



**SJEDNOCENÍ TECHNICKÉ A ROČNÍ
KAPACITY ZEVO MALEŠICE**

VYHODNOCENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

Červen 2019

Sjednocení technické a roční kapacity ZEVO Malešice

Vyhodnocení vlivů na veřejné zdraví

ZADAL:

Ekopontis, s. r. o.
Cejl 511/43
602 00 Brno

ZPRACOVAL:

ATEM – Ateliér ekologických modelů, s. r. o.
Roztylská 1860/1
148 00 Praha 4
e-mail: atem@atem.cz
tel.: 241 494 425

VYPRACOVAL:

Mgr. Robert Polák

držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování
vlivů na veřejné zdraví MZd, poř. č. osvědčení 3/2015

SPOLUPRÁCE:

Mgr. Jan Karel

Červen 2019

O B S A H

Ú V O D	4
1. METODIKA HODNOCENÍ.....	5
2. PODKLADY PRO HODNOCENÍ EXPOZICE	6
3. CHARAKTERISTIKA OBYTNÉ ZÁSTAVBY V OKOLÍ ZÁMĚRU.....	6
4. VLIVY ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ NA ZDRAVÍ OBYVATEL.....	7
4.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek.....	7
4.1.1. Suspendované částice.....	7
4.1.2. Oxid dusičitý.....	9
4.1.3. Oxid siřičitý.....	10
4.1.4. Benzen.....	11
4.1.5. Benzo[a]pyren.....	12
4.1.6. Oxid uhelnatý.....	12
4.1.7. Amoniak.....	12
4.1.8. Fluorovodík.....	13
4.1.9. Chlorovodík.....	13
4.1.10. PCDD/PCDF (dioxiny).....	14
4.1.11. Těžké kovy.....	14
4.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika.....	16
4.2.1. Suspendované částice.....	17
4.2.2. Oxid dusičitý.....	19
4.2.3. Oxid siřičitý.....	21
4.2.4. Oxid uhelnatý.....	21
4.2.5. Benzen.....	21
4.2.6. Benzo[a]pyren.....	22
4.2.7. Ostatní znečišťující látky.....	23
4.3. Nejistoty v hodnocení.....	24
5. VLIVY HLUKU NA ZDRAVÍ OBYVATEL.....	25
5.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek.....	25
5.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika.....	28
5.3. Nejistoty v hodnocení.....	31
Z Á V Ě R	33
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	35

Ú V O D

Cílem předložené studie je posoudit vliv provozu Zařízení na energetické využívání odpadů (ZEVO) Praha Malešice na zdraví obyvatel žijících v dotčené lokalitě. ZEVO se nachází na území Prahy 10, v k. ú. Štěrboholy a Malešice.

Při posuzování možných vlivů na zdraví dotčené populace je nutno brát v úvahu obecně všechny faktory, které mohou mít dopad na lidské zdraví. Posuzovaný záměr nebude významným zdrojem elektromagnetického záření. V souvislosti s jeho realizací se nepředpokládá kontaminace zdrojů vod chemickými látkami ani patogenními organismy či jejich toxiny. Hlavními faktory, které mohou být realizací záměru významněji ovlivněny, budou tedy **hluk** a **znečištění ovzduší**.

Podkladovými materiály pro vyhodnocení vlivů záměru na veřejné zdraví jsou rozptylová a akustická studie, které zpracoval ATEM – Ateliér ekologických modelů, s. r. o. [23, 24].

V předkládaném vyhodnocení jsou uvažovány pouze vlivy působící při běžném provozu – jeho výsledky není možno vztáhnout na případy zvláštních situací, včetně havárií.

1. METODIKA HODNOCENÍ

Použitá metodika hodnocení vychází ze základních metodických postupů hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment) vypracovaných americkou Agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a dále využívá Autorizační návody SZÚ k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší AN 17/15 [2], k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku [10] a odborné literatury [7]. Postup hodnocení zdravotního rizika je sestaven ze čtyř navazujících kroků:

- **Identifikace nebezpečnosti** – jedná se o určení faktorů, které mají být hodnoceny, popis jejich vlastností se zaměřením na nebezpečnost pro člověka a podmínky, za kterých se může projevit.
- **Určení vztahu dávky a účinku** – kvantitativně hodnotí vztah mezi úrovní expozice danému faktoru (látce v ovzduší) a mírou rizika.
- **Hodnocení expozice** – obsahuje kvalitativní vyjádření kontaktu hodnoceného faktoru s hranicemi organismu a kvantitativní vyjádření intenzity tohoto kontaktu. Cílem je získat informaci, jakými cestami, v jaké míře a v jakém množství je konkrétní populace vystavena působení hodnocené chemické látky apod.
- **Charakterizace rizika** – obsahem této etapy je vyjádření míry zdravotního rizika exponované populace na základě poznatků o nebezpečnosti působícího faktoru a odhadu konkrétní expoziční úrovně. Jedná se o kvalitativní a kvantitativní popis odhadnutého zdravotního rizika pro sledovanou populaci, tj. výčet všech možných zdravotních poškození u sledované populace a uvedení pravděpodobnosti jejich vzniku. Je nutno popsat všechny výchozí podmínky a fakta zahrnutá do postupu hodnocení rizik, jakož i všechna zjednodušení a nejistoty, které se zde promítají. Takto hodnocená rizika je vždy nutno považovat za potenciální, avšak dostatečně pravděpodobná pro populaci v zájmovém území.

V souladu s Autorizačním návodem AN 17/15 je pak hodnocení členěno do následujících částí:

- podklady pro hodnocení expozice obyvatel, zahrnující též identifikaci hodnocených znečišťujících látek a podklady pro stanovení imisního pozadí,
- charakteristika obytné zástavby v okolí záměru,
- identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek,
- vyhodnocení expozice a charakterizace rizik,
- nejistoty v hodnocení,
- závěr.

2. PODKLADY PRO HODNOCENÍ EXPOZICE

Hodnocení vlivů imisní a hlukové zátěže na zdraví obyvatel, vyvolaných v souvislosti s realizací záměru, vychází ze zpracované rozptylové [23] a akustické studie [24]. Tyto studie jsou tedy základním a jediným podkladem pro hodnocení expozice obyvatel.

V rozptylové studii jsou posuzovány změny koncentrací prakticky všech látek, pro které byla k dispozici emisní data: oxidu siřičitého, oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého, benzenu, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, benzo[a]pyrenu, amoniaku, chlorovodíku, fluorovodíku, PCDD/PCDF (dioxinů) a řady těžkých kovů – kadmia, thallia, rtuti, antimonu, arsenu, olova, chromu, kobaltu, mědi, manganu, niklu a vanadu. Všechny uvedené látky byly do předkládaného hodnocení zahrnuty, v případě těžkých kovů ovšem byly některé z hodnocení vyřazeny s ohledem na jejich nulovou nebezpečnost (viz kap. 4.1.11). S ohledem na uvedený přehled jsou také posuzovány všechny znečišťující látky, které jsou dle Autorizačního návodu relevantní pro hodnocení dopadů automobilové dopravy (PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂, benzen, benzo[a]pyren).

V případě hlukové studie je pak hodnocena úroveň hlukové zátěže v jednotlivých bodech reprezentujících obytnou zástavbu v okolí, a to samostatně pro denní a noční dobu.

3. CHARAKTERISTIKA OBYTNÉ ZÁSTAVBY V OKOLÍ ZÁMĚRU

V nejbližším okolí hodnoceného záměru se nenachází žádná trvale obydlená zástavba. Nejbliže se nachází bytové domy v ulici Dragounská, zhruba 800 metrů jihovýchodně od záměru. V okruhu zhruba 1 km od záměru je pak několik lokalit s obytnou zástavbou, jedná se o objekty v ulicích Kolonie U Obecní cihelny, Českobrodská a manželů Dostálových. Vlivy záměru v uvedených lokalitách byly hodnoceny v hlukové studii a tedy i v navazující části vyhodnocení vlivů na veřejné zdraví.

V případě imisní zátěže bylo hodnocení vzhledem k charakteru stacionárního zdroje provedeno pro celé území Prahy, nejvýznamnější ovlivnění imisní situace se projevuje na rozhraní MČ Praha 14, Praha 20 a Praha – Satalice. Počty obyvatel zasažených jednotlivými veličinami tak byl vždy stanoven odhadem na základě velikosti zasažené plochy a charakteru zástavby v dané lokalitě.

4. VLIVY ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ NA ZDRAVÍ OBYVATEL

4.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek

4.1.1. Suspendované částice

Suspendované částice v ovzduší představují složitou směs organických a anorganických látek. Jsou produkovány jak ve venkovním, tak i ve vnitřním prostředí. Jsou tedy důležitým faktorem, který způsobuje zhoršení zdravotního stavu.

Suspendované částice mají různou velikost, hmotnost a složení. Obecně je možné konstatovat, že:

- při spalování pevných paliv bez odlučovačů převažují v emisích částice s aerodynamickým průměrem nad 10 μm , při spalování kapalných paliv je zastoupení těchto částic menší, avšak rovněž významné. S účinností odlučovače se zastoupení „hrubších frakcí“ výrazně snižuje, neboť tato zařízení odstraňují nejúčinněji právě velké částice prachu.
- ve zvířeném prachu v okolí silnic a průmyslových areálů lze obecně předpokládat nízké zastoupení jemných částic, podíl jednotlivých velikostních frakcí je však závislý na složení usazených částic, které byly zvířeny.
- v emisích z výfuků motorových vozidel jednoznačně dominují jemné částice do 2,5 μm (podíl částic se pohybuje okolo 90 %), většina emitovaných částic je menších než 1 μm .
- rovněž naprostá většina aerosolů vzniklých sekundárně v ovzduší (kondenzací plyných látek) je tvořena převážně jemnými částicemi do 2,5 μm [4].

