

## Posouzení vlivů na veřejné zdraví záměru

### Výstavba multipalivového kotle EU II

(podklad pro dokumentaci záměru zpracované dle zákona č.100/2001 Sb., v platném znění)

**březen 2024**

*Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví  
vydaného Ministerstvem zdravotnictví ČR dne 8.1.2020 pod pořadovým č.2/2020.*



*Toto posouzení vlivů na veřejné zdraví nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele  
reprodukováno jinak než celé.*

## Obsah

1. Zadání a výchozí podklady.....	3
2. Teoretický přístup.....	4
3. Zdravotní rizika imisí znečišťujících látek.....	5
3.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti imisí .....	5
3.1.1. Suspendované částice PM <sub>10</sub> a PM <sub>2,5</sub> .....	5
3.1.2. Oxid dusičitý.....	7
3.1.3. Oxid siřičitý .....	7
3.1.4. Oxid uhelnatý.....	9
3.1.5. Benzo(a)pyren.....	9
3.1.6. Těžké kovy.....	10
3.1.7. Rtuť.....	13
3.1.8. Specifické škodliviny.....	14
3.1.9. Benzen .....	17
3.1.10. Epidemiologické studie .....	18
3.2. Hodnocení expozice .....	19
3.3. Charakterizace rizika.....	21
3.3.1. Charakterizace rizika suspendovaných částic.....	21
3.3.2. Charakterizace rizika oxidu dusičitého.....	24
3.3.3. Charakterizace rizika oxidu uhelnatého.....	25
3.3.4. Charakterizace rizika oxidu siřičitého .....	25
3.3.5. Charakterizace rizika benzo(a)pyrenu .....	26
3.3.6. Charakterizace rizika benzenu .....	26
3.3.7. Charakterizace rizika těžkých kovů .....	27
3.3.8. Charakterizace rizika amoniaku, chlorovodíku a fluorovodíku.....	30
3.3.9. Charakterizace rizika dioxinů (PCDD/F) .....	31
4. Zdravotní riziko hluku.....	32
4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku .....	32
4.2. Hodnocení expozice hluku.....	35
4.3. Charakterizace rizika hluku.....	36
5. Analýza nejistot.....	38
6. Závěr.....	39
7. Použitá a citovaná literatura .....	40
8. Přílohy .....	43

## 1. Zadání a výchozí podklady

Posouzení vlivů na veřejné zdraví (hodnocení zdravotních rizik) z hlediska zdravotních rizik imisních škodlivin v ovzduší a hluku bylo zpracováno na základě objednávky společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava jako podklad pro dokumentaci záměru „Výstavba multipalivového kotle EU II“ dle zákona č.100/2001 Sb., v platném znění, o posuzování vlivů na životní prostředí.

Pro posouzení vlivů na veřejné zdraví zadavatel předložil následující podklady:

- rozptylovou studii zpracovanou Ing. Zdeňkem Sklenářem ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v únoru 2024

- hlukovou studii zpracovanou Ing. Kateřinou Krestovou, Ph.D. ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v lednu 2024

Předmětem záměru je vybudování nového multipalivového kotle s kombinovanou výrobou tepla a elektrické energie v jedné lince na severním okraji města Třebíč (kraj Vysočina) na ulici Rafaelova v areálu stávající teplárny. Multipalivový kotel bude koncipován na spalování biomasy a spalitelného komunálního odpadu (SKO) jak samostatně pro každé palivo, tak pro jejich kombinaci. Navržena je kapacita při spalování SKO 20 000 t/rok (2,5 t/h). Technologické zařízení pro energetické využívání odpadů bude v plném rozsahu nové, včetně zařízení pro čištění spalin. Areál teplárny TTS Sever je v současnosti vybaven 3 kotli na biomasu, 4 kogeneračními jednotkami (KGJ) na zemní plyn a kotlem na zemní plyn/LTO, který slouží jako špičkový zdroj a prakticky není využíván. Nový multipalivový kotel doplní sestavu spalovacích zdrojů a svým výkonem (dodávkou tepla do CZT) nahradí 2 stávající kotle na biomasu (kotle K1 a K7 o tep. příkonu 3,5 MWt a 5,8 MWt) a všechny 4 KGJ. Ve výhledu se počítá s celoročním provozem nového multipalivového kotle a sezonním provozem stávajícího biomasového kotle K2. Spaliny z obou kotlů budou svedeny do společného stávajícího komína o výšce 80 m. Celková vyvolaná doprava související se záměrem multipalivového kotle je uvedena v intenzitě maximálně 36 pohybů nákladních vozidel/den. Převládající množství dopravy s ohledem na předpokládané svozové trasy z ORP Třebíč a okolí bude do areálu směřovat po ulici Rafaelově z jihu (svoz z východní, jižní a západní části ORP, od komunikace č. I/23), menší část pak po ulici Rafaelově ze severu a dále je část dopravy kalkulována i na ulici Míčové, po které se nedá vyloučit volba trasy svozu SKO ze severozápadní části ORP Třebíč. Nejbližší trvalé osídlení hromadného typu se nachází ve vzdálenosti více než 300 m jižním a jihozápadním směrem (ulice Míčova a Rafaelova), popř. více než 600 m jihovýchodním směrem (ulice Mjr. Krátkého) od místa stavby záměru. Východním směrem, cca 300 m od záměru se dle územního plánu a údajů v katastru nemovitostí nachází zahrádkářské osady se stavbami rekreačního typu. Podrobný popis technologie včetně záchytu emisí je uveden v dokumentaci.

Rozptylová studie řeší reprezentativní imise z provozu posuzovaného záměru následujících škodlivin: frakce suspendovaných částic PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, oxidu dusičitého (NO<sub>2</sub>), oxidu siřičitého (SO<sub>2</sub>), oxidu uhelnatého (CO), benzo(a)pyrenu (BaP), benzenu (B), sumy skupiny těžkých kovů ΣAs, Pb, Ni (arsenu, olova, niklu), sumy skupiny kovů ΣCd+Tl (kadmia, thalia), rtuti (Hg), chlorovodíku (HCl), fluorovodíku (HF), polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a polychlorovaných dibenzofuranů (PCDD/F) a amoniaku (NH<sub>3</sub>). Na základě Autorizačního návodu k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší AN 17/05 vydaném SZÚ 2015 je navíc z hlediska zdravotních rizik vyhodnocen šestimocný chrom (Cr<sup>6+</sup>). Jednotlivé škodliviny jsou vyhodnoceny v kapitolách identifikace a charakterizace nebezpečnosti včetně hodnocení expozice a charakterizace rizika.

V předložené rozptylové studii je řešeno dodržování legislativní úrovně ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy ovzduší. V rámci posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví se vyhodnocují možné zdravotní dopady příspěvku záměru a celkové situace v předmětné lokalitě (pozadí), kdy dodržení hodnot platných imisních limitů stanovených v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, představuje tzv. celospolečensky přijatelné riziko. Dále se v posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví vyhodnocují

z hlediska zdravotních rizik škodliviny v ovzduší, pro které nejsou stanoveny imisní limity k ochraně zdraví.

Předmětem hlukové studie je vyhodnocení hluku ze stacionárních zdrojů a z dopravy na akustickou situaci v nejbližším chráněném venkovním prostoru staveb. Vlivy hluku na zdraví jsou vyhodnoceny v kapitolách identifikace a charakterizace nebezpečnosti včetně hodnocení expozice a charakterizace rizika.

V předložené hlukové studii je řešeno dodržování platných hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, které představují legislativní úroveň ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy hluku. V rámci posouzení vlivů hluku na veřejné zdraví se vyhodnocují možné zdravotní dopady příspěvku záměru a celkové situace v předmětné lokalitě dle dostupných odborných poznatků v literatuře na základě vztahů expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU, tak jak je dále popsáno v kapitole 4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku. V případě dodržení hodnot platných hygienických limitů stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů, se jedná o tzv. celospolečensky přijatelné riziko.

Posouzení vlivů na veřejné zdraví se nevztahuje na problematiku ochrany zdraví pracovníků, na havarijní stavy a porušování technologické kázně.

## 2. Teoretický přístup

Posouzení vlivů na veřejné zdraví (hodnocení zdravotních rizik) bylo zpracováno podle metodických postupů v souladu s metodikami používanými Světovou zdravotnickou organizací (WHO) a Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA). Mezi základní metodické podklady posouzení vlivů na veřejné zdraví v ČR řadíme metodické materiály hygienické služby k hodnocení zdravotních rizik v ČR, Autorizační návody vydané SZÚ k hodnocení zdravotních rizik AN 14/03 verze 3, AN 15/04 verze 4, AN 17/15, Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII Základy hodnocení zdravotních rizik vydaný v roce 2000 Státním zdravotním ústavem Praha, Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území a další materiály.

Hodnocení rizika je postup, který využívá syntézu všech dostupných údajů podle současného vědeckého poznání pro určení druhu a stupně nebezpečnosti představovaného určitou látkou včetně charakterizace existujících nebo potenciálních rizik vyplývajících z uvedených zjištění. Vlastní proces hodnocení rizika se sestává ze čtyř základních kroků: určení nebezpečnosti, charakterizace nebezpečnosti, hodnocení expozice a charakterizace rizika.

**Určení nebezpečnosti** je prvním krokem v procesu hodnocení rizika. Zahrnuje sběr dat a vyhodnocení dat o možných typech poškození zdraví, která mohou být vyvolána danou látkou a o podmínkách expozice, za kterých k těmto poškozením dochází. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis možných nepříznivých účinků hluku na lidské zdraví.

**Charakterizace nebezpečnosti** popisuje kvantitativní vztahy mezi dávkou a rozsahem nepříznivého účinku. Tento krok vyžaduje dva základní typy extrapolací: extrapolace mezidruhov (pokusné zvíře-člověk) a extrapolace do oblasti nízkých dávek. Cílem je získání základních parametrů pro kvantifikaci rizika, kdy existují dva základní typy účinků - prahový a bezprahový.

U látek, které nejsou podezřelé z karcinogenity, se předpokládá účinek prahový, kdy se může projevit tzv. toxický účinek látky na organismus. Pro zjištění, kdy ještě látka není toxická pro organismus, se využívají hodnoty doporučených koncentrací pro kvalitu ovzduší Světové zdravotnické organizace (WHO), tolerovatelné koncentrace látek v ovzduší TCA Holandského národního ústavu veřejného zdraví a prostředí (RIVM), referenční koncentrace látek v ovzduší Ministerstva zdravotnictví ČR (MZ ČR) nebo referenční koncentrace RfC, které jsou uváděny v databázích Americké agentury pro ochranu životního prostředí (US EPA), referenční expoziční limity REL Úřadu pro řízení zdravotních rizik (OEHHA) Kalifornské agentury pro ochranu životního prostředí (Cal/EPA) nebo navržené hodnoty jiných institucí.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se předpokládá bezprahový účinek. Vychází se z předpokladu, že negativní účinek na lidské zdraví může vyvolat jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Pro vlastní výpočet se využívají jednotky karcinogenního rizika, které lze vyhledat v databázích US EPA, ve směrnících pro kvalitu ovzduší WHO nebo v materiálech dalších institucí.

V případě charakterizace nebezpečnosti hluku se snažíme najít referenční hladiny hlukové expozice pro hlavní nepříznivé účinky hluku na zdraví a případně stanovit kvantitativní vztah mezi úrovní zvýšené expozice hluku a pravděpodobností zdravotního postižení průměrně citlivých jedinců exponované populace.

**Hodnocení expozice** je nejobtížnější a současně klíčový krok při hodnocení rizika. Popisuje zdroje, cesty, velikost, četnost a trvání expozice dané populace sledovanému faktoru. Na rozdíl od expozice chemickým látkám se u hlukové expozice podstatně více uplatňují různé okolnosti a vlivy ekonomického, sociálního či psychologického charakteru výrazně modifikující a spoluurčující výsledné zdravotní účinky působení hluku.

Konečným krokem hodnocení rizika je **charakterizace rizika**, které zahrnuje syntézu dat získaných v předchozích krocích. Při hodnocení rizika toxického nekarcinogenního účinku se provádí výpočet kvocientu nebezpečnosti HQ. Pokud HQ dosahuje hodnoty menší než 1, neočekává se žádné významné riziko toxických účinků. Odhad míry karcinogenního rizika se vyjadřuje jako teoretické navýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění pro jednotlivce (ILCR), které může způsobit daná úroveň expozice hodnocené látky nad obecný výskyt nádorů v populaci za 70 let celoživotní expozice. Při hodnocení karcinogenního účinku se vychází z principu přijatelného rizika, kdy podle MZ ČR je možné za přijatelné rozmezí karcinogenního rizika považovat řádovou úroveň pravděpodobnosti  $10^{-6}$  (tedy 1- 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob).

V případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z pozemní dopravy městského typu na větší počet obyvatel je standardním výstupem charakterizace rizika počet obyvatel, u kterých lze očekávat nepříznivé projevy působení hluku, jak v oblasti subjektivních pocitů obtěžování nebo špatného spánku, tak i v podobě objektivních projevů zdravotního postižení ve formě zvýšené nemocnosti. Každé hodnocení rizika je zatíženo **nejistotami**, které jsou uvedeny v závěru každého hodnocení [1, 20].

### 3. Zdravotní rizika imisí znečišťujících látek

#### 3.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti imisí

##### 3.1.1. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>

Suspendované částice PM ve vzduchu představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného nebo pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu. Hlavní cestou expozice suspendovaných částic do organismu je inhalace, a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Jejich nepříznivý účinek na lidské zdraví je závislý na velikosti částic, na jejich koncentraci, chemickém složení a na adsorpci dalších znečišťujících látek na jejich povrchu. Po inhalaci jsou větší částice zachyceny v horních partiích dýchacích cest, kdy se obvykle dostanou do trávicího traktu a cestu expozice zde představuje požití. Suspendované částice frakce PM<sub>10</sub> (částice s aerodynamickým průměrem pod 10 μm) se dostávají do dolních cest dýchacích a jemnější částice označované jako frakce PM<sub>2,5</sub> (částice s aerodynamickým průměrem pod 2,5 μm) pronikají až do plicních sklípků. Nedávné epidemiologické studie naznačily, že krátkodobé výkyvy suspendovaných částic v ovzduší jsou spojeny s nepříznivými zdravotními účinky již při velmi nízké úrovni expozice pod 100 μg/m<sup>3</sup>, a i dlouhodobé působení nízkých koncentrací suspendovaných částic má vliv na úmrtnost, zvýšený výskyt zánětů průdušek, snížení plicních funkcí. WHO uvádí, že z výsledků většiny epidemiologických studií prováděných na velkých populacích vyplývá, že nelze stanovit prahovou koncentraci pro suspendované částice PM, pod kterou by nebyly popisovány nepříznivé zdravotní účinky vzhledem k tomu, že se v populaci vyskytují citlivé skupiny populace jako děti, astmatici, lidé s chronickou bronchitidou a starší osoby především s onemocněním srdce a plic [2,3].

Výsledky epidemiologických studií popisují při krátkodobě zvýšených koncentracích suspendovaných částic PM přechodné zvýšení nemocnosti i úmrtnosti především u citlivých skupin populace. Krátkodobě zvýšené koncentrace suspendovaných částic jsou spojovány se zánětlivými reakcemi plic, respiračními příznaky (kašel, podrážděním dolních dýchacích cest), nepříznivými účinky na kardiovaskulární systém, se zvýšením počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění, s nárůstem použití léků k rozšíření průdušek při astmatických potížích. Tyto popisované nepříznivé účinky jsou pozorovány po výrazném zvýšení denních imisních koncentrací, a to v době výskytu zvýšených denních imisních koncentrací, a i několik dní po jejich poklesu na nižší koncentrační úroveň. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 doporučuje pro denní koncentrace suspendovaných částic frakce PM<sub>10</sub> směrnou hodnotu 50 µg/m<sup>3</sup> jako 99% percentil a pro denní koncentrace suspendovaných částic frakce PM<sub>2,5</sub> směrnou hodnotu 25 µg/m<sup>3</sup>. Z hlediska hodnocení zdravotních rizik je pro obyvatelstvo podstatně významnější chronické působení ročních koncentrací suspendovaných částic PM, neboť se jedná o jejich dlouhodobé působení na lidský organismus. Z výsledků epidemiologických studií v případě působení dlouhodobých ročních koncentrací suspendovaných částic je popisováno snížení plicních funkcí u dospělých i dětí a s tím například související zvýšený výskyt respiračních příznaků a zvýšení spotřeby léků na rozšíření průdušek, dále je uváděna zvýšená úmrtnost na onemocnění srdce a plic a s největší pravděpodobností i na rakovinu plic. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) klasifikovala venkovní znečištěné ovzduší v roce 2013 jako karcinogenní pro člověka do skupiny 1. Suspendované částice, které tvoří hlavní část znečištěného venkovního prostředí, IARC také zařadila do skupiny 1. Tento závěr vyšel z hodnocení, které ukázalo rostoucí riziko rakoviny plic se zvyšující se úrovní expozice suspendovanými částicemi a znečištěným venkovním ovzduším. Ke kvantifikaci tohoto rizika nejsou k dispozici další informace [6, 9]. Zvýšená úmrtnost znamená zkrácení délky lidského života. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 doporučuje pro průměrné roční koncentrace PM<sub>10</sub> směrnou hodnotu 20 µg/m<sup>3</sup> a pro průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> směrnou hodnotu 10 µg/m<sup>3</sup>. U průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> se jedná o nejnižší hladinu, od které se s 95% jistotou zvyšuje celková úmrtnost [3,4]. Jak již bylo konstatováno nelze stanovit prahovou koncentraci pro suspendované částice PM, pod kterou by nebyly popisovány nepříznivé zdravotní účinky, a tudíž ani tyto směrné doporučené hodnoty WHO nepředstavují plnou ochranu zdraví obyvatel.

WHO v roce 2021 [13] aktualizovalo doporučené koncentrace pro roční průměrné koncentrace PM<sub>10</sub> na úroveň 15 µg/m<sup>3</sup> (z 20 µg/m<sup>3</sup>) a pro roční průměrné koncentrace PM<sub>2,5</sub> na úroveň 5 µg/m<sup>3</sup> (z 10 µg/m<sup>3</sup>).

V materiálu WHO z roku 2006 je uvedeno, že posouzení rizik suspendovaných částic, závěry a doporučení pracovní skupiny WHO byly publikovány v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe - Čistého vzduchu pro Evropu). Hlavním nepříznivým účinkem suspendovaných částic dle epidemiologických studií je ovlivnění úmrtnosti. WHO doporučuje při hodnocení nepříznivých účinků suspendovaných částic z hlediska chronické expozice vycházet z rozsáhlé americké kohortní studie, která došla k závěru, že zvýšení průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> o 10 µg/m<sup>3</sup> představuje zvýšení celkové úmrtnosti o 6 %. V materiálu je uvedena i kvantifikace dopadů nepříznivého vlivu suspendovaných částic na zvýšenou nemocnost. Vztahy týkající se nemocnosti vyjadřují počty nových případů nebo dnů v jednom roce na počet obyvatel konkrétní věkové skupiny, které se vztahují k 10 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace PM<sub>10</sub> či PM<sub>2,5</sub> [4]. V nejnovějším materiálu WHO z roku 2013 jsou uvedeny výsledky projektu HRAPIE (Health Risks of Air Pollution in Europe - Zdravotní rizika z ovzduší v Evropě), kde jsou uvedeny referenční vztahy, které slouží k výpočtu atributivního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti populace. Využity jsou vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel [5]. Podobně jako v případě vztahů v programu CAFE ukazatele nemocnosti, vyjma počtu hospitalizací, jsou zatíženy vyšší mírou nejistoty než v případě vztahů pro úmrtnost.

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro denní koncentrace PM<sub>10</sub> 50 µg/m<sup>3</sup> s přípustnou četností překročení 35x za kalendářní rok, pro průměrné roční koncentrace PM<sub>10</sub> 40 µg/m<sup>3</sup> a pro průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> 20 µg/m<sup>3</sup>.

### 3.1.2. Oxid dusičitý

Oxid dusičitý NO<sub>2</sub> (CAS 10102-44-0) je červenohnědý a štiplavě páchnoucí plyn, rozpustný ve vodě. Hlavní cestou expozice oxidu dusičitého je inhalace, a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Publikované nepříznivé zdravotní účinky oxidu dusičitého ve směrnici WHO pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 vycházejí z výsledků kontrolovaných klinických studií a z epidemiologických studií. Epidemiologické studie prokázaly různé účinky zahrnující poškození plicního metabolismu, plicních funkcí a zvýšení vnímavosti k plicním infekcím. Z klinických studií vyplynulo, že vliv na plicní funkce u zdravých osob mají až vysoké koncentrace nad 1990 µg/m<sup>3</sup>. Další studie byly zaměřeny na citlivé skupiny osob, a to na astmatiky, pacienty s chronickou obstrukční chorobou plic a pacienty s chronickou bronchitidou, kteří jsou k akutním změnám funkce plic a zvýšení reaktivity dýchacích cest jednoznačně náchylnější. WHO ve svých závěrech uvádí, že malé změny v plicních funkcích byly popsány v několika studiích u astmatiků při akutní expozici 375 - 565 µg/m<sup>3</sup>, a tuto koncentraci považuje za LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou). Na základě těchto klinických studií WHO stanovila směrnou hodnotu pro jednohodinovou koncentraci v úrovni 200 µg/m<sup>3</sup>. Při dvojnásobné koncentraci navržené doporučené hodnoty, tj. 400 µg/m<sup>3</sup> byly pozorovány malé změny plicních funkcí u astmatiků s konstatováním, že chlad a další alergeny v ovzduší současně s inhalací oxidu dusičitého tyto nepříznivé účinky zvyšují. Pro krátkodobé imisní koncentrace 100 µg/m<sup>3</sup>, což představuje 50 % doporučené hodnoty, nebyly u nejcitlivější skupiny populace (u astmatiků) zaznamenány nepříznivé zdravotní účinky [2]. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 uvádí výsledky opakovaných studií, které ukazují na přímé ovlivnění plicních funkcí u astmatiků při krátkodobých expozicích 560 µg/m<sup>3</sup> a zvýšení reaktivity dýchacích cest u astmatiků nad 200 µg/m<sup>3</sup>. Na základě výsledků těchto studií potvrdilo doporučenou směrnou hodnotu jednohodinové koncentrace oxidu dusičitého v úrovni 200 µg/m<sup>3</sup> [3], kdy tato hodnota odpovídá imisnímu limitu stanovenému v zákoně č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší.

WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí, že v současné době nejsou k dispozici epidemiologické studie pro chronické působení oxidu dusičitého, které by jednoznačně stanovily délku expozice a úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici neměla prokazatelný zdravotně nepříznivý účinek. Studie ve vnitřním prostředí naznačily, že zvýšení koncentrací oxidu dusičitého o 30 µg/m<sup>3</sup> (jednalo se o průměrné 2týdenní koncentrace) představuje 20% nárůst nemocí dolních cest dýchacích u dětí ve věku 5-12 let, zároveň je konstatováno, že tyto výsledky nemohou být aplikovány pro kvantifikaci vlivu oxidu dusičitého ve venkovním prostředí. Epidemiologické studie ve venkovním městském prostředí amerických a evropských měst v případě chronické expozice našly kvalitativní vztah mezi působením oxidu dusičitého na nárůst respiračních příznaků u astmatických dětí či pokles plicních funkcí u dětí (většinou při průměrné roční koncentraci 50-75 µg/m<sup>3</sup> a vyšší, ve shodě se studiemi ve vnitřním prostředí). Na základě těchto epidemiologických studií WHO ve své směrnici z roku 2000 stanovilo směrnou hodnotu pro průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého v úrovni 40 µg/m<sup>3</sup>, tato hodnota byla potvrzena i v aktualizovaném dodatku WHO z roku 2005, i přesto že nejnovější studie z vnitřního prostředí poskytly údaje o výskytu respiračních příznaků u dětí pod 40 µg/m<sup>3</sup>. Tyto důkazy však nejsou dle WHO prozatím dostatečně doloženy. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu dusičitého na lidské zdraví [2,3].

WHO v roce 2021 [13] aktualizovalo doporučené koncentrace pro roční průměrné koncentrace NO<sub>2</sub> na úroveň 10 µg/m<sup>3</sup> (ze 40 µg/m<sup>3</sup>) a pro denní průměrné koncentrace NO<sub>2</sub> na úroveň 25 µg/m<sup>3</sup>. Doporučená směrná hodnota jednohodinové koncentrace oxidu dusičitého v úrovni 200 µg/m<sup>3</sup> zůstala zachována.

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro hodinové koncentrace NO<sub>2</sub> 200 µg/m<sup>3</sup> s přípustnou četností překročení 18x za kalendářní rok a pro průměrné roční koncentrace NO<sub>2</sub> 40 µg/m<sup>3</sup>.

### 3.1.3. Oxid siřičitý

Oxid siřičitý SO<sub>2</sub> (CAS 7446-09-5) je bezbarvý plyn, který se ochotně rozpouští ve vodě. Hlavní cestou expozice oxidu siřičitého je inhalace, kdy se po vdechnutí absorbuje na povrchu nosní sliznice a sliznice horních cest dýchacích. WHO uvádí nepříznivé zdravotní účinky při akutní, subchronické i chronické

inhalační expozici oxidem siřičitým, které byly zjištěny v kontrolovaných klinických studiích a v epidemiologických studiích.

Krátkodobé akutní účinky oxidu siřičitého se týkají především dráždivého účinku na sliznice dýchacích cest, který vede k přechodnému zúžení průdušek až k snížení plicních funkcí. Tyto poznatky vycházejí ze studií na dobrovolnících s délkou expozice od jedné minuty do jedné hodiny. Uvádí se, že nepříznivé účinky vlivem působení oxidu siřičitého se objevily okamžitě během několika prvních minut a že prodlužování doby expozice nemělo již vliv na zvyšování úrovně nepříznivých účinků. Nepříznivé účinky se naopak stupňovaly v případě cvičení při zvýšené ventilaci plic. Široké rozpětí senzitivity bylo demonstrováno na skupině zdravých jedinců a na skupině astmatiků. Astmatici patří mezi nejcitlivější skupinu populace. Pouze malé změny v plicních funkcích, které ale nebyly klinicky významné, byly pozorovány při délce expozice 15 minut v úrovni koncentrace oxidu siřičitého  $572 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pouze u dvou astmatických pacientů v jedné dřívější studii byly pozorovány malé změny v plicních funkcích již při krátkodobé expozici  $286 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [2]. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 stanovilo směrnou hodnotu pro krátkodobou 10 minutovou expozici v úrovni  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota vychází z kontrolované studie s cvičícími astmatiky, kdy byly pozorovány změny v plicních funkcích a respirační příznaky. Dle WHO krátkodobé expozice  $\text{SO}_2$  jsou do značné míry závislé na charakteru místních zdrojů a převládajících meteorologických podmínkách, a tudíž není možné odhadnout odpovídající směrnou hodnotu pro delší časové období např. 1 hodiny. Vzhledem k tomu WHO směrnou hodinovou koncentraci nestanovila [3].

Informace o nepříznivých účincích oxidu siřičitého na lidský organismus při subchronické a chronické expozici jsou čerpány především z epidemiologických studií. Výsledky epidemiologických studií ukázaly na nárůst respiračních příznaků a zvýšené nemocnosti při denních koncentracích oxidu siřičitého a suspendovaných částic nad  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a při ročních koncentracích nad  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  při spolupůsobení suspendovaných částic. WHO na základě těchto studií s použitím bezpečnostního faktoru 2 stanovila následující doporučené hodnoty: pro denní koncentrace oxidu siřičitého  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro průměrné roční koncentrace oxidu siřičitého  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Imisní limity v České republice pro denní koncentrace  $\text{SO}_2$  a průměrné roční koncentrace  $\text{SO}_2$  vycházely z těchto starších doporučení WHO. Několik posledních epidemiologických studií týkajících se směsi emisí z průmyslových a dopravních zdrojů prokázalo souvislost s celkovou, kardiovaskulární a respirační úmrtností a se zvýšením počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění při ještě nižších úrovních expozice (roční průměrné koncentrace oxidu siřičitého se pohybovaly pod  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a denní koncentrace oxidu siřičitého obvykle nepřekročily hodnotu  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [2]. Na základě nejnovějších studií WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 z principu předběžné opatrnosti snížilo doporučenou denní koncentraci oxidu siřičitého z hodnoty  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na preventivní hodnotu  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s přechodným cílem  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . WHO vychází z epidemiologických studií provedených v Hong Kongu, kde se podařilo ve velmi krátké době snížit obsah síry v palivech a zároveň došlo i k významnému snížení respirační nemocnosti u dětí a snížení celkové úmrtnosti (studie Hedley et al., 2002). WHO s ohledem na doporučenou denní koncentraci  $\text{SO}_2$  v úrovni  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nestanovilo doporučenou hodnotu pro průměrné roční koncentrace  $\text{SO}_2$ , protože se předpokládá, že hodnota denní koncentrace zajistí i nízké hodnoty průměrných ročních koncentrací [3]. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu siřičitého na lidské zdraví. Výsledky kohortových studií ukázaly, že ovlivnění úmrtnosti má pravděpodobně užší vztah k působení suspendovaných částic než k působení oxidu siřičitého. Nejistoty vyplývají z interpretací výsledků epidemiologických studií v případě akutního, subchronického i chronického účinku, kdy není stále jasné, zda popisované nepříznivé účinky jsou spjaty pouze s působením oxidu siřičitého nebo zda se jedná o vzájemné působení suspendovaných částic s naadsorbovaným oxidem siřičitým či dalších látek v ovzduší.

WHO v roce 2021 [13] aktualizovalo doporučené koncentrace pro denní koncentrace  $\text{SO}_2$  na úroveň  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Doporučená hodnota pro krátkodobou expozici do 10 minut  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  byla zachována.

V současné době jsou v České republice platné imisní limity stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro hodinové koncentrace  $\text{SO}_2$   $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s přípustnou četností překročení 24x za kalendářní rok a pro denní koncentrace  $\text{SO}_2$   $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s přípustnou četností překročení 3x za kalendářní rok.



### 3.1.4. Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý CO (CAS 630-08-0) je bezbarvý plyn, bez zápachu, špatně rozpustný ve vodě, má nepatrně nižší hustotu než vzduch. Velký podíl emisí oxidu uhelnatého je z výfuků aut, různých průmyslových procesů, spaloven a elektráren. Přírodní pozadí způsobují nebiologické a biologické zdroje jako například rostliny, oceány a oxidace uhlovodíků. Ve vnitřním prostředí jsou zdrojem oxidu uhelnatého plynové spotřebiče a kouření. Hlavní cestou expozice oxidu uhelnatého je inhalace a to jak ze zdrojů ve venkovním prostředí, tak ve vnitřním prostředí. Při inhalační expozici se oxid uhelnatý rychle a ochotně váže na hemoglobin červených krvinek za vzniku karboxyhemoglobinu (COHb). Ochota vázat se na hemoglobin je u oxidu uhelnatého 200 – 250 x vyšší než u kyslíku. V důsledku toho při akutní expozici oxidem uhelnatým dochází ke tkáňové hypoxii (nedostatku kyslíku) především u orgánů a tkání s vysokým obsahem kyslíku jako je mozek, srdce, vyvíjející se plod. Během expozice oxidem uhelnatým se hladina COHb rychle zvyšuje a po 6 až 8 hodinách expozice se ustálí na určitém rovnovážném stavu. Tato vazba oxidu uhelnatého na hemoglobin je reversibilní. U zdravých lidí malé množství oxidu uhelnatého vzniká v organismu endogenně v úrovni koncentrace COHb 0,4-0,7 %, během těhotenství se koncentrace COHb zvyšuje na 0,7-2,5 %. U nekuřáků v důsledku endogenní produkce oxidu uhelnatého a expozice oxidu uhelnatého z venkovního prostředí se koncentrace COHb pohybuje v úrovni 0,5-1,5 %. Nekuřáci v některých povoláních (řidiči, policisté, pracovníci v garážích, tunelech, hasiči) mohou mít dlouhodobé hladiny COHb v úrovni až nad 5 % a zdraví kuřáci nad 10 %. Při zvýšené tělesné zátěži například v uzavřených zimních stadiónech při expozici vysokým koncentracím oxidu uhelnatého se může koncentrace COHb pohybovat na úrovni 10-20 %. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí nepříznivé zdravotní účinky při inhalační expozici oxidem uhelnatým, a to neurologické účinky se změnou chování, kardiovaskulární účinky a vliv na vývoj plodu. Při akutní inhalační expozici oxidem uhelnatým se projevují neurologickým účinky na lidský organismus, kdy při koncentraci COHb v krvi okolo 10 % jsou pozorovány bolesti hlavy, při ještě vyšších koncentracích závrať, nevolnost a zvracení. Hladiny koncentrací COHb kolem 40 % mohou způsobit kóma a zhroucení, při hladinách COHb kolem 50-60 % je otrava často smrtelná. Neurologické účinky se změnou chování zahrnují zhoršení koordinace, schopnosti řízení a bdělosti při řízení při koncentracích COHb 5,1-8,2 %.

Epidemiologické a klinické studie naznačují, že expozice oxidem uhelnatým z kouření, ze zdrojů z venkovního i vnitřního prostředí přispívá ke kardiovaskulární úmrtnosti a časnějšímu nástupu infarktu myokardu. Během těhotenství je endogenní produkce oxidu uhelnatého obvykle zvýšená o 20 % oproti stavu před těhotenstvím. Kouření v těhotenství pravděpodobně zvyšuje riziko úmrtí dětí krátce po porodu a souvisí s chováním kojenců a malých dětí.

Pro ochranu nekuřáků, populace ve středním věku a starších skupin populace se srdečním onemocněním a pro ochranu plodů u nekuřáček před nežádoucími účinky hypoxie (nedostatku kyslíku) by neměla být překročena hladina COHb v krvi 2,5 %. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 na základě výše uvedeného doporučuje následující koncentrace oxidu uhelnatého: 100 mg/m<sup>3</sup> po dobu 15 minut, 60 mg/m<sup>3</sup> po dobu 30 minut, 30 mg/m<sup>3</sup> po dobu 1 hodiny, 10 mg/m<sup>3</sup> po dobu 8 hodin [2].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb. o ochraně ovzduší pro maximální denní osmihodinový průměr CO v úrovni 10 mg/m<sup>3</sup>.

### 3.1.5. Benzo(a)pyren

Polycyklické aromatické uhlovodíky PAU tvoří směs organických sloučenin složených ze dvou nebo více aromatických jader s rozdílnou zdravotní závažností. V současné době bylo identifikováno v životním prostředí kolem 500 různých PAU s velmi různorodými toxikologickými vlastnostmi. Některé PAU mohou být genotoxické, karcinogenní, mohou nepříznivě ovlivňovat imunitní a reprodukční systém. PAU jsou velmi málo rozpustné ve vodě a vysoce lipofilní látky. Většina sloučenin PAU se adsorbují na pevné suspendované částice. WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší specifickou doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň [2].

Z hlediska nepříznivých účinků na člověka je za zdravotně nejzávažnější považován benzo(a)pyren klasifikovaný Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny IARC (2012) do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny a US EPA klasifikovaný jako karcinogenní pro člověka se silnými důkazy na zvířatech a na člověku [9, 8]. Dostupné experimentální údaje o inhalační absorpci PAU jsou omezené většinou jen na údaje o benzo(a)pyrenu BaP (CAS 50-32-8). WHO ve Směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí epidemiologické studie u pracovníků koksárenských pecí, které prokázaly vysoké riziko rakoviny plic při inhalační expozici BaP. V USA vyšly pro určení jednotky individuálního rizika rakoviny benzenových frakcí z těchto epidemiologických studií. WHO v roce 1987 přejala výsledky epidemiologických studií pracovníků koksárenských pecí a vzhledem k tomu, že BaP tvoří 0,71 % z benzenové frakce emisí koksárenských pecí, byla stanovena inhalační jednotka karcinogenního rizika UR  $8,7 \times 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pro BaP. Této jednotce karcinogenního rizika odpovídá koncentrace BaP  $0,012 \text{ ng}/\text{m}^3$  ve venkovním ovzduší. Tuto inhalační jednotku karcinogenního rizika potvrdilo WHO ve svém materiálu i v roce 2000 [2].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro průměrnou roční koncentraci benzo(a)pyrenu  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

### 3.1.6. Těžké kovy

**Kadmium (Cd)** CAS 7440-43-9 je stříbrně bílý kov. Většina kadmia v ovzduší je navázána na prachové částice o průměru 0,1-1  $\mu\text{m}$ . Setrvání kadmia v atmosféře je poměrně krátké (dny až týdny), ale dostatečné pro možnost dálkového přenosu v atmosféře. Příspěvek vstřebaného kadmia do organismu z inhalace ve venkovním prostředí je velmi nízký.

Při profesionální krátkodobé inhalaci par kadmia mezi  $200\text{-}500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nastupuje velmi rychle horečka z kovů, která odezní během několika dní. U profesionálně exponovaných pracovníků kadmiiem koncentracím vyšším než  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  po dobu 20 let byl popsán zánět průdušek a onemocnění plic. Ledviny jsou kritickým orgánem v případě dlouhodobé chronické profesionální expozice i chronické expozice ve venkovním prostředí. IARC (2012) zařadila kadmium a jeho sloučeniny do skupiny 1 jako prokázaný karcinogen na základě výsledků kohortových studií při profesionální expozici v průmyslu v USA, kdy byla prokázána zvýšená úmrtnost na rakovinu plic. Vzhledem k tomu, že v epidemiologických studiích nešel vyloučit současně vliv arsenu, nemohla být WHO stanovena spolehlivá jednotka karcinogenního rizika pro rakovinu plic při celoživotní expozici. Kadmium se do lidského organismu vstřebává inhalací a potravou. Zvýšené riziko dysfunkcí ledvin nebo rakoviny plic ve studiích u profesionálně exponované populace bylo popsáno při roční koncentraci  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s dobou expozice 8 hodin denně. Extrapolací této koncentrace na celoživotní expozici dostáváme hodnotu kadmia v úrovni  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Jako doporučenou koncentraci pro vnější ovzduší WHO stanovilo hodnotu  $0,005 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vzhledem k tomu, že kadmium je přijímáno i v potravě. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) nestanovil tolerovatelnou koncentraci pro kadmium ve venkovním ovzduší [2,9,11].

V databázi IRIS US EPA není hodnota referenční koncentrace RfC uvedena. V databázi IRIS je uvedena inhalační jednotka karcinogenního rizika pro riziko rakoviny plic  $1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , která vychází z inhalačních studií na profesionálně exponované populaci. US EPA v roce 1992 zařadila kadmium do skupiny B1 jako pravděpodobný lidský karcinogen [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro kadmium chronický referenční expoziční limit REL v úrovni  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kdy byly pozorovány účinky na ledviny a respirační systém [10].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro kadmium v úrovni  $5 \text{ ng}/\text{m}^3$  tj.  $0,005 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Arsen (As)** CAS 7440-38-2 se většinou vyskytuje v trojmocné a pětímocné formě. Arsen v ovzduší je vázán na suspendované částice ve formě anorganického arsenu, která je tvořena směsí trojmocných a pětímocných sloučenin arsenu. Dominantně se arsen do lidského organismu dostává potravou, pitnou vodou a dále inhalačně při profesionální expozici. Inhalační cestou ve venkovním prostředí se do lidského organismu dostává malé množství arsenu.

U pracovníků tavíren byly prokázány v souvislosti s chronickou expozicí prachem arzenu neurotoxické účinky. Kritickým orgánem v případě chronické expozice anorganickým sloučeninami arsenu je kůže, kdy dochází k jejímu poškození a poruše pigmentového metabolismu. V epidemiologickém výzkumu

profesionálně exponovaných pracovníků vysokým koncentracím arsenu v ovzduší tavíren byl pozorován nárůst úmrtnosti na kardiovaskulární nemoci. Mezi pracujícími v tavárně ve Švédsku byl u žen zaznamenán nárůst spontánních potratů a nižší porodní váha dětí. Anorganické sloučeniny arsenu jsou prokázaným lidskými karcinogeny kůže a plic. V několika studiích v pracovním prostředí při expozici anorganickými sloučeninami arsenu byl prokázán zvýšený výskyt rakoviny plic. WHO stanovilo inhalační jednotku karcinogenního rizika  $1,5 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , která vychází z epidemiologických studií v pracovním prostředí tavíren v USA a Švédsku, kdy bylo prokázáno zvýšené riziko rakoviny plic. IARC (2012) zařadila arsen do skupiny 1 jako prokázaný karcinogen pro člověka [2,9]. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) uvádí tolerovatelnou koncentraci arsenu v ovzduší TCA v úrovni  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [11].

US EPA v databázi IRIS stanovilo inhalační jednotku karcinogenního rizika  $4,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , která také vychází z epidemiologických studií v pracovním prostředí tavíren, kdy byl prokázán zvýšený výskyt rakoviny plic. US EPA klasifikuje arsen do skupiny A jako látku karcinogenní pro člověka podobně jako IARC [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro arsen akutní referenční expoziční limit REL v úrovni  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro dobu trvání expozice 1 hodiny a chronický referenční expoziční limit REL v úrovni  $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . U studií akutní expozice byly pozorovány účinky na reprodukční, kardiovaskulární a nervový systém a u studií chronické expozice byly pozorovány účinky na reprodukční, kardiovaskulární a nervový systém, dále na plíce a na kůži [10].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro arsen v úrovni  $6 \text{ ng}/\text{m}^3$  tj.  $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Nikl (Ni)** CAS 7440-02-0 je stříbřitě bílý tvrdý kov. Hlavními cestami expozice niklu do organismu je inhalace, požití a vstřebání kůží. Ze studií na pokusných zvířatech a dobrovolnících vyplynulo, že nikl se vstřebává do organismu z potravy méně než z 1 %, naopak vyšší expozice niklem byla zjištěna z pitné vody až 25 %. Celková vstřebačná dávka do organismu inhalací závisí na velikosti částic a rozpustnosti sloučenin niklu [2].

Při akutní inhalační profesionální expozici tetrakarbylem niklu bylo zaznamenáno těžké poškození plic. U profesionální expozice anorganickými sloučeninami niklu jsou popisovány vratné nepříznivé účinky na ledviny, alergický zánět kůže především u žen a astma. Nejčastěji jsou popisované dermatologické nepříznivé účinky (alergické kožní reakce) v souvislosti s příjmem niklu potravou nebo pitnou vodou. Respirační trakt je také cílovým orgánem pro alergické projevy v případě profesionálně exponovaných pracovníků (alergické astma bylo hlášeno u pracovníků po expozici síranem nikelnatým). U profesionálně exponovaných pracovníků bylo pozorováno zvýšené riziko rakoviny plic a nosních dutin v případě expozice sloučeninám niklu (sulfidy, oxidy, rozpustné sloučeniny niklu). Při profesionální expozici kovovým niklem nebyla rakovina dostatečně prokázána. Alergické reakce nebyly pozorovány při expozici niklem ve venkovním prostředí [2]. IARC (2012) klasifikovala sloučeniny niklu do skupiny 1 jako prokázané lidské karcinogeny [9].

Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) uvádí tolerovatelnou koncentraci v ovzduší v úrovni  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , která byla stanovena ze studií na pokusných zvířatech. Pozorovány byly nepříznivé respirační účinky [11].

WHO v roce 2000 stanovila pro nikl ve venkovním ovzduší při celoživotní expozici inhalační jednotku karcinogenního rizika v úrovni  $3,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  na základě studií profesionálně exponované populace, u kterých bylo prokázáno zvýšené riziko rakoviny plic [2].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro nikl akutní referenční expoziční limit REL v úrovni  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro dobu trvání expozice 1 hodiny (pozorován byl vliv na imunitní systém) a chronický referenční expoziční limit REL v úrovni  $0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (pozorován byl vliv na respirační a hematologický systém) [10].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro nikl v úrovni  $20 \text{ ng}/\text{m}^3$  tj.  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Chrom (Cr)** CAS 7440-47-3 je stříbrobílý kov. V přírodě v půdách se většinou vyskytuje v trojmocné formě. Šestimocný chrom pochází především z lidské činnosti a je silným oxidačním činidlem, kdy působením různých redukujících látek v ovzduší přechází na formu trojmocnou. V ovzduší je chrom navázán na suspendované prachové částice a setrvává v ovzduší řádově hodiny až dny. Množství

vstřebaného chromu do organismu je závislé v případě inhalační expozice na velikosti částic a rozpustnosti sloučenin chromu ve vodě. Chrom je obsažen i v cigaretovém kouři.

Trojmocný chrom ( $\text{Cr}^{3+}$ ) je esenciální prvek, důležitý pro člověka pro normální metabolismus glukózy, proteinů a tuků. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) stanovil tolerovatelnou koncentraci TCA pro nerozpustné sloučeniny trojmocného chromu a kovový chrom ve venkovním ovzduší v úrovni  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vycházející ze studií v pracovním prostředí. Údaje o toxických účincích rozpustných sloučenin trojmocného chromu nebyly publikovány vzhledem k nedostatku vhodných dat. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) v roce 1990 zařadila trojmocné kovové sloučeniny chromu do skupiny 3 mezi látky s nedostatečně prokázanou karcinogenitou. US EPA v databázi IRIS pro nerozpustné sloučeniny trojmocného chromu nestanovila referenční koncentraci RfC a neklasifikovala tyto sloučeniny z hlediska karcinogenity [11,9,8].

