PUDIS

projektová, průzkumná a konzultační společnost

PUDIS a.s., Nad Vodovodem 2/3258, 100 31 Praha 10
tel.: +420 274 776 645, fax: +420 274 778 656, www.pudis.cz, info@pudis.cz

Vypracoval: Ing. Jitka Růžičková	Hlavní inženýr projektu: Ing. Olga Šambergerová	Investor: Jihočeský kraj, U Zimního stadionu 1952/2, 370 76 České Budějovice
	Výrobní ředitel: Ing. Jan Vlček	
Odpovědný projektant: Ing. Olga Šambergerová	Ředitel společnosti: Ing. Martin Höfler	
Číslo zakázky: 3-2359-0001-69	Datum: 06/2016	

Akce: Obchvat města Kaplice, II.etapa, silnice II/154 Dokumentace dle zákona 100/2001 Sb., v platném znění, zpracovaná podle přílohy č. 4 zákona	Měřítko: -	Formát: A4
	Stupeň: EIA	Souprava:
Příloha: Hodnocení zdravotních rizik	Číslo přílohy: H.5	

PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: **HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK**
OBCHVAT MĚSTA KAPLICE, 2. ETAPA, SILNICE II/154

Zadavatel: **PUDIS A.S.**
Nad Vodojemem 2/3258
100 31 Praha 10

Vypracoval: **Ing. Jitka Růžičková**
Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví, pořadové číslo osvědčení 5/2014
Krokova 31
360 20 Karlovy Vary

Datum zpracování: **listopad 2015**

1. Zadání

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace posouzení vlivu záměru „Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, je zpracováno posouzení vlivů na veřejné zdraví resp. hodnocení zdravotních rizik hluku a chemických látek v ovzduší.

Základní metodické postupy odhadu zdravotních rizik byly zpracovány zejména Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a Světovou zdravotní organizací (WHO). V České republice byly základní metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik vydány Ministerstvem zdravotnictví a Ministerstvem životního prostředí. Předkládané hodnocení zdravotních rizik je zpracováno v souladu s výše uvedenými metodickými postupy.

Zdravotní riziko vyjadřuje pravděpodobnost změny zdravotního stavu exponovaných osob. Při hodnocení zdravotních rizik se standardně postupuje ve čtyřech následných krocích:

1. Identifikace nebezpečnosti – v tomto kroku se zjišťuje, zda je sledovaná látka, faktor nebo komplexní směs schopná vyvolat nežádoucí zdravotní účinek.

2. Charakterizace nebezpečnosti – odhad dávkové závislosti tohoto efektu, tedy jak se intenzita, frekvence nebo pravděpodobnost nežádoucích účinků mění s dávkou, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika

3. Hodnocení (odhad) expozice – to znamená, zda a do jaké míry je populace vystavena působení sledované látky nebo faktoru v daném prostředí. Na základě znalosti situace se při něm sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané látce a jaká je její dávka.

4. Charakterizace rizika – je konkrétním krokem v odhadu rizika. Znamená integraci (syntézu) poznatků získaných v předchozích krocích, včetně zvážení všech nejistot, závažnosti i slabých stránek dokumentace. Účelem je dospět, pokud to dostupné informace umožňují ke kvantitativnímu vyjádření míry konkrétního zdravotního rizika v posuzované situaci, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika.

Pro daný protokol bylo předloženo:

Příspěvková rozptylová studie: Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154, zpracovaná Mgr. Jakubem Buckem, Bucek s.r.o., Táborská 191/125, 615 00 Brno

Hluková studie: Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154, zpracovaná Ing. Ditou Janečkovou, Bucek s.r.o., Pekařská 364/76, 602 00 Brno

2. Informace o záměru

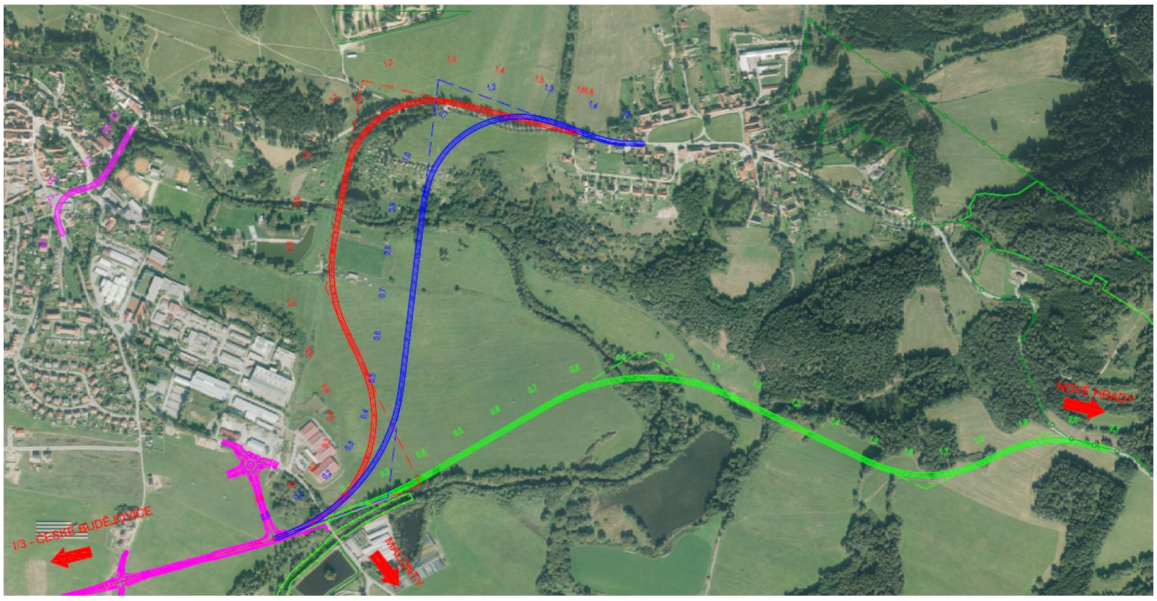
2.1 Popis záměru

Záměrem je vybudování 2. etapy obchvatu města Kaplice. Součástí záměru je přeložka silnice II/154 mezi právě realizovanou I. etapou obchvatu a silnicí II/154 mezi Kaplicemi a Blanskem. Přeložka je navrhovaná ve 2 variantách („červená varianta“ a „modrá varianta“). Navrhovaná přeložka v obou variantách navazuje na již skoro dokončenou 1. etapu a vede po východním okraji města,

Varianta červená
Staničení bylo určeno z jihu na sever. Trasa navazuje na již skoro dokončenou 1. etapu a vede po východním okraji města, přechází nad silnicí II/158 (ul. Pohorská), prochází mezi řekou Malší a firmou GMA Stanztechnik Kaplice, dále vede po stávající louce až k tréninkovému fotbalovému hřišti, který z části kříží (nutný jeho přesun), dále stoupá a napojuje se na stávající silnici II/154 (zde je navržen osvětlený zpomalovací dělící ostrůvek).
Délka navržené červené varianty je 1,619 22 km. Výškové řešení je navrženo s ohledem na stávající terén a výšku stávající silniční sítě. Trasa má max. podélný sklon 9 % a směrem na Blansko za mostem přes řeku Malši stoupací pruh.