Většina vlivů suspendovaných částic na zdraví spadá do oblasti dýchací a kardiovaskulární soustavy. Hlavní účinky působení suspendovaných částic na dýchací soustavu zahrnují dráždění dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, zvýšenou sekreci hlenu v průduškách a snížení obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci. Suspendované částice však mají i další zdravotní účinky mimo respirační soustavu. Jedná se především o urychlení procesu aterosklerózy nebo ovlivnění nervové regulace srdeční činnosti pronikáním ultra jemných částic do nervového systému [4]. Prokazatelný zdravotní účinek expozice suspendovaným částicím se uvádí již při průměrných ročních koncentracích částic $\text{PM}_{2,5}$ 11 – 15 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Specifické zdravotní účinky expozice suspendovaným částicím je však značně obtížné hodnotit, neboť silně závisí na velikosti částic a jejich složení. K obecnému (indikačnímu) hodnocení se proto používají epidemiologické ukazatele mortality (úmrtnosti) a morbidity (nemocnosti). WHO [4] uvádí pro krátkodobou expozici vzestup celkové mortality o 0,5 % při zvýšení denní koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pro chronickou expozici se uvádí nárůst mortality o 6 % při zvýšení průměrných ročních koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Směrné hodnoty WHO [4] jsou pak uvedeny v následující výši:

- částice $PM_{2,5}$ – $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24-hodinové koncentrace
- částice PM_{10} – $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24-hodinové koncentrace

Imisní limity jsou v ČR stanoveny pro suspendované částice PM_{10} ve výši $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24-hodinové hodnoty (s tolerovaným počtem 35 překročení v roce). Pro částice $PM_{2,5}$ je stanoven pouze limit pro průměrné roční koncentrace, a to v současnosti ve výši $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, od roku 2020 pak ve výši $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

V předkládaném hodnocení jsou pro kvantifikaci rizika z expozice suspendovaným částicím (a obdobně i oxidu dusičitému, viz dále) použity funkce koncentrace – účinek, publikované Světovou zdravotnickou organizací v rámci projektu *Health risks of air pollution in Europe* (HRAPIE) [5]. Jedná se o vztahy odvozené na základě analýzy výsledků mnoha epidemiologických studií a dat o zdravotních ukazatelích u populace zemí EU. Jednotlivé faktory koncentrace a účinku jsou formulovány prostřednictvím relativního rizika (RR), které vyjadřuje rozdíl v pravděpodobnosti výskytu daného účinku v populaci exponované určité úrovni koncentrace znečišťující látky vůči populaci neexponované. Vztah mezi koncentrací a pravděpodobností výskytu účinku (rizikem) je lineární. Pro vlastní charakterizaci rizika exponované populace se pak používá výpočet metodou atributivní frakce, popsany v kap. 4.2.

Doporučené vztahy jsou rozděleny do dvou skupin:

- skupina A – k dispozici jsou dostatečné údaje pro spolehlivou kvantifikaci účinků,
- skupina B – údaje s vyšší mírou nejistoty ohledně přesnosti údajů použitých pro kvantifikaci účinků.

V některých případech jsou dále kromě „základních“ výpočetních vztahů uvedeny i vztahy alternativní, použitelné v určitých situacích (např. není-li dostatek dat pro provedení výpočtu podle vztahu předchozího). Tabulka 1 shrnuje přehled hodnot relativního rizika, použitých v této studii, jedná se ve všech případech o „základní“ hodnoty RR. Uveden je vždy interval spolehlivosti (v závorce) a střední hodnota relativního rizika.

Tab. 1. Faktory koncentrace – účinek – suspendované částice [5]

Imisní veličina	Zdravotní účinek	Segment populace	Skupina	RR při zvýšení koncentrace o 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
PM _{2,5} roční průměr	úmrtnost u dospělých	> 30 let	A	1,062 (1,040 – 1,083)
PM ₁₀ roční průměr	kojenecká úmrtnost	0–1 rok	B	1,04 (1,02 – 1,07)
PM ₁₀ roční průměr	prevalence bronchitidy u dětí	6–12 let	B	1,08 (0,98 – 1,19)
PM ₁₀ roční průměr	incidence chronické bronchitidy u dospělých	> 18 let	B	1,117 (1,040 – 1,189)
PM _{2,5} denní průměr	hospitalizace s kardio-vaskulárními chorobami	všichni	A	1,0091 (1,0017 – 1,0166)
PM _{2,5} denní průměr	hospitalizace s respiračními chorobami	všichni	A	1,019 (0,9982 – 1,0402)
PM _{2,5} roční průměr*	dny s omezenou aktivitou**	všichni	B	1,047 (1,042 – 1,053)
PM _{2,5} roční průměr*	dny pracovní neschopnosti	20–65 let (zaměstnaní)	B	1,046 (1,039 – 1,053)
PM _{2,5} denní průměr	příznaky astmatu u astmatických dětí	5–19 let	B	1,028 (1,006 – 1,051)

*) 2týdenní průměr přepočtený na roční průměr

**) nutno odečíst dny hospitalizace s kardiovaskulárními a respiračními chorobami a dny pracovní neschopnosti

4.1.2. Oxid dusičitý

Oxid dusičitý (NO₂) patří mezi nejčastěji sledované škodliviny při hodnocení vlivů spalovacích zdrojů (tj. zejména automobilové dopravy a vytápění budov) na kvalitu ovzduší a zdraví obyvatel. Ze zdrojů je emitován převážně oxid dusnatý (NO), který se ve vzduchu postupně oxiduje na NO₂, v malé míře je emitován přímo NO₂.

Při vstupu oxidu dusičitého do dýchacích cest je nejcitlivější oblastí průdušnice s průduškami a dále plicní sklípky (alveoly), kde dochází k náhradě alveolárního epitelu I. typu buňkami odolnějšími proti okysličování, které s narůstající koncentrací NO₂ postupně navíc hypertrofují. To vede ke snížení odolnosti plicní tkáně vůči infekcím.

Světová zdravotnická organizace (WHO) uvádí, že pro hodnocení vlivů akutní expozice NO₂ je možné uvažovat referenční koncentraci ve výši 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pod touto úrovní nebyly prokázány žádné účinky krátkodobých expozic NO₂, většina studií pak poukazuje na vznik zdravotního efektu až při hodnotách nad 500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Naopak při vyšších koncentracích lze účinky považovat za prokázané. Tyto závěry vyplývají ze zhodnocení výsledků mnoha studií na zvířatech i na lidských dobrovolnících [4]. Česká legislativa stanovuje imisní limit pro hodinové koncentrace NO₂ na úrovni 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

U dlouhodobých expozic je situace složitější. Výsledky řady studií ukazují na vztah mezi úrovní průměrných ročních koncentrací NO₂ a výskytem astmatu a respiračních onemocnění; uvádějí se též poruchy vývoje funkce plic u dětí při dlouhodobě zvýšené expozici NO₂. Za rizikovou skupinu je možné považovat především děti s astmatem nebo s dědičnými předpoklady ke vzniku astmatu [4]. WHO však současně uvádí, že kvantifikace rizika je poměrně obtížná, neboť oxid dusičitý zde často vystupuje jako reprezentativní ukazatel působení celého spektra znečišťujících látek. Z tohoto důvodu také WHO zachovává směrnou hodnotu pro průměrné roční koncentrace na úrovni 40 µg.m⁻³ i přesto, že některé studie poukazují na vznik respiračních příznaků i při hodnotách nižších. Spíše se však doporučuje provádět hodnocení souhrnného účinku znečištění ovzduší na základě vztahů pro suspendované částice. Ve výši 40 µg.m⁻³ je stanoven i platný imisní limit.

Projekt HRAPIE [5] dále uvádí následující hodnoty relativního rizika pro jednotlivé účinky dlouhodobé expozice NO₂. Charakteristika hodnot a použitého zdroje dat je uvedena v předchozí kapitole.

Tab. 2. Faktory koncentrace – účinek – oxid dusičitý [5]

Imisní veličina	Zdravotní účinek	Segment populace	Skupina	RR při zvýšení koncentrace o 10 µg.m ⁻³
NO ₂ roční průměr (nad 20 µg.m ⁻³)	úmrtnost u dospělých	> 30 let	B	1,055 (1,031 – 1,080)
NO ₂ roční průměr	prevalence bronchitidy u astmatických dětí	5–14	B	1,21 (0,99 – 1,06)
NO ₂ 24hod průměr	hospitalizace s respiračními chorobami	všichni	A	1,018 (1,0115 – 1,0245)

4.1.3. Oxid siřičitý

Oxid siřičitý vzniká spalováním fosilních paliv obsahujících síru (hnědé uhlí), tavením nerostných surovin obsahujících síru a při dalších průmyslových procesech, nezanedbatelným zdrojem emisí SO₂ je i vulkanická činnost. Emise oxidu siřičitého jsou často popisovány ve spojitosti se suspendovanými částicemi (prašností) a nebo se vznikem kyselého aerosolu (kyselina sírová).

Nejzávažnější účinky oxidu siřičitého se týkají respiračního traktu. Vnímavost vůči expozici SO₂ se může podstatně lišit u zdravých lidí a u astmatiků. Při akutních případech může oxid siřičitý vyvolat vážná poškození jako je bronchokonstrikce, chemická bronchitis a tracheitis. Při opakovaných expozicích vzniká chronická bronchitis, přičemž účinek znečišťující látky se zvyšuje při zvýšené rychlosti dýchání (tělesná námaha), a to zejména u astmatiků.

Světová zdravotnická organizace stanoví směrnou hodnotu pro 24hodinové koncentrace SO₂ ve výši na 20 µg.m⁻³ [4]. Protože v některých zemích může být obtížné této hodnoty dosáhnout, stanoví WHO ještě dva dočasné cíle. Dočasný cíl 1 je stanoven na úrovni původní směrné hodnoty (125 µg.m⁻³), dočasný cíl 2 je stanoven ve výši 50 µg.m⁻³. Pro krátkodobou (10minutovou) expozici stanoví směrnou hodnotu ve výši 500 µg.m⁻³. Směrná hodnota pro dlouhodobé (roční) koncentrace je považována za nepotřebnou, neboť potřebné zlepšení imisní situace bude zajištěno dosažením směrné hodnoty pro 24hodinové koncentrace.

Evropské a české imisní limity jsou stanoveny pro hodinové koncentrace ve výši 350 µg.m⁻³ a pro 24hodinové koncentrace ve výši 125 µg.m⁻³ (jedná se o dříve platnou směrnou hodnotu WHO). Vzhledem k tomu, že v případě krátkodobých hodnot rozptylová studie počítá s hodinovými a nikoli 10minutovými koncentracemi, byla pro vyhodnocení použita hodnota 350 µg.m⁻³. U 24hodinových koncentrací byla použita směrná hodnota dle WHO, tj. 20 µg.m⁻³, která je výrazně přísnější než platný imisní limit.