Sloučeniny šestimocného chromu ( $\text{Cr}^{6+}$ ) jsou toxické a karcinogenní. Aplikace rozpustných sloučenin chromu na kůži pokusných zvířat způsobuje zánět kůže a místní odumírání tkáně, u profesionálně exponovaných pracovníků bylo pozorováno podráždění kůže, vředy na kůži a silné popáleniny. Silné podráždění očí, nekróza spojivek, vředy na rohovce bylo pozorováno u pokusných zvířat, u lidí dráždění očí včetně nepříznivých účinků na spojivky. Převládajícími nepříznivými účinky u profesionálně exponovaných pracovníků při dlouhodobé inhalační expozici jsou dráždivé účinky na kůži, na slizniční membrány a alergické projevy. Při akutní i chronické inhalační profesionální expozici jsou popisovány nepříznivé účinky na respirační ústrojí (chronický vodnatý výtok z nosu, svědění nosu, perforace a vředy na nosní přepážce, zánět průdušek, snížení plicních funkcí a zánět plic). Nepříznivý vliv byl pozorován také na kardiovaskulární systém, ledviny a játra. V řadě epidemiologických studií je prokázán karcinogenní i genotoxický účinek při inhalační expozici rozpustných sloučenin šestimocného chromu. Ze studií v pracovním prostředí vyplynulo zvýšené riziko rakoviny zejména plic. WHO ve směrnících pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 stanovila inhalační jednotku karcinogenního rizika pro sloučeniny šestimocného chromu v úrovni  $4 \times 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , kdy karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-6}$  odpovídá ve venkovním ovzduší koncentrace  $0,000025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tuto koncentraci jako referenční koncentraci pro šestimocný chrom uvádí i SZÚ [2,12]. IARC (2012) zařadila šestimocné sloučeniny chromu do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny [9]. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) nestanovil tolerovatelnou koncentraci pro šestimocný chrom ve venkovním ovzduší. Stanovil koncentraci v úrovni  $0,0025 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro inhalační expozici ve venkovním ovzduší, která odpovídá karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-4}$  [11].

V databázích IRIS US EPA stanovila referenční koncentraci RfC v úrovni  $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výpary kyseliny chromové a rozpustné aerosoly šestimocného chromu, která vychází ze subchronické studie v pracovním prostředí, kdy byla pozorována atrofie nosní přepážky. Dále byla stanovena referenční koncentrace RfC v úrovni  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro šestimocný chrom v suspendovaných pevných částicích, která vychází ze subchronické studie na pokusných zvířatech. US EPA šestimocný chrom zařadila do skupiny A mezi prokázané lidské karcinogeny při inhalační expozici. US EPA stanovila inhalační jednotku karcinogenního rizika  $1,2 \times 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , která vychází z inhalačních studií v pracovním prostředí, kdy bylo popsáno zvýšené riziko rakoviny plic [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik (OEHHA) stanovil chronický referenční expoziční limit REL pro rozpustné sloučeniny šestimocného chromu v úrovni  $0,2 \mu\text{g Cr}^{\text{VI}}/\text{m}^3$ , který vychází z inhalační studie na pokusných zvířatech podobně jako US EPA s nepříznivými účinky na respirační systém [10]. V ČR se provádí na vybraných monitorovacích stanicích měření pouze pozadí celkového chromu, měření pozadí šestimocného chromu se neprovádí.

**Olovo (Pb)** CAS 7439-92-1 je stříbrně šedý kov. Olovo se do organismu může dostat inhalací, dále pitím vody a potravou. Inhalací je absorbováno 50 % Pb, 10 % z potravy u dospělých. U kojenců a malých dětí je z potravy absorbováno až 50 % olova. Většina Pb ve venkovním ovzduší je ve formě submikronových částic, kdy 30-50 % těchto částic je inhalováno a zachyceno v respiračním systému. Částice o velikosti 1-3  $\mu\text{m}$  jsou deponovány v plicích, větší částice jsou zachycovány s různou účinností především v horním respiračním traktu a mohou být spolknuty a tím se dostávají do gastrointestinálního traktu. Mezi skupiny s největším expozičním rizikem patří děti do 6 let, protože jejich absorpce gastrointestinálním traktem je větší než u dospělých a hematologické a neurologické účinky u dětí se tedy objevují v nižších prahových hodnotách než u dospělých. Na druhém místě nejohroženější

skupinou jsou těhotné ženy, protože placenta nemá efektivní biologické bariéry proti olovu a tím může být ohrožen plod.

Frakce olova, které zůstanou v těle, jsou distribuována mezi krev, měkké tkáně jater, ledvin, mozku a mezi kosti a zuby. Asi 95 % Pb v těle u dospělých a v 70 % u dětí je lokalizováno v kostech. 99 % Pb v krevním řečišti se váže na červené krvinky. Koncentrace Pb v kostech se zvyšuje s věkem a toto zvýšení je více pozorovatelné u mužů. Nedeponované Pb postupuje přes gastrointestinální trakt a je vyloučeno stolicí. Z absorbované frakce je 50-60 % vyloučeno ledvinami. Některá data napovídají, že především děti zadržují v těle více množství Pb, proto jsou považovány za citlivou část populace.

Při vysokých koncentracích olova v krvi dochází k akutnímu poškození nervové soustavy, které se projevuje podrážděností, poruchami pozornosti a paměti, bolestmi hlavy, svalovým třesem, halucinacemi, poklesem IQ a rychlostí vedení nervového vzruchu. Při nižších koncentracích dochází k neurologickým poruchám a poškození rozpoznávacích funkcí. Byla nalezena souvislost mezi expozicí olovem a poruchami chování u dětí, což bylo potvrzeno i u pracujících při dlouhodobé expozici olovem. Průřezové studie poukazují i na pokles IQ. Studie na zvířatech naznačily vztah mezi expozicí olova a účinky na nervový systém, což bylo potvrzeno a indikováno u dospělých i dětí (často nevratné neurologické poškození a poškození rozpoznávacích funkcí). Ve směrnici WHO se uvádí hodnoty LOAEL pro hematologické a neurologické účinky pro dospělé a dále hodnoty LOAEL pro hematologické, neurologické účinky a pro účinky na žlázy s vnitřní sekrecí u dětí. Doporučená hodnota olova ve venkovním prostředí  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  je stanovena na základě koncentrace olova v krvi [2]. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) neuvádí tolerovatelnou koncentraci v ovzduší TCA pro olovo. IARC (1986) řadí olovo do skupiny 2B jako pravděpodobný karcinogen pro člověka (s dostatečnou průkazností na zvířatech). US EPA neuvádí referenční koncentraci RfC olova pro venkovní prostředí. Ve studiích na myších byly při orální expozici pozorovány nádory ledvin a plic. Inhalační studie zvířat nebyly nalezeny. Kohortové epidemiologické studie v pracovním prostředí sléváren dostatečně neprokázaly karcinogenní účinky olova při inhalační expozici. US EPA řadí olovo do skupiny B2 jako pravděpodobný karcinogen pro člověka (s limitovanou průkazností u člověka) [8,9,11].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro olovo v úrovni  $500 \text{ ng}/\text{m}^3$  tj.  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 3.1.7. Rtut'

**Rtut' (Hg)** CAS 7439-97-6 je stříbrolesklý těžký kov, při normální teplotě je kapalný. Vyskytuje se jako elementární rtuť a dále tvoří jednomocné a dvojmocné sloučeniny. Rtut' se v ovzduší vyskytuje v parách nebo je navázána na tuhých částicích. Z experimentálních pokusů na zvířatech a lidech při inhalační expozici rtuťových par vyplynulo, že přibližně 80 % rtuti se usazuje v dýchacím traktu, z čehož se 70 % vstřebává rychle do krve. Zbytek se absorbuje pomaleji (8 hodin až 5 dnů). Při akutní inhalační expozici elementární rtuti dochází k poškození plic a může následovat až selhání dýchání. Chronická expozice nízkým hladinám elementární rtuti negativně ovlivňuje centrální nervový systém, kdy se může projevit třes, nestabilní chůze, snížení výkonu, změny nálad (podrážděnost, nervozita), špatná koncentrace, deficit krátkodobé paměti, rozmazané vidění, bolest hlavy. Dále může být narušena i funkce ledvin, funkce kardiovaskulárního systému (zvýšená srdeční frekvence a krevní tlak) a funkce reprodukčního systému. Řada případových studií naznačuje při dlouhodobé expozici u dětí vysoký krevní tlak, záchvaty, úzkost [10].

WHO uvádí, že v oblastech mimo průmysl se pozadí rtuti pohybuje v úrovni  $2 - 4 \text{ ng}/\text{m}^3$ , v průmyslových oblastech pak asi  $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ . Je třeba vzít v úvahu různé formy rtuti, kdy expozice párami rtuti je možná z venkovního prostředí a dále expozice ze zubního amalgámu. Je uváděno, že expozice rtuti z venkovního ovzduší je okrajová ve srovnání s expozicí ze zubních amalgámů. Expozice methylrtuti ve venkovním prostředí je o 2 – 3 řády nižší než denní příjem související s potravinami a v tomto kontextu je považován za nevýznamný. Uváděné koncentrace rtuti ve venkovním prostředí tedy nepředstavují přímé ohrožení zdraví. WHO stanovilo pro páry anorganické rtuti ve venkovním prostředí doporučenou koncentraci  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , která vychází z LOAEL  $15 - 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kdy byly u profesionální expozice pozorovány renální tubulární účinky. WHO ve svém závěru uvádí, že hladina rtuti by měla být udržována, co nejmenší vzhledem k tomu, že jsou omezené znalosti o bioakumulaci ve vodním potravinovém řetězci, které neumožňují kvantitativní odhad těchto rizik [2].

IARC zařadila rtuť a anorganické sloučeniny do skupiny 3 mezi látky neklasifikované z hlediska karcinogenity pro člověka [9]. Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí (RIVM) uvádí pro kovové rtuťové páry v ovzduší tolerovatelnou koncentraci TCA v úrovni 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [11]. Americká agentura pro ochranu životního prostředí v databázi IRIS stanovila hodnotu referenční koncentrace RfC v úrovni 0,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , která vychází z profesionální expozice, kdy byly pozorovány neurologické účinky (třesy). US EPA klasifikuje rtuť do skupiny D jako látku neklasifikovatelnou z hlediska karcinogenity pro člověka podobně jako IARC [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro anorganickou rtuť akutní referenční expoziční limit REL v úrovni 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pro dobu trvání expozice 1 hodiny, referenční expoziční limit REL v úrovni 0,06  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pro dobu trvání expozice 8 hodin a chronický referenční expoziční limit REL v úrovni 0,03  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Akutní REL (1 hodina) vychází z inhalačních studií na myších, akutní REL (8 hodin) vychází z expozice v pracovním prostředí a chronický REL vychází z expozice v pracovním prostředí. U všech studií byly pozorovány účinky na nervový systém [10].

V současné době není v České republice v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, stanoven imisní limit pro rtuť.

### 3.1.8. Specifické škodliviny

**Amoniak ( $\text{NH}_3$ )** CAS 7664-41-7 je bezbarvý plyn s ostrým a dráždivým zápachem, je dobře rozpustný ve vodě. Amoniak dráždí horní cesty dýchací, kůže a oči. Expozice párami amoniaku může vyvolat slzení, dráždění nosu a hrdla, zánět se sípáním, bolest na hrudi. Jednorázová expozice vysokým koncentracím může způsobit chronickou bronchitidu. Opakovaná expozice může způsobit chronické dráždění respiračního traktu. Mezi chronické projevy řadíme kašel, astma, chronické dráždění očí a kůže, obtížné dýchání při námaze, bolesti hlavy, sípot, ospalost a netečnost.

Americká agentura pro ochranu životního prostředí v databázi IRIS stanovila hodnotu referenční koncentrace RfC v úrovni 0,5  $\text{mg}/\text{m}^3$  (pozorována byla snížená funkce plic a respirační příznaky). Referenční koncentrace RfC je stanovená koncentrace, která při celoživotní inhalační expozici populace včetně citlivých skupin pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik stanovil pro amoniak akutní referenční expoziční limit REL v úrovni 3,2  $\text{mg}/\text{m}^3$  pro dobu trvání expozice 1 hodiny, kdy bylo prokázáno dráždění očí a respiračního traktu a chronický referenční expoziční limit REL v úrovni 0,2  $\text{mg}/\text{m}^3$  s účinkem na respirační systém. Akutní REL vychází ze studií na dobrovolnících a chronický REL vychází studie Holness a kol. (1989) na pracovnících [10].

Americká hygienická asociace v průmyslu uvádí čichový práh amoniaku v rozpětí 0,0266-39,6  $\text{mg}/\text{m}^3$  s dráždivou koncentrací 72  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Nejnižší čichový práh je tedy uváděn okolo hodnoty 27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

V současné době není v České republice stanoven imisní limit pro amoniak.

**Chlorovodík (HCl)** CAS 7647-01-0 je bezbarvý plyn s ostrým dráždivým štiplavým zápachem, který ve vzduchu kondenzuje s vlhkostí za produkce bílých par kyseliny chlorovodíkové, které jsou žíravé. Akutní inhalační expozice může vyvolat podráždění nosu, očí, dýchacích cest, kašel, chraptot, záněty a vředy dýchacích cest, bolesti na hrudi a otok plic. U profesionálně exponovaných pracovníků při chronické dlouhodobé expozici kyselinou chlorovodíkovou jsou popsány záněty žaludku, chronický zánět průdušek, zánět kůže a narušení zubní skloviny. US EPA uvádí čichový práh okolo 7  $\text{mg}/\text{m}^3$ . WHO ve směrnících pro kvalitu ovzduší, ani Státní zdravotní ústav doporučenou koncentraci pro venkovní ovzduší neuvádí. Chlorovodík není klasifikován z hlediska karcinogenních účinků [2,12].

US EPA v databázi IRIS uvádí referenční koncentraci RfC chlorovodíku ve venkovním ovzduší, která ani při celoživotní expozici pravděpodobně nevyvolá u člověka žádné nepříznivé zdravotní účinky, v úrovni 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota byla stanovena z výsledků chronických inhalačních studií na pokusných zvířatech, kdy byla pozorována hyperplazie (nadměrný vývin tkáně nebo orgánu způsobený zvětšením počtu buněk) sliznice nosu, hrtanu a průdušnice [8].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik (OEHHA) stanovil akutní jednohodinový referenční expoziční limit chlorovodíku REL v úrovni 2 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota vychází ze studie s deseti astmatiky ve věku od 18-25 let, kdy byla pozorována bolest v krku a výtok z nosu. OEHHA dále stanovil chronický referenční expoziční limit chlorovodíku REL v úrovni 9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota vychází z inhalačních studií na pokusných zvířatech, kdy byla pozorována sliznice nosu, hrtanu a průdušnice [10]. Anglické ministerstvo pro životní prostředí a výživu (DEFRA) vycházelo ze stejné studie jako OEHHA

a doporučilo jednodinovou koncentraci, která by měla ochránit před drážděním očí, kůže a dýchacích cest, v úrovni  $750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Měření chlorovodíku na monitorovacích stanicích se v České republice neprovádí a nejsou stanoveny ani imisní limity pro chlorovodík.

**Fluorovodík (HF)** CAS 7664-39-3 je bezbarvý plyn s ostrým dráždivým štiplavým zápachem, vysoce korozivní a vysoce rozpustný ve vodě. Akutní vdechování plynného fluorovodíku může způsobit extrémní dráždění dýchacích cest spojených s kašlem a dušností, podráždění očí, nosu, slzení, bolesti v krku, tlak na hrudi. Uváděné chronické účinky při vdechování nebo požití jsou fluoróza, hubnutí, nevolnost, chudokrevnost, odbarvení zubů. U pokusných zvířat v případě chronické expozice fluorovodíkem bylo pozorováno poškození ledvin, jater a plic. Fluorovodík není klasifikován IARC z hlediska karcinogenity [9].

WHO pro fluoridy publikovalo jednodinovou koncentraci v úrovni  $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro ochranu dráždění dýchacích cest. Data z různých zdrojů ukazují, že dlouhodobá expozice (profesionálně exponovaných pracovníků a dětí) koncentracím fluoridů mezi  $0,1 - 0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  vede ke zhoršení plicních funkcí a kostní fluorózy. Nepříznivé účinky nebyly nalezeny při koncentracích plynných fluoridů do  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I přesto dostupné informace neumožňují odvození směrné hodnoty pro fluoridy ve venkovním ovzduší. WHO uvádí, že je nepravděpodobné, že by koncentrace fluoridů ve venkovním ovzduší představovaly riziko vzniku fluorózy. Pro fluoridy ve venkovním ovzduší WHO doporučuje, aby se koncentrace pohybovaly pod  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tato hodnota je stanovena pro ochranu dobytka a rostlin a taktéž představuje dostatečnou ochranu před nepříznivými účinky pro člověka [2]. SZÚ uvádí pro fluor a anorganické sloučeniny v případě chronického působení referenční koncentraci  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [12].

Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik (OEHHA) stanovil akutní jednodinový referenční expoziční limit fluorovodíku REL v úrovni  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota vychází ze studie se zdravými dobrovolníky, kdy bylo popsáno dráždění očí, nosu, hrdla. OEHHA stanovil i chronický referenční expoziční limit REL v úrovni  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro HF, kdy tato hodnota vychází ze studie profesionálně exponovaných pracovníků s nepříznivým účinkem na respirační systém, zuby a kosti [10]. Anglické ministerstvo pro životní prostředí a výživu (DEFRA) doporučilo jednodinovou koncentraci pro plynný fluorovodík v úrovni  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  k ochraně před dráždivými účinky očí, kůže a dýchacích cest.

Měření fluorovodíku na monitorovacích stanicích se v České republice neprovádí a nejsou stanoveny imisní limity pro fluorovodík.

**Polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a polychlorované dibenzofurany (PCDF)** (dále PCDD/F) jsou v různé míře chlorované tricyklické aromatické sloučeniny s velmi podobnými chemickými vlastnostmi. Jedná se o velkou skupinu látek vyskytující se často v podobě směsi s různým procentuálním zastoupením jednotlivých kogenerů. Při pokojové teplotě se jedná o pevné látky s nízkou těkavostí. Ve venkovním ovzduší jsou navázány na aerosol pevných částic. Rizikovost těchto látek je dána jejich vysokou toxicitou, chemickou i tepelnou stabilitou, vysokou lipofilitou (rozpustností v tukách), akumulací v tukových tkáních a pomalou degradací v organismu s poločasem rozpadu až desítky let. Hlavním zdrojem příjmu PCDD/F u člověka je potrava především ryby, mléko, maso, vejce. PCDD/F se ukládají do jater a tukových tkání, je prokázán i transplacentární přestup na plod a do mateřského mléka. WHO uvádí, že monitorovací programy ukázaly klesající trend těchto látek v mateřském mléce v průběhu 5-15 let pravděpodobně s regulací emisí PCDD/F. WHO publikovalo hodnoty průměrného denního příjmu potravou v evropských zemích v úrovni  $1,5 - 2 \text{ pg TEQ}/\text{kg}/\text{den}$ . Denní příjem pitnou vodou je zanedbatelný. Inhalační expozice je všeobecně nízká, většina dat v Evropě a v USA indikuje koncentrace v městském ovzduší kolem  $0,1 \text{ TEQ}/\text{m}^3$ . Příjem těchto látek inhalací představuje jen asi 1 % příjmu těchto látek potravou. To znamená, že současné koncentrace PCDD a PCDF ve vnějším ovzduší nepředstavují zdravotní riziko prostřednictvím přímé expozice člověka. Inhalační expozice těmito látkami se může vyskytnout i ve vnitřním prostředí (např. inhalací kontaminovaného vzduchu při použití konzervačních prostředků dřeva na bázi PCB), kdy se v tomto případě inhalační expozice může blížit výši dietárního příjmu. Dále se může jednat o inhalaci úletu popílku, prachu, půd [2].

Státní zdravotní ústav Praha v souhrnné zprávě za rok 2007 v rámci zjišťování zdravotních důsledků zátěže lidského organismu cizorodými látkami z potravinových řetězců, dietární expozice uvedl, že odhad expoziční dávky látkám s tzv. dioxinovým účinkem (toxický ekvivalent 2,3,7,8 tetrachloro-

dibenzodioxinu (TEQ 2,3,7,8-TCDD) pro sumu 29 toxických kongenerů PCB, dioxinů a dibenzofuranů) představoval v letech 2006–2007 hodnotu asi 4,2–5,3 pg WHO TEQ TCDD/kg/týden. To odpovídá 30–38 % doporučené hodnoty týdenního tolerovatelného limitu TWI. Výsledky jsou stanoveny pro průměrnou osobu v ČR, pro děti je proto potřeba uvažovat vyšší hodnotu expoziční dávky. Na tzv. dioxinové toxicitě se podílely PCB ze 70 až 76 %, dibenzofurany z 24 až 30 % a dioxiny z 0 až 1 %. Nejvyšší přívod byl zjištěn především z ryb, rybích výrobků a másla [14].

Mezi nejtoxičtějšího a nejlépe prozkoumaného zástupce PCDD/F patří **2,3,7,8 - tetrachlorodibenzo-p-dioxin, CAS 1746-01-6** (dále TCDD). Pro sumární odhad zdravotního rizika různých směsí látek, jako jsou PCDD/F, se používají faktory ekvivalentní toxicity (TEF), kdy pomocí těchto TEF se koncentrace jednotlivých látek ze skupiny PCDD/F přepočítávají na koncentraci ekvivalentní toxicity TCDD, který má TEF = 1. Předpokládá se jejich aditivní působení. Výsledkem přepočtu pomocí TEF je pak ekvivalent toxicity (TEQ) TCDD a dále se hodnotí riziko této jediné látky TCDD.

Informace o toxických účincích dioxinů na člověka jsou převážně z působení vysokých koncentrací v průmyslu při nehodách, haváriích nebo při otravách jako např. z kontaminovaného rýžového oleje v Japonsku a na Tchaj-wanu. Pozorované účinky u člověka jsou obecně v souladu s nalezenými účinky u pokusných zvířat. Nejtypičtější je pro krátkodobé vysoké expozice dermatologická odpověď organismu tzv. chlorakné a s malou klinickou významností se objevily u lidí mírné endokrinní a neurologické účinky. Informace o dlouhodobých účincích na imunitní systém u člověka jsou limitované a imunotoxický účinek nebyl dostatečně prokázán. Dostupné informace o možných chronických toxických účincích dioxinů je dán různými omezeními vyplývajícími z epidemiologických studií, kdy nelze např. vyloučit vliv dalších škodlivin v ovzduší na nalezené zdravotní účinky apod. Z toho vyplývá, že potencionální zdravotní riziko dioxinů z hlediska chronické dlouhodobé expozice, je třeba dále vyjasnit. WHO uvádí, že četné epidemiologické studie v případě profesionální expozice vysokým koncentracím prokázaly mírně zvýšené riziko rakoviny, ale statistická významnost těchto studií je nízká. Karcinogenní účinek TCDD byl prokázán u pokusných zvířat, kdy způsobuje nádory v různých orgánech, a to při expozici různými expozičními cestami. Avšak populace ve venkovním prostředí je vystavena nižším koncentracím než pracovníci při profesionální expozici a než při experimentech na pokusných zvířatech [2].