Varianta modrá
Staničení bylo určeno z jihu na sever. Trasa začíná jako červená varianta, tj. navazuje na již skoro dokončenou 1. etapu a vede po východním okraji města, přechází nad silnicí II/158 (ul. Pohorská), prochází mezi řekou Malší a firmou GMA Stanztechnik Kaplice. Dále pak protíná Malši a vede před stávající rekreační objekty a napojuje se na silnici II/154 těsně před Blanskem.
Délka navržené modré varianty je 1,574 41 km. Výškové řešení je navrženo s ohledem na stávající terén a výšku stávající silniční sítě. Trasa má max. podélný sklon 9 % a směrem na Blansko za mostem přes řeku Malši stoupací pruh.

Obr. 1: Umístění záměru – širší vztahy (bez měřítka) – převzato z rozptylové studie



Použité zdroje informací:

Příspěvková rozptylová studie: Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154, zpracovaná Mgr. Jakubem Buckem, Bucek s.r.o., Táborská 191/125, 615 00 Brno

Hluková studie: Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154, zpracovaná Ing. Ditou Janečkovou, Bucek s.r.o., Pekařská 364/76, 602 00 Brno

3. Zdravotní rizika chemických škodlivin

Prvním krokem v procesu hodnocení zdravotních rizik je sběr a vyhodnocení dat o možném poškození zdraví, které může být vyvoláno zjištěnými nebezpečnými faktory. Dostupné údaje o škodlivinách emitovaných do ovzduší a o jejich účincích na zdraví jsou převzaty z databází WHO, US EPA – IRIS apod.

Předkládaná rozptylová studie vyhodnocuje příspěvky k imisní zátěži související se záměrem resp. z hlediska příspěvkového znečištění vnějšího ovzduší jsou výpočty zpracovány pro nejvýznamnější druhy znečišťujících látek ze silniční dopravy, které mají vyhlášeny imisní limity z hlediska ochrany zdraví lidí oxid dusičitý (NO_2), suspendované částice frakce PM_{10} a $PM_{2,5}$, benzen (BZN) a benzo(a)pyren (BaP). Vyhodnocení příspěvků záměru k imisní zátěži je v rozptylové studii řešeno v následujících variantách:

Vlastní posouzení imisní zátěže v lokalitě

Vlastní posouzení stávajícího imisního zatížení v lokalitě bylo provedeno na základě vymezení OZKO za rok 2010-2014 a dat AIM.

Výpočtová varianta 1 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2015 bez přeložky

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 2 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 bez přeložky

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 3 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 s přeložkou (červená varianta)

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 4 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 s přeložkou (modrá varianta)

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 5 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2040 s přeložkou (červená varianta)

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 6 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2040 s přeložkou (modrá varianta)

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

Na základě předložené rozptylové studie byly vytipovány polutanty emitované do ovzduší, které lze v rámci posuzovaného záměru buď vzhledem ke zjištěným koncentracím anebo známým vlastnostem, považovat za významné z hlediska potenciálního ovlivnění zdravotního stavu:

- oxid dusičitý
- suspendované částice PM_{10} a $PM_{2,5}$
- benzen
- benzo(a)pyren

3.1.1 Suspendované částice frakce PM_{10} a $PM_{2,5}$

Suspendované částice představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného a pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu. Jsou definovány takto: suspendované částice jsou pevné nebo kapalné částice, které v důsledku zanedbatelné pádové rychlosti přetrvávají dlouhou dobu v atmosféře.

Definice základních pojmů:

- suspendované částice frakce PM_{10} – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 10 μm s odlučovací účinností 50%
- suspendované částice frakce $PM_{2,5}$ – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 2,5 μm s odlučovací účinností 50%.

Částice v ovzduší představují významný faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví. Na rozdíl od plynných látek nemají specifické složení (velikost a složení částic je ovlivněno zdrojem, ze kterého pochází), nýbrž představují směs látek s různými účinky. Současně působí i jako vektor pro plynné škodliviny.

Suspendované částice dělíme na primární a sekundární:
Primární jsou emitované přímo ze zdrojů a můžeme je dále dělit na ty, které pochází z antropogenních zdrojů (spalování fosilních paliv, doprava, technologické procesy, antropogenní aktivity) a z přírodních zdrojů (mořský aerosol, sopečná činnost, kosmický spad). Sekundární částice jsou ty, které vznikají v ovzduší na základě probíhajících chemických a fyzikálních procesů, a dále ty, které se do ovzduší dostávají resuspenzí (zvířením) v důsledku lidské činnosti (např. doprava) anebo meteorologických faktorů (vítr).

Účinek suspendovaných částic závisí na jejich velikosti, tvaru a chemickém složení. V současné době se klade význam na zohlednění velikosti částic, která je rozhodující pro

průnik a depozici v dýchacím traktu. Větší částice jsou zachyceny v horních partiích dýchacího ústrojí, obvykle se dostanou do trávicího ústrojí a jedinec je jimi exponován také jejich požitím. Částice frakce PM_{10} (tzv. torakální frakce) se dostávají pod hrtan do dolních cest dýchacích, jemnější částice označené jako frakce $PM_{2,5}$ (tzv. respirabilní frakce) pronikají až do plicních sklípků. Největší podíl prachu se ukládá v plicích při velikosti částic mezi 1 až 2 μm. S dalším zmenšováním se částice začínají chovat jako plynné molekuly a jejich retence v plicích klesá. Částice menší než 0,001 μm jsou téměř všechny zase vydechovány. Účinky suspendovaných částic jsou dále ovlivněny jejich chemickým složením a adsorpcí dalších znečišťujících látek na jejich povrchu.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2014 bylo konstatováno, že zátěž ovzduší aerosolovými částicemi v monitorovaných sídlech je významně ovlivňována meteorologickými podmínkami s vyšší četností excesů a rychlých změn počasí zahrnujících dlouhodobější suchá období vysokých teplot či krátká období intenzivních srážek. V roce 2014 nenastala významnější zimní inverzní situace.
Přetrvává významnost podílu emisí z dopravy jako majoritního zdroje znečištění ovzduší ve městech a městských aglomeracích proti emisím z dalších typů zdrojů (teplárny, výtopny a domácí vytápění).
Specifickou a významně vyšší zůstává zátěž v průmyslových lokalitách na Ostravsku. Porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských obytných lokalit (pozaďových a zatížených různou úrovní dopravy) jednoznačně usvědčuje dopravu jako hlavní příčinu vyšší zátěže suspendovanými částicemi ve městech. Je zřejmá přímá závislost na intenzitě dopravy, kdy se emise z liniového zdroje/zdrojů přičítají k městskému pozadí ovlivňovanému lokálními malými zdroji - topeništi.

