
Hodnocení zdravotního rizika kontaminace půdy v Kutné hoře podle požadavků KHS Středočeského kraje

MUDr. Eva Rychlíková, Ph.D.

Ústí nad Labem, srpen-září 2023

Protokol č.3/2023

o autorizovaném hodnocení zdravotních rizik expozice chemickým látkám v prostředí

Hodnocení zdravotního rizika kontaminace půdy v Kutné Hoře podle požadavků KHS Středočeského kraje

Objednatel: Městský úřad Kutná Hora
Kutná Hora
Havlíčkovo nám. 552, 284 01 Kutná Hora, IDDS: b65bfx3
Oddělení regionálního rozvoje a územního plánování
sídlo: Václavské náměstí 182, Kutná Hora
www.mu.kutnahora.cz/mu/oddeleni-reg-rozvoje-a-uzemniho-planovani
zastoupený: Mgr. Vít Holubem
Tel. č.: 327 710 217

Zpracovatel: Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem
Moskevská 15, 400 01 Ústí nad Labem
IČ: 71009361, DIČ: CZ71009361
MUDr. Eva Rychlíková, Ph.D., číslo autorizace 033

Datum: 9. 2023

Počet stran:

Tento protokol nelze interpretovat jinak, než celý.

Obsah:

	Str.
1. Úvod	5
2. Metodika	8
3. Identifikace nebezpečnosti	10
1. Arsen	10
2. Kadmium	12
3. Olovo	14
4. Měď	15
5. Antimon	15
6. Zinek	17
4. Dávka/účinek	19
5. Hodnocení expozice	20
6. Charakterizace rizika a hodnocení nejistot	23
7. Závěr a doporučení k řízení rizika	36
8. Literatura	37

Vysvětlivky:

MŽP	Ministerstvo životního prostředí
US EPA	Agentura pro životní prostředí Spojených států
KHS	Krajská hygienická stanice
IPCS	Mezinárodní program pro chemickou bezpečnost
WHO	Světová zdravotnická organizace
HEM	Odbor hygieny a epidemiologie MZ
ČGÚ	Český geologický ústav
BET	Biologické expoziční testy
ÚP	Územní plán
RSL	Regional Screening Levels US EPA
CASRN	Chemical Substance Register Name
NOEL	No Observed Adverse Effect Level
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
TDI	Tolerable Daily Intake
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
PMTDI	Provisional Maximum Tolerable Daily Intake
IRIS	Integrated Risk Information System US EPA
HEAST	Health end Summary Assessment Tables US EPA
HQ	Hazard Quocient
ELCR	Excess Lifetime Cancer Risk
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
As	Arsen
Pb	Olovo
Cd	Kadmium
Sb	Antimon
Cu	Měď
Zn	Zinek
Ni	Nikl

1. Úvod:

Na základě požadavku Městského úřadu Kutná Hora ze dne 30. 8. 2023 [1] a Krajské hygienické stanice Středočeského kraje, územní pracoviště Kutná Hora, ze dne 13. 6. 2023 [2], jsme zpracovali následující hodnocení zdravotního rizika. Hodnocení jsme provedli na základě Zákona 258/2000 Sb., [3] s využitím metodiky, publikované ve Věstnicích MŽP z let 2005 a 2011 [4, 5]. Hodnocení bylo provedeno autorizovanou osobou podle § 83e výše uvedeného zákona.

Pro zpracování hodnocení zdravotního rizika bylo využito postupů US EPA a IPCS WHO, uvedených v publikaci Hodnocení zdravotních rizik prof. Cikrta a Ing. Bláhy z roku 1996 [6], v Manuálu prevence v lékařské praxi díl VIII, [7] a v Metodických pokynech MŽP [4, 5]. Také bylo přihlédnuto k „Zásadám a postupům hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnosti odboru hygieny obecné a komunální publikované v tisku HEM – 300 – 19.9.05/31639 [8].

Kutná Hora je od středověku starým hornickým městem. Bylo zde dobýváno stříbro, zinek, měď a další. Důvodem byla nabídka a originalita geologického utváření území Českým masivem – pokryvnými útvary a postvariskými migmatity a křídou Českého masivu. Geologické nálezy jsou dostupné profesionálům, ale také sběratelům geologických a paleontologických kuriozit, z vnesených nerostů po staletí vznikají i nerosty nové a bývají středem zájmu vědců i nadšenců, kteří se nedají odradit ani obsahem toxických látek. Zdrojem kontaminace jsou zejména odvaly ze starých šachet, do okolí rozvlečená hlušina, a odpady ze zpracování rud. Produkty po dolování a hutnění rud jsou představovány jalovinou s přimíšenými rudními nerosty, úpravenskými odpady a hutními struskami. Tyto materiály jsou buď deponované na pozůstatcích odvalů a nebo rozvlečené v terénu (na zastavěných pozemcích, podél komunikací, ve vodotečích i v polích). Na území Kutné Hory a jejího blízkého okolí je evidováno celkem 64 starých i novějších hald. Z toho téměř třetinu plochy a přibližně dvě třetiny objemu představuje odkaliště flotační úpravný z let 1958-1991.

V roce 1975 Dr. Zýka zpracoval obsáhlou studii „Vliv anomálního geochemického prostředí na rozšíření zhoubných novotvarů“ publikovanou ve Sborníku geologických věd, ČGÚ Praha [9]. Nalezl rozdílnou incidenci nemocí v částech města a také našel rozdíly mezi Kutnou Horou a Čáslaví.

V roce 2003 vědecký tým Ekotoxy, vedený dr. Čuprem [10], hodnotil plošné rozložení zdravotního rizika arsenu a kovů přicházejících všemi expozičními cestami do organismu, na základě zjištění environmentální kontaminace zemědělských půd.

Studie zjistila, že:

- V oblasti Kutné Hory a okolí se v zemědělských i ostatních půdách vyskytují nadlimitní obsahy arzenu, kadmia, mědi, olova a zinku. U ostatních prvků jsou stanovené limity překračovány ojediněle. U arsenu překračuje platný limit dle vyhlášky č. 13/94 Sb. 90 % vzorků, u kadmia a zinku 65 % vzorků, u olova 37 % vzorků, u mědi 22 % vzorků.
- Limitní hodnoty pro obsahy rizikových prvků v půdách jsou v zájmovém území překračovány často mnohonásobně. Průměrná hodnota obsahů arsenu je cca 40x vyšší než hodnota pro celé území ČR u kadmia je to 13x, u zinku 9x, u olova 8x, a u mědi 6x. U chrómu, rtuti a niklu hodnoty obsahů pro dané území odpovídají běžným obsahům.
- Nejvíce zatížené půdy jsou v sektorech 3, 4, 5, 8 a 9.

- Zátěž půd je způsobena: i) geologickými podmínkami, tj existencí rudního ložiska, ii) rozvlečením haldového materiálu - aplanací a erozí historických odvalů po těžbě a hutnění rud, iii) důlními vodami, které v minulosti vytékaly z dědičných štol, iv) v menší míře úmyslnou aplikací sedimentů a kalů na půdu.
- V materiálech hald je v průměru cca 5 – 10x vyšší obsah arzenu, zinku a olova a cca dvoj- až trojnásobně vyšší obsah kadmia a mědi než v půdách. U sedimentů podléhají obsahy prvků velkým výkyvům, podle lokality. Podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí ČR, kategorie C jsou obsahy As u více než 90 % vzorků nad limitem kategorie pro průmyslové využití, u olova je to více než 30 % vzorků, u mědi a zinku je to přes 10 % a u kadmia méně než 5 % vzorků.
- Počty překročení limitních hodnot obsahů rizikových prvků v rostlinách (zelenina, obiloviny, krmiva) jsou v zájmovém území asi o jeden řád vyšší než v podmínkách běžné zemědělské výroby (kolem 20 % vzorků s překročením limitu v zájmovém území proti cca 1 – 2% překročení v normálních podmínkách).
- K překračování limitních hodnot v rostlinách dochází nejvíce u arzenu, méně u kadmia a olova. Vzhledem k hodnotám obsahů prvků v půdě je však příjem arzenu rostlinami relativně nízký.
- Ze vzájemného vztahu obsahů prvků v půdách a v rostlinách lze velmi orientačně vyvodit, že ke zvýšenému riziku kontaminace rostlinné produkce dochází v zájmovém území především u arzenu, kadmia a olova a to řádově od těchto hodnot obsahů v půdě (výluh lučavkou): As $\approx 500 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cd $\approx 1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, Pb $\approx 100\text{-}200 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto hodnoty přibližně odpovídají navrženým limitním hodnotám MPC z hlediska ochrany potravního řetězce.
- Z průzkumu podzemních vod vyplývá, že tyto jsou významně kontaminovány arzenem, přibližně jedna třetina odebraných vzorků překračuje pro tento prvek limitní hodnoty pro pitnou vodu. Dále se vyskytují nadlimitní hodnoty v menším počtu případů pro Cd a výjimečně pro Ni. Hodnoceny však byly i zdroje, ze kterých se voda jako pitná nepoužívá.
- Taktéž u povrchových vod z drobných vodotečí (Beránka, Šífovka) bylo zjištěno překročení limitních hodnot pro povrchové vody pro jednu třetinu odebraných vzorků u arzenu, kadmia a zinku. Měď byla analyzována pouze v devíti vzorcích a u všech došlo k překročení limitu.
- Naměřené hodnoty koncentrací Cd, Ni a Pb v ovzduší se pohybují ve všech sektorech zájmového území na úrovních cca o 1 až 2 řády nižších než udávají limitní hodnoty pro roční průměry (hodnoty za jednotlivé kampaně i průměry za tři týdenní kampaně). Pro As jsou ve většině sektorů naměřené hodnoty cca na 1/3 limitních hodnot. K překročení limitní hodnoty došlo pouze v jednom případě u sektoru 3 (Kaňk) ve třetí kampani měření a to včetně povolené tolerance. Limitní hodnota pro TSP (po přepočtu na PM10) byla překročena ve dvou případech ve druhé kampani v sektoru 10 (Nové Dvory).
- Při hodnocení ekosystémových rizik metodou poměru PEC - PNEC je hodnota kritického poměru (rovná 1) nejvíce překračována u arzenu. Pro As je kritická hodnota překročena ve všech sektorech; průměrná hodnota za celé zájmové území je 3,06. Ve srovnání s hodnotou pro ČR jde o patnáctinásobek! Za celé území je kritická hodnota překročena ještě u zinku (1,71) a u mědi (1,15). U obou prvků jsou kritické hodnoty překročeny v sektorech 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9. Pro jednotlivé sektory je dále kritická hodnota překračována pro Cd (sektor 5 a 9) a olovo (sektor 9).
- Jednotlivé prvky je možno podle úrovně ekosystémového rizika hodnotit takto:

- As – velmi vysoké riziko pro všechny sektory, nejvíce pro 3, 4 a 8.
- Cu, Zn – vysoké riziko pro většinu sektorů s výjimkou okrajových 1, 2, 10, 11.
- Cd, Pb – mírně zvýšené riziko pro celou oblast
- Cr, Hg, Ni – bez rizika pro celou oblast (10)

Další studie, zaměřená na výskyt toxických kovů a vliv na zdraví, byla studie Havla, Krahulcové, Hartlové, Stehlíka a Krtilové: „Zdravotní riziko arzenu a dalších toxických látek z vody ze zdrojů využívaných k individuálnímu zásobování pitnou a užitkovou vodou v obci Hlízov a městských částech Kutné Hory, Karlov, Malín a Kaňk“ [11]. Nadlimitní koncentrace arzenu byla zjištěna v 52 studnách (37 %), při čemž maximální koncentrace arsenu dosáhla 402 $\mu\text{g/l}$. V několika případech byl zjištěn i nadlimitní obsah kadmia nebo antimonu převyšujícím 5 $\mu\text{g/l}$. Tuto vodu používalo 319 obyvatel k vaření a 146 i k pití .

