

REZIDENCE JIH

DOKUMENTACE PRO POVOLENÍ ZÁMĚRU

výškový systém B.p.V.

AUTOR

AHK ARCHITEKTI

Pod Radnicí 2a/1235
150 00 Praha 5

tel.: 257 220 386
e-mail: architekti@ahk.cz

Schválil :

Ing. arch. Jan Křivský
Ing. Aleš Krpata

GENERÁLNÍ PROJEKTANT

AHK ARCHITEKTI

Pod Radnicí 2a/1235
150 00 Praha 5

tel.: 257 220 386
e-mail: architekti@ahk.cz

Schválil :

Ing. arch. Jan Křivský
Ing. Aleš Krpata

PROJEKTANT ČÁSTI DOKUMENTACE

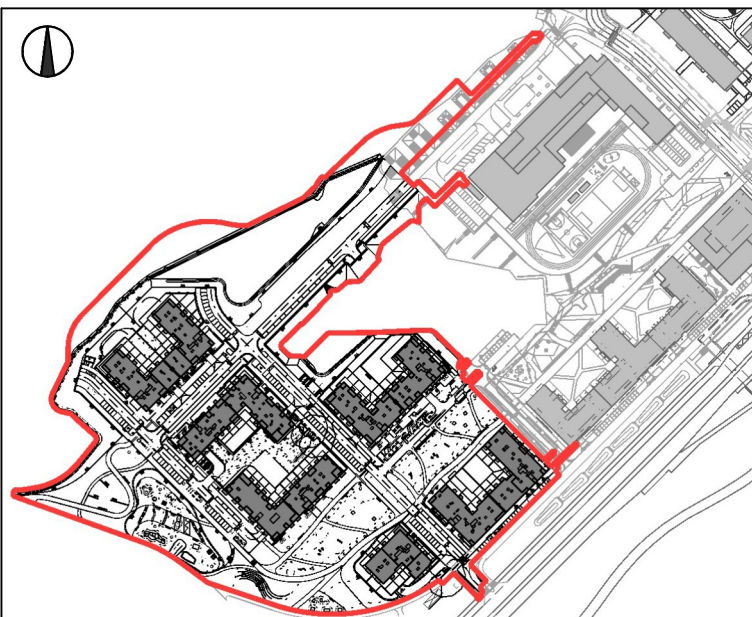
RNDr. Marcela Zambojová

Hruškovská 888
190 12, Praha 9

tel.: 606 503 710
e-mail: zambojova@seznam.cz

RNDr. Marcela Zambojová

autorizace :



Stupeň dokumentace:

DPZ DOKUMENTACE PRO POVOLENÍ ZÁMĚRU

Část dokumentace:

Profesní část:

Členění profesní části:

Další členění profesní části:

Název výkresu:

E.0.9 POSOUZENÍ VLIVU NA VEŘ. ZDRAVÍ

Č. paré :

Datum zpracování:
31/10/2025

Datum revize:

Měřítko :

Počet A4 :

projekt/plán/profil :

N218/P8099

Projekt	Fáze projektu	Profese	Druh výkresu	Číslo výkresu	Index
ZMRJ	DPZ	DOC		509E000000	-

ZÁPADNÍ MĚSTO – REZIDENCE JIH

Posouzení vlivů na veřejné zdraví

Zadavatel AHK architekti s.r.o.
Pod Radnicí 1235/2a, 150 00 Praha 5

Zpracovatel: RNDr. Marcela Zambojová
držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné
zdraví uděleného Ministerstvem zdravotnictví ČR
číslo jednací: OVZ-300-18.5.06/23562, prodloužení č.j. MZDR 19955/2016-
2/OVZ, Pořadové číslo osvědčení: 1/2006, prodloužení 1/2021 ze dne 4.3.2021

Adresa: Hruškovská 888, 190 12 Praha 9

Mobil: 606 503 710

E-mail: zambojova@seznam.cz



Říjen 2025

RNDr. MARCELA ZAMBOJOVÁ
Hruškovská 888, 190 12 Praha 9
IČ: 865 74 426
tel.: 606 50 37 10

Obsah

strana

1	Úvod	3
2	Hlavní podklady	3
3	Charakteristika území	3
4	Znečištění ovzduší	4
4.1	Identifikace nebezpečnosti	4
4.1.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	4
4.1.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	5
4.1.3	Benzen	6
4.1.4	Benzo(a)pyren	7
4.2	Charakterizace nebezpečnosti	7
4.2.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	7
4.2.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	8
4.2.3	Benzen	9
4.2.4	Benzo(a)pyren	9
4.3	Hodnocení expozice a charakterizace rizika	10
4.3.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	11
4.3.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	12
4.3.3	Benzen	16
4.3.4	Benzo(a)pyren	16
5	Hluk	17
5.1	Identifikace nebezpečnosti	17
5.2	Charakterizace nebezpečnosti	21
5.3	Hodnocení expozice	24
5.4	Charakterizace rizika	28
6	Analýza nejistot	30
7	Závěr	30
8	Seznam zkratk	34
9	Podklady a literatura	34

1 Úvod

Posouzení slouží jako odborný podklad pro vyhodnocení vlivu záměru „ZÁPADNÍ MĚSTO – REZIDENCE JIH“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění, tvoří samostatnou přílohu uvedeného Oznámení. Předmětem stavby je, jak již z názvu stavby vyplývá, nový bytový komplex skládající se z 9 objektů v nově vznikající zástavbě Západního Města.

Předmětem tohoto posouzení je zhodnocení vlivů provozu záměru na životní prostředí z hlediska vlivů na veřejné zdraví. Vzhledem k tomu, že pro posuzování vlivů na veřejné zdraví se používají vztahy odvozené pro dlouhodobou expozici, je toto posouzení zaměřeno na vliv provozu záměru. Etapa výstavby je přechodná.

Posouzení vlivu na veřejné zdraví (Health impact assessment – HIA) v rámci posouzení vlivů na životní prostředí EIA je kombinace postupů a metod, kterými mohou být posouzeny dopady předkládaných záměrů na zdraví populace. Vlastní hodnocení zdravotního rizika obecně zahrnuje čtyři základní kroky:

- 1) Identifikace nebezpečnosti – popis nepříznivých účinků sledovaného faktoru na zdraví
- 2) Charakterizace nebezpečnosti – zahrnuje charakterizaci vztahu dávky a účinku
- 3) Hodnocení expozice – popis velikosti, četnosti a doby trvání expozice, cesty vstupu do organismu, odhad velikosti a složení exponované populace
- 4) Charakterizace rizika – kvantitativní či kvalitativní vyhodnocení velikosti rizika vlivu na zdraví na základě dat z předchozích kroků

Nezbytnou součástí hodnocení rizika je analýza nejistot, se kterými každý odhad rizika nevyhnutelně pracuje. Jejich přehled a rozbor napomáhá objektivnějšímu pohledu na zhodnocení rizika při jeho řízení.

2 Hlavní podklady

Základním podkladem pro posouzení vlivu na veřejné zdraví byly studie zpracované v rámci oznámení podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů životního prostředí, v platném znění.

- Rozptylová studie pro záměr „ZÁPADNÍ MĚSTO – REZIDENCE JIH“, zpracovatelka RNDr. Marcela Zambojová, říjen 2025
- Hluková studie pro záměr „REZIDENCE NAD ŠKOLOU“, zpracovatel Ing. Ondřej Smrž, Greif-akustika s.r.o., srpen 2025

3 Charakteristika území

Záměr ZÁPADNÍ MĚSTO – REZIDENCE JIH je umístěn v městské části Praha 13 – Stodůlky při ulici Poncarova a Ferrariho.

Dotčenou obytnou zástavbu tvoří především bytové umístěné severovýchodně od záměru v ulicích Ferrariho, Hasilova a Nekonečného.

Právě u této obytné zástavby byly v hlukové i rozptylové studii zvoleny referenční výpočtové body.

Dle nahlížení do katastru nemovitostí je v obytné zástavbě v širším okolí záměru umístěno cca 600 bytových jednotek. Při uvažovaném průměrném počtu 2,5 obyvatel na jednu bytovou jednotku se jedná o celkově cca 1500 obyvatel exponovaných navýšeným imisním koncentracím z provozu záměru.

V případě hluku je vzhledem k vlastnostem této noxy exponované obyvatelstvo významně omezeno na bytové jednotky přilehlých fasád bytových domů umístěných podél příjezdových komunikací. Vzdálenější zástavba je hlukově odstíněna.

V hlukové studii bylo pro výpočet zvoleno 5 referenčních výpočtových bodů, které reprezentují obytnou zástavbu, u které lze očekávat ovlivnění hlukových hladin v důsledku realizace záměru. Dle nahlížení do katastru nemovitostí zvolené výpočtové body reprezentují obytnou zástavbu s cca 88 bytovými jednotkami umístěnými ve stávajících především bytových domech. Při uvažovaném průměrném počtu 2,5 obyvatele na jednu bytovou jednotku se jedná o celkově cca 220 obyvatel exponovaných hlukovým hladinám ovlivněným provozem posuzovaného záměru.

Na následujícím obrázku je do ortomapy zakresleno zájmové území pro umístění záměru Západní Město - Residence Jih.



Zdroj: mapy.cz

4 Znečištění ovzduší

4.1 Identifikace nebezpečnosti

Nebezpečnost je chápána jako vlastnost daného posuzovaného faktoru a jeho potencionálního vlivu na zdraví. Druhy a množství škodlivin emitovaných z provozu záměru jsou uvedeny v rozptylové studii. Novými zdroji emisí při provozu záměru budou plynové kotelny a generovaná automobilová doprava. Výpočet je proveden pro oxidy dusíku (resp. oxid dusičitý), částice PM_{10} a $PM_{2,5}$, benzen a benzo(a)pyren. Posouzení vlivů na veřejné zdraví je standardně zaměřeno na zhodnocení imisních příspěvků ve fázi provozu vzhledem k tomu, že je pracováno s doporučenými koncentracemi odvozenými pro dlouhodobou, celoživotní expozici. Z tohoto důvodu nebývají imisní příspěvky ve fázi časově omezené výstavby z hlediska vlivů na veřejné zdraví hodnoceny.

4.1.1 Oxidy dusíku – oxid dusičitý

Oxid dusičitý (NO_2) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem. Čichový práh je různými autory uváděn v rozmezí 100 až 410 $\mu g/m^3$, při zvýšení koncentrace se na čichový vjem projevuje adaptace. Ze zdravotního hlediska je ze sumy oxidů dusíku nejvýznamnější právě oxid dusičitý. Jeho význam je dán nejen přímými účinky na zdraví, ale dále si zasluhuje pozornost i vzhledem k tomu, že je prekurzorem ozonu.

Hlavními antropogenními zdroji oxidů dusíku jsou emise ze spalování fosilních paliv, v praxi především automobilová doprava v kombinaci se stacionárními spalovacími zdroji pro vytápění.

Monitorováním venkovního ovzduší byly zjištěny v České republice maximální hodinové imisní koncentrace oxidu dusičitého za poslední publikované roky v rozmezí 19 $\mu g/m^3$ na pozadíových přírodních stanicích až po např. 229 $\mu g/m^3$ na imisní stanici Ostrava - Poruba v roce 2021. Imisní koncentrace převyšující hodinový imisní limit 200 $\mu g/m^3$ byly naměřeny ve městech především na dopravních stanicích. Uvnitř budov však mohou k individuální expozici významně přispívat např. plynové spotřebiče nebo cigaretový kouř. V případě průměrných ročních imisí oxidu dusičitého se

pohybují naměřené průměrné roční imise oxidu dusičitého za poslední roky na imisních stanicích publikovaných v ročenkách ČHMÚ (Znečištění ovzduší v datech) v rozmezí 2 až maximálně 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na imisní stanici Praha 2 - Legerova.

Při vdechování může být absorbováno 80 až 90 % oxidu dusičitého. Významná část vdechnutého oxidu dusičitého je odstraněna z nosohltanu; proto při změně dýchání nosem na dýchání ústy lze očekávat zvýšené pronikání oxidu dusičitého do dolních cest dýchacích. Studie řízených expozic u lidí uvádějí smíšené a vzájemně rozporné výsledky týkající se respiračních účinků u astmatiků a normálních jedinců. Ačkoliv v základních souborech zdravotních údajů zůstávají nejistoty, pravděpodobně nejcitlivějšími subjekty jsou astmatictí pacienti, u nichž bylo opakovaně popsáno ovlivnění plicních funkcí při krátkodobé expozici na úrovni 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Naopak u zdravých dobrovolníků v klinických studiích objevilo toto ovlivnění až při krátkodobých koncentracích nad 1880 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Z řady studií vyplývá, že specifická imunitní obrana u lidí (např. alveolární makrofágy) může být oxidem dusičitým změněna. Akutní expozice (řádově v hodinách) nízkým koncentracím oxidu dusičitého jen zřídka vyvolají pozorovatelné účinky. Chronické a subchronické expozice (měsíce a týdny) nízkým koncentracím oxidu dusičitého však způsobují řadu poškození včetně změn plicního metabolismu, struktury a funkce, zvýšení vnímavosti k infekcím plic a změn podobných emfyzému (rozedma plic - trvale nadměrný obsah vzduchu v plicích při současném úbytku a poškození vlastní plicní tkáně, nejčastěji následek chronického zánětu průdušek, často u kuřáků, zhoršuje výměnu plynů v plicích).

Dosud nebylo popsáno, že by oxid dusičitý způsoboval maligní tumory, mutagenезi nebo teratogenezi. Za normálních fyziologických podmínek nebyly získány žádné důkazy o tvorbě potenciálně karcinogenních nitrosaminů.

4.1.2 Suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

Z dosavadních poznatků je zřejmé, že částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví. Na rozdíl od plyných látek nemají specifické složení, nýbrž představují směs látek s různými účinky. Na vzniku jemných částic tak např. participuje jak SO_2 , tak i NO_2 .

V současné době se hlavní význam klade na zohlednění velikosti částic, která je rozhodující pro průnik a depozici v dýchacím traktu. Rozlišuje se tzv. torakální frakce s aerodynamickým průměrem částic do 10 μm , která proniká pod hrtan do spodních dýchacích cest, označená jako PM_{10} a jemnější respirabilní frakce s aerodynamickým průměrem do 2,5 μm označená jako $\text{PM}_{2,5}$ pronikající až do plicních sklípků.

Z hlediska původu, složení i chování se jemná frakce částic do 2,5 μm a hrubší frakce většího průměru významně liší. Jemné částice jsou často kyselého pH, do značné míry rozpustné a obsahují sekundárně vzniklé aerosoly kondenzací plynů, částice ze spalování fosilních paliv včetně dopravy a znovu kondenzované organické či kovové páry. Převažují zde částice vznikající až sekundárně reakcemi plyných škodlivin ve znečištěném ovzduší. Obsahují jak uhlíkaté látky, které mohou zahrnovat řadu organických sloučenin s možnými mutagenními účinky, tak i soli, hlavně sulfáty a nitráty. Mohou též obsahovat těžké kovy, z nichž některé mohou mít karcinogenní účinek.

V ovzduší jemné částice perzistují dny až týdny a vytvářejí více či méně stabilní aerosol, který může být transportován stovky až tisíce km. Tím dochází k jejich rozptýlení na velkém území a stírání rozdílů v imisích mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání jemných částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času.

Hrubší částice bývají zásaditého pH, z větší části nerozpustné a vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem materiálu zemského povrchu, při demolcích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu. Podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Maximální denní imisní koncentrace PM_{10} na imisních stanicích publikovaných v ročenkách ČHMÚ (Znečištění ovzduší v datech) se pohybují v posledních letech v rozmezí 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ až po 502 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Věřňovice na Karvinsku). V případě průměrných ročních imisí PM_{10} se pohybují naměřené průměrné roční imise v posledních letech v rozmezí 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Churáňov) až maximálně 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ostrava - Radvanice).

Měření suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ probíhalo v roce 2021 na 93 stanicích. Průměrné roční koncentrace se pohybovaly od 4,4 (imisní stanice Churáňov na Prachaticku) do 26,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (imisní stanice Ostrava - Radvanice). Hodnota ročního imisního limitu platného k uvedenému roku 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byla překročena na 9 stanicích, tj. na 9,7 % stanic. Podíl suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} se na městských stanicích pohybuje od 0,5 po 0,8

Částice nad 10 μm aerodynamického průměru pravděpodobně nepředstavují z hlediska zdravotních účinků zásadní problém a jejich vliv na obyvatelstvo je posuzován na úrovni obtěžování, jako je dráždění krku, nosu a očí.