- hodnoty ročního aritmetického průměru měřené na pozaďových stanicích ČHMÚ byly v rozmezí 15 až 19 $\mu g/m^3$
- v lokalitách dopravou nezatížených se pohybovala roční střední hodnota v závislosti na intenzitě okolní dopravy v rozsahu od 24 – 26 $\mu g/m^3$, přes 26 – 30 $\mu g/m^3$ u dopravně extrémně exponovaných míst až po 32 $\mu g/m^3$ ročního průměru v průmyslem silně exponovaných lokalitách.
- jedno z kritérií překročení imisního limitu (aritmetický roční průměr > 40 $\mu g/m^3$ anebo více než 35 překročení 24 hod. limitu 50 $\mu g/m^3$/kalendářní rok) bylo v roce 2014 naplněno na 41 z 98 do zpracování zahrnutých měřicích stanic. 24 hod. imisní limit (50 $\mu g/m^3$) byl překročen ve všech monitorovaných lokalitách.
- jen na 9 % (3 pozaďové a 6 městských) z 98 zahrnutých měřicích stanic nebyla v roce 2014 překročena hodnota 20 $\mu g/m^3$/rok, doporučovaná WHO.

Hodnoty ročních průměrů na dopravně zatížených městských stanicích se v roce 2014 proti roku 2013 významně nezměnily, což je možno připsat aktuálním meteorologickým podmínkám (teplá zima 2013 – 2014 i 2014 – 2015). Dlouhodobý pozorovaný vývoj - snižování měřených hodnot v některých zatížených oblastech – je často kompenzován pozvolným zhoršováním situace v málo zatížených lokalitách.
Hodnocení výsledků měření suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ vychází z dat 34 stanic – šesti stanic v Praze, pěti stanic v Plzni, čtyř stanic v Brně, dvou v Ostravě a po jedné stanici v dalších 17sídlech. Průměrné roční hmotnostní koncentrace se v jednotlivých sídlech pohybovaly od 11,7 do 36 $\mu g/m^3$. Roční průměr na pozaďové stanici v Košeticích byl 13,6 $\mu g/m^3$. Hodnota ročního imisního limitu 25 $\mu g/m^3$ byla překročena na sedmi stanicích, 10 $\mu g/m^3$ ročního průměru bylo překročeno na všech do hodnocení zahrnutých stanicích.

Podíl suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} vypočítaný z hodnot souběžně měřených na 34 stanicích se pohybuje od 0,45 (dopravní stanice v Berouně), po 0,88 na stanici Plzeň Lochotín. V období 2007 až 2014 má hodnota průměrného podílu frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} neklesající trend a kolísá okolo 75 % (74,4 % v roce 2014).

Akutní účinky suspendovaných částic a změny v denních koncentracích: Suspendované částice dráždí sliznici dýchacích cest, mohou způsobit změnu morfologie i funkce řasinkového epitelu, zvýšit produkci hlenu a snížit samočisticí schopnosti dýchacího ústrojí. Tyto změny usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory, jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM_{10} se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí.

Dlouhodobé účinky: Na základě ročních průměrných koncentrací existuje pro tyto účinky méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro zdravotní účinky prašnosti vyjádřené jako PM_{10} jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM_{10} je v materiálech WHO uváděna závislost pro různé projevy zdravotních účinků. V současné době jsou k dispozici i výsledky novějších studií, které byly verifikovány v materiálech WHO (2006).
Závěry epidemiologických studií, které byly použity pro konstrukci doporučených hodnot prašnosti WHO (2005), případně uvedených v novějším materiálu WHO zaměřeném pouze na vlivy prašnosti na exponovanou populaci (WHO, 2006), uvádějí následující vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení prašnosti o 10 $\mu g/m^3$ příslušné frakce PM. Výsledný efekt je vyjádřen jako změna (zvýšení) výskytu jednotlivých symptomů poškození zdraví oproti situaci s nižší zátěží prašnosti na lokalitě (pomocí %, případně epidemiologických ukazatelů – RR, OR), případně výskytem nových případů symptomu poškození zdraví v populaci určité četnosti (většinou 100 000 obyvatel, případně určité věkové kohorty). Vztahy jsou formulovány jako lineární, neboť nebyl prokázán prahový účinek vlivu prašnosti na zdravotní stav populace.
V roce 2013 zařadila Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC), na základě nezávislé analýzy více než 1 000 studií, znečištěné venkovní ovzduší i suspendované částice jako jeho složku, do skupiny 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Tento fakt se prozatím nijak neodrazil v doporučeních pro kvantitativní hodnocení.

3.1.2 Oxid dusičitý NO_2, CASRN 10102-43-9

Oxidy dusíku patří mezi nejvýznamnější klasické škodliviny v ovzduší. Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování fosilních paliv. Ve většině případů jsou emitovány převážně ve formě oxidu dusnatého, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý. Suma obou oxidů je označována jako NO_x. Oxid dusičitý NO_2 je z hlediska účinků na lidské zdraví významnější a je o něm k dispozici nejvíce údajů. Z toho důvodu byl v roce 2002 způsob hodnocení změněn, v současné době se hodnotí koncentrace NO_2, nikoli sumy všech oxidů. Z toho vyplývá i navazující změna

v celkovém přístupu k hodnocení znečištění touto noxou. Hodnocení zdravotního rizika bude proto provedeno pro tuto látku.

Protože oxid dusičitý není příliš rozpustný ve vodě, je při inhalaci jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích, v převaze však proniká do dolních cest dýchacích, kde se pozvolna rozpouští a s dlouhodobou latencí může přímým toxickým působením na kapiláry plicních sklípků vyvolat edém plic.
Prahovou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až 410 μg/m^3.

Průměrné roční koncentrace NO_2 se v městských oblastech obecně pohybují v rozmezí 20 až 90 μg/m^3. Krátkodobé koncentrace silně kolísají v závislosti na denní době, ročním období a meteorologických podmínkách. Přírodní pozadí představují roční průměrné koncentrace v rozmezí 0,4 – 9,4 μg/m^3.
Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2014 roční aritmetické průměry oxidu dusičitého na pozaďových stanicích EMEP nepřekročily 10 μg/m^3 (nejvyšší hodnota byla naměřena v Košeticích, a to 8,4 μg/m^3), ve městech se v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovaly v rozsahu od přibližně 16 μg/m^3 na nezatížených lokalitách, přes 20 až 24 μg/m^3 u dopravně středně zatížených stanic až k 42 μg/m^3 ročního průměru v dopravně silně zatížených lokalitách. Přestože se v roce 2014 situace vlivem příznivějších rozptylových podmínek opět mírně zlepšila, lze, s dalším předpokladatelným rozvojem dopravy a souvisejících technologií, za stávajících podmínek očekávat v městech rozšíření počtu exponovaných lokalit, a to nejen v okolí komunikací.

NO_2 patří mezi významné škodliviny ve vnitřním ovzduší budov. Mimo vnější ovzduší se zde jako zdroj emisí uplatňuje hlavně tabákový kouř a provoz plynových spotřebičů. WHO uvádí průměrné koncentrace z 2-5 denních měření v bytech v 5 evropských zemích v rozmezí 20-40 μg/m^3 v obývacích pokojích a 40-70 μg/m^3 v kuchyních s plynovým vybavením. V bytech situovaných na ulice s rušným dopravním provozem byly tyto hodnoty dvojnásobné. Při používání neodvětraných kuchyňských sporáků však mohou být tyto hodnoty ještě podstatně vyšší, průměrná několika denní koncentrace NO_2 může přesáhnout 200 μg/m^3 s maximálními hodinovými hodnotami až 2000 μg/m^3.

Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO_2 nad 1880 μg/m^3. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatici, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace 900 μg/m^3. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO_2 v koncentraci 560 μg/m^3. Některé studie naznačují, že NO_2 zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergeny v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.
Při koncentraci cca 100 μg/m^3 nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení koncentrace NO_2, tj. cca 400 μg/m^3 již jsou důkazy o malém snížení dýchacích funkcí u exponovaných astmatiků, přičemž riziko vyvolání astmatické odezvy vzrůstá s přítomností alergenů v ovzduší. Vzhledem k tomu, že astmatičtí pacienti, kteří se jako dobrovolníci účastnili pokusů, trpěli jen mírnou formou tohoto onemocnění, lze předpokládat, že v populaci existují jedinci s vyšší citlivostí.

Chronické působení dlouhodobé expozice NO_2 na lidské zdraví doposud nebylo žádnou studií spolehlivě kvantifikováno. V pokusech na laboratorních zvířatech byly prokázány morfologické změny plicní tkáně podobné emfyzému při dlouhodobé expozici několika týdnů

až měsíců koncentracím od 640 μg/m^3 a biochemické změny od koncentrace 380 μg/m^3. Koncentrace od 940 μg/m^3 zvyšují u pokusných zvířat po šestiměsíční expozici vnímavost plic vůči bakteriální a virové infekci. Snížení imunity je důsledkem změn jak buněčné, tak i proti látkové složky obranného systému.
Podle nových poznatků je však obtížné oddělit působení oxidu dusičitého od účinků dalších současně působících látek, zejména aerosolu. Nejvíce jsou oxidu dusičitému vystaveni obyvatelé městských lokalit významně ovlivněných dopravou. Z hodnot zjištěných ročních průměrů z monitoringu vyplývá, že v dopravou zatížených částech pražské aglomerace lze u obyvatel očekávat snížení plicních funkcí, zvýšení výskytu respiračních onemocnění, zvýšený výskyt astmatických obtíží a alergií, a to u dětí i dospělých.

3.1.3 Benzen, (C_6H_6), CASRN 71-43-2

Benzen je bezbarvá kapalina, málo rozpustná ve vodě, charakteristického aromatického zápachu, která se snadno odpařuje. Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavní užití je v chemickém průmyslu při výrobě styrenu, ethylbenzenu, fenolu a dalších sloučenin a jako aditivum do benzinu. V minulosti byl používán jako rozpouštědlo. Hlavními zdroji uvolňování benzenu do ovzduší jsou vypařování z pohonných hmot, výfukové plyny a cigaretový kouř.
Při inhalaci je v plicích vstřebáno asi 50 % vdechnutého benzenu. Ze zažívacího traktu je pravděpodobně absorbován kompletně. Přes kůže se absorbuje jen asi 1% aplikované dávky. Po vstřebání je distribuován v těle nezávisle na bráně vstupu, nejvyšší koncentrace metabolitů byly zjištěny v tukových tkáních. Benzen je v játrech a snad i v kostní dřeni oxidován na hlavní metabolit fenol a dihydroxyfenoly. Asi 15 % vstřebaného benzenu je v nezměněné formě vyloučeno vydechovaným vzduchem. Metabolity jsou vylučovány močí.
Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší, zejména v místech s intenzivnější dopravou nebo v blízkosti čerpacích stanic. Významné však mohou i koncentrace benzenu v interiérech budov, zejména v závislosti na cigaretovém kouři. V menší míře je přijímán i s potravou. Expozice z pitné vody je pro celkový příjem při běžných koncentracích zanedbatelná. Individuální výše celkového příjmu benzenu nejvíce závisí na kuřáctví.
Akutní otrava benzenem inhalační a dermální cestou vyvolává po počáteční stimulaci a euforii útlum centrálního nervového systému. Dochází též k podráždění kůže a sliznic. Syndromy po požití zahrnují zvracení, ztrátu koordinace až delirium, změny srdečního rytmu.
Kritickým orgánem při **chronické expozici** je kostní dřeň. Účinkem metabolitů benzenu zde dochází ke vzniku různých poruch krvetvorby až pancytopenii. Pozorovány byly též imunologické změny. O fetotoxických nebo teratogenních účincích benzenu nejsou přesvědčivé zprávy. Při hodnocení rizika benzenu se hlavní pozornost věnuje karcinogenitě. Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku RfDo = 0,004 mg/kg-den (UF = 300 a MF = 1) a inhalační referenční koncentraci RfC = 0,03 mg/m^3 (UF = 300 a MF = 1).

Benzen je prokázaný lidský karcinogen, zařazený IARC do skupiny 1. US EPA jej též řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice. Epidemiologické studie u profesionálně exponované populace poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k akutní myeloidní leukémii a naznačují vztah i k chronické myeloidní leukémii a chronické lymfadenóze. Přesný mechanismus účinku benzenu při vyvolání leukémie není dosud znám, předpokládá se, že je to důsledek ovlivnění buněk kostní dřeně metabolity benzenu, přičemž se zde kromě genotoxického efektu patrně uplatňují i další cesty. Karcinogenita benzenu je potvrzena i nálezy z experimentů na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální

expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. V testech na bakteriích sice benzen nevykazuje mutagenní účinek, avšak in vivo způsobuje chromosomální aberace u savčích buněk včetně lidských.
Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se úroveň znečištění ovzduší benzenem v roce 2014 v měřených městských lokalitách pohybovala v rozmezí 0,9 – 1,5 μg/m^3/rok. Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě měřeny na ostravských stanicích – 2,6 až 3,1 μg/m^3 v roce 2014. Imisní limit nebyl v roce 2014 na žádné
stanici překročen, a to ani na průmyslem významně exponované stanici v Ostravě.

3.1.4 Polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren (BaP)

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) představují 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 řady procesů spalování a pyrolýzy. V ovzduší jsou většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř.

Směs PAU tvoří řada látek, z nichž některé jsou klasifikovány jako pravděpodobné karcinogeny, které se liší významností zdravotních účinků. Odhad celkového karcinogenního potenciálu směsi PAU v ovzduší vychází z porovnání potenciálních karcinogenních účinků sledovaných látek se závažností karcinogenních účinků jednoho z nejtoxičtějších a nejlépe popsaných – benzo[*a*]-pyrenu. Vyjadřuje se proto jako toxický ekvivalent benzo[*a*]pyrenu (TEQ BaP) a jeho výpočet je dán součtem součinů toxických ekvivalentových faktorů (TEF) stanovených US EPA a měřených koncentrací.

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 plícemi, zažívacím traktem i přes kůži. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení.

Při běžné expozici u lidí ze složek životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko nekarcinogenních toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší. Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však **karcinogenita**, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace.
Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva za rok 2014 byla hodnota imisního limitu pro benzo[*a*]pyren překročena na 22 z 31 do zpracování zahrnutých stanic. Stanovená hodnota byla několikanásobně překročena především na všech stanicích v Ostravě (2,9 až 9,43ng/m^3) a více než trojnásobně na stanicích v Karviné, Českém Těšíně a v Kladně Švermově. Na ostatních městských stanicích byla hodnota IL překročena maximálně o 60 %. Nejnižší hodnoty (0,6 ng/m^3/rok), naměřené na městských stanicích v Brně a v Sokolově jsou srovnatelné s koncentracemi zjištěnými na pozaďových stanicích. Z porovnání imisních charakteristik PAU stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou hlavních typů zdrojů emisí PAU (domácí topeniště a

doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím místně ovlivňovaným lokálně působícími malými zdroji.

