

*Dokumentace podle zákona č.100/2001 Sb., o posuzování
vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů*

I/23 Třebíč, obchvat

*Hodnocení vlivů na veřejné zdraví
- zdravotní rizika hluku a znečištění ovzduší*

Zadavatel:

JP EPROJ s.r.o.

Ing. Jarmila Paciorková

U Statku 301/1

736 01 Havířov

Zpracoval:

MUDr. Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy

Tel.: 602 482 404 E-mail : bohumil.havel@centrum.cz

**Držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik v autorizačních setech
expozice chemickým látkám v prostředí a expozice hluku vydaných Státním zdravotním
ústavem Praha pod č.008/04.**

**Držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví
vydaného MZ ČR pod pořadovým číslem 2/2019.**

Svitavy, listopad 2020, aktual. leden 2022

Obsah:

I. Zadání a výchozí podklady	2
II. Metodika a základní pojmy	4
III. Zdravotní riziko hluku	5
III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku	5
III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku	10
III. 3. Závěr k riziku hluku	13
IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší	13
IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice	13
IV. 2. Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	14
IV. 3. Benzo(a)pyren	20
IV. 4. Závěr k riziku znečištění ovzduší	23
V. Analýza nejistot	23
VI. Závěr	24
VII. Příloha – citovaná a použitá literatura	25

I. Zadání a výchozí podklady

Podle zadání má být jako součást dokumentace podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, provedeno hodnocení vlivů na veřejné zdraví, zaměřené na vyhodnocení údajů rozptylové a hlukové studie z hlediska zdravotních rizik.

K vypracování tohoto hodnocení byly zadavatelem poskytnuty tyto **podklady**:

- ✓ I/23 Třebíč, obchvat – DÚR, IČ, Souhrnná technická zpráva, zpracovatel SHB, akciová společnost, 04/2020, aktual. 01/2021
- ✓ Rozptylová studie „I/23 Třebíč, obchvat – DÚR, IČ“, zpracovatel ENVIROAD s.r.o. Ostrava, listopad 2019, aktual. leden 2022
- ✓ Hluková studie „I/23 Třebíč, obchvat – DÚR, IČ“, zpracovatel ENVIROAD s.r.o. Ostrava, listopad 2019, aktual. leden 2022

Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:

Předmětem dokumentace je silniční obchvat Třebíče vybudováním nové silnice I/23, která odvede tranzitní dopravu z centrální části města. Obchvat je veden jižním okraje Třebíče. Na západním a východním okraji Třebíče se napojuje na stávající I/23. Plánovaná trasa obchvatu má délku přibližně 5.95 km. Realizace záměru si vyžádá vybudování tunelu, který převede komunikaci pod železniční tratí a skrz místní část Borovina. V rámci stavby je dále navrženo několik objektů mostních konstrukcí, opěrných a zárubních zdí a přeložek kolidujících komunikací a sítí technické infrastruktury. Křižující silnice nižších tříd budou napojeny úrovnovými nebo mimoúrovňovými křižovatkami. Stávající objekty určené k bydlení budou chráněny před hlukem protihlukovými zdmi a zastřešením.

Nová komunikace je navržena jako směrově nedělená dvoupruhová komunikace s návrhovou rychlostí 50 km/h a 70 km/h. Dle prognózy se předpokládá po zprovoznění obchvatu (rok 2030) na celé trase obchvatu intenzita dopravy 9 – 14 000 vozidel za den. Původní trasa silnice I/23 bude převedena do silnic 2. tříd.

Hluková studie hodnotí ve vztahu k hlukovým limitům předpokládanou dopravní hlukovou zátěž nejbližší obytné zástavby u trasy obchvatu ve výhledovém roce 2030. Pro dodržení hygienických limitů hluku u okolní zástavby jsou navržena protihluková opatření.

Výstupem studie je grafické a tabulkové vyjádření hodnot ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro denní a noční dobu ve 25 výpočtových bodech, umístěných v chráněném venkovním prostoru staveb okolní obytné zástavby ve výšce jednotlivých podlaží. V bodě č. 25 se jedná o místo plánované bytové výstavby v lokalitě Za poliklinikou.

Podle platné metodiky se jedná se o hodnoty dopadající hladiny akustického tlaku bez odraženého hluku od fasády. Nejistota výpočtu je $\pm 2,0$ dB.

Rozptylová studie hodnotí výpočtovým programem SYMOS´97 imisní vliv automobilové dopravy na obchvatu a připojených silničních úsecích ve výhledovém roce 2030.

Výpočet imisních koncentrací je proveden pro standardní zastoupení škodlivin z dopravy, tj. oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen a benzo(a)pyren. Výpočet zohledňuje i resuspenzi prachových částic z vozovky.

Výstupem výpočtu rozptylové studie jsou hodnoty imisního příspěvku hodnocených látek v 21 výpočtových bodech umístěných v bezprostřední blízkosti obytných objektů v ulicích Říповská, Spojenců, Koželužská, Čeloudova, Hartmannova a Brněnská.

Jako současné imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých klouzavých průměrů 2013–2017, které v dané lokalitě v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí ČHMÚ. Podle těchto údajů v lokalitě záměru nedochází k překračování platných imisních limitů.

Zákonná úroveň ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy hluku a imisí škodlivin v ovzduší je stanovena platnými hlukovými a imisními limity, jejichž dodržení ve vztahu k posuzovanému záměru hodnotí zmíněné studie.

Úkolem hodnocení zdravotních rizik je proto především doplnění informačního obsahu dokumentace pro potřebu orgánu ochrany veřejného zdraví i dalších účastníků procesu EIA včetně veřejnosti o zdravotní charakteristiku posuzovaných faktorů, popis podkladů a postupů použitých při stanovení jejich limitů a v rámci možností i o vyhodnocení možných zdravotních dopadů vlivu záměru a celkové expozice obyvatel zájmového území.

Pokud je obsahem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko nepřijatelné, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel.

Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro některé znečišťující látky v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

Hodnocení zdravotních rizik je v souladu se zadáním zaměřeno na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčeného území. Je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a autorizačními návody SZÚ Praha AN 15/04 VERZE 5¹ a AN 17/15² pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb.³

Současně jsou zohledněny aktuální poznatky o nebezpečnosti hodnocených látek pro lidské zdraví.

¹Autorizační návod AN 15/04 verze 5 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, září 2020

²Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickými látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

³Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

II. Metodika a základní pojmy

V hodnocení závažnosti nepříznivých vlivů na veřejné zdraví je standardně využívána metoda hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment).

Tato metoda se používá především při přípravě podkladů ke stanovení přípustných limitů škodlivých látek v prostředí. Je též jediným způsobem, jak z hlediska ochrany zdraví hodnotit expozici lidí látkám, pro které nejsou stanoveny závazné limity.

Jak již bylo uvedeno, stanovené přípustné limity některých faktorů představují nezbytný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu, zejména skupin populace se zvýšenou citlivostí. Metoda hodnocení zdravotních rizik pak umožňuje v konkrétních situacích získání hlubší informace o jejich možném vlivu na zdraví a pohodu obyvatel, nežli je možné pouhým srovnáním expozice s limitními hodnotami.

Metodické postupy hodnocení zdravotních rizik byly vypracované Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Z nich vycházejí i metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice.

K hodnocení rizik pro účely ochrany veřejného zdraví je povinná autorizace dle zákona č.258/2000 Sb., resp. v procesu EIA odborná způsobilost pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., a vyhlášky MZ č. 490/2000 Sb.

Obecný postup hodnocení zdravotního rizika sestává ze čtyř navazujících kroků:

Prvním krokem je **identifikace nebezpečnosti**, kdy se provádí výběr škodlivin, které mají být hodnoceny a soustřeďují se informace o tom, jakým způsobem a za jakých podmínek mohou nepříznivě ovlivnit lidské zdraví. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis možných nepříznivých účinků hluku na lidské zdraví.

Druhým krokem je **charakterizace nebezpečnosti**, která má objasnit kvantitativní vztah mezi dávkou dané škodliviny a mírou jejího účinku, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika. V zásadě se přitom rozlišují dva typy účinků chemických látek.

Takzvaný prahový účinek, spočívající v toxickém poškození různých systémů organismu, se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů. Lze tedy identifikovat míru expozice, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt.

Ukazatelem této ještě bezpečné míry inhalační expozice je tzv. referenční koncentrace, většinou rozdílná pro akutní a chronické účinky.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se většinou předpokládá bezprahový účinek, pro který nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se při klasickém postupu dle metodiky US EPA vyjadřuje ukazatelem vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky.

V případě imisí některých klasických škodlivin, zejména prašných částic je situace složitější. Současné poznatky, čerpané z epidemiologických studií sledujících velké soubory převážně městské populace s velkou variabilitou individuální citlivosti, neumožňují zjistit prahovou expozici a poskytují pouze vztahy expozice a účinku pro různé zdravotní ukazatele.

Obdobně je tomu u hluku, kde je situace specifická i v tom, že pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti. Místo referenčních hodnot je proto snaha odvodit vztahy expozice a účinků, které mohou být použity k jejich kvantifikaci, případně prahové hladiny, nad kterými se účinky začínají objevovat nebo se ukazují být závislé na velikosti expozice. Hodnocené účinky přitom mohou být zdravotně závažné (jako např. kardiovaskulární onemocnění) nebo jde o přirozeně se vyskytující efekty, jako obtěžování hlukem a rušení spánku, jejichž navýšení je považováno za potenciálně nepříznivé.