4.1.4. Benzen

Benzen se do ovzduší dostává v emisích z automobilové dopravy jednak jako produkt spalování a jednak jako součást nespálených podílů paliva (v automobilovém benzínu se vyskytuje v množství cca 0,5 – 2 %, u motorové nafty je podíl nevýznamný). Ovzduší je hlavním zdrojem expozice člověka benzenu. Je však nutno počítat s výraznými individuálními rozdíly vlivem kouření, které může znamenat několikanásobné zvýšení expozice.

Ve vysokých koncentracích (které se však nevyskytují ve vnějším ovzduší) má benzen akutní účinky dráždivé a neurotoxické. V nízkých dávkách (které se mohou v ovzduší vyskytovat) pak při dlouhodobém působení utlumuje tvorbu krvinek a předpokládá se i jeho vliv na iniciaci leukémie. Z tohoto důvodu řadí US EPA i IARC benzen mezi prokázané lidské karcinogeny. Světová zdravotnická organizace uvádí pro benzen hodnotu jednotkového rakovinového rizika UCR = 6×10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹. Jednoduchou extrapolací pak lze stanovit míru karcinogenního rizika v závislosti na koncentraci této látky ve volném ovzduší:

Pravděpodobnost výskytu leukémie	Koncentrace
10 ⁻⁵ (1 v 100 000)	1,6 µg.m ⁻³
10 ⁻⁶ (1 v 1 000 000)	0,16 µg.m ⁻³

Imisní limit je stanoven ve výši 5 µg.m⁻³, což odpovídá hodnotě karcinogenního rizika při celoživotní expozici na úrovni 3 × 10⁻⁵.

4.1.5. Benzo[a]pyren

Skupina polyaromatických uhlovodíků (PAH) zahrnuje několik set sloučenin, které vznikají zejména při nedokonalém spalování organického materiálu. Hlavními účinky na zdraví lidí jsou mutagenita a karcinogenita, naopak systémově toxické účinky jsou pravděpodobně malé (testováno na zvířatech). U řady PAH s vyšším bodem varu se považují vlivy mutagenita a karcinogenita za prokázané, přičemž benzo[a]pyren je jednou ze sloučenin, u kterých byla zjištěna nejsilnější karcinogenita.

Benzo[a]pyren je podle IARC řazen do skupiny 1 jako prokázaný lidský karcinogen. Vzhledem k jeho karcinogenitě nelze stanovit žádnou bezpečnou hranici. WHO [4] stanovuje směrnou hodnotu jednotkového karcinogenního rizika pro benzo[a]pyren ve výši $8,7 \times 10^{-2} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$.

4.1.6. Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý je jednou z nejběžnějších znečišťujících látek v ovzduší, která vzniká při spalování uhlíkatých materiálů (automobily, průmysl, teplárny, spalovny). Jedinou významnou expoziční cestou je vdechování. Míra expozice se výrazně liší u kuřáků a nekuřáků. Pro expozici oxidu uhelnatému jsou popisovány kardiovaskulární, neurologické, fibrinolytické a perinatální zdravotní účinky, které mají za důsledek snížení pracovní kapacity. Nejrizikovější populační skupinou jsou lidé s anginou pectoris. Zvýšené riziko lze očekávat u těhotných žen a dětí, starých osob, osob s chronickou bronchitidou a emfyzémem, nemocných s chorobami srdce a hematologickými chorobami. Jako rozhodující pro účinek je koncentrace karboxyhemoglobinu v krvi, která u nekuřáků nemá přesáhnout 2,5 – 3 %.

Směrné hodnoty jsou vypracovány pro ochranu nekuřáků a jsou stanoveny pouze pro krátkodobé expozice. Maximální expozice uváděná WHO [6] pro 15 minut je $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, pro 30 minut $60 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, pro 60 minut $30 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro 8 hodin $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. V České republice platí imisní limit pro 8hodinové koncentrace ve výši $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

4.1.7. Amoniak

Amoniak je bezbarvý plyn s ostrým a dráždivým zápachem. V přírodě se vyskytuje přirozeně, zejména jako produkt biologických procesů. Průmyslově je vyráběn a využíván zejména jako hnojivo, dále v čisticích prostředcích, chladicích systémech ad. Koncentrace amoniaku se v současnosti v ČR systematicky nesledují, z dřívějších let (do r. 2014) jsou známy údaje z měřicích stanic v Mostě a Pardubicích, kde se průměrné roční hodnoty pohybovaly v rozpětí 2 – 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. V Praze lze

vzhledem k většímu soustředění dopravních zdrojů odhadovat imisní hodnoty na mírně vyšší úrovni než v Pardubicích, tzn. přibližně v rozsahu 5 – 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Zdravotní účinky expozice amoniaku jsou obecně omezeny na místo přímého kontaktu s amoniakem. Charakteristickým účinkem při vdechování je dráždění dýchacích cest, při vysokých koncentracích až jejich poškození. Krátkodobá inhalační expozice vysokým hladinám amoniaku u lidí může způsobit podráždění až vážné popáleniny v ústech, plicích a očích. Chronická expozice zvýšeným koncentracím amoniaku pak může zvýšit riziko podráždění dýchacích cest, kašle, sípání, tlaku na hrudi a zhoršení funkce plic [9].

Agentura EPA stanovila v roce 1991 referenční koncentraci pro chronickou expozici amoniaku ve výši 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, později byla její hodnota dvakrát zmírněna a v současnosti činí 500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [9], přičemž vychází z hodnoty NOAEL (*No observed adverse effect level*) ve výši 4,9 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. V ČR platil do roku 2005 imisní limit pro průměrnou roční koncentraci amoniaku ve výši 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

4.1.8. Fluorovodík

Fluorovodík je bezbarvý toxický plyn. Akutní inhalační expozice je spojena s účinky typickými pro vdechování par silných kyselin – podráždění dýchacích cest, záněty, kašel, zúžení průdušek a otok hrdla, způsobující obstrukci horních cest dýchacích. Pro chronickou expozici je uváděno poškození ledvin a jater.

SZÚ stanoví pro fluor a jeho anorganické sloučeniny referenční koncentraci ve výši 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro roční průměr [10].

4.1.9. Chlorovodík

Chlorovodík je bezbarvý plyn, který při kontaktu se vzdušnou vlhkostí tvoří vysoce žíravý aerosol kyseliny chlorovodíkové. Po profesionálních akutních expozicích vysokým koncentracím byly pozorovány obdobné účinky jako u ostatních silných kyselin – dráždění, pálení očí a kůže, kašel, případně plicní edém, též poškození zubní skloviny, při dlouhodobých nebo opakovaných expozicích pak chronická poškození dýchacích cest a bronchitida.

Referenční koncentrace pro vnější ovzduší je stanovena dle EPA ve výši 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro roční průměr.

4.1.10. PCDD/PCDF (dioxiny)

Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany (zjednodušeně označované jako „dioxiny“ či PCDD/F) jsou chlorované aromatické uhlovodíky o třech jádrech. Jedná se o skupinu 210 sloučenin, známo je 75 kongenerů PCDD a 135 kongenerů PCDF [11]. Hlavním zdrojem emisí dioxinů do ovzduší jsou spalovací procesy (zejm. nedokonalé hoření). Jsou vysoce persistentní – vyznačují se schopností dlouhou dobu setrvávat v životním prostředí i v orgánech příjemce.

Některé ze zástupců PCDD a PCDF jsou vysoce toxické, jejich účinky se však liší. Za nejtoxičtější je považován 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD), který je současně nejprostudovanějším zástupcem celé skupiny. Pro dalších 16 sloučenin pak byly zavedeny tzv. faktory toxického ekvivalentu (TEF), které umožňují porovnat předpokládané toxické účinky jednotlivých kongenerů PCDD a PCDF vztažených k toxicitě 2,3,7,8-TCDD. Suma koncentrací jednotlivých kongenerů násobených TEF pak dává výslednou hodnotu toxického ekvivalentu TEQ, tzn. koncentraci 2,3,7,8 – TCDD se shodným toxickým účinkem [11, 12].

Účinky PCDD/F na lidské zdraví lze rozdělit na účinky karcinogenní a systémové. Mezinárodní organizace pro výzkum rakoviny (IARC) zařazuje 2,3,7,8-TCDD mezi prokázané karcinogeny (skupina 1) [13]. Dle WHO byly jak u studií na zvířatech, tak u epidemiologických studií jedinců a skupin vystavených vysokým dávkám 2,3,7,8-TCDD (profesní expozice či havárie) získány silné důkazy o zvýšeném riziku onemocnění různými druhy rakoviny. Mezi nekarcinogenní účinky patří kožní onemocnění, poruchy imunitního a reprodukčního systému, vývojové poruchy, poruchy hormonální činnosti, ovlivnění nervové soustavy a další.

WHO nestanoví pro PCDDs/PCDFs směrné koncentrace pro vnější ovzduší, neboť inhalace tvoří jen cca 5 % celkového denního příjmu těchto látek [3]. EPA uvádí pro 2,3,7,8-TCDD referenční koncentraci ve výši 40 pg/m³ a jednotkové karcinogenní riziko ve výši $3,8 \times 10^{-5}$ (pg.m⁻³)⁻¹ [8]. Vzhledem k tomu, že emisní a imisní hodnoty PCDD/F v podkladové rozptylové studii jsou vyjádřeny pro toxický ekvivalent 2,3,7,8-TCDD, byly pro vyhodnocení rizika použity údaje dle EPA.

4.1.11. Těžké kovy

V emisích ze spalovny bylo identifikováno množství těžkých kovů, příspěvky zdroje k jejich výsledným koncentracím však budou dle rozptylové studie extrémně nízké, vesměs pod mezí detekce. Z tohoto důvodu bylo v případě těžkých kovů přistoupeno ke screeningovému vyhodnocení na základě dat o referenčních koncentracích a o míře karcinogenního rizika. Jako podklad sloužily především údaje SZÚ [10], WHO [3] a EPA [8]. V případech, kdy byla výsledná referenční koncentrace

vyšší, než hodnota imisního limitu, byla použita hodnota imisního limitu. Přehled pro látky, k nimž byly tyto údaje k dispozici, je uveden v následující tabulce.