3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Charakterizace podmínek expozice je především kvalitativním popisem území obklopujícího hodnocený objekt (člověka, ekosystém). Zahrnuje jednak co nejúplnější údaje o fyzikálních podmínkách, které ovlivní osud a transport nebezpečných faktorů, jednak charakteristiku populačních skupin žijících v oblasti. Informace získané v této fázi slouží jednak k identifikaci a popisu expozičních cest, jednak usměrňují vlastní kvantifikaci expozice.

V rozptylové studii byly v modelovém hodnocení kvality ovzduší provedeny výpočty pro následující varianty:

Vlastní posouzení imisní zátěže v lokalitě

Výpočtová varianta 1 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2015 bez přeložky

Výpočtová varianta 2 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 bez přeložky

Výpočtová varianta 3 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 s přeložkou (červená varianta)

Výpočtová varianta 4 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2020 s přeložkou (modrá varianta)

Výpočtová varianta 5 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2040 s přeložkou (červená varianta)

Výpočtová varianta 6 – vyhodnocení příspěvků zdrojů k imisnímu zatížení území, rok 2040 s přeložkou (modrá varianta)

Výsledkem výpočtů jsou příspěvky ke stávající imisní zátěži hodnoceného území.
Pro výpočet krátkodobých i průměrných ročních koncentrací znečišťujících látek a doby překročení zvolených hraničních koncentrací byl použit počítačový program SYMOS 97 verze 2006.

Referenční body
Pro výpočet imisní charakteristiky bylo v rozptylové studii vytvořeno zájmové území s pravidelnou sítí uzlových bodů s krokem 50 m (základní síť RB) doplněné sítí bodů podél dotčených silnic ve vzdálenosti 15 a 50 m od středové osy silnice. Síť referenčních bodů je tvořena celkem 1355 body.

Obr. 2: Síť referenčních bodů

Výchozí imisní situace

Kromě příspěvku z posuzovaných zdrojů je při hodnocení zdravotních rizik škodlivin v ovzduší nezbytné zohlednit i tzv. imisní pozadí, tedy vliv ostatních vzdálených i bližších emisních zdrojů.

V rozptylové studii bylo imisní pozadí vyhodnocováno na základě pětiletých průměrů koncentrací znečišťujících látek - OZKO od roku 2010 do 2014 v jednotlivých čtvercích sítě 1 x 1 km, které pokrývají zájmovou oblast.

Tabulka 1: Maximální odhady škodlivin imisního pozadí v zájmovém území

Škodlivina	**maximum**
NO_2 - roční průměrná koncentrace [$\mu g.m^{-3}$]	11,1
PM_{10} - roční průměrná koncentrace [$\mu g.m^{-3}$]	18,3
PM_{10} - 36. nejvyšší hodnoty 24hod. průměrné koncentrace v roce [$\mu g.m^{-3}$]	29,7
$PM_{2,5}$ - roční průměrná koncentrace [$\mu g.m^{-3}$]	14,5
benzen - roční průměrná koncentrace [$\mu g.m^{-3}$]	0,8
benzo(a)pyren - roční průměrná koncentrace [$ng.m^{-3}$]	0,53

Pro dokreslení celkové imisní situace jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty naměřené na nejbližší měřící stanici AIM, která se nachází v lokalitě České Budějovice - Třešňová.

Stanice: CCBT

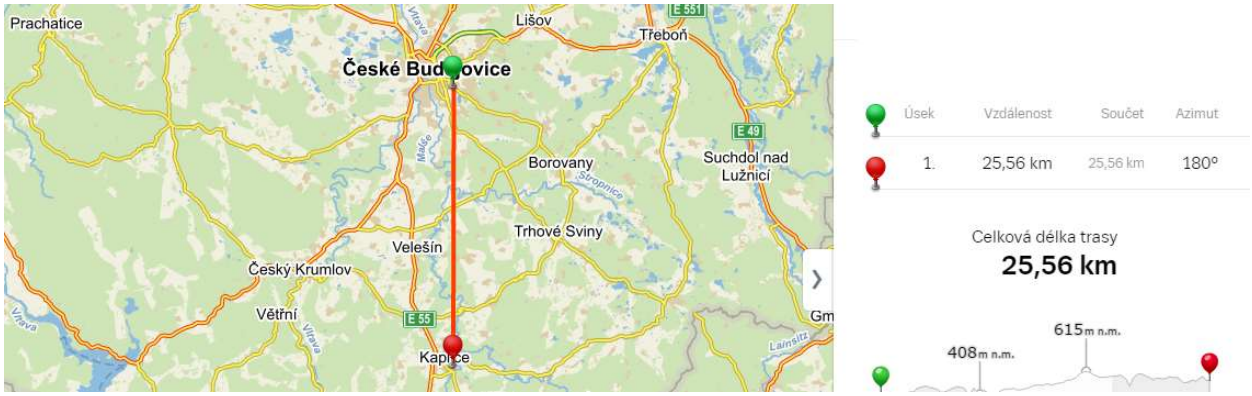
umístění: České Budějovice - Třešňová

data za rok: 2013

reprezent. dat: oblastní měřítko (4 - 50 km)

typ měř. programu: automatizovaný měřící program

vzdálenost od záměru: cca 25,5 km



Tabulka 2: Naměřené hodnoty vybraných škodlivin na měřící stanici v letech 2009-2013

		2009	2010	2011	2012	2013	limit	průměr	medián
NO_2 roční koncentrace	[µg/m³]	15,1	18,9	19,7	18,7	12,4	40	17,0	18,7
NO_2 maximální hod. koncentrace	[µg/m³]	99,5	-	-	-	-	200	99,5	99,5
NO_2 četnost překroč. max. hod. konc.*	[µg/m³]	0	0	0	0	0	18	0	0
PM_{10} roční koncentrace	[µg/m³]	20,0	20,0	22,1	-	-	40	20,7	20,0
PM_{10} četnost překroč. denní konc. **	[µg/m³]	6	9	13	-	-	35	9,3	9,0

* počet hodin ** počet dnů

Dle výše uvedených naměřených dat lze hodnotit stávající imisní situaci v předmětné lokalitě jako mírně znečistěné. V uvedeném období na této stanici nedocházelo k překračování imisních limitů sledovaných škodlivin NO_2 a PM_{10}. Důležité je také upozornit, že měření nebylo prováděno přímo v předmětné lokalitě.

I když pro odhad imisního pozadí zájmového území byly použity nejnovější dostupné informace, je přesto tento odhad, vzhledem k výběru a reprezentativnosti situace, zatížen dosti značnou nejistotou.