Další studie: „Skriningové hodnocení zdravotních rizik školních hřišť v Kutné Hoře“ autorů Volfa, Olšanské a Skácela se zaměřilo na vzorky půd na hřištích. Zdravotní rizika byla zpracována pro kontaminanty As, Cr, Mn, Fe, Asd, Pb, Ti, Ni, Cu, Zn, Sr, Sn, Sb, Mb. Nejvíce toxický As dosáhl max. 540 mg/kg , Pb 340 mg/ . Na základě odhadu zdravotních rizik nebylo možné vyloučit zdravotní riziko pro děti při kontaktu s touto půdou [12].

V roce 2001 v rámci „Screeningové studie Malín“ autorů Stehlíka a Krtilové [13], bylo vyšetřeno 8 % obyvatel Malína za pomoci dotazníku a odběru biologického materiálu. Ze závěrů a zjištěných výsledků vyplývá, že obsah arsenu a kadmia v půdě byl překročen ve všech odebraných vzorcích. Zároveň bylo zřejmé, že v případech vysokého překročení hodnot arsenu v půdě byla současně i zvýšena hodnota kadmia v půdě oproti průměrným hodnotám zjištěným ve studii. Překročené hodnoty arzenu a kadmia ve vodě nekorespondovaly se zjištěnými extrémně zvýšenými hodnotami v půdě, ale ve 45 % vzorků hodnota As ve vodě (používané k pitným a užitkovým účelům) překračovala limit 0,01 mg/l . U pěti obyvatel byly překročeny limity BET pro arsen [13].

Malín byl opět dotčenou lokalitou ke sledování veřejného zdraví v situaci vynucené opravami Malínského železničního mostu v roce 2017. Sledování si vyžádal krajský hygienik, územní pracoviště Kutná Hora, pro období bouracích a destrukčních činností, aby mohlo být monitorováno zdraví obyvatel, žijících v okolí podle požadavku Krajské hygienické stanice. Most, kromě betonu, byl postaven v šedesátých letech z materiálu výsypky dolu na Kaňku. Koncentrace byly zohledněny při hodnocení zdravotní rizika, které bylo závažnější pro dětskou populaci, žijící v těsném sousedství stavby, kdy hazard quotient přesáhl hodnotu 3,2 [14].

Na žádost Krajské hygienické stanice středočeského kraje, územní pracoviště Kutná Hora byla Zdravotním ústavem se sídlem v Ústí nad Labem v roce 2015 provedena studie expozice 39 obyvatel – dobrovolníků - městské části Kutné Hora – Kaňku. Byl proveden odběr a vyšetření biologických materiálu vzorků vlasů a moči obyvatel, produktů pěstitelské a chovatelské činnosti pro vybrané komodity ke zjištění přítomnosti As, Pb, Cd a Sb. 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 [15].

Bylo zjištěno, že vyšetřovaní obyvatelé žijící na Kaňku, byli exponováni anorganickým arsenem, který se nacházel i v rozpustné podobě, procházel organismem a byl vylučován močí. Méně byli obyvatelé exponováni kadmium, antimonu a olovu. Tyto prvky se nacházely v půdě. Arsen pronikal do vnitřního prostředí obydlí v podobě respirabilního aerosolu, jeho obsah byl v aerosolu je 8,8 ng/m³ jako průměrná denní hodnota. US EPA stanovila vnitřní referenční koncentraci arsenu 2 ng/m³. Tato hodnota byla překročena v každém případě měření (z pěti). Obsah kadmia v aerosolových partikulích PM₁₀ byl v průměru 0,6 ng/m³. Průměrná hodnota pro olovo byla 17,2 ng/m³. Antimon byl zjištěn v průměrné koncentraci 1,5 ng/m³.

Arsen byl nalezen i ve vypěstované zelenině a živočišných produktech. Při příjmu těchto potravin dochází u dětí k překročení referenční dávky stanovené US EPA a minimal risk level ATSDR. Nalezené hodnoty arsenu v moči u čtyř osob (10 %) z 39 překračovaly limitní hodnotu používanou pro biologický expoziční test pro pracovníky na rizikovém pracovišti [15].

V roce 2017 - 2018 realizovalo město Kutná Hora další velkou studii, jejíž součástí byla i Prevalenční průřezová studie incidence nemocí a expozice arsenu a kovům v Kaňku [16]. V rámci šetření byly odebrány vlasy a moč 168 obyvatel, dobrovolníků, byly s nimi vyplněné dotazníky, doplňující expozici. U 40 z nich stanovení arsenu v moči převyšovalo 10 µg/g kreatininu, 11 hodnot bylo vyšších, než 95. percentil. Podle interpretace výsledků Centra pro kontrolu nemocí Spojených Států je v takových případech nezbytné najít a vyloučit zdroj arsenu. V šesti domech se vyskytla více než jedna osoba s vyšší hodnotou As v moči. Ve skupině bylo 6 dětí, 3 adolescenti, 3 předškoláci. 28 obyvatel, kteří měli vyšší hodnoty As v moči, zahradničili na Kaňku a svoje produkty spotřebovávali. U 15 obyvatel na pozemku byla šachta, výsypka, obnažená zemina. Obyvatelům byl stanoven i obsah arsenu a dalších prvků ve vlasech, což, na rozdíl od aktuálního vylučování arsenu močí, vypovídá o jeho dlouhodobém příjmu ukládání arsenu ve vlasech. Osm hodnot arsenu překračovalo referenční koncentraci ve vlasech navrženou prof. Benckem – 1 µg/g. Nejvyšší hodnoty arsenu přesahující tuto hodnotu (1,03-5,3 mg/kg) byly nalezeny ve vlasech 5 dětí a tří mužů-zedníků a stavbyvedoucího. Ve vlasech obyvatel bylo stanoveno také olovo, které nepatrně překračovalo referenční hodnotu, navrženou Spěváčkovou v roce 2011 (0,8, proti 0,9 mg/kg)[16].

Kromě uvedených studií, zaměřených na expozici a efekt arsenu, byla provedena i hodnocení zdravotních rizik v rámci posuzování staveb. Na webových stránkách města je mapa s analýzami půdy na obsah arsenu v okolí města.

V roce 2019 byla zpracována KHS, Územní pracoviště Kutná Hora, a poskytnuta Městskému úřadu, „Metodická pomůcka hodnocení zdravotních rizik z půdy ze staré důlní činnosti v Kutné Hoře a okolí“ pro vydávání závazných stanovisek Krajské hygienické stanice Stř. kraje, ÚP Kutná Hora, pro řízení vedená jiným správním úřadem, stanovující preventivní postup, který vyžaduje analýzu půdy, znalost zdroje etc. a hodnocení zdravotního rizika pro investora staveb ve městě. Tento dokument je dostupný na webu MěÚ [17].

V červnu a srpnu t.r. jsme byli požádáni o vytvoření dokumentu, reflektujícího širší spektrum koncentrací kontaminantů, nacházejících se v půdě Kutné Hory a okolí. Práci jsme zpracovali na základě objednávky.

2. Metodika

Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území, stejně jako metodika US EPA, doporučují výběr látek pro identifikaci zdravotního rizika provést až po porovnání výsledků analýz a

limitních hodnot znečišťujících látek uvedených v legislativě. Metodický pokyn doporučuje pro orientační hodnocení zdravotního rizika použít maximální hodnoty pro expoziční scénáře. Vyhlášky a jiné dokumenty, které se týkají kontaminovaných půd, jsou zde:

- Vyhláška č. 238/2011 Sb., o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch [18]
- Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu [19]
- Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady [20]
- Metodický pokyn MŽP „Indikátory znečištění“, 2013 [21]
- Regional Screening Levels ,Generic Tables US EPA – kontaminace půdy v obytném území [22]

Žádná z uvedených vyhlášek se přímo netýká obytného území a zástavby rodinnými domky. Jedině Vyhláška 238/2011 řeší prevenci expozice kontaminovanou zemínou pro děti. Vyhláška chránící zemědělskou půdu se teoreticky může uplatnit na zahrádkách u rodinných domků při pěstování zeleniny. Regional Screening Levels nevycházejí z české legislativy, ale slouží při hodnocení rizik.

Tab. 1: Požadavky české legislativy, indikátory, RSL pro obytné území (mg/kg), zemědělskou půdu a hrací plochy pro děti

Vyhláška	As mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Sb	Cu	Zn
238/2011 Sb.	10	5	60			
153/2016 Sb.	20/15**	30/20**	60/55**	-	60/45**	120/105**
273/2021 Sb.	0,05	0,004	0,05		0,2	0,4
Regional Screening Levels US EPA, Nov 2022	karc dosp. 7.7E-01 ingescce 5.5E+00 kůže dítě nekar 3,5E+1	dítě nekar 7,1E+0	neuve dono	dítě nekar 3,1E+1	dítě nekar 3,1E+3	2,3E+4
Met.pokyn MŽP „Indikátory znečištění“, 2013	*	70	400	31	3100	23000

*V případě arsenu jsou v České republice vzhledem ke geochemickým poměrům v horninovém prostředí běžné vyšší koncentrace než uvedené indikátory znečištění. V takových případech jsou indikací znečištění až koncentrace arsenu překračující hodnoty přírodního pozadí v místně-specifických podmínkách hodnocené lokality

** Běžné půdy/Lehké půdy

Naše hodnocení zdravotních rizik vycházelo z metodiky U.S. EPA, reprodukováno v Metodickém pokynu pro analýzu rizik kontaminovaného území ve Věstníku MŽP ze září 2005, ročník XV, částka 9 a Metodickém pokynu pro analýzu rizik kontaminovaného území ve Věstníku MŽP z roku 2011 [4,5] a vyžaduje následující postup:

- identifikace nebezpečnosti (hazard identification)
- určení vztahu dávka a účinek (evaluation of dose-response)
- hodnocení expozice (exposure characterisation)
- charakterisace rizika (risk characterisation)
- řízení rizika (risk management)
- komunikace rizika (risk communication)

Identifikace zdravotních rizik určí a odůvodní prioritní kontaminanty s ohledem na charakter, míru a rozsah kontaminace a směrem k příjemci, nebezpečí jsou popsána a také případné další rizikové faktory.

Při hodnocení expozice je dána základní charakteristika příjemců rizik, cesty, kterými dochází k expozici a přehled expozičních koncentrací.