Třetí etapou standardního postupu je **hodnocení expozice**. Na základě znalosti dané situace se sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množstvích je konkrétní populace exponována dané škodlivině. Cílem je postihnout nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí. Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, u kterých předpokládáme zvýšenou expozici nebo zvýšenou zranitelnost.

U hlukové expozice se na rozdíl od expozice chemickým látkám podstatně více uplatňují různé okolnosti a vlivy ekonomického, sociálního či psychologického charakteru, které modifikují a spoluurčují výsledné zdravotní účinky působení hluku. Významně se zde též projevuje odlišný charakter hluku z různých zdrojů.

Čtvrtým konečným krokem v hodnocení rizika, který shrnuje všechny informace získané v předchozích etapách, je **charakterizace rizika**, kdy se pro danou situaci snažíme dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního rizika.

U toxických nekarcinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru expozice k referenční ještě podprahové expozici. Tento poměr se nazývá koeficient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu HQ u současně se vyskytujících látek s podobným účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při hodnocení rizika imisí se tento postup se běžně používá hlavně u hodnocení specifických chemických látek.

Jak již bylo uvedeno, u některých klasických škodlivin současně znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných lidí s použitím vztahů závislosti účinku a expozice z epidemiologických studií.

U látek s bezprahovým karcinogenním účinkem, což je v tomto hodnocení benzo(a)pyren, je míra rizika standardně vyjadřována jako celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění u exponované populace, popř. se při zohlednění i počtu exponovaných osob vyjadřuje populační riziko jako počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

U hluku je kvantitativní charakterizace zdravotních rizik možná v případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z dopravy na větší počet obyvatel. Standardním výstupem podle aktuální verze 5 autorizačního návodu SZÚ, vycházející z nejnovějších poznatků, obsažených v nové hlukové směrnici WHO⁴, je odhad procenta obyvatel, u kterých lze očekávat vysoké subjektivní pocity obtěžování, rušení spánku a výpočet atributivního rizika ischemické choroby srdeční.

Nezbytnou součástí hodnocení rizika je **analýza nejistot**, kterými je každé hodnocení rizika nevyhnutelně zatíženo. Jejich přehled a kritický rozbor zkvalitní pochopení a posouzení dané situace a je třeba je zohlednit při řízení rizika.

III. Zdravotní riziko hluku

III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku

Jako hluk se obecně označuje jakýkoliv slyšitelný zvuk, který je nechtěný a obtěžující, a to bez ohledu na jeho intenzitu. Kromě psychosociálních účinků, spočívajících v rušivém vlivu na různé aktivity, soustředění, hlasovou komunikaci, relaxaci a spánek, může mít i závažnější přímé zdravotní účinky, které jsou většinou spojeny s dlouhodobou hlukovou zátěží.

Následující stručný popis vlivů hluku na zdraví vychází z odborné literatury a hlukových směrnic WHO, z nichž nejnovější směrnice pro Evropu byla publikována v roce 2018 [1].

⁴Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018

Souhrn vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, dříve doporučených k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, je obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA⁵) z října 2010 [2].

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizace těchto vztahů na základě nových epidemiologických studií obsahuje již zmíněná nová hluková směrnice WHO, která tak představuje současný aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku.

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na zdraví je obecně možné s určitým zjednodušením rozdělit na specifické, projevující se při ekvivalentní hladině akustického tlaku nad 80 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimo sluchové), projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu.

Tyto nespecifické systémové účinky nejsou způsobeny přímo akustickou energií a projevují prakticky v celém rozsahu vnímané hlukové expozice. Jsou převážně důsledkem stresové reakce a ovlivnění nervové a hormonální regulace fyziologických funkcí a následných biochemických reakcí, ovlivnění spánku a vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatování. V komplexní podobě se mohou projevit ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž chronický stres způsobený hlukem může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Mezi kritické dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku, na jejichž základě byla stanovena hluková doporučení v nové směrnici WHO, byla zařazena kardiovaskulární onemocnění, obtěžování, rušení spánku, nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí a poškození sluchového aparátu.

Mezi závažné zdravotní účinky, ale s nižší kvalitou důkazů WHO v současné době zařazuje metabolické účinky hluku (zvýšené riziko diabetes, obesity) nepříznivý vliv hluku na těhotenství a vývoj plodu, na kvalitu života, pohodu a duševní zdraví [1].

Poškození sluchového aparátu projevující se sluchovou ztrátou je záležitostí především vysokých pracovních expozic hluku. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha.

Častým důsledkem vysoké akutní nebo chronické hlukové expozice je též tinitus (ušní šelest). 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 24hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,24h}$ 70 dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi výjimečných případech.

Závažné následky pro sluchové ústrojí ovšem mohou mít i některé zájmové aktivity. Nová směrnice WHO obsahuje i doporučení pro prevenci poškození sluchového aparátu hlukem z volnočasových aktivit s vysokou hladinou hluku (návštěvy nočních klubů, koncertů a festivalů, fit center, sportovních událostí, poslech elektroakusticky zesilované hudby), podle kterého by roční průměrná $L_{Aeq,24h}$ z těchto zdrojů hluku neměla přesáhnout 70 dB.

Směrnice obsahuje tabulku, umožňující přepočítání hodinových L_{Aeq} v rozmezí 70–100 dB během týdne na průměrnou roční $L_{Aeq,24h}$.

Při nárazovém působení vysokých hladin akustického tlaku hrozí akutní akustické trauma s poškozením bubínku a struktur středního a vnitřního ucha při hodnotách akustického tlaku nad 130 dB [3].

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.

⁵EEA – European Environment Agency

Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese nebo úzkost.

U každého člověka existuje určitý stupeň senzitivity, 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 [4].

Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy, vede k rozdílnému stupni obtěžování exponované populace. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi a hluku obsahujícímu nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

Při působení hluku však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu 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 určité vymezenou dobu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v téměř bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktů situace se prohlubuje a fixuje.

V EU byly doposud k hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy používány vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn} ⁶ nebo L_{den} ⁷ a procentem obtěžovaných obyvatel, publikované v roce 2002 holandským institutem pro aplikovaný vědecký výzkum. Ukazovaly, že letecký hluk více obtěžuje nežli hluk z automobilové pozemní dopravy a hluk z automobilové dopravy má výraznější účinek, nežli hluk z dopravy železniční [2,5].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a odvozeny nové vztahy pro jednotlivé typy dopravního hluku a vysoké úrovně obtěžování. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší stupeň obtěžování, zejména u hluku z letecké a železniční dopravy.

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10 % exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 53 dB L_{den} [1]. Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro obtěžování hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 25 studií, publikovaných od roku 2002. Procento vysoce obtěžovaných osob zde vychází vyšší, nežli podle doposud používaného vztahu expozice a účinku z roku 2002, odvozeného ze starších studií [6].

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v letošním roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7].

V letošní aktualizované verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

Pro hluk z některých stacionárních zdrojů publikovali Miedema a Vos v roce 2004 modely obtěžování zpracované obdobným způsobem, jako pro hluk z dopravy, a vycházející ze studií provedených v Holandsku [8].

⁶ L_{dn} (Day-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací noční hladiny akustického tlaku o 10 dB.

⁷ L_{den} (Day-evening-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB.

Tyto vztahy zůstávají i v současné době jako jediná možnost alespoň orientačního kvantitativního odhadu obtěžujících účinků hluku ze stacionárních zdrojů. Nová hluková směrnice tyto zdroje hluku s výjimkou větrných elektráren nezahrnula z důvodu jejich příliš velké rozmanitosti, specifických rysů a velmi lokálního charakteru.

Jako prahové hladiny hlukové expozice v denní době, od kterých se u průměrně citlivých osob začíná projevat obtěžující účinek, uváděla první hluková směrnice WHO z roku 1999 ekvivalentní hladinu akustického tlaku 50 dB pro mírné a 55 dB pro silné obtěžování [3]. EEA v roce 2010 uváděla pro hluk z dopravy shodnou prahovou hladinu silného obtěžování 42 dB L_{den} [2]. Nově odvozené vztahy pro silné obtěžování jsou použitelné pro rozmezí 45–75 dB L_{den} avšak indikují obtěžující účinek i pod spodním okrajem tohoto rozmezí [1].

Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem je objektivně prokazatelné hodnocením jednotlivých stádií spánkového rytmu a různých dalších fyziologických funkcí. Spánek je základní biologickou potřebou a jeho narušení a deficit nepříznivě ovlivňuje základní životní funkce a souvisí s řadou závažných zdravotních problémů.

Doporučené zdravotně zdůvodněné hladiny hluku jako podklad pro legislativu členských zemí v oblasti kontroly a usměrňování noční hlukové expozice obyvatel bez rozlišení zdrojů hluku byly stanoveny ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009 [9].

K ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace zde byla doporučena cílová hodnota L_{night} ⁸ 40 dB. V rozmezí 30–40 dB dochází k ovlivnění spánku ve více ukazatelích, avšak jen mírné úrovně a nebylo prokázáno, že by mělo nepříznivé účinky na zdraví.