Z většiny vědeckých studií vyplývá, že karcinogenní účinek je způsoben různými negenotoxickými mechanismy prostřednictvím Ah receptoru, jedná se tedy o prahový účinek. Ah receptor je nitrobuněčný protein, který reguluje enzymy a specificky váže halogenované uhlovodíky.

US EPA v databázi IRIS stanovilo pro TCDD referenční orální dávku RfD = 0,7 pg/kg/den, která byla odvozena ze dvou epidemiologických kohortových studií (2008). Obě studie jsou z období, kdy byla populace vystavena vlivu TCDD při průmyslové havárii v Sevesu v Itálii v roce 1976. Kritickým účinkem bylo ovlivnění kvality spermií u mužů, kteří byli exponováni v dětském věku (snížení počtu a pohyblivosti spermií) a zvýšené hladiny hormonu stimulující štítnou žlázu u novorozenců, kteří byly vystaveni působení TCDD v děloze matky [8].

Agentura pro toxické látky a registr nemocí (ATSDR) stanovila pro TCDD orální MRL pro akutní expozici 200 pg/kg/den (14 dní), orální MRL pro subakutní expozici 20 pg/kg/den (14 dní až 1 rok) a orální MRL pro chronickou expozici 1 pg/kg/den. Hodnoty MRL (Minimal Risk Level) odvozené v USA se týkají nekarcinogenních zdravotních účinků a slouží k rychlé identifikaci rizika [18].

WHO v roce 1990 stanovila hodnotu přijatelného denního příjmu (TDI) 10 pg/kg pro TCDD, která vycházela ze studií na myších. Na základě nových dat, které se týkaly nepříznivých účinků na hormonální, reprodukční a vývojový systém, i při nízkých expozičních dávkách ve studiích na pokusných zvířatech, WHO hodnotu TDI 10 pg/kg v roce 1998 přehodnotilo na hodnotu přijatelného denního příjmu TDI 1-4 pg TEQ/kg pro dioxiny a látky s dioxinovým účinkem při celoživotní expozici. Hodnota TDI vychází z LOAEL 14-37 pg/kg/den s použitím faktoru nejistoty 10. LOAEL je nejnižší úroveň dávky, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou. Hodnota 4 pg/kg/den je považována za provizorní a horní hranici, která by neměla být překračována s cílem snížit příjem těchto látek u člověka pod 1 pg/kg/den. WHO ve směrnici kvality ovzduší nenavrhuje limit pro venkovní prostředí pro PCDD/F, protože inhalační expozice PCDD/F z ovzduší je v porovnání s příjmem potravou velmi nízká. Z ovzduší však dochází ke kontaminaci půdy a průniku těchto látek do potravinových řetězců. Vzhledem k tomu, že celková expozice těmito látkami probíhá přes potravní řetězec, WHO doporučuje emise PCDD/F do venkovního ovzduší snižovat. Nález koncentrací v ovzduší 0,3 pg/m<sup>3</sup> a více WHO považuje za indikaci lokálního



znečištění, které vyžaduje identifikaci zdroje emisí a jeho kontrolu [2]. Holandský národní ústav veřejného zdraví a životního prostředí (RIVM) publikoval přijatelný denní příjem TDI 1-4 pg TEQ/kg pro dioxiny a látky s dioxinovým účinkem, který ve svém materiálu převzal od WHO [11]. Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) na základě nových epidemiologických a experimentálních údajů o toxicitě těchto látek na zvířatech v roce 2018 snížil hodnotu tolerovatelného týdenního příjmu TWI pro PCDD/F v potravinách na 2 pg/kg tělesné hmotnosti [19].

Kalifornská agentura pro ochranu životního prostředí (2000) stanovila pro TCDD v případě rizika nekarcinogenních účinků hodnotu REL = 40 pg/m<sup>3</sup> (tj. 0,00004 µg/m<sup>3</sup>). Hodnota REL vychází ze studie kontinuální dietární expozice na pokusných zvířatech trvající 2 roky. Kritickým účinkem byl vliv na játra a na plíce, reprodukční a vývojový systém [16]. Dále odvodila inhalační jednotku karcinogenního rizika UR 38 (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> [17].

US EPA v databázi regionálních screeningových koncentrací založených na riziku uvádí pro TCDD inhalační jednotku karcinogenního rizika UR 38 (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>, kterou odvodil Kalifornský úřad pro řízení zdravotních rizik Cal/EPA a koncentraci ve venkovním prostředí sídel 0,00000074 µg/m<sup>3</sup> [15].

IARC (2012) zařadila TCDD do skupiny 1 mezi lidské karcinogeny. IARC (1997) ostatní PCDD/F zařadila do skupiny 3 mezi látky, které nelze specifikovat z hlediska karcinogenních účinků na člověka [2, 9].

Měření PCDD/F na monitorovacích stanicích se v České republice neprovádí a nejsou stanoveny imisní limity pro PCDD/F.

### 3.1.9. Benzen

Benzen (CAS 71-43-2) je bezbarvá, těkavá kapalina s aromatickým zápachem, málo mísitelná s vodou. Zdrojem emisí benzenu je kouření, spalování, výpary z benzínových stanic a výfukové plyny z aut. Hlavním cestou expozice je inhalace. Akutní toxicita benzenu je nízká. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 uvádí významné nepříznivé zdravotní účinky při dlouhodobé inhalační expozici a to hematotoxické, genotoxické a karcinogenní. Chronická expozice benzenem působí na kostní dřeň, kdy dochází k poruchám krvetvorby. U profesionálně exponované populace vysokým koncentracím benzenu jsou popisovány hematoxické účinky jako pokles červených a bílých krvinek. Karcinogenní účinek benzenu je popsán u profesionálně exponované populace, a to zvýšení úmrtnosti na leukémii. Pozorovány byly též imunologické změny, především pokles lymfocytů. WHO doporučuje ve směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 inhalační jednotku karcinogenního rizika pro celoživotní expozici koncentraci 1 µg/m<sup>3</sup> v úrovni UR 6x10<sup>-6</sup>(µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>. To znamená, že při celoživotní expozici benzenem v koncentraci 1 µg/m<sup>3</sup> se zvýší pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění o 6 osob na milion exponovaných obyvatel. Tato inhalační jednotka karcinogenního rizika představuje geometrický průměr z hodnot inhalačních jednotek karcinogenního rizika odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace (Crump a Allen, Paustenbach a kol.) Vzhledem k tomu, že tato inhalační jednotka karcinogenního rizika je odvozena ze studií na profesionálně exponované populaci, lze usuzovat, že riziko působení benzenu ve venkovním prostředí tím vědomě nadhodnocujeme [2]. Benzen byl zařazen Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny IARC (2012) do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny [9].

US EPA v databázi IRIS uvádí referenční koncentraci RfC benzenu ve venkovním ovzduší, která ani při celoživotní expozici pravděpodobně nevyvolá u člověka žádné nepříznivé zdravotní účinky, v úrovni 0,03 mg/m<sup>3</sup>. Tato hodnota byla stanovena z výsledků inhalační studie na pracovnících Rothman a kol. (1996), kdy došlo k poklesu počtu lymfocytů. US EPA klasifikovala benzen do skupiny A jako karcinogen pro člověka (s dostatečným průkazem v epidemiologických studiích). US EPA uvádí rozpětí jednotek karcinogenního rizika leukémie 2,2x10<sup>-6</sup>-7,8 x10<sup>-6</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>, kterým odpovídá v ovzduší koncentrace 0,13-0,45 µg/m<sup>3</sup>. US EPA vychází ze studií Paustenbach a kol. (1993), Crump (1992, 1994) a Crump a Allen (1984) [8].

V současné době je v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb. o ochraně ovzduší pro průměrné roční koncentrace benzenu 5 µg/m<sup>3</sup>.

### 3.1.10. Epidemiologické studie

Světová zdravotnická organizace (WHO) se věnovala problematice nakládání s odpady včetně spalování odpadů na svém odborném semináři v březnu 2007 [28], kdy za účasti skupiny mezinárodních odborníků v oblasti epidemiologie, životního prostředí, veřejného zdraví a dalších zájmových skupin byly přezkoumány dostupné údaje o zdravotních účincích expozice ze spaloven odpadů a ze skládek odpadů včetně analýzy evropských případových studií, kde se vyskytly obavy o zdraví v souvislosti s nakládáním s odpady. Spalovny, tj. zařízení pro energetické využití odpadu, v mnoha evropských zemích jsou v provozu od 60. – 70. let 20. stol., kdy v průběhu let došlo ke snížení emisí ze spaloven. Nové generace spaloven jsou postavené na základě BAT (nejlepších dostupných technologií) s vícestupňovým čištěním spalin se stanovenými specifickými emisními limity, které jsou závazné i pro ČR. Tyto spalovny produkují znečišťující látky do životního prostředí v nízkém množství, kdy je nepravděpodobné na základě posledních vědeckých poznatků, že by významně přispívaly k celkovému znečištění ovzduší v dané oblasti.

V některých epidemiologických studiích zaměřených na spalovny byl zaznamenán vyšší výskyt některých specifických nádorových onemocnění, vývojových vad plodu, nízká porodní váha především v souvislosti s expozicí 2,3,7,8 – TCDD. Tyto studie však dle WHO nejsou dostatečně průkazné k prokázání příčinné souvislosti mezi provozem spaloven a zvýšeným výskytem těchto onemocnění z důvodů existence malého počtu kvalitních studií. Většina studií z let 1987-2003 se týkala starších typů spaloven s vysokými emisemi, které měly omezený záchyt emisí s nízkou teplotou spalování, ve studiích není dostatečně popsána expozice, ve studiích jsou zahrnuty i expozice z jiných zdrojů než jen ze spaloven, tudíž výsledky studií nových generací spaloven s vícestupňovým čištěním spalin nelze porovnat s výsledky studií spaloven staršího typu. Taktéž výsledky studií profesionální expozice nelze extrapolovat na obecnou populaci s ohledem na existenci zkreslujících faktorů (pracovníci jsou vystaveni podstatně vyšším koncentracím než populace žijící v okolí, v obecné populaci se vyskytují citlivé skupiny obyvatel apod.).

Materiál britské Agentury pro ochranu zdraví (HPA – *Health Protection Agency*) z roku 2010 [29] se zabývá vlivem emisí spaloven komunálního odpadu na zdraví obyvatel se závěrem, že příspěvek moderních a dobře řízených spaloven komunálního odpadu k místním koncentracím znečišťujících látek je, ve srovnání se staršími typy spaloven bez vícestupňového čištění spalin, malý.

V materiálu jsou citovány i závěry Výboru pro karcinogenitu chemických látek v potravinách, spotřebním zboží a životním prostředí (COC - *Comitte on the Carcinogenity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment*) z let 2000 a 2009, který přezkoumával epidemiologické studie provedené v blízkosti spaloven komunálního odpadu s konstatováním, že potenciální karcinogenní riziko v blízkosti spaloven komunálního odpadu je mimořádně nízké a současnými moderními metodami neměřitelné.

Dále je v materiálu citováno srovnání dopadů na zdraví obyvatel různých metod nakládání s odpady včetně spalování anglického Ministerstva pro životní prostředí, výživu a záležitost venkova (DEFRA - *Department for Environment, food and Rural Affairs*) opět se závěrem, že moderní spalovny mají pravděpodobně malý vliv na zdraví obyvatel v jejich okolí. DEFRA uvádí, že většina (více než 90 %) neprofesionálně exponované populace je obecně dominantně exponována dioxiny prostřednictvím potravy (dietární expozicí) především potravinami živočišného původu - maso, ryby, vejce, mléčné výrobky, omezeně (minoritně) exponována inhalací z ovzduší nebo požitím půdy. Pokud se jedná o emise ze spaloven komunálního odpadu se současným emisním limitem  $0,1 \text{ ng/m}^3$  představuje inhalační expozice minoritní cestu expozice ve srovnání s dietárním příjmem, neboť DEFRA spočítala, že spalování odpadů činí méně než 1 % emisí dioxinů ve Velké Británii. Dioxiny by se mohly prostřednictvím emisí dioxinů dostat do půdy a potom prostřednictvím potravinového řetězce (půda – rostliny – zvířata – maso) do lidského organismu, i když dioxiny jsou obecně méně přijímány rostlinami. Výpočty ukazují, že příspěvek emisí dioxinů na místně vyráběné potraviny jako mléko a vejce do dietárního příjmu v okolí spaloven je malý a že dietární příjem dioxinů se v okolí spaloven pohybuje hluboko pod tolerovatelným denním příjmem (TDI) pro dioxiny (COC 2001).

WHO uvádí, že s přijetím BAT technologií, které se uplatňují v rámci EU, je výskyt měřitelných zdravotních rizik pro obyvatelstvo žijící v těsné blízkosti spaloven málo pravděpodobný.

### 3.2. Hodnocení expozice

Hodnocení expozice vychází z předložené rozptylové studie zpracované Ing. Zdeňkem Sklenářem ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v únoru 2024. Pro výpočet doplňkové imisní zátěže je použit matematický model dle metodiky SYMOS'97, verze 2013. Rozptylová studie řeší reprezentativní imise z provozu posuzovaného záměru následujících škodlivin: frakce suspendovaných částic PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, oxidu dusičitého (NO<sub>2</sub>), oxidu siřičitého (SO<sub>2</sub>), oxidu uhelnatého (CO), benzo(a)pyrenu (BaP) – z dopravy, benzenu (B) – z dopravy, sumy skupiny těžkých kovů ΣAs, Pb, Ni (arsenu, olova, niklu), sumy skupiny kovů ΣCd+Tl (kadmia, thalia), rtuti (Hg), chlorovodíku (HCl), fluorovodíku (HF), polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a polychlorovaných dibenzofuranů (PCDD/F) a amoniaku (NH<sub>3</sub>). V případě těžkých kovů byly zpracovatelem rozptylové studie poskytnuty výpočty imisních příspěvků celkového chromu a šestimocného chromu na základě emisních měření na podobném zdroji ZEVO jako je posuzován v této studii (viz příloha č. 3).

Výpočet ze stacionárních zdrojů v rozptylové studii s ohledem na předpokládané změny ve výrobě a dodávce tepla do soustavy CZT zahrnuje pouze teplárnu TTS Sever a je proveden ve variantách pro stávající stav (tři biomasové kotle a čtyři KGJ) na úrovni měřených emisí za poslední 3 roky (2020 – 2022) a pro plánovaný stav po realizaci záměru, tj. po výstavbě nového multipalivového kotle (multipalivový kotel a kotel K2 na biomasu). Pro výpočet matematického modelu rozptylu škodlivin (stacionárních zdrojů) byla zvolena základní síť referenčních bodů o velikosti 7,9 x 7,9 km s krokem 100 m, ve kterých byl proveden výpočet doplňkové imisní zátěže škodlivinami vznikajícími z výše uvedených zdrojů emisí. Pro výpočet imisí ze stacionárních zdrojů bylo doplňkově zvoleno 22 referenčních bodů, které charakterizují vybrané lokality v posuzované oblasti (viz tabulka č. 1).

Rozptylová studie vyhodnocuje také předpokládanou celkovou změnu dopravy v lokalitě. S ohledem na dosah imisí byla doprava hodnocena pouze v části intravilánu Třebíče, a to v nejbližším okolí areálu s předpokládaným nejvyšším vlivem vyvolané dopravy. Výpočet je proveden pro dvě varianty - stávající dopravní situace, kdy je vyhodnocen vliv stávající dopravy dle intenzit dopravy na základě posledního sčítání dopravy z databáze ŘSD a výhledová dopravní situace, která zahrnuje změny související s provozem areálu teplárny Sever v Třebíči, tj. jak předpokládané snížení dopravy z důvodu nižšího návozu biomasy, tak navýšení dopravy s ohledem na předpokládané intenzity návozu SKO a dovozu případně odvozu surovin a odpadů souvisejících s provozem multipalivového kotle při spalování SKO. S ohledem na lokální působení vlivů dopravy byla pro vyhodnocení vytvořena samostatná síť referenčních bodů v okolí posuzovaných komunikací, a to v lokalitách kde lze očekávat maximální intenzitu vyvolané dopravy. Pro výpočet matematického modelu rozptylu škodlivin z dopravy byla zvolena síť referenčních bodů o velikosti 1,6 x 1,6 km s krokem 50 m. Pro výpočet imisí z dopravy bylo doplňkově zvoleno 7 referenčních bodů, které charakterizují vybrané lokality v okolí komunikací (viz tabulka č. 1).

Imisní příspěvky jednotlivých škodlivin z rozptylové studie jsou uvedeny v tabulce č. 2 (pro stacionární zdroje) a v tabulce č. 3 (pro dopravu).

Pětileté průměry ČHMÚ neposkytují data o pozadí hodinových koncentrací NO<sub>2</sub>, hodinových a denních koncentrací SO<sub>2</sub>, maximálních denních osmihodinových průměrných koncentrací CO, ročních koncentrací NH<sub>3</sub> a ročních koncentrací Hg. V tomto případě se úroveň znečištění v předmětné lokalitě hodnotí na základě měření na nejbližších stanicích imisního monitoringu.

Naměřená koncentrace maximálních hodinových koncentrací NO<sub>2</sub> v roce 2022 na monitorovací stanici v okolí záměru (ZÚ Ostrava-Jihlava-Znojemska) se pohybovaly maximálně do 86,1 µg/m<sup>3</sup>.

Naměřené koncentrace maximálních hodinových koncentrací SO<sub>2</sub> na monitorovací stanici v okolí záměru (ČHMÚ Košetice) se v roce 2022 pohybovaly maximálně do 14,3 µg/m<sup>3</sup>. Naměřené koncentrace maximálních denních koncentrací SO<sub>2</sub> na monitorovací stanici v okolí záměru (ČHMÚ Košetice) se v roce 2022 pohybovaly maximálně do 5,1 µg/m<sup>3</sup>.

Naměřené koncentrace maximálních denních osmihodinových průměrných koncentrací CO na monitorovací stanici v okolí záměru (ČHMÚ Košetice) se v roce 2022 pohybovaly maximálně do 444,6 µg/m<sup>3</sup>.

V letech 2010 až 2014 byla rtuť na měřicích stanicích sledována pouze v kraji Vysočina a v Moravskoslezském kraji. Na stanici Košetice byla v roce 2012 zjištěná hodnota ročního aritmetického průměru  $0,016 \text{ ng/m}^3$ , v témže roce byla na stanici Osieczów v Polsku zjištěna koncentrace  $1,643 \text{ ng/m}^3$ . Další publikovaný údaj je pro stanici v Karviné, kde byla v roce 2013 zjištěna koncentrace  $0,151 \text{ ng/m}^3$  a v roce 2014 koncentrace  $0,224 \text{ ng/m}^3$ .

Na monitorovacích stanicích v Pardubickém kraji a v Ústeckém kraji byly v letech 2011 až 2014 naměřeny hodnoty průměrných ročních imisních koncentrací amoniaku od  $2,0 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  do  $5,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  a hodnoty maximálních hodinových koncentrací amoniaku od  $16,0 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  do  $63,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

V odborné zprávě SZÚ pro rok 2021 na str. 29 [12] je uvedeno, že na 19 z 44 hodnocených městských stanic se roční aritmetické průměry celkového chromu pohybovaly v rozmezí do  $1 \text{ ng/m}^3$ . V rozmezí  $1$  až  $5 \text{ ng/m}^3$  ročního průměru celkového chromu to bylo celkem 23 stanic. Konzervativní odhad střední hodnoty v neexponovaných lokalitách zahrnutých sídel se pohybuje na úrovni  $1,17 \text{ ng/m}^3$  celkového chromu. Za modelového odhadu, při středním zastoupení šestimocného chromu ve směsi na úrovni  $0,1$  až  $0,5 \%$ , by se koncentrace šestimocného chromu pohybovaly převážně v rozmezí  $0,002 - 0,01 \text{ ng/m}^3$ , tedy pod úrovní  $40 \%$  referenční koncentrace. Dále se uvádí, že imisní limit pro celkový chrom, ani šestimocný chrom není stanoven. Je stanovena SZÚ pouze referenční koncentrace  $0,025 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$ , kdy uvedenou referenční koncentraci nelze pro hodnocení celkového chromu ve venkovním ovzduší (variabilní směs třímocného a šestimocného chromu s odhadovaným zastoupením šestimocného chromu v rozsahu od  $0,01 \%$  do  $10 \%$  - tj. čtyř řádů) přímo použít.

Na měřicí stanici Jihlava-Znojemská byly v roce 2022 naměřeny roční imisní koncentrace celkového chromu v suspendovaných částicích  $1,97 \text{ ng/m}^3$ . Za modelového odhadu, jaký uvádí SZÚ, při středním zastoupení šestimocného chromu ve směsi na úrovni  $0,1$  až  $0,5 \%$ , by se koncentrace šestimocného chromu pohybovaly na měřicích stanicích v rozmezí  $0,002$  až  $0,01 \text{ ng/m}^3$ .

Spolehlivé údaje o imisním pozadí PCDD/F v ČR nejsou v současné době k dispozici. WHO uvádí v městském ovzduší koncentraci vyjádřenou jako TEQ kolem  $0,1 \text{ pg/m}^3$ .