Určení vztahu dávky a účinku je základem hodnocení rizika. Jsou uvažovány dva základní typy účinku – 1) prahový a 2) bezprahový, kterým se uplatňují pravděpodobně karcinogenní látky.

Při určování prahu působení u látek nekarcinogenních je vycházeno z nejnižší pozorované poškozující koncentrace (LOAEL), nebo z koncentrace, která nepoškozuje (NOEL), k nim jsou vázány faktory nejistoty, popisující podmínky působení. Jejich použitím dochází ke snižování původně zjištěné koncentrace. Výše dávky je tak nízká, že dokáže přijímaná celoživotně nepoškodit zdraví

Působení karcinogenů se podle hypotézy jejich několikasupňového působení považuje za bezprahové, neexistuje tedy dávka, která by se vznikem nádorového maligního onemocnění nebyla asociována. Působení je spojeno s pravděpodobností, kde účinek je vyjádřen slope factorem a velikostí absorbované dávky.

Hodnocení expozice má dvě strany – exponovanou populaci a poškozující faktor, zde chemickou látku. Jsou využívány reálné expoziční scénáře pro danou populaci, žijící v daném místě.

Charakterizace zdravotního rizika popisuje předcházející uvedený postup a konfrontuje výsledek s únosnou mírou rizika pro danou skupinu populace a pro pravděpodobný účinek. V hodnocení rizika nesmí chybět diskuse nejistot, vycházející z předcházejícího postupu.

Řízení rizika nabídne možná řešení k odstranění rizika nebo jeho snížení na únosnou míru.

Komunikace rizika může uvést způsoby projednání.

1. Identifikace nebezpečnosti

3.1. Arsen CASRN 7440-38-2

Arsen je pevný šedavý kovový prvek, který na volném ovzduší černá. Je nerozpustný ve vodě a toxický po požití. Jeho molekulová váha je 74,92159. Je neesenciální a je široce distribuován v přírodě. Arsen byl užíván jako lék v 19. a na počátku 20. století, ale byl nahrazen před cca 50 lety bezpečnějšími a více účinnými látkami. V životním prostředí je sloučen s kyslíkem, chlorem a sírou v anorganických arsenových sloučeninách. V těle zvířat a v rostlinách je sloučen s uhlíkem a vodíkem ve formě organických sloučenin arsenu (23).

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

Anorganický arsen přirozeného původu je nacházen v půdách a horninách. Na některých místech jsou pozadové koncentrace v horninách dokonce značně vysoké, dosahují hodnot 200 – 900 mg/kg. V půdách kolísají hodnoty od několika miligramů až po procentuelní hodnoty [24]. Predominantní formou je arsen trojmocný a pětímocný. Výsledek tj. oxidační stav, záleží na pH a redox potenciálu [24]. Do atmosféry se arsen se dostává primárně většinou prostřednictvím vysokoteplotních procesů jako trioxid. V atmosféře je vázán na částice, které jsou rozptýleny větry a deponovány na půdu nebo do vody. Arsen se uvolňuje 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, při ochraně dřeva.
- Remobilizací historických zdrojů, jako jsou důlní vody
- Mobilizací do pitných vod z geologických depozit hloubením vrtaných studní [26]

Z biologického a toxikologického hlediska se nejvíce uplatňují tři hlavní skupiny sloučenin arsenu:

- Anorganické sloučeniny
- Organické sloučeniny
- Arsanový plyn [26]

Antropogenní kontaminace v okolí např. dolů, sléváren sekundárních kovů z odpadů, mohou obsahovat i několik gramů arsenu na kilogram. Průměrný obsah arsenu v sedimentech kolísá od 5 – 3000 mg/kg, vyšší hodnoty souvisejí s antropogenní znečištěním [25].

V půdě dochází k reakcím, jako oxidace, redukce, adsorpce, rozpouštění, precipitace a volatilizace arsenu [25].

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 nebo půdy prokazuje většinou vstřebání z 10 %. Absorpce anorganického arsenu u kuřáků 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 %.

Distribuce při všech způsobech příjmu anorganického arsenu se děje do všech tkání a nezávisí na způsobu podání.

Vylučování arsenu bylo studováno na zvířatech i u člověka. 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 monometylarsonová kyselina. Po perorálním podání u člověka po celotělové clearance je poločas pro vyloučení 40 – 60 hodin.

Akutní toxicita arsenu je vysoká. K toxickým projevům včetně úmrtí po ingesci dochází za 30 – 60 minut. Nejnižší popsaná dávka je přibližně 1 mg/kg oxidu arseničného (As_2O_3). Dávka spolu s potravou má opožděný efekt. Převažujícími příznaky jsou příznaky zažívací (zvracení, bolesti břicha, krvácení, průjmy) následované selháváním orgánů [22]. Dalším příznakem otravy je psychóza, difuzní kožní vyrážka, toxické poškození srdce a bezvědomí, hematologické abnormality a renální selhání, postižení dýchání, edém plic se dostaví vždy. Neurologické projevy zahrnují postižení periferních nervů a mozku [24].

Chronická toxicita arsenu – Klinické příznaky 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, jde o hyperpigmentaci a palmární a plantární hyperkeratózy. Současně vzniká zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, postižení periferních cév, dýchacích nemocí, diabetu a neutropenie. Účinná léčba chronické otravy arsenem dosud neexistuje [24]. 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 [25].

Za citlivou populační skupinu můžeme považovat těhotné ženy a kojící matky a děti. Bylo zjištěno, že muži přijímají dávku vyšší, než ženy, a ženy více než děti. Děti do jednoho roku přijímají As přibližně 1,3 $\mu\text{g}/\text{den}$, 4,4 $\mu\text{g}/\text{den}$ děti do 2 let, 9,9 $\mu\text{g}/\text{den}$ je pro 25–30 let starého muže, 10 $\mu\text{g}/\text{den}$ pro 60–65letou ženu, a 13 $\mu\text{g}/\text{den}$ pro 60–65letého muže [23]. Regionální diference závisí na celkovém denním příjmu arsenu a to souvisí s objemem požitých mořských produktů, proto je denní dávka v Japonsku odlišná od evropské. [26] IARC a EPA klasifikovaly anorganický arsen jako prokázaný lidský karcinogen skupiny 1 a skupiny 2A (IARC 1987, NTP 1994).

Pokud dochází ke vstupu perorální cestou, je hlavním efektem nárůst rizika kožních nádorů. Studie indikují také nárůst rizika vnitřních nádorů (játra, močový měchýř, ledviny a plíce). LOAEL pro plicní karcinom u člověka u trojmocného arsenu se významným vznikem plicního nádoru je 0,01 mg/m^3 [26]. U.S. EPA publikovala RFD pro nekarcinogenní působení (hyperpigmentace) 3×10^{-4} $\text{mg}/\text{kg}/\text{d}$ a oral slope factor OSF (SFo) pro celoživotní perorální příjem s důsledkem vzniku kožních nádorů 1,5 per $\text{mg}/\text{kg}/\text{den}$ [27].

Pro hodnocení jsme použili referenční hodnoty stanovené U.S. EPA [27].

Kadmium (CASRN 7440-43-9)

Kadmium je stříbrně lesklý bílý kov o molekulové váze 112,41. Jeho dvojmocné soli zahrnují i látky rozpustné, např. CdCl_2 a CdSO_4 , stejně jako virtuálně nerozpustné soli (siričnan kademnatý, uhličitan kademnatý). Je to široce, ale vzácně rozšířený prvek nacházený v zemské kůře v koncentracích sahajících od 0,1 do 1 ppm, nacházený primárně v asociaci se zinkovými rudami [28].

Z antropogenních zdrojů jsou nejvýznamnější emise ze spalování uhlí a emise z 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 siričny, uhličitan 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 Cd průměrně v hodnotách 0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$ nebo méně. Při

dobýváním neželezných kovů dochází k největšímu znečištění vod kadmiiem. V čistých oblastech se nachází v půdě, vyjádřeno mediánem, v půdě 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.

Kadmium je využíváno při výrobě oceli a umělých hmot. Široké využití kadmia je též při výrobě baterií. Do prostředí je uvolňováno i z odpadů a odpadních vod, ovšem plošné znečištění je způsobováno používáním hnojiv a také z lokálních zdrojů. Ke kontaminaci pitné vody dochází též z pozinkovaných rozvodů vody nebo jejich pozinkovaných těsnění. Potrava je hlavní zdroj denní expozice kadmii. Denní perorální dávka je 10–35 µg [29].

Příjem kadmia potravou spolu s profesionální expozicí je hlavní cestou příjmu pro populaci, komunálním zdrojem je i vyšší příjem kadmia kuřáky při kouření [30].

Vstřebávání kadmia závisí na rozpustnosti sloučeniny, ve které se vyskytuje. Primárně se akumuluje v ledvinách a jeho biologický poločas je 10-35 let. Cílovým orgánem pro toxicitu kadmia jsou ledviny. V člověku se váže na bílkoviny a akumuluje se v parenchymatosech orgánech.

Vylučování ledvinami méně než 5,24 µg kadmia na gram kreatininu není spojeno s navýšeným vylučováním β₂-mikroglobulinu, dietární expozice by mohla tak resultovat v urinární kadmii o koncentraci 5,24 µg/g kreatininu a to je tedy 0,8 µg/kg tělesné hmotnosti na den, a to znamená cca 25 µg/kg tělesné hmotnosti na měsíc [30].

Hlavními příznaky akutní intoxikace kadmiiem je nauzea, vomitus, diarhoe, křeče trávicího ústrojí, bolesti hlavy a intenzivní salivace.

Letální dávka při perorálním příjmu pro člověka je 350 – 8900 mg. Dávka nevyvolávající při takovémto příjmu podání žádný účinek (NOEL) je odhadována na 3 mg [28].

Dlouhodobé expozice kadmii inhalační nebo perorální cestou se obvykle nejprve projeví v poškození ledvin, které jsou kritickým orgánem. Hlavním příznakem je tubulární proteinurie [30]. Ovlivňuje i metabolismus vápníku a z toho vycházející poškození kostí (nemoc itai-itai).

Kadmium se chová jako kumulativní jed s doprovodnými teratogenními účinky. Kadmnaté 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/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 [31].

JEFCA stanovila maximálně přípustnou koncentraci perorálního příjmu provissional tolerable weekly intake 0,007mg/kg/týden [28].

U.S. EPA řadí kadmium do skupiny B1, jako podezřelý karcinogen pro člověka, RFD publikované v tabulce RSL - soil z května 2023, stanovila pro nekarcinogenní působení ve vodě i v dietě 1E-4 mg/kg/den, kdy důkazem poškození je signifikantní proteinurie. Slope faktor pro odhad karcinogenity stanoven není. Jako referenční jsme použili uvedenou hodnotu přijaté dávky [22]. Refereční kožní dávka byla odvozena z dávky perorální pomocí hodnoty vstřebávání podle metodiky [4, 5].

Podle IARC existují dostatečné důkazy pro karcinogenitu kadmia a jeho sloučenin pro člověka. Inhalačně způsobuje plicní nádory a 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 [30].

3.3.Olovo (CASRN - 7439 - 92 -1)

Olovo je v životním prostředí 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 se 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, zdrojem olova je pojídání půdy a olizování špinavých ruček. Taková expozice se zejména dá očekávat u předškolních dětí.