Znamé účinky pevného aerosolu ve znečištěném ovzduší zahrnují především dráždění sliznice dýchacích cest, ovlivnění funkce řasinkového epitelu horních dýchacích cest, vyvolání hypersekrece bronchiálního hlenu a tím snížení samočistící funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu. Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod akutních zánětlivých změn do chronické fáze za vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod.

K nepříznivým zdravotním účinkům polévatého prachu patří kromě i řada mimorespiračních zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy. Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév. Nejnovější studie naznačují i vliv na nemocnost cukrovkou. Významné je též nedávné zařazení znečištění ovzduší zejména jemnou frakcí suspendovaných částic mezinárodní agenturou WHO pro výzkum rakoviny mezi prokázané lidské karcinogeny.

Poznatky o zdravotních účincích pevného aerosolu dnes vycházejí především z výsledků epidemiologických studií z posledních 10 let, které ukazují na ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především na kardiovaskulární a respirační onemocnění již při velmi nízké úrovni expozice, přičemž není možné jasně určit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku. Je také zřejmé, že vhodnějším ukazatelem prašného aerosolu ve vztahu ke zdraví jsou jemnější frakce.

4.1.3 Benzen

Benzen je bezbarvá kapalina, charakteristického aromatického zápachu, která se při pokojové teplotě rychle odpařuje. Čichový práh benzenu se udává při koncentraci 4,8 mg/m^3 .

Je obsažen v ropě a ropných produktech. Automobilové benzíny mají limitovaný obsah benzenu do 1 %. Antropogenními zdroji benzenu jsou výfukové plyny, vypařování pohonných hmot, petrochemie a spalovací procesy. Poločas degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je asi 13 až 14 dnů, což postačuje k možnosti transportu na velké vzdálenosti.

Ovzduší představuje hlavní cestu vstupu benzenu do těla. V těle je absorbováno okolo 50 % benzenu vdechovaného se vzduchem. Příjem benzenu založený na denním 24hodinovém objemu vdechovaného vzduchu v klidovém stavu je 10 mg denně na každý 1 mg/m^3 (0,3 ppm) koncentrace benzenu v ovzduší.

Zvýšené expozice připadají na životní styl spojený s kouřením, na pobyt ve vnitřních prostředích, ve kterých jsou materiály uvolňující benzen např. lepidla, tmely, rozpouštědla, čisticí prostředky aj. Cigaretový kouř obsahuje relativně vysoké koncentrace benzenu a je důležitým zdrojem expozice pro kuřáky. WHO uvádí, že 99 % expozice připadá na inhalaci. Ve vnitřním ovzduší jsou nalézány vyšší koncentrace benzenu než ve venkovním. Hygienická služba při měření koncentrací benzenu v interiérech bytů a školek zjistila průměrné koncentrace kolem 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, maxima však dosahovala desítek, v extrémních případech až stovek $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ke zvýšeným expozicím přispívá též cestování motorovými vozidly. Průměrná koncentrace benzenu uvnitř automobilů je asi do 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

U nekuřáků žijících ve venkovských oblastech je odhadován denní příjem benzenu na 0,3 mg , zatímco silní kuřáci žijící v městech mohou přijmout až pětinasobek tohoto množství. Expozice benzenu v zaměstnání mohou přispívat dalšími dávkami k uvedeným příjmům.

Vysoká lipofilita benzenu a jeho nízká rozpustnost ve vodě způsobuje jeho přednostní rozdělování do tkání bohatých tukem, jako je tuková tkáň a kostní dřevina. Benzen se v průběhu dlouhodobé expozice akumuluje v tukových zásobách. V pokusech se zvířaty (na myších) byla akumulace metabolitů benzenu pozorována v kostní dřevině, kde byly nalezeny nevyšší koncentrace, a dále v játrech.

Benzen je v těle oxidován a metabolity benzenu jsou hematotoxické. V případě benzenu je třeba posuzovat jeho toxikologické i karcinogenní účinky.

Toxikologické účinky

Akutní toxicita benzenu je nízká, projevuje se podrážděním kůže a sliznic, útlumem CNS. Expozice vyšším koncentracím benzenu (nad 3200 mg/m^3) vyvolávají neurotoxické příznaky. Trvalá expozice

toxickým úrovním benzenu může poškozovat lidskou kostní dřeň, což vede k perzistentní pancytopenii. Prvními příznaky toxicity jsou anémie, leukocytopenie a trombocytopenie. Několik studií ukázalo, že expozice benzenu při koncentracích způsobujících škodlivé hematotoxické účinky jsou spojeny se stabilními i nestabilními chromozomálními aberacemi u krevních lymfocytů a buněk kostní dřeně. O fetotoxických či teratogenních účincích nebyla nalezena žádná přesvědčivá zpráva.

Karcinogenní účinky

Benzen je známý lidský karcinogen (kvalifikovaný IARC ve skupině 1). V literatuře je popsán velký počet případů myeloblastické a erytroblastické leukémie spojené s expozicemi benzenu. Několik epidemiologických studií o pracovních exponovaných benzenu prokázalo statisticky významné spojení mezi akutní leukémií a profesionální expozicí benzenu.

Karcinogenita byla rovněž prokázána u myší a krys, kde se projevily multisystémové karcinogenní účinky, nikoliv pouze leukémie.

Podstatou zdravotního rizika benzenu při expozici imisím z dopravy je pozdní karcinogenní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice.

4.1.4 Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren je významným představitelem polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). Skupina PAU zahrnuje směs různorodých aromatických uhlovodíků se dvěma či více aromatickými jádry. Vznikají při nedokonalém spalování, z čehož vyplývá jejich hojně rozšíření v atmosféře z antropogenních i přírodních zdrojů. Ve vnitřním ovzduší je významným zdrojem PAU kouření.

V ovzduší bylo zjištěno okolo 500 PAU. Tvoří komplexní směsi, avšak většina měření se týká benzo(a)pyrenu (dále BaP), který je nejlépe prostudován. Polyaromatické uhlovodíky jsou v ovzduší většinou vázány na nižší frakce pevných částic a jsou tak transportovány na větší vzdálenosti.

V městských lokalitách jsou dva hlavní zdroje emisí PAU, tj. domácí topeniště a doprava, s variabilním podílem emisí z domácích topenišť. Ve větších městských celcích lze zátěž z dopravy již charakterizovat jako plošnou, kdy rozdíly mezi málo zatíženými a dopravně významně exponovanými lokalitami jsou minimální. V okrajových částech měst a v místech s majoritním podílem spalování fosilních paliv je zřejmý vliv domácích topenišť; významné navýšení měřených hodnot způsobuje těžký průmysl. Specifickým případem je průmyslem a starou zátěží exponovaná ostravsko-karvinská aglomerace, kde se k obvyklým typům zdrojů přidávají velké průmyslové zdroje.

Hlavním expozičním zdrojem PAU pro člověka je potrava. PAU vznikají jednak při tepelné přípravě potravy a dále pak z kontaminace plodin z atmosférického spadu. PAU se snadno vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i kůží, jsou vysoce lipofilní a podobně jako u benzenu mohou některé jejich metabolity iniciovat vznik nádorového bujení. V organismu jsou metabolizovány za vzniku reaktivních meziproduktů a metabolitů odpovědných za mutagenní, karcinogenní i toxické účinky (diol-epoxydy reagující s DNA). Potvrzeným mechanismem účinku je dále indukce enzymové aktivity způsobená aktivací buněčného Ah receptoru.

K toxickým účinkům zjištěným na pokusných zvířatech patří oční a kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita.

Současné poznatky nově dále prokazují významný vliv PAU obsažených v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší a to zejména ve vztahu k nepříznivému ovlivnění nitroděložního i pozdějšího vývoje a nemocnosti u dětí. Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se též zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatují, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty.

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP dostatečně prokázána v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším škodlivinám obsaženým např. v cigaretovém dýmu.

Benzo(a)pyren (CAS 50-32-8) je nejznámějším zástupcem PAU při posuzování karcinogenity. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) řadí benzo(a)pyren do skupiny 1: karcinogenní pro člověka (Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans, IARC Monographs, 16.červenec 2013).

4.2 Charakterizace nebezpečnosti

4.2.1 Oxid dusíku – oxid dusičitý

WHO považuje za hodnotu LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které jsou ještě pozorovány

zdravotně nepříznivé účinky) koncentraci 375 – 565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ při 1 – 2 hodinové expozici, která u této části populace zvyšuje reaktivitu dýchacích cest a působí malé změny plicních funkcí. S ohledem na rizikové skupiny obyvatel, tedy především astmatiky a pacienty s obstrukční chorobou plicní, je třeba na základě klinických studií počítat s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest při krátkodobé expozici koncentraci nad 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Skupina expertů WHO proto při odvození návrhu doporučeného imisního limitu vycházejícího z hodnoty LOAEL použila míru nejistoty 50 % a tak dospěla u NO_2 k doporučené 1 hodinové limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V roce 2021 vydala Světová zdravotnická organizace revizi původní směrnice Air Quality Guidelines z roku 2005 pod názvem WHO global air quality guidelines, ve které jsou aktualizovány, v případě některých škodlivin změněny, hodnoty cílových koncentrací $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , O_3 , NO_2 , SO_2 a CO .

Směrnice limitní hodnota WHO pro průměrné roční koncentrace NO_2 je zpřísněna z původních 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2005) na 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nově je stanovena hodnota doporučené koncentrace NO_2 pro maximální denní průměr ve výši 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se o 99. percentil, tj. povoleno je překročení hodnoty 3 až 4 dny za rok. Hodnota cílové maximální hodinové koncentrace NO_2 není v materiálu WHO z roku 2021 oproti směrnici z roku 2005 změněna a zůstává její 99. percentil na hodnotě 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k tomu, že se v případě ročního a denního průměru jedná o jakési cílové hodnoty, stanovuje směrnice dále také hodnoty pro přechodná, blíže časově nespecifikovaná, období.

Tab. 1 Směrnice cílové hodnoty koncentrací NO_2 stanovené WHO 2021

škodlivina	časový průměr	IT1	IT2	IT3	AQG
NO_2	roční průměr	40	30	20	10
	24h průměr	120	50	-	25
	hod průměr	-	-	-	200

Limitní jednohodinová koncentrace oxidu dusičitého ve vnitřním ovzduší obytných místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pro oxidy dusíku je stanovena hodnota přípustného expozičního limitu v nařízení vlády 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, která činí 10 mg/m^3 .

4.2.2 Suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

WHO ve směrnici „WHO global air quality guidelines“ z roku 2021 stanovuje směrnice hodnotu **pro roční průměr** suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro roční průměr částí $\text{PM}_{2,5}$ na úrovni 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro **99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrnice hodnota 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pro 99. percentil maximální denní imise $\text{PM}_{2,5}$ činí 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.**

Uvedené hodnoty představují cílové hodnoty, kterých má být dosaženo v celosvětovém zájmu ochrany veřejného zdraví. Proto jsou v materiálu stanoveny dále hodnoty prozatímních limitů (Interim Target IT) pro čtyři přechodná období.

Tab. 2 Směrnice cílové hodnoty koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ a PM_{10} stanovené WHO 2021

škodlivina	časový průměr	IT1	IT2	IT3	IT4	AQG
$\text{PM}_{2,5}$	roční průměr	35	25	15	10	5
$\text{PM}_{2,5}$	24h průměr	75	50	37,5	25	15
PM_{10}	roční průměr	70	50	30	20	15
PM_{10}	24h průměr	150	100	75	50	45

Na základě vyhodnocení epidemiologických studií uvádí WHO kvantitativní vztah akutní expozice a účinku denního zvýšení celkové úmrtnosti zhruba o 0,5 % při nárůstu 24hodinové průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

V případě dlouhodobých chronických účinků pevných částic v ovzduší bylo prokázáno ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na onemocnění respiračního a kardiovaskulárního systému. Opět zde nebylo možné zjistit bezpečnou prahovou úroveň, riziko je úměrné míře expozice a projevuje se i při velmi nízkých koncentracích nadekologickým pozadím, které se odhaduje na 3 – 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$. Zvýšení průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšuje podle výsledků největších epidemiologických kohortových studií celkovou úmrtnost exponované populace o 6,2 %.

4.2.3 Benzen

Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku $RfDo = 0,004 \text{ mg/kg*den}$ ($UF = 300$ a $MF = 1$) a inhalační referenční koncentraci $RfC = 0,03 \text{ mg/m}^3$ ($UF = 300$ a $MF = 1$). EPA odvodila referenční koncentraci z tzv. Benchmark dose BMD (dávky ležící na začátku křivky závislosti dávky a účinku) odvozené v epidemiologické studii, ve které byl sledován celkový počet lymfocytů u profesionálně inhalačně exponovaných pracovníků. EPA užila faktor nejistoty 10 s ohledem na citlivé skupiny obyvatelstva a faktor 3 vzhledem k užití hodnot dávek získaných v subchronické studii namísto chronické.

RIVM uvádí, že tolerovatelná koncentrace v ovzduší činící $156 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ odvozená na základě hematologických účinků u exponovaných pracovníků je pouze orientační, nutné je vztáhnout přísnější kritéria karcinogenního účinku k preventivní ochraně před toxickými nekarcinogenními účinky.

Z důvodu, že dosud není mechanismus vzniku benzenem vyvolané leukémie dostatečně dobře znám, aby bylo možno navrhnout optimální extrapolační model, byl pro odhad přírůstku jednotkového rizika použit model průměrného relativního rizika. Na základě výsledků dvou nezávislých epidemiologických studií byly získány velmi si blízké výsledné hodnoty jednotkového karcinogenního rizika UR, tj. $3,8 \times 10^{-6}$ a 4×10^{-6} . WHO doporučuje ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší jednotku karcinogenního rizika $UCR = 6 \times 10^{-6}$, která představuje geometrický průměr z hodnot, odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Tato jednotka karcinogenního rizika bude proto dále použita při kvantifikaci karcinogenního rizika benzenu při inhalační expozici. Při aplikaci výše uvedené $UCR 6 \times 10^{-6}$ vychází koncentrace benzenu ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,17 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

Tato hodnota byla odvozena ze studie úmrtnosti na leukémii u profesionálně exponovaných pracovníků filmového průmyslu, u nichž průměrná expoziční koncentrace činila 128 mg/m^3 . Novější epidemiologické studie z pracovního prostředí s koncentracemi benzenu do $3,2 \text{ mg/m}^3$ zvýšený výskyt leukémie neprokázaly, což by naznačovalo nadhodnocení skutečného karcinogenního rizika benzenu. Naopak Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí (OEHHA) Kalifornské EPA odvodil ještě přísnější $UCR (2,9 \times 10^{-5})$.

Ze závěrů výzkumu pracovní skupiny expertů Evropské komise z roku 1998 vyplývá, že přes uvedené nejistoty je třeba zachovat bezprahový přístup k hodnocení rizika benzenu. Pro kvantifikaci však dospěla k poměrně širokému rozmezí, ve kterém se dle jejího názoru riziko benzenu pravděpodobně nachází. Výslednému rozmezí jednotek karcinogenního rizika 6×10^{-6} až 5×10^{-8} odpovídají průměrné roční koncentrace v rozmezí $0,2$ až $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

V hodnocení rizika benzenu pro evropskou populaci experty výzkumného centra Evropské komise publikovaného v roce 2008 se však uvádí, že poslední data podporují názor o zvýšeném riziku leukémie při velmi nízké expozici benzenu bez jasně stanovitelné prahové koncentrace.

Limitní jednohodinová koncentrace benzenu ve vnitřním ovzduší pobytových místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí $7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Pro benzen je stanovena dále hodnota přípustného expozičního limitu v nařízení vlády 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, která činí 3 mg/m^3 .

4.2.4 Benzo(a)pyren

Světová zdravotnická organizace (WHO Air Quality Guidelines-second edition) nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší směrnice hodnotu vzhledem k tomu, že se vyskytují ve směsích především se suspendovanými částicemi. Různí zástupci mají též dále různou karcinogenní potenci. Ve směrnici je dále uvedeno, že ačkoli jsou potraviny hlavním expozičním zdrojem pro člověka, je potřeba imise v ovzduší držet na co nejnižší úrovni.