Tabulka č. 1: Popis výpočtových bodů (zdroj dat – rozptylová studie)

VRB	Referenční body obytné zástavby – stacionární zdroje	Referenční body obytné zástavby – doprava
1	Střední průmyslová škola	Sportovní hala Spartak
2	Benešova 509/14, Třebíč	Benešova 509/14
3	ZK Lubí ev. č. 1, Třebíč	Benešova 508/20
4	Mjr. Krátkého 440/43, Třebíč	Maxima Gorkého 547/23
5	Kremláčkova 447/51, Třebíč	Rafaelova 350
6	Wolkerova 241/8, Třebíč	Jar. Heyrovského 829/1
7	I. Olbrachta 655/12, Třebíč	Růžičkova 366/4
8	Jindřichova 177/31, Třebíč	-
9	Slunná 1109, Třebíč	-
10	Jasanová 1084, Třebíč	-
11	Hasskova 93/20, Třebíč	-
12	Hrotovická 409/12, Třebíč	-
13	Základní škola Světlo, s.r.o.	-
14	Alšova 1000, Třebíč	-
15	Kracovice 19, Stařeč	-
16	Střítež 125	-
17	Kožichovice 29	-
18	Ptáčov 51	-
19	Trnava 288	-
20	Pocoucov 6	-
21	Budíkovice 99	-
22	Račerovice 23	-

Tabulka č. 2: Imisní zatížení (maxima) v obytné zástavbě v okolí záměru (z VRB č. 1 až VRB č. 22) pro stávající stav, pro výhledový stav a pro změnu po realizaci záměru včetně pozadí prezentované pětiletými průměry ČHMÚ 2018 - 2022 (zdroj dat - rozptylová studie) – stacionární zdroje

Imisní koncentrace		Stávající stav	Plánovaný stav	Změna	Pozadí	Imis. limit
PM <sub>10</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,00466	0,00677	0,00211	18	40
	C <sub>maxd</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,223	0,204	Poklesy a nárůst 0,019	-	50
PM <sub>2,5</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,00329	0,00478	0,00149	15	20
NO <sub>2</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,0538	0,0500	Poklesy a nárůst 0,0023	13	40
	C <sub>maxhod</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	3,509	2,054	poklesy	-	200
SO <sub>2</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,0296	0,0295	Poklesy a nárůst 0,0009	3,1	-
	C <sub>maxhod</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	1,69	1,06	poklesy	-	350
	C <sub>maxd</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	1,260	0,723	poklesy	-	125
CO	C <sub>8 hod</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	35,4	4,32	poklesy	-	10000
HCl	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,0077	0,0098	0,0021	-	-
HF	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,000077	0,000567	0,00049	-	-
TK	C <sub>r</sub> [ng/m <sup>3</sup> ]	0,209	0,354	0,145	1	As: 6
					0,8	Ni: 20
					4,6	Pb: 500
Cd+Tl	C <sub>r</sub> [ng/m <sup>3</sup> ]	0,00216	0,01436	0,0122	0,2	Cd: 5
Hg	C <sub>r</sub> [ng/m <sup>3</sup> ]	0,000386	0,012965	0,012579	-	-
PCDD/F	C <sub>r</sub> [pg/m <sup>3</sup> ]	0,00000493	0,00002925	0,00002432	-	-
NH <sub>3</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	-	0,00317	-	-	-

Tabulka č. 3: Imisní zatížení (maxima) v obytné zástavbě v okolí záměru (z VRB č. 1 až č.7) včetně pozadí prezentované pětiletými průměry ČHMÚ 2018 - 2022 (zdroj dat - rozptylová studie) – doprava

Imisní koncentrace		Současný stav	Výhledový stav	změna	Pozadí	Imis. limit
PM <sub>10</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	2,467	2,5000	0,054	18	40
	C <sub>maxd</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	18,47	18,57	0,18	-	50
PM <sub>2,5</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,701	0,710	0,014	15	20
NO <sub>2</sub>	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,254	0,257	0,003	13	40
	C <sub>maxhod</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	1,949	1,970	0,02	-	200
BaP	C <sub>r</sub> [pg/m <sup>3</sup> ]	57,77	58,25	0,48	0,9	1
benzen	C <sub>r</sub> [μg/m <sup>3</sup> ]	0,02772	0,027773	0,000062	0,9	5

Vyhodnoceny jsou příspěvky stávající varianty a výhledové varianty pro stacionární zdroje. V případě dopravy je vyhodnocena změna po realizaci záměru. Při hodnocení inhalační expozice vycházíme z konzervativního přístupu, kdy vypočtené imisní příspěvky škodlivin v rozptylové studii budou působit na obyvatelstvo ve venkovním prostředí 24 hodin denně. Jedná se tedy o přístup na straně bezpečnosti.

### 3.3. Charakterizace rizika

#### 3.3.1. Charakterizace rizika suspendovaných částic

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší frakce částic PM<sub>10</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně tisícín μg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově o tisíce μg/m<sup>3</sup>.

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší frakce částic PM<sub>2,5</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu

maximálně tisícín  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově o tisíce  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pozadí ročních imisních koncentrací  $\text{PM}_{10}$  se pohybuje v úrovni do  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pozadí ročních imisních koncentrací  $\text{PM}_{2,5}$  se pohybuje v úrovni do  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Jak je uvedeno v kapitole identifikace a charakterizace nebezpečnosti není možné pro suspendované částice stanovit prahovou koncentraci, při které by již nedocházelo z výsledků většiny epidemiologických studií prováděných na velkých populacích k účinku na lidské zdraví. Výsledky epidemiologických studií popisují při dlouhodobém působení koncentrací suspendovaných částic zvýšení nemocnosti i úmrtnosti především u citlivých skupin populace. V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací frakcí  $\text{PM}_{2,5}$  jsou překračovány doporučené směrné koncentrace WHO z roku 2006 pro průměrné roční imisní koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$   $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a taktéž nově aktualizované v roce 2021 doporučené koncentrace pro roční průměrné koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$  v úrovni  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nově aktualizovaná v roce 2021 doporučené koncentrace pro roční průměrné koncentrace  $\text{PM}_{10}$  v úrovni  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  je také překračována. To znamená, že pozadí frakcí  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  je spojeno se zvýšenými zdravotními riziky na základě nejnovějších informací WHO, které vycházejí z výsledků evropských epidemiologických studií podobně jako na řadě míst v České republice. Toto riziko je blíže kvantifikováno v tabulce č. 4.

K bližšímu kvantitativnímu odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví v rámci tohoto hodnocení byly využity výsledky projektu HRAPIE, kde jsou uvedeny referenční vztahy, které slouží k výpočtu atributivního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti populace. Využity jsou vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR nebo poměr šancí OR většinou odpovídající nárůstu expozice průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{10}$  (nebo  $\text{PM}_{2,5}$ ) o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [5].

Pro frakci  $\text{PM}_{2,5}$  se jedná o následující vztahy:

- celková úmrtnost u populace nad 30 let věku - RR 1,062 (CI 95% 1,040-1,083)
- hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění pro celou populaci - RR 1,0091 (95%CI 1,0017-1,0166)
- hospitalizace pro respirační onemocnění pro celou populaci - RR 1,019 (95%CI 0,9982-1,0402)
- dny s omezenou aktivitou ze zdravotních důvodů ( $\text{RAD}_s$ ) pro celou populaci - RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)

Pro frakci  $\text{PM}_{10}$  se jedná o následující vztahy:

- prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let – OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-19 let - OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)
- incidence (nové případy) chronické bronchitis pro dospělé nad 18 let - RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)

U aplikace vztahu celkové úmrtnosti je při výpočtu atributivního rizika použit postup s výpočtem atributivní frakce uvedený např. v publikaci B. Ostra [7]. U ukazatelů nemocnosti jsou vztahy prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let a incidence (nové případy) chronické bronchitis pro dospělé nad 18 let odvozeny pro chronickou expozici, ostatní vztahy pro akutní expozici. V modelovém výpočtu předpokládáme, že v kvantitativním odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví jsou zohledněny i krátkodobé výkyvy imisních koncentrací včetně působení dalších škodlivin v ovzduší. Z tohoto důvodu je u vztahů pro akutní expozici použita hodnota průměrné roční imisní koncentrace. V případě hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění a pro respirační onemocnění se jedná o počet hospitalizací, v případě prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let a incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-19 let se jedná o dny se symptomy.

V tabulce č. 4 je proveden bližší kvantitativní odhad rizika pro nejvyšší vypočtené roční imisní příspěvky pro stacionární zdroje pro variantu stávající (v tabulce č. 4 označeno A):  $\text{PM}_{10}$   $0,00466 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$   $0,00329 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro pozadí:  $\text{PM}_{10}$   $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$   $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro variantu výhledovou (v tabulce č. 4 označeno B):  $\text{PM}_{10}$   $0,00677 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$   $0,00478 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro pozadí:  $\text{PM}_{10}$   $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$   $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro limity:  $\text{PM}_{10}$   $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$   $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, z hlediska zdravotních rizik. Město Třebíč mělo 34 712 obyvatel k 1.1.2022 (zdroj ČSÚ).

Orientační modelové výpočty jsou s přístupem na straně bezpečnosti vztaženy na 34 712 obyvatel Třebíče, kdy tato populace by byla exponována nejvyšší vypočtenou imisní koncentrací  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ .

V modelových výpočtech jsou použity data Statistické ročenky kraje Vysočina 2014 (data za rok 2013 - počty obyvatel, věková struktura) a Zdravotnická ročenka kraje Vysočina 2013 (hospitalizovaní dle příčin hospitalizace, diagnózy I00-I99, J00-J99). Údaje z novějších Zdravotnických ročenek nejsou k dispozici. Odečteno je přírodní pozadí 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ . U dnů s omezenou aktivitou (RADs) byly odečteny dny s astmatickými symptomy u dětí a dny se symptomy bronchitis u dětí. Výsledky modelových výpočtů jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Tabulka č. 4: Atributivní zdravotní riziko suspendovaných částic frakce  $\text{PM}_{10}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) pro 34 712 obyvatel Třebíče za jeden rok (stacionární zdroje)

Ukazatele zdravotního stavu	Varianta A/B	pozadí	limit
<i>Celková úmrtnost</i>			
Celková úmrtnost u populace nad 30 let	*	19,8	29,2
<i>Nemocnost pro celou populaci</i>			
Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	*	9,4	14,2
Hospitalizace pro respirační onemocnění	*	10,4	15,6
Dny s omezenou aktivitou (RADs)	5/7	22366	14129
<i>Nemocnost u dospělých</i>			
Incidence (nové případy) chronické bronchitis, dospělí nad 18 let	*	10,2	38,1
<i>Nemocnost u dětí (počet dní s příznaky)</i>			
Prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let	4,8/7,1	8344	31291
Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 5-19 let	*/*	287	1076

\* pod hodnotou 1

V populaci se vyskytují citlivé skupiny populace jako děti, astmatici, lidé s chronickou bronchitidou a starší osoby především s onemocněním srdce a plic, kdy znečištěné ovzduší není jedinou příčinou jejich zdravotních potíží, ale zhoršuje průběh jejich onemocnění a zkracuje délku života (ve výpočtu v tabulce se tedy jedná o počet předčasných úmrtí u osob nad 30 let). Jak vyplývá z tabulky č. 4 imisní příspěvky  $\text{PM}_{2,5}$  pro Třebíč současnou celkovou úmrtnost populace nad 30 let reprezentovanou pozadím v lokalitě prakticky neovlivní.

U ukazatelů nemocnosti je nejcitlivějším hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. V případě populace 34 712 obyvatel se jedná o cca 2 381 dětí. V případě počtů dnů se symptomy bronchitis u dětí od 6 – 12 let se jedná o cca 13 dní na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou limitu ČR, o cca 3 - 4 dny na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou pozadí, pro imisní příspěvek je to prakticky nehodnotitelné (pro stávající stav 0,002 dní, pro výhledový stav 0,003, pro změnu po realizaci záměru 0,001 dní). Z uvedeného vyplývá, že imisní příspěvky  $\text{PM}_{10}$  pro Třebíč současnou nemocnost reprezentovanou pozadím v lokalitě prakticky neovlivní.

Z výsledků výpočtů v tabulce č. 4 vyplývá, že imisní příspěvky frakcí  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  ze stacionárních zdrojů nepředstavují zvýšené zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Vliv dopravy byl vyhodnocen pro změnu po realizaci záměru (viz tabulka č. 5). Bližší kvantitativní odhad rizika je proveden pro nejvyšší vypočtené roční imisní příspěvky z dopravy – změna:  $\text{PM}_{10}$  0,054  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$  0,014  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro pozadí:  $\text{PM}_{10}$  18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$  15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro limity:  $\text{PM}_{10}$  40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $\text{PM}_{2,5}$  20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovené v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, z hlediska zdravotních rizik. Počet obyvatel podél komunikací není znám. Zvoleno bylo 1 000 osob podél komunikací, kdy tato populace by byla exponována nejvyšší vypočtenou imisní koncentrací  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ . V modelových výpočtech jsou použity data Statistické ročenky kraje Vysočina 2014 (data za rok 2013 - počty obyvatel, věková struktura) a Zdravotnická ročenka kraje Vysočina 2013 (hospitalizovaní dle příčin hospitalizace, diagnózy I00-I99, J00-J99). Údaje z novějších Zdravotnických ročenek nejsou k dispozici. Odečteno je přírodní pozadí 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ . U dnů s omezenou aktivitou (RADs) byly odečteny dny s astmatickými symptomy u dětí a dny se symptomy bronchitis u dětí. Výsledky modelových výpočtů jsou uvedeny v tabulce č. 5.

Tabulka č. 5: Atributivní zdravotní riziko suspendovaných částic frakce PM<sub>10</sub> (PM<sub>2,5</sub>) pro 1 000 obyvatel Třebíče za jeden rok (doprava)

Ukazatele zdravotního stavu	doprava	pozdí	limit
<i>Celková úmrtnost</i>			
Celková úmrtnost u populace nad 30 let	*	0,6	0,8
<i>Nemocnost pro celou populaci</i>			
Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	*	0,27	0,41
Hospitalizace pro respirační onemocnění	*	0,30	0,45
Dny s omezenou aktivitou (RADs)	*	644	407
<i>Nemocnost u dospělých</i>			
Incidence (nové případy) chronické bronchitis, dospělí nad 18 let	*	0,3	1,1
<i>Nemocnost u dětí (počet dní s příznaky)</i>			
Prevalence bronchitis u dětí ve věku 6-12 let	1,6	240	901
Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 5-19 let	*	8,3	31,0

\* pod hodnotou 1

V populaci se vyskytují citlivé skupiny populace jako děti, astmatici, lidé s chronickou bronchitidou a starší osoby především s onemocněním srdce a plic, kdy znečištěné ovzduší není jedinou příčinou jejich zdravotních potíží, ale zhoršuje průběh jejich onemocnění a zkracuje délku života (ve výpočtu v tabulce se tedy jedná o počet předčasných úmrtí u osob nad 30 let). Jak vyplývá z tabulky č. 4 imisní příspěvky PM<sub>2,5</sub> pro Třebíč současnou celkovou úmrtnost populace nad 30 let reprezentovanou pozadím v lokalitě prakticky neovlivní.

U ukazatelů nemocnosti je nejcitlivějším hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. V případě populace 1 000 obyvatel se jedná o cca 67 dětí. V případě počtů dnů se symptomy bronchitis u dětí od 6 – 12 let se jedná o cca 13 dní na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou limitu ČR, o cca 3 - 4 dny na jedno dítě za rok pro imisní koncentraci rovnou pozadí, pro imisní příspěvek je to prakticky nehodnotitelné (0,02 dní). Z uvedeného vyplývá, že imisní příspěvky PM<sub>10</sub> pro Třebíč současnou nemocnost reprezentovanou pozadím v lokalitě prakticky neovlivní.

Z výsledků výpočtů v tabulce č. 5 vyplývá, že imisní příspěvky frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> z dopravy nepředstavují zvýšené zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Je však třeba upozornit, i když uvedené výpočty v tabulce č. 4 a v tabulce č.5 působí exaktním dojmem, jedná se pouze o kvalifikovaný odhad pro posuzovanou lokalitu, který je zatížen nejistotami uvedenými v kapitole Analýza nejistot.

### 3.3.2. Charakterizace rizika oxidu dusičitého

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší NO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně setin µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu v některých vybraných referenčních bodech poklesy a někde nárůsty řádově o tisíce µg/m<sup>3</sup>. V případě dopravy se příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší NO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují v řádu maximálně tisícín µg/m<sup>3</sup>.

Pozadí průměrných ročních imisních koncentrací NO<sub>2</sub> se pohybuje na úrovni 13 µg/m<sup>3</sup> hluboko pod polovinou imisního limitu pro průměrné roční koncentrace NO<sub>2</sub>. Z tohoto důvodu nelze předpokládat, že by pozadí představovalo významnější riziko. Avšak současnou doporučenou směrnou hodnotu WHO pro průměrné roční koncentrace NO<sub>2</sub> v úrovni 40 µg/m<sup>3</sup>, která odpovídá současnému imisnímu limitu, nelze brát jako referenční koncentraci pro hodnocení chronického účinku NO<sub>2</sub>. Protože není možné stanovit úroveň koncentrace NO<sub>2</sub>, která by při dlouhodobé expozici neměla prokazatelný zdravotně nepříznivý účinek (nárůst respiračních příznaků u astmatiků či pokles plicních funkcí u dětí), jak je podrobně popsáno v kapitole identifikace a charakterizace rizika. Pozadí ročních imisních koncentrací NO<sub>2</sub> mírně překračuje nově doporučenou hodnotu pro roční průměrnou koncentraci 10 µg/m<sup>3</sup> (WHO, 2021), to znamená, že pozadí dle nejnovějších doporučení WHO představuje zdravotní riziko. V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu



dusičitého na lidské zdraví a WHO doporučuje vyhodnocovat riziko na základě ročních průměrných koncentrací suspendovaných částic s předpokladem, že v tomto riziku je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší včetně oxidu dusičitého. Tento výpočet je proveden v kapitole charakterizace rizika suspendovaných částic v tabulce č. 4.

Příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší NO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně jednotek µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu poklesy imisních koncentrací. V případě dopravy se příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší NO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují maximálně řádově v úrovni setin µg/m<sup>3</sup>.

K výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ akutního účinku NO<sub>2</sub> je použita referenční koncentrace WHO v úrovni 200 µg/m<sup>3</sup> vycházející z klinických studií a nejvyšší hodinový imisní příspěvek NO<sub>2</sub> a pozadí hodinových imisních koncentrací NO<sub>2</sub> uvedených v kapitole 3.2. Hodnocení expozice (tj. maximální hodinová koncentrace 86,1 µg/m<sup>3</sup>).

Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů vycházejí pod hodnotou jedna, tj. max. do 0,02, i po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,45), tudíž se neočekává významné riziko akutních účinků. Platný imisní limit ČR pro NO<sub>2</sub> v úrovni 200 µg/m<sup>3</sup> představuje HQ = 1.

V případě dopravy hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ po realizaci záměru vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna, tj. 0,0001, i po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,43), tudíž se neočekává významné riziko akutních účinků.

### 3.3.3. Charakterizace rizika oxidu uhelnatého

Příspěvky k maximální 8 hodinové úrovni znečištění ovzduší CO se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně desítek µg/m<sup>3</sup> a ve výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně jednotek µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu pokles imisních koncentrací.

K hodnocení akutního účinku CO jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace WHO v úrovni 10 000 µg/m<sup>3</sup> pro osmihodinové koncentrace a příspěvky k 8 hodinové úrovni znečištění ovzduší a pozadí v posuzované lokalitě uvedené v kapitole 3.2. Hodnocení expozice. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ ze stacionárních zdrojů vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,004 pro stávající stav a 0,0004 pro výhledový stav), i po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,05), tudíž se neočekává významné riziko akutních toxických účinků. Platný imisní limit ČR pro CO v úrovni 10 000 µg/m<sup>3</sup> představuje HQ = 1.

### 3.3.4. Charakterizace rizika oxidu siřičitého

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší SO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně setin µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu poklesy nebo nárůsty řádově v desetitisícinách µg/m<sup>3</sup>.

Příspěvky k maximální hodinové úrovni znečištění ovzduší SO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně jednotek µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu poklesy imisních koncentrací. Příspěvky k maximální denní úrovni znečištění ovzduší SO<sub>2</sub> se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu ze stacionárních zdrojů v řádu maximálně jednotek µg/m<sup>3</sup> a pro výhledový stav v řádu maximálně desetín µg/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu poklesy imisních koncentrací.

Naměřené koncentrace maximálních hodinových koncentrací SO<sub>2</sub> na monitorovací stanici v okolí záměru (ČHMÚ Košetice) se v roce 2022 pohybovaly maximálně do 14,3 µg/m<sup>3</sup>. Naměřené koncentrace maximálních denních koncentrací SO<sub>2</sub> na monitorovací stanici v okolí záměru (ČHMÚ Košetice) se v roce 2022 pohybovaly maximálně do 5,1 µg/m<sup>3</sup>.

Z uvedeného vyplývá, že krátkodobé výkyvy současných pozadových hodinových koncentrací SO<sub>2</sub> dosahované za nepříznivých rozptylových podmínek nepředstavují zvýšené zdravotní riziko akutních účinků pro obyvatelstvo a imisní příspěvek záměru ve stávajícím stavu i výhledovém stavu maximálně v řádu jednotek µg/m<sup>3</sup> tuto situaci neovlivní. Navíc oproti stávajícímu stavu dochází k poklesu imisních koncentrací.

Novější studie publikované WHO naznačují možné zdravotní účinky i při expozici SO<sub>2</sub> výrazně nižší, než je současný imisní limit ČR pro denní koncentrace SO<sub>2</sub>. WHO v aktualizovaném dodatku z roku 2005 na základě novějších studií snížilo doporučenou směrnou denní koncentraci oxidu siřičitého z hodnoty 125 µg/m<sup>3</sup> na preventivní hodnotu 20 µg/m<sup>3</sup> s přechodným cílem 50 µg/m<sup>3</sup>. WHO v roce 2021 aktualizovalo a nově doporučilo koncentrace pro denní koncentrace SO<sub>2</sub> v úrovni 40 µg/m<sup>3</sup>. Z uvedeného vyplývá, že doporučená preventivní hodnota WHO v roce 2005 pro denní koncentrace v úrovni 20 µg/m<sup>3</sup> a nově aktualizovaná hodnota 40 µg/m<sup>3</sup> není na uvedené stanici překračována. Imisní příspěvek záměru maximálně v řádu jednotek µg/m<sup>3</sup> pro stávající stav a maximálně v řádu desetin µg/m<sup>3</sup> tuto situaci neovlivní. Navíc oproti stávajícímu stavu dochází k poklesu imisních koncentrací.

Vliv SO<sub>2</sub> nelze kvantitativně vyhodnotit, neboť v současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku SO<sub>2</sub> na lidské zdraví. Epidemiologické studie se směsí látek v ovzduší prokázaly vliv na úmrtnost a nemocnost při spolupůsobení oxidu siřičitého a suspendovaných prachových částic u citlivých skupin populace. Výpočet rizika, ve kterém je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší, je uveden pro jednotlivé ukazatele nemocnosti v kapitole charakterizace rizika suspendovaných částic v tabulce č. 4.

### 3.3.5. Charakterizace rizika benzo(a)pyrenu

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění BaP se pro vybrané referenční body obytné zástavby z dopravy po realizaci záměru (změna) pohybují v řádu maximálně desetin pg/m<sup>3</sup>.