Vdechovaný prach s obsahem olova může představovat pro dospělého 80 % celkem přijatého množství, 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. Zadržené 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 [25].

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 [25].

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 mezi karcinogeny skupiny II B, ale jeho efekt není dosud kvantifikován. Olovo prochází placentární bariérou a může se tak uplatnit ve vývoji plodu [25].

Limitní hodnota pro olovo v aerosolu v ovzduší je stanovena pro roční průměr 500 ng/m³. WHO doporučuje jako guideline pro pitnou vodu 10 µg/l, ale TDI stanovena není. V roce 1999 stanovila JEFCA provizorní týdenní hodnotu PTWI 0,025 mg/kg/hmotnosti, která byla v roce 2011 stažena s odůvodněním, že její naplňování neposkytuje dostatečnou ochranu před poškozením zdraví [29].

K hodnocení jsme použili referenční denní hodnotu odvozenou ze současného doporučení WHO pro pitnou vodu. Toto hodnocení je spojeno s velkou nejistotou stejně jako stanovení limitu pro pitnou vodu [29].

3.4. Měď (CASRN 7440-50-8)

Průměrná hodnota mědi v ovzduší v zemědělských oblastech je od 5 do 20 ng/m³ [33]. Za požadovou hodnotu v zemské kůře se považuje 50 – 60 mg/kg, ale může být i hodnota v půdách a sedimentech až 5000 mg/kg [31].

Zdravotní riziko mědi pro člověka je spojené s nízkou dávkou esenciálního prvku stejně jako s jeho dávkou vysokou. Vztah mezi dávkou – expoziční koncentrací - a rizikem je popsán křivkou tvaru písmene U a zdravotní riziko bude pravděpodobné očekávat jak při koncentracích nízkých, tak vysokých [31]. Přítomnost mědi v životním prostředí na úrovni přijatelné expozice mezi jedinci komunální populace nepůsobuje poškozující zdravotní efekt. Mohou se však vyskytnout jedinci s poruchou homeostázy, kdy se může projevit efekt jak nedostatku, tak toxicity i z expozic v rámci úrovně obecně považované za přijatelnou. Tyto poruchy jsou vázány na genetické nebo získané nemoci [31].

Absorpce mědi se děje nejvíce perorální cestou. Je esenciálním prvkem a její vstřebávání záleží na mnohých faktorech. Popsané údaje o absorpci v zažívacích cestách vykazují 15 – 97 %. Plicní absorpce dýmů a prachu obsahujících měď je rovněž prokázána, absorpční faktor však není znám.

Játra jsou hlavním orgánem pro distribuci, měď je při ukládání vázána většinou na metalothionein. Krví je transportována do svalů a mozku, transport je dobře regulován, protože měď je pro organismus esenciální. Metabolismus spočívá hlavně ve vazbě na ligandy a uvolňování z nich při transportu pomocí vazebných proteinů. Hlavní cestou exkrece mědi z organismu je žluč a u zdravého člověka odchází 70 % mědi stolicí. Genetická onemocnění střádání a transportu mědi jsou známa a jsou charakterizována sníženou biliární exkrecí.

Příznaky chybění mědi jsou opoždění růstu, anemie a poruchy centrálního nervového systému, jsou velmi odlišné od příznaků intoxikace [31]. Klinické příznaky nedostatku mědi u dospělých jsou nalézány u populace zřídka. Dřívější studie prokazovaly suboptimální příjem potravou. V mnohých zemích světa, Americe i Evropě, je přijatá dávka mědi na úrovni 20 % doporučené dávky, avšak zdravotní důsledky se naleznou vzácně.

Děti s nízkou porodní vahou jsou v nebezpečí deficiencie mědi. Časté průjmy jsou jiným rizikem vedoucím k nedostatku a nedostatek také souvisí s malnutricí. Malabsorpční stavy jsou způsobeny průjmy, zkrácením střeva, částečnou gastrektomií, coeliakií, sprue a cystickou fibrózou. Podobně na tom jsou pacienti léčení dlouho intravenózní výživou s absencí mědi [31].

JEFCA publikuje PMTDI (provisional monthly tolerable daily intake) z roku 1982, a to 0,05-0,5 mg/kg /den [32].

Pro hodnocení jsme použili referenční dávku dříve publikovanou v tabulkách Regional Screening Levels, původně stanovenou HEAST - 4E-2 mg/kg/den a v současnosti doporučovanou U.S. EPA [27].

3.5. Antimon (CASRN 7440-30-0)

se nachází přirozeně v siričkových rudách, stibnitu (Sb₂S₃) a valentinitu (Sb₂O₃). V důsledku hydrolyzy 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). Sb₂O₅ je ve vodě rozpustný jen velmi málo [33].

Antimon je nalézán v životním prostředí ve velmi nízkých koncentracích. Koncentrace antimonu ve venkovním ovzduší má rozsah od méně než 1 ng/m³ až do 170 ng/m³ a v blízkosti továren, které konvertují rudy antimonu na kov, nebo oxid antimoničitý, mohou být koncentrace vyšší, než 0,01 mg/m³. 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 ppb. Lidé na pracovištích s antimonem jsou exponováni antimonem dýchací cestou a kožním kontaktem [34].

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 krysách byly pochyby, zda nejde spíše o stařeckou kataraktu u krys, než o projev intoxikace. U profesionálně vysoce exponovaných jsou nalézány plicní nálezy na rtg ve formě granulomatózních opacit, jde o koniózu a inhalační expozice.

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 zažívacích příznacích. Navíc kysličník antimonitý je pravděpodobně karcinogenní pro člověka a v roce 1989 byl zařazen IARC do skupiny 2 B, sirič antimoničitý karcinogenní není a je ve skupině 3.

Antimon se používá při léčbě tropických parazitárních chorob - leishmaniózy a schistosomiózy. Vedlejším efektem této léčby je kardiotoxicita (asi u 9 % pacientů), a pankreatitida, která všeobecně vzniká u HIV pozitivitu a viscerální leishmaniózy v důsledku infekce [35].

Inhalační expozice 9 mg Sb na m³ 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 [35]).

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 μm) 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.

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) [36].

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.

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.

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 (BMDL0,5) pro tolerovatelný denní příjem trioxidu antimonu byl stanoven na 0,86 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tělesné hmotnosti/den. Z této hodnoty je odvozena TDI 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. V roce 2003 WHO revidovala směrnici pro obsah antimonu v pitné vodě (0,02 $\mu\text{g}/\text{l}$), ve které byl navrhnout TDI 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tělesné hmotnosti/den [29].

Referenční koncentrace U.S. EPA pro oxid antimonitý v ovzduší je 0,0002 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a RFD pro antimon přijatý perorálně je 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{den}$. Personální expozici antimonu lze vyhodnocovat z moči, stolice a krve. Referenční dávka (RfD) antimonu je 0,0004 milligramů na kilogram tělesné váhy a je založena na délce života, krevní glukóze a cholesterolu u krysy [34].

Klíčovým elementem pro toxicitu antimonu je jeho chemická forma. Jeví se skutečnost, že z materiálů se uvolňuje antimon v podobě V., oxoanion., který je méně toxický. Subchronická toxicita oxidu antimonitého je nižší, než u tatarátu draselno/ antimonitého, který je více rozpustný. Oxid antimonitý je, pro svoji nízkou biologickou dostupnost, genotoxický pouze v některých in vitro testech, zatímco rozpustné soli trojmocného antimonu jsou genotoxické in vitro i in vivo [34].

IARC uzavřela, že trioxid antimonu je pravděpodobně karcinogenní pro člověka (Skupina 2A) na základě inhalačních studií, trisulfid však karcinogenní není. (Skupina 3). Údaje o perorální karcinogenně antimonu nejsou [36].

3.6. Zinek CASRN 7440-66-6

Zinek se v půdách vyskytuje v rozmezí 17 – 125 mg/kg, průměrný obsah je 50 mg/kg (IRZ, 2019). Desítky mg/kg půdy bývají nalézány v nekontaminované zemině, stovky až tisíce jsou nalézány v průmyslových oblastech, u sléváren Zn a Pb, galvanoven a znečištěných oblastech vůbec. Vyšší koncentrace v ovzduší provázejí automobilovou dopravu na silnicích. Zinek je všudypřítomný a také nezbytný pro člověka. Studie na experimentálních zvířatech potvrdily, že vysoké dávky zinku v potravě způsobují anemii stejně jako nízké dávky mědi v potravě a absorpce železa a také snížení koncentrace enzymů v některých tkáních. Tento efekt se projevuje i při nižších hladinách dietárních expozic zinku zároveň s deficitem mědi. Zinek není teratogenní, neovlivňuje reprodukci u pokusných zvířat. Dobrovolná spotřeba vysokých dávek zinku vzniká suplementací v dietě a při chronické léčbě léky s obsahem solí zinku, např. při podávání insulinu. Lidé s nedostatkem mědi jsou ve významném riziku.

Z farmakologie známe významnou expozici zinku při celotělové aplikaci tekutého pudru se zinkem nebo zinkových mastí na nehojící se rány. Absorpce zinku z diety široce kolísá. Biologická využitelnost může být ovlivněna abnormitami v zažívacím ústrojí, transportem na ligandách, nebo látkami, které interferují s absorpcí zinku. Redukce vstřebávání u člověka i zvířat závisí na obsahu fytiátu v přijímané potravě, zejména v zrnech a zelenině, tvořícími nerozpustný komplex v dolní části střeva [37].

Při expozici a hodnocení zinku musíme, stejně jako u mědi, využít homeostatický model. Zinek je esenciální stopový prvek a může způsobit příznaky svým nedostatkem stejně jako může způsobit příznaky toxicity v případě expozic vyšších, než jsou fyziologické potřeby organismu. Vztah dávky a účinku je

charakterizován U – křivkou, kdy ramena křivky vyjadřují projevy nedostatku, nebo přebytku. Vztah mezi dávkou a aktuálním zdravím závisí na fyziologických předpokladech - homeostáze. Vnější faktory mohou ovlivnit využitelnost zinku při vstřebávání a při využití nebo dokonce interferují s metabolismem zinku a biochemickými procesy v těle, které zinek vyžadují. A tak vztah dávky a účinku nemusí nezbytně být symetrický [37].

V přijatelných úrovních je zinek nezbytný pro různé metabolické procesy, vývoj embrya, celulární diferenciaci a buněčnou proliferaci. Zajišťuje substrát pro expresi genetického potenciálu individua, optimální růst, zdraví, reprodukci a vývoj (WHO, 2004.) Dávky zinku z prostředí v rámci přijatelné dávky nepoškozují obecnou populaci jako celek. Jsou však individua s poruchou homeostázy, kdy se dostaví jak nedostatek, tak vysoký příjem, i když je expozice v přijatelné úrovni. Tyto případy jsou podmíněny geneticky, nebo získanou cestou (WHO, 2004). Lidé jsou exponováni zinku zejména cestou perorální a to potravou, ale k perorální expozici může ve výjimečných případech dojít i nedietárním způsobem. Jisté profesní expozice mohou být nebezpečné [37].