Hluková expozice v rozmezí L_{night} 40–50 dB již vyvolává nepříznivé zdravotní účinky a ovlivňuje život mnoha lidí.

Jako prozatímní cíl pro země, ve kterých z různých důvodů není reálné v krátké době cílovou hodnotu 40 dB dosáhnout, WHO doporučovalo L_{night} 55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku citlivé skupiny populace. Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO ve směrnici z roku 2009 označila za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví, neboť nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [9].

Při přerušovaném hluku narůstá rušení spánku s maximální hladinou hluku. I při nízké ekvivalentní hladině akustického tlaku ovlivňuje spánek již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku. Podle hlukové směrnice WHO z roku 2009 je prahová hladina expozice pro zvýšení frekvence samovolných pohybů během spánku a pro narušení spánkového rytmu 32 dB, resp. 35 dB maximální hladiny hluku L_{Amax} uvnitř ložnice. Počet vědomých probuzení narůstá od L_{Amax} hlukových událostí 42 dB [9].

Ke kvantitativnímu odhadu rušivého účinku hluku na spánek byly doposud používány vztahy mezi noční hlukovou expozicí z různých typů dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku, vycházející ze statistického zpracování výsledků terénních studií z různých zemí [2,10].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a byly odvozeny nové vztahy mezi L_{night} a vysokým stupněm subjektivně pociťovaného narušení spánku.

Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší rušivý vliv železničního hluku, nežli hluku ze silniční dopravy a pro hluk z železniční a letecké dopravy ukazují vyšší procento rušených osob. V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že hluk by v noci neměl vysoce rušit ve spánku více než 3 % exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 45 dB L_{night} .

⁸ L_{night} – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejlépe exponované fasádě domu.

Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro narušení spánku hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 12 studií, publikovaných v letech 2002–2015. Procento vysoce rušených osob hlukem vypočtené podle tohoto vztahu se však významně neliší od výpočtu dle doposud používaného vztahu, odvozeného ze starších studií [1,11].

Jako prahové hladiny hlukové expozice v noční době, od kterých se u průměrně citlivých osob začínají projevovat nepříznivé účinky, uváděla hluková směrnice WHO z roku 2009 L_{night} 40 dB pro užívání sedativ a prášků na spaní, 42 dB pro objektivně prokázanou zvýšenou frekvencí pohybů ve spánku, subjektivní pocit rušení spánku a problémy s nespavostí. Z neúplně prokázaných účinků byla prahová hladina hluku 60 dB L_{night} pro psychické poruchy [9]. Nově byly odvozené vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku pro rozmezí 40–65 dB L_{night} a indikují prahovou hladinu hluku pro tento účinek i pod 40 dB L_{night} [1,11].

Z přímých zdravotních účinků hluku je za nejzávažnější považováno **ovlivnění funkce kardiovaskulárního systému**. Akutní hluková expozice aktivuje jako nespecifický stresor autonomní nervový a hormonální systém a tím vyvolává přechodné změny fyziologických funkcí, jako je krevní tlak, srdeční tep, hladina krevních lipidů, glukózy, vápníku, hořčíku a faktorů krevní srážlivosti.

Předpokládá se, že po dlouhodobé expozici mohou u citlivých jedinců tyto změny a dysregulace vést ke zvýšenému riziku kardiovaskulárních onemocnění, tj. hypertenze, ischemické choroby srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu) a cévních mozkových příhod.

Nejnovější studie indikují, že zejména noční hluková zátěž může vést k poškození endotelu cév oxidačním stresem a zánětlivou reakcí a tím přispívat k progresi aterosklerózy [12].

V posledním desetiletí byly k objasnění vztahů hluku z dopravy a rizika kardiovaskulárních onemocnění provedeny desítky studií a byla publikována řada souborných prací. Zvýšené riziko ICHS bylo nalezeno ve většině studií při hlukové expozici $L_{Aeq, 6-22h} > 60$ dB, nové studie však ukazují na mírné zvýšení rizika již mezi 55–60 dB.

K hodnocení kardiovaskulárního rizika hluku ze silniční dopravy metodické materiály EEA i WHO doporučovaly výpočet OR^9 incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice v $L_{day, 16 h}$ na základě meta-analýzy 5 studií, provedené v roce 2008 [13].

V roce 2014 byla publikována nová meta-analýza 14 studií, kterou bylo pro širší skupinu diagnóz ICHS a 10 dB nárůst hluku ze silniční dopravy v rozmezí cca 52–77 dB L_{dn} odvozeno relativní riziko 1,08 (95 % CI = 1,04–1,13). Dříve předpokládaná prahová hladina pro riziko ICHS se tím snížila na 55 dB L_{dn} [14].

V rámci tvorby nové směrnice WHO byla zhodnocena váha důkazů o kardiovaskulárním riziku hluku z různých zdrojů a na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií byly odvozeny nové vztahy expozice a účinku. Jako hlukový deskriptor je použita L_{den} . Nejspolehlivější podklady podle WHO existují pro vztah mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v úrovni RR 1,08 (95 % CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hladinou cca 53 dB. Byly též odvozeny vztahy pro další ukazatele kardiovaskulárních onemocnění, jako je hypertenze a cévní mozkové příhody, avšak s nízkým stupněm spolehlivosti [1,15].

V doporučení pro jednotlivé zdroje hluku nová směrnice WHO vychází ze zásady, že hluk by u exponovaných obyvatel neměl zvyšovat riziko ICHS o více než 5 % a riziko hypertenze o více než 10 %. Pro hluk ze silniční dopravy odpovídá podle nového vztahu 5% nárůst rizika ICHS dlouhodobá expozice L_{den} 59,3 dB [1].

⁹OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

Některé studie se zabývaly i otázkou kombinovaného efektu hluku a znečištění ovzduší v okolí silnic. Jejich výsledky shodně ukázaly spíše vzájemně nezávislý účinek obou těchto faktorů.

III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel nejbližší zástavby nejvíce dotčené posuzovaným záměrem obchvatu jsou výsledky hlukové studie, které udávají ekvivalentní hladinu akustického tlaku pro denní a noční dobu ve 25 výpočtových bodech umístěných v chráněném venkovním prostoru staveb nejbližších obytných budov ve výšce jednotlivých podlaží. V bodě č. 25 se jedná o místo plánované bytové výstavby v lokalitě Za poliklinikou. Vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku po započtení efektu protihlukových opatření se v podlaží jednotlivých bytových domů pohybují v rozmezí cca 48–56 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době ($L_{Aeq, 16h}$) a cca 41–49 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v noční době ($L_{Aeq, 8h}$). Vyšší v rozmezí $L_{Aeq, 16h}$ 57–64 dB a $L_{Aeq, 8h}$ 50–57 dB je vypočtená hluková zátěž pouze několika RD u ulice Brněnská (výpočtové body č. 18–21) a domu Koželužská 292 (výpočtový bod č. 24), u kterého se však podle údajů ČSÚ nejedná o dům s byty.

V přepočtu na 24hodinovou L_{den} se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku u nejbližší zástavby bytových domů pohybují v rozmezí L_{den}^{10} cca 50–58 dB, u zástavby RD na Brněnské ulici v rozmezí 59–66 dB.

Jak již bylo uvedeno, aktuální podklady k hodnocení zdravotních rizik hluku na základě zhodnocení váhy současných důkazů o hlavních nepříznivých zdravotních účincích hluku včetně aktualizace dosavadních vztahů expozice a účinku přinesla nová hluková směrnice WHO, vydaná v loňském roce.

Na rozdíl od dřívějších směrnic se nezabývá hlukem obecně, nýbrž samostatně jednotlivými typy zdrojů hluku, v případě hluku z dopravy tedy hlukem z dopravy silniční, železniční a letecké. Pro každý z těchto typů hluku byly zhodnoceny nové poznatky pro rozhodující zdravotní účinky a na jejich základě stanoveny doporučené hladiny akustického tlaku v hlukových deskriptorech L_{den} a L_{night} .

Tyto doporučené hodnoty se vztahují na dlouhodobou hlukovou expozici. Nepředstavují přímo prahové hladiny zdravotních účinků hluku a nevedou k plné ochraně populace včetně citlivých skupin. Jejich překročení však podle současných poznatků vede k zvýšení rizika nepříznivých zdravotních účinků, které je již považováno za významné.

Pro hluk ze silniční dopravy nová směrnice WHO doporučuje redukovat průměrnou hlukovou expozici pod L_{den} 53 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 10% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem. Přitom tato hladina hluku pravděpodobně nepředstavuje zvýšené riziko ostatních kritických účinků, především kardiovaskulárních onemocnění.

Pro noční hlukovou expozici nová směrnice WHO doporučuje redukovat noční hlukovou zátěž pod L_{night} 45 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 3% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Rušení spánku i obtěžování hlukem považuje WHO v souladu s definicí zdraví za významné zdravotní účinky. Toto hodnocení je dle WHO podpořeno i důkazy o možném podílu těchto účinků na kauzálním mechanismu hlukem vyvolaných kardiovaskulárních a metabolických onemocnění [1].

¹⁰Pozn.: Přepočtení ekvivalentních hladin akustického tlaku na 24hodinovou dB L_{den} je provedeno výpočtem L_{dn} a následným přepočtem na L_{den} dle vztahu $L_{den} = L_{dn} + 0,645$, který byl odvozen SZÚ Praha na základě dlouholetých výsledků hlukového monitoringu v českých městech [17].

