mg/kg arsenu ve vlasech. Ženy se střední dávkou arsenu ve vodě (0,085 mg/l) měly ve vlasech průměrně 0,30 mg/kg. Byly staré průměrně 28,6 let a nestěhovaly se. Ženy s přerušovanou expozicí o průměrném stáří 30,5 let a délce bydlení v místě 20,9 roků měly ve vlasech (voda 0,455 mg/l) 1,24 mg/kg. (Mosaferi et al, 2005). Námi nalezené hodnoty arsenu ve vlasech jsou srovnatelné s uvedenými ženami v oblasti výše uvedených biomarkerů expozice.

Naše výsledky průměrného obsahu arsenu ve vlasech obyvatel Kaňku pro skupinu dospělých jsou naprosto srovnatelné s obyvateli Palatinate. Nálezy kontrolní skupiny dětí starých 2 – 15 let z Kaňku jsou srovnatelné se skupinou kontrolní v Dolním Sasku, která měla vyšší koncentrace, než skupina sledovaná. V obou lokalitách, Palatinate i Kaňku, jsou pěstovány zemědělské produkty na geogenně a antropogenně kontaminované půdě, na Kaňku víme, že jsou děti preferovány co do příjmu doma pěstovaných zemědělských produktů (vejce od domácích slepiček).

Chování kovů v půdě je velmi komplexní a zahrnuje adsorpci-desorpci, komplexaci – disociaci, oxidaci - redukci, iontovou výměnu a další procesy přenášení a transportu. Poslední dvě reakce ovlivňují aktivitu kovů v půdě zejména, jestliže oxidace a redukce ovlivňuje mocnost kovů. Všechny chemické reakce mohou probíhat najednou a ovlivňovat jedna druhou, což formuje interaktivní systém ovlivňující další osud kovů.

Do rostliny vstupují těžké kovy jejími kořínky a prostřednictvím listů. Vstup kořeny je naprosto dominující cesta. Kovy mohou být přeneseny do rostliny vodou kořínky ve formě rozpuštěných iontů tedy rozpustnými sloučeninami arsenu. Komplexních procesů se účastní rhizosféra kořenů rostlin (Chang et al, 2014).

Arsen a kadmium v moči: Stanovení obou prvků je používáno jako biologický expoziční test pro osoby pracující v riziku. Limitní hodnoty jsou publikovány ve Vyhlášce 432/2003 Sb. Průměrná hodnota ze všech 39 vzorků moči nepřekračuje limit Vyhlášky, který je vyjádřen v mikrogramech na gram kreatininu. Ve čtyřech případech byla nalezena překročená limitní hodnota u třech mužů starších 30 let a u jedné patnáctileté dívky. Před odběrem bylo s obyvateli domluveno, že nebudou požívat ryby a mořské plody, ani řasy. Lze proto důvodně předpokládat, že se dotyčné osoby týden před odběry nejedly mořské produkty, patrně by podobný nález byl učiněn v případě u celé rodiny, to nastalo pouze v případě muže (43 let) a dcery (15 let) a nikoli u ostatních. U dalšího muže s překročenou expozicí, prokazatelnou močí, bylo zjištěno, že poslední čtyři měsíce pracoval intenzivně na venkovních zednických činnostech v lokalitě Kaňk. Rodinní příslušníci se stejnou kuchyní, měli arsen v moči velice nízký.

Hodnoty, které nalezla Spěváčková et al. v rámci Monitoringu zdravotního stavu u dětí dosahovaly pro arsen 2,5-5,25 ug/g kreatininu a jsou daleko vyšší, než naše nálezy.

Tab. 27 : Koncentrace celkového arsenu (ug/g kreatininu) a kadmia (ug/g kreatininu) v moči obyvatel Kaňku

	aritm. prů.	medián	max.	min.	Vyhl.432/2003	
počet						39
arsen	0,029	0,01	0,313	0,003	0,05	ug/g
kadmium	0,000108	0,00005	0,00005	0,0005	0,005	ug/g

Průměrná hodnota kadmia v moči obyvatel Kaňku vyjádřená v mikrogramech na gram kreatininu byla velice nízká. Výsledné hodnoty se u jednotlivých vzorků lišily až o tři řády a to svědčilo o velmi nízkých nalezených hodnotách většinou pod limitem detekce. Spěváčková et al. našli u neprofesionálně exponovaných hodnoty kadmia 1,3 ug/g kreatininu v rámci vyšetřování monitoringu SZÚ.(Spěváčková et al, 2011). Hodnoty kadmia zjištěné na Kaňku v moči obyvatel byly nízké.