Riziko nedostatku: Zinek je esenciální element. Vliv nedostatku zinku je dobře popsán a je závažný. Zahrnuje porušené neuropsychické funkce, oligospermii, růstovou retardaci, poruchy reprodukce, imunitní poruchy, dermatitis a poruchu hojení zranění. Většina popsáných příznaků je léčitelná náležitým přísunem zinku. Spěváčková et al. v roce 2011 publikovala hodnotu zinku ve vlasech charakterizující dětskou populaci - 150 µg/g vlasů. 41 % dětí ze všech 259 zkoumaných mělo hodnoty nižší. Může jít pravděpodobně o nedostatek zinku, jeho chronické ztráty z důvodů nemoci apod.

Riziko vysokého příjmu: Toxický efekt pro člověka je obvykle nalézán při otravách nebo profesionální expozici inhalací vysokých koncentrací sloučenin zinku, např. z dýmovnic, jako horečka slévačů. Současná hygienická péče tyto excesy redukuje. Nechtěné nebo náhodné požití velkého množství vede k zažívacímu efektu, jako jsou bolesti břicha, zvracení a průjem. V případě dlouhodobé léčby zinkem ve farmakologicky účinných dávkách vede příjem zinku k hematologickým změnám (sideroplastická anemie, leukopenie a hypochromní microcytární anemie), které jsou reversibilní v závislosti na léčbě a na podávání mědi, a jsou významně spojeny se zinkem indukovaným nedostatkem mědi. Vysoké dávky zinku mohou ovlivnit homeostázu jiných nezbytných prvků. Např. slabý vliv zinku na využití mědi se může dostavit dokonce v hodnotách zinku blízkých doporučovaným denním dávkám od 15 mg/den a do cca 50 mg/den [37].

JEFCA stanovila PMTDI pro zinek v roce 1982 0,3 – 1 mg/kg, WHO v roce 2017 publikovala PMTDI 1 mg/kg/den [37].

Publikovanou hodnotou RfD v tabulkách Regional screening levels – Generic tables U.S. EPA je 3E-1 mg/kg/d, tu jsme použili k hodnocení rizik [22].

Dávka/Účinek

Tab. 2: Referenční hodnoty a efekt arsenu a kovů, faktory vstřebávání, slope faktor

kontaminant	CASRN	RFD oral	RFD derm	ABS derm	GI abs	SF oral	SF derm	efekt	zdroj
		mg/kg/den				per mg/kg/d			
arsen	7440-38-2	3,00E-04	3,00E-04	0,03	1	1,5E+00	1,5E+0	hyperpigmentace., keratinizace, poškození cévní..	IRIS
cadmium	7440-43-9	1,00E-04	2,50E-06	0,001	0,025			signifikantní proteinurie	RSL, May 2023
*olovo	7439-92-1	0,0003333	3,33E-04	0,001	1			krev, neurologie, oběh	* WHO
antimon metalický	7440-36-0	4,0E-04	6,00E-05	0,001	0,15			krev, glukóza, cholesterol	IRIS
**měď	7440-50-8	4,00E-02	4,00E-02	0,001	1			játra, ledviny, nervová soustava	HEAST, EPA
zinek	7440-66-6	3,0E-01	3,00E-01	0,001	1			hematologie	IRIS

* Rfd odvozena z guideline pro pitnou vodu pro olovo 0,010 mg/l WHO Guidelines for drinking water quality, 2022

GI abs - Regional Screening Levels U.S. EPA, May2023

** Recommended RFD, odvozená U.S. EPA z limitu pro pitnou vodu

Vztah dávky a účinku pro naše hodnocení je čerpán z odborných metodických publikací, nejčastěji z databáze U.S. EPA – IRIS, z Regional Screening Levels US Environmental Protection Agency. Referenční hodnota pro perorální příjem Pb byla odvozena z doporučené hodnoty pro pitnou vodu, publikované v Guidelines for drinking water quality, 4th edition WHO. Provedli jsme výpočet denní dávky Pb na základě přepočtem spotřeby 2 l pitné vody denně na hmotnost průměrného WHO člověka (60 kg). Pro hodnocení karcinogenního rizika arsenu jsme využili SF, slope factor, publikovaný U.S. EPA v databázi IRIS – 1,5/mg/kg/den přijaté dávky.

Tab. 3: Zařazení As, Cd, Pb, Sb podle karcinogenity (IARC)

	CASRN	IARC	karcinom
Arsen	7440-38-2	1	kůže, moč. měchýř, plíce, prostata, ledviny
Kadmium	7440-43-9	1	plíce
Olovo	7439-92-1	2 B	plíce, hlava, krk
Antimon (oxid antimonitý)	7440-36-0	2 A	plíce

5. Hodnocení expozice

Hodnoty koncentrací k hodnocení expozice byly voleny kompromisně na základě návrhu odborníků Krajské hygienické stanice Středočeského kraje a dosavadních známých výsledků odběrů půd v Kutné Hoře tak, aby bylo možno vytvořit škálu dat, ke kterým by mohly být přiřazeny hodnoty odpovídajících hazard quotientů vyjadřujících dlouhodobé nekarzinogenní riziko. Totéž jsme provedli pro hodnocení rizika karcinogenity arsenu. Inspiraci jsme našli také v mapě na webu územního plánu města Kutné Hory, kde byla data o kontaminaci vyjádřena geograficky.

Hodnocení expozice vyžaduje popis exponovaných skupin, včetně senzitivních. Dále scénář expozice, představující zdroj toxických látek, medium, ve kterém se látky nacházejí, transport a kontakt s příjemci rizik, cestu vstupu do organismu. Celkový počet exponovaných a velikost populačních skupin nebyly určeny.

Příjemci rizik:

1. Příjemci rizik jsou dospělí obyvatelé, kteří v místě dlouhodobě žijí a budou se zde trvale zdržovat
2. Další populační skupinou jsou pracovníci, kteří budou vykonávat stavební práce
3. Nejcitlivější skupinou jsou děti, které zde budou žít, nebo dlouhodobě žijí

Reálné expoziční scénáře, které jsme volili, patřily

- trvale bydlícímu dospělému,
- trvale bydlícímu dítěti ve věku 1-6 let a
- manuálně dlouhodobě pracujícím po dobu jednoho roku

Expoziční cestou, kterou jsme hodnotili, byla

- cesta alimentární (neúmyslné požití) a
- cesta dermální (kožní).

Počet exponovaných pro výpočet stanoven nebyl, takže nebylo možno stanovit populační riziko ani únosnou míru.

Výše hodnocených koncentrací arsenu v půdě byla od 50 – 20 000 mg/kg, u olova od 10 – 3000, u kadmia 2-20, u antimonu 2-200, u zinku 50-2000 a u mědi 50-1500 mg/kg. Expoziční koncentrace byly zjištěny výpočtem podle vzorců pro reálné scénáře dlouhodobého příjmu kontaminantů.

Hodnocení expozice pro odhad rizika náhodné ingesce kontaminované zeminy nebo prachu jsme vypočetli následujícím způsobem podle vzorce, publikovaného v Metodickém návodu pro hodnocení rizik z Věstníku MŽP [4, 5]:

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

ADD... průměrná denní dávka, chronický denní příjem (mg.kg-1.den-1)

LADD... celoživotní průměrná denní dávka (karzinogenní)

CS... koncentrace kontaminantu v zemině (mg.kg-1)

IR... množství požití zeminy za den (mg.den-1)

MUDr. Eva Rychlíková, Ph.D.: Hodnocení zdravotního rizika kontaminace půdy v Kutné Hoře podle požadavků KHS Středočeského kraje, srpen-září 2023

CF... konverzní faktor pro přepočítání jednotek kg a mg (10^{-6} kg.mg⁻¹)

FI ...podíl požití z kontaminovaných zdrojů (0 – 1, bezrozměrný)

EF ...frekvence expozice (den.rok⁻¹)

ED ...trvání expozice (rok)

BW... hmotnost těla (kg)-70kg

AT ...doba průměrování (den)

pro... nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok⁻¹

pro... karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok⁻¹

Pracovníci při stavbě nebo sanaci:

IR... obvyklé množství požití z kontaminované zeminy dospělí: 50 – 480 mg.den, v našem případě použita vyšší hodnota.

EF frekvence expozice: specificky podle charakteru prací, obvykle první desítky dní.rok⁻¹ při nárazových výkopových pracích (nejčastěji 20 dní.rok⁻¹), v našem případě jsme použili fond pracovní doby v roce 2022 ve dnech (253), respektovali jsme 8 hod. pracovní dobu

ED... celoživotní expozice: 70 let, předpoklad běžné expozice při sanačních pracích: 1 rok

Obyvatelé -/děti – nezáměrná ingesce

IR...děti 100 - 200 mg zeminy/den, zde použito 200 mg

IR...dospělí venku 50 - 480 mg/den , zde 100 mg

FI...0-1 koeficient, požitá zemina

CF... 10^{-6} kg*mg

EF...expozice obvyklá – 274 dní doma, 43dní zahrada, počítali jsme 365 dní

EF...děti venku - 130 - 152 dní, počítali jsme 365 dní

EF...rekreace = 45 - 75 dní, nepoužili jsme

ED...celoživotní je 70 let

ED...prům. jedno místo dospělého v našem případě 30 let

ED...děti prům. 3 roky. Celoživotně 6

IR...požitý prach 50 - 100 (2,5 let), 1-6 3

IR...požitý prach dospělí doma 0,56

mg/den, půda, sklep 110 mg/den, expozici prachu a zemině jsme nerozlišovali

IR...požitý prach půda sklep 110 mg/den

Hodnocení zdravotního rizika kontaminace prostřednictvím dermálního kontaktu se zeminou nebo prachem jsme vypočetli následujícím způsobem:

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

ADD/LADD ...průměrná denní / celoživotní denní absorbovaná dávka (mg.kg-1.den-1)

CS... koncentrace kontaminantu v zemině (mg.kg-1)

CF... konverzní faktor pro přepočítání kg a mg (10 – 6 kg.mg-1)

SA ...exponovaný povrch kůže (cm2.den-1 eventuálně cm2.případ-1)

AF... adhezní faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla (mg.cm-2)

ABSd... dermální absorpční faktor (0 až 1, bezrozměrný)

EF... frekvence expozice (den.rok-1 eventuálně případ.rok-1)

ED... trvání expozice (rok)

BW... váha těla (kg)

AT... doba průměrování (den)

Pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok-1 , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok-1

b) Zaměstnanci –dermální kontakt se zeminou při zemních, případně sanačních pracích

CF... konverzní faktor pro přepočítání kg a mg: 10 – 6 kg.mg-1

SA... obvykle je předpokládán kontakt s odkrytými částmi těla: hlava + předloktí + ruce + nohy od kolen (celkem průměrně 5 700 cm²) , v případě průmyslového a obchodního využití území je doporučeno používat hodnotu 3 300 cm² (EPA, 2004). Použili jsme průměrnou hodnotu.