Tab.3. Referenční koncentrace a jednotková míra karcinogenního rizika pro těžké kovy

Látka	Referenční koncentrace ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)*	Míra jednotkového karcinogenního rizika
Kadmium	0,005	$1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$
Thallium	–	–
Rtuť	0,3	–
Antimon	0,2**	–
Arsen	0,006	$1,5 \times 10^{-4} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$
Olovo	0,5	–
Chrom	0,008	$4 \times 10^{-2} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$
Kobalt	0,006	$9 \times 10^{-3} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$
Měď	–	–
Mangan	0,15	–
Nikl	0,02	$4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$
Vanad	0,01 ⁺	–

*) pro roční koncentrace, není-li uvedeno jinak

**) pro oxid antimonitý

⁺) v případě vanadu je referenční koncentrace stanovena ve výši $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24hodinový průměr. Pro potřeby screeningu byla odvozena hodnota s použitím faktoru 100, dostatečně zohledňujícího rozdíly mezi 24hodinovými a ročními koncentracemi.

Jak je patrné, pro dva zástupce skupiny těžkých kovů (thallium, měď) nebyly zjištěny údaje pro kvantifikaci zdravotního rizika. Na základě analýzy informací o nebezpečnosti uvedených látek nejsou tyto dva kovy dále hodnoceny.

4.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika

V podkladové rozptylové studii [23] jsou vyhodnoceny hodnoty celkové imisní zátěže v zájmovém území pro suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}, oxid dusičitý, benzen, oxid uhelnatý a benzo[a]pyren a dále příspěvky provozu záměru ke koncentracím všech hodnocených látek.

V následujícím textu je provedena kvantifikace očekávaných dopadů těchto změn na zdraví ovlivněné populace. V případě hodnocení vlivů expozice suspendovaným částicím a oxidu dusičitému na základě hodnot relativního rizika dle projektu HRAPIE [5] je vyhodnocení v souladu s AN 17/15 [2] provedeno metodou výpočtu atributivní frakce, jejímž výstupem je počet osob dotčených příslušným účinkem u exponované populace. Popis výpočtu uvádí např. metodika COŽP UK pro vyhodnocení celospolečenských dopadů znečištěného ovzduší [6]. Počet osob, dotčených daným účinkem, je pro látky s bezprahovým účinkem dán vztahem:

$$IMP = EXP \times AGF \times RGF \times BGR \times [1 + C \times (RR - 1)/10],$$

kde:

- IMP je četnost výskytu výsledného dopadu, vyjádřená v jednotkách dle podkladové tabulky RR (např. počet osob dotčených daným účinkem, počet případů bronchitidy, počet hospitalizací, počet dnů s omezenou aktivitou, dnů pracovní neschopnosti apod.),
- C je koncentrace znečišťující látky v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,
- EXP je exponovaná populace (počet osob),
- AGF je podíl věkové skupiny, které se účinek týká, v rámci celé populace,
- RGF je podíl případné rizikové skupiny, které se účinek týká (je-li uvažována), jako jsou např. astmatici, v rámci příslušné věkové skupiny obyvatel,
- BGR je četnost výskytu výsledného dopadu v pozadřové (neexponované) populaci,
- RR je relativní riziko při zvýšení koncentrace o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

U prahového účinku (NO₂ – úmrtnost u dospělých) je výpočet obdobný s tím, že efekt je uvažován až od hodnoty $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dále, jak je z tabulek 1 a 2 patrné, v některých případech je vstupní hodnotou pro výpočet denní (tj. nikoli roční) průměr koncentrací. V těchto případech je v předložené studii počítáno s průměrnou roční koncentrací, která je z principu průměrem denních hodnot s tím, že tam, kde je to relevantní, je příslušná hodnota BGR sumarizována za celý rok. Stejně tak tam, kde je dle projektu HRAPIE uvažována 2týdenní hodnota přepočtená na roční průměr, je zde počítáno přímo s ročním průměrem. Hodnoty AGF (podíly jednotlivých věkových skupin populace) byly převzaty dle údajů ČSÚ pro Prahu. Hodnoty RGF a BGR byly uvažovány dle projektu HRAPIE.

V případě benzenu a benzo[a]pyrenu je vyhodnocení provedeno obdobně s tím rozdílem, že hodnoty AGF, RGF a BGR jsou rovny jedné (efekt se týká vždy celé dotčené populace) a výsledný dopad je kvantifikován ve formě počtu obyvatel na 1 nový případ vzniku daného účinku.

4.2.1. Suspendované částice

Výskyt zvýšených koncentrací suspendovaných částic v ovzduší je obecně spojován s výskytem respiračních chorob (kašel, bronchitida), snížením funkce plic, kardiovaskulárními nemocemi a dle některých podkladů i s astmatem.

Pro **chronickou expozici** uvádí WHO směrnou hodnotu průměrné roční koncentrace PM_{10} ve výši $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a částic $PM_{2,5}$ ve výši $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Hodnoty průměrných ročních koncentrací částic PM_{10} v prostoru samotného záměru a v lokalitě s nejvyšším nárůstem koncentrací vlivem navýšení kapacity se dle podkladů ČHMÚ pohybují v rozmezí $23 - 24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. V případě částic $PM_{2,5}$ byly v prostoru záměru dle podkladů ČHMÚ zaznamenány hodnoty v rozmezí $17,0 - 17,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Z výsledků hodnocení tedy vyplývá, že již ve výchozím stavu je možné očekávat výskyt zvýšeného zdravotního rizika v případě obou frakcí suspendovaných částic.

Příspěvek provozu záměru (tedy stacionárního zdroje a dopravy) k imisní zátěži suspendovanými částicemi bude v prostoru obytné zástavby dosahovat nejvýše:

- IH_r částic PM_{10} : $0,010 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
- IH_r $PM_{2,5}$: $0,005 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

V případě suspendovaných částic je výrazně dominantní vyvolaná doprava, příspěvek samotného stacionárního zdroje je prakticky zanedbatelný, pohybuje se na úrovni $0,0001 - 0,0002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

V následujících tabulkách je provedeno vyhodnocení změn v četnosti výskytu zdravotních účinků, definovaných projektem HRAPIE [5] (viz tab. 1.) na základě výpočetního postupu uvedeného v úvodu kap. 4.2. Kvantifikace je provedena pro nejvyšší vypočtené nárůsty imisní zátěže v obytné zástavbě. Vzhledem k tomu, že se jedná o okrajové části lze počet zasažených obyvatel odhadnout v řádu desítek až stovek, bylo uvažováno s počtem obyvatel na úrovni 1000. Jedná se tak o hodnocení na straně bezpečnosti.

Tab. 4. Vyhodnocení změn zdravotního rizika z expozice PM₁₀ a PM_{2,5} v zájmovém území

Suspendované částice PM₁₀		
Změna imisní zátěže (µg.m ⁻³)		0,010
Počet obyvatel		1000
Kojenecká úmrtnost (do 1 roku)	Výchozí stav	0,024625
	Stav se záměrem	0,024626
	Rozdíl	0,000001
Prevalence bronchitidy u dětí 6–12 let	Výchozí stav	16,316501
	Stav se záměrem	16,317596
	Rozdíl	0,001095
Incidence chronické bronchitidy u dospělých (> 18 let)	Výchozí stav	4,000212
	Stav se záměrem	4,000578
	Rozdíl	0,000366
Suspendované částice PM_{2,5}		
Změna imisní zátěže (µg.m ⁻³)		0,005
Počet obyvatel		1000
Úmrtnost u dospělých > 30 let (počet osob)	Výchozí stav	10,0509
	Stav se záměrem	10,0512
	Rozdíl	0,0003
Hospitalizace s kardiovaskulárními chorobami	Výchozí stav	30,8355
	Stav se záměrem	30,8357
	Rozdíl	0,0002
Hospitalizace s respiračními chorobami	Výchozí stav	13,4406
	Stav se záměrem	13,4407
	Rozdíl	0,0001
Dny s omezenou aktivitou	Výchozí stav	11 543,6
	Stav se záměrem	11 543,9
	Rozdíl	0,3
Dny pracovní neschopnosti	Výchozí stav	8 723,7
	Stav se záměrem	8 723,8
	Rozdíl	0,1
Příznaky astmatu u astmatických dětí	Výchozí stav	340,819
	Stav se záměrem	340,824
	Rozdíl	0,005

Výchozí stav – stav pro koncentrace imisního pozadí bez vlivů záměru ve výši 24 µg.m⁻³ pro PM₁₀ a 17,5 µg.m⁻³ pro PM_{2,5}

Jak vyplývá z uvedené tabulky, pohybují se změny v míře zdravotního rizika vyjádřené jako kojenecká úmrtnost (imisní zátěž PM_{10}) na hranici jedné miliontiny nového případu v celé dotčené populaci. V případě úmrtnosti u dospělých nad 30 let se změna pohybuje na úrovni desetitisícin nového případu. Ačkoliv se ukazuje, že hodnocený záměr způsobí nárůst zdravotního rizika, jedná se o hodnoty pouze statistické, a to výrazně pod hranicí nového případu.

I další hodnocené ukazatele jsou pod statistickou hranicí jednoho nového případu, a to včetně dnů s omezenou aktivitou a dnů s pracovní neschopností, kde se nárůst pohybuje v jednotlivých stavech na úrovni desetin jednoho dne. V obou případech se jedná o stanovení účinků na základě vztahů zařazených projektem HRAPIE do skupiny B, tzn. o vztahy s vyšší nejistotou výpočtu.

Jak lze očekávat, změny v úrovni zdravotního rizika vlivem provozu záměru budou i v nejméně dotčené obytné zástavbě nevýznamné ve smyslu ohrožení zdraví a budou převáženy jinými faktory, jako jsou životní styl nebo expozice dalším zdrojům znečišťování.

4.2.2. Oxid dusičitý

Z **chronických účinků** NO_2 jsou nejčastěji popisovány strukturální plicní změny a zvýšení vnímavosti vůči bakteriím a virovým infekcím.

Hodnoty průměrných ročních koncentrací částic PM_{10} v prostoru samotného záměru a v lokalitě s nejvyšším nárůstem koncentrací vlivem navýšení kapacity se dle podkladů ČHMÚ pohybují v rozmezí cca 21 – 28 $\mu g \cdot m^{-3}$. Jedná se o hodnoty poměrně výrazně pod hranicí směrné hodnoty WHO.

V případě oxidu dusičitého byl vlivem stacionárního zdroje vypočten nárůst koncentrací v prostoru obytné zástavby nejvýše 0,030 $\mu g \cdot m^{-3}$, vlivem dopravy pak do 0,015 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Směrná hodnota WHO nebude vlivem provozu záměru překročena v žádné části obytné zástavby v zájmovém území, koncentrace se budou i ve stavu se záměrem pohybovat okolo 70 % směrné hodnoty WHO.