Tab. 28: Koncentrace arsenu, Cd, Pb a Sb v moči dětí 2-15 letých na Kaňku (mg/g kreatininu)

	As	Cd	Pb	Sb
počet	14	14	14	14
AP	0,016643	9,29E-05	0,001036	0,000893
med	0,01	0,00005	0,00075	0,0005
max	0,113	0,0005	0,005	0,005
min	0,004	0,00005	0,0005	0,0005

Tab. 29: Koncentrace arsenu, Cd, Pb a Sb v moči dospělých na Kaňku (mg/g kreatininu)

	As	Cd	Pb	Sb
počet	25	25	25	25
AP	0,03548	0,000116	0,00074	0,00056
med	0,011	0,00005	0,0005	0,0005
max	0,313	0,0003	0,002	0,001
min	0,003	0,00005	0,0005	0,0005

Respondent F02/02 měl natolik nízké množství kreatininu v moči (0,1 g/l) (doporučené množství kreatininu pro validní stanovení námi zkoumaných analytů je 0,3 – 3,0 g/l, že hodnoty výsledných koncentrací jsou oproti jiným vysoké. Takové hodnoty jsou přinejmenším sporné a ne příliš validní. V základním datovém souboru jsme se je přesto rozhodli prozatím ponechat a v této souvislosti doporučujeme opakovaný odběr moči tohoto respondenta z důvodu ověření.

Mezi souborem naměřených hodnot arsenu v moči dětí a dospělých nebyly signifikantní rozdíly na 0,05 hladině významnosti ($p=0,3$). Totéž bylo zjištěno pro kadmium ($p=0,6674$), olovo ($p=0,882719$) a antimon ($p=0,937618$). Koeficienty determinace sice technicky naznačovaly mezi jednotlivými prvky korelace, avšak vztah byl velmi slabý, protože hodnoty byly velmi nízké.

Studie Conchy et al (2006) byla zaměřena na prostorové, časové a inter-individuální variace v expozici arсенu prostřednictvím pitné vody obyvatel Argentiny. Concha et al. našla špatné korelace mezi arsenem v moči a vlasech pravděpodobně pro zevní kontaminaci vlasů prachem a koupáním. U žen s nejvyšší koncentrací ve vlasech 1 500 ug/g bylo v moči pouhých 64 ug/l. Autoři nevěděli, zda to nemohlo být mytím vlasů ve vodě bohaté na arsen z horkých minerálních pramenů.

Hlavní rozdíly v koncentracích arсенu v moči indikují rozdíly v dávce arсенu cestou vody a potravy, možná také variabilitu v metabolismu arсенu. Koncentrace v pitné vodě a vlasech nepředstavují podle Conchy spolehlivá měření pro individuální expozici arсенu (Concha et al, 2006).

Gebel et al (1998) našel slabou, ale signifikantní korelaci pro 24-hod vylučování arсенu v moči a pro obsah arсенu v půdě u obyvatel. Totéž bylo zjištěno pro arsen ve vlasech. Nic podobného nebylo nalezeno pro antimon. V kontrolní skupině (dolní Sasko) byl překvapivě nalezen vysoký obsah arсенu i antimonu v moči a antimonu ve vlasech a převládala zejména u mladých subjektů (Gebel et al, 1998). Arsen v moči koreloval s používanou a doma vypěstovanou zeleninou pouze u vzorků z Palatinátu pro celou skupinu dohromady. Ačkoli obsah arсенu v půdě byl asociován s vyloučeným arsenem ve 24 – hodinové moči a totéž platilo pro arsen ve vlasech (Gebel et al, 1998).

Musíme konstatovat, že obsah arсенu v půdě, která byla kontaminována starým dolováním, byl v Palatinátu nižší, než kontaminace půd na Kaňku.