Nová hluková směrnice WHO představuje aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku. Pro praktické výpočty při kvantitativní charakterizaci rizika hluku aktualizovaná verze 5 Autorizačního návodu SZÚ AN 15/04 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku doporučuje v zájmu sjednocení postupů používat vztahy expozice a účinku, uvedené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí, která obsahuje vzorce vybraných vztahů expozice a účinku pro hodnocení rizika hluku v rámci strategického hlukového mapování, převzatých z nové hlukové směrnice WHO [16].

K odhadu míry obtěžujícího účinku hluku z dopravy se doposud používaly vztahy expozice a účinku, odvozené z meta-analýz starších zahraničních epidemiologických studií pro hlukovou expozici v L_{den} v rozmezí 45–75 dB pro tři stupně obtěžování [2,5].

Vztah pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem (HA-Highly Annoyed) ze silniční dopravy na základě dlouhodobé expozice v deskriptoru L_{den} udává rovnice:

$$\%HA = 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{den} - 42)^3 + 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{den} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{den} - 42)$$

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku vychází pro rozmezí předpokládané budoucí hlukové zátěže obytné zástavby situované nejbližší obchvatu po přepočtu na 24hodinovou L_{den} (50–58 dB) 4–9 % vysoce obtěžovaných obyvatel.

Nová směrnice WHO používá pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy rovnicí $\%HA = 78,9270 - 3,1162 \cdot L_{den} + 0,0342 \cdot L_{den}^2$, odvozenou na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií [1,6]. Ve srovnání s původními vztahy indikuje vyšší stupeň obtěžování hlukem ze silniční dopravy a při použití tohoto vztahu expozice a účinku vychází pro rozmezí hlukové zátěže L_{den} (50–58 dB) 9–13 % vysoce obtěžovaných obyvatel.

Vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky v některých podkladových studiích byl v podkladech směrnice odvozen i alternativní vztah pro obtěžování na základě 10 studií pouze z evropských zemí s plochým terénem, vyjádřený rovnicí $\%HA = 116,4304 - 4,7342 \cdot L_{den} + 0,0497 \cdot L_{den}^2$. Pro tuzemské podmínky, včetně hodnoceného záměru, je pravděpodobně věrohodnější tento vztah, při jehož použití vychází 4–9% vysoce obtěžovaných obyvatel shodně jako podle původních vztahů.

Pro vyšší stupeň hlukové zátěže zástavby RD u ulice Brněnská (L_{den} 59–66 dB) vychází podle původních vztahů 9-18 % vysoce obtěžovaných obyvatel, podle nového vztahu WHO 14–22 %, resp. 10–20 % vysoce obtěžovaných obyvatel podle alternativního vztahu pro obvyklý evropský terén.

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v letošním roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7]. V letošní aktualizované verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

U nejbližší obytné zástavby u plánované trasy obchvatu tedy vychází toto rozmezí procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem z dopravy po zaokrouhlení v úrovni cca 4–13 %, u více exponované zástavby RD u ulice Brněnská v rozmezí 9–22%.

Rozdíl ve výsledku různých modelů ukazuje vysokou nejistotu kvantitativního odhadu obtěžujícího účinku hluku podle vztahů, odvozených z meta-analýz studií z různých zemí, neboť účinky hluku a reakci obyvatel kromě vlastní hlukové zátěže a jejího charakteru významně ovlivňuje i řada místních neakustických faktorů.

Pro odhad procenta obyvatel subjektivně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy uvádí příloha III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES rovnicí $\%HSD = 19,4312 - 0,9336 \cdot L_{night} + 0,0126 \cdot (L_{night})^2$, převzatou z hlukové směrnice WHO.

Tato rovnice byla odvozena na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií publikovaných v letech 2002–2015 [1,11]. Vztah byl odvozen pro hlukovou zátěž v L_{night} v rozmezí 40–65 dB. Spodní hodnota 40 dB, která byla zvolena z důvodu možných nepřesností v odhadu nízkých hladin hluku, odpovídá 2 % vysoce rušených obyvatel. Nelze jí tedy považovat za prahovou hladinu hluku pro tento účinek.

Podle tohoto vztahu vychází pro rozmezí předpokládané budoucí hlukové zátěže nejvíce ovlivněné obytné zástavby u obchvatu 2–4% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku. Pro vyšší stupeň hlukové zátěže zástavby RD u ulice Brněnská vychází 4–7% obyvatel významně rušených hlukem ve spánku.

Výše uvedené výsledky dokládají, že obtěžující a rušivý účinek má pro část populace i hluk splňující hlukové limity. Tento stav je však běžný, neboť současné limity představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a reálnou situací a technickými a ekonomickými možnostmi. Kromě toho všeobecně při slyšitelné úrovni hluku je určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování a rušení hlukem vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

V tabulce č. 1 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku, dané platnými hlukovými limity, uvedeno zaokrouhlené procento obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá současným limitům pro hluk z automobilové dopravy. K výpočtu jsou použity nové vztahy ze směrnice WHO doporučené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. Výsledky tedy představují společensky akceptovanou míru těchto nepříznivých účinků hluku.

Tab. č. 1 – Procento obyvatel vysoce obtěžovaných (HA) a vysoce rušených hlukem ve spánku (HSD) odpovídající hygienickým limitům hluku z dopravy			
$L_{Aeq,T\ den/noc}$ (dB)	silniční doprava	HA(%)	HSD(%)
55/45	komunikace III. třídy	11	3
60/50	komunikace I. a II. třídy	16	4
70/60	stará hluková zátěž	29	9

Jak již bylo uvedeno, dalším možným indikátorem účinků hluku z dopravy na veřejné zdraví je výpočet atributivního rizika kardiovaskulární nemoci. Při hodnocení tohoto rizika se používají vztahy expozice a rizika incidence ischemické choroby srdeční (ICHS), vycházející z meta-analýz epidemiologických studií.

V nové směrnici WHO byly jako nejspolehlivější vyhodnoceny důkazy o vztahu mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v podobě relativního rizika RR 1,08 (95%CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice v L_{den} s prahovou hladinou cca 53 dB. Za významné považuje WHO zvýšení zdravotního rizika ICHS nad 5%, ke kterému podle výše uvedeného vztahu dochází při dlouhodobé hlukové zátěži od L_{den} 59,3 dB.

S použitím tohoto vztahu je možný provést výpočet atributivní frakce (AF), která vyjadřuje, jaký podíl (frakci) onemocnění ICHS u takto exponovaných obyvatel je možné přisoudit dlouhodobému vlivu dopravního hluku.

Pro nejvyšší hladiny budoucí hlukové zátěže nejbližší obytné zástavby u trasy obchvatu 58 dB, resp. 66 dB L_{den} vychází atributivní frakce 0,038, resp. 0,099, tj. 3,8 resp. 9,9 %.

Z posledních údajů UZIS za rok 2018 vychází v ČR průměrná roční incidence ischemické choroby srdeční (diagnózy I20-I25 Mezinárodní klasifikace nemocí MKN-10) 9,275/1000 osob a rok. Podíl 3,8 %, resp. 9,9 % incidence ICHS u 100 obyvatel by představoval po zaokrouhlení 0,04, resp. 0,09 případu onemocnění za 1 rok.

Výše uvedené výsledky kvantitativní charakterizace rizika hluku u obyvatel zástavby nejvíce exponované dopravnímu hluku z plánovaného obchvatu, dokládají, že stanovené limity pro hluk z dopravy představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a pohody obyvatel a reálnou situací a ekonomickými možnostmi.

Odhadované procento obyvatel nejbližší a hlukem z dopravy po obchvatu nejvíce ovlivněné zástavby, obtěžovaných hlukem a rušených hlukem ve spánku, stejně jako nepatrně zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, odpovídá běžné situaci ve městech a nelze je považovat za významné zdravotní riziko.

III. 3. Závěr k riziku hluku

Hodnocení zdravotního rizika hluku bylo provedeno v souladu s požadavky autorizačního návodu SZÚ Praha AN 15/04 verze 5, který zohledňuje aktuální poznatky a vztahy expozice a účinku z nové hlukové směrnice WHO z roku 2018.

Podkladem byly výsledky hlukové studie, která hodnotí předpokládanou budoucí hlukovou zátěž stávající nejbližší obytné zástavby situované u trasy obchvatu.

Z výsledků hodnocení vyplývá, že vypočtená budoucí hluková zátěž z provozu obchvatu sice může být pro část obyvatel okolní zástavby i při dodržení hlukových limitů zdrojem obtěžování a rušení hlukem ve spánku, avšak nedosahuje úrovně, při které by jí bylo možné považovat za významné zdravotní riziko.

IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice

Rozptylová studie hodnotí imisní vliv automobilové dopravy na obchvatu a připojených silničních úsecích ve výhledovém roce 2030. Imisní příspěvek je vyhodnocen ve standardním zastoupení škodlivin z dopravy, tj. pro oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen a benzo(a)pyren. Jedná se o zastoupení škodlivin, které je možné a účelné zahrnout do hodnocení vlivů imisí daného záměru na zdraví obyvatel. K výpočtu je použit standardní rozptylový model SYMOS'97. Pro výpočet příspěvku u suspendovaných částic a benzo(a)pyrenu je podstatné, že zohledňuje významný vliv resuspenze prachových částic z vozovky.