AF... adhezní faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla, např. pro kontakt rukou s běžnou orníci jsme dle doporučení EPA použili průměrnou hodnotu 0,2 mg.cm-2

ABSd... dermální absorpční faktor – specifická hodnota pro jednotlivé chemikálie, nejsou-li dostupné informace, je doporučeno používat konzervativní odhady a kvalitativní hodnocení; doporučené hodnoty pro vybrané kontaminanty jsou uvedeny v tabulce 4.3 převzaté z EPA (tab. 3-4, 2004), případně v databázích uvedených v příloze č. 7 (RAIS, 2003)

EF... frekvence: specificky podle charakteru prací obvykle první desítky dní.rok-1 při nárazových výkopových pracích (580 dní)

ED... celoživotní expozice: 70 let

BW... průměrná váha dospělý: 70 kg

Pro dermální kontakt arsenu jsme použili absorpční koeficient 0,03 stanovený Westerem et al., 1993, a publikovaný U.S. EPA a ve Věstnicích MŽP, pro ostatní prvky 0,001.

Obyvatelé -/děti

CS...koncentrace v zemině

CF...konverzní faktor

SA...exp. povrch kůže -děti 2800, dospělí 5700cm²

AF...adherenční faktor děti 0,04-0,2, dospělí 0,01-0,07

mg/cm²

ABS d...dermální absorpční faktor

EF...frekvence expozice/rok, obvykle 274 dní

ED...trvání expozice v letech, celoživotní 70 let, roky ve dnech

BW...váha těla 70 kg

AT...doba průměrování ve dnech nekarc EDx365; karc 70x365

Tab. 4: Doporučené hodnoty ABSd pro dermální kontakt se zeminou (EPA, 2004)

prvek	ABS dospělí	Reference
Arsen	0,03	Wester, et al. (1993a)
Kadmium	0,001	Wester, et al. (1993a)
Olovo	0,001	doporučení EPA , 1998

4.Charakterisace rizika a hodnocení nejistot

Tento proces shrnuje předcházející body vyhodnocení a vyjadřuje se k pravděpodobnému odhadu výsledků. K hodnocení je nezbytné použít referenční koncentrace, které jsou stanoveny tak, aby přijímány po dobu dlouhodobé expozice, člověka nepoškodí. Takto získaný poměr, hazard quocient vyjadřuje míru rizika pro nekarcinogenní působení.

Při tomto stupni hodnocení si připomeneme, že konečným výstupem je porovnání expoziční dávky HQ, vypočtené podle vzorce pro reálnou expozici porovnáním s dávkou referenční, tj. takovou, která po dobu expozice nezpůsobí žádné onemocnění. Pravděpodobná existence rizika nekarcinogenního poškození bude u $HQ > 1$. Při $HQ > 5$, zde je nutné riziko odstranit, nebo snížit na únosnou hodnotu.

U hodnocení karcinogenních látek využíváme SF, slope factor, kterým je směrnice přímky vyjadřující pravděpodobnost onemocnění nádorem při celoživotní expozici karcinogenem 1 mg/kg/den,

popř. ng/kg/den. Expoziční dávka je násobená slope faktorem nebo může být použito exponenciálního vzorce. Za přijatelnou míru rizika karcinogenity jsou považovány tyto hodnoty ELCR:

- $1 \cdot 10^{-6}$ (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z milionu) při hodnocení regionálních vlivů – obvykle nad 100 ohrožených osob,
- $1 \cdot 10^{-5}$ (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka ze 100 000) při hodnocení lokálních vlivů – řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami,
- $1 \cdot 10^{-4}$ (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z 10 000) při hodnocení jednotlivců do deseti osob.

Zdravotní riziko nekarcinogenního působení arsenu je odhadnuto v následující tabulce. Referenční hodnoty jsou uvedeny v mg/kg/den

Tab. 5: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení arsenu pro dospělého obyvatele

obsah As v půdě mg/kg	dospělý obyvateľ	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,24	0,03
100	0,48	0,06
500	2,38	0,29
1000	4,76	0,57
5000	23,81	2,85
10000	47,62	5,70
15000	71,43	8,55
20000	95,24	11,40

RFD 0,0003 (U.S. EPA IRIS)

Tab. 6: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení arsenu pro dítě 1-6 leté

obsah As v půdě mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	2,22	0,19
100	4,44	0,37
500	22,22	1,87
1000	44,44	3,73
5000	222,22	18,67
10000	444,44	37,33
15000	666,67	56,00
20000	888,89	74,67

RFD 0,0003 (U.S. EPA IRIS)

Tab. 7: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení arsenu pro pracovníka na stavbě, sanaci

obsah As v půdě mg/kg	pracovník	
	koeficient	koeficient
	nebezpečnosti z náhodného požití	nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,26	0,004
100	0,53	0,008
500	2,64	0,038
1000	5,28	0,076
5000	26,41	0,381
10000	52,81	0,762
15000	79,22	1,144
20000	105,62	1,525

RFD 0,0003 (U.S. EPA IRIS)

Arsen je významně toxická látka a uplatňuje se zejména při chronické expozici, navíc dlouhodobě může působit bezprahově a karcinogenně. Převažujícími příznaky jsou příznaky akutního postižení a zažívací příznaky (zvracení, bolesti břicha, krvácení, průjmy), následované selháváním orgánů [22]. Dalším příznakem otravy je psychóza, difuzní kožní vyrážka, toxické poškození srdce a bezvědomí, hematologické abnormality a renální selhání, postižení dýchání, edém plic se dostaví vždy. Neurologické projevy zahrnují postižení periferních nervů a mozku [24]. – Klinické příznaky chronické intoxikace 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. Kožní změny jsou nejčastěji hyperpigmentace a palmární nebo plantární hyperkeratózy. Jsou provázeny zvýšeným rizikem kardiovaskulárních onemocnění, postižením periferních cév, dýchacími nemocemi, diabetem a neutropenií.

Referenční dávka pro příjem per os a pro nekarcinogenní působení, kterým je hyperpigmentace, hyperkeratózy a postižení cév, stanovená U.S. EPA, je velmi nízká, $3E-4$ mg/kg/den. Slope factor, používaný pro hodnocení nekarcinogenního účinku arsenu, který je přijímán per os, je 1,5 per/mg/kg/den. Onemocněním, které pravděpodobně může vzniknout, je karcinom kůže, ale také nádory dalších orgánů. Nejvíce exponovanou skupinou jsou děti, což je ovlivněno jejich způsobem života, jsou také senzitivní populační skupinou pro nezralost metabolického systému, zranitelná vývojová období a další.

U dospělého se prahové dlouhodobé působení na základě nezáměrného požití, pravděpodobně může projevovat při kontaminaci půdy nižší, než 500 mg/kg a vyšší, než 100 mg/kg. Předpokladem je uvolňování arsenu na základě rozpustnosti sloučeniny, ve které se nachází a tak umožnění jeho příjmu a vstřebávání. Při kožním příjmu u dospělého je pravděpodobně závažnou kontaminací půdy hodnota vyšší, než 1000 mg/kg.

Dítě je ohroženo daleko více, než dospělý člověk nejen nezralostí organismu, vývojovými okénky, ale i objevitelským životním stylem. Pro dítě je při příjmu zažívací cestou vysokou hodnotou As již 50 mg/kg,

kdyby došlo pouze ke kožní expozici, pak méně, než 500 mg/kg. Na místě je respektovat hodnotu kontaminace půdy As, publikovanou ve Vyhlášce 238/2011, a to 10 mg/kg.

Dospělý pracovník na stavbě, nebo při sanaci, bude-li pracovat dlouhodobě, je vystaven riziku vyššímu, než dospělý obyvatel. Při nezáměrném požití, pravděpodobně může dospět k riziku vyššímu, než $HQ=1$ při kontaminaci půdy nižší, než 500 mg/kg a vyšší, než 100 mg/kg. Předpokladem je, že bude pracovat 8 hodin denně, bude mít volné weekendy a odpracuje 253 dní v roce (fond pracovní doby v roce 2022) a bude vybaven osobními ochrannými pomůckami. To je v každém případě povinnosti zaměstnavatele a při hodnocení je s tím počítáno, jak požaduje metodika.

Tab. 8: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení olova pro dospělého obyvatele

obsah Pb v půdě mg/kg	dospělý obyvatel	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
10	0,04	0,00
100	0,43	0,02
500	2,15	0,09
1000	4,29	0,17
1500	6,44	0,26
2000	8,58	0,34
2500	10,73	0,43
3000	12,87	0,51

RFD 0,0003 odvozena z guideline WHO pro pitnou vodu

RFDd vypočtena pro GIT vstřebávání 10%(WHO AQG)

Tab. 9: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení olova pro dítě 1-6 leté

obsah Pb v půdě mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
10	0,40	0,00
100	4,00	0,02
500	20,02	0,12
1000	40,04	0,25
1500	60,06	0,37
2000	80,08	0,50
2500	100,10	0,62
3000	120,12	0,75

RFD 0,0003 odvozena z guideline WHO pro pitnou vodu

RFDd vypočtena pro GIT vstřebávání 50%(WHO,AQG)

Tab. 10: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení olova pro pracovníka na stavbě, sanaci

obsah Pb v půdě mg/kg	pracovník	
	koeficient	koeficient
	nebezpečnosti z náhodného požití	nebezpečnosti z přijetí kůží
10	0,05	0,000
100	0,48	0,002
500	2,38	0,011
1000	4,76	0,023
1500	7,14	0,034
2000	9,52	0,046
2500	11,89	0,057
3000	14,27	0,069

RFD 0,0003 odvozena z guideline WHO pro pitnou vodu

RFDd vypočtena pro GIT vstřebávání 10%(WHO AQG)

Olovo je toxickou látkou způsobující významné neurologické a hematologické příznaky, příjem v dětství znamená postižení na celý život, příjem těhotnou matkou může způsobit postižení plodu. Ve vysokých koncentracích postihuje centrální nervový systém a mozek a může při těžkém postižení způsobit koma, konvulzi a dokonce úmrtí. Současný nízký příjem proteinů zhoršuje postižení olovem u dětí. Codex alimentarius, pro který jsou stanovovány přijatelné denní dávky, informuje, že neexistuje koncentrace olova, která by představovala práh působení. Není ani koncentrace, nebo dávka, referenční. WHO stanovila provisional guideline pro olovo 10 µg/l z hlediska analytického, pro naše hodnocení jsme z tohoto prozatímního doporučení odvodili denní dávku pro náš výpočet. Nemůžeme potvrdit, že takto stanovená „referenční“ dávka (0,00033 mg/kg/d) je bezpečná. Dermální referenční dávku jsme odvodili z referenční dávky perorální použitím procenta vstřebávání v zažívacím traktu, publikovaném v Ambient Quality Guidelines WHO z roku 1987 (dítě 50 %, dospělý 10 %).

Při perorálním neúmyslném příjmu pro dospělého pak by hodnota kontaminace k dosažení HQ=1 by byla mezi 100 – 500 mg/kg. Vzhledem k tomu, že olovo kontaminující půdu špatně prostupuje kůží, je kožní expozice a s ní spojené riziko pro dospělého minimální. U dítěte je perorální cesta expozice nejvíce nebezpečná. Pro dítě je koncentrace v půdě s obsahem vyšším, než 10 mg/kg, nebezpečná, i když bezpečná není ani stanovená referenční hodnota. Příjem kůží je u dítěte spojen s menším rizikem, které ale k celkové dávce olova přispívá, a i této expozici by mělo být zamezeno.