Také ATSDR a Health Canada, které hodnotily nekarcinogenní účinky inhalační expozice, nestanovily konkrétní hodnotu referenční koncentrace vzhledem k absenci údajů o dávce a účinku, na jejichž základě by bylo možné určit bezpečnou prahovou hodnotu.

Pro benzo(a)pyren je stanoven v zákoně č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, imisní limit pro průměrnou roční imisi 1 ng/m^3 .

Přípustný expoziční limit v pracovním prostředí (PEL) pro osmihodinovou pracovní dobu je v ČR dle Nařízení vlády č. 361/2007 Sb. stanoven pro benzo(a)pyren ve výši $0,005 \text{ mg/m}^3$.

Při posouzení karcinogenního rizika vyplývajícího z expozice polyaromátům bývá používán přes všechna omezení a nejistoty jako ukazatel hlavní představitel polyaromátů – benzo(a)pyren. WHO doporučuje ve směrnici Air quality guidelines pro hodnocení karcinogenního rizika použít jednotku

karcinogenního rizika pro BaP o hodnotě $8,7 \cdot 10^{-2}$. Její hodnota vychází z výsledků epidemiologické studie profesionálně exponovaných pracovníků u vysokých pecí, kteří byli exponováni směsí polyaromatických uhlovodíků. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \cdot 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci $1 \cdot 10^{-6}$ v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$.

4.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Hodnocení expozice vychází z výsledků rozptylové studie zpracované v říjnu 2025 pro řešený záměr. Studie používá k výpočtu disperzní model SYMOS'97.

V rámci rozptylové studie jsou počítány imisní příspěvky provozu záměru způsobené provozem plynových kotlen a generovanou automobilovou dopravou. V rámci rozptylové studie byly počítány jednak hodnoty imisních příspěvků provozu samotného záměru a dále také kumulativní imisní příspěvky spolu s navýšenou automobilovou dopravou nesouvisející s řešeným záměrem na okolní silniční síti. Tento kumulativní imisní příspěvek je počítán pro dva výhledové horizonty – pro předpokládaný rok zprovoznění záměru 2031 a pro dlouhodobý výhled roku 2050 po naplnění ÚP hl. m. Prahy. Tento kumulativní imisní příspěvek je počítán pro dva výhledové horizonty – pro předpokládaný rok zprovoznění záměru 2031 a pro dlouhodobý výhled roku 2050 po naplnění ÚP hl. m. Prahy. Výhled roku 2050 je dále modelován ve dvou variantách – ve variantě A s předpokládaným realistickým naplněním území a ve variantě B s předpokládaným úplným naplněním území.

Pro posouzení vlivu záměru na veřejné zdraví jsou klíčové hodnoty imisního příspěvku samotného záměru. Hodnoty imisních příspěvků k roku 2031, ale zejména 2050 vypovídají spíše o změnách dopravy v lokalitě, zatíženy jsou významnou nejistotou jako např. podíl vozidel na elektrický pohon, nejistota v prognóze intenzit dopravy v lokalitě atd.

Výpočty imisních koncentrací byly zpracovány příspěvkovým způsobem jednak graficky a dále tabelárně ve zvolených sedmi referenčních bodech umístěných do míst nejbližší a imisně nejzatíženější obytné zástavby. Právě vypočtené hodnoty v referenčních bodech umístěných u obytné zástavby jsou reprezentativní pro posuzování vlivů na veřejné zdraví. Jedná se konkrétně o tyto následující body:

Referenční bod č. 1	bytový dům Nekonečného č.p. 3185
Referenční bod č. 2	bytový dům Hasilova č.p. 3113
Referenční bod č. 3	bytový dům Hasilova č.p. 3154
Referenční bod č. 4	bytový dům Hábova č.p. 1561
Referenční bod č. 5	bytový dům Ferrariho č.p. 3091
Referenční bod č. 6	projektovaný objekt S4 nad vjezdem do garáží
Referenční bod č. 7	projektovaný objekt Q3 – jižní roh

Tyto referenční body představují nejexponovanější okolní obytnou zástavbu. Níže v hodnocení je zahrnuto i obyvatelstvo dalších nejbližších domů v lokalitě, u kterých jsou však dle grafické přílohy rozptylové studie hodnoty imisních příspěvků již nižší, pracováno je tedy na straně rezervy.

Pro vyhodnocení současného imisního zatížení škodlivinami znečišťujícími ovzduší v zájmové lokalitě je využita aktuální mapa znečištění ovzduší zpracovaná a zveřejněná ČHMÚ pro pětileté klouzavé průměry. Modelově je zpracováno imisní pozadí v České republice ve čtvercové síti $1 \times 1 \text{ km}$ především pro roční průměry těchto škodlivin, které mají stanovenou hodnotu imisního limitu pro roční průměr. Z krátkodobých imisí je zhodnocena dále také 36. nejvyšší denní imise PM_{10} a 4. nejvyšší denní imise SO_2 . V případě hodinových maxim NO_2 , pro které tato mapa koncentrace nevyhodnocuje, lze pro přibližnou orientaci vyjít z výsledků imisních měření na imisních stanicích automatického imisního monitoringu v ČR.

Při inhalační expozici dochází k pronikání vdechovaných škodlivin do organismu a dále část těchto škodlivin je vstřebána jako tzv. vnitřní dávka.

Rozlišují se dva typy účinků chemických látek. U látek, které nejsou podezřelé z účasti na karcinogenním působení, se předpokládá tzv. prahový účinek. Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů v organismu. Při hodnocení rizika toxických účinků látek v ovzduší je k tomuto účelu definována referenční dávka pro inhalační příjem (RfDi), nebo referenční koncentrace (RfC), které uvádějí např. toxikologické databáze U.S. EPA, OEHA nebo směrnice WHO (Guideline Value) pro kvalitu ovzduší. Charakteristika rizika pak vyplývá z porovnání expoziční dávky či koncentrace s referenční. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů

nebezpečnosti u současně se vyskytujících látek s podobným systémovým toxickým účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při kvocientu nebezpečnosti vyšším než 1 již hrozí riziko toxického účinku. Mírné překročení hodnoty 1 po kratší dobu však ještě nepředstavuje závažnou míru rizika.

Druhým způsobem hodnocení je použití vztahů odvozených z epidemiologických studií zaměřených na vztah mezi dávkou (expozicí) a účinkem u člověka. Tento přístup je používán právě např. u suspendovaných částic PM₁₀ a v minulosti i u oxidu dusičitého, kde současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných osob.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se předpokládá bezprahový účinek. Vychází se přitom ze současné představy o vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Nulové riziko je tedy při nulové expozici. Nelze zde tedy stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tento ukazatel se nazývá faktor směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF, nebo Cancer Potency Slope – CPS). Jedná se o horní okraj intervalu spolehlivosti směrnice vztahu mezi dávkou a účinkem, tedy vznikem nádorového onemocnění, získaný matematickou extrapolací z vysokých dávek experimentálních na nízké dávky reálné v životním prostředí. Pro zjednodušení se někdy u rizika z ovzduší může použít jednotka karcinogenního rizika (Unit Cancer Risk – UCR), která je vztažena přímo ke koncentraci karcinogenní látky v ovzduší. V případě možného karcinogenního účinku je míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob. Za ještě přijatelné karcinogenní riziko je považováno celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění ve výši 1×10^{-6} , tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, prakticky vzhledem k přesnosti odhadu však spíše v řádové úrovni 10^{-6} . Z předmětných, záměrem emitovaných škodlivin byl karcinogenní potenciál prokázán u benzenu a benzo(a)pyrenu.

4.3.1 Oxidy dusíku – oxid dusičitý

Průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého se v řešené lokalitě pohybují dle mapy znečištění ovzduší konstruované Českým hydrometeorologickým 15,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k tomu, že mapa znečištění ovzduší neobsahuje hodnoty hodinových koncentrací NO₂, byly na maximální hodinové koncentrace v rámci rozptylové studie odhadnuty ve výši do 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Příspěvky provozu posuzovaného záměru vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby se pohybují v následujícím rozmezí:

Imisní příspěvky provozu záměru

rozmezí příspěvků k maximálním hodinovým imisím NO₂: 0, 7 až 3,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

rozmezí příspěvků k průměrným ročním imisím NO₂: 0,021 až 0,158 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Vypočítané maximální hodinové imise oxidu dusičitého se týkají extrémně nepříznivých podmínek, které nastanou v každém referenčním bodě jindy, např. za jiného směru větru. Tyto hodnoty spolu s hodnotami imisního pozadí slouží pro posouzení rizik krátkodobých akutních účinků na zdraví. Naopak hodnoty naměřených průměrných ročních imisí spolu s imisním příspěvkem k těmto hodnotám mají vztah k riziku chronických účinků na zdraví.

V případě oxidů dusíku se nepředpokládá karcinogenní účinek, v úvahu připadá pouze riziko toxických akutních i chronických účinků.

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

Vzhledem ke známým účinkům na zdraví člověka z experimentů a epidemiologických studií, kdy nebylo možné stanovit bezpečnou podprahovou úroveň expozice, není v případě oxidů dusíku, a především oxidu dusičitého, stanovena hodnota referenční koncentrace či referenční inhalační dávky.

S ohledem na rizikové skupiny obyvatel, tedy především astmatiky a pacienty s obstrukční chorobou plicní, je třeba na základě klinických studií počítat s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest při krátkodobé expozici koncentraci nad 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého lze v imisním pozadí očekávat na úrovni maximálně 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého se

u nejexponovanější obytné zástavby včetně navrhované pohybují na úrovni nejvýše $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tento imisní příspěvek nezpůsobí spolu s imisním pozadím ve výši cca $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ překročení zmíněné koncentrace $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ spojené s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest, ale ani překročení jednohodinové limitní koncentrace $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ doporučené experty WHO vycházející z hodnoty LOAEL a použité míry nejistoty 50 %. Hodnoty imisních příspěvků ke krátkodobým maximům nelze navíc jednoduše sčítat s očekávanými maximy v imisním pozadí. Lze předpokládat, že realizací řešeného záměru nedojde k takovému navýšení maximálních hodinových imisí oxidu dusičitého, které by bylo spojeno se vznikem rizika akutních toxických účinků vyplývajících z inhalační expozice NO_2 .

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

Dle mapy znečištění ovzduší se pohybuje průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v řešené lokalitě v průměru za posledních pět let na úrovni $15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Realizací řešeného záměru může dojít u nejbližší obytné zástavby k nárůstům průměrných ročních imisních koncentrací oxidu dusičitého dle výsledků rozptylové studie o řádově nejvýše desetiny mikrogramu (maximálně $0,021$ až $0,158 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

V případě průměrných ročních koncentrací NO_2 stanovila Světová zdravotnická organizace v roce 2021 cílovou směrníkovou směrnu hodnotu AQG pro roční průměr ve výši $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vzhledem k tomu, že se jedná o velice nízkou hodnotu (původní hodnota WHO stanovená v roce 2005 činila $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) stanovuje dále i hodnoty pro přechodná, časově blíže nespecifikovaná, období ve výši, 40, 30 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V řešené lokalitě je stávající průměrná roční koncentrace pod úrovní všech tří koncentrací stanovených pro přechodné období a nad úrovní cílové koncentrace. Kumulativní imisní příspěvky provozu záměru na řádové úrovni nejvýše desetiny $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nezpůsobí spolu s imisním pozadím ($15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) překročení uvedených hodnot doporučených směrníkových hodnot WHO stanovených pro přechodné období. Z hlediska platné legislativy jsou požadové koncentrace hluboko pod hodnotou platného imisního limitu stanoveného na ochranu zdraví lidí. Uvedené limity tak je třeba chápat jako nikoli bezpečnou úroveň, ale jako úroveň spojenou se společensky přijatelným rizikem.

Je však třeba si uvědomit, že WHO zdůrazňuje, že nebylo možné naleznout bezpečnou prahovou hodnotu průměrných ročních koncentrací NO_2 , u které by nebylo možné očekávat negativní zdravotní účinky. Na druhou stranu podle současných názorů WHO nejsou v minulosti odvozené vztahy expozice a účinku pro NO_2 spolehlivé a riziko znečištěného ovzduší by mělo být kvantitativně hodnoceno komplexně na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší.

4.3.2 Suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

V imisním pozadí lze na základě mapy klouzavých pětiletých průměrů imisních koncentrací (ČHMÚ Praha) předpokládat následující hodnoty imisních koncentrací prachových částic PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$:

36 nejvyšší maximální denní imise PM_{10} :	$31,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)
průměrné roční imise PM_{10} :	$17,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)
průměrné roční imise $\text{PM}_{2,5}$:	$12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejproblematictějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO global air quality guidelines“ z roku 2021 stanovuje cílovou směrníkovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrníková hodnota $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V případě částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ stanovuje směrníkovou hodnotu pro roční průměr na úrovni $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise $\text{PM}_{2,5}$ činí směrníková hodnota $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrníková maximální denní imise PM_{10} na úrovni $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě platného imisního limitu). Na druhou stranu tyto směrníkové hodnoty vycházejí z výsledků epidemiologických studií a nejsou sníženy jako např. u NO_2 z důvodu možné nejistoty na 50 %. Jak je ale již výše uvedeno, jedná se o jakési cílové hodnoty, od nichž se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži, přičemž se zdůrazňuje že se nejedná o prahové hodnoty, pod kterými by bylo riziko nulové.

Uvedené požadové průměrné roční koncentrace PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ překračují příslušné hodnoty Světovou zdravotnickou organizací doporučených cílových ročních koncentrací. Na druhou stranu se koncentrace PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ v imisním pozadí pohybují pod úrovní příslušných platných imisních limitů stanovených v české legislativě na ochranu zdraví lidí. Platné imisní limity tak netvoří jakousi

bezpečnou hranici, ale lze je chápat, jako v současné době společensky přijatelné riziko.

Pro účely tohoto posouzení vlivů na veřejné zdraví byly dopočítány modelem rozptylové studie hodnoty imisních příspěvků k průměrným ročním koncentracím $PM_{2,5}$.

Příspěvky provozu posuzovaného záměru vypočítané v rámci rozptylové studie u nejexponovanější obytné zástavby se pohybují v následujících rozmezích: Pro toto posouzení vlivů na veřejné zdraví byly dopočítány konkrétní hodnoty také imisních příspěvků k průměrným ročním koncentracím $PM_{2,5}$.

Imisní příspěvky provozu záměru

maximální denní imise PM_{10} :	0,19 až 0,45 $\mu g/m^3$
průměrné roční imise PM_{10} :	0,019 až 0,05 $\mu g/m^3$
průměrné roční imise $PM_{2,5}$:	0,011 až 0,03 $\mu g/m^3$

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} je ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na respirační a kardiovaskulární onemocnění prokázané v epidemiologických studiích. Vliv znečištěného ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se především u predisponovaných skupin populace, tedy hlavně u starších osob a lidí s vážným kardiovaskulárním nebo respiračním onemocněním, u kterých zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí. Nárůst průměrných ročních imisí v sobě vždy zahrnuje výkyvy denních maxim. Studie dlouhodobých chronických účinků částic v ovzduší prokazují daleko významnější ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především na onemocnění respiračního a kardiovaskulárního systému. Riziko zde narůstá s expozicí a projevuje se i při velmi nízkých koncentracích. Z tohoto důvodu je dále hodnocen vliv změn průměrných ročních imisí, které v sobě zahrnují nárůsty denních maxim (počet dnů v roce s akutními příznaky...).

U úmrtnosti se vycházelo ze vztahu odvozeného z největší kohortové studie z USA, zahrnující 1,2 milionu dospělých obyvatel, který udává zvýšení celkové úmrtnosti u dospělé populace nad 30 let o 6% (CI 95% 2-11%) spojené se změnou dlouhodobé koncentrace $PM_{2,5}$ o 10 $\mu g/m^3$. Obdobně je úmrtnost dětí vyčíslena nárůstem o 4 % (CI 95% 2-7 %). Platnost tohoto vztahu se předpokládá pro změny imisní zátěže z antropogenních emisních zdrojů, tedy hodnoty nad přírodním pozadím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v ročních imisních průměrech, které se odhadují na 10 $\mu g/m^3$ pro PM_{10} , resp. 3 až 5 $\mu g/m^3$ pro $PM_{2,5}$ odhadovaných pro USA a Evropu.