Čínští autoři Zhang et al. (2007) našli arsenikózu u venkovských obyvatel žijících v obydli vytápěném otevřeným uhelným ohništěm při vylučování 46 ug/l arсенu v moči a obsahu 1,6 ug/g ve vlasech (Zhang et al, 2007). Arsen v dýmech z vnitřního otevřeného spalování v interiéru čínských obydli je v oxidované podobě a vstřebávání dýchacími cestami je velmi intenzivní a rozdíl obsahu arсенu v moči činí čtyři rády. Řádové rozdíly jsou i v obsahu arсенu ve vlasech.

Musíme konstatovat, že naše sledovaná populační skupina byla malá a naše zjištění tomu odpovídají. Hinwood připomíná, že důsledky expozice lze očekávat o populace sociálně slabší, (Hinwood et al, 2003) tedy tam, kde se nalézají obecně více všechny zdravotní dopady tlaku životního prostředí. Námi sledovaní obyvatelé byli znalí, vzdělaní a byli schopni expozici arсенu a dalším kovům učinit takovou, jakou jsme našli, tedy relativně nízkou. Vzhledem ke koncentracím, které se v jejich okolí nacházely.

4. Závěr dílčího hodnocení zdravotního rizika pro obyvatele:

Výsledky pilotní studie prokazují, že vyšetření obyvatelé žijící na Kaňku, jsou exponováni anorganickému arseni, který je i v rozpustné podobě. Méně jsou exponováni kadmii, antimonu a olovu. Tyto prvky se nacházejí v půdě. Arsen proniká do vnitřního prostředí v podobě aerosolu o velikosti partikulí, které jsou vdechovatelné, arsen i ostatní kovy byly v prachu nalezeny. Koncentrace aerosolových částic při 24. hodinovém odběru ve vnitřním prostředí překračují denní limitní hodnotu pro PM₁₀-50 ug/m³ – zjištěná průměrná koncentrace je 70 ug/m³, ve čtyřech odběrech v domácnostech překračují limit ze zákona 201/2012 Sb., v jednom nikoli. Obsah arсенu v aerosolu je 8,8 ng/m³ jako průměrná hodnota, pouze v jednom případě koncentrace nepřekračovala 6 ng/m³. Pokud by tato hodnota trvala po celý rok, je limitní hodnota pro kvalitu ovzduší překročena. US EPA stanovila vnitřní referenční koncentraci arсенu 2 ng/m³. Tato hodnota byla překročena v každém případě měření. Obsah kadmia v aerosolových partikulích PM₁₀ je v průměru 0,6 ng/m³, limit pro vnější ovzduší a rok překročen není. Průměrná hodnota pro olovo byla 17,2 ng/m³, což je daleko méně, než limitních 500

ng. Antimon byl zjištěn v průměrné koncentraci 1,5 ng/m³. Limitní hodnota ani referenční pro antimon v indooru a také v komunálním prostředí není stanovena.

Pronikání arsenu a dalších kovů do domácností zvenčí je prokázáno také v domácím prachu, odebraném vysavačem. Koncentrace arsenu vždy překračují v domácím prachu limit pro kontaminovanou půdu - 30 mg/kg, průměr z pěti domácností je 182 mg/kg vysátého prachu. Kadmium v domácím prachu se blíží v průměru limitní hodnotě 1 mg/kg pro kontaminovanou půdu, v jednom případě k překročení limitní hodnoty v jedné domácnosti dokonce došlo, pokud bychom považovali domácí prach za „lehkou půdu“, k překročení by došlo vždy. Obsah olova v prachu koncentrace analogické kontaminovaným půdám nedosahuje. Limitní hodnota pro antimon v půdě není stanovena, v průměru dosáhla v prachu 11,4 mg/kg.

Důkaz pronikání toxických látek z okolí domků z půdy dovnitř domácností je závažný. Prach zvenčí se usazuje všude. Ve vnitřním prostředí člověk setrvává 80 – 90% dne, což u našich obyvatel Kaňku platí v zimě, v létě jsou venku 6 hodin, to ale patrně expozici nesníží, nachází-li se primární zdroj právě venku. Děti jsou významně ohroženy při svém způsobu života domácím prachem a tím i vstupem arsenu, kadmia, ale i olova a antimonu do organismu. Nutno připomenout, že nalezená pravděpodobná přijatá denní dávka olova z prostředí může ovlivnit duševní vývoj dětí.