Při expozici pracovníka při osmihodinové pracovní době a počtu pracovních dní v kontaminovaném prostředí, je povinností používat osobní ochranné pomůcky. S tím počítá i EPA v doporučeních k použití vzorce reálné expozice. Riziko pro pracovníka je nepatrně vyšší, než pro dospělého obyvatele. Nicméně obsah olova v půdě vyšší, než 500 mg/kg už znamená vyšší hazard quotient, než 1. Dávka přijatá kůží vede k nízkému riziku pro pracovníka.

Tab. 11: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení kadmia pro dospělého obyvatele

obsah Cd v půdě mg/kg	dospělý obyvateľ	
	koeficient	koeficient
	nebezpečnosti z náhodného požití	nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,03	0,00
5	0,07	0,01
7	0,10	0,02
10	0,14	0,02
13	0,19	0,03
15	0,21	0,03
18	0,26	0,04
20	0,29	0,05

RFD 1E-4, Regional screening levels, May 2023

Tab. 12: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení kadmia pro dítě 1-6 leté

obsah Cd v půdě mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient	koeficient
	nebezpečnosti z náhodného požití	nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,27	0,03
5	0,67	0,07
7	0,93	0,10
10	1,33	0,15
13	1,73	0,19
15	2,00	0,22
18	2,40	0,27
20	2,67	0,30

RFD 1E-4, Regional screening levels, May 2023

Tab. 13: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení kadmia pro pracovníka na stavbě, sanaci

obsah Cd Cd v půdě mg/kg	pracovník	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,03	0,001
5	0,08	0,002
7	0,11	0,002
10	0,16	0,003
13	0,21	0,004
15	0,24	0,005
18	0,29	0,005
20	0,32	0,006

RFD 1E-4, Regional screening levels, May 2023

Kadmium, pokud bude v koncentracích 2–20 mg/kg při neúmyslném požití i při kožní expozici nebude přinášet významné zdravotní riziko pro dospělé osoby, pro obyvatele ani pro pracovníka na stavbě či sanaci. U dítěte bude perorální příjem půdy s obsahem 10 mg/kg a výše znamenat existenci zdravotního rizika převyšující HQ=1. Příjem kadmia kůží u dítěte bude přinášet riziko, ale nízké. V případě expozice pracovníka bude zdravotní riziko nekarcinogenního působení kadmia v setinách až desetinách HQ, v případě kožní expozice ještě nižší. Může se uplatnit v mixu znečištění, kterému jsou obывatelé vystaveni.

Karcinogenita nebyla hodnocena, přestože je Cd podezřelý karcinogen a jeho oxid byl přerazen do kategorie IARC 2 A. Kadmium nemá stanovený slope factor se který charakterizuje příjem znečištění.

Tab. 14: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení antimonu pro dospělého obyvatele

obsah Sb v půdě mg/kg	dospělý obывatel	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,01	0,00
5	0,02	0,00
10	0,04	0,00
20	0,07	0,00
30	0,11	0,00
50	0,18	0,00
100	0,36	0,01
200	0,71	0,02

RFD 4E-4, IRIS US.EPA

Tab. 15: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení antimonu pro dítě 1-6 leté

obsah Sb v půdě mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,07	0,001
5	0,17	0,003
10	0,33	0,006
20	0,67	0,012
30	1,00	0,019
50	1,67	0,031
100	3,33	0,062
200	6,67	0,124

RFD 4E-4,IRIS US.EPA

Tab. 16: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení antimonu pro pracovníka na stavbě, sanaci

obsah Sb v půdě mg/kg	pracovník	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
2	0,01	0,0000
5	0,02	0,0001
10	0,04	0,0001
20	0,08	0,0003
30	0,12	0,0004
50	0,20	0,0006
100	0,40	0,0013
200	0,79	0,0025

RFD 4E-4,IRIS US.EPA

Antimon v koncentracích v půdě 2–200 mg/kg nebude pravděpodobně přinášet dospělým obyvatelům ani nezáměrným perorálním příjmem, ani kožní cestou, vysoké riziko, senzitivní skupina dětí však bude vystavena riziku při obsahu antimonu více, než 30 mg/kg v půdě, kožní cesta s ní spojené riziko se uplatní u dětí nepatrně. Dospělí pracovníci budou vystaveni jak perorálním příjmem, tak cestou kožní, riziku minimálnímu, při perorálním příjmu v desetinách HQ. Ve směsi znečištění se však antimon může uplatnit.

Tab. 17: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení zinku pro dospělého obyvatele

Zn v půdě v mg/kg	dospělý obyvateľ	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,00	0,0
150	0,00	0,0
500	0,00	0,0
1000	0,00	0,0
1500	0,01	0,0
2000	0,01	0,0

RFD 3E-1, Regional screening levels, U.S.
EPA

Tab. 18: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení zinku pro dítě 1-6 leté

Zn v půdě v mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,00	0,0
150	0,01	0,0
500	0,02	0,0
1000	0,04	0,0
1500	0,07	0,0
2000	0,09	0,0

RFD 3E-1, Regional screening levels, U.S. EPA

Tab. 19: Zdravotní riziko nekarcinogenního působení zinku pro pracovníka na stavbě, sanaci

Zn v půdě v mg/kg	pracovník	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,000	0,0000
150	0,001	0,0
500	0,003	0,0
1000	0,005	0,0
1500	0,008	0,0
2000	0,011	0,0

Zinek a měď mají speciální postavení mezi kontaminanty půdy v Kutné Hoře, jsou pro lidský organismus nezbytné, jejich toxicita závisí také na jejich současném příjmu, odpovídají za významné metabolické cesty. Nedostatek obou kovů může přinášet potíže lidskému zdraví. Námi hodnocený hazard quotient pro dospělého i pracovníka při přijetí per os dosahoval hodnot tisícín až setin, při kožním příjmu ještě řádově méně. Relativně nejvyššímu riziku byly vystaveny děti perorálním příjmem, a to v setinách, při extrémní expozici v desetínách (1500 mg/kg pro Cu).

Tab. 20: Zdravotní riziko dlouhodobého působení mědi pro dospělého obyvatele

Měď v půdě v mg/kg	dospělý obyvateľ	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
50	0,0018	0,0000
100	0,0036	0,0000
150	0,0054	0,0000
200	0,0071	0,0000
500	0,0179	0,0001
1500	0,0536	0,0002

RFD 4E-2, Regional screening levels,
HEAST

Tab. 21: Zdravotní riziko dlouhodobého působení mědi pro dítě 1-6leté

Měď v půdě v mg/kg	dítě 1-6 let	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
	50	0,02
100	0,03	0,0001
150	0,05	0,0001
200	0,07	0,0002
500	0,17	0,0005
1500	0,50	0,0014

RFD 4E-2, Regional screening levels,
HEAST

Tab. 22: Zdravotní riziko dlouhodobého působení mědi pro pracovníka na stavbě, sanaci

Měď v půdě v mg/kg	pracovník	
	koeficient nebezpečnosti z náhodného požití	koeficient nebezpečnosti z přijetí kůží
	50	0,002
100	0,004	0,00000
150	0,006	0,00000
200	0,008	0,00000
500	0,020	0,00001
1500	0,059	0,00003

RFD 4E-2, Regional screening levels, HEAST

Kožní referenční dávku pro výpočet rizika při příjmu kůží pro zinek i pro měď jsme neodvozovali, použili jsme hodnotu referenční dávky pro vstřebávání v zažívacím traktu U.S. EPA v Regional Screening Levels uvádí vstřebávání stoprocentní, koeficient = 1 jak pro zinek, tak pro měď [22].

Nezabývali jsme se působením směsi prvků, podle koncentrace kontaminantu lze konečný sumární hazard quotient mixu odvodit podle reality sečtením hazard quotientů pro každou látku. Rozdíly v odhadech jsou řádově odlišné.

Hodnocení karcinogenního působení arсенu. Arsen je zde prioritní karcinogenní znečišťující látka. Ve směsi, které jsou vystaveni obyvatelé Kutné hory na kontaminovaných místech, se mohou vyskytovat další karcinogenní látky - Cd, Pb, Sb. Jejich zařazení mezi karcinogenní látky podle mezinárodní agentury pro

výzkum rakoviny v Lyonu IARC je v tabulce 3. Hodnocení jsme provedli pouze pro arsen, ostatní karcinogeny nemají stanoveny slope factor, prokazující karcinogenní potenciál. Expozice je zde předpokládána celoživotní, exponovanými skupinami populace jsou trvale bydlící obyvatelé, děti 1-6 leté, a pracovníci na stavbě, kteří přicházejí do styku s kontaminovanou zemínou po určitou dobu.

Dospělí obyvatelé jsou vystaveni karcinogennímu zdravotnímu riziku pocházejícímu z nechtěného příjmu zaživačím traktem vždy vyššímu, než jedno aditivní onemocnění nádorem na milion, příjem kontaminantu arsenu kůži přináší riziko o řád nižší.

U dětí je riziko vyšší, kožní příjem přináší rovněž nižší zdravotní riziko, podobně, jako u dospělých.

Skupina pracovníků s půdou sice přijímá vyšší množství arsenu per os, ale předpokládaným obdobím, kdy k tomu bude docházet, je pouze jeden rok, osm hodin denně a 253 dní v roce, je to tedy nejkratší expozice ze všech populačních skupin.

Tab. 23: Karcinogenní zdravotní riziko z expozice arsenem pro dospělého obyvatele (ELCR)

	dospělý obyvateľ	
obsah	pravděpodobnost	pravděpodobnost
As v	onemocnění	onemocnění
půdě	nádorem	nádorem
mg/kg	z náhodného požití	kožní cestou
50	0,00004	0,00000
100	0,00007	0,00001
500	0,00037	0,00004
1000	0,00073	0,00009
5000	0,00367	0,00044
10000	0,00735	0,00088
15000	0,01102	0,00132
20000	0,01469	0,00176

Slope factor = 1,5 per mg/kg/den

Tab. 24: Karcinogenní zdravotní riziko z expozice As pro dítě 1-6 let

	dítě 1-6 let	
obsah	pravděpodobnost	pravděpodobnost
As v	onemocnění	onemocnění
půdě	nádorem	nádorem
mg/kg	z náhodného požití	kožní cestou
50	0,00004	0,00000
100	0,00009	0,00001
500	0,00043	0,00004
1000	0,00086	0,00007
5000	0,00429	0,00036
10000	0,00857	0,00072
15000	0,01286	0,00108

20000	0,01714	0,00144
-------	---------	---------

Slope factor = 1,5 per mg/kg/den

Tab. 25: Karcinogenní zdravotní riziko z expozice arsenem pro pracovníka (ELCR)

	pracovník	
obsah	pravděpodobnost	pravděpodobnost
As v půdě	onemocnění nádorem	onemocnění nádorem
mg/kg	z náhodného požití	kožní cestou
50	0,000002	0,000000
100	0,000003	0,000000
500	0,000017	0,000000
1000	0,000034	0,000000
5000	0,000170	0,000002
10000	0,000340	0,000005
15000	0,000509	0,000007
20000	0,000679	0,000010

Slope factor = 1,5 per mg/kg/den

Riziko karcinogenity je přítomno při jakékoli koncentraci v půdě, protože je předpokládán bezprahový karcinogenní efekt. Pro výpočet jsme předpokládali u trvalých obyvatel a dětí denní expozici kontaminantům, je to tedy expozice maximální. Protože jsme v minulých letech prokázali, že kontaminace z pozemků, je zanášena i do vnitřních prostor domovů, máme k tomuto postupu důvod [16].