V projektu WHO HRAPIE z roku 2013, který je zaměřen na hodnocení funkcí koncentrací a účinků pro poléťavý prach, ozón a oxid dusičitý, je vyčísleno relativní riziko úmrtnosti v závislosti na zvýšení koncentrací $PM_{2,5}$ nad přirozené pozadí o 10 mikrogramů ve výši 1,062 (95 % CI 1,040 - 1,083), tj. zvýšení celkové úmrtnosti v přibližně stejné výši o 6,2 %. V materiálu WHO z roku 2021 je tato hodnota aktualizována na 1,08, tj. zvýšení celkové úmrtnosti o 8 %.

Na základě odhadu relativního rizika úmrtnosti způsobené zvýšenou prašností byl odvozen vztah pro další ukazatel zdravotního rizika – tzv. YOLL (years of life lost), tj. ztráta let života exponované populace. Vztah pro chronickou mortalitu vyjádřený tímto ukazatelem je vyčíslen na $4 \cdot 10^{-4}$ let ztráty života na osobu, rok a 1 $\mu g/m^3$. Tato závislost se tedy dá vyjádřit jako celková ztráta 400 let života u populace čítající jeden milion exponovaných zvýšené průměrné roční koncentraci PM_{10} o 1 $\mu g/m^3$.

Hodnota stejného ukazatele vztahená však na imisní koncentrace frakce $PM_{2,5}$ je pro orientační výpočet vyčíslena ve výši průměrné ztráty délky života o 0,22 dne na osobu a rok (Leksell I., Rabl A.) při zvýšení průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ o 1 $\mu g/m^3$. V následující tabulce je uveden odhad vlivu celkových koncentrací suspendovaných částic $PM_{2,5}$ na počet předčasných úmrtí (zejména u predisponovaných jedinců) a na počet let ztráty života. Do výpočtu byla zahrnuta úmrtnost u populace starší 30 let. Pro výpočet této hodnoty byly použity údaje o počtu zemřelých z ročenky pro hlavní město Prahu 2024 (data za rok 2023). Od celkového počtu zemřelých byl odečten podíl zemřelých na vnější příčiny. Výsledná hodnota úmrtnosti v kraji činí 12,18 zemřelých na 1000 obyvatel kraje.

Tab. 3 Odhad počtu předčasných úmrtí v populaci a počet let ztráty života v důsledku expozice $PM_{2,5}$

účinek	stávající pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit	navýšení záměrem
Počet předčasných úmrtí u populace nad 30 let	0,735	0,738	1,409	0,003
Souhrnný počet let ztráty života (YOLL)	6,871	6,898	13,562	0,027
Počet dnů ztráty života na osobu za rok	1,672	1,679	3,30	0,007

Z tabulky vyplývá, že počet předčasných úmrtí u populace starší 30 let se dle teoretického výpočtu

zvýší v důsledku navýšení imisních koncentrací $PM_{2,5}$ z provozu záměru ze stávajících 0,735 na 0,738 úmrtí, tj. o 0,003 úmrtí za rok. Toto navýšení lze označit za nevýznamné, pouze teoretické. Výpočet je proveden pro 1500 exponovaných obyvatel v okolí, přičemž je na tyto vztažena hodnota nejvyššího imisního příspěvku. Celé hodnocení je tak postaveno výrazně na straně rezervy.

Počet let ztráty života byl počítán souhrnně pro celou populaci. Vztaženo tedy na uvedených 1500 exponovaných bylo zjištěno maximálně 6,871 roku ztráty života odpovídající stávajícímu znečištění ovzduší částicemi polévatého prachu. Realizace záměru tuto hodnotu významně neovlivní, navýšení odpovídá 0,027 roku (necelých 10 dnů v součtu pro 1500 exponovaných) na celou exponovanou populaci. V přepočtu na jednu exponovanou osobu činí průměrná ztráta délky života odpovídající navýšení imisních koncentrací $PM_{2,5}$ v důsledku realizace záměru teoretickou a nevýznamnou ztrátu 0,004 dne (cca 9,5 minuty) na osobu a rok. Opět je zjevné, že vypočtené riziko je pouze teoretické.

Podle provedeného výpočtu nedochází provozem hodnoceného provozu k hodnotitelné změně oproti stávající situaci. V případě, že by v mapovaném území byly koncentrace $PM_{2,5}$ na úrovni platného imisního limitu, byly by souhrnné počty let ztráty života v exponované populaci vyšší. Z uvedeného vyplývá, že na imisní limity je třeba pohlížet nikoli jako na bezpečnou úroveň koncentrací v ovzduší, ale jako na jakousi společensky přijatelnou míru rizika.

Pro kvantitativní vyhodnocení rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi byla využívána metodika kvantitativního hodnocení vlivu na zdraví vypracovaná v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe) v roce 2005 (Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005). V rámci této metodiky byly odvozeny vztahy expozice a účinku zohledňující průměrný výskyt hodnocených zdravotních ukazatelů u populace zemí EU a umožňující vyjádřit v závislosti na průměrné roční koncentraci PM_{10} přímo počet atributivních případů za rok. Tyto lineární vztahy byly odvozeny pro celkovou úmrtnost a některé ukazatele nemocnosti. Z tohoto podkladu vyplývají vztahy mezi zvýšením průměrné roční koncentrace PM_{10} nad přirozené pozadí o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a přímo počtem nových případů bronchitidy, hospitalizací či počtem dnů s určitými negativními zdravotními projevy.

Skupina expertů WHO v roce 2013 aktualizovala tyto vztahy na základě nejnovějších poznatků, shrnuty jsou pak v materiálu „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, 2013“. Aktualizované vztahy nejsou již vyjádřeny přímo vyčíslením počtu nových negativních zdravotních projevů, ale pomocí relativních ukazatelů, konkrétně pomocí relativního rizika RR, které odpovídá expozici $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} , resp. $PM_{2,5}$. Jedná se o následně vyčíslená relativní rizika:

- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)
- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)
- $PM_{2,5}$ – dny s omezenou aktivitou (RADs): RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053) vztažené na celou populaci
- PM_{10} – incidence chronické bronchitidy u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)
- PM_{10} – prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let): RR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)
- PM_{10} – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let): RR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)

Pro posouzení vlivu na veřejné zdraví jsou relevantní výsledné imise z rozptylové studie ve zvolených referenčních bodech v místech nejbližší obytné zástavby.

Z rozptylové studie vyplývá, že příspěvky provozu záměru k průměrným ročním imisím PM_{10} se pohybují u nejexponovanější obytné zástavby na úrovni nejvýše $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, příspěvky provozu k průměrným ročním imisím $PM_{2,5}$ na úrovni nejvýše $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vyčíslení atributivního rizika vyplývajícího z expozice imisím PM_{10} či $PM_{2,5}$ je provedeno z výše uvedených vztahů v následující tabulce. Hodnoty imisního pozadí jsou převzaty z mapy znečištění ovzduší a činí $17,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě PM_{10} a $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě $PM_{2,5}$. Výpočet je proveden pro cca 1500 exponovaných obyvatel v širším okolí záměru. Výpočet je tak postaven na straně rezervy, všech uvažovaných 1500 obyvatel nebude exponováno uvažovanému nejvyššímu vypočítanému imisnímu příspěvku.

Tab. 4 Kvantitativní charakterizace rizika z expozice imisím PM₁₀ a PM_{2,5}

účinek	pozadí (17,7 µg/m ³ PM ₁₀ , 12,6 µg/m ³ PM _{2,5})	pozadí + příspěvek záměru (17,75 µg/m ³ PM ₁₀ 12,63 µg/m ³ PM _{2,5})	imisní limit 40 µg/m ³ PM ₁₀ 20 µg/m ³ PM _{2,5}
Incidence chronické bronchitis u dospělých	0	0	1
Počet hospitalizací pro srdeční choroby (celá populace)	0	0	0
Počet hospitalizací pro respirační obtíže (celá populace)	0	0	1
Počet dní s omezenou aktivitou RAD (celá populace)	972	976	1919
Prevalence bronchitis u dětí 6 až 12 let	353	355	1376
Incidence astmatických příznaků u dětí 5 až 19 let	12	12	47

Jako podklad pro odhad počtu exponovaných obyvatel v jednotlivých věkových skupinách byla použita věková struktura obyvatel ze statistické ročenky HI. m. Prahy 2024 (data za rok 2023). Dalším zdrojem informací je Zdravotnická ročenka České republiky za poslední zpracovaný rok 2021.

Do výpočtu byla zahrnuta úmrtnost u populace starší 30 let. Pro výpočet této hodnoty byly opět použity údaje o počtu zemřelých z citované ročenky. Od celkového počtu zemřelých byl odečten podíl zemřelých na vnější příčiny. Výsledná hodnota úmrtnosti v kraji činí 12,18 zemřelých na 1000 obyvatel kraje.

Ze Zdravotnické ročenky ČR za rok 2021 jsou převzaty hodnoty počtu hospitalizovaných na nemoci oběhové soustavy, tj. 2043 na 100 000 ob. a počtu hospitalizovaných na nemoci dýchací soustavy tj. 1547 na 100 000 ob.. U ostatních ukazatelů jsou použity hodnoty doporučené v projektu HRAPIE – hodnoty typické pro Evropu.

Celé hodnocení je provedeno pro 2350 exponovaných obyvatel obytné zástavby umístěné v nejbližším okolí záměru. Hodnocení je postaveno na straně rezervy vzhledem k tomu, že na všech 2350 exponovaných je vztažena hodnota nejvyššího imisního příspěvku, přičemž se vzdáleností od záměru hodnoty imisních příspěvků exponenciálně klesají.

Výsledky výpočtu dokazují výše uvedený fakt, že poléťavý prach představuje škodlivinu, u které nebyla nalezena prahová koncentrace negativních zdravotních účinků, ke kterým dochází i při podlimitní úrovni znečištění.

Průměrné roční imisní koncentrace PM₁₀ i PM_{2,5} v pozadí splňují hodnoty platných imisních limitů stanovených v české legislativě na ochranu zdraví lidí s velkou rezervou. Stávající průměrné roční imise PM₁₀ v pozadí na úrovni 17,7 µg/m³ a stávající průměrné roční imise PM_{2,5} na úrovni 12,6 µg/m³ jsou vyšší než příslušné hodnoty směrnice cílových koncentrací stanovených WHO na celosvětovou ochranu veřejného zdraví. Imisní příspěvky posuzovaného záměru se budou na tomto překračování spolupodílet, avšak hodnoty těchto příspěvků na úrovni nejvýše 0,05 µg/m³ PM₁₀, resp. 0,03 µg/m³ PM_{2,5} z hlediska zdravotních účinků nezpůsobí předčasnou úmrtnost, nezvýší významně počet let ztráty života ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.

Dle teoretického výpočtu dle výše uvedené metodiky nedojde v důsledku zvýšení imisních koncentrací prachových částic PM₁₀ a PM_{2,5} ani k významnému navýšení počtu dní s onemocněním u exponované populace. Tak např. počet dnů s omezenou aktivitou v důsledku nemoci připadající na vrub znečištění ovzduší prachovými částicemi PM_{2,5} se vlivem posuzovaného záměru dle teoretického výpočtu zvýší z hodnoty 972 dnů za rok na 976 dnů za rok, tedy o 4 dny na 1500 exponovaných. V přepočtu na jednoho obyvatele se jedná o navýšení o 0,0027 dne za rok na jednoho obyvatele. Pokud by však v řešené lokalitě byly průměrné roční imisní koncentrace PM_{2,5} na úrovni imisního limitu zvýšil by se počet dnů s omezenou aktivitou na 1919 dnů, tj. o 947 dnů za rok. V přepočtu na 1500 obyvatel by to znamenalo navýšení o 0,63 dne na jednoho obyvatele za rok. Toto dokládá, že imisní limity nepředstavují bezpečnou ochranu veřejného zdraví, ale je třeba je chápat jako jakousi v současné době společensky přijatelnou míru rizika.

Ve spojení se znečištěním ovzduší částicemi poléťavého prachu se často hovoří o vlivu na chronickou respirační nemocnost u dětí. Vztah doporučený k hodnocení tohoto ukazatele ve výše citovaném podkladovém materiálu „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project“ vychází z prevalence tohoto ukazatele na úrovni 18,6 %, což dává 7128 dnů s příznaky v této skupině dětí (v exponované skupině 2350 obyvatel je cca 105 dětí ve věku 6 až 12 let). Podle výsledků provedeného výpočtu připadá z celkového počtu 7128 dní s příznaky respirační nemocnosti 553 dnů na vrub znečištění

ovzduší částicemi PM₁₀. Realizací záměru se tento podíl navýší dle teoretické výpočtu na 355 dnů, tj. o 2 dny. V přepočtu na 105 dětí se jedná o teoretické navýšení o 0,02 dne na jedno dítě za rok.

Imisní příspěvky provozu záměru ke koncentracím částic frakce PM₁₀ a PM_{2,5} nezpůsobí významné zvýšení zdravotního rizika pro obyvatele v okolí. Celý výpočet je postaven významně na straně rezervy vzhledem k tomu, že hodnoty nejvyššího imisního příspěvku jsou vztaženy na celou exponovanou populaci, přestože obyvatelstvo vzdálenější zástavby je exponováno významně nižším hodnotám imisních příspěvků PM₁₀ i PM_{2,5} (viz grafická příloha rozptylové studie).

4.3.3 Benzen

V imisním pozadí lze na základě mapy znečištění ovzduší konstruované pro klouzavé pětileté průměry předpokládat průměrné roční imisní koncentrace benzenu na úrovni 1,0 µg/m³.

Příspěvky k průměrným ročním koncentracím benzenu z provozu posuzovaného záměru vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby se pohybují v následujícím rozmezí:

: 0,0015 až 0,0048 µg/m³

Podstatou zdravotního rizika benzenu při expozici imisím z dopravy je pozdní karcinogenní účinek (cílovým orgánem kostní dřeň, akutní leukémie) na základě dlouhodobé chronické expozice. Odhad rizika je dále založen na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. K vyjádření míry karcinogenního rizika se používá pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici. Tento údaj (ILCR - Individual Lifetime Cancer Risk) můžeme jednoduše získat pomocí referenční hodnoty jednotky rakovinového rizika UR pro inhalační expozici, která udává horní hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací 1 µg/m³, dle vzorce: ILCR = I_{Hr} x UR. Hodnota I_{Hr} je průměrná roční imisní koncentrace benzenu (µg/m³), jednotka rizika UR činí jak je výše (kapitola 4.2.3 Charakterizace rizika) uvedeno 6*10⁻⁶.

V následující tabulce jsou pro výpočtové body dosazeny koncentrace I_{Hr} vypočtené v rozptylové studii pro řešený záměr a jim odpovídající hodnoty ILCR. Do výpočtu je dosazena nejprve průměrná roční imise benzenu v pozadí a dále tato hodnota pozadové imisní zátěže navýšená o výsledné imisní příspěvky záměru k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie.

Tab. 5: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzenu

		Roční imise (µg/m ³)	ILCR
Pozadí		1,00	6,0000E-06
Očekávané imisní koncentrace	MIN	1,0015	6,0090E-06
	MAX	1,0048	6,0288E-06

V současné době se za přijatelnou míru zvýšení celoživotního karcinogenního rizika považuje, stejně jako v USA a zemích EU, hodnota ILCR = 10⁻⁶, tedy jeden případ nádorového onemocnění na jeden milion exponovaných obyvatel. Tomuto kritériu však většina míst v ČR nevyhovuje. **Realizací řešeného záměru se stávající riziko (6 případů z jednoho milionu celoživotně exponovaných obyvatel) prakticky nezmění a zůstane na řádově přijatelné úrovni jednotek případů na milion exponovaných (10⁻⁶).**

4.3.4 Benzo(a)pyren

V imisním pozadí lze na základě mapy znečištění ovzduší konstruované pro klouzavé pětileté průměry předpokládat průměrné roční imise benzo(a)pyrenu: 0,5 ng/m³

Příspěvky k průměrným ročním koncentracím benzo(a)pyrenu provozu posuzovaného záměru vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby se pohybují v následujícím rozmezí:

: 0,0016 až 0,004 µg/m³

Podstatou zdravotního rizika benzo(a)pyrenu je jeho karcinogenní účinek (plicní karcinogenita). Odhad rizika je dále založen na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. K vyjádření míry karcinogenního rizika se používá pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici. Tento údaj (ILCR - Individual Lifetime Cancer Risk) můžeme jednoduše získat pomocí referenční hodnoty jednotky rakovinového rizika UR pro inhalační expozici, která udává horní

hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dle vzorce: $\text{ILCR} = \text{IHR} \times \text{UR}$. Hodnota IHR je průměrná roční imisní koncentrace benzo(a)pyrenu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), UR činí jak je výše (kapitola 3.2.4) uvedeno $8,7 \times 10^{-2}$.