Kromě prachu a půdy byl nalezen arsen a ostatní toxické kovy ve vypěstované zelenině a živočišných produktech. Potravou se dostává do lidského těla největší objem cizorodých látek včetně arsenu, kadmia, olova a antimonu. V případě dětí dochází k překročení referenční dávky stanovené US EPA a minimal risk level ATSDR. Děti jsou prokazatelně citlivou populační skupinou pro expozici znečištění z půdy. Obsah kontaminantů ve vlasech, svědčí pro dlouhodobou expozici a pro charakteristickou expozici kovům z půdy danou věkem. U dětí od 2 – 15 let byly nalezeny vyšší hodnoty arsenu a kadmia než ve vlasech dospělých.

Bylo by užitečné individuálně zjistit způsob kontaminace vnitřního prostředí domácností obyvatel Kaňku. Toxické látky se budou přenášet blátem, prachem na botách, znečištěnými oděvy po zemních a podobných pracích, budou naváté větrem, mohou přicházet se zeleninou pěstovanou na zahrádkách, palivem přineseným zvenčí, domácími mazlíčky psy, kočkami pohybující se po odkrytých haldách nebo staveništích. Mazlení se zvířaty může být také dost zajímavou cestou, kterou toxické prvky vstupují do domácností a poté kůží do organismu, které může způsobit expozici zejména u dětí.

Zelenina, ořechy a vejce z domácí produkce a jejich příjem na úrovni Spotřebního koše potravin 1993 (Ruprich et al. 1993), slouží také jako expozice arsenu a pravděpodobnost překročení denní dávky 0,3 ug/kg/den podle US EPA zjevně existuje u dětí. V naší studii nebyla zjišťována zátěž arsenem a dalšími prvky v celé šíři potravního koše a celé šíři obyvateli pěstovaných produktů

Biologický monitoring vlasů a moči prokázal, že arsen proniká do organismu exponovaných. Hodnoty biomarkerů arsenu ve vlasech se lišily u dětí i dospělých v neprospěch dětí. Průměrné hodnoty celé sledované skupiny byly srovnatelné s hodnotami zjištěnými pro německou populaci žijící v zemědělsky využívaném území, kde byla v minulých stoletích prováděna těžba rud. Také obsah antimonu ve vlasech byl srovnatelný mezi populacemi, ale byl nepatrně u obyvatel Kaňku vyšší oproti obyvatelům Palatinat. Koncentrace ve vlasech nemohou obrazit expozici, která se v čase mění a ani koncentrace v krvi (Baars et al, 2001) Nalezené hodnoty arsenu v moči u čtyř probandů z 39 překračovaly limitní hodnotu používanou jako biologický expoziční test pro pracovníky na rizikovém pracovišti. Stanovován byl celkový arsen. Průměrná hodnota pro celou sledovanou populační skupinu

limitní hodnotu nepřekročila. Jednu rodinu podle obsahu arsenu ve vlasech, bychom mohli považovat podle Bencka a Symona za exponovanou, jedna osoba byla dokonce pravděpodobně vysoce exponovaná podle obsahu arsenu ve vlasech, dokonce táž osoba měla překročené i biologické expoziční testy v moči. Je pravdou, že jedinci ve sledované skupině obyvatel mají nejen různě intenzivní zátěž kovy a arsenem z prostředí včetně příjmu potravou, ale také se liší geneticky. Pravdou je i jiná realita - jak společný stůl, tak také shodná genetická výbava pro metabolismus arsenu se může nacházet v jedné rodině u více členů.