V následujících tabulkách je provedeno vyhodnocení změn v četnosti výskytu zdravotních účinků, definovaných projektem HRAPIE [5] (viz tab. 2.) na základě výpočetního postupu uvedeného v úvodu kap. 4.2.

Na základě výsledků rozptylové studie byly odhadnuty počty obyvatel v prostoru s nejvyšším nárůstem imisní zátěže.

Tab. 5. Vyhodnocení změn zdravotního rizika z expozice NO₂ v zájmovém území

Oxid dusičitý				
Změna imisní zátěže (µg.m ⁻³)		0,01 – 0,02	0,02 – 0,03	Celkem
Počet obyvatel		300 000	50 000	350 000
Hospitalizace s respiračními chorobami	Výchozí stav	4 099,098	683,183	4 782,281
	Stav se záměrem	4 099,203	683,212	4 782,415
	Rozdíl	0,105	0,029	0,134
Úmrtnost u dospělých > 30 let	Výchozí stav	2 839,820	473,303	3 313,123
	Stav se záměrem	2 840,045	473,366	3 313,411
	Rozdíl	0,225	0,063	0,288
Prevalence bronchitidy u dětí 5–14	Výchozí stav	765,872	127,645	893,517
	Stav se záměrem	766,024	127,688	893,712
	Rozdíl	0,152	0,043	0,195

Výchozí stav – stav pro koncentraci imisního pozadí bez vlivů záměru ve výši 28 µg.m⁻³

Jak je zřejmé z uvedené tabulky, u míry zdravotního rizika vyjádřené jako úmrtnost u dospělých byla vypočtena změna nejvýše v řádu desetin nového případu na celou dotčenou populaci. I v případě hospitalizace s respiračními chorobami a prevalence bronchitidy u dětí byl vypočten nárůst míry rizika statisticky v řádu desetin nového případu v dotčené populaci.

Pro vyhodnocení **akutní expozice** NO₂ je možné za bezpečnou mez, pod níž nedochází ke vzniku zdravotního rizika, použít směrnou hodnotu stanovenou WHO pro hodinové koncentrace ve výši 200 µg.m⁻³.

Výsledky modelových výpočtů v tomto případě popisují nejhorší možné podmínky, tedy v podstatě nejvyšší teoretické koncentrace, které mohou být v dané lokalitě dosahovány. To znamená, že i navazující hodnocení vlivů na zdraví obyvatel popisuje spíše teoretickou rizikovost území z hlediska potenciálního výskytu účinků spojených s případným výskytem krátkodobě zvýšených koncentrací NO₂.

Na území Prahy se dle výsledků poslední aktualizace projektu „Hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy“ [14] mohou vyskytovat hodnoty přesahující 200 µg.m⁻³ pouze v okolí radotínské cementárny, v okolí letiště Václava Havla a pak zcela lokálně v centrální části města nebo v nejbližším okolí nejvýznamnějších komunikací. Ve východní části Prahy, tedy v poměrně širokém okolí hodnoceného záměru, nebyly takové hodnoty vypočteny. Příspěvek stacionárního zdroje i dopravy byly vypočteny nejvýše v řádu jednotek, a to pouze v oblastech s výchozími hodnotami poměrně výrazně pod 200 µg.m⁻³. Z uvedeného tedy vyplývá, že vlivem záměru není třeba očekávat zvýšení koncentrací nad hranici směrné hodnoty WHO a tedy ani zvýšení míry zdravotního rizika z akutní expozice oxidu dusičitému.

4.2.3. Oxid siřičitý

Z vyhodnocení stávajícího stavu dle poslední aktualizace projektu „Hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy“ vyplývá, že v řešeném území lze ve výchozím stavu očekávat hodinové koncentrace nejvýše na úrovni do $14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 24hodinové koncentrace pak do $6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Příspěvek záměru, resp. zvýšení koncentrací vlivem navýšení kapacity, byl v případě hodinových koncentrací vypočten nejvýše na úrovni do $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Z hodnoty imisního příspěvku maximální hodinové koncentrace pak lze pomocí metodiky MŽP [15] stanovit nejvyšší příspěvek záměru k 24hodinovým koncentracím ve výši $0,75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Jedná se o hodnotu, která je z hlediska dopadů na lidské zdraví prakticky nevýznamná. Jak je zřejmé, celkové hodnoty i s příspěvkem záměru se budou pohybovat hluboko pod hranicemi směrných hodnot ($500 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro krátkodobou koncentraci a $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro 24hodinové hodnoty) a záměr tak nebude mít vliv na zdraví obyvatel.

4.2.4. Oxid uhelnatý

Pro oxid uhelnatý stanovuje WHO několik směrných hodnot pro krátkodobé koncentrace. Z nich lze uvést zejména hodnotu pro 8hodinové koncentrace, která je stanovena ve stejné výši jako platný imisní limit, tj. $10\,000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a dále hodnotu pro hodinové koncentrace. Ta je stanovena ve výši $30\,000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Hodnoty nejvyšších 8hodinových koncentrací v rámci celého území Prahy nepřesahují $2000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [14]. Nárůst maximálních hodinových koncentrací (které jsou z principu vyšší než 8hodinové hodnoty) činí nejvýše $0,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Z výše uvedeného je tedy zřejmé, že ve výchozím stavu se koncentrace budou pohybovat výrazně pod hranicí směrné hodnoty. Uvedením záměru do provozu dojde k nárůstu, který je však velmi málo významný. Vlivem provozu záměru se situace z pohledu vlivů na lidské zdraví nezmění.

4.2.5. Benzen

Benzen je prokázáný humánní karcinogen. V rámci tohoto vyhodnocení byla použita hodnota jednotkového rizika stanovená WHO ve výši $6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$. Tato hodnota znamená, že koncentrace benzenu $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ zvyšuje (při celoživotní expozici – po dobu 70 let) riziko incidence leukémie o 6 případů na 1 milion osob. Neexistuje tedy bezpečná mez. Evropská a česká legislativa tyto skutečnosti respektuje

s tím, že pro účely ochrany zdraví obyvatel musela být přijata určitá dlouhodobá (roční) limitní hodnota, která by vlastně vyjádřila ještě přijatelnou (referenční) mez karcinogenního rizika. Dle dostupných podkladů a v souladu s informacemi Státního zdravotního ústavu je doporučeno uvažovat nejvyšší přijatelné hodnoty v řádu 10^{-6} .

Hodnoty průměrných ročních koncentrací benzenu v prostoru samotného záměru a v lokalitě s nejvyšším nárůstem koncentrací vlivem navýšení kapacity se dle podkladů ČHMÚ pohybují v rozmezí $1,2 - 1,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tomuto rozpětí hodnot odpovídá míra karcinogenního rizika $7,2 - 8,4 \times 10^{-6}$. Jedná se tedy o hodnoty na hranici přijatelné míry rizika.

Vlivem záměru byl vypočten nejvyšší nárůst imisní zátěže v obytné zástavbě do $0,0002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Jedná se o příspěvek stacionárního zdroje, příspěvky dopravy v obytné zástavbě jsou ještě nižší. Této změně odpovídá změna rizika výskytu zdravotních účinků z chronické expozice benzenu nejvýše o $1,2 \times 10^{-9}$ (1 případ na více než 830 milionů obyvatel). Vzhledem k počtu zasažených obyvatel (řádově nejvýše tisíce), lze konstatovat, že vypočtené změny ve zdravotním riziku se v reálné situaci rozpoznatelně neprojeví.

4.2.6. Benzo[a]pyren

Pro vyhodnocení rizika z expozice B[a]P byla použita hodnota jednotkového rizika stanovená WHO pro celoživotní expozici ve výši $8,7 \times 10^{-5} (\text{ng}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$. Tato hodnota znamená, že koncentrace benzo[a]pyrenu v $1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ zvyšuje (při celoživotní expozici – po dobu 70 let) riziko výskytu rakoviny o 8,7 případů na 100 tisíc osob. Nejvyšší přijatelné riziko je opět uvažováno v řádu 10^{-6} .

Hodnoty průměrných ročních koncentrací benzo[a]pyrenu v prostoru samotného záměru a v lokalitě s nejvyšším nárůstem koncentrací vlivem navýšení kapacity se dle podkladů ČHMÚ pohybují v rozmezí $0,9 - 1,3 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. To již odpovídá hodnotám nad hranici přijatelného rizika. Úroveň přijatelného rizika v řádu 10^{-6} by byla dosažena již při koncentraci na úrovni $0,1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ nebo nižší, což je hodnota překročená na všech měřicích stanicích v ČR.

Vlivem záměru byl vypočten nejvyšší nárůst imisní zátěže v obytné zástavbě do $0,0005 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, a to z vyvolané dopravy. Příspěvky stacionárního zdroje se pohybují pod hranicí miliontiny $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Změně koncentrací o $0,0005 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ odpovídá změna karcinogenního rizika na úrovni $4,35 \times 10^{-8}$ (jeden případ na téměř 23 milionů obyvatel). Vzhledem k počtu zasažených obyvatel (nejvýše v řádu stovek), se vypočtené změny ve zdravotním riziku v reálné situaci rozpoznatelně neprojeví.

4.2.7. Ostatní znečišťující látky

V případě imisních příspěvků NH_3 , HF, HCl, PCDD/PCDF a těžkých kovů bylo pro nekarcinogenní účinky expozice obyvatel znečišťujícím látkám provedeno screeningové posouzení, kdy byla nejvyšší hodnota imisního příspěvku, vypočtená v rámci celého řešeného území, porovnávána se stanovenou referenční koncentrací. Vzhledem k tomu, že není zahrnuto imisní pozadí, byly pro porovnávání použity celkové příspěvky hodnoceného zdroje emisí, tj. nikoli jen změny vlivem navýšení kapacity. Použita byla vždy nejvyšší hodnota zjištěná v rámci modování všech variant záměru. Výsledky porovnání uvádí tabulka 6.