V následující tabulce jsou dosazeny nárůsty průměrných ročních koncentrací benzo(a)pyrenu vypočtené v rozptylové studii a jim odpovídající hodnoty ILCR. Do výpočtu je dosazena nejprve průměrná roční imise benzo(a)pyrenu v pozadí (vyšší hodnota dle mapy znečištění ČHMÚ) a dále tato hodnota pozadové imisní zátěže navýšená o nejvyšší hodnotu imisního příspěvku k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie pro výpočtové body umístěné u blízké obytné zástavby.

Tab. 6: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzo(a)pyrenu

		Roční imise (ng/m^3)	ILCR
Pozadí		0,5	4,3500E-05
Očekávané imisní koncentrace	MIN	0,5016	4,3639E-05
	MAX	0,5040	4,3848E-05

V současné době se za přijatelnou míru zvýšení celoživotního karcinogenního rizika považuje, stejně jako v USA a zemích EU, hodnota $\text{ILCR} = 10^{-6}$, tedy jeden případ nádorového onemocnění na jeden milion exponovaných obyvatel. Tomuto kritériu však většina míst v ČR nevyhovuje. Stávající riziko odpovídá dle výpočtu cca 4 až 5 případům na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel, což překračuje obecně používanou hraniční úroveň rizika. S tímto nálezem se lze setkat po celé ČR vzhledem k tomu, že průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu zjištěné např. za poslední rok 2023 na imisních stanicích v ČR se pohybují v rozmezí 0,2 až $5,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ (v řešené lokalitě na relativně příznivé podlimitní úrovni $0,5 \text{ ng}/\text{m}^3$). Z tabulky vyplývá, že změny karcinogenního rizika jsou nevýznamné, odpovídající hodnotám imisního příspěvku na řádové úrovni nejvýše jednotek pikogramů. Tyto běžnými způsoby nedetekovatelné změny imisních koncentrací benzo(a)pyrenu v důsledku realizace posuzovaného záměru lze z hlediska vlivu na veřejné zdraví označit za nevýznamné. Realizací řešeného záměru se stávající riziko (4 až 5 případů na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel) prakticky nezmění.

5 Hluk

5.1 Identifikace nebezpečnosti

Zvuky jsou přirozenou a důležitou součástí prostředí člověka, jsou základem řeči a příjmu informací, mohou přinášet příjemné zážitky. Zvuky příliš silné, příliš časté nebo působící v nevhodné situaci a době však mohou na člověka působit nepříznivě.

Obecně se tyto zvuky, které jsou nechtěné, obtěžující nebo mají dokonce škodlivé účinky, nazývají hlukem a to bez ohledu na jejich intenzitu. Proto je nutné hluk do jisté míry třeba považovat za bezpřahově působící noxu.

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.

Dlouhodobé nepříznivé 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. Tyto nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém, rušení spánku a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. Omezené důkazy jsou např. u vlivů na hormonální a imunitní systém, některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu, nebo u vlivů na mentální zdraví a výkonnost člověka.

Působení hluku v životním prostředí je ovšem nutné posuzovat i z hlediska ztížené komunikace řeči a

zejména pak z hlediska obtěžování, pocitů nespokojenosti, rozmrzelosti a nepříznivého ovlivnění pohody lidí. V tomto smyslu vychází hodnocení zdravotních rizik hluku z definice zdraví WHO, kdy se za zdraví nepovažuje pouze nepřítomnost choroby, nýbrž je chápáno v celém kontextu souvisejících fyzických, psychických a sociálních aspektů. WHO proto vychází při doporučení limitních hodnot hluku pro místa mimopracovního pobytu lidí především ze současných poznatků o nepříznivém vlivu hluku na komunikaci řečí, pocity nepohody a rozmrzelosti a rušení spánku v nočním období.

Souhrnně lze podle zmíněného dokumentu WHO a dalších zdrojů současné poznatky o nepříznivých účincích hluku na lidské zdraví a pohodu lidí stručně charakterizovat takto:

Poškození sluchového aparátu je dostatečně prokázáno u pracovní expozice hluku v závislosti na výši ekvivalentní hladiny hluku a trvání let expozice. Riziko sluchového poškození však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha.

Epidemiologické studie prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu ani při celoživotní expozici hluku v životním prostředí a aktivitách ve volném čase do 24 hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24h} = 70$ dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

Nelze však zcela vyloučit možnost, že by již při nižší úrovni hlukové expozice mohlo dojít k malému sluchové poškození u citlivých skupin populace, jako jsou děti, nebo osoby současně exponované i vibracím nebo ototoxickým lékům či chemikáliím. Je též známo, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným rizikovým hladinám hluku na pracovišti. Nezanedbatelně může zvyšovat expozici hlukem, zejména u mládeže, dlouhodobý poslech velmi hlasité reprodukováné hudby doma (sluchátka), účast na diskotékách, případně koncertech populárních hudebních skupin. K odhadu rizika sluchových ztrát je možné využít normu ČSN ISO 1999 s tím, že hlukovou expozici je třeba přepočítat na dobu trvání 8 hodin. Tuto normu je možné použít i pro odhad rizika poškození sluchu při profesionální a neprofesionální expozici.

Zhoršení komunikace řečí v důsledku zvýšené hladiny hluku má řadu prokázaných nepříznivých důsledků v oblasti chování a vztahů, vede k podrážděnosti, nejistotě, poklesu pracovní kapacity a pocitům nespokojenosti. Může však vést i k překrývání a maskování důležitých signálů, jako je domovní zvonek, telefon, alarm. Nejvíce citlivou skupinou jsou starší lidé, osoby se sluchovou ztrátou a zejména malé děti v období osvojování řeči. Jde tedy o podstatnou část populace.

Pro dostatečně srozumitelné vnímání složitějších zpráv a informací (cizí řeč, výuka, telefonická konverzace) by rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči měl být nejméně 15 dB a to nejméně v 85 % doby. Při průměrné hlasitosti řeči 50 dB by tak nemělo hlukové pozadí v místnostech převyšovat 35 dB.

Zvláštní pozornost zde zasluhují domy, kde bydlí malé děti a třídy předškolních a školních zařízení, neboť neúplné porozumění řeči u nich ztěžuje a poškozuje proces osvojení řeči a schopnosti číst s dalšími nepříznivými důsledky pro jejich duševní a intelektuální vývoj. Zvláště citlivé jsou pak děti s poruchami sluchu, potížemi s učením a děti, pro které vyučovací jazyk není jejich mateřským jazykem.

Nepříznivé ovlivnění spánku se prokazatelně projevuje obtížemi při usínání, probouzením, alterací délky a hloubky spánku, zejména redukcí REM fáze spánku. Může docházet ke zvýšení krevního tlaku, zrychlení srdečního pulsu, arytmiím, vasokonstrikci, změnám dýchání. V rušení spánku hlukem se setkávají jak fyziologické, tak psychologické aspekty působení hluku. Efekt narušeného spánku se projevuje i následující den např. rozmrzelostí, zhoršenou náladou, snížením výkonu, bolestmi hlavy nebo zvýšenou únavností. Objektivně bylo prokázáno i zvýšení spotřeby sedativ a léků na spaní.

Senzitivní skupinou populace jsou starší lidé, pracující na směny, lidé s funkčními a mentálními poruchami, osoby s potížemi se spaním.

K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk. Objektivní příznaky narušení spánku při ustáleném hluku v interiéru se dle různých autorů začínají objevovat od ekvivalentní hladiny hluku 27 – 30 dB. Subjektivní kvalita spánku nebyla zhoršena při venkovním hluku pod ekvivalentní hladinu hluku pro noc 40 dB. Při přerušovaném hluku roste rušivost spánku s maximální hladinou hluku. I při nízké ekvivalentní hladině hluku již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku ovlivňuje spánek. Význam zřejmě má i rozdíl mezi hladinou akustického tlaku pozadí a vlastní hlukové události a také délka intervalu mezi dvěma hlukovými událostmi. Nepříznivé ovlivnění nálady následující den bylo prokázáno při hodnotách hluku během spánku vně budov již pod 60 dB a předpokládá se, že k ovlivnění dochází i z hlediska výkonnosti.

Podle doporučení WHO by noční ekvivalentní hladina hluku neměla v okolí domů přesáhnout 45 dB, přičemž se předpokládá pokles hladiny hluku o až 15 dB při přenosu venkovního hluku do místnosti zčásti otevřeným oknem. Maximální hodnoty jednotlivých hlukových událostí by pak neměly uvnitř místností přesáhnout $L_{Amax} = 45$ dB, resp. 60 dB venku a počet těchto událostí by během noci neměl přesáhnout 10-15 ze všech zdrojů hluku. Pro senzitivní osoby by pak tyto hodnoty hluku měly být ještě nižší. Na rušení spánku hlukem nedochází v hlučných lokalitách k adaptaci obyvatel ani po více letech.

Ovlivnění kardiovaskulárního systému a psychofyziologické účinky hluku byly dle WHO prokázány v řadě epidemiologických a klinických studií u populace (včetně dětí) žijící v hlučných oblastech kolem letišť, průmyslových závodů nebo hlučných komunikací.

Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vasokonstrikce. Po dlouhodobé expozici se u citlivých jedinců z exponované populace mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu).

V případě hypertenze je významná teorie, podle které se zde současně uplatňuje i nedostatek hořčíku, který je vlivem hluku uvolňován z buněk a vylučován z organismu a není u evropské populace dostatečně saturován příjmem z potravy. Deficit hladiny hořčíku v krvi může přispívat k vasokonstrikci a nedostatečnému prokrvení s následnou hypertenzí a srdeční ischemií.

Všeobecným závěrem WHO je, že kardiovaskulární účinky jsou spojeny s dlouhodobou expozicí ekvivalentní hladině hluku $L_{Aeq,24h}$ v rozmezí 65 – 70 dB a více, pokud jde o letecký nebo dopravní hluk. Avšak tato asociace je slabá a je poněkud silnější pro ischemickou chorobu srdeční (dále ICHS) než pro hypertenzi. Nicméně i toto malé riziko je potenciálně závažné vzhledem k velkému počtu takto exponovaných osob. Na základě některých epidemiologických studií odhadují holandští odborníci míru relativního rizika kolem 1,5 pro hypertenzi a ICHS u lidí exponovaných denní ekvivalentní hladině hluku mezi 70 – 80 dB.

Obsáhlý přehled a analýzu výsledků epidemiologických studií zabývajících se rizikem kardiovaskulárních onemocnění ve vztahu k hlukové expozici z dopravy publikoval v roce 2000 W. Babisch. Dospěl k závěru, že neexistují epidemiologické důkazy o vztahu mezi hlukovou expozicí a zvýšeným průměrným krevním tlakem u dospělých osob. Vyšší hodnoty tlaku krve ve vztahu k hluku však byly opakovaně zjištěny u dětí, zdravotní význam těchto nálezů zatím není jasný. Dle jiných podkladů je vztah mezi hlukem z dopravy a rizikem hypertenze prokázán.

Z hlediska statistické významnosti výsledků jsou nejkonzistentnější nálezy vztahu dopravního hluku a rizika ICHS při hlukové expozici od 65 – 70 dB v exteriéru s rozmezím relativního rizika 1,1-1,5.

Této úrovni relativního rizika odpovídají i výsledky statistického vyhodnocení výsledků Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí v ČR, jehož subsystém 3 je věnován hodnocení úrovně hlukové zátěže dopravnímu hluku ve městech a účinkům této hlukové expozice na zdravotní stav obyvatel. Vyplývá z nich, že lidé žijící minimálně 5 let v lokalitách s noční ekvivalentní hladinou hluku vyšší než 62 dB mají i po zohlednění možných interferujících faktorů 1,2 x vyšší šanci (odds ratio) onemocnět hypertenzí a 1,4 x vyšší šanci onemocnět infarktem myokardu. Statisticky významný vztah se projevil mezi výskytem hypertenze a hlučností v místě bydliště a to od L_{Aeq} 45 dB v noci.

Při interpretaci těchto závěrů je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hladinách venkovního hluku významně nižších, nežli jsou úrovně expozice hodnocené z hlediska statistické významnosti pro celou populaci.

Pozorování mnoha účinků hlukové expozice, jako jsou již zmíněné změny v hladině stresových hormonů, vliv na funkci imunitního systému a následně zvýšená frekvence infekcí, nebo snížená porodní váha novorozenců u matek exponovaných vysoké hladině hluku v době těhotenství, nejsou natolik průkazná a konzistentní, aby mohla sloužit k hodnocení zdravotních účinků hluku.

Podobně nejsou jednoznačné ani výsledky studií zaměřených na **vztah hlukové expozice a projevů poruch duševního zdraví**. Nepředpokládá se, že by hluk mohl být přímou příčinou duševních nemocí, ale patrně se může podílet na zhoršení jejich symptomů nebo urychlit rozvoj latentních duševních poruch.

Vztah mezi pocitem obtěžování hlukem, individuální citlivostí vůči působení hluku a nemocností na duševní choroby je komplexní a dosud nepříliš objasněný. Zvýšená citlivost vůči rušivým účinkům hluku může být indikátorem subklinické duševní poruchy. Za indikátor latentních duševních poruch nebo onemocnění u populace exponované hluku je považována potřeba sedativ a prášků na spaní.

Nepříznivé ovlivnění výkonnosti hlukem bylo zatím sledováno převážně v laboratorních podmínkách u dobrovolníků. Zvláště citlivá na působení zvýšené hlučnosti je tvůrčí duševní práce a plnění úkolů spojených s nároky na paměť, soustředěnou a trvalou pozornost a komplikované analýzy. Rušivý účinek hluku je významný zejména při činnostech náročných na pracovní paměť, kdy je třeba udržovat část informací v krátkodobé paměti, jako jsou matematické operace a čtení.

Ve školách v okolí letišť byla v řadě studií u dětí chronicky exponovaných leteckému hluku při ekvivalentní hladině hluku nad 70 dB měřené vně školy pozorována snížená schopnost motivace, nižší výkonnost při poznávacích úlohách a deficit v osvojení čtení a jazyka. Děti byly více roztržité a dělaly více chyb. Nepříznivý účinek byl větší u dětí s horšími školními výkony. Zdá se také, že pravděpodobnější je deficit v osvojení čtení u dětí chronicky exponovaných hluku doma i ve škole ve srovnání s dětmi pouze navštěvujícími školu v hlučném prostředí.

Obtěžování hlukem je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Uplatňuje se zde jak emoční složka vnímání, tak složka poznávací při rušení hlukem při různých činnostech. Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese, obavy, pocity beznaděje nebo vyčerpání. U každého člověka existuje určitý stupeň citlivosti, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20 % vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže. Při působení hluku zde však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. To vede k různým výsledkům studií, které prokazují u stejných hladin hluku různého původu rozdílný efekt u exponované populace a naopak rozdílné výsledky při stejných zdrojích i hladinách hluku na různých lokalitách v různých zemích. Obecně např. u obyvatel rodinných domů nastává srovnatelný stupeň obtěžování až při hladinách o cca 10 i více dB vyšších, oproti obyvatelům bytových domů. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u nějž je předem známo, že bude trvat jen po určitou vymezenou dobu. Příznivě působí i nabídnuté východisko, např. nabídka možnosti přestěhovat se v případě nutnosti po dobu provádění nejhlučnějších stavebních operací do hotelu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v hlučném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho však může být významně ovlivněna zdravotním stavem. Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkónů, stěhování, stížnosti a petice. Obecně se ovšem odhaduje, že na stížnostech a peticích se účastní pouze 5 až 10 % obyvatel skutečně hlukově exponovaných.

Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukují přátelské chování a ochotu k pomoci. Svoji úlohu zde hraje i zhoršená verbální komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci, než k pomoci fyzické.

Dle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB, nebo mírně obtěžováno při L_{Aeq} pod 50 dB. Tam, kde je to možné, zejména při novém rozvoji území, by proto měla být limitující hladina hluku nižší, přičemž během večera a noci by hladina hluku měla být o 5 až 10 dB nižší, nežli ve dne.