5. Doporučení pro řízení zdravotního rizika ke snížení expozice obyvatel arsenu a ostatním kovům.

A. Pro samosprávu a státní správu:

- 1. Zajistit důsledné legislativní plnění bodu 4 usnesení vlády ČR. č. 538/2002, aby nebylo možné využívat právníky ani fyzickými osobami materiál ze starých hald po hornické a hutní činnosti pro záměry, při jejichž realizaci by mohlo docházet k poškozování životního prostředí. Při opakování porušení s uplatněním represivních opatření.**
- 2. Provést důslednou revizi stanovených opatření rizikové analýzy 2002 ve smyslu výstupů z usnesení vlády ČR. č. 538/2002 ve všech částech a dopracovat nerealizovaná opatření pro jednotlivé složky životního prostředí a územní plánování, pokud není harmonogram a postup již detailně zpracován, posouzen a schválen odborně.**
- 3. Zjistit důslednou kontrolu povolené výstavby na kontaminovaných plochách a nakládání s kontaminovanou zemínou podle jejího složení v území, tak aby jejich nekontrolovaným přesunem nedocházelo ke kontaminaci dalších složek životního prostředí.**
- 4. Na kontaminovaných plochách hald a odvalech vyloučit v rámci změn řešení ÚP veškerou výstavbu.**
- 5. Vypracovat soubor postupů k zlepšení životního prostředí s ohledem na šíření znečištění z kontaminovaného prostředí do jednotlivých složek životního prostředí města (snížování prašnosti v lokalitě zabráněním rozkrývání kontaminovaných prostor, úpravy povrchu vozovek, zabránění splachům z hald na vozovky atd.**

B. Pro obyvatele:

- 1. Zabránit vnášení půdy do domů – přezouvání, převlékání, montérky pro zemědělské a stavební činnosti prát mimo místa, kde se zdržují obyvatelé, oddělit venkovní činnosti od vnitřních, oddělit „špinavou“ část domu od „čisté“.**
- 2. Častý úklid vysavačem, nejlépe s praním vzduchu a vytření na vlhko, utírání prachu na vlhko všude.**
- 3. V co nejvyšší míře snížit výměru nezpevněných, prašných ploch, které by mohly být zdrojem znečištění (zatravnění, překrytí folií, mulčovací kůrou a podobně). Povrch pozemků dvorků zakrýt vždy po provedení nutných terénních pracích co nejrychleji zajistit odhalenou zeminu proti roznosu. Závažnou kontaminaci prostředí může způsobovat kromě výstavby objektu k bydlení i výstavba bazénů zabudovaných pod povrch terénu.**
- 4. Pokud nebude vyloučena analýzou kontaminace půdy ze záhonků využitelným anorganickým arsenem a ostatními kovy, nepěstovat zeleninu, jen květiny, pozemky zatravnit**

5. **Nechovat slepice pokud nebude vyloučena analýzou kontaminace půdy, kde slepice hrabe. Ojedinělé kontrolní vzorky vajec nemohou jednoznačně potvrdit vyloučení kontaminace živočišného produktu, při pohybu slepice v kontaminovaném terénu.**
6. **Chovat mazlíčky jen doma, nebo pouze venku, po případných nočních toulkách je umýt, nebo je nechat bydlet v boudě.**
7. **Nenarušovat kompaktní povrch hald a odvalů, pokud jsou na soukromém pozemku a neprášit sobě a nezúčastněným sousedům.**
8. **Po práci, sportu nebo hře v místech, kde dochází k přímému kontaktu se zeminou nebo v prašném prostředí dbát zvýšené hygieny (mytí rukou, sprchování), převlékat se do domácího oděvu, důsledné přezouvání, nejíst neumytýma rukama.**
9. **Nepoužívat k hygieně, zalévání, do bazénu, vodu z místních studní, pokud nebyla vyloučena přítomnost rozpustného arsenu a dalších prvků**
10. **Vyloučit pohyb dětí na rozkrytém povrchu hald, nevnášet materiál z hald do domácností.**

KHS po předložení studie radě města Kutná Hora k projednání a přijetí opatření zváží další postup případného cíleného zdravotnického sledování problematiky u obyvatel. Bez jasného naplnění výstupů opatření z usnesení vlády nelze považovat zdravotní riziko ve všech složkách za řádně řízené. V prvním pololetí roku 2016 KHS provede kontrolu nálezů v biologickém materiálu u vybraných respondentů, pokud budou mít o vyšetření zájem.