Tab. 6. Nejvyšší hodnoty imisních příspěvků zdroje k průměrným ročním koncentracím ostatních polutantů – porovnání s referenčními koncentracemi

Látka	Jednotka	Referenční koncentrace	Nejvyšší hodnota imisního příspěvku zdroje	Podíl %
Amoniak	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	500	0,0030	0,00060
Fluorovodík	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	50	0,0009	0,00180
Chlorovodík	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	20	0,0015	0,00750
Kadmium	ng/m^3	5	0,0051	0,10200
Rtuť	ng/m^3	300	0,0217	0,00723
Antimon	ng/m^3	200	0,0067	0,00335
Arsen	ng/m^3	6	0,0030	0,05000
Olovo	ng/m^3	500	0,0367	0,00734
Chrom	ng/m^3	8	0,0159	0,19875
Kobalt	ng/m^3	6	0,0007	0,01167
Mangan	ng/m^3	150	0,0164	0,01093
Nikl	ng/m^3	20	0,0157	0,07850
Vanad	ng/m^3	10	0,0031	0,03100
PCDD/PCDF (TEQ)	pg/m^3	40	0,0001	0,00025

Z tabulky je patrné, že vypočtené celkové imisní příspěvky zdroje ZEVO Malešice představují nejvýše 0,2 % referenčních koncentrací. Lze konstatovat, že úroveň zdravotního rizika obyvatel se vlivem expozice vyjmenovaným látkám při daných hodnotách imisních příspěvků prakticky nezmění. Samotné změny imisních příspěvků vlivem navýšení kapacity zdroje jsou pak již prakticky pod hranicí rozlišitelnosti.

Následující tabulka obsahuje obdobné vyhodnocení pro karcinogenní účinky PCDD/F a těžkých kovů.

Tab. 7. Odhad úrovně karcinogenního rizika vlivem expozice obyvatel látkám s karcinogenním účinkem – celkový vliv zdroje ZEVO Malešice

Látka	Míra jednotkového karcinogenního rizika	Nejvyšší hodnota imisního příspěvku zdroje	Nejvyšší hodnota karcinogenního rizika vlivem zdroje
Kadmium	$1,8 \times 10^{-6} \text{ (ng.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0051 ng.m ⁻³	$9,2 \times 10^{-9}$
Arsen	$1,5 \times 10^{-7} \text{ (ng.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0030 ng.m ⁻³	$4,5 \times 10^{-10}$
Chrom	$4 \times 10^{-5} \text{ (ng.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0159 ng.m ⁻³	$6,4 \times 10^{-7}$
Kobalt	$9 \times 10^{-6} \text{ (ng.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0007 ng.m ⁻³	$6,3 \times 10^{-9}$
Nikl	$4 \times 10^{-7} \text{ (ng.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0157 ng.m ⁻³	$6,3 \times 10^{-9}$
PCDD/PCDF	$3,8 \times 10^{-5} \text{ (pg.m}^{-3}\text{)}^{-1}$	0,0001 pg.m ⁻³	$3,8 \times 10^{-9}$

Z provedeného výpočtu je patrné, že u žádné látky není dosažena hranice přijatelného rizika 10^{-6} , a to ani v součtu za příspěvek celého zdroje. Nejblíže uvedené hranici je riziko z expozice chromu ($6,4 \times 10^{-7}$), v tomto případě je však výpočet velmi výrazně na straně bezpečnosti, neboť celá emise Cr byla v rámci screeningu počítána jako šestimocný chrom, zatímco ve skutečnosti bude jeho část emitována ve formě podstatně méně rizikového trojmocného chromu, navíc Cr^{VI} se v atmosféře postupně redukuje na Cr^{III}. Vliv samotného záměru, tzn. navýšení kapacity, je pak pozitivní (snížení imisního příspěvku a tedy i míry rizika). U ostatních látek byla vypočtena míra rizika v řádech 10^{-9} až 10^{-10} a tedy zcela mimo jakoukoli rozpoznatelnost.

4.3. Nejistoty v hodnocení

Při interpretaci výsledků hodnocení vlivů na obyvatelstvo je nutno zohlednit nejistoty, kterými je vzhledem k současnému stavu poznání hodnocení zatíženo. Jedná se o nejistoty v následujících oblastech:

- prognóza dopravní zátěže,
- stanovení koncentrací pomocí emisně-imisního modelování,
- expoziční scénář pro obyvatelstvo žijící v okolí, pohyb obyvatel mimo bydliště a jejich výskyt ve vnějším prostředí,
- ovlivnění individuálního rizika profesionální expozicí, životním stylem apod.,
- dostupné informace o vztahu mezi úrovní koncentrací znečišťujících látek a jejich zdravotními účinky. Zejména v případě účinků, zařazených v rámci projektu HRAPIE do skupiny B, je nutno brát v úvahu skutečnost, že s kvantifikací rizika je spojena vyšší míra nejistoty. Obdobně je tomu i v případě stanovení jednotkového rizika u karcinogenních polutantů (benzen, benzo[a]pyren),
- stanovení referenčních koncentrací a směrných hodnot pro znečišťující látky.

Přes uvedené nejistoty lze údaje považovat za dostatečně spolehlivé ve vztahu k závěrům o vlivu řešeného záměru na celkovou míru zdravotního rizika.

5. VLIVY HLUKU NA ZDRAVÍ OBYVATEL

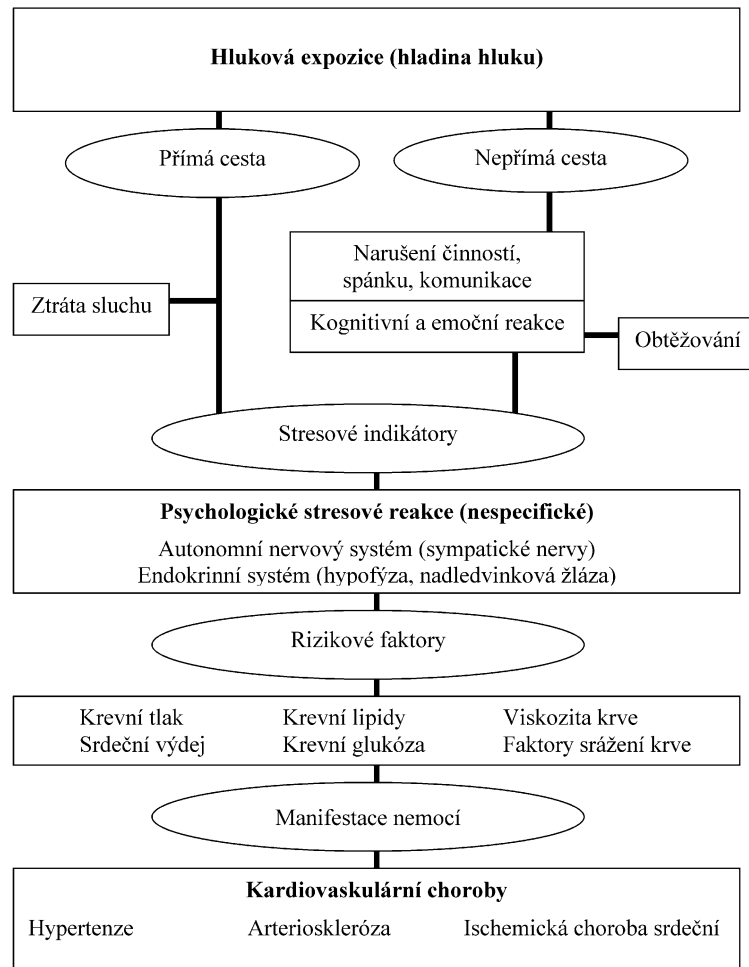
5.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek

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

Při běžné expozici hluku z dopravy se projevují zejména systémové (nespecifické) účinky, které jsou spojeny zejména s rušením spánku a se stresovou reakcí na obtěžování hlukem. Nejvíce průkazných dat o zdravotním riziku se týká poškození sluchového aparátu (u specifických účinků), psychických obtíží a vlivů na kardiovaskulární systém; omezené důkazy jsou v případě vlivů na hormonální systém, imunitní funkce organismu, biochemické funkce, nervové funkce a další. Hluk působí jako obtěžující a rušivý faktor, ztěžuje řečovou komunikaci, způsobuje rušení spánku s navazujícími efekty (únava, nespavost, náchylnost k úrazům, snížení výkonnosti) atd. Pro kvantifikaci těchto účinků z hlediska výsledného ovlivnění zdraví zatím není dostatek dat, proto se pro souhrnné vyjádření nespecifických dopadů hluku na člověka standardně používají přímo ukazatele obtěžování a rušení spánku.

Obrázek 1 ukazuje zjednodušené příčinné schéma působení hluku na zdraví dle [16] v řetězci hluková expozice – fyziologická (stresová) reakce organismu – biologická odezva a vznik onemocnění. Účinek vzniká jak přímo prostřednictvím nervových interakcí, tak i nepřímo v důsledku vnímání zvuku. Přitom „přímá“ cesta působí i při nízkých hladinách hluku během spánku, tj. i bez subjektivního rušení.

Obr. 1. Schéma účinků hluku



(zdroj: Babisch 2002 in [16])

Nespecifické působení hluku je považováno za bezprahové (tj. nelze stanovit bezpečnou mez, pod níž se již účinek nevyskytuje), v praxi se však pracuje s určitými mezními hodnotami, nad nimiž se projevuje závislost účinku na hlukové expozici. Tyto mezní hodnoty uvádí tabulka 8. Údaje o vlivech nočního hluku vycházejí z dokumentu WHO Night Noise Guidelines for Europe, vydaného v říjnu 2009 [16].

Tab. 8. Přehled účinků a mezních hodnot – noční hluk [16]

Přehled účinků a mezních hodnot dostatečně prokázaných			
Účinek		Ukazatel	Mezní hodnota
Biologické účinky	Změny v kardiovaskulární aktivitě	*	*
	Nabuzení EEG	$L_{Amax,uvnitř}$	35 dB
	Pohyby, počátek pohybů	$L_{Amax,uvnitř}$	32 dB
	Změny v délce různých fází spánku, struktury a fragmentace spánku	$L_{Amax,uvnitř}$	35 dB
Kvalita spánku	Buzení během noci nebo příliš brzo ráno	$L_{Amax,uvnitř}$	42 dB
	Prodloužení úvodní fáze spánku, obtížnější usínání	*	*
	Fragmentace spánku, zkrácení doby spánku	*	*
	Nárůst průměrné pohyblivosti při spánku	$L_{noc,venku}$	42 dB
Subjektivní pohoda	Subjektivně vnímané rušení spánku	$L_{noc,venku}$	42 dB
	Užívání sedativ a léků navozujících spánek	$L_{noc,venku}$	40 dB
Zdravotní stav	Nespavost vlivem prostředí	$L_{noc,venku}$	42 dB
Přehled účinků a mezních hodnot částečně prokázaných**			
Účinek		Ukazatel	Mezní hodnota
Biologické vlivy	Změny v hladinách (stresových) hormonů	*	*
Subjektivní pohoda	Ospalost/únava během následujícího dne a večera	*	*
	Zvýšená podrážděnost během dne	*	*
	Zhoršené mezilidské vztahy	*	*
	Stížnosti	$L_{noc,venku}$	35 dB
	Zhoršené rozpoznávací schopnosti	*	*
Zdravotní stav	Nespavost	*	*
	Zvýšený krevní tlak	$L_{noc,venku}$	50 dB
	Obezita	*	*
	Deprese (u žen)	*	*
	Infarkt myokardu	$L_{noc,venku}$	50 dB
	Snížení očekávané délky života (předčasná úmrtnost)	*	*
	Psychické poruchy (Pracovní) úrazy	$L_{noc,venku}$	60 dB

* Ačkoliv byl prokázán výskyt nepříznivých vlivů, nelze stanovit přesné mezní hodnoty nebo ukazatele.