Při hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší je třeba vycházet z celkové úrovně expozice, kde je většinou rozhodující imisní pozadí hodnocených škodlivin. Jako imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých průměrů 2013–2017, které v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí ČHMÚ.

K základnímu přehledu jsou v tabulce č. 2 uvedeny údaje o imisním pozadí podle aktuálních údajů ČHMÚ (pětileté průměry 2015–2019 v lokalitě výpočtových bodů rozptylové studie) a zaokrouhlená nejvyšší hodnota vypočteného imisního příspěvku z výpočtových bodů cíleně umístěných u nejbližší obytné zástavby. Maximální krátkodobá koncentrace NO₂ a CO jsou odhadnuty podle výsledků imisního monitoringu v podobných lokalitách.

Tab. 2 – Odhad imisního pozadí a vliv záměru u nejbližší obytné zástavby (µg/m³)

	NO ₂		CO	PM ₁₀		PM _{2,5}	benzen	BaP
	1hod	Rp	8hod	24hod	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí	<100	16,1	~1000	<100	21,3	16,4	1,2	0,001
Vliv obchvatu	2	0,06	13	10	0,4	0,1	0,006	0,000016
Imisní limity	200	40	10 000	50*	40	20	5	0,001

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 24hod = maximální 24hodinová průměrná koncentrace, Rp = roční průměrná koncentrace, 8hod = nejvyšší koncentrace jako klouzavý 8hodinový průměr, *36.nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace v roce

Z tabulky 2 je zřejmé, že předpokládaný imisní vliv dopravy na obchvatu a připojených úsecích komunikací, vypočtený rozptylovou studií, je ve srovnání s celkovým pozadím a s imisními limity těchto látek nepatrný. Současná imisní situace lokality záměru podle údajů ČHMÚ je přitom relativně příznivá a nepřekračuje imisní limity, stanovené k ochraně zdraví zákonem o ochraně ovzduší.

Čistě ze zdravotního hlediska jsou ovšem tyto limity s výjimkou oxidu uhelnatého do jisté míry kompromisní, takže kvantitativní odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší je možné provést i pro podlimitní úroveň imisní expozice obyvatel.

Metodiky kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace suspendovaných částic PM_{2,5} nebo PM₁₀, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin, jako je oxid dusičitý.

Vedle suspendovaných částic je kritickou složkou znečištění ovzduší v ČR z hlediska dodržování imisních limitů benzo(a)pyren, reprezentující skupinu polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU).

Benzo(a)pyren a ostatní zdravotně významné vícemolekulární PAU jsou v ovzduší vázány majoritně na jemné frakci suspendovaných částic, a tudíž se podílejí na jejich zdravotním riziku. V rámci současných metodik hodnocení zdravotních rizik je však běžné kvantitativně hodnotit míru karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu samostatně.

Charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší klasickými škodlivinami pro obyvatele zástavby v okolí trasy obchvatu bude proto provedena na základě imisních údajů pro suspendované částice a benzo(a)pyren.

IV. 2. Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Aerosolové částice v ovzduší nemají na rozdíl od plynných látek specifické složení, nýbrž představují komplexní směs různých komponent s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi.

I když je z hlediska zdravotních účinků specifickému složení částic věnována velká pozornost, výzkumy zde ještě nedospěly k možnosti spolehlivě odlišit nebezpečnost částic podle jejich zdrojů a složení a základní klasifikace je založena na velikosti částic, která je rozhodující pro jejich průnik a depozici v dýchacím traktu.

Nejčastěji sledovaná je frakce PM₁₀ s průměrem do 10 μm, která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky.

PM₁₀ zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí 2,5 μm – 10 μm, tak frakci PM_{2,5} s průměrem do 2,5 μm, pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek, podíl částic PM_{2,5} je obvykle 40–90 % a zbytek tvoří hrubší částice.

Třetí, ze zdravotního hlediska intenzivně studovanou frakcí, jsou submikrometrické částice s průměrem pod 1 μm.

Z dosavadních poznatků je zřejmé, že aerosolové částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví.

Z hlediska původu, složení i chování se jednotlivé velikostní frakce částic významně liší. Hrubší částice vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem zemského povrchu, při demolicích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu. V oblastech s intenzivní dopravou je jejich významným zdrojem otěr pneumatik, brzdových obložení a povrchu vozovek, tedy emise nepocházející přímo z výfukových plynů. Významný je u této frakce i podíl bioaerosolu (pylová zrna, spory, fragmenty plísňí a bakterií).

Hrubší částice podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Menší částice s průměrem pod 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) kromě přímé emise ze spalovacích procesů včetně dopravy typicky vznikají sekundárně koagulací ultrajemných částic nebo reakcemi plyných škodlivin v ovzduší, zejména SO_2 , NO_x , NH_3 a VOC.

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 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 mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání těchto částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času.

Z výsledků subsystému 1 Monitoringu HS¹¹ jasně vyplývá, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší suspendovanými částicemi PM_{10} ve městech je doprava. Podle zprávy za rok 2019 byla střední roční hodnota koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} v městském prostředí ČR 21,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V dopravou nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, 18,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. U dopravně exponovaných míst se pohybovala v rozmezí 17 až 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a v průmyslem exponovaných lokalitách v rozmezí 19 až 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM_{10} v ovzduší v průměru o přibližně 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$ vyšší než v ostatních regionech.

Roční imisní limit 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nebyl v roce 2019 překročen na žádné stanici. Více než 35 překročení krátkodobého 24hod. imisního limitu 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bylo v roce 2019 naměřeno na 7 stanicích. Střední hodnota 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$, doporučená jako mezní WHO, byla překročena na šedesáti z 93 hodnocených městských měřicích stanic.

Imisní zátěž částicemi $\text{PM}_{2,5}$ byla v roce 2019 monitorována na 65 stanicích ve 44 městech. Průměrné roční koncentrace se pohybovaly od 9 do 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční imisní limit 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byl překročen na 8 stanicích. Pouze na 3 stanicích nebyla překročena hodnota 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru, doporučená WHO. Průměrný podíl částic $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} na stanicích se souběžným měřením v roce 2019 byl 72 %.

Zátěž obyvatelstva suspendovanými částicemi PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ se v roce 2019 proti roku 2018 snížila v rozsahu o 5 až 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru [18].

Akutní účinky suspendovaných částic ve znečištěném ovzduší na dýchací trakt zahrnují především dráždění a zánětlivou reakci sliznice dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, ovlivnění řasinkového epitelu horních dýchacích cest, zvýšenou sekreci hlenu v průduškách a snížení samočisticí funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci.

Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod recidivujících akutních zánětlivých změn do chronické fáze s případným vývojem chronické obstrukční nemoci s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním.

¹¹Monitoring hygienické služby – Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, prováděný Státním zdravotním ústavem v Praze a pracovišti hygienické služby ve vybraných městech ČR od roku 1994. Subsystém 1 se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění ovzduší.

Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod. Expozice částicím v ovzduší má ovšem i řadu 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.

Různé velikostní frakce částic pronikají do odlišných partií dýchacího traktu, mají rozdílné zdroje a složení a částečně i odlišný mechanismus působení. Předpokládá se proto i jejich alespoň částečně odlišný a vzájemně nezávislý účinek a tím i nezbytnost regulace, tj. samostatných imisních limitů, pro obě frakce částic PM₁₀ a PM_{2,5}.

Poznatky o zdravotních účincích suspendovaných částic v ovzduší vycházejí především z výsledků epidemiologických studií a prokazují ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především frakcí částic PM_{2,5} a to již při velmi nízké úrovni expozice, přičemž není možné jasně určit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku.

V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 udává WHO pro akutní expozici zvýšení celkové úmrtnosti zhruba o 0,5 % při nárůstu denní průměrné koncentrace PM₁₀ o 10 µg/m³ nad 50 µg/m³. Hodnotu 50 µg/m³ PM₁₀, resp. 25 µg/m³ PM_{2,5}, (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce) WHO doporučuje jako cílovou průměrnou 24hodinovou koncentraci, která by měla sloužit k prevenci výskytu imisních výkyvů, vedoucích k podstatnému zvýšení nemocnosti a úmrtnosti [19].

Jako kvantitativní vztah chronické expozice WHO uvádí zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% (s 95% konfidenčním intervalem 2-11%) při nárůstu průměrné roční koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³ a doporučuje cílovou směrníkovou hodnotu roční průměrné koncentrace 20 µg/m³ PM₁₀, resp. 10 µg/m³ PM_{2,5}. Stejně jako u 24hodinové koncentrace WHO konstatuje, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamenaá plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [19].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnuje zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP¹² z roku 2013.

Konstatuje publikování mnoha nových studií, poskytujících další důkazy o vlivu aerosolových částic v ovzduší na úmrtnost a nemocnost obyvatel, kde riziko lineárně narůstá s expozicí a projevuje se i při nízkých koncentracích pod současným doporučením. Podle této zprávy proto vyvstává potřeba výše uvedené cíle, stanovené v roce 2005, přehodnotit [20].

Suspendované částice jsou proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny na první místo ve skupině látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [21].

Podíl znečištění ovzduší na zvýšené úmrtnosti a zkrácení délky života se projevuje hlavně u kardiovaskulárních a respiračních onemocnění a karcinomu plic.

Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC¹³, která již v minulosti zařadila do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny některé komponenty znečištěného ovzduší nebo jejich směsi (benzen, benzo(a)pyren, exhalace z dieselových motorů), takto v roce 2016 vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [22].

¹²REVIHAAP Project - Review of evidence on health aspects of air pollution

¹³IARC (International Agency for Research on Cancer) Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny se sídlem v Lyonu. Na základě dostupných poznatků z epidemiologických studií u lidí, účinků na pokusná zvířata a výsledků testů genotoxicity klasifikuje různé chemické látky do 4 skupin z hlediska průkaznosti jejich karcinogenity pro člověka.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES¹⁴ stanoví pro země EU mezní hodnoty pro ochranu zdraví PM₁₀ 50 µg/m³ pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a 40 µg/m³ pro průměrnou roční koncentraci, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro frakci PM_{2,5} je od 1.1.2020 mezní hodnota 20 µg/m³ [23].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5} představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí. Metodiky tohoto hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel.

Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace PM_{2,5} nebo PM₁₀, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin.

Imisní pozadí PM₁₀ a PM_{2,5} v hodnocené lokalitě města Třebíč udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace 21,3 µg/m³, resp. 16,4 µg/m³. Průměrné 24hodinové koncentrace PM₁₀ jako 36. nejvyšší hodnoty v roce se zde pohybují do 37,1 µg/m³.

Imisní příspěvek PM₁₀ a PM_{2,5} z dopravy po obchvatu a navazujících komunikacích se v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje v nepatrných hodnotách do 0,37 µg/m³, resp. 0,12 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Vzhledem k těmto hodnotám imisního příspěvku se hodnocení rizika znečištění ovzduší týká prakticky imisního pozadí.

Z údajů ČHMÚ o imisním pozadí vyplývá, že v lokalitě záměru nehrozí překročení imisního limitu pro PM₁₀ ani PM_{2,5}, avšak jsou zde podobně jako na většině urbanizovaného území ČR překračovány imisní koncentrace doporučené WHO k prevenci negativních dopadů na zdravotní stav populace.

Ke kvantitativnímu odhadu velikosti rizika znečištění ovzduší jsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku, aktualizované jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [24]. Tyto vztahy jsou doporučené k použití i v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15.

Pro hodnocení vlivu na úmrtnost populace se jedná o vztah založený na meta-analýze všech epidemiologických kohortových studií, publikovaných před lednem 2013. Jedná se o 13 studií u dospělé populace v Severní Americe a Evropě.

Pro zvýšení dlouhodobé koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³ udává pro celkovou úmrtnost dospělé populace nad 30 let věku relativní riziko RR 1,062 (95% CI 1,040–1,083). Je tedy prakticky identický s původně používaným vztahem z americké studie ACS, který udával zvýšení úmrtnosti o 6 %.

Při hodnocení atributivního rizika úmrtnosti s aplikací uvedeného vztahu je dále použit postup s výpočtem atributivní frakce. Výstupem tohoto výpočtu je předpokládaný počet předčasných úmrtí.

Vztahy pro ukazatele nemocnosti jsou méně přesné nežli vztah pro úmrtnost. Je to dáno méně rozsáhlou databází podkladových studií i rozdíly v definici jednotlivých ukazatelů, avšak jsou používány, neboť demonstrují možný rozsah účinků znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel. Vztahy expozice a účinku jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR¹⁵ nebo poměr šancí OR¹⁶, odpovídající expozici 10 µg/m³ průměrné roční koncentrace PM₁₀ (nebo PM_{2,5}).

¹⁴ Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu

¹⁵RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

Konkrétně jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- $PM_{2,5}$ – 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)¹⁷: RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)
- 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): OR 1.08 (95% CI 0,98-1,19)
- PM_{10} – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let): OR 1.028 (95% CI 1.006-1,051)

Z ukazatelů nemocnosti jsou vztahy pro výskyt (prevalenci) bronchitidy u dětí a pro nové případy (incidenci) chronické bronchitidy u dospělé populace odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici. Ostatní vztahy byly odvozeny ze studií akutní expozice, vyjadřují tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací PM_{10} nebo $PM_{2,5}$ na incidenci nebo prevalenci hodnocených ukazatelů.

Při aplikaci těchto vztahů jsou použity doporučené odhady základní incidence nebo prevalence hodnocených ukazatelů nemocnosti v evropské populaci.

Při výpočtu atributivního rizika je použitý postup uvedený v metodice HIA v programu CAFE¹⁸ [25].

U ukazatelů respirační nemocnosti dětské populace jsou výchozí vztahy expozice a účinku podle postupu metodiky CAFE transponovány do výpočtu nárůstu dní s příznaky během roku.

Pro hodnocení expozice se i u vztahů pro akutní expozici používá jednoduchý postup výpočtu s použitím hodnoty průměrné roční koncentrace, neboť při absenci prahové koncentrace a předpokladu lineárního vztahu expozice a účinku dává tento postup stejný výsledek, jako složitější výpočet, který by hodnotil samostatně každý den v roce.

V tabulce č. 3 je jako kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší pro obyvatele hodnocené lokality uveden výsledek výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami pro modelový počet 1000 obyvatel obytné zástavby situované v okolí trasy obchvatu. Jako průměrná roční koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ v této lokalitě je dosazena hodnota 21,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. 16,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ podle údajů ČHMÚ o imisním pozadí 2015–2019.

Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevovat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ odečteno přírodní pozadí 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$, resp. 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .

K odhadu věkové struktury obyvatel a celkové úmrtnosti populace starší 30 let po odečtu úmrtí na vnější příčiny (poranění a otravy) byly použity poslední publikované údaje ze zdravotnické statistiky ÚZIS (Zdravotnická ročenka ČR 2018, Zemřelí 2018).

Výpočet je proveden i pro nejvyšší hodnoty imisního příspěvku záměru, i když u takto nízkých hodnot se jedná spíše o teoretickou matematickou záležitost navíc s vědomým nadhodnocením skutečného stavu, neboť pro celou lokalitu je použita nejvyšší hodnota příspěvku. Kromě toho je vliv stávající dopravy již částečně zahrnutý v současném imisním pozadí. Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je výpočet atributivního rizika proveden i pro hodnotu imisních limitů 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$.

¹⁶OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

¹⁷RADs (restricted activity days) – dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu. Jsou zjišťovány dotazníkovým průzkumem. Podle závažnosti se dělí na dny s upoutáním na lůžko, dny s absencí v zaměstnání nebo ve škole a na dny jen s mírným omezením normální aktivity, u kterých se odhaduje, že tvoří asi dvě třetiny celkového počtu RADs. Je třeba upozornit, že tento ukazatel se v provedeném výpočtu překrývá s ukazateli respirační nemocnosti, která je nejčastější příčinou omezené aktivity.

¹⁸CAFE - Clean Air for Europe

Tab. 3 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší (ukazatele atributivního rizika za 1 rok pro 1000 obyvatel okolní obytné zástavby)			
	Pozadí	Vliv obchvatu	Im. limit
Průměrná roční koncentrace PM ₁₀ /PM _{2,5} (µg/m ³):	21,3/16,4	0,37/0,12	40/20
Celková úmrtnost			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	0,7	0,0	0,9
Nemocnost – celá populace			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění:	0	0	0
Hospitalizace pro respirační onemocnění:	0	0	0
Počet dní s omezenou aktivitou:	1018	11	1340
Nemocnost – dospělí			
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.):	0	0	1
Nemocnost – děti			
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky):	366	12	972
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky):	12	0	31

Výpočet udává pro příslušný počet exponovaných obyvatel a jednotlivé kategorie zdravotních ukazatelů přímo míru vlivu znečištěného ovzduší, tedy absolutní počet zdravotních ukazatelů, který je možné přisoudit vlivu znečištěného ovzduší. Výsledky jsou kromě relativně nejspolehlivějších ukazatelů ovlivnění celkové úmrtnosti zaokrouhlené podle matematických pravidel na celá čísla.

Z výsledku výpočtu vyplývá, že k nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším dochází i při významně podlimitní úrovni znečištění a je tedy do určité míry nevyhnutelné. Vliv znečištění ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se více 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. V daném případě vychází v přepočtu k úmrtnosti obyvatel dle statistiky ÚZIS pro hodnocený počet obyvatel a současné imisní pozadí částic PM_{2,5} zhruba 7% podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let.

V současných podmínkách měst ČR tento údaj odpovídá průměrné úrovni rizika znečištění ovzduší. Střední hodnota průměrné roční koncentrace PM_{2,5} ve městech ČR v roce 2018 byla dle SZÚ 20,4 µg/m³. Při odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí 5 µg/m³ odpovídá této úrovni expozice zvýšení celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace měst ČR cca o 9%. V roce 2019 se střední hodnota průměrné roční koncentrace PM_{2,5} ve městech ČR výrazně snížila na 14,9 µg/m³, čemuž by odpovídalo zvýšení celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku cca o 6%.

U ukazatelů nemocnosti je často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. V provedeném hodnocení je pro názornost vyjádřena jako počet dní s příznaky zánětu průdušek (bronchitis) během roku, vztažený na celou exponovanou dětskou populaci daného věku. Při použití údaje o základní prevalenci výskytu příznaků u dětí ve věku 6–12 let v evropských zemích (18,6%) je možné výsledek výpočtu interpretovat jako cca 7% podíl vlivu současné úrovně znečištění ovzduší na chronickou respirační nemocnost u dětí.