Vztah mezi hlučností z dopravy ve městech a ukazateli zdravotního stavu u obyvatel ČR je obsáhle sledován v rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí. Výsledky potvrzují úzkou závislost ukazatelů, jako je počet osob obtěžovaných venkovním hlukem, procento osob se špatným spánkem a obtížným usínáním nebo osob užívajících denně sedativa, zejména na noční ekvivalentní hladině hluku.

Opakovaně zde byla ověřena i statisticky významná závislost mezi noční L_{Aeq} a celkovou nemocností na civilizační choroby, přičemž bylo zjištěno, že zvýšená hluková expozice se na nemocnosti podílí asi z 10 %. Zpracované grafy v závěrečných zprávách projektu umožňují předpovědět zvýšení procenta takto postižených osob v dané lokalitě v závislosti na zvýšení hlučnosti.

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si obecně musíme být vědomi nejistot, kterými je tento proces zatížen. V podstatě jsou dvojí. Jedny jsou dány neschopností fyzikálních parametrů hluku, které máme k dispozici, jednoduše popsat fyziologickou závažnost, tedy nebezpečnost hlukové události a druhé vyplývají ze skutečnosti, že účinek hluku je variabilní nejen intraindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto nezřídka setkáváme se situacemi, kdy lidé postižení hlukem v konkrétních podmínkách nepotvrzují platnost stanovených limitů, neboť z

exponované populace se vydělují skupiny osob velmi citlivých a naopak velmi rezistentních, které stojí jakoby mimo kvantitativní závislosti. Za různých okolností představují tyto atypické reakce 5 až 20 % celého souboru.

Z hlediska zvýšené citlivosti některých populačních skupin vůči nepříznivým zdravotním účinkům hluku bylo např. prokázáno, že lidé starší, nemocní a lidé s potížemi se spaním jsou zvýšeně citliví vůči narušení spánku hlukem. U lidí s narušeným spánkem v důsledku hluku je vyšší riziko ICHS a negativního účinku na psychosociální pohodu. Se zvýšeným rizikem výrazného obtěžování hlukem je nutné počítat u lidí senzitivních, lidí majících obavy z určitého zdroje hluku a lidí, kteří cítí, že nad danou hlukovou situací nemají možnost kontroly.

5.2 Charakterizace nebezpečnosti

Prahové hodnoty prokázaných účinků hluku pro kvalitativní charakterizaci rizika

Světová zdravotnická organizace uvádí v materiálu „Environmental Noise Guidelines for the European Region“ hodnoty hlukových hladin spojených s prokázanými zdravotními účinky. Jedná se o následující hodnoty prahových hladin hluku v závislosti na různých zdrojích hluku:

Silniční doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 53$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 45$ dB
Železniční doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 54$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 44$ dB
Letecká doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 45$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 40$ dB
Větrné elektrárny	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 45$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	není určena

Pro orientační posouzení nebezpečí výskytu nepříznivých účinků hluku je možné použít prahové hodnoty hlukové expozice. Byly stanoveny na základě epidemiologických studií pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Prahová hodnota je úroveň expozice, od které se daný účinek začíná objevovat nebo začíná stoupat nad bazální hodnotu danou obvyklým výskytem účinku v populaci. Po překročení prahové hodnoty není vyloučena možnost výskytu daného nepříznivého účinku v případě dlouhodobé expozice hluku u příslušníků většinové populace s průměrnou citlivostí. Při interpretaci je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hodnotách hluku ve venkovním prostoru významně nižších, nežli jsou úrovně expozice statisticky vyhodnocené pro celou populaci. Prahové hodnoty prokázaných zdravotních účinků hluku a účinků na psychosociální zdraví a životní pohodu jsou shrnuty v tabulce převzaté z Good practice guide on noise exposure and potential health effect.

Tab. 7: Dostatečně prokázané účinky hluku na zdraví a pohodu a jejich prahové hodnoty

Účinek	Rozsah působení	Indikátor	Práh	Časová působnost
Obtěžování	Psychosociální kvalita života	L_{dvn}	42	Chronická
Subjektivně udávané rušení spánku	Kvalita života, tělesné zdraví	L_n	42	Chronická
Učení, paměť	Výkonnost	L_{Aeq}	50	Akutní, chronická
Stresové hormony	Indikátor stresu	L_{max} L_{Aeq}	-	Akutní, chronická
Spánek (EEG)	Probuzení, spánkové pohyby, kvalita spánku	L_{max} $indoors$	32	Akutní, chronická
Subjektivně udávané probuzení	Spánek	$SEL_{indoors}$	53	Akutní
Subjektivně udávaný	Životní pohoda,	L_{dvn}	50	Chronická

zdravotní stav	klinické zdraví			
Hypertenze	Tělesné zdraví	L_{dvn}	50	Chronická
Ischemická choroba srdeční	Klinické zdraví	L_{dvn}	50	Chronická

Vztahy expozice a účinku pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku

V roce 2020 byla změněna příloha III směrnice komise EU 2020/367, která stanovuje metody hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí.

Hodnocené jsou následující škodlivé účinky hluku:

- Ischemická choroba srdeční
- Silné obtěžování hlukem
- Silné rušení spánku

Škodlivé účinky se vypočítají jedním z těchto způsobů

- Relativní riziko (RR) škodlivého účinku definované jako poměr pravděpodobnosti výskytu škodlivého účinku v populaci vystavené konkrétní hladině hluku ve venkovním prostředí ku pravděpodobnosti výskytu škodlivého účinku v populaci nevystavené hluku ve venkovním prostředí
- Absolutní riziko (AR) škodlivého účinku definované jako výskyt škodlivého účinku v populaci vystavené konkrétní hladině hluku ve venkovním prostředí

Ischemická choroba srdeční

Pro výpočet relativního rizika (RR), pokud jde o škodlivý účinek ischemické choroby srdeční a míru incidence (i), se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem pro hluk ze silniční dopravy:

$$RR_{IHD,i,road} = \begin{cases} e^{[(\ln(1.08)/10) \cdot (L_{den} - 53)]} & \text{pokud } L_{den} \text{ je vyšší než } 53 \text{ dB} \\ 1 & \text{pokud } L_{den} \text{ je rovno nebo nižší než } 53 \text{ dB} \end{cases}$$

Pro $L_{dvn} > 53$ dB lze vzorec zjednodušit do podoby:

$$RR_{IHS,silnice} = 1,00773^{(L_{dvn} - 53)}$$

U ischemické choroby srdeční **v případě hluku ze železniční a letecké dopravy** se odhaduje, že obyvatelům, kteří byli vystaveni vyšším než průměrným hladinám L_{den} , hrozí zvýšené riziko této choroby, přičemž přesný počet N případů ischemické choroby srdeční nelze vypočítat

U ischemické choroby srdeční **v případě hluku ze silniční dopravy** se podíl případů konkrétního škodlivého účinku v populaci vystavené relativnímu riziku, u něhož se vychází z toho, že je způsobeno hlukem ve venkovním prostředí, vypočítá pro zdroj hluku x (silniční dopravu), škodlivý účinek y (ischemickou chorobu srdeční) a incidenci i pomocí vzorce:

$$PAF_{x,y} = \left(\frac{\sum_j [p_j \cdot (RR_{j,x,y} - 1)]}{\sum_j [p_j \cdot (RR_{j,x,y} - 1) + 1]} \right)$$

kde:

- $PAF_{x,y}$ je podíl přiřaditelný populaci,
- soubor hlukových pásem j je tvořen jednotlivými pásmy o rozsahu nejvýše 5 dB (např.: 50–51 dB, 51–52 dB, 52–53 dB atd. nebo 50–54 dB, 55–59 dB, 60–64 dB atd.),
- p_j je podíl celkové populace P v hodnocené oblasti, která je vystavena expozičnímu pásmu j , jež je spojováno s daným relativním rizikem konkrétního škodlivého účinku $RR_{j,x,y}$. $RR_{j,x,y}$ se vypočítá pomocí vzorců uvedených v bodě 2 přílohy III směrnice komise EU 2020/367 pro prostřední hodnotu každého hlukového pásma (např.: v závislosti na dostupnosti údajů pro hodnotu 50,5 dB v případě hlukového pásma vymezeného mezi 50–51 dB nebo 52 dB v případě hlukového pásma 50–54 dB).

U ischemické choroby srdeční v případě hluku ze silniční dopravy se celkový počet N případů ischemické choroby srdeční (osob postižených škodlivým účinkem y ; počet přiřaditelných případů) v

důsledku působení zdroje x rovná:

$$N_{x,y} = PAF_{x,y,i} * I_y * P$$

kde:

- $PAF_{x,y,i}$ se vypočítá pro incidenci i
- I_y je míra incidence ischemické choroby srdeční v hodnocené oblasti, kterou lze získat ze statistik o zdraví v regionu nebo zemi, kde se daná oblast nachází
- P je celkový počet obyvatel v hodnocené oblasti (součet obyvatel v různých hlukových pásmech).

V doporučení pro jednotlivé zdroje hluku nová směrnice WHO vychází ze zásady, že hluk by neměl zvyšovat riziko ischemických chorob srdečních o více než 5 % a riziko hypertenze o víc než 10 %,

Silné obtěžování hlukem

Pro výpočet absolutního rizika (AR), pokud jde o škodlivý účinek silného obtěžování hlukem, se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem:

$$AR_{HA,road} = (78.9270 - 3.1162 * L_{den} + 0.0342 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HA,rail} = (38.1596 - 2.05538 * L_{den} + 0.0285 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HA,air} = (-50.9693 + 1.0168 * L_{den} + 0.0072 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk z letecké dopravy.

Silné rušení spánku

Pro výpočet absolutního rizika (AR), pokud jde o škodlivý účinek silného rušení spánku, se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem:

$$AR_{HSD,road} = (19.4312 - 0.9336 * L_{night} + 0.0126 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HSD,rail} = (67.5406 - 3.1852 * L_{night} + 0.0391 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HSD,air} = (16.7885 - 0.9293 * L_{night} + 0.0198 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk z letecké dopravy.

U silného obtěžování a silného rušení spánku hlukem ze silniční, železniční a letecké dopravy se celkový počet N osob postižených škodlivým účinkem y (počet přiřaditelných případů) z důvodu působení zdroje x pro každou kombinaci zdroje hluku (silniční, železniční nebo letecké dopravy) a škodlivého účinku y (silného obtěžování hlukem, silného rušení spánku) rovná:

$$N_{x,y} = \sum_j [n_j * AR_{j,x,y}]$$

kde:

- $AR_{x,y}$ je absolutní riziko relevantního škodlivého účinku (silného obtěžování hlukem, silného rušení spánku), které se vypočítá pomocí vzorců uvedených v bodě 2 přílohy III směrnice komise EU 2020/367 pro střední hodnotu každého hlukového pásma (např.: v závislosti na dostupnosti údajů pro hodnotu 50,5 dB v případě hlukového pásma vymezeného mezi 50–51 dB nebo 52 dB v případě hlukového pásma 50–54 dB)
- n_j je počet osob, které jsou vystaveny expozičnímu pásmu j

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10 % exponovaných obyvatel a hluk v noci by neměl vysoce rušit ve spánku více než 3 % exponovaných obyvatel.

Nově odvozené vztahy pro silné obtěžování jsou použitelné pro rozmezí 45 až 75 dB Lden, avšak indukují obtěžující účinek i pod spodním okrajem tohoto rozmezí.

V případě hluku platí vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku pro rozmezí 40 až 65 dB Lnoc, vycházejí z prahové hladiny pro tento účinek ve výši 40 dB.

Hluk z průmyslové činnosti

V současné době jsou k dispozici pouze omezené znalosti **škodlivých účinků hluku z průmyslové činnosti**, takže není možné navrhnout společnou metodu jejich hodnocení. I když byla zjištěna souvislost mezi hlukem ve venkovním prostředí a následujícími škodlivými účinky, v současné době neexistuje dostatek důkazů pro stanovení společné metody hodnocení těchto účinků, kterými jsou: cévní mozková příhoda, vysoký krevní tlak, cukrovka a další nepříznivé metabolické účinky na zdraví, poruchy kognitivních funkcí u dětí, zhoršení duševního zdraví a pohody, sluchové postižení, tinnitus, nepříznivý vliv na porodnost a lidský plod.

Kvantitativní hodnocení rizik pomocí vztahů dávka – účinek vychází z výsledků epidemiologických studií, které sledují značně velké soubory osob. Vzhledem k velkým interindividuálním rozdílům v citlivosti na hluk je kvantitativní hodnocení rizik hluku v postupu HRA prováděno pouze v případě dostatečně velkého počtu osob vystavených škodlivým účinkům hluku.

V rámci metodiky hodnocení zdravotních rizik v současnosti neexistuje nástroj pro hodnocení kombinovaného (synergického) působení hluku ze zdrojů různé kategorie (např. různé typy dopravního hluku).

5.3 Hodnocení expozice

Hodnocení expozice vychází především z výsledků hlukové studie zpracované pro posuzovaný záměr Ing. Ondřejem Smržem v srpnu 2025 (Greif akustika s.r.o.).

Předmětem této studie je posouzení vlivu hluku z provozu posuzovaného záměru a porovnání výsledných hladin akustického tlaku s platnými hygienickými limity. Hodnocen je i hluk z výstavby. Vzhledem k tomu, že posuzování vlivů na veřejné zdraví se standardně zpracovává na základě vztahů odvozených pro dlouhodobou až celoživotní expozici, je toto posouzení zpracováno pro vliv hluku z provozu. Období výstavby řeší krátkodobou, dočasnou situaci.

Vzhledem k tomu, že v současné době nebyla stanovena společná metoda k hodnocení vlivů hluku ze stacionárních (průmyslových) zdrojů hluku (viz výše kapitola 5.2) je toto hodnocení zaměřeno na charakterizaci rizika hluku z automobilové dopravy.

V rámci hlukové studie byl proveden výpočet hlukových hladin u nejbližších chráněných staveb, u kterých se očekává, že dojde k ovlivnění hlukových poměrů. Pro posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou relevantní výpočty u trvale obytné zástavby, u které jsou v rámci hlukové studie umístěny následující výpočtové kontrolní body 1, 2, 3, 4 a 8:

- KB 1 bytový dům č.p. 2870
- KB 2 bytový dům č.p. 2887
- KB3 bytový dům č.p. 3083
- KB4 bytový dům č.p. 3091
- KB8 bytový dům č.p. 1561

Výpočtové kontrolní body 5 až 7 jsou umístěny ve venkovním chráněném prostoru budoucí základní školy umístěné v sousedství záměru. Chráněným venkovním prostorem staveb se rozumí prostor do vzdálenosti 2 m před částí jejich obvodového pláště, významný z hlediska pronikání hluku zvenčí do chráněného vnitřního prostoru bytových domů, rodinných domů, staveb pro předškolní a školní výchovu a vzdělávání, staveb pro zdravotní a sociální účely, jakož i funkčně obdobných staveb. Prostor významný z hlediska pronikání hluku je prostor před výplní otvoru obvodového pláště stavby zajišťující přímé přirozené větrání, za níž se nachází chráněný vnitřní prostor stavby, pokud tento chráněný prostor nelze přímo větrat jinak.

Kontrolní bod č. 9 je umístěn u budoucího domova pro seniory umístěného také v sousedství, který nemá chráněný venkovní prostor vzhledem k tomu, že bude větrán nuceně, nikoli otevíratelnými okny. Kontrolní bod č. 10 je umístěn na hřišti školy, nejedná se tedy o bod, který by reprezentoval trvale obytnou zástavbu.

Umístění výpočtových kontrolních bodů zvolených v hlukové studii je zobrazeno na následujícím obrázku.



V případě hluku je vzhledem k vlastnostem této noxy exponované obyvatelstvo významně omezeno na bytové jednotky přilehlých fasád bytových domů umístěných podél příjezdových komunikací. Vzdálenější zástavba či bytové jednotky s okny na opačnou stranu, než jsou příjezdové komunikace, jsou hlukově odstíněny.

Dle nahlížení do katastru nemovitostí zvolené výpočtové body reprezentují obytnou zástavbu s cca 88 bytovými jednotkami umístěnými ve stávajících bytových domech. Při uvažovaném průměrném počtu 2,5 obyvatele na jednu bytovou jednotku se jedná o celkově cca 220 obyvatel exponovaných hlukovým hladinám ovlivněným provozem posuzovaného záměru.

Pro posouzení vlivu hluku z provozu posuzovaného záměru je klíčové srovnání výsledných hlukových hladin v nulové variantě bez provozu záměru a v aktivní variantě s provozem záměru. Tato nulová a aktivní varianta byla v hlukové studii vypočítána pro výhledový rok 2031 bez/s záměrem.