K hodnocení karcinogenního účinku benzo(a)pyrenu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika UR 8,7x10<sup>-2</sup>(µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> publikovaná WHO a nejvyšší příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší BaP a pozadí BaP v posuzované lokalitě uvedené v kapitole 3.2. Hodnocení expozice.

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky BaP uvedené v rozptylové studii z dopravy po realizaci záměru vychází ILCR 4,2x10<sup>-8</sup>. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyšších průměrných ročních imisních příspěvků benzo(a)pyrenu se pohybujeme o 2 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem pro příspěvek. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Uváděné pozadí benzo(a)pyrenu v rozptylové studii představuje ILCR 7,8x10<sup>-5</sup>, kdy se pohybujeme pod úrovní imisního limitu. Platný imisní limit ČR pro benzo(a)pyren v úrovni 1 ng/m<sup>3</sup> (tj. 0,001 µg/m<sup>3</sup>) představuje ILCR v úrovni 8,7x10<sup>-5</sup>, tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 87 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Imisní limit považujeme za mez společensky přijatelného rizika. Z výsledků ILCR pro pozadí benzo(a)pyrenu (současnou imisní zátěž) vyplývá, že se pozadí pohybuje pod úrovní meze společensky přijatelného rizika. Imisní příspěvky záměru tuto situaci prakticky nezmění.

### 3.3.6. Charakterizace rizika benzenu

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší benzenem se pro vybrané referenční body obytné zástavby z vyvolané dopravy po realizaci záměru (změna) pohybují v řádu maximálně desetitisícin µg/m<sup>3</sup>. Pozadí ročních imisních koncentrací benzenu se pohybuje v úrovni do 0,9 µg/m<sup>3</sup>.

K hodnocení karcinogenního účinku benzenu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika UR 6x10<sup>-6</sup>(µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> publikovaná WHO a nejvyšší příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší benzenem a pozadí benzenu v posuzované lokalitě uvedené v kapitole 3.2. Hodnocení expozice.

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky benzenu z vyvolané dopravy po realizaci záměru uvedené v rozptylové studii vychází ILCR  $3,7 \times 10^{-10}$ . Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě průměrných ročních imisních příspěvků benzenu se pohybujeme 4 řády pod přijatelným rizikem pro příspěvky záměru. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzenu nepředstavují zvýšené zdravotní riziko karcinogenních účinků.

V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací benzenu v lokalitě se ILCR pohybuje řádově v úrovni přijatelného karcinogenního rizika  $5,4 \times 10^{-6}$ , což znamená zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 5 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Toto stávající přijatelné riziko se po realizaci záměru nezmění.

Platný imisní limit ČR pro benzen v úrovni  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  představuje ILCR v úrovni  $3 \times 10^{-5}$ , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 30 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Imisní limit považujeme za mez společensky přijatelného rizika.

### 3.3.7. Charakterizace rizika těžkých kovů

#### ARSEN

V případě hodnocení arsenu jsou použity na straně bezpečnosti vypočtené imisní příspěvky sumy těžkých kovů z rozptylové studie, kdy uvažujeme, že tyto vypočtené imisní příspěvky teoreticky obsahují arsen ze 100 %. Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění sumy těžkých kovů se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu v řádu maximálně desetin  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově desetin  $\text{ng}/\text{m}^3$ .

K hodnocení karcinogenního účinku arsenu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika UR  $1,5 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  publikovaná WHO ve směrnici z roku 2000 a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší arsenu (tj.  $0,209 \text{ ng}/\text{m}^3 = 0,000209 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro stávající stav a  $0,354 \text{ ng}/\text{m}^3 = 0,000354 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výhledový stav) a pozadí arsenu v posuzované lokalitě  $1,0 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky arsenu vychází ILCR  $3,1 \times 10^{-7}$  pro stávající stav a ILCR  $5,3 \times 10^{-7}$  pro výhledový stav. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyšších průměrných ročních imisních příspěvků arsenu se pohybujeme o 1 řád pod přijatelným karcinogenním rizikem. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky arsenu související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Pozadí arsenu vycházející z pětiletých průměrů 2018-2022 dle rozptylové studie představuje ILCR v úrovni  $1,5 \times 10^{-6}$ . Jedná se tedy o zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 2 případy na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Platný imisní limit ČR pro arsen v úrovni  $6 \text{ ng}/\text{m}^3$  (tj.  $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) představuje ILCR v úrovni  $9 \times 10^{-6}$ , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 9 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Z výsledků ILCR pro pozadí arsenu (současnou imisní zátěž) vyplývá, že v případě pozadí průměrných ročních koncentrací arsenu se pohybujeme v přijatelném karcinogenním riziku řádově  $10^{-6}$ . Imisní příspěvky záměru toto současné přijatelné riziko řádově  $10^{-6}$  nezmění.

K hodnocení chronického toxického účinku arsenu je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita tolerovatelná koncentrace arsenu v ovzduší TCA v úrovni  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $1\,000 \text{ ng}/\text{m}^3$ ) stanovená RIVM a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší tj.  $0,209 \text{ ng}/\text{m}^3 = 0,000209 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro stávající stav a  $0,354 \text{ ng}/\text{m}^3 = 0,000354 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výhledový stav) a pozadí arsenu v posuzované lokalitě  $1,0 \text{ ng}/\text{m}^3$ . K výpočtu je použita přednostně hodnota referenční koncentrace evropské instituce. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí hluboko pod hodnotou jedna (max. do 0,0002 ve stávajícím stavu a 0,0004 ve výhledovém stavu), po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,001), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Platný imisní limit ČR pro arsen v úrovni  $6 \text{ ng}/\text{m}^3$  (tj.  $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) představuje HQ = 0,006.

## KADMIUM

V případě hodnocení kadmia jsou použity na straně bezpečnosti vypočtené imisní příspěvky  $\Sigma Cd+Tl$  z rozptylové studie, kdy uvažujeme, že tyto vypočtené imisní příspěvky teoreticky obsahují kadmium ze 100 %. Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění  $\Sigma Cd+Tl$  se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu v řádu maximálně tisícín  $ng/m^3$  a ve výhledovém stavu v řádu maximálně setin  $ng/m^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově o setiny  $ng/m^3$ . Pozadí ročních imisních koncentrací kadmia je  $0,2 ng/m^3$ .

K hodnocení karcinogenního účinku kadmia jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika  $UR 1,8 \times 10^{-3} (\mu g/m^3)^{-1}$  publikovaná US EPA a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší kadmia (tj.  $0,00216 ng/m^3 = 0,00000216 \mu g/m^3$  pro stávající stav a  $0,01436 ng/m^3 = 0,00001436 \mu g/m^3$  pro výhledový stav) a pozadí kadmia v posuzované lokalitě  $0,2 ng/m^3$ .

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky kadmia vychází ILCR  $3,9 \times 10^{-9}$  pro stávající stav a ILCR  $2,6 \times 10^{-8}$  pro výhledový stav. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyššího průměrného ročního imisního příspěvku kadmia se pohybujeme o 3 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem v případě stávajícího stavu a o 2 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem v případě výhledového stavu. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky kadmia související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Pozadí kadmia vycházející z pětiletých průměrů 2018-2022 dle rozptylové studie představuje ILCR v úrovni  $3,6 \times 10^{-7}$ . Platný imisní limit ČR pro kadmium v úrovni  $5 ng/m^3$  (tj.  $0,005 \mu g/m^3$ ) představuje ILCR v úrovni  $9,0 \times 10^{-6}$ , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 9 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Z výsledků ILCR pro pozadí kadmia (současnou imisní zátěž) vyplývá, že v případě pozadí průměrných ročních koncentrací kadmia se pohybujeme o 1 řád pod přijatelným karcinogenním rizikem. Imisní příspěvky záměru s pozadím představují přijatelné riziko řádově  $10^{-7}$ .

K hodnocení chronického toxického účinku kadmia je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita referenční koncentrace v úrovni  $5 ng/m^3$  (tj.  $0,005 \mu g/m^3$ ) stanovená WHO a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší kadmia (tj.  $0,00216 ng/m^3 = 0,00000216 \mu g/m^3$  pro stávající stav a  $0,01436 ng/m^3 = 0,00001436 \mu g/m^3$  pro výhledový stav) a pozadí kadmia v posuzované lokalitě  $0,2 ng/m^3$ . K výpočtu je použita přednostně hodnota referenční koncentrace evropské instituce. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do  $0,0004$  pro stávající stav a  $0,003$  pro výhledový stav), po započtení pozadí v lokalitě (max. do  $0,04$ ), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Platný imisní limit ČR pro kadmium v úrovni  $0,005 \mu g/m^3$  představuje  $HQ = 1$ .

## NIKL

V případě hodnocení niklu jsou použity na straně bezpečnosti vypočtené imisní příspěvky sumy těžkých kovů z rozptylové studie, kdy uvažujeme, že tyto vypočtené imisní příspěvky teoreticky obsahují nikl ze 100 %. Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění sumy těžkých kovů se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu v řádu maximálně desetín  $ng/m^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově desetín  $ng/m^3$ .

K hodnocení karcinogenního účinku niklu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika  $UR 3,8 \times 10^{-4} (\mu g/m^3)^{-1}$  publikovaná WHO a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší niklu (tj.  $0,209 ng/m^3 = 0,000209 \mu g/m^3$  pro stávající stav a  $0,354 ng/m^3 = 0,000354 \mu g/m^3$  pro výhledový stav) a pozadí niklu v posuzované lokalitě  $0,8 ng/m^3$ .

Pro vypočtené nejvyšší průměrné roční imisní příspěvky niklu vychází ILCR  $7,9 \times 10^{-8}$  pro stávající stav a ILCR  $1,3 \times 10^{-7}$  pro výhledový stav. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyšších průměrných ročních imisních příspěvků niklu se pohybujeme o 1 až 2 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky niklu související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Pozadí niklu vycházející z pětiletých průměrů 2018-2022 dle rozptylové studie představuje ILCR v úrovni  $3,0 \times 10^{-7}$ . Platný imisní limit ČR pro nikl v úrovni  $20 ng/m^3$  (tj.  $0,02 \mu g/m^3$ ) představuje ILCR

v úrovni  $7,6 \times 10^{-6}$ , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 8 případů na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Z výsledků ILCR pro pozadí niklu (současnou imisní zátěž) vyplývá, že v případě pozadí průměrných ročních koncentrací niklu se pohybujeme o 1 řád pod přijatelným karcinogenním rizikem. Imisní příspěvky niklu ze záměru toto současné přijatelné riziko řádově  $10^{-7}$  nezmění.

K hodnocení chronického toxického účinku niklu jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace v úrovni  $50 \text{ ng/m}^3$  (tj.  $0,05 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ) stanovená RIVM a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší niklu (tj.  $0,209 \text{ ng/m}^3 = 0,000209 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro stávající stav a  $0,354 \text{ ng/m}^3 = 0,000354 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro výhledový stav) a pozadí niklu v posuzované lokalitě  $0,8 \text{ ng/m}^3$ . K výpočtu je použita přednostně hodnota referenční koncentrace evropské instituce. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,004 pro stávající stav a 0,007 pro výhledový stav), po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,02), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Platný imisní limit ČR pro nikl v úrovni  $20 \text{ ng/m}^3$  (tj.  $0,02 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ) představuje  $\text{HQ} = 0,4$ .

### ŠESTIMOCNÝ CHROM

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění sumy těžkých kovů se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu v řádu maximálně desetin  $\text{ng/m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově desetin  $\text{ng/m}^3$ .

K hodnocení karcinogenního účinku šestimocného chromu jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika  $\text{UR } 4 \times 10^{-2} (\text{ } \mu\text{g/m}^3)^{-1}$  publikovaná WHO.

Pokud by šestimocný chrom byl teoreticky obsažen v sumě těžkých kovů ze 100 %, potom v případě imisních příspěvků dostáváme ILCR 1 řád pod přijatelným rizikem až v úrovni přijatelného rizika  $10^{-6}$  pro stávající stav a pro stav po realizaci záměru (tj. změna = rozdíl výhledového a stávajícího stavu). Pouze pro výhledovou variantu dostáváme ILCR mírně nad úroveň horní hranice přijatelného rozmezí řádově  $10^{-5}$  pro dva výpočtové body z 22, ostatních 20 výpočtových bodů je v úrovni přijatelného rizika  $10^{-6}$ .

V reálném prostředí šestimocný chrom podléhá rychlé redukci, a tudíž jeho obsah bude v celkovém chromu nižší, navíc v sumě těžkých kovů jsou obsaženy i další těžké kovy. Proto je tento scénář vysoce nepravděpodobný, vzhledem k tomu, že suma těžkých kovů nikdy nebude obsahovat ze 100% ani celkový chrom, ani ze 100% šestimocný chrom.

Pro upřesnění zpracovatel rozptylové studie předložil odhad podílu jednotlivých kovů, které vycházejí z emisí provozovaných na podobném zařízení na energetické využívání odpadu. Dle zpracovatele rozptylové studie celkový chrom byl v sumě těžkých kovů přítomen v cca 10 % a šestimocný chrom byl pod mezí detekce (uvažováno cca 16,7 % v celkovém chromu). Dle informací zpracovatele rozptylové studie výpočty imisních koncentrací šestimocného chromu (viz příloha č. 3) vychází z reálně měřených emisí provozovaných na podobném zařízení na energetické využívání odpadu. Vypočteny byly imisní příspěvky celkového chromu maximálně do  $0,01899 \text{ ng/m}^3 = 0,00001899 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  a šestimocného chromu maximálně do  $0,00316 \text{ ng/m}^3 = 0,00000316 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro výhledový stav po realizaci záměru.

Pro vypočtené průměrné roční imisní příspěvky celkového chromu vychází ve zvolených referenčních bodech ILCR řádově  $10^{-8}$  až  $10^{-7}$  při úvaze, že celkový chrom je ze 100 % šestimocný chrom (což je nadhodnoceno a na straně bezpečnosti) a pro vypočtené průměrné roční imisní příspěvky šestimocného chromu vychází ILCR řádově  $10^{-9}$  až  $10^{-7}$ .

Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že imisní příspěvky šestimocného chromu související s provozem záměru nepředstavují zvýšené zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Měření šestimocného chromu se ve venkovním prostředí neprovádí, na vybraných monitorovacích stanicích se provádí měření celkového chromu ve frakci  $\text{PM}_{10}$ . Na měřicí stanici Jihlava-Znojemská byly v roce 2022 naměřeny roční imisní koncentrace celkového chromu v suspendovaných částicích  $1,97 \text{ ng/m}^3$ . Za modelového odhadu, jaký uvádí SZÚ, při středním zastoupení šestimocného chromu ve směsi na úrovni 0,1 až 0,5 %, by se koncentrace šestimocného chromu pohybovaly na měřicích stanicích

v rozmezí 0,002 až 0,01 ng/m<sup>3</sup>. Toto pozadí představuje ILCR v úrovni 8,0x10<sup>-8</sup> až 4,0x10<sup>-7</sup>. V případě pozadí Cr<sup>6+</sup> se pohybujeme o 1 až 2 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem.

K hodnocení chronického toxického účinku šestimocného chromu je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita nejprísnejší referenční koncentrace stanovená US EPA v úrovni 8 ng/m<sup>3</sup> (tj. 0,008 µg/m<sup>3</sup>) a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší, tj. 0,209 ng/m<sup>3</sup> = 0,000209 µg/m<sup>3</sup> pro stávající stav a 0,354 ng/m<sup>3</sup> = 0,000354 µg/m<sup>3</sup> pro výhledový stav (100% obsah šestimocného chromu v sumě těžkých kovů). Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,03 pro stávající stav a do 0,04 pro výhledový stav), pro pozadí na měřicích stanicích (max. do 0,001), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků.

## **OLOVO**

V případě hodnocení olova jsou použity na straně bezpečnosti vypočtené imisní příspěvky sumy těžkých kovů z rozptylové studie, kdy uvažujeme, že tyto vypočtené imisní příspěvky teoreticky obsahují olovo ze 100 %. Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění sumy těžkých kovů se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu i výhledovém stavu v řádu maximálně desetin ng/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově desetin ng/m<sup>3</sup>.

K hodnocení chronického toxického účinku olova jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace v úrovni 0,5 µg/m<sup>3</sup> (500 ng/m<sup>3</sup>) stanovená WHO a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší olova (tj. 0,209 ng/m<sup>3</sup> = 0,000209 µg/m<sup>3</sup> pro stávající stav a 0,354 ng/m<sup>3</sup> = 0,000354 µg/m<sup>3</sup> pro výhledový stav) a pozadí olova v posuzované lokalitě 4,6 ng/m<sup>3</sup>. K výpočtu je použita přednostně hodnota referenční koncentrace evropské instituce. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,0004 pro stávající stav a 0,0007 pro výhledový stav), po započtení pozadí v lokalitě (max. do 0,009), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Platný imisní limit ČR pro olovo v úrovni 500 ng/m<sup>3</sup> (tj. 0,5 µg/m<sup>3</sup>) představuje HQ = 1.

## **RTUŤ**

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší rtuť se pro vybrané referenční body obytné zástavby ve stávajícím stavu pohybují v řádu maximálně desetitísícin ng/m<sup>3</sup> a ve výhledovém stavu řádově maximálně setin ng/m<sup>3</sup>. Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově o setiny ng/m<sup>3</sup>.

K hodnocení chronického toxického účinku rtuti jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace v úrovni 0,2 µg/m<sup>3</sup> (200 ng/m<sup>3</sup>) stanovená RIVM a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší rtuť (tj. 0,000386 ng/m<sup>3</sup> = 0,000000386 µg/m<sup>3</sup> pro stávající stav a 0,012965 ng/m<sup>3</sup> = 0,000012965 µg/m<sup>3</sup> pro výhledový stav) a pozadí rtuti uvedené v kapitole 3.2. Hodnocení expozice (k výpočtům je použito na straně bezpečnosti vyšší pozadí v ČR z měřicí stanice Karviná 0,224 ng/m<sup>3</sup>, tj. 0,000224 µg/m<sup>3</sup>). K výpočtům je použita přednostně hodnota referenční koncentrace evropské instituce s přísnější referenční koncentrací. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí hluboko pod hodnotou jedna, po započtení pozadí (max. do 0,001), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků.

### **3.3.8. Charakterizace rizika amoniaku, chlorovodíku a fluorovodíku**

#### **AMONIAK**

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší amoniaku se pro vybrané referenční body obytné zástavby pro výhledový stav pohybují v řádu maximálně tisícín µg/m<sup>3</sup>.

K hodnocení chronického účinku amoniaku je k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použita referenční expoziční limit REL v úrovni 0,2 mg/m<sup>3</sup> (200 µg/m<sup>3</sup>) stanovená Cal/EPA a nejvyšší příspěvek k roční úrovni znečištění ovzduší amoniaku (tj. 0,01155 µg/m<sup>3</sup>) a potencionální pozadí amoniaku v lokalitě uvedené v textu v kapitole 3.2. Hodnocení expozice (pro výpočty je použita nejvyšší naměřená hodnota 5,1 µg/m<sup>3</sup>). Vzhledem k tomu, že evropské instituce nestanovily doporučené koncentrace pro venkovní prostředí, byla použita referenční hodnota CAI/EPA (je vzata nižší doporučená hodnota než stanovená US EPA). Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro příspěvky záměru vycházejí hluboko

pod hodnotou jedna, po započtení potencionálního pozadí (max. do 0,03), tudíž se neočekává významné riziko chronických účinků.

### **CHLOROVODÍK**

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší chlorovodíku se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují pro stávající stav i výhledový stav v řádu maximálně tisícín  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově tisícín  $\text{ng}/\text{m}^3$ .

K hodnocení chronického účinku chlorovodíku jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace REL v úrovni  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovená Cal/EPA a RfC v úrovni  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovená US EPA a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší chlorovodíkem (tj.  $0,0077 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro stávající stav a  $0,0098 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výhledový stav). Vzhledem k tomu, že evropské instituce nestanovily doporučené koncentrace pro venkovní prostředí, byly použity referenční hodnoty US EPA a Cal/EPA. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro příspěvek záměru vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,0009 pro stávající stav a 0,001 pro výhledový stav), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Měření pozadí chlorovodíku se v ČR neprovádí. Referenční hodnoty použité pro hodnocení zdravotního rizika chlorovodíku poskytují dostatečnou rezervu a lze tedy konstatovat, že i určité hypotetické pozadí těchto látek nebude představovat významné toxické zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

### **FLUOROVODÍK**

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší fluorovodíku se pro vybrané referenční body obytné zástavby pro stávající stav i výhledový stav pohybují v řádu maximálně desetitisícín  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově desetitisícín  $\text{ng}/\text{m}^3$ .

K hodnocení chronického účinku fluorovodíku jsou k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ použity referenční koncentrace GV v úrovni  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovená WHO a PK v úrovni  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovená SZÚ a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší fluorovodíku (tj.  $0,000077 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro stávající stav a  $0,000567 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výhledový stav). K výpočtu jsou použity přednostně hodnoty referenční koncentrace evropských institucí. Hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna (max. do 0,00008 pro stávající stav a 0,0006 pro výhledový stav), tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. Měření pozadí fluorovodíku se v ČR neprovádí. Referenční hodnoty použité pro hodnocení zdravotního rizika fluorovodíku poskytují dostatečnou rezervu a lze tedy konstatovat, že i určité hypotetické pozadí těchto látek nebude představovat významné toxické zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

#### **3.3.9. Charakterizace rizika dioxinů (PCDD/F)**

Příspěvky k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší PCDD/F se pro vybrané referenční body obytné zástavby pohybují ve stávajícím stavu v řádu maximálně tisícín  $\text{fg}/\text{m}^3$  a ve výhledovém stavu v řádu maximálně setin  $\text{fg}/\text{m}^3$ . Realizace záměru vyvolá oproti stávajícímu stavu nárůst řádově maximálně setin  $\text{fg}/\text{m}^3$ .