** V důsledku omezeného rozsahu podkladů mají mezní hodnoty omezenou váhu; jsou založeny vesměs na expertním posouzení podkladů. Jsou zde však důkazy nebo kvalitní podklady o příčinném vztahu. Často jde o rozsáhlé nepřímé důkazy, které ukazují na vztah mezi hlukovou expozicí a fyziologickými změnami, které mají nepříznivý dopad na zdraví.

V případě denního hluku byly hodnoceny ukazatele obtěžování a zvýšení míry kardiovaskulárního rizika, popsané níže.

Je nutno uvést, že v běžné populaci existují výrazné individuální rozdíly v citlivosti vůči nepříznivým účinkům hluku, a proto se mohou vyskytnout tyto účinky u citlivé části populace i při hladinách hluku významně nižších.

V případě hodnoceného záměru se jedná o hlukovou zátěž ze silniční dopravy a dále ze stacionárních zdrojů. Pro vyhodnocení vlivů hlukové zátěže v řešeném území byly použity následující postupy:

- Nejdříve byl proveden energetický součet hodnot hlukové zátěže z dopravy a ze stacionárních zdrojů, a to pomocí metodiky European Environment Agency [21]. Tato metodika porovnává různé kategorie zdrojů hluku a kvantifikuje jejich účinky pomocí přepočtu na hluk z dopravy tak, aby bylo možno následně použít vztahy mezi hladinou hluku ze silniční dopravy a obtěžováním.
- Pro vlivy **obtěžování obyvatel** byly dále použity vztahy dle Miedemy (2001) [18] pro určení procentuálního podílu obyvatel obtěžovaných a silně obtěžovaných hlukem. Jedná se o postup standardně užívaný a doporučený v zemích EU [19, 20]. Hodnocení bylo provedeno pomocí deskriptoru L_{dn} (hluk den-noc).
- Pro **subjektivně vnímané rušení spánku** byly použity vztahy dle [19], které byly převzaty i do aktuální směrnice WHO [16].
- Pro výpočet **kardiovaskulárního rizika** byl uvažován výpočet nárůstu počtu případů infarktu myokardu dle Babische [22], který uvažuje vztah pro stanovení hodnoty tzv. poměru šancí (OR = odds ratio) na základě meta-analýzy studií vztahu mezi úrovní hluku a kardiovaskulárním rizikem a jehož závěry byly převzaty do směrnice WHO [16].

Použité výpočetní vztahy jsou pak uvedeny v následujícím přehledu:

1. Přepočet hlukové zátěže ze stacionárních zdrojů na dopravní hluk (dle účinků) pro potřeby kvantifikace obtěžování hlukem:

$$L = L_{den, industry} + 3$$

2. Obtěžování – součet procentního podílu osob obtěžovaných a silně obtěžovaných:

$$A = 1,732 \times 10^{-4} \times (L_{dn} - 37)^3 + 2,079 \times 10^{-2} \times (L_{dn} - 37)^2 + 0,556 \times (L_{dn} - 37)$$

3. Rušení spánku – součet procentního podílu osob s rušením a silným rušením spánku:

$$SD = 13,8 - 0,85 \times L_n + 0,0167 \times L_n^2$$

4. Nárůst počtu případů infarktu myokardu (IM):

$$OR = 1,629657 - 0,000613(L_{day,16h})^2 + 0,000007357(L_{day,16h})^3$$

výchozí výskyt IM: 2,5 případu na 1 000 obyvatel ročně

5.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika

Tabulky 9 až 11 uvádějí přehled výsledků akustické studie [24] pro jednotlivé výpočtové body reprezentující obytnou zástavbu v blízkosti hodnoceného záměru. Značení jednotlivých bodů je provedeno v souladu s podkladovou akustickou studií, samostatně jsou uvedeny výsledky pro jednotlivé varianty (0, A, B).

Tab. 9. Hluková zátěž [dB] – varianta 0

Bod	NP	L_{Aeq} [dB] denní doba			L_{Aeq} [dB] noční doba		
		Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie	Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie
1	1	56,9	11,8	16,6	49,7	8,9	16,6
1	2	56,9	13,2	17,0	49,7	10,2	17,0
2	1	60,7	4,7	10,2	53,2	3,9	10,2
2	2	60,7	5,2	10,8	53,2	4,2	10,8
3	1	59,7	17,1	20,1	53,3	14,0	20,1
3	2	60,8	17,8	20,4	54,4	14,8	20,4
4	1	63,7	16,6	18,8	56,2	13,7	18,8
4	4	63,6	18,9	19,6	56,1	15,9	19,6
5	1	65,5	9,5	18,3	57,4	6,8	18,3
5	2	65,5	10,1	19,0	57,4	7,3	19,0
6	1	44,9	14,7	17,3	38,6	11,6	17,3
6	3	47,2	19,0	18,7	40,9	15,9	18,7
7	1	47,9	14,5	20,4	41,7	11,2	20,4
7	4	54,4	23,4	26,9	48,1	20,2	26,9

Tab. 10. Hluková zátěž [dB] – varianta A

Bod	NP	L_{Aeq} [dB] denní doba			L_{Aeq} [dB] noční doba		
		Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie	Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie
1	1	56,9	12,4	16,6	49,7	9,3	16,6
1	2	56,9	13,7	17,0	49,7	10,6	17,0
2	1	60,7	4,9	10,2	53,2	4,0	10,2
2	2	60,7	5,4	10,8	53,2	4,3	10,8
3	1	59,7	17,6	20,1	53,3	14,4	20,1
3	2	60,8	18,4	20,4	54,4	15,2	20,4
4	1	63,7	17,2	18,8	56,2	14,1	18,8
4	4	63,6	19,4	19,6	56,1	16,3	19,6
5	1	65,5	10,0	18,3	57,4	7,1	18,3
5	2	65,5	10,6	19,0	57,4	7,7	19,0
6	1	44,9	15,2	17,3	38,6	12,0	17,3
6	3	47,2	19,5	18,7	40,9	16,3	18,7
7	1	47,9	15,0	20,4	41,7	11,6	20,4
7	4	54,4	24,0	26,9	48,1	20,6	26,9

Tab. 11. Hluková zátěž [dB] – varianta B

Bod	NP	L_{Aeq} [dB] denní doba			L_{Aeq} [dB] noční doba		
		Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie	Dopravní zdroje	Neveřejné komunikace	Technologie
1	1	56,9	13,1	16,6	49,7	10,0	16,6
1	2	56,9	14,4	17,0	49,7	11,3	17,0
2	1	60,7	5,2	10,2	53,2	4,1	10,2
2	2	60,7	5,8	10,8	53,2	4,5	10,8
3	1	59,7	18,4	20,1	53,3	15,2	20,1
3	2	60,8	19,2	20,4	54,4	16,0	20,4
4	1	63,7	18,0	18,8	56,2	14,8	18,8
4	4	63,6	20,2	19,6	56,1	17,0	19,6
5	1	65,5	10,7	18,3	57,4	7,7	18,3
5	2	65,5	11,3	19,0	57,4	8,3	19,0
6	1	44,9	16,0	17,3	38,6	12,7	17,3
6	3	47,2	20,3	18,7	40,9	17,1	18,7
7	1	47,9	15,8	20,4	41,7	12,4	20,4
7	4	54,4	24,7	26,9	48,1	21,4	26,9

Jak vyplývá z provedeného energetického součtu hodnot pro všechny výpočtové body, nikde nebude dosahovat nárůst hlukové zátěže vlivem záměru ani 0,01 dB. Vliv záměru je tak pod hranicí rozlišitelnosti. Na základě výše uvedených výsledků hlukové studie byly kvantifikovány počty obyvatel obtěžovaných hlukem a riziko výskytu infarktu myokardu. Výpočet je sice zatížen poměrně významnou nejistotou, neboť nezohledňuje různou neprůzvučnost obvodového pláště budov, výskyt osob v místě bydliště, rozložení obyvatel v rámci záměru a odlišnou vnímavost jedinců vůči hluku, přesto jej lze považovat za dostačující k vyhodnocení celkové míry zdravotního rizika. Stanovení počtu obyvatel pro vyhodnocení bylo provedeno na základě odhadu dle charakteru zástavby. Pro jeden výpočtový bod bylo uvažováno s počtem obyvatel na úrovni 20. Tento počet zahrnuje nejen obyvatele konkrétních objektů, pro které jsou vytvořeny výpočtové body, ale i případné vedlejší objekty, pro které jsou výsledky též reprezentativní.

Tab. 12. Celkové hodnoty míry obtěžování, rušení při spánku a výskytu infarktu myokardu v dotčené populaci

Bod	Výška (m)	Počet obtěžovaných obyvatel	Počet obyvatel rušených při spánku	Počet případů výskytu infarktu myokardu
1	1	4,51	2,56	0,0500
1	2	4,51	2,56	0,0500
2	1	5,81	3,17	0,0508
2	2	5,81	3,17	0,0508
3	1	5,64	3,19	0,0505
3	2	6,06	3,40	0,0509
4	1	7,01	3,76	0,0522
4	4	6,97	3,74	0,0521
5	1	7,67	4,01	0,0534
5	2	7,67	4,01	0,0534
6	1	1,47	1,18	0,0500
6	3	1,96	1,40	0,0500
7	1	2,13	1,49	0,0500
7	4	3,87	2,32	0,0500
Celkem		71,09	39,96	0,7141

Z provedeného hodnocení vyplývá, že v okolní obytné zástavbě je možné ve výchozím stavu i ve stavu se záměrem očekávat počty obtěžovaných a při spánku rušených obyvatel v řádu desítek. Počet případů výskytu infarktu myokardu byl v dotčené populaci zaznamenán pod hranicí 1 případu, přičemž zvýšení vlivem hlukové zátěže oproti „běžnému“ výskytu se pohybuje na úrovni jedné setiny nového případu.