V následující tabulce jsou uvedeny výsledné hodnoty hladin hluku převzaté z hlukové studie pro zmíněnou nulovou i aktivní variantu roku 2031. Tyto výpočty byly provedeny jak pro denní, tak pro noční dobu.

Tab. 8: Vypočítané hladiny hluku z automobilové dopravy u stávající zástavby ve výhledu roku 2031 bez záměru a se záměrem

		Denní doba, $L_{Aeq,16h}$ [dB]		Noční doba, $L_{Aeq,8h}$ [dB]	
		Výhled bez záměru (2031)	Výhled se záměrem (2031)	Výhled bez záměru (2031)	Výhled se záměrem (2031)
KB1	1.NP	53,5	53,5	42,7	42,8
	2.NP	53,2	53,3	42,5	42,6
	3.NP	52,9	53,0	42,5	42,9
	4.NP	52,5	52,6	42,4	42,8
	5.NP	52,2	52,3	42,0	42,4
	6.NP	51,9	52,0	41,6	42,0
	7.NP	51,7	51,8	41,4	41,8
KB2	1.NP	52,3	52,6	41,2	41,6
	2.NP	52,1	52,5	41,0	41,5
	3.NP	51,7	52,1	41,6	42,3
	4.NP	51,3	51,7	41,9	42,6
	5.NP	51,0	51,4	41,8	42,6
	6.NP	50,8	51,2	41,5	42,6
	7.NP	50,6	51,1	41,4	42,4
KB3	1.NP	51,3	52,0	41,3	42,4
	2.NP	51,6	52,4	41,3	42,4
	3.NP	51,4	52,4	41,7	46,0
	4.NP	51,2	52,3	42,1	46,1
	5.NP	51,0	52,1	42,1	45,9
	6.NP	50,9	52,1	41,9	45,5
	7.NP	50,8	52,0	41,7	45,2
KB4	1.NP	51,2	55,8	41,6	44,8
	2.NP	51,5	55,9	41,6	44,6
	3.NP	51,5	55,7	42,7	42,8
	4.NP	51,3	55,3	42,5	42,6
	5.NP	51,2	54,9	42,5	42,9
	6.NP	51,0	54,6	42,4	42,8
	7.NP	50,9	54,3	42,0	42,4
KB6	1.NP	53,8	53,9	45,0	45,1
	2.NP	55,3	55,4	46,5	46,6
	3.NP	56,3	56,4	47,5	47,6
	4.NP	57,3	57,4	48,6	48,6
	5.NP	58,1	58,2	49,4	49,5
	6.NP	59,0	59,1	50,3	50,4
	7.NP	59,9	60,0	51,2	51,3
	8.NP	60,4	60,5	51,7	51,8
MIN		50,6	51,1	41	41,5
MAX		60,4	60,5	51,7	51,8

Autor hlukové studie hodnotí výsledné hlukové hladiny následovně:

„Na základě vypočtených hodnot lze konstatovat, že realizace záměru nezpůsobí u stávající chráněné zástavby překročení hygienických limitů pro hluk z automobilové dopravy.“

Pro posouzení vlivu posuzovaného záměru na hlukovou situaci je nejvhodnější srovnání hlukových hladin v jednotlivých bodech zvolených u okolní nejexponovanější zástavby mezi nulovou a aktivní variantou. Ze srovnání hlukových hladin v aktivní a nulové variantě vyplývá, že změny denních hlukových hladin se pohybují od nuly přes řádově desítky decibelu až po nejvýše 4,6 dB v kontrolním bodě č. 4 umístěném u bytového domu č.p.3091.

V případě nočních hlukových hladin se vypočítané změny pohybují opět od nuly až po nárůst po nejvýše 4,3 dB v kontrolním bodě č. 4.

Nejvyšší nárůsty denních i nočních hodin se očekávají v důsledku realizace záměru u bytového domu č.p. 3091 reprezentovaného výpočtovým bodem č. 4.

U bytového domu č.p. 3083 reprezentovaného výpočtovým bodem č. 3 se očekávají nárůsty denních i nočních hladin v aktivní variantě oproti variantě nulové o 1 dB. U ostatní obytné zástavby reprezentované výpočtovými body 1, 2 a 8 se jedná o nárůsty o řádově desetiny decibelu.

V této souvislosti lze upozornit, že lidským sluchem odlišitelná změna hlukové hladiny je zachytitelná od nárůstu/poklesu od minimálně 2,5 dB. Očekávané změny hlukových hladin v důsledku realizace záměru se pohybují kromě bytového domu č.p. 3091 na sluchově nerozlišitelných úrovních.

Předmětem této studie je zhodnocení výsledných hlukových hladin z hlediska vlivu na veřejné zdraví včetně hodnocení míry obtěžování celodenním hlukem a rušení nočním hlukem.

Výstupem standardních hlukových měření nebo hlukových studií jsou údaje o expozici vyjádřené v ekvivalentní hladině akustického tlaku A pro denní nebo noční dobu. Vztahy doporučené v zemích EU pro hodnocení obtěžování a rušení spánku obyvatel hlukem z dopravy jsou odvozené pro expozici vyjádřenou v jiných hlukových deskriptorech, konkrétně L_{dn} (day-night level) nebo L_{dvn} (day-evening-night level). Vzhledem k tomu, že v rámci hlukové studie byly spočítány hodnoty hlukových hladin pro denní i noční dobu, je možné vypočítat hladinu L_{dn} a z ní pak přibližně odvodit (+0,2 dB) hladinu L_{dvn} . Výsledné hodnoty celodenní hladiny hluku v jednotlivých bodech umístěných v místech trvale obytné zástavby jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 9: Hodnoty celodenní hladiny hluku L_{dvn} (dB) ve výpočtových bodech v okolí záměru

		Nulová varianta 2031	Aktivní varianta 2031
KB1	1.NP	53,45	53,48
	2.NP	53,18	53,28
	3.NP	52,97	53,17
	4.NP	52,67	52,87
	5.NP	52,33	52,53
	6.NP	52,00	52,20
	7.NP	51,80	52,00
KB2	1.NP	52,16	52,49
	2.NP	51,96	52,39
	3.NP	51,87	52,37
	4.NP	51,71	52,22
	5.NP	51,48	52,04
	6.NP	51,25	51,92
	7.NP	51,08	51,78
KB3	1.NP	51,50	52,34
	2.NP	51,70	52,60
	3.NP	51,70	54,15
	4.NP	51,72	54,16
	5.NP	51,60	53,96
	6.NP	51,46	53,75
	7.NP	51,32	53,55
KB4	1.NP	51,54	55,69
	2.NP	51,73	55,71
	3.NP	52,14	55,13
	4.NP	51,94	54,77
	5.NP	51,88	54,53
	6.NP	51,72	54,28
	7.NP	51,50	53,95
KB6	1.NP	54,44	54,54
	2.NP	55,94	56,04
	3.NP	56,94	57,04
	4.NP	57,98	58,04
	5.NP	58,78	58,88

		Nulová varianta 2031	Aktivní varianta 2031
	6.NP	59,68	59,78
	7.NP	60,58	60,68
	8.NP	61,08	61,18
MIN		51,08	51,78
MAX		61,08	61,18

5.4 Charakterizace rizika

V rámci tohoto posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou výsledné hlukové hladiny posouzeny z hlediska jejich vlivů na zdraví, včetně míry vlivu na pocity obtěžování celodenním hlukem a rušení nočním hlukem.

Pro hlukové hladiny vyjádřené uvedeným deskriptorem L_{dvn} byly odvozeny vztahy pro výpočet výše rizika, které jsou uvedeny v Směrnici komise EU 2020/367, Příloze III pro následující účinky hluku z automobilové dopravy (viz také výše kapitola 5.2):

- Vysoké obtěžování a rušení spánku
- Ischemická choroba srdeční

Z výsledků hlukové studie vyplývá, že výsledné hlukové hladiny se u dotčené obytné zástavby pohybují v nulové i aktivní variantě v rozmezí

	Nulová 2031	Aktivní 2031
Denní hlukové hladiny:	50,6 až 60,4 dB	51,1 až 60,5 dB
Noční hlukové hladiny	41,0 až 51,7 dB	41,5 až 51,8 dB
Celodenní hlukové hladiny	51,08 až 61,08 dB	51,78 až 61,18 dB

Ze srovnání uvedeného rozmezí výsledných hlukových hladin s prahovými hodnotami pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané, vyplývá, že se u nejexponovanější obytné zástavby reprezentované zvolenými výpočtovými body jedná o poměrně vysoké hlukové úrovně, které převyšují prahové hodnoty pro pocity obtěžování celodenním hlukem, pro negativní ovlivnění učení a paměti v denní době i subjektivně udávaný negativní vliv na zdravotní stav, ale také i negativní zdravotní účinky na kardiovaskulární systém.

Noční hlukové hladiny se pohybují u dotčené obytné zástavby v širokém rozmezí od nočních hladin bez negativních účinků pod 42 dB až k hladinám spojeným s rušením spánku.

Prahová hodnota je úroveň expozice, od které se daný účinek začíná objevovat nebo začíná stoupat nad bazální hodnotu danou obvyklým výskytem účinku v populaci. Po překročení prahové hodnoty není vyloučena možnost výskytu daného nepříznivého účinku.

Posouzení míry obtěžování a rušení hlukem

Vztah pro výpočet absolutního rizika dle Přílohy III je použitelný od celodenních hlukových hladin 45 dB, použitelný je tedy u veškeré dotčené obytné zástavby reprezentované výpočtovými body zvoleným v hlukové studii v obou variantách.

V následující tabulce jsou uvedeny vypočítané počty silně obtěžovaných a silně rušených hlukem z automobilové v nulové i aktivní variantě roku 2031. Na vypočítané počty obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem uvedené v následující tabulce je třeba vzhledem k omezenému počtu exponovaných celkem pohlížet pouze jako na orientační a nelze jim přiřítat vážnější význam. Je nutné si uvědomit, že do výpočtu jsou zahrnuti pouze obyvatelé hlukově nejexponovanější obytné zástavby, hodnocení výsledného podílu silně obtěžovaných a silně rušených obyvatel by bylo zavádějící.

Tab. č. 10: Podíly osob silně obtěžovaných a silně rušených nočním hlukem u stávající obytné zástavby

varianta	exponovaných	HA	HSD
nulová varianta roku 2031	220	24	7
aktivní varianta roku 2031	220	25	7

Pro zhodnocení vlivu posuzovaného záměru na veřejné zdraví je klíčové srovnání nulové a aktivní varianty, ze kterého vyplývá, že počet osob vnímajících celodenní hluk jako silně obtěžující se realizací záměru ve výhledu roku 2031 dle teoretického výpočtu navýší o jednu osobu.

V této souvislosti je třeba si dále uvědomit, že v případě obtěžování se jedná o subjektivní vnímání. Při působení hluku se zde tedy kromě fyzikálních vlastností hluku uplatňuje řada neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má zdroj nějaký ekonomický význam. Účinek hluku je dále variabilní nejen individuálně mezi různými jedinci, ale i situačně, sociálně, emocionálně atp. Skutečný počet osob tak může být odlišný.

Dle teoretického výpočtu podíl osob vnímajících noční hluk jako silně rušící se realizací záměru ve výhledu roku 2031 dle teoretického výpočtu nenavýší a zůstane na stejné úrovni jako v nulové variantě.

Posouzení účinků na ischemické choroby srdeční (ICHS)

Dalším hodnoceným účinkem hluku je jeho vliv na ischemické choroby srdeční.

Kvantifikace rizika ischemických chorob srdečních je v Příloze III vyčíslena pomocí hodnoty relativního rizika daného poměrem incidence ICHS u exponovaných ku incidenci ICHS u neexponovaných. Riziko při hodnotě relativního rizika $RR = 1$ je tedy nulové. Pro výpočet lze použít vzorec z uvedené přílohy III uvedený též výše v kapitole 5.2, který je použitelný od celodenních hladin hluku 53 dB a výše. V Příloze je uvedeno, že u hladin 53 dB a nižších je hodnota relativního rizika 1, tj riziko je nulové.

Na základě těchto hodnot je vypočítán pro jednotlivé varianty počet případů ischemických chorob srdečních – výpočet je uveden v následujících tabulkách

Tab. č. 11: Výpočet podílu případů ICHS v exponované populaci – nulová varianta 2031

Nulová varianta roku 2031							
Ldvn		Počet ob. P	p	RR	RR-1	$p^*(RR-1)$	PAF
pod 53		125	0,56818	1	0	0	
53-55	54	25	0,11364	1,0077	0,0077	0,0009	
55-57	56	20	0,09091	1,0234	0,0234	0,0021	
57-60	58,5	30	0,13636	1,0433	0,0433	0,0059	
60-65	62,5	20	0,09091	1,0759	0,0759	0,0069	
65-70	67,5	0	0,00000	1,1181	0,1181	0,0000	
		220				0,0158	0,01556
Počet odhadovaných případů $N = PAF * I * P = 0,0317$							

Tab. č. 12: Výpočet podílu případů ICHS v exponované populaci – aktivní varianta 2031

Aktivní varianta roku 2031							
Ldvn		Počet ob. P	p	RR	RR-1	$p^*(RR-1)$	PAF
pod 53	52	85	0,38636	1	0	0	
53-55	54	40	0,18182	1,0077	0,0077	0,0014	
55-57	56	35	0,15909	1,0234	0,0234	0,0037	
57-60	58,5	40	0,18182	1,0433	0,0433	0,0079	
60-65	62,5	20	0,09091	1,0759	0,0759	0,0069	
65-70	67,5	0	0,00000	1,1181	0,1181	0,0000	
		220				0,0199	0,01950
Počet odhadovaných případů $N = PAF * I * P = 0,0398$							

V hlukové studii byly zvoleny výpočtové referenční body tak, aby reprezentovaly hlukově nejexponovanější obytnou zástavbu. U vzdálenější hlukově odstíněné zástavby i u fasád orientovaných od zdroje nebyly výpočty provedeny.

Do výpočtu je tak zahrnuto pouze 220 obyvatel nejbližší a nejexponovanější obytné zástavby v nulové i aktivní variantě. Hodnocení celkového podílu případů ze vstupního počtu exponovaných (220) by bylo zavádějící a nelze ho posuzovat.

Pro zhodnocení vlivu záměru je podstatné srovnání nulové a aktivní varianty. Z výpočtů uvedených výše v tabulkách vyplývá, že v důsledku realizace záměru nedojde k takovému zhoršení hlukové situace, které by bylo spojeno s významným nárůstem počtu nových případů ischemických chorob srdečních u exponované populace. Teoretické navýšení je nižší než jeden případ za rok, konkrétně

0,008 případu mezi nulovou a aktivní variantou roku 2031.

Lze konstatovat, že realizace záměru není spojena s takovým navýšením hlukových hladin z automobilové dopravy, které by bylo spojeno s významným navýšením rizika ischemických chorob srdečních u exponované populace v okolí záměru.

6 Analýza nejistot

Hodnocení zdravotního rizika je vždy spojeno s určitými nejistotami danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování exponované populace apod. Proto je jednou z neopomenutelných součástí hodnocení rizika i popis a analýza nejistot, které jsou s hodnocením spojeny.

V případě tohoto hodnocení se jedná o:

1. Spolehlivost vypočtených imisních koncentrací a hlukových hladin použitým rozptylovým i hlukovým modelem.
2. Pouze orientační hodnocení expozice při neznalosti bližších údajů o exponované populaci (přesné počty lidí, složení, citlivé skupiny populace, doba trávená v místě bydliště apod.)
3. Nejistota vyplývající ze stupně lidského poznání v případě stanovených doporučených referenčních hodnot WHO, US EPA či OEHHA a závěrů epidemiologických studií
4. Celkově byl při odhadu expozice a rizika pro vyloučení pochybností použit konzervativní způsob, který skutečnou expozici a riziko nadhodnocuje (použití výsledných nejvyšších imisních příspěvků, vztažení nejvyššího imisního příspěvku na příslušnou exponovanou populaci atp.)

7 Závěr

V rámci řešené akce byl posouzen vliv provozu řešeného záměru na imisní a hlukovou situaci v řešené lokalitě z hlediska vlivu záměru na veřejné zdraví. Z hlediska emisí do ovzduší byly hodnoceny chemické škodliviny z hlediska jejich toxických či karcinogenních účinků.