Při hodnocení zdravotních rizik chemických látek se rozlišují dva typy účinků:

1. **U látek s nekarcinogenními toxickými účinky 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 (RfD_i), nebo referenční koncentrace (RfC), které uvádějí např. toxikologické databáze U.S. EPA nebo směrnicové hodnoty WHO (Guideline Value) pro kvalitu ovzduší.

Výpočet průměrné denní dávky při inhalační expozici – pro dospělého člověka je proveden podle následujícího vzorce:

$ADD_i = (CA \times IR \times EF \times ED)/BW \times AT$

ADD = průměrný denní přívod (v mg/kg.den)
CA = koncentrace sledované látky v ovzduší (v mg/m³)
IR = množství vzduchu vdechnutého za den /20m³/den/
EF = frekvence expozice ve dnech za rok /350/
ED = trvání expozice v letech /1 rok/
BW = tělesná hmotnost v kg /70 kg/
AT = doba, na kterou je expozice průměrována /365/

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.
Odhad potenciálního nekarcinogenního zdravotního rizika se to provádí pomocí veličiny HQ (Hazard Quotient - kvocient nebezpečnosti). Tato veličina je definována pro jednotlivou látku takto:

$HQ = ADD_i$ resp. koncentrace v ovzduší/ RfC resp. směrná hodnota

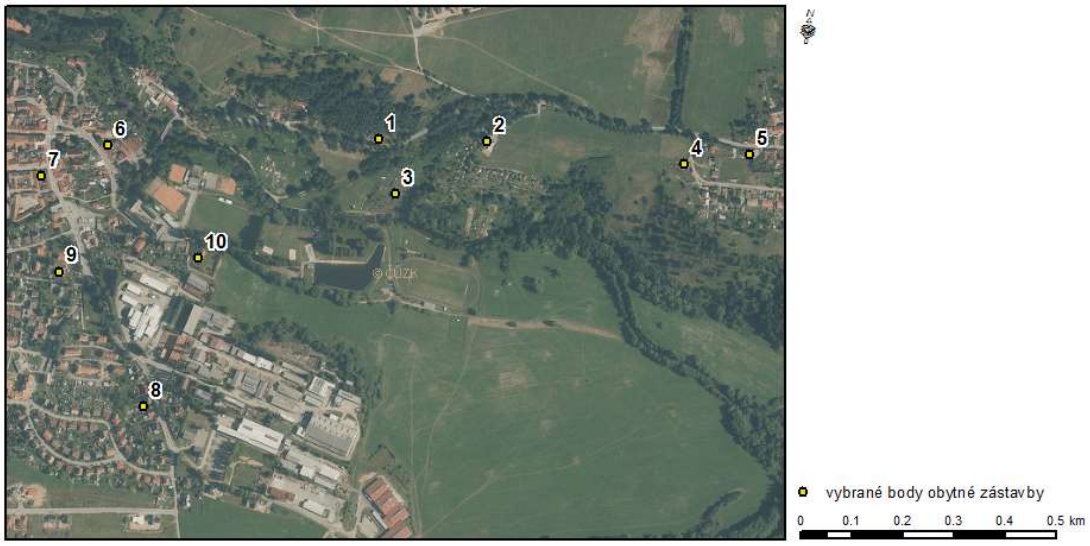
Druhým způsobem hodnocení nekarcinogenních toxických látek je použití vztahů odvozených z epidemiologických studií, které vyhledají vztah mezi dávkou (expozicí) a účinkem u člověka. Tento přístup je používán např. u suspendovaných částic PM_{10}, kde současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných osob.

2. **U látek podezřelých z karcinogenních účinků u člověka se předpokládá tzv. 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 Sloup – 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 vztažená 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 $1x10^{-6}$, tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, prakticky vzhledem k přesnosti odhadu však spíše v řádové úrovni 10^{-6}.

Výsledky výpočtů

V rozptylové studii byly vyhodnoceny příspěvky zdrojů v celé síti referenčních bodů a dále ve vybraných deseti referenčních bodech reprezentujících obytnou zástavbu v blízkosti stávajících i navrhovaných komunikací.

Obr. 3: Vybrané body obytné zástavby



V tomto hodnocení zdravotních rizik bereme v úvahu modelové příspěvky v těchto vybraných referenčních bodech s vědomím značné nejistoty, protože odhady rizik budou vztaženy pro obyvatele celých částí města.

Vyhodnocení příspěvků zdrojů ve vztahu k vybrané obytné zástavbě

Navrhovaná přeložka silnice II/154 vede východním okrajem města Kaplice. Vybudováním přeložky silnice nebude doprava vedena přímo přes obytnou zástavbu v centru města. Pro vyhodnocení příspěvku zdrojů ve vztahu k nejbližší obytné zástavbě byly vybrané referenční body reprezentující obytnou zástavbu v blízkosti stávajících i navrhovaných komunikací. Umístění vybraných bodů je znázorněno na obr. 3.

3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý

WHO považuje za hodnotu LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které jsou ještě pozorovány zdravotně nepříznivé účinky) koncentraci 375 - 565 μg/m^3 při 1 – 2 hodinové expozici, která u této části populace zvyšuje reaktivitu dýchacích cest a působí malé změny plicních funkcí. 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 μg/m^3.**
Limitní jednohodinová koncentrace oxidu dusičitého ve vnitřním ovzduší pobytových místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí 100 μg/m^3.
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 koncentrací nad 400 μg/m^3.

Z modelových hodnot v rozptylové studii vyplývá, že modelové příspěvky v jednotlivých variantách **k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého** se v místech nejbližší zástavby pohybují

- Varianta 1 bez záměru – rok 2015 **maximálně od 4,7 do 9,7 µg/m^3**
- Varianta 2 bez záměru – rok 2020 **maximálně od 5,0 do 10,3 µg/m^3**
- Varianta 3 záměr červená – rok 2020 **maximálně od 4,4 do 12,8 µg/m^3**
- Varianta 4 záměr modrá – rok 2020 **maximálně od 3,3 do 15,7 µg/m^3**
- Varianta 5 záměr červená – rok 2040 **maximálně od 5,0 do 14,3 µg/m^3**
- Varianta 6 záměr modrá – rok 2040 **maximálně od 3,7 do 17,5 µg/m^3**

Maximální hodinová koncentrace oxidu dusičitého není v zájmovém území měřená. Na nejbližší měřící stanici v Českých Budějovicích (vzdálenost cca 25,5 km) byla v roce 2009 naměřená maximální 1 hodinová koncentrace v hodnotě 99,5 µg/m^3 (jiná data nejsou k dispozici).

Vypočtené hodnoty krátkodobých maxim jsou pouze teoretické, můžou, ale také nemusí v průběhu roku nastat a nelze je sčítat s pozaďovými hodnotami krátkodobých maxim. Přesto lze konstatovat, že modelové maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého v jednotkách až desítkách mikrogramů (bez záměru i se záměrem) nebudou příčinou zvýšení reaktivity dýchacích cest ani nezpůsobí změny plicních funkcí.

Z modelových výsledků maximálních hodinových koncentrací NO_2 lze předpokládat, že po realizaci záměru ve všech uvažovaných variantách nebudou zvýšena zdravotní rizika akutních toxických účinků oxidu dusičitého (reaktivita dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v okolí ani s ohledem na rizikové skupiny obyvatel, tedy především astmatiky a pacienty s obstrukční chorobou plicní.