Vlivem záměru nebyly zaznamenány jakkoliv průkazné změny v hlukové zátěži, záměr tak nezpůsobí nárůst v míře zdravotního rizika, ani v míře obtěžování a rušení při spánku.

5.3. Nejistoty v hodnocení

Při interpretaci výsledků hodnocení vlivů na obyvatelstvo je nutno zohlednit nejistoty, kterými je vzhledem k současnému stavu poznání hodnocení zatíženo. Jedná se o nejistoty v následujících oblastech:

- stanovení intenzit automobilové dopravy a modelové stanovení úrovně akustické zátěže,

- expoziční scénář pro obyvatelstvo žijící v okolí, pohyb obyvatel mimo bydliště a jejich výskyt ve vnějším prostředí,
- rozdílná vzduchová neprůzvučnost obvodového pláště budov,
- ovlivnění individuálního rizika zejména rozdílným stupněm vnímavosti a citlivosti exponovaných osob,
- dostupné informace o vztahu mezi hlukovou expozicí a jejími zdravotními účinky. Zejména v případě kardiovaskulárních onemocnění je nutno upozornit, že použité kvantitativní vztahy nejsou zatím jednoznačně prokázány a jsou použity v rámci předběžné opatrnosti.

Přes uvedené nejistoty lze údaje o zdravotních rizicích považovat za dostatečně spolehlivé ve vztahu k celkovým závěrům o vlivu řešeného záměru na celkovou míru zdravotního rizika.

Z Á V Ě R

Cílem předložené studie bylo posoudit vliv provozu Zařízení na energetické využívání odpadů (ZEVO) Praha Malešice na zdraví obyvatel žijících v dotčené lokalitě. ZEVO se nachází na území Prahy 10, v k. ú. Štěrboholy a Malešice.

Znečištění ovzduší

V rámci hodnocení vlivů imisní zátěže na zdraví obyvatel byly posuzovány změny koncentrací prakticky všech látek, které jsou zahrnuty do emisní evidence: oxidu siřičitého, oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého, benzenu, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, benzo[a]pyrenu, amoniaku, chlorovodíku, fluorovodíku, PCDD/PCDF (dioxinů) a řady těžkých kovů – kadmia, thallia, rtuti, antimonu, arsenu, olova, chromu, kobaltu, mědi, manganu, niklu a vanadu. V první části bylo provedeno vyhodnocení rizik pro „běžné“ polutanty, které lze považovat za reprezentativní pro spalování pevných paliv a vyvolanou automobilovou dopravu, tzn. oxid siřičitý, oxid dusičitý, oxid uhelnatý, benzen, suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5} a benzo[a]pyren. Z těchto znečišťujících látek je ve výpočtové oblasti nutno očekávat již ve výchozích stavech zvýšené riziko z expozice částicím PM₁₀, PM_{2,5} a benzo[a]pyrenu. Koncentrace benzenu se budou pohybovat na hranici přijatelné míry rizika a průměrné roční i hodinové koncentrace NO₂, hodinové koncentrace CO a 24hodinové koncentrace SO₂ pod hranicí směrné hodnoty WHO.

Vlivem realizace navrženého záměru je možno očekávat mírné zvýšení imisní zátěže, u žádné ze sledovaných imisních charakteristik však nebylo zaznamenáno významné zvýšení zdravotního rizika ve smyslu ohrožení zdraví. Z kvantifikace zdravotního rizika spojeného se zvýšenými koncentracemi jednotlivých látek se ukazuje, že se jedná o hodnoty nevýznamné ve smyslu ohrožení zdraví dotčené populace, které budou v praxi nepostřehnutelné a budou vysoce převáženy jinými faktory, jako jsou životní styl nebo expozice dalším zdrojům znečišťování.

Druhým okruhem jsou polutanty, specifické pro spalování komunálního odpadu, mezi něž lze zařadit amoniak, fluorovodík, chlorovodík, dioxiny a těžké kovy. V tomto případě bylo již z výsledků rozptylové studie zřejmé, že změny koncentrací vlivem realizace záměru jsou velice nízké, často až na dolní hranici citlivosti imisních modelů. Z tohoto důvodu bylo nejprve přistoupeno ke screeningovému posouzení, při němž byly uvažovány celkové příspěvky zdroje emisí (tzn. nikoli pouze vliv zkapacitnění zdroje, který je hodnoceným záměrem), aby bylo možné prověřit, zda se zdroj jako celek relevantně podílí na imisní zátěži daného polutantu. Hodnocení bylo provedeno samostatně pro nekarcinogenní a karcinogenní účinky expozice daným polutantům.

V případě nekarcinogenního působení lze konstatovat, že vypočtené celkové imisní příspěvky zdroje ZEVO Malešice představují nejvýše 0,2 % referenčních koncentrací. Lze konstatovat, že úroveň zdravotního rizika obyvatel se vlivem expozice vyjmenovaným látkám při daných hodnotách imisních příspěvků prakticky nezmění. Samotné změny imisních příspěvků vlivem navýšení kapacity zdroje jsou pak již prakticky pod hranicí rozlišitelnosti.

Obdobně i v případě karcinogenních vlivů nebyla u žádné látky dosažena hranice přijatelného rizika 10^{-6} , a to ani v součtu za příspěvek celého zdroje. Nejbližší uvedené hranici je riziko z expozice chromu ($6,4 \times 10^{-7}$), v tomto případě je však výpočet velmi výrazně na straně bezpečnosti, neboť celá emise Cr byla v rámci screeningu počítána jako šestimocný chrom, zatímco ve skutečnosti bude jeho část emitována ve formě podstatně méně rizikového trojmocného chromu, navíc Cr^{VI} se v atmosféře postupně redukuje na Cr^{III} . Vliv samotného záměru, tzn. navýšení kapacity a technologické změny zdroje, je pak u této látky pozitivní ve smyslu snížení imisního příspěvku a tedy i míry rizika. Záměr tudíž nezpůsobí zvýšení rizika z expozice Cr, naopak dojde k jeho snížení, byť vzhledem k úrovni imisního příspěvku je tato změna prakticky nerozpoznatelná. U ostatních látek byla v součtu za celý zdroj vypočtena míra rizika v řádech 10^{-9} až 10^{-10} a je tedy opět zcela mimo jakoukoli rozpoznatelnost.

Hluková zátěž

Z provedeného hodnocení vyplývá, že v okolní obytné zástavbě je možné ve výchozím stavu i ve stavu se záměrem očekávat počty obtěžovaných a při spánku rušených obyvatel v řádu desítek. Počet případů výskytu infarktu myokardu byl v dotčené populaci zaznamenán pod hranicí 1 případu, přičemž zvýšení vlivem hlukové zátěže oproti „běžnému“ výskytu se pohybuje na úrovni jedné setiny nového případu. Vlivem záměru nebyly zaznamány jakkoliv průkazné změny v hlukové zátěži, záměr tak nezpůsobí nárůst v míře zdravotního rizika, ani v míře obtěžování a rušení při spánku.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] SZÚ: Autorizační návod AN 14/03, verze 3: Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik, SZÚ, Praha.
- [2] Havel, B., Kazmarová, H.: Autorizační návod AN 17/15: Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ, 2015.
- [3] WHO: Air Quality Guidelines – Second Edition, WHO – Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2000.
- [4] WHO: Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide – Global Update 2005, WHO, 2006.
- [5] WHO: 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. WHO – Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2013.
- [6] Melichar, J., Máca, V. a kol.: Výpočetní metodika pro vyhodnocení celospolečenských dopadů znečištěného ovzduší modelem integrovaného hodnocení. Projekt TA02021165 Integrované hodnocení rizik a dopadů na materiály, ekosystémy a zdravotní stav populace v důsledku expozice atmosférickým znečišťujícími látkám. TA ČR, COŽP UK, Praha, 2016.
- [7] Provazník, K., Cikrt, M., Komárek, L. a kol: Manuál prevence v lékařské praxi VIII., Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ, Praha, 2000.
- [8] US EPA: Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/IRIS>
- [9] US EPA: Toxicological Review of Ammonia Noncancer Inhalation: Executive Summary. Washington, D.C., 2016.
- [10] SZÚ: Referenční koncentrace vydané SZÚ (v $\mu\text{g}/\text{m}^3$) – podle § 27, odst. 6, b, zákona č. 201/2012 Sb.
- [11] MŽP: Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany. <https://www.irz.cz>
- [12] Holoubek, I. a kol.: Chemie životního prostředí III - Vybrané typy environmentálních polutantů, studijní materiály. RECETOX Brno
- [13] IARC: Agents classified by the IARC monographs, volumes 1–123. <https://monographs.iarc.fr/agents-classified-by-the-iarc>
- [14] ATEM (2018): Modelové hodnocení kvality ovzduší na území hl. m. Prahy, Aktualizace 2018. Praha.
- [15] MŽP: Metodický pokyn odboru ochrany ovzduší ke zpracování rozptylových studií. https://www.mzp.cz/cz/zpracovani_rozptylovych_studii_metodika
- [16] WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009. (<http://www.euro.who.int/pubrequest>)
- [17] Kazmarová, H. a kol.: Autorizační návod AN 15/04, verze 4: Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika hluku v mimopracovním prostředí. SZÚ, 2017.
- [18] Miedema, H. M. E.: Noise & Health: How Does Noise Affect Us?, The 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, The Hague, 2001.

- [19] European Commission Working Group on Health and Socio–Economic Aspects: Position Paper on Dose–Effects Relationships for Night Time Noise, 2004.
- [20] European Commission: Position Paper on Dose–response Relationships Between Transportation Noise and Annoyance. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2002.
- [21] European Environment Agency: Good Practice Guide on Noise Exposures and Potential Health Effects. Copenhagen, 2010.
- [22] Babisch, W.: Road Traffic Noise and Cardiovascular Risk. *Noise Health*, 2008, 10: 27-33.
- [23] ATEM: Sjednocení technické a roční kapacity, ZEVO Malešice, rozptylová studie, Praha, 2019.
- [24] ATEM: Sjednocení technické a roční kapacity, ZEVO Malešice, akustická studie, Praha, 2019.