6. Literatura:

1. Vyhláška MZ 135/2004 Sb. (2004)
2. Vyhláška 13 MŽP, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, Sbírka zákonů, částka 4,24. ledna (1994)
3. Bláha K, Cikrt M, Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ, Praha (1996)
4. IPCS, WHO, EHC 224, Arsenic and arsenic compounds, WHO Copenhagen ,ISSN 0250-863X (2001)
5. Lowney YW, Ruby MV, Wester RC, Schoof RA, Holm SE, Hui XY, Barbadillo S, Maibach HI. Percutaneous absorption of arsenic from environmental media. Toxicol Ind Health. Mar;21(1-2):1-14 (2005).
6. Integrated Risk Information systém, US EPA, available at <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0278.htm#reforal> (2015)
7. Manuál prevence v lékařské praxi. VIII Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ, Praha, Národní program zdraví, (2000)
8. Metodický pokyn pro Analýzu rizik kontaminovaného území, Věstník MŽP, částka 3. ročník XXI (2011)
9. Rahman MM, Sengupta KM, Ahamed S, Chowdhury UK, Lodh D, Hussain A, Das B, Roy N, Saha SHCH, Kanti PS, Chakraborti D, Arsenic contamination of groundwater and its health impact on residents in a village in West Bengal, India Bulletin of the World Health Organization;83:49-57.(2005)

10. Rahman MM, Sengupta MK, Ahamed S, Lodh D, Das B, Hossain MA, Nayak B, Mukherjee A, Chakraborti D, Mukherjee SC, Pati S, Saha KC, Palit SK, Kaies I, Barua AK, Asad KA. Clin Toxicol (Phila) 43(7):823-34 (2005)
11. Smith AH, Lingas EO, Mahfuzar R, Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency, Bulletin of the World Health Organization, 78 (2000)
12. <http://www.who.int/ipcs/features/arsenic.pdf>(2015)
13. Baars AJ, Theelen RMC, Hansen PJCM, Hesse JJM, Appeldoorn, Meijerink MCM, Verdam L, Zeilmarker MJ: Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels RIVM Report 711701 025, Bilthoven, (2001)
14. Li HB¹, Li J¹, Zhu YG¹, Juhasz AL², Ma LQ³. Comparison of arsenic bioaccessibility in housedust and contaminated soils based on four in vitro assays *Sic Total Environ.* Nov 1;532:803-11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.060. Epub 2015 Jun 29(2015)
15. Young K, Im J, Jeong S, Nam K, Determination of human health risk incorporating experimentally derived site- specific bioaccessibility of arsenic at an old abandoned smelter site. *Environ Res.* Feb;137:78-84.(2015)
16. WHO IARC, Arsenic and arsenic compounds, Monographs Vol 100 (2004)
17. <http://www.atsdr.cdc.gov/>(2015)
18. Pearce CD, Dowling K, Ross K Cancer incidence and soil arsenic exposure in a historical gold mining area in Victoria, Australia: A geospatial analysis *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 22, 248-257, (2012)
19. <http://www.who.int/ipcs/features/arsenic.pdf> (2015)
20. Vojtekova V, Poperníková Z, Abusenaina AMM, Antimón v různých zložkách životného prostredia *Chem. Listy* 108, 135–140 (2014)
21. <http://www3.epa.gov/airtoxics/hlthef/antimony.html>(2015)
22. Sundar, S., et al. Antimony Toxicity, *Int J Environ Res Public Health.* Dec; 7(12): 4267–4277 (2009).
23. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/0304_74/en/&prev=search (2002)
24. <http://www.bezpecnostpotravin.cz/riziko-z-antimonu.aspx#sthash.TFsVze4d.dpuf> (2015)
25. Cooper RG, Harrison AP, The exposure to and health effects of antimony *Indian J Occup Environ Med.* Apr; 13(1): 3–10. (2009)
26. Urban P, Lukáš E, Šedivá V, Nevařilová V, Některé dílčí výsledky komplexního vyšetření obyvatel obce Mokrosko. Poznámky k problematice arsenu v pracovním a životním prostředí (osobní informace)
27. GAČR, 2000-2003 Riziková analýza a monitorování složek životního prostředí v *Kutné Hoře* a okolí Sánka, M., Malec (2003)
28. Cleland B, Tsutschia A, Kalman D, Dills R, Burbacher T, White JW, Faustman EM, Marien K, Arsenic Exposure within the Korean Community (United States) Based on Dietary Behavior and Arsenic Levels in Hair, Urine, Air, and Water *Environ Health Perspect* 117:632–638 (2009).
29. IARC Monographs 47-16 ANTIMONY TRIOXIDE AND ANTIMONY TRISULFIDE (2015)
30. US EPA OSWER 9285.7-80 Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Risk Assessment (2007)
31. Gebel TW, Suchenwirth RHR, Bolten C, Dunkelberg HH, Human Biomonitoring of Arsenic and Antimony in Case of an Elevated Geogenic Exposure *Environ Health Perspect* 106:33-39 (1998).
32. Hughes MF, Beck BD, Chen Y, Lewis AS, Thomas DJ, Arsenic Exposure and Toxicology: A Historical Perspective *TOXICOLOGICAL SCIENCES* 123(2), 305–332 (2011)