Provedený výpočet sice působí exaktním dojmem, ale vzhledem k nejistotám v jeho výchozích podkladech i v odvození vlastních vztahů jde v absolutních číslech pouze o kvalifikovaný odhad.

Ve vztahu k posuzovanému záměru je zřejmé, imisní vliv tranzitní dopravy na navržené trase obchvatu nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko.

IV. 3. Benzo(a)pyren

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Benzo(a)pyren je obecně používán jako indikátor zátěže polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU). Jde o skupinu organických látek, tvořených dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými jádry, která mohou být různě orientována a substituována, z čehož vyplývá velká rozmanitost jejich vlastností.

Vznikají při nedokonalém spalování organických látek a vzhledem k rozšířenosti jejich přírodních i antropogenních zdrojů jsou prakticky všudypřítomné. Většina PAU se dostává do životního prostředí cestou atmosféry z procesů spalování a pyrolýzy.

Zdravotně nejvýznamnější vysokomolekulární PAU s 5 a více benzenovými jádry, jako je benzo(a)pyren, jsou v ovzduší většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř. Ve výfukových emisích z dopravních prostředků jsou PAU významně až z 90 % redukovány katalyzátory u benzínových motorů, u diesellových motorů jsou redukovány také, ale v menším poměru [20].

Z ovzduší jsou PAU odstraňovány suchou a mokrou depozicí do půdy a vody a mohou podléhat fotodegradaci působením UV složky slunečního záření.

V ovzduší bylo zjištěno okolo 500 PAU, tvoří komplexní směs, avšak většina měření se týká benzo(a)pyrenu (dále BaP), který je nejlépe prostudován.

Podle zprávy subsystému 1 Monitoringu HS za rok 2019 bylo znečištění ovzduší PAU v ČR sledováno na 42 stanicích. Většinou je analyzováno 9 nejvýznamnějších látek včetně BaP.

Z porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou typů zdrojů emisí PAU (majoritní domácí topeniště a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím ovlivňovaným lokálními malými zdroji. Domácí topeniště se prosazují hlavně v okrajových částech měst a v místech s významným podílem spalování fosilních/pevných paliv. Z hlediska dlouhodobého trendu je imisní zátěž sídel v ČR hodnocena jako stabilní, na jejíž aktuální úrovni se nejvíce projevují meteorologické jevy.

Roční střední hodnota koncentrace BaP v městském prostředí ČR v roce 2019 byla $1,1 \text{ ng/m}^3$. Rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se pohybovalo v rozmezí $0,4\text{--}3,1 \text{ ng/m}^3$ se střední hodnotou $1,1 \text{ ng/m}^3$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční průměrná hodnota $0,8 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$ (rozpětí $0,4$ až $1,2 \text{ ng/m}^3$), tyto lokality se vyznačovaly menší variabilitou mezi hodnotami naměřenými v zimním a letním období.

Několikanásobně vyšší hodnoty byly dosahovány v lokalitách zatížených průmyslem, především v Ostravsko-karvinské pánvi, kde se k obvyklým zdrojům přidávají jako majoritní velké průmyslové celky a dálkový transport. Střední hodnota v těchto oblastech byla $2,8 \text{ ng/m}^3$.

Hodnota imisního limitu byla v roce 2019 překročena na 22 z 42 do zpracování zahrnutých městských stanic. Hodnoty měřené na venkovských nebo příměstských stanicích dokazují existenci lokalit významně zatížených lokálními topeništi, kde dochází až k vícenásobnému překročení imisního limitu [18].

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plíci, zažívacím traktem i přes kůži. Snadno pronikají přes placentární bariéru a jsou stanovitelné i v mateřském mléce.

V organismu podléhají metabolickým reakcím, při kterých vznikají reaktivní meziprodukty a metabolity (zejména diol-epoxydy, vytvářející addukty s DNA), odpovědné za mutagenní, karcinogenní a toxické účinky.

Výsledky studií na pokusných zvířatech ukazují, že PAU mohou vyvolávat řadu zdravotně nepříznivých účinků, jako je oční i kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita. Patrně též mohou mít vliv na vývoj aterosklerózy. Patří mezi endokrinní disruptory.

Při běžné expozici PAU z životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší, a to hlavně ve vztahu k nepříznivému ovlivnění vývoje dětí, jak během nitroděložního vývoje, tak i později v předškolním věku [20,27].

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP a několika dalších vysokomolekulárních PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a potvrzují ji i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace.

BaP klasifikuje IARC jako prokázaný karcinogen pro člověka. Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat [28,29].

Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prашné částice.

Pro kvantitativní odhad karcinogenního rizika BaP jako zástupce směsi PAU v ovzduší doporučila WHO ve směrnicích pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 jednotku karcinogenního rizika UCR¹⁹ $8,7 \times 10^{-2}$. Podkladem byla UCR odvozená US EPA konzervativním lineárním víceúrovňovým modelem na základě dlouhodobé expozice koksárenských dělníků.

Při aplikaci UCR $8,7 \times 10^{-2}$ vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající karcinogennímu riziku 1×10^{-6} , v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$ [26].

K obdobnému závěru, tj. doporučení použití BaP jako zástupce směsi PAU a vyjádření karcinogenního potenciálu celé směsi pomocí UCR BaP $8,7 \times 10^{-2}$, dospělo WHO i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 [27].

V ČR je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřené jako BaP, v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3 .

Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se 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. Podotýkají ale, že stávající cílový limit 1 ng/m^3 je spojen s poměrně vysokým karcinogenním rizikem téměř 1×10^{-4} [20].

PAU reprezentované BaP byly v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny do druhé skupiny látek doporučených k přehodnocení. Konkrétně experti WHO poukazují na nové poznatky o nekarcinogenních účincích PAU, probíhající přehodnocení rizika americkou EPA a významné překračování současného doporučeného limitu 1 ng/m^3 v mnoha zemích [21].

Výsledky zmíněného přehodnocení rizika BaP na základě současných poznatků zveřejnila US EPA v databázi IRIS²⁰ v roce 2017.

¹⁹UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karcinogenního rizika, vyjadřující karcinogenní potenciál dané látky vztahený při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

²⁰IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

U karcinogenního rizika na rozdíl od WHO nevycházela z humánních dat a odvodila lineární extrapolací z dat chronické inhalační studie u křečků jednotku karcinogenního rizika $UCR = 6 \times 10^{-4}$. Pro riziko nekarcinogenních účinků při inhalační expozici uvádí US EPA referenční koncentraci $RfC^{21} 2 \text{ ng/m}^3$, odvozenou s použitím vysokého faktoru nejistoty ze studie vývojové toxicity u potkanů [30].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Imisní pozadí benzo(a)pyrenu v hodnocené lokalitě města Třebíč udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace do 1 ng/m^3 . Imisní příspěvek z dopravy po obchvatu se v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje v rozmezí průměrné roční koncentrace do $0,016 \text{ ng/m}^3$ průměrné roční koncentrace.

U benzo(a)pyrenu je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, hodnocení rizika vychází z průměrných ročních koncentrací.

Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Výpočet této míry pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk) se provádí pomocí jednotky karcinogenního rizika (UCR), udávající karcinogenní potenciál dané látky při celoživotní inhalaci z ovzduší.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí 1 ng/m^3 odpovídala míra rizika ILCR $8,7 \times 10^{-5}$. Vypočtený nejvyšší příspěvek z hodnocené dopravy u obytné zástavby záměru představuje míru rizika ILCR $1,4 \times 10^{-6}$.

Při hodnocení bezprahového karcinogenního účinku se vychází z principu společensky přijatelného rizika, tedy míry navýšení celoživotního rizika onemocnění v populaci, která je považována za nevýznamnou a ještě akceptovatelnou.

Toto společensky přijatelné riziko se v různých zemích uvádí v rozmezí od 1×10^{-4} do 1×10^{-6} (jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob). Pro ČR doporučuje Ministerstvo zdravotnictví ČR vzhledem k nejistotě odhadů expozice i stanovení referenčních hodnot obecně považovat za přijatelné řádové rozmezí karcinogenního rizika 10^{-6} (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [31].

Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisí BaP překračována, což je však v dopravně významně exponovaných lokalitách v ČR běžná situace a je tolerována již stanoveným imisním limitem a ve srovnání s jinými městy je situace v Třebíči u této škodliviny relativně příznivá.

Významnost vypočtené míry karcinogenního rizika, vyjádřené ILCR je možné vyjádřit ukazatelem populačního rizika. Populační riziko vyjadřuje roční riziko výskytu rakoviny u exponované populace, tj. průměrný počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

Tento ukazatel se nazývá APCR (Annual Population Cancer Risk) a vypočte se dle vzorce: $APCR = ILCR \times \text{počet exponovaných osob}/70$.

Hodnoty APCR pro modelový počet 1000 obyvatel nejbližší okolní obytné zástavby jsou uvedeny v tabulce č. 4.

²¹RfC - Odhad koncentrace látky v ovzduší (s přesností v rozsahu 1 řádu), která není spojena při celoživotní expozici ani u citlivých skupin populace se znatelným rizikem nepříznivých zdravotních účinků.