Pro posouzení míry vlivu nových zdrojů znečišťování ovzduší byla hlavním podkladem rozptylová studie zpracovaná pro řešený záměr v říjnu 2025. Posuzovány byly z hlediska vlivu na veřejné zdraví imisní koncentrace škodlivin modelovaných v rámci rozptylové studie, tj. oxidu dusičitého, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, benzenu a benzo(a)pyrenu emitovaných z provozu řešeného záměru. Posouzení vlivů na veřejné zdraví je standardně zaměřeno na zhodnocení imisních příspěvků ve fázi provozu vzhledem k tomu, že je pracováno s doporučenými koncentracemi odvozenými pro dlouhodobou, celoživotní expozici. Z tohoto důvodu není standardně hodnocena časově omezená etapa výstavby.

Na pozadové imisní hodnoty řešených škodlivin v řešené lokalitě je usuzováno především z výsledků modelového mapování klouzavých pětiletých průměrů ve čtvercích o velikosti 1krát 1 km zpracovaného Českým hydrometeorologickým ústavem (poslední zpracované pětiletí 2019 - 2023).

V případě **oxidů dusíku** se nepředpokládá karcinogenní účinek, v úvahu připadá pouze riziko toxických akutních i chronických účinků. Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým imisím NO₂ spolu s hodnotami imisního pozadí slouží pro posouzení rizik krátkodobých akutních účinků na zdraví, naopak hodnoty naměřených a odvozených průměrných ročních imisí spolu s imisním příspěvkem k těmto hodnotám mají vztah k riziku chronických účinků na zdraví.

V řešené lokalitě lze očekávat spolehlivé plnění maximálního hodinového limitu pro oxid dusičitý, který je stanoven na 200 µg/m³. Lze konstatovat, že imisní příspěvek posuzovaného záměru k hodinovým maximům u nejbližší obytné zástavby na úrovni nejvýše 3 µg/m³ vypočítaný v rámci rozptylové studie nezpůsobí v řešené lokalitě překročení nejnižší koncentrace 400 µg/m³ spojené s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest, ale ani překročení jednohodinové limitní koncentrace 200 µg/m³ doporučené experty WHO vycházející z hodnoty LOAEL a použité míry nejistoty 50 %. V imisním pozadí lze odhadnout hodnoty hodinových maxim pod 100 µg/m³. Hodnoty maximálních imisních příspěvků nelze navíc jednoduše sčítat s maximálními koncentracemi v imisním pozadí.

Světová zdravotnická organizace stanovila v roce 2021 ve svém materiálu WHO global air quality guidelines hodnoty cílových směrných koncentrací na ochranu celosvětového veřejného zdraví. Jedná se o relativně velice nízké hodnoty a v uvedeném materiálu jsou stanoveny dále tedy hodnoty doporučených imisních koncentrací pro přechodná období. Hodnota cílové koncentrace pro průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého je stanovena na úrovni 10 µg/m³. s tím, že pro přechodná blíže

časově nespecifikovaná období jsou stanoveny hodnoty postupně $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V řešené lokalitě je stávající průměrná roční koncentrace pod úrovní všech tří koncentrací stanovených pro přechodné období a nad úrovní cílové koncentrace. Kumulativní imisní příspěvky provozu záměru na řádové úrovni nejvýše desetiny ($0,158 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nezpůsobí spolu s imisním pozadím ($15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) překročení uvedených dvou hodnot doporučených směrnice WHO stanovených pro přechodné období. Z hlediska platné legislativy jsou pozadové koncentrace hluboko pod hodnotou platného imisního limitu stanoveného na ochranu zdraví lidí. Uvedené limity tak je třeba chápat jako nikoli bezpečnou úroveň, ale jako úroveň spojenou se společensky přijatelným rizikem.

Je však třeba si uvědomit, že WHO zdůrazňuje, že nebylo možné nalézt bezpečnou prahovou hodnotu průměrných ročních koncentrací NO_2 , u které by nebylo možné očekávat negativní zdravotní účinky. Na druhou stranu podle současných názorů WHO nejsou v minulosti odvozené vztahy expozice a účinku pro NO_2 spolehlivé a riziko znečištěného ovzduší by mělo být kvantitativně hodnoceno komplexně na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší.

Prachové částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ patří obecně k nejproblematictějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů, ale především k výši doporučených koncentrací na ochranu zdraví stanovených ve směrnici WHO.

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} je ovlivnění úmrtnosti a nemocnosti (respirační a kardiovaskulární onemocnění) prokázané v epidemiologických studiích. Na základě teoretických výpočtů využívajících doporučené vztahy pro výši expozice částicím polévatého ve vztahu k počtu předčasných úmrtí a k počtu let ztráty života lze konstatovat, že provoz záměru není spojen s hodnotitelnou změnou oproti stávající situaci.

K částečné kvantifikaci rizika chronických účinků imisí PM_{10} byly použity vztahy odvozené pro nemocnost včetně hospitalizací a výskytu respiračních symptomů publikované v materiálu „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, 2013“. Dle výsledků těchto výpočtů nedojde k takovému navýšení ročních imisí, které by způsobilo u exponované populace takové zhoršení průběhu nemocí, které by si vyžádalo hospitalizace v rámci celého roku či incidence nových případů bronchitidy. Navýšení průměrných ročních imisí PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ není spojeno ani s významným nárůstem nemocnosti vyjádřeným v počtu dní s omezenou aktivitou v důsledku nemocí u celé populace, ani s významným nárůstem chronické respirační nemocnosti u dětí.

Imisní příspěvky provozu záměru ke koncentracím částic frakce PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ nezpůsobí významné zvýšení zdravotního rizika pro obyvatele v okolí.

Podstatou zdravotního rizika **benzenu** při expozici imisím z dopravy je dále především pozdní karcinogenní účinek projevující se v případě této škodliviny na onemocnění kostní dřeně. K vyjádření míry karcinogenního rizika byl použit výpočet pravděpodobnosti zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici. Realizací řešeného záměru se stávající riziko 6 případů z jednoho milionu celoživotně exponovaných obyvatel prakticky nezmění a zůstane na řádově přijatelné úrovni jednotek případů na milion celoživotně exponovaných (10^{-6}).

Z hlediska karcinogenního rizika bylo třeba dále posoudit imise další škodliviny, kterou je **benzo(a)pyren**. Stávající riziko odpovídá dle výpočtu 4 až 5 případům na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel, což překračuje obecně používanou hraniční úroveň rizika. S tímto nálezem se lze setkat po celé ČR vzhledem k tomu, že průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu zjištěné např. za poslední rok 2023 na imisních stanicích v ČR se pohybují v rozmezí $0,2$ až $5,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ (v řešené lokalitě na relativně velmi příznivé úrovni $0,5 \text{ ng}/\text{m}^3$). Imisní příspěvek řešeného záměru se však pohybuje na řádové úrovni nejvýše jednotek pikogramů a stávající riziko prakticky nezmění.

Zde je však třeba si dále uvědomit, že z výsledků imisních měření benzo(a)pyrenu na imisních stanicích v ČR vyplývá, že měsíční průměrné koncentrace benzo(a)pyrenu vykazují výrazný sezónní charakter s nejvyššími koncentracemi v topné sezóně, zejména v měsících prosinci a lednu, a naopak s minimálními až nulovými koncentracemi v letních měsících. To odpovídá faktu, že zdrojem emisí BaP jsou zejména lokální topeniště a reálný příspěvek automobilové dopravy obecně k průměrným ročním koncentracím benzo(a)pyrenu je spíše okrajový a může být nižší, než odpovídá současně používaným emisním faktorům z automobilové dopravy z databáze MEFA13.

Při posouzení hlukové situace z hlediska vlivů na zdraví obyvatel byla hlavním podkladem hluková studie zpracovaná pro řešený záměr Ing Ondřejem Smržem pro řešený záměr v srpnu 2025. Cílem

této studie je posouzení výhledové hlukové situace v dané lokalitě a porovnání výsledných ekvivalentních hladin akustického tlaku A s příslušnými hygienickými limity dle Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, a dále porovnání zpracované aktivní varianty se záměrem s nulovou variantou bez záměru. Tato nulová a aktivní varianta byla v hlukové studii vypočítána pro výhledový rok 2031. V rámci tohoto posouzení vlivu na veřejné zdraví jsou zhodnoceny výsledné hlukové hladiny z hlediska zdravotních účinků včetně míry pocitů obtěžování hlukem.

Toto posouzení vlivů na veřejné zdraví využívá standardně výsledné hlukové hladiny z hlukové studie vypočítané u trvale obytné zástavby vzhledem k tomu, že vychází ze vztahů odvozených pro dlouhodobou expozici. Do výpočtu tak nejsou zahrnuty výsledné hlukové hladiny z období výstavby, která je časově významně omezená. Dominantním zdrojem hluku je generovaná automobilová doprava.

Pro posouzení vlivu hluku z provozu posuzovaného záměru je klíčové srovnání výsledných hlukových hladin v nulové variantě bez provozu záměru a v aktivní variantě s provozem záměru.

Ze srovnání výsledných hlukových hladin s prahovými hodnotami pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané, vyplývá, že se u nejexponovanější obytné zástavby reprezentované zvolenými výpočtovými body jedná o poměrně vysoké denní úrovně, které převyšují prahové hodnoty pro pocity obtěžování celodenním hlukem, pro subjektivně udávaný výskyt pocitů rušení spánku (noční hlukové hladiny), pro negativní ovlivnění učení a paměti v denní době i subjektivně udávaný zdravotní stav, ale také i negativní zdravotní účinky na kardiovaskulární systém. Prahová hodnota je úroveň expozice, od které se daný účinek začíná objevovat nebo začíná stoupat nad bazální hodnotu danou obvyklým výskytem účinku v populaci. Po překročení prahové hodnoty není vyloučena možnost výskytu daného nepříznivého účinku.

Noční hlukové hladiny se pohybují u dotčené obytné zástavby v širokém rozmezí od nočních hladin bez negativních účinků pod 42 dB až k hladinám spojeným s rušením spánku.

Pro vyčíslení míry rizika, tzv. kvantitativní charakterizaci rizika, byly odvozeny vztahy pro hluk z dopravy, které jsou uvedeny ve Směrnici komise EU 2020/367, Příloze III pro vysoké obtěžování a rušení spánku a pro vznik ischemické choroby srdeční (dále ICHS) působením hluku z automobilové dopravy.

V rámci tohoto posouzení byly pro orientaci spočítány počty osob vnímajících celodenní hluk z automobilové dopravy v nulové i aktivní variantě jako silně obtěžující a počty osob vnímajících noční hluk jako silně rušící. Z uvedeného výpočtu vyplývá, že podíl osob vnímajících celodenní hluk jako silně obtěžující se dle teoretického výpočtu navýší v důsledku realizace záměru o jednu osobu.

Na výsledný počet obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem je třeba vzhledem k omezenému počtu exponovaných celkem pohlížet pouze jako na orientační a nelze mu přičítat vážnější význam. Je nutné si uvědomit, že do výpočtu jsou zahrnuti pouze obyvatelé hlukově nejexponovanější obytné zástavby, hodnocení výsledného podílu silně obtěžovaných a silně rušených obyvatel by bylo zavádějící.

Výsledný počet obyvatel vnímajících noční hluk jako silně rušící se realizací záměru ve výhledu roku 2031 nenavýší a zůstane na stejných úrovních jako ve variantě nulové bez realizace záměru.

V této souvislosti je třeba si dále uvědomit, že v případě obtěžování se jedná o subjektivní vnímání. Při působení hluku se zde tedy kromě fyzikálních vlastností hluku uplatňuje řada neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má zdroj nějaký ekonomický význam. Účinek hluku je dále variabilní nejen individuálně mezi různými jedinci, ale i situačně, sociálně, emocionálně

Nejvýznamnějším zdravotním účinkem hluku jsou negativní kardiovaskulární účinky, sledován je vliv na výskyt ischemických chorob srdečních.

Pro výpočet rizika vzniku ischemických chorob srdečních byl využit vztah uvedený v citované Příloze III, která stanovuje metody hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, a vyjádřený pomocí hodnoty relativního rizika (RR). Tento vztah je použitelný od celodenních hladin hluku 53 dB a výše, příslušné riziko je u hlukových hladin pod 53 dB nulové. Pomocí hodnoty relativního rizika byla vyčíslena dále tzv. populační atributivní frakce PAF, tj. proporce případů ICHS, kterou lze přisoudit expozici hlukem z automobilové dopravy ze všech případů ICHS v populaci.

Pro zhodnocení vlivu záměru je podstatné srovnání příslušné nulové a aktivní varianty. Z výpočtů míry rizika vyplývá, že v důsledku realizace záměru nedojde k takovému zhoršení hlukové situace, které by bylo spojeno s významným nárůstem počtu nových případů ischemických chorob srdečních u exponované populace.

Z hlediska vlivu na veřejné zdraví lze řešený záměr „ZÁPADNÍ MĚSTO – REZIDENCE JIH“ označit za přijatelný. Je možné konstatovat, že i při velmi konzervativním odhadu lze i přes uvedené nejistoty předpokládat, že v místech obytné zástavby nedojde k významnému zvýšení rizika vážných akutních ani chronických zdravotních účinků vyplývajících ze změněné imisní i hlukové situace. Nelze předpokládat, že by realizace navrhovaného bytového komplexu představovala významné zdravotní riziko pro obyvatelstvo v jeho okolí.

8 Seznam zkratk

ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí (Environmental Protection Agency)
HIA	proces posuzování vlivů na veřejné zdraví - Health Impact Assessment
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer)
ILCR	míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR)
IRIS	Integrated Risk Information System, Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek mnoha chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA
LOAEL	nejnižší úroveň expozice, při které je již pozorován nepříznivý účinek
MZ	Ministerstvo zdravotnictví
NOAEL	nejvyšší úroveň expozice, při které není pozorován žádný účinek
OR	statistický ukazatel Odds Ratio, míra relativního rizika, poměr podílů pravděpodobnosti
OEHHA	Úřad pro hodnocení zdravotních rizik, Kalifornská EPA
PAF	populační atributivní frakce
RfC	Referenční koncentrace, udává koncentraci, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobé expozici ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky.
RfDo	Referenční dávka pro orální příjem, udává průměrnou denní dávku dané látky, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky. Je udávána v mg/kg/den.
REL	referenční expoziční hladina (Reference Exposure Levels)
RIVM	holandský Institut pro veřejné zdraví a životní prostředí
ÚZIS	Ústav zdravotnických informací a statistiky
UCR, UR	Unit of Cancerogenity Risk, Jednotka karcinogenního rizika
WHO	World Health Organization, Světová zdravotnická organizace

9 Podklady a literatura

- ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease registry) – MRLs for hazard substance (online)
- ČHMÚ: Znečištění ovzduší na území České republiky, ČHMÚ Praha
- IARC, International Agency for Research on Cancer: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Human (online)
- Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
- J. Volf: Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě, Ostrava 2
- K. Bláha, M. Cikrt: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
- Leksell I., Rabl A.: Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Live Lost, Risk Analysis,
- Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
- Miedema, HME, Vos H: Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day-evening-night (DENL) and their confidence intervals, J. Acoust. Soc. Am. 116, July 2004
- NZIS – Regionální zpravodajství Národního zdravotnického informačního systému – on-line, Praha
- ÚZIS ČR, www.reporting.uzis.cz
- OEHHA – hodnoty referenčních expozičních hladin, on-line: <https://oehha.ca.gov/air/general-info/oehha-acute-8-hour-and-chronic-reference-exposure-level-rel-summary>
- SZÚ: Autorizační návod AN 15/04 Verze 3 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku. květen 2014
- SZÚ: Autorizační návod AN 14/03 verze 3 – Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik
- SZÚ: Autorizační návod AN 17/15 - Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší

- SZÚ: Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší, Česká Republika – rok 2012, SZÚ Praha, 2013
The Genlyd Noise Annoyance Model, DELTA (Danish Electronics, Light and Acoustics), 2007
U.S. EPA: Databáze IRIS, 2003 (online)
ÚZIS – zdravotnické ročenky (online)
WHO: Air quality guidelines for Europe, second edition, 2000 (online)
WHO: Air quality guidelines – Global Update 2005 (online)
WHO: WHO global air quality guidelines 2021 (on-line)
WHO: Guidelines for Community Noise, 1999 (online)
WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009 (online)
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, 2013
WHO: Environmental Noise Guidelines for the European Region 2018 (online)