33. Pereira R, Ribeiro F, Gonçalves F, Scalp hair analyses as a tool in assessing of human exposure to heavy metals (Santo Domingos nibe Portugal) *Science of the Total Environment* 327 81–92 (2004)
34. Bencko V, Symon K, Exposure Test of Environmental Exposure to Arsenic and Hearing Changes in Exposed Children *Environmental Health Perspectives* Vol. 19, pp. 95-101, (1977)
35. Mosaferi M, Yunesian M, Mesdaghinia AR, Nasser S, Mahvi AH, Nadin H, Correlation between Arsenic Concentration in Drinking Water and Human Hair *Iranian J Env Health Sci Eng*, Vol. 2, No. 1, pp. 13-21(2005)
36. Concha G, Nermell B, Vahter M, Spatial and Temporal Variations in Arsenic Exposure via Drinking-water in Northern Argentina *J Health Popul Nutr Sep;24(3):317-326* ISSN 1606-0997 (2006)
37. Zhang A, Feng H, Pan X, Jiang X, Huang X, Dong X, Xang D, Xie X, Peng L, Jun L, Hu X, Jian L, Wang X: Unventilated Indoor Coal-Fired Stoves in Guizhou China : Cellular and Genetic Damage in Villagers Exposed to Arsenic in Food and Air *Env Health Perspect* 115: 653 - 658(2007)
38. Ruprich et al, Spotřební koš potravin pro Českou republiku 1993, SZÚ, 1993
39. Pesch B, Ranft P, Jakubis P, Nieuwenhuisen MJ, Hergemoller A, Unfred K, Jakubis M, Miskovic P, Keegan T and the EXPACSAN Study Group, Environmental Arsenic Exposure from Coal Burning Power Plant as a potential Risk Factor for Nonmelanoma Skin Carcinoma: Results from a case-Control Slovakia. *Am Journ of Epid* , 155, 9:798-809 (2002)
40. Szykowska M. I., et al. Human Hair as a Biomarker Human Hair as a Biomarker in Assessing Exposure to Toxic Metals *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 18, No. 6, 1151-1161 (2009)
41. Hinwood AL, Sim M, Jolley D, Klerk dN, Bastone E, Garostamoulos J, Drummer OH, Hair and Toenail Arsenic Concentrations of Residents Living in Areas with High Environmental Arsenic Concentrations *Health Perspect* 111:187–193 (2003).
42. Chang CY, Yu HY, Li FB, Zhang HH, Liu CP, Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China *Environ Monit Assess* 186:1547–1560 (2014)
43. SZÚ, Systém monitorování zdravotního stavu ve vztahu k životnímu prostředí, Souhrnná zpráva 2005(2005)
44. Antimony in Drinking Water . Background Document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality WHO/SDE/WSH/03.04/74, 2002 Čupr et al.: Riziková analýza a monitorování složek životního prostředí v Kutné Hoře a okolí, Ekotoxa Opava, (2003)
45. Němeček J, Vácha R, Podlešáková E, Hodnocení kontaminace zemědělských půd, Praha (2010)
46. Spěváčková V, Krsková A, Čejchanová M, Wranová K, Šmíd J, Černá M, Biologický monitoring v České republice-stopové prvky a profesionálně neexponovaná populace *Klin. Biochem. Metab.*, 19 (40), No. 2, p.01-107(2011)
47. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí, Souhrnná zpráva za rok 2013, SZÚ, (2014)