K hodnocení karcinogenního účinku PCDD/F jsou k výpočtu ILCR použity inhalační jednotka karcinogenního rizika UR 38 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup> publikovaná Cal/EPA a nejvyšší příspěvek k průměrné roční úrovni znečištění ovzduší PCDD/F (tj.  $4,9 \times 10^{-6} \text{pg}/\text{m}^3 = 1,5 \times 10^{-12} \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro stávající stav a  $2,9 \times 10^{-5} \text{pg}/\text{m}^3 = 2,9 \times 10^{-11} \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro výhledový stav). Pro vypočtený nejvyšší průměrný roční imisní příspěvek PCDD/F uvedený v rozptylové studii vychází ILCR  $1,9 \times 10^{-10}$  pro stávající stav a ILCR  $1,1 \times 10^{-9}$  pro výhledový stav. Z výsledků výpočtů vyplývá, že v případě nejvyššího průměrného ročního imisního příspěvku PCDD/F se pohybujeme o 3 až 4 řády pod přijatelným karcinogenním rizikem. Z hodnocení zdravotních rizik vyplývá, že vypočtené průměrné roční imisní příspěvky PCDD/F související s provozem záměru nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

V České republice se měření pozadí imisních koncentrací PCDD/F neprovádí. Většina dat v Evropě a v USA indikuje imisní koncentrace PCDD/F kolem  $0,1 \text{TEQ pg}/\text{m}^3$  v městském prostředí. V případě tohoto pozadí dostáváme hodnotu ILCR  $3,8 \times 10^{-6}$ , tedy zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění o cca 4 případy na milion obyvatel při celoživotní expozici 70 let. Z výsledků ILCR

vyplývá, že v případě pozadí PCDD/F bychom se pohybovaly v přijatelném rozmezí rizika  $10^{-6}$ , kdy příspěvky záměru přijatelné riziko související s pozadím neovlivní.

K hodnocení chronického toxického nekarcinogenního účinku PCDD/F lze použít hodnotu tolerovatelného denního příjmu TDI 1 pg TEQ/kg/ den stanovenou WHO. Předpokládá se stejný stupeň vstřebávání inhalovaných PCDD/F jako při příjmu potravou. Průměrná denní dávka při inhalační expozici  $ADD_i = C_r \times IR \times EF \times ED / BW \times AT$  vychází pro vypočtenou nejvyšší průměrnou roční koncentraci PCDD/F 0,000001 pg/kg/den pro stávající stav a 0,000008 pg/kg/den pro výhledový stav. Potom hodnoty  $HQ = ADD_i/TDI$  se pohybují hluboko pod hodnotu jedna, v úrovni maximálně do 0,000008. Z uvedeného vyplývá, že hodnoty kvocientů nebezpečnosti HQ pro imisní příspěvky vycházejí bezpečně pod hodnotou jedna, tudíž se neočekává významné riziko chronických toxických účinků. V případě pozadí 0,1 pg/m<sup>3</sup> se pohybujeme v úrovni HQ 0,03, kdy také neočekáváme žádné významné riziko chronických toxických účinků.

## 4. Zdravotní riziko hluku

### 4.1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny, které vedou ke zhoršení jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí. Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné rozdělit na účinky specifické projevující se při ekvivalentní hladině hluku nad 85 až 90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém, zhoršená komunikace řeči, zvýšená spotřeba sedativ a léků k navození spánku, subjektivně vnímaná horší kvalita spánku, rušení spánku a nespavost. Omezené důkazy jsou uváděny u vlivů na hormonální a na imunitní systém, na některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu nebo u vlivů na deprese a na psychické nemoci a na výkonnost člověka. V dalším textu jsou stručně popsány nepříznivé zdravotní účinky, které vycházejí ze směrnic WHO z roku 1999 a z roku 2009 [20,21]. V říjnu 2018 byla publikována nová hluková směrnice WHO pro Evropu [26], která hodnotí zdravotní dopady hluku odlišným způsobem od předchozích směrnic WHO z roku 1999 a z roku 2009.

V hlukové směrnici WHO pro Evropu 2018 uvedené doporučené úrovně expozice nejsou určeny k identifikaci prahových hodnot nepříznivých účinků, tak jako to bylo v předchozích směrnicích (viz text nahoře včetně tabulek č. 8 a č. 9 v kapitole Charakterizace rizika hluku). V případě hluku ze silniční dopravy je doporučeno snížit průměrnou hlukovou expozici pod 53 dB L<sub>dvn</sub>, což představuje dle WHO 10 % silně obtěžovaných osob a pod 45 dB L<sub>night</sub>, což představuje dle WHO 3 % vysoce rušených osob ze spánku. Riziko ischemické choroby srdeční by se nemělo zvyšovat o více, jak 5 % a riziko hypertenze o více jak 10 %. K 5 % nárůstu rizika ischemické choroby srdeční dle WHO dochází při expozici 59,3 dB L<sub>dvn</sub>. Odvozeno je RR 1,08 pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hodnotou 53 dB L<sub>dvn</sub>. Pro hluk ze železniční dopravy je doporučeno snížit průměrnou hlukovou expozici pod 54 dB L<sub>dvn</sub>, což představuje dle WHO 10 % silně obtěžovaných osob a pod 44 dB L<sub>night</sub>, což představuje dle WHO 3 % vysoce rušených osob ze spánku. Kardiovaskulární riziko není u železniční dopravy prokázáno. Zvýšení rizika nepříznivých zdravotních účinků je považováno za významné ve výše uvedených hodnotách a je doporučeno ho snižovat pod tuto úroveň [26].

V roce 2020 Evropská komise vydala Směrnici o stanovení metod hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí [27], kde jsou k dispozici nové výpočtové vztahy. Změny jsou komentovány dále v textu.

**Poškození sluchového aparátu** projevující se sluchovou ztrátou je prokázáno především v pracovním prostředí v případě expozice vysokým hladinám hluku. Riziko poškození sluchu může být indikováno i v mimopracovním prostředí. Epidemiologické studie prokázaly, že u 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu při celoživotní expozici hlukem v životním prostředí a při



hlučných aktivitách ve volném čase do 24hodinové ekvivalentní hladiny hluku  $L_{Aeq,24hod}$  70 dB. Děti jsou uváděny jako citlivější skupina populace, která je k vysokým hladinám hlučnosti vnímavější [20].

**Zhoršená komunikace řeči** v důsledku zvýšené hladiny hluku má řadu prokázaných nepříznivých účinků, kdy se objevují problémy s koncentrací, únava, nedostatek sebevědomí, podrážděnost, nedorozumění, snížení pracovní výkonnosti, problémy v mezilidských vztazích. Zvláště citlivé na tyto účinky hluku jsou sluchově postižení, senioři, děti především v rámci výuky při osvojování jazyka a čtení. Pro dostatečnou srozumitelnost poslechu složitějších informací (ve škole, při výuce cizích jazyků, při telefonování) se doporučuje, aby rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči byl nejméně 15 dB. Při průměrné hlasitosti řeči 50 dB by tak nemělo hlukové pozadí v místnostech převyšovat 35 dB [20].

**Obtěžování hlukem** se týká rušení konkrétních aktivit jako je čtení, komunikace, sledování televize, dále rušení klidu, odpočinku a vyvolává řadu negativních emočních stavů jako pocity nespokojenosti, rozmrzelosti, špatné nálady, vyčerpání. WHO (1999) uvádí silné obtěžování pro dobu denní nad 55 dB, mírné obtěžování pro dobu denní nad 50 dB a pro hluk uvnitř interiéru pro bydlení zahrnující mírné obtěžování a horší srozumitelnost řeči v době denní nad 35 dB [20]. Epidemiologické studie prokazují, že nepříjemný je též hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující tónové složky. U průmyslových zdrojů hluku se na základě celodenní expozice jedná o obtěžování hlukem, rušení spánku není u stacionárních zdrojů hlučnosti definováno. Publikované vztahy obtěžování hlukem z některých průmyslových zdrojů jako posun na železnici, z výrobních zařízení (Miedema a Vos, 2004) vedou pouze k orientačním výsledkům a podle autorů těchto vztahů vyžadují ověření a potvrzení dalšími studii.

V současné době pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku z dopravy lze použít vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU. Jedná se o vztahy mezi hlukovou expozicí  $L_{dn}$  v rozmezí 45-75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze předpokládat pocity obtěžování hlukem (Miedema, 2001) z jednotlivých typů dopravy (silniční, letecká, železniční). Letecký hluk má výraznější obtěžující účinky než hluk ze silniční dopravy a hluk ze silniční dopravy má výraznější účinky než hluk z dopravy železniční. Vztahy pro obtěžování využívají  $L_{dn} = L_{day-night}$  (hlukový ukazatel den-noc), což představuje 24hodinovou ekvivalentní hladinu hluku se snížením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB. Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100stupňové škále intenzity obtěžování. První úroveň LA zahrnuje procent osob obtěžovaných od 28. stupně škály 0-100, tedy přinejmenším „mírně obtěžovaných“ (zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů); druhá úroveň A se týká obtěžování od 50. stupně škály (zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby) a třetí úroveň HA zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování od 72. stupně stostupňové škály intenzity obtěžování (pouze osoby vysoce obtěžované).

Vztah pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy [23]:

$$\%HA = 9,994 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn}-42)^3 - 1,523 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn}-42)^2 + 0,538 \cdot (L_{dn}-42)$$

Vztahy expozice a účinku pro obtěžování jsou platné pro dlouhodobou zátěž hlukem z dopravy (10 – 15 let). Obtěžování hlukem je do určité míry závislé na individuální citlivosti osob včetně aktuálního zdravotního stavu a dále se může projevit i řada dalších vlivů, které nesouvisí s hlukovou expozicí, a to vlivy ekonomické, sociální a psychologické atd. WHO se v posledních svých materiálech přiklání k názoru, že obtěžování je spíše otázka hlukové pohody než zdravotní ukazatel.

Směrnice WHO 2020 [27] používá pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy rovnici:

$$\%HA = 78,9270 - 3,1162 \cdot L_{den} + 0,0342 \cdot L_{den}^2$$

Vztah byl odvozen pro hlukovou zátěž v  $L_{den}$  v rozmezí 40 – 80 dB.

**Vliv na kardiovaskulární systém** byl prokázán v řadě epidemiologických studií u populace žijící v okolí hlučných komunikací, průmyslových závodů, letišť. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém, což může vést k přechodným změnám krevního tlaku, hormonů (adrenalinu, noradrenalinu, kortizonu), zvýšení srdeční frekvence, změně hladiny hořčiku v krvi, kdy při dlouhodobém působení hlukové expozice se u citlivých jedinců může projevit zvýšené riziko

kardiovaskulárních onemocnění, a to hypertenze a zejména ischemické choroby srdeční (ISCH) včetně infarktu myokardu (IM). WHO (1999) uvádí, že ve většině případů výsledky epidemiologických studií naznačují zvýšení rizika kardiovaskulárních účinků při dlouhodobém působení hluku ve venkovním prostředí ze silniční a z letecké dopravy při expozici  $L_{Aeq, 24hod}$  v rozmezí 65 – 70 dB. Asociace je silnější pro ischemickou chorobu srdeční než pro hypertenzi (vysoký krevní tlak) [20].

WHO (2009) v případě kardiovaskulárních účinků vychází ze studií Babische a uvádí, že od hladin nad  $L_{Aeq, 16h}$  60 dB při dlouhodobé expozici hluku ze silniční dopravy se zvyšuje riziko infarktu myokardu (IM). V posledních odborných pracích je uvedeno, že tato hodnota může být i nižší než 60 dB. Nejnovější epidemiologické studie naznačují, že noční hluková expozice může být více relevantní pro výskyt nepříznivých kardiovaskulárních účinků než denní hluková expozice. Nedávná švýcarská studie ukázala na nepříznivý účinek hlukové expozice ze železnice, a to na krevní tlak v souvislosti s noční hlukovou expozicí. Epidemiologické studie zaměřené na chronickou dlouhodobou hlukovou expozici ze silniční, železniční a letecké dopravy ukázaly na vztah mezi touto hlukovou expozicí a zvýšeným krevním tlakem a užíváním léků na hypertenzi, ischemickou chorobou srdeční včetně infarktu myokardu, cévních mozkových příhod a demence. Babisch (2014) s odkazem na nejnovější studie uvádí platnost vztahu expozice a účinku pro vliv silniční dopravy na ischemickou chorobu srdeční od hodnot ekvivalentních hladin akustického tlaku  $L_{dn} \leq 55$  dB [24,25]. V materiálu Evropské agentury přes životní prostředí z roku 2010 je uveden vztah pro výpočet IM v případě hluku ze silniční dopravy:  $OR = 1,629657 - 0,000613 * (L_{day, 16h})^2 + 0,000007357 * (L_{day, 16h})^3$ , který vychází z pěti studií (Babisch, 2008). Pro  $L_{Aeq, 16h} \leq 60$  dB je považováno relativní riziko rovno 1 [21].

**Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem u osob**, které chtějí usnout nebo spí, se projevuje potížemi s usínáním, probouzením během spánku, narušením délky a hloubky spánku, zvýšením krevního tlaku, zrychlením srdečního pulsu, ve změnách dýchání, srdeční arytmii, zvýšenou frekvencí pohybů při spánku. Kvalitní ničím nerušený spánek je základním předpokladem dobré fyzické a psychologické funkce organismu. Vedlejší nepříznivé účinky nekvalitního spánku se projeví následující den, a to zvýšenou únavou, depresivní náladou, nepohodou a snížením pracovního výkonu během dne. Většina terénních výzkumů kvality spánku se týkala hlučnosti z letecké dopravy, dále hluku ze silniční a z železniční dopravy. Dlouhodobé působení vyšších hladin hluku na spící osoby má dopady na jejich psychosociální pohodu, různé studie popisují zvýšené používání sedativ a léků k navození spánku. WHO (1999) uvádí rušení spánku vlivem hluku při otevřených oknech pro dobu noční 45 dB, přičemž se předpokládá pokles hladiny hluku až o 15 dB při přenosu venkovního hluku do místnosti mírně otevřeným oknem a pro hluk uvnitř ložnic v době noční nad 30 dB při  $L_{Amax}$  45 dB [20].

WHO (2009) stanovilo LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou) pro dobu noční v úrovni 40 dB. V materiálu se uvádí, že intenzita těchto vlivů závisí na povaze zdroje hluku a počtu hlukových událostí, zároveň mezi citlivější skupiny populace řadí děti, chronicky nemocné a starší osoby. Na základě výše uvedeného WHO doporučuje cílovou směrnou hodnotu NNG (Night Noise Guideline) pro dobu noční 40 dB a hodnotu 55 dB pro dobu noční doporučuje jako prozatímní cíl pro země, kde NNG nelze dosáhnout v krátké době z různých důvodů. Směrnice WHO (2009) uvádí hodnoty dostatečně prokázaných zdravotních účinků hluku v době noční nad 40 dB pro zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku, nad 42 dB pro subjektivně vnímanou horší kvalitu spánku (subjektivní rušení spánku) pro hluk z letišť, ze silnic a z železnice a pro nespavost. Dále uvádí hodnoty nedostatečně prokázaných účinků hluku pro hypertenzi a infarkt myokardu nad 50 dB (pravděpodobně závisí na denní hlukové expozici) a pro psychologické nemoci nad 60 dB. WHO v případě kardiovaskulárních účinků vychází ze studií Babische a uvádí, že od hladin nad 60 dB v době denní při dlouhodobé expozici hluku ze silniční dopravy se zvyšuje riziko infarktu myokardu. Pro noční expozici se uvažuje, že hluk v době noční je nižší o cca 10 dB než ve dne, tj. pro dobu noční je uvažováno 50 dB pro mírné zvýšení rizika infarktu myokardu, ale tento důkaz je v případě nočního hluku omezený a nedostatečně prokázaný z důvodů nedostatku studií zaměřených výhradně na noční dobu [21].

V současné době pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku z dopravy lze použít vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU, které jsou uvedeny ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009. Jedná se o vztahy mezi hlukovou expozicí  $L_{nigh}$  v rozmezí 40-70 dB a procentem obyvatel, u kterých lze předpokládat pro subjektivní

rušení spánku hlukem (Miedema a kol, 2003,2004) z jednotlivých typů dopravy (silniční, letecká, železniční). Vztahy pro rušení spánku využívají  $L_{night}$ , což představuje ekvivalentní hladinu akustického tlaku v noci (23 hod až 7 hod či 22 hod až 6 hod) na nejvíce exponované fasádě domu. Vztahy pro subjektivní rušení spánku jsou odvozeny pro tři úrovně vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity rušení. První úroveň LSD zahrnuje procento osob rušených hlukem ze spánku od 28. stupně škály 0-100, tedy přinejmenším „mírně rušení“ (zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů); druhá úroveň SD se týká rušení hlukem ze spánku od 50. stupně škály (zahrnuje všechny středně a vysoce rušené osoby) a třetí úroveň HSD se týká osob vysoce rušených ze spánku od 72. stupně stostupňové škály intenzity rušení (pouze osoby silně rušené).

Vztah pro odhad procenta obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy [22]:

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 * L_{night} + 0,01486 * (L_{night})^2$$

Vztahy expozice a účinku pro subjektivní rušení ze spánku jsou platné pro dlouhodobou zátěž hlukem z dopravy (10 – 15 let).

Směrnice WHO 2020 [27] používá pro odhad procenta obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy rovnici:

$$\%HSD = 19,4312 - 0,9336 * L_{night} + 0,0126 * (L_{night})^2$$

Vztah byl odvozen pro hlukovou zátěž v  $L_{night}$  v rozmezí 40–65 dB.

## 4.2. Hodnocení expozice hluku

Hodnocení expozice hluku vychází z hlukové studie zpracované Ing. Kateřinou Krestovou, Ph.D. ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v lednu 2024. Výpočet hlučnosti ze stacionárních zdrojů hluku (tj. ventilátory, dmychadla, parní turbína, vzduchové chladiče, drtič odpadů, vnitroareálová doprava atd.) a hluku z dopravy je proveden pomocí výpočtového programu HLUK+ verze 14.5 profi. Pro zjištění aktuální hlukové situace posuzované lokality bylo dne 18. 12. 2023 provedeno akreditované měření hluku. Pro výpočet matematického modelu byly zvoleny čtyři referenční body u nejbližší obytné zástavby, rekreační plochy a případně v místech, kde by obytná zástavba mohla vzniknout (popis viz tabulka č. 6). V tabulce č. 6 jsou uvedeny vypočtené hodnoty hlučnosti ze stacionárních zdrojů a v tabulce č. 7 jsou uvedeny hodnoty hlučnosti z dopravy v denní době a v noční době.

Tabulka č. 6: Vypočtené hodnoty hlučnosti ze stacionárních zdrojů v denní době a v noční době ve výpočtových bodech okolní zástavby (zdroj dat hluková studie)

RB	Výška nad zemí (m)	Popis RB	v denní době (dB)	v noční době (dB)
1	3	Manž. Curieových 657, 674 01 Třebíč - Nové Dvory - Domov mládeže	36,8	36,8
	6		36,8	36,8
	9		35,8	35,8
	12		35,8	35,8
	15		35,8	35,8
	18		35,6	35,6
	21		35,6	35,6
	24		35,4	35,4
2	3	Benešova 510/16, 674 01 Třebíč - Nové Dvory - Bytový dům	35,4	35,4
	6		35,5	35,5
	9		35,3	35,3
	12		35,4	35,4
	15		36,0	36,0
	18		36,7	36,7
3	3	Pozemek parc. č. 1217, k.ú. Třebíč	26,3	26,3
4	3	ZK Lubí ev. č. 1 - Stavba pro rodinnou rekreaci	23,9	23,9
	6		24,5	24,5

Tabulka č. 7: Vypočtené hodnoty hlučnosti z dopravy v denní době a v noční době ve výpočtových bodech okolní zástavby (zdroj dat hluková studie)

RB	Výška nad zemí (m)	Stávající stav		Navrhovaný stav		Změna oproti stávajícímu stavu	
		v denní době (dB)	v noční době (dB)	v denní době (dB)	v noční době (dB)	v denní době (dB)	v noční době (dB)
1	3	38,4	31,2	38,4	31,2	0	0
	6	40,6	33,3	40,6	33,3	0	0
	9	41,7	34,3	41,7	34,3	0	0
	12	43,5	36,1	43,5	36,1	0	0
	15	45,3	37,9	45,3	37,9	0	0
	18	46,7	39,3	46,7	39,3	0	0
	21	47,4	40,0	47,4	40,0	0	0
	24	47,4	40,0	47,4	40,0	0	0
2	3	47,2	40,2	47,2	40,2	0	0
	6	48,8	41,7	48,8	41,7	0	0
	9	49,7	42,7	49,7	42,7	0	0
	12	51,0	44,0	51,0	44,0	0	0
	15	52,1	45,0	52,1	45,0	0	0
	18	52,8	45,7	52,8	45,7	0	0
3	3	31,8	24,6	31,8	24,6	0	0
4	3	29,6	21,7	29,6	21,7	0	0
	6	31,3	23,5	31,3	23,5	0	0

Z uvedeného vyplývá, že obyvatelstvo obytné zástavby bude exponováno hlukem ze stacionárních zdrojů a ze silniční dopravy, což je podrobně vyhodnoceno v kapitole 4.3. Bližší demografické údaje o počtu bytů, velikosti bytů a tím i počtu exponovaných osob v objektech k bydlení nejsou k dispozici.

### 4.3. Charakterizace rizika hluku

Pro charakterizaci rizik hluku jsou v následujících tabulkách č. 8 a č. 9 pro jednotlivou hlukovou zátěž pro dobu denní a pro dobu noční znázorněny vybarvením prahové hodnoty hlukové expozice pro hlavní nepříznivé účinky na zdraví, které vycházejí z hlukových směrnic WHO [20,21]. Znázorněné prahové hodnoty platí obecně bez specifikace zdroje hluku.

Tabulka č. 8: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku v denní době (\*přímá expozice hluku v interiéru ( $L_{Aeq, 24h}$ ))

Nepříznivý účinek	Prokázané prahové hodnoty v dB (A) nepříznivých účinků hlukové expozice – DEN ( $L_{Aeq, 6-22h}$ )					
	< 50 dB	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*						
Kardiovaskulární účinky (IM)						
Zhoršená komunikace řeči						
Silné obtěžování						
Mírné obtěžování						

Citlivější část populace může být obtěžována i hladinami hlučnosti pod 50 dB.

Tabulka č. 9: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku a nedostatečně prokázaných nepříznivých účinků hluku v noční době (\* nedostatečně prokázané účinky)

Nepříznivé účinky	Prahové hodnoty v dB (A) nepříznivých účinků hlukové expozice - NOC ( $L_{Aeq,22-6h}$ )							
	<40 dB	40-42	42-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65+
Psychické poruchy*								
Hypertenze a IM*								
Horší kvalita spánku, rušení spánku								
Zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku								

Pozn. v závorce výška nad zemí

Citlivější část populace může být rušena ze spánku i hladinami hluchnosti pod 40 dB.

### Posouzení vlivů na veřejné zdraví hluku ze stacionárních zdrojů

U stacionárních zdrojů hluku se na základě celodenní expozice jedná o obtěžování hlukem. Publikované vztahy obtěžování hlukem z některých průmyslových zdrojů z výrobních zařízení vedou pouze k orientačním výsledkům a podle autorů těchto vztahů vyžadují ověření a potvrzení dalšími studii, proto nebylo kvantitativní vyhodnocení provedeno. Z hlediska zdravotních rizik rušení spánku stacionárními zdroji není definováno vzhledem k variabilitě stacionárních zdrojů.