Poznámka: Maximální krátkodobé (hodinové) koncentrace představují hodnotu vypočtenou za předpokladu nejhorších emisních a rozptylových podmínek. To znamená mj. předpoklad, že všechny uvažované zdroje jsou v provozu současně a dále jsou pro každé místo (referenční bod) samostatně modelovány nejhorší meteorologické podmínky (ze všech kombinací je uvažována vždy ta, která je spojena s nejvyšší koncentrací v daném bodě). Daná kombinace emisních a meteorologických podmínek nemusí během roku (či několika let) vůbec nastat. Stejně tak se ale může jednat o kombinaci, která se v daném místě vyskytuje opakovaně.

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

WHO je doporučena **limitní hodnota průměrné roční koncentrace NO_2 40 µg/m^3**. Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla.

Pro posouzení změn příspěvků k průměrným ročním koncentracím NO_2 v zájmovém území jsou sídla rozdělena na části, ve kterých se změny předpokládají. Modelové hodnoty příspěvků byly pro tyto části zprůměrovány a zaokrouhleny na setiny.

Tabulka 3: Příspěvky k průměrným ročním koncentracím NO_2 ve vybraných referenčních bodech v jednotlivých variantách

varianta	Příspěvky k průměrným ročním koncentracím NO_2 v µg/m³			
	RB 1	**RB 2-3**	**RB 4-5**	**RB 6-10**
V1 2015 bez přeložky	0,80	0,44	0,46	0,82
V2 2020 bez přeložky	0,85	0,47	0,49	0,87
V3 2020 přeložka červená	1,47	1,26	0,79	0,73
V4 2020 přeložka modrá	1,08	0,82	1,09	0,54
V5 2040 přeložka červená	1,65	1,43	0,88	0,86
V6 2040 přeložka modrá	1,20	0,92	1,22	0,82

RB 1 – zástavba podél stávající komunikace II/154 nejblíže k severnímu napojení přeložky
RB 2-3 – objekty nejblíže k navrhované komunikaci
RB 4-5 – zástavba v obci Blatná podél stávající komunikace II/154
RB 6-10 – zástavba v centru města podél stávající komunikace II/154

Změny průměrných ročních koncentrací oxidu dusičitého ve variantách s přeložkou jsou oproti variantě bez přeložky změny pouze v desetinách mikrogramů, což jsou změny vzhledem k zdravotně významným koncentracím velmi malé až zanedbatelné.

Zdravotní rizika plynoucí z expozice oxidu dusičitému jsou obvykle odvozována srovnáním s nepříznivými projevy uváděnými v publikovaných epidemiologických studiích. Pro chronické účinky existuje řada studií, které zjistily vyšší výskyt respiračních obtíží a astmatu u dětí exponovaných znečištěnému ovzduší s významným podílem oxidu dusičitého. Kvantitativní hodnocení je ale komplikováno tím, že je obtížné nebo spíše nemožné oddělit účinky oxidu dusičitého od dalších současně působících látek. Prokazatelně neúčinná koncentrace nebyla pro chronickou expozici prozatím přesvědčivě stanovena. Předpokládá se, že efekt pozorovaný pro expozice oxidu dusičitému zahrnuje jak přímý toxický účinek, tak je indikátorem účinků komplexní směsi imisí, avšak současné poznatky neumožňují bližší rozlišení tohoto efektu.

V rozptylové studii je podle pětiletých průměrů z údajů ČHMÚ očekávaná průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v lokalitě do 11,1 µg/m³. Příspěvky plánovaného záměru k ročním koncentracím oxidu dusičitého spočtené v řádu desetin až jednotek µg/m³ současnou imisní situaci významně nezmění a jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zanedbatelné.

Souhrnně lze konstatovat, že všechny použité přístupy potvrzují zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru, ve všech posuzovaných variantách, na zdravotní obtíže, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO_2, a to i v součtu se stávajícím imisním pozadím.

3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro suspendované částice PM_{10} a $PM_{2,5}$

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejproblematičtějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO air quality guedelines global update 2005“ stanovuje **směrnicovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 20 µg/m³**.

Pro 99. percentil **maximální denní imise PM_{10} činí směrnicová hodnota 50 μg/m^3**. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnicová maximální denní imise 50 μg/m^3 se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi v případě platného imisního limitu). Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech, především vlivem sekundární prašnosti a vlivem způsobu hospodaření v krajině.
Pro imise $PM_{2,5}$ jsou stanoveny AQG na 10 μg/m^3 (průměrné roční imisní koncentrace) a 25 μg/m^3 pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí (WHO, 2005).

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$ je ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na respirační a kardiovaskulární onemocnění prokázané v epidemiologických studiích.

Pro odhad rizika dlouhodobé expozice suspendovaným částicím byly použity závěry projektu WHO HRAPIE, který ve zprávě z roku 2013 formuluje doporučení pro funkce koncentrace a účinku pro aerosol, ozón a oxid dusičitý. Doporučení pro hodnocení dlouhodobých účinků suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ vychází ze závěrů metaanalýzy třinácti různých kohortových studií provedených na dospělé populaci v Evropě a Severní Americe. Podle autorů nárůst průměrné roční koncentrace jemné frakce suspendovaných částic $PM_{2,5}$ o 10 μg/m^3 zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace nad 30 let o 6,2 %, Relativní riziko (RR) je 1,062 (95 % CI 1,040, 1,083) na 10 μg/m^3.

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.

Odhadovaná současná průměrná roční koncentrace imisního pozadí $PM_{2,5}$ do 14,5 μg/m^3 je vyšší než průměrná roční koncentrace 10 μg/m^3, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě výše uvedených vztahů koncentrací a účinku se znečištění může v lokalitě podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 2,8%.

Lze tedy konstatovat, že současné imisní zatížení lokality, představuje pro obyvatele zdravotní riziko. Ve zprávě SZÚ z roku 2014 je uvedeno, že v městském prostředí nebyly zjištěny průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$, kterým není připisován určitý negativní vliv.

Pro kvantitativní vyhodnocení rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi lze využít metodiku kvantitativního hodnocení vlivu na zdraví vypracovanou 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: Heath Impact Assessment, European Commision 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. Platnost těchto vztahů 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 10 μg/m^3, resp. 5 μg/m^3 odhadovaných pro USA a Evropu. Z tohoto podkladu vyplývají vztahy mezi zvýšením průměrné roční koncentrace PM_{10} nad přirozené pozadí o 10 μg/m^3 a počtem nových případů bronchitis, hospitalizací či počtem dnů s níže uvedenými ovlivněními.

Jedná se konkrétně o:

- 26,5 nových případů chronické bronchitis na 100 000 dospělých starších 27 let,
- 4,34 akutních hospitalizací pro srdeční příhody na100 000 obyvatel,
- 7,03 akutních hospitalizací pro respirační potíže na 100 000 obyvatel,
- 902 dní s omezenou aktivitou (RADs) na 1000 obyvatel věku 16-64 let (vztah pro PM2,5)- dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu, z nich je asi 1/3 dnů s upoutáním na lůžko s absencí v zaměstnání či škole,
- 180 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dětí s astma (asi 15% dětí) na 1000 dětí věku 5-14 let,
- 912 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dospělých s astma (asi 4,5 % dospělých) na 1000 osob starších 20 let,
- 1,86 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle na 1 dítě 5-14 let,
- 1,30 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle u dospělých s chronickým respiračním onemocněním (asi 30 % dospělé populace) na 1 dospělého člověka.