Tab. 4 – Populační riziko (APCR) imisní zátěže benzo(a)pyrenem pro 1000 obyvatel okolní obytné zástavby	
	<i>APCR = počet onemocnění /rok</i>
<i>Imisní pozadí</i>	<i>0,0012</i>
<i>Imisní příspěvek dopravy po obchvatu</i>	<i>0,00002</i>

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že zdravotní riziko imisí benzo(a)pyrenu z hlediska reálného navýšení výskytu nádorových onemocnění u obyvatel hodnocené lokality je spíše teoretickým údajem a imisní vliv tranzitní dopravy na navržené trase obchvatu bude z hlediska rizika pro obyvatele v okolí zanedbatelný.

IV. 4. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení úrovně znečištění ovzduší v lokalitě dotčené navrženou trasou obchvatu byly výpočty rozptylové studie, udávající imisní vliv dopravy pro standardní zastoupení škodlivin. Jako podklad o imisním pozadí byly využity aktuální oficiální údaje Českého hydrometeorologického ústavu pro danou lokalitu.

Při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší byly použity aktuální odborné poznatky o nebezpečnosti a vztazích expozice a účinku hodnocených látek v souladu s autorizačním návodem AN 17/15 Státního zdravotního ústavu Praha pro hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší z října 2015.

Kvantitativní odhad zdravotního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti obyvatel na základě imisního pozadí suspendovaných částic zhruba odpovídá průměrné úrovni rizika znečištění ovzduší ve městech ČR.

Imisní vliv dopravy na navržené trase obchvatu vyhodnocený rozptylovou studií nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko.

V. Analýza nejistot

Každé hodnocení vlivů na zdraví je nevyhnutelně zatíženo řadou nejistot. Proto je jednou z neopominutelných součástí hodnocení vlivů na zdraví i popis a analýza nejistot, kterých si je zpracovatel vědomý a ke kterým by se mělo přihlédnout v další etapě rozhodování.

V daném případě hodnocení zdravotních rizik hluku a znečištění ovzduší z dopravy vyplývají určité nejistoty jak z výchozích dat, na jejichž základě byla hodnocena expozice hluku a imisím, tak i ze současného stupně poznání o jejich potenciálním riziku pro obyvatelstvo. Konkrétně se jedná hlavně o tyto oblasti:

1. Spolehlivost výstupů rozptylové a hlukové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních dat, tak i vlastním matematickým modelem.

Udaná nejistota vlastního výpočtu hlukové studie prostřednictvím použitého programu je $\pm 2,0$ dB. Teoreticky významnější nejistotou poskytnutých podkladů z hlediska možnosti detailnějšího posouzení záměru jsou chybějící údaje o celkové hlukové zátěži a o změně, kterou v dotčeném území realizace obchvatu vyvolá. Nebylo též možné kvantitativní charakterizaci rizika vztáhnout ke konkrétnímu počtu exponovaných obyvatel.

Vzhledem k charakteru posuzovaného záměru a relativně nízkým hodnotám jeho hlukového příspěvku však takto detailní hodnocení v daném případě nepovažuji za nutné a uvedené nejistoty nejsou pro závěr hodnocení významné.

Původní nejistota rozptylových studií byla snížena použitím nových emisních faktorů programu MEFA 13, které u dopravy zahrnují i emise dříve nehodnocené, jako otěry brzd a pneumatik a resuspenzi prachových částic z vozovky.

Přesto rozptylovou studií nelze spolehlivě postihnout veškeré faktory ovlivňující znečištění ovzduší, jako je např. sekundární vznik jemné frakce částic v ovzduší, nebo rozptyl škodlivin v území ohraničeném stavbami. Podkladem k odhadu imisního pozadí v dané lokalitě byly oficiální údaje ČHMÚ.

2. Při hodnocení expozice obyvatel zájmového území hluku a imisím škodlivin byl vědomě použit konzervativní přístup, který vychází z nejvyšší úrovně předpokládané expozice u nejbližší obytné zástavby, hodnotí tedy nejhorší možný případ expozice vztažený na celou lokalitu. Je tím eliminována nejistota případného podhodnocení skutečné úrovně expozice na základě údajů hlukové a rozptylové studie.

3. Vztahy expozice a účinku, použité ke kvantitativní charakterizaci rizika hluku a znečištění ovzduší. Vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. V daném případě byly použity vztahy expozice a účinku odvozené experty WHO, které doporučuje autorizační návod SZÚ Praha pro autorizovaná hodnocení rizika znečištění ovzduší.

Některé epidemiologické studie naznačují i vyšší zdravotní účinky znečištění ovzduší, např. velká kohortová studie u dospělé populace v USA, publikovaná v letošním roce, uvádí při dlouhodobé expozici $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ zvýšení celkové úmrtnosti o 12% [32].

Pro charakterizaci rizika hluku byly v souladu s aktualizovanou verzí 5 AN SZÚ použity nové vztahy expozice a účinku ze směrnice WHO z roku 2018, které jsou obsaženy i v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. Jde tedy o zcela aktuální podklady.

Kromě toho při odhadu situace konkrétního hodnoceného záměru je aplikace vztahů, odvozených z meta-analýz studií z různých zemí vždy zatížena nejistotou, neboť účinky hluku a reakci obyvatel kromě vlastní hlukové zátěže a jejího charakteru významně ovlivňuje i řada místních neakustických faktorů.

Zejména je nelze spolehlivě vztahovat zejména na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných obyvatel jednotlivých domů. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku a jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, tak i dalšími neakustickými faktory, jako je úroveň hlukového pozadí z ostatních zdrojů, konkrétní situování domů a místností sloužících k odpočinku a spaní a významně se lišit od vypočtených údajů. Určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování hlukem je při vnímatelné úrovni hluku vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

VI. Závěr

Podle zadání bylo na základě poskytnutých podkladů s použitím aktuálních metodik provedeno hodnocení vlivů na veřejné zdraví pro posuzovaný záměr obchvatu města Třebíč.

Předmětem hodnocení byly výstupy hlukové a rozptylové studie, které hodnotí předpokládané změny hlukové a imisní situace nejbližší obytné zástavby v souvislosti s realizací záměru.

Z výsledků hodnocení vyplývá, že vypočtená budoucí hluková zátěž z provozu obchvatu sice může být pro část obyvatel okolní zástavby i při dodržení hlukových limitů zdrojem obtěžování a rušení hlukem ve spánku, avšak nedosahuje úrovně, při které by jí bylo možné považovat za významné zdravotní riziko.

Znečištění ovzduší ve standardně hodnocených ukazatelích zdravotního rizika na základě imisního pozadí suspendovaných částic a obsahu benzo(a)pyrenu odpovídá průměrné úrovni rizika ve městech ČR.

Imisní vliv dopravy na navržené trase obchvatu vyhodnocený rozptylovou studií nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko.

Tento závěr je platný za předpokladu platnosti poskytnutých výchozích podkladů.

VII. Příloha – citovaná a použitá literatura

1. WHO: *Environmental Noise Guidelines for the European Region*, WHO, 2018
2. EEA: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, EEA Technical report No 11/2010, EEA Copenhagen, October 2010
3. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
4. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
5. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
6. Guski R., Schreckenberg D., Schuemer R.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Annoyance*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 1539
7. Gjestland T.: *On the Temporal Stability of People's Annoyance with Road Traffic Noise*, *Int. J. Environ Res. Public Health* 2020, 17, 1374
8. 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(1), July 2004
9. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009
10. European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: *Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise*, 2004
11. Basner M., McGuire S.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2018, 15, 519
12. Münzel T., Schmidt F.P., Steven S., Herzog J., Daiber A., Sørensen M.: *Environmental Noise and the Cardiovascular System*, *J. Am Coll. Cardiol.* 2018, 71(6):688-97
13. Babisch, W.: *Road traffic noise and cardiovascular risk*, *Noise Health* 2008, 10:38,27-33
14. Babisch, W.: *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis*, *Noise Health* 2014, 16:1-9
15. Van Kempen E, Casas M., Pershagen G., Foraster M.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 15, 379
16. Evropská komise: *Směrnice komise (EU) 2020/367 ze dne 4. března 2020, kterou se mění příloha III směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/49ES, pokud jde o hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí*, EK, Gen. ředitelství pro životní prostředí, 2020

17. Vandasová Z., Fialová A.: *Vztahy mezi hlukovými ukazateli L_{dvn} a L_{dn}*, SZÚ Praha, 2019
18. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – souhrnná zpráva za rok 2019*, SZÚ Praha, 2020
19. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005*
20. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report, WHO 2013*
21. WHO: *Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015, WHO 2016*
22. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution, 2016*
23. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu*
24. 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*
25. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005*
26. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition, WHO 2000*
27. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants, WHO 2010*
28. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 92, Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures, 2010*
29. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene), 2012*
30. US EPA: *Integrated Risk Information System, Toxicological Review of Benzo(a)pyrene, 2017*
31. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639, 2005*
32. Pope CA III, Lefler JS, Ezzati M, Higbee JD, Marshall JD, Kim S-Y, et al.: *Mortality Risk and Fine Particulate Air Pollution in a Large, Representative Cohort of U.S. Adults, Environ Health Perspect 127(7) July 2019*

MUDr. Bohumil Havel