Bezprahové karcinogenní působení arsenu se může uplatnit více u dětí. Individuální neúnosná míra rizika je přítomna vždy. Děti jsou považovány za senzitivní skupinu i v případě expozice karcinogenům. Mutageny, poškozující DNA, kam patří i arsen, mohou způsobit její ireversibilní změny, mohou způsobit tedy větší změny v časném životě oproti pozdější životní expozici. Karcinogenní riziko onemocnění dítěte může způsobit i transplacentární expozice za těhotenství matky, kterou ale v hodnocení rizika neprovádíme.

Použitý expoziční vzorec nemusí odpovídat realitě. Pokud se obyvatelé budou pohybovat během dne v různých místech města s různými kontaminacemi, bude jejich expozice jiná a bude se vzájemně lišit. Obyvatelé Kutné Hory jsou vystaveni nejen jedinému kontaminantu, ale pravděpodobně celé směsi a to možná i každý v jiném poměru. Také je známo, že vyšší příjem půdy perorální cestou, mohou mít děti s určitými poruchami (pica) a požívání zeminy je při tom příznakem nemoci.

Společná expozice toxickým a esenciálním kovům může také měnit biologický efekt a expozici organismu, kde má mnohé role na buněčné úrovni metalothionein. Metalothioneiny jsou proteiny vážící jak prvky nezbytné (Zn, Cu), tak toxické (Pb, Cd, Hg) a jejich tvorba je podmíněna geneticky. Mohou hrát roli v příjmu mixu environmentálních kontaminantů. Je obtížné definovat funkce jednotlivých znečištění, zda jde o potenciaci, adici či oslabení účinku.

Ještě mnoho nevíme o tom, co se děje s arsenem v lidském organismu po expozici. Dvě studie na území Kutné Hory prokázaly, že dochází u cca 10 % zkoumaných obyvatel-dobrovolníků ke vstřebávání arsenu, jemuž byli exponováni. Arsen byl vylučován močí i v množství, které bychom čekali u zaměstnaných

v riziku. Dostával se a setrval ve vlasech obyvatel. Ohroženou skupinou byly děti a také obyvatelé, jejichž hobby či zaměstnání mělo blízko ke kontaminované půdě, o jejíž kontaminaci nevěděli. Expozici mohly přinést i produkty zahrádek s kontaminovanou půdou. Vzhledem k tomu, že problém je řešen v průběhu několika desetiletí, je široký prostor pro prevenci expozice a tedy jeho řešení.

V zažívacím traktu dochází v kyselém prostředí žaludku k uvolňování arsenu a jeho vstřebávání. Jiná situace nastane v alkalickém prostředí duodena [38]. Biologickou dostupnost z různých vzorků prostředí (půda, prach) zkoumal i Drahotka et. al. [39]. Bylo zjištěno, že ne vždy se arsen zcela rozpustí v arteficiální tekutině napodobující svým složením sekret žaludeční šťávy, případně duodena, a je v organismu zcela využitelný, vstřebatelný. To sice dává určitou naději, ale nepřináší to jistotu, která vypovídá o bezpečnosti a pohodě prostředí. Tato otázka však zasluhuje ještě další výzkum.

V našem hodnocení jsme neuvažovali jinou cestu příjmu kontaminantu, než neúmyslným požitím půdy a kožním kontaktem s půdou. Příjem respirací jsme nehodnotili. Při měření kvality ovzduší v rámci studie zajištěné městem v roce 2018, jsme na Kaňku monitoringem po dobu jednoho měsíce nezjistili žádné vysoké koncentrace aerosolových částic ve venkovním ovzduší. V roce 2022 na měřicí stanici imisního monitoringu ČHMÚ v Kutné Hoře v Orebitské ulici, byl zjištěn roční průměr koncentrace aerosolových částic PM₁₀ 17,4 µg/m³, denní maximum dosáhlo hodnoty 55,5 µg/m³. Vyšších koncentrací aerosolových částic je dosahováno v topné sezóně. Roční průměr aerosolu PM_{2,5} byl v roce 2022 13,1 µg/m³. Kovy bohužel v aerosolu stanovovány nejsou.

7. Závěr a doporučení

Doporučení bylo v každé studii uděláno mnoho, důležité je jejich naplňování, včetně kontroly. Územní plán by měl být základním dokumentem. Ještě dodáváme, co zohlednit:

1. Znalosti o kontaminaci arsenem, ale také olovem a dalšími kontaminanty
2. Podpora monitoringu kontaminace i zdravotních důsledků v městském prostředí
3. Zdravotní uvědomění a preventivní chování
4. Prioritou je vlastní zdraví, zdraví blízkých, zdraví sousedů
5. Snižování a odstraňování rizika včetně vyhledávání
6. Prevence nových rizik

Pro rozhodování o potřebě, charakteru a naléhavosti nápravných opatření na každé konkrétní lokalitě mohou být rozhodující pouze závěry analýz rizik. Opatření snižující riziko může vycházet z pohledu kontaminující substance nebo z pohledu využití území, případně kombinace obou. Metodický pokyn k hodnocení priorit uvažuje též s výchozím řešením tj. hodnocením rizik podle stávajících metodických pokynů, ale také s jiným hodnocením poskytujícím relevantní podklady. Na druhé straně pouhé Hodnocení zdravotního rizika ve smyslu zákona 258/2000 Sb. nepokrývá kompletně ochranu životního prostředí, šíření kontaminace v půdě a ve vodě a ohrožení dalších živočišných druhů. Chrání člověka.

7. Literatura

- [1] Objednávka Městského úřadu KH
- [2] Požadavky KHS z jednání dne 13.6.2023
- [3] Zákon č. 258 o Ochráně veřejného zdraví, Sbírka zákonů, Část.74/2000
- [4] Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území. Věstník MŽP, ročník XV, částka 9, září 2005
- [5] Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území. Věstník MŽP, 2011
- [6] Manuál prevence v lékařské praxi. Praha, Národní program zdraví, SZÚ 2000
- [7] Cikrt, J., Bláha, K. *Hodnocení zdravotních rizik*, 1996
- [8] Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnosti odboru hygieny obecné a komunální. HEM – 300 – 19.9.05/31639
- [9] Zýka, J. *Vliv anomálního geochemického prostředí na rozšíření zhoubných novotvarů*, ČGÚ Praha, Sborník geologických věd
- [10] Čupr, P. *Hodnocení zdravotního rizika kontaminace půdy v Kutné Hoře*, Ekotoxa 2002
- [11] Havel, B., Krahulcová, M., Hartlová, D., Stehlík, F., Krtilová, M. *Zdravotní riziko arzenu a dalších toxických látek z vody ze zdrojů využívaných k individuálnímu zásobování pitnou a užitkovou vodou v obci Hlízov a městských částech Kutné Hory, Karlov, Malín a Kaňk*, Praha, 2002
- [12] Volf, J., Olšanská, Z., Skácel, J. *Skriningové hodnocení zdravotních rizik školních hřišť v Kutné Hoře*
- [13] Stehlík, F., Krtilová, M., *Seeningová studie Malín*, Praha - Kutná Hora, 2001
- [14] Vítková, A., Zemancová, M. *Zhodnocení rizik při nakládání se zeminou s obsahem arsenu*, Dekonta, květen 2016
- [15] Rychlíková, E. et al. *Dílčí hodnocení zdravotního rizika obyvatel lokality Kutná Hora – Kaňk*, Ústí nad Labem, 2016
- [16] Rychlíková, E. et al. *Prevalenční průřezová studie incidence nemocí a expozice arsenu a kovům v Kaňku*, Ústí nad Labem, 2018
- [17] Metodická pomůcka hodnocení zdravotních rizik z půdy ze staré důlní činnosti v Kutné Hoře a okolí pro vydávání závazných stanovisek Krajské hygienické stanice Stč. kraje ÚP Kutná Hora pro řízení vedená jiným správním úřadem, stanovující preventivní postup, který vyžaduje analýzu půdy, znalost zdroje etc. a hodnocení zdravotního rizika pro investora staveb ve městě.
- [18] Vyhláška č. 238/2011 Sb., o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch
- [19] Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu
- [20] Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady
- [21] *Indikátory znečištění*, Metodický pokyn, MŽP, 2013
- [22] Regional Screening Levels, Generic Tables, U.S. EPA – kontaminace půdy v obytném území
- [23] ICPS INCHEM World Health Organization 2001 Environmental Health Criteria 224, Arsenic and compounds [online] dostupné z <https://incchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm#4.1.4>

- [24] Ratnaike, R.N. *Acute and chronic arsenic toxicity*, Postgrad Med J, 2003;79:391-3
- [25] WHO Air Quality guidelines for Europe. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2000 WHO Regional Publications, European Series, No. 91
- [26] WHO /CED/PHE/EPE 19.4.1.Preventing diseases through healthy environment:Exposure to arsenic: A major public health concern. World Health Organization 2019
- [27] ATSDR Toxic Substances Portal. Toxicological Profile for Arsenic Page last reviewed: March 12, 2015[online] dostupné z <https://wwwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=22&tid=3>
- [28] WHO. Evaluation of the Joint FAO/WHO Export Committee on Food and Additives TRS 930-JEFCA 64/26[online] dostupné z <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/1376>
- [29] World Health Organization.Guidelines for drinking-water quality [electronic resource] :incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed., ISBN 92 4 154696 4
- [30] IARC Cadmium and Cadmium Compounds , IARC Monographs 100 C [online] dostupné z <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-8.pdf>
- [31] IPCS EHC Copper, WHO, Geneva 1998
- [32] Copper Contaminant TRS 683 JEFCA -26 /31
- [33] Vojteková Poperníková Z,et.al. Antimón v různých zložkách životného prostredia Chem. Listy 108, 135–140 (2014)
- [34] Antimony Compounds available on <https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-09/documents/antimony-compounds.pdf> (2023)
- [35] Sundar,S., et al. Antimony Toxicity, Int J Environ Res Public Health. Dec; 7(12): 4267–4277 (2009).
- [36] IARC WHO available <https://www.iarc.who.int/news-events/iarc-monographs-vol-131/> 2023
- [37] World Health Organization EHC Zinc 221, 2001
- [38] Tremlová, J., Száková, J., Tlustoš, P. *Hodnocení možného vlivu rizikových prvků obsažených v půdě*, Chemické listy 104, 349-352 (2010)
- [39] Drahot, P., Raus, K., Rychlíková, E., Rohovec, J. *Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste , urban soil and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic*, Environ Geochem Health. 2018, Aug;40 (4):1495-1512. doi:10 1007 /s10653-017-999-1 Epub 2017 Jun 15