Vypočtené hodnoty hluchnosti z provozu stacionárních zdrojů se dle předložené hlukové studie (viz tabulka č. 6) pohybují v denní době i v noční době od 23,9 dB do 36,8 dB. Při porovnání těchto hodnot hluchnosti s hlavními nepříznivými účinky na zdraví uvedenými v tabulkách č. 8 a č. 9, které vycházejí z hlukových směrnic, vyplývá, že u vypočtených hodnot hluchnosti ze stacionárních zdrojů nepřepokládáme významné nepříznivé zdravotní účinky.

K ověření výsledků hlukové studie je doporučeno provést měření celkové akustické zátěže v nejbližším chráněném prostoru staveb v rozsahu dle požadavku příslušného orgánu ochrany veřejného zdraví.

### Posouzení vlivů na veřejné zdraví hluku z dopravy

Vypočtené hodnoty hluchnosti z dopravy (viz tabulka č. 7) se pohybují pod 50 dB v denní době v navrhovaném stavu u všech výpočtových bodů vyjma výpočtového bodu č. 2 ve výškách 12 m, 15 m a 18 m nad zemí, kdy se u obyvatel výpočtového bodu č. 2 může projevit mírné obtěžování hluku z dopravy. Realizací záměru nedojde v denní době k žádnému navýšení hluchnosti oproti stávajícímu stavu.

Vypočtené hodnoty hluchnosti z dopravy (viz tabulka č. 7) se pohybují pod 40 dB v noční době v navrhovaném stavu u všech výpočtových bodů vyjma výpočtového bodu č. 2 ve všech výškách nad zemí, kdy se u obyvatel výpočtového bodu č. 2 může projevit rušení spánku včetně zvýšeného užívání sedativ a léků k navození spánku. Realizací záměru nedojde v noční době k žádnému navýšení hluchnosti oproti stávajícímu stavu.

Při použití vztahů uvedených v kapitole Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku (Směrnice WHO 2020) pro stávající i navrhovaný stav se procenta osob potenciálně vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy pro výpočtový bod č. 2 pohybují mezi 8,4 % až 10,8 % HA a procenta osob potenciálně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy mezi 2,3 % až 3,1 % HSD. Rozdíl hluchnosti mezi stávajícím stavem a navrhovaným stavem je 0 dB, tj. procenta osob potenciálně vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy a procenta osob potenciálně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy zůstanou na stávající úrovni.

Pro komplexní posouzení lze uvést, že v případě hygienických limitů hluku stanovených v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů se odhad procent osob potenciálně vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy podle Směrnice WHO 2020 pohybuje pro 68 dB/58 dB v úrovni 26,2 % HA, odhad procenta osob potenciálně vysoce rušených ze spánku hlukem ze silniční dopravy se pohybuje pro 58 dB v úrovni

9,9 % HSD, což představuje tzv. celospolečensky přijatelné riziko, které není v tomto případě překračováno v žádném výpočtovém bodě.

Je však třeba upozornit, i když uvedené výpočty ve všech tabulkách studie působí exaktním dojmem, jedná se pouze o kvalifikovaný odhad pro posuzovanou lokalitu, který je zatížen nejistotami uvedenými v kapitole Analýza nejistot.

## 5. Analýza nejistot

Každý odhad zdravotních rizik je zatížen nejistotami, v případě posuzovaného záměru je lze definovat takto:

1. Výsledky rozptylové studie jsou zatíženy nejistotou vkládaných dat do rozptylového modelu, meteorologickými údaji a jejich platností v modelovaném území.
2. Při hodnocení byl uvažován konzervativní přístup k odhadu inhalační expozice, kdy předpokládáme, že imisním koncentracím ve venkovním prostředí bude obyvatelstvo vystaveno celých 24 hodin, tento přístup pravděpodobně míru rizika z venkovního ovzduší nadhodnocuje.
3. Nejistotu přináší i použití toxikologických dat ze zahraničních epidemiologických a klinických studií (EU, USA) včetně vztahů mezi koncentrací škodlivin a nepříznivými účinky platnými pro jiné prostředí, kdy tyto vztahy přenášíme do našeho prostředí s jinými zvyklostmi.
4. Další nejistotou je nezahrnutí proměn chemických látek v průběhu transportu v ovzduší. Vzájemným působením dalších chemických látek přítomných v ovzduší a energetickým potenciálem UV záření dochází k celé řadě fotochemických a dalších jevů, které nejsou v hodnocení zdravotních rizik podchyceny.
5. Další nejistota vyplývá z toho, že nejsou k dispozici bližší údaje o exponované populaci, a to rekreační a jiné aktivity probíhající v zájmovém území, přesné věkové složení populace, doba strávená v místě bydliště, zastoupení citlivých skupin populace jako jsou děti, těhotné ženy, staří lidé, zdravotní anamnéza jednotlivých obyvatel a jejich zvyklosti a chování jako kouření, dieta.
6. Výsledky akustického posouzení jsou zatíženy nejistotou vkládaných dat do modelu, meteorologickými údaji a jejich platností v modelovaném území.
7. V případě hluku není zohledněno působení hluku v místech mimo bydliště (př. pracoviště).
8. Ovlivnění hlukem je dáno individuálně rozdílným stupněm vnímavosti a citlivosti exponovaných osob.
9. Popisované a použité vztahy mezi hlukovou expozicí a jejím účinkem nelze považovat za absolutně platné za všech podmínek

## 6. Závěr

### Posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví

Posouzení vlivů na veřejné zdraví z hlediska zdravotních rizik imisních škodlivin v ovzduší vychází z předložené rozptylové studie zpracované Ing. Zdeňkem Sklenářem ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v únoru 2024. V případě těžkých kovů hodnocení vychází z předpokladů v rozptylové studii a u celkového chromu a šestimocného chromu z údajů předložených zpracovatelem rozptylové studie (viz příloha č. 2 a příloha č. 3).

Z hodnocení zdravotních rizik vlivu imisních příspěvků na obyvatelstvo vyplynuly následující závěry:

Vypočtené roční imisní příspěvky frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, HF, NH<sub>3</sub>, As, Ni, Pb, Hg, Cd, šestimocného chromu, NH<sub>3</sub>, PCDD/F pro stávající stav i výhledový stav uvedené v rozptylové studii nepředstavují významné toxické zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Vypočtené maximální hodinové imisní příspěvky NO<sub>2</sub>, maximální hodinové a denní imisní příspěvky SO<sub>2</sub> a maximální 8hodinové imisní příspěvky CO pro stávající stav i výhledový stav uvedené v rozptylové studii nepředstavují významné zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu, arsenu, kadmia, niklu, šestimocného chromu, PCDD/F pro stávající stav i výhledový stav uvedené v rozptylové studii nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

V případě dopravy vypočtené roční imisní příspěvky frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> a NO<sub>2</sub> nepředstavují významné zdravotní riziko pro obyvatelstvo. Vypočtené hodinové imisní příspěvky NO<sub>2</sub> uvedené v rozptylové studii nepředstavují významné zdravotní riziko pro obyvatelstvo. Vypočtené průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu a benzenu nepředstavují zdravotní riziko karcinogenních účinků.

Z hodnocení zdravotních rizik vlivu pozadí na obyvatelstvo vyplynuly následující závěry:

Pozadí průměrných ročních imisních koncentrací frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> je spojeno se zvýšenými zdravotními riziky na základě nejnovějších informací WHO, které vycházejí z výsledků evropských epidemiologických studií podobně jako na řadě míst v České republice. K bližšímu kvantitativnímu odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> na lidské zdraví v rámci tohoto hodnocení byly využity výsledky projektu HRAPIE, které vycházejí z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Pozadí ročních imisních koncentrací NO<sub>2</sub> mírně překračuje nově doporučenou hodnotu pro roční průměrnou koncentraci 10 µg/m<sup>3</sup> (WHO, 2021), to znamená, že pozadí NO<sub>2</sub> dle nejnovějších doporučení WHO představuje zdravotní riziko. Pozadí ročních koncentrací SO<sub>2</sub> a krátkodobé výkyvy současných pozadových hodinových koncentrací SO<sub>2</sub> dosahované za nepříznivých rozptylových podmínek nepředstavují zvýšené zdravotní riziko pro obyvatelstvo. Vzhledem k tomu, že v současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku NO<sub>2</sub> na lidské zdraví, tak na základě doporučení WHO je riziko NO<sub>2</sub> vyhodnoceno na základě ročních průměrných koncentrací suspendovaných částic s předpokladem, že v tomto riziku je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší včetně NO<sub>2</sub> a SO<sub>2</sub>.

V případě pozadí benzo(a)pyrenu se v hodnocené oblasti pohybujeme pod úrovní platného imisního limitu ČR pro benzo(a)pyren, a tudíž pozadí se pohybuje pod úrovní meze společensky přijatelného rizika. V případě pozadí průměrných ročních imisních koncentrací benzenu v lokalitě se pohybujeme řádově v úrovni přijatelného karcinogenního rizika 10<sup>-6</sup> a pod úrovní meze společensky přijatelného rizika. Pozadí arsenu, kadmia, niklu, šestimocného chromu nepředstavuje zdravotní riziko karcinogenních účinků a pozadí arsenu, kadmia, niklu, šestimocného chromu, olova, rtuti, amoniaku a PCDD/F nepředstavuje významné toxické zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Posouzení vlivů imisí na veřejné zdraví je v kapitole 3.1.10. doplněno o epidemiologické studie. WHO uvádí, že s přijetím BAT technologií, které se uplatňují v rámci EU, je výskyt měřitelných zdravotních rizik pro obyvatelstvo žijící v těsné blízkosti spaloven málo pravděpodobný.

## Posouzení vlivů hluku na veřejné zdraví

Hodnocení expozice hluku vychází z hlukové studie zpracované Ing. Kateřinou Krestovou, Ph.D. ze společnosti TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., Janáčkova 1020/7, 702 00 Ostrava – Moravská Ostrava v lednu 2024.

U vypočtených hodnot hlučnosti ze stacionárních zdrojů nepřepokládáme významné nepříznivé zdravotní účinky. K ověření výsledků hlukové studie je doporučeno provést měření celkové akustické zátěže v nejbližším chráněném prostoru staveb v rozsahu dle požadavku příslušného orgánu ochrany veřejného zdraví.

Při provedení kvalitativního zhodnocení hluku z dopravy vyplývá, že jsou překračovány prahové hodnoty pro obtěžování hlukem z dopravy a zvýšené užívání sedativ a léků k navození spánku včetně rušení spánku, a to pouze u výpočtového bodu č. 2. Po realizaci záměru se stávající nepříznivé zdravotní účinky hluku nezmění.

Výsledky posouzení vlivů na veřejné zdraví se nevztahují na havarijní stavy a závěry posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou platné pouze pro vstupní data uváděná v rozptylové studii a v hlukové studii.

## 7. Použitá a citovaná literatura

1. KOLEKTIV AUTORŮ. *Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik*. Praha: Státní zdravotní ústav, 2000. ISBN 80-7071-161-2
2. World Health Organization. *Air quality guidelines for Europe* [online]. 2nd ed. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2000. European series, No.91. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)>
3. World Health Organization. *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Global update 2005 Summary of risk assessment [online]. Geneva: WHO, 2006. Dostupné z WWW: <[http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_eng.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf)>
4. World Health Organization. *Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2006. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0006/78657/E88189.pdf](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf)>
5. World Health Organization. *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2013. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0006/238956/Health\\_risks\\_air\\_pollution\\_HRAPIE\\_project.pdf?ua=1](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1)>
6. International Agency For Research on Cancer. *Outdoor air pollution -a leading environmental cause of cancer deaths* [online]. Air Pollution and Cancer. Scientific Publication No.161. IARC, 2013. Dostupné z WWW: <[https://www.rehva.eu/fileadmin/REHVA\\_Journal/REHVA\\_Journal\\_2013/RJ\\_issue\\_6/P.4\\_4/44\\_research\\_RJ1306.pdf](https://www.rehva.eu/fileadmin/REHVA_Journal/REHVA_Journal_2013/RJ_issue_6/P.4_4/44_research_RJ1306.pdf)>
7. Ostro B. *Outdoor air pollution: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels* [online]. Environmental Burden of Disease Series. No.5, WHO 2004. Dostupné z WWW: <[http://www.who.int/quantifying\\_ehimpacts/publications/ebd5.pdf](http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/ebd5.pdf)>



8. U. S. Environmental Protection Agency. *Integrated Risk Information system*[online]. Washington, DC: U.S. EPA, 2022. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/IRIS/>>
9. International Agency For Research on Cancer. *Agents Classified by the IARC Monographs* [online]. Lyon: IARC, November 2018. Volumes 1-123. Dostupné z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf> >
10. California Environmental Protection Agency. *Toxicity criteria on chemicals evaluated by OEHHA* [online]. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Dostupné z WWW: <<http://oehha.ca.gov/risk/chemicaldb/index.asp> >
11. BAARS,A.J.-THEELEN,R.M.C.- JANSSEN, P.J.C.M. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report 711701025 [online]. Bilthoven : National institute of public health and the environment, 2001. Dostupné z WWW: <<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>>
12. Státní zdravotní ústav. *Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší. Odborná zpráva za rok 2021. Subsystem I*. [online]. Praha: SZÚ, říjen 2022. Dostupné z WWW: <<https://szu.cz/tema/zivotni-prostredi/monitoring/odborne-zpravy-monitoringu/>>
13. World Health Organization. *WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide* [online]. WHO September 2021.Dostupné z WWW: <<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf> >
14. Státní zdravotní ústav. *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí - Souhrnná zpráva za rok 2007, Dietární expozice člověka, str. 51* [online]. SZÚ Praha, červenec 2008. Dostupné z WWW: <[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/souhrnna\\_zprava/Szu\\_08cz.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/souhrnna_zprava/Szu_08cz.pdf)>
15. U.S. Environmental Protection Agency. *Regional Screening Levels (RSL<sub>s</sub>) – Generic Summary Tables* [online]. Pacific Southwest, May 2023. Dostupné z WWW: <<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>>
16. California Environmental Protection Agency. *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic toxicity summary, chlorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans (including 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin)* [online]. December 2000. Dostupné z WWW: <<http://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/appendixd3final.pdf>>
17. California Environmental Protection Agency. *Technical Support Document for Cancer Potency Factors 2009. Appendix A: Hot Spots Unit Risk and Cancer Potency Values* [online], January 2011. Dostupné z WWW: <<http://oehha.ca.gov/air/crn/technical-support-document-cancer-potency-factors-2009>>
18. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Minimal Risk Levels (MRL<sub>s</sub>)* [online], August 2018. Dostupné z WWW: <[http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr\\_mrls.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls.pdf)>
19. European Food Safety Authority (EFSA). *Dioxins and related PCBs: tolerable intake level updated* [online], Published: 20 November 2018. Dostupné z WWW: <<https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated>>

20. BERGLUND, Birgitta – LINDVALL, Thomas-SCHWELLA, Dietrich. *Guidelines for Community Noise* [online]. Geneva: WHO, 1999. Dostupné z WWW: <<http://whqlibdoc.who.int/hq/1999/a68672.pdf>>
21. World Health Organization. *Night noise guidelines for Europe* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2009. Dostupné z WWW:<[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0017/43316/E92845.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf)>
22. European Environment Agency. *Good practice guide on noise exposure and effects* [online]. Copenhagen: EEA Technical report, 2010. ISSN 1725-2237. Dostupné z WWW: <<http://www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise>>
23. European Commission. *Position Paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance* [online]. Luxembourg: Office for Official Publications of European Communities, 2002. Dostupné z WWW: <[http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise\\_expert\\_network.pdf](http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_expert_network.pdf)>
24. Thomas Münzel, Tommaso Gori, Wolfgang Babisch, Mathias Basner. *Cardiovascular effects of environmental noise exposure. European Heart Journal* [online], 2014. Dostupné z WWW: <<http://eurheartj.oxfordjournals.org/content/early/2014/03/09/eurheartj.ehu030.full>>
25. Babisch W. Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis [online]. *Noise Health* 2014;16:1-9. Dostupné z WWW: <<http://www.noiseandhealth.org/article.asp?issn=14631741;year=2014;volume=16;issue=68;spage=1;epage=9;aulast=Babisch>>
26. World Health Organization. *Environmental Noise Guidelines for the European Region* [online]. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2018. Dostupné z WWW:<[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0008/383921/noise-guidelines-eng.pdf?ua=1](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0008/383921/noise-guidelines-eng.pdf?ua=1)>
27. EVROPSKÁ KOMISE: Směrnice Komise (EU) 2020/367 ze dne 4. března 2020, kterou se mění příloha III směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES, pokud jde o stanovení metod hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, Evropská komise. Generální ředitelství pro životní prostředí, 2020. Dostupné z WWW:<<https://op.europa.eu/cs/publication-detail/-/publication/14caf5ee-5ead-11ea-b735-01aa75ed71a1>>
28. Population health and waste management: scientific data and policy options, Report of a WHO workshop Rome, Italy, 29-30 March 2007[online], WHO, 2007 [cit.2013-10-10]. Dostupné z WWW:<[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0012/91101/E91021.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0012/91101/E91021.pdf)>
29. The Impact on Health of Emission to Air from Municipal Waste Incinerations, Advice from the Health Protection Agency [online], Health Protection Agency (HPA): London, February 2010[cit.2014-07-22]. Dostupné z WWW: <[https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/335090/RCE-13\\_for\\_web\\_with\\_security.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/335090/RCE-13_for_web_with_security.pdf)>

## 8. Přílohy

Příloha č. 1: Zkratky a symboly

PM <sub>10</sub>	suspendované částice s aerodynamickým průměrem pod 10 μm
PM <sub>2,5</sub>	suspendované částice s aerodynamickým průměrem pod 2,5 μm
NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>	oxid dusičitý, amoniak
PAU, BaP	polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a) pyren
TEQ	toxický ekvivalent
WHO	Světová zdravotnická organizace
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny
US EPA	Americká agentura pro ochranu životního prostředí
RIVM	Holandský národní ústav veřejného zdraví a prostředí
MZ ČR	Ministerstvo zdravotnictví České republiky
SZÚ, ZÚ	Státní zdravotní ústav, Zdravotní ústav
Cal/EPA	Kalifornská agentura pro ochranu životního prostředí
OEHHA	Úřad pro řízení zdravotních rizik
IRIS	Databáze US EPA
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
RfC	referenční koncentrace - stanovená koncentrace, která při celoživotní inhalační expozici populace včetně citlivých skupin pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví
REL	referenční expoziční limit
TCA	tolerovatelné koncentrace látek v ovzduší
TDI	tolerovatelný denní příjem
MRL	minimal risk levels (minimální riziková dávka)
UR	inhalační jednotka karcinogenního rizika
HQ	kvocient nebezpečnosti
ILCR	individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici
NOAEL	nejvyšší úroveň expozice, při které ještě není pozorována žádná nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou
LOAEL	nejnižší úroveň expozice, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou
C <sub>r</sub>	imisní příspěvek k průměrné roční imisní koncentraci
C <sub>hod</sub>	imisní příspěvek k maximální hodinové imisní koncentraci
C <sub>d</sub>	imisní příspěvek k maximální 24 hodinové imisní koncentraci
C <sub>8hod</sub>	imisní příspěvek k maximální denní osmihodinové koncentraci
dB	decibel
L <sub>Aeq,24hod</sub>	24hodinová ekvivalentní hladina hluku
L <sub>dn</sub>	hlukový ukazatel den-noc, což představuje dlouhodobou 24hodinovou ekvivalentní hladinu akustického tlaku se snížením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB
L <sub>night</sub>	představuje dlouhodobou ekvivalentní hladinu akustického tlaku v časovém úseku 8 hodin v noci
L <sub>dvn</sub> (či L <sub>den</sub> )	day-evening-night level=dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin se snížením večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB
L <sub>Aeq,16hod</sub>	ekvivalentní hladina hluku v době denní
L <sub>Aeq,16h</sub> (L <sub>Aeq,6-22h</sub> )	ekvivalentní hodnota akustického tlaku pro celou denní dobu
L <sub>Aeq,8h</sub> (L <sub>Aeq,22-6h</sub> )	ekvivalentní hodnota akustického tlaku pro celou noční dobu
ISCH, IM	ischemická choroba srdeční, infarkt myokardu
APCR	populační riziko

Příloha č. 2: Vstupní koncentrace  $C_r$  v těžkých kovech dle měření emisí na obdobném zdroji (ZEVO), množství spalin pro multikotel Třebíč za n.p. je 16 440 m<sup>3</sup>/h předložené zpracovatelem rozptylové studie

Cr celk	0,03 <sup>1)</sup>	mg/m <sup>3</sup>	0,000137	g/s
Cr VI	0,005 <sup>2)</sup>	mg/m <sup>3</sup>	0,0000228	g/s

1) Naměřeno 0,026±0,003 mg/m<sup>3</sup>, hodnota zaokrouhlena z důvodu bezpečnosti výpočtu

2) Horní mez detekce, reálné hodnoty nižší

Příloha č. 3: Imisní koncentrace celkového chromu a šestimocného chromu předložené zpracovatelem rozptylové studie (výhledový stav po realizaci záměru)

Číslo RB	Název lokality	Příspěvek průměrné roční koncentrace celkového a šestimocného chromu [ng/m <sup>3</sup> ] Imisní limit: nestanoven	
		Cr celk	Cr VI
1	Střední průmyslová škola	0,01309	0,00218
2	Benešova 509/14, Třebíč	0,00294	0,00049
3	ZK Lubí ev. č. 1, Třebíč	0,01818	0,00303
4	Mjr. Krátkého 440/43, Třebíč	0,01899	0,00316
5	Kremláčkova 447/51, Třebíč	0,00794	0,00132
6	Wolkerova 241/8, Třebíč	0,00421	0,00070
7	I. Olbrachta 655/12, Třebíč	0,00847	0,00141
8	Jindřichova 177/31, Třebíč	0,00804	0,00134
9	Slunná 1109, Třebíč	0,00520	0,00086
10	Jasanová 1084, Třebíč	0,00270	0,00045
11	Hasskova 93/20, Třebíč	0,00238	0,00040
12	Hrotovická 409/12, Třebíč	0,00311	0,00052
13	Základní škola Světlo, s.r.o.	0,00359	0,00060
14	Alšova 1000, Třebíč	0,00347	0,00058
15	Kracovice 19, Stařeč	0,00218	0,00036
16	Střítež 125	0,00266	0,00044
17	Kožichovice 29	0,00584	0,00097
18	Ptáčov 51	0,00627	0,00104
19	Trnava 288	0,00115	0,00019
20	Pocoucov 6	0,00249	0,00041
21	Budíkovice 99	0,00317	0,00053
22	Račerovice 23	0,00366	0,00061
	MAX	0,01899	0,00316
	MIN	0,00115	0,00019