Obvyklým výstupem kvantitativního hodnocení vlivu znečištěného ovzduší na úmrtnost populace je konkrétní počet předčasných úmrtí, který však nevypovídá o dynamice tohoto účinku. V posledních letech proto sílí názor, že vhodnějším ukazatelem dlouhodobého efektu je celkový počet let ztráty života (YOLL, years of live lost), který sice neudává teoretický počet postižených obyvatel, ale možná lépe vystihuje velikost tohoto účinku u celé exponované populace. V rámci aktualizace metodologie projektu ExternE Evropské Komise byl odvozen vztah pro expozici PM_{10} a chronickou úmrtnost populace nad 30 let jako 4,0E-4 YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentraci 1 $\mu g/m^3$. V přepočtu na 1 milion exponovaných obyvatel pak vychází 400 let ztráty délky života pro expozici 1 $\mu g/m^3$ PM_{10} po dobu 1 roku.
Ve zprávě SZÚ (Odhad zdravotních rizik ze znečištěného ovzduší ČR – rok 2013) byl proveden odhad počtu ztracených let života předčasným úmrtím následkem expozice znečištěnému ovzduší aerosolovými částicemi pro obyvatele ČR starší 30let. Tento odhad počtu ztracených let činil v roce 2012 99 544 let (tj. 1 412 let/100 000 obyvatel).

Výsledky modelových výpočtů z rozptylové studie

Imisní příspěvky k průměrným denním koncentracím PM_{10} z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru vypočítané v rozptylové studii se pohybují

- varianta 1 rok 2015 **maximálně do 15,66 $\mu g/m^3$**
- varianta 2 rok 2020 **maximálně do 15,34 $\mu g/m^3$**
- varianta 3 rok 2020 červená **maximálně do 27,10 $\mu g/m^3$**
- varianta 4 rok 2020 modrá **maximálně do 31,27 $\mu g/m^3$**
- varianta 5 rok 2040 červená **maximálně do 25,61 $\mu g/m^3$**
- varianta 6 rok 2040 modrá **maximálně do 29,42 $\mu g/m^3$**

Imisní příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM_{10} a $PM_{2,5}$ z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru vypočítané v rozptylové studii jsou uvedeny v tabulce 8.

Pro posouzení změn příspěvků k průměrným ročním koncentracím suspendovaných částic v zájmovém území jsou sídla rozdělena na části, ve kterých se změny předpokládají. Modelové hodnoty příspěvků byly pro tyto části zprůměrovány a zaokrouhleny na setiny.

Tabulka 4: Příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM_{10} a $PM_{2,5}$ ve vybraných referenčních bodech v jednotlivých variantách

varianta	Příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v $\mu g/m^3$							
	RB 1		RB 2-3		RB 4-5		RB 6-10	
	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$
V1 2015 bez přeložky	1,73	0,51	0,90	0,27	1,25	0,35	1,70	0,51
V2 2020 bez přeložky	1,72	0,51	0,94	0,27	1,23	0,34	1,68	0,51
V3 2020 přeložka červená	2,94	0,87	2,65	0,77	1,86	0,52	1,69	0,49
V4 2020 přeložka modrá	2,14	0,63	1,67	0,52	2,53	0,71	1,62	0,47
V5 2040 přeložka červená	2,82	0,86	2,50	0,75	1,78	0,51	1,71	0,51
V6 2040 přeložka modrá	2,07	0,63	1,60	0,47	2,39	0,69	1,64	0,49

RB 1 – zástavba podél stávající komunikace II/154 nejblíže k severnímu napojení přeložky
RB 2-3 – objekty nejblíže k nově vybudovaným přeložkám
RB 4-5 – zástavba v obci Blatná za napojením přeložky na stávající komunikaci II/154
RB 6-10 – zástavba v centru města podél stávající komunikace II/154

Vzhledem k tomu, že příspěvky z liniových zdrojů jsou v současné době již v odhadu imisního pozadí, jsou v tomto hodnocení zdravotních rizik posuzované pouze změny, které nastanou po vybudování přeložky v jednotlivých částech sídel.

Varianta 3 – červená přeložka

Z porovnání modelových výsledků vyplývá, že změna imisního zatížení průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic PM_{10}, v místech napojení přeložky na stávající komunikaci v RB 1 se pohybuje v jednotkách mikrogramů, resp. 1,2 $\mu g/m^3$ a v RB 2-3 u objektů nejblíže k přeložce je změna 1,7 $\mu g/m^3$. V ostatních místech sledovaných lokalit jsou změny příspěvků na úrovni maximálně desetin mikrogramů, což jsou příspěvky tak malé, že současnou míru zátěže nezmění a jsou z hlediska zdravotních účinků nevýznamné, nezpůsobí předčasnou úmrtnost ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.
Změny imisního zatížení průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic $PM_{2,5}$ se pohybují na úrovni maximálně desetin mikrogramů a tyto příspěvky neovlivní současnou míru zátěže a nejsou z hlediska zdravotních účinků významné.

Varianta 4 – modrá přeložka

Z porovnání modelových výsledků vyplývá, že změna imisního zatížení průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic PM_{10}, v místech napojení přeložky na stávající komunikaci v RB 4-5 se pohybuje v jednotkách mikrogramů, resp. 1,3 $\mu g/m^3$. V ostatních místech sledovaných lokalit jsou změny příspěvků na úrovni maximálně desetin mikrogramů, což jsou příspěvky tak malé, že současnou míru zátěže nezmění a jsou z hlediska zdravotních účinků nevýznamné, nezpůsobí předčasnou úmrtnost ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.

Změny imisního zatížení průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic $PM_{2,5}$ se pohybují na úrovni maximálně desetin mikrogramů a tyto příspěvky neovlivní současnou míru zátěže a nejsou z hlediska zdravotních účinků významné.

V daném území je v současné době odhad roční průměrné koncentrace PM_{10} maximálně do 18,3 $\mu g/m^3$. V tomto odhadu jsou již započteny současné příspěvky z liniových zdrojů. Po vybudování přeložky nebudou změny v desetinách až jednotkách mikrogramů příčinou zvýšeného počtu nových případů souvisejících onemocnění.

Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že nové roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$ po vybudování přeložky budou mít malý až zanedbatelný vliv na související zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatele. Realizace plánovaného záměru znamená jen nepatrnou změnu ročních koncentrací, která významně neovlivní hodnocené ukazatele, tedy celkovou úmrtnost ani výskyt dalších zdravotních symptomů.

3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen

Z látek s prokázaným karcinogenním účinkem je u emisí z dopravy nejvýznamnější benzen. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. Při hodnocení karcinogenů se vychází z teorie bezprahového působení, což znamená, že se předpokládá, že neexistuje žádná koncentrace, pod kterou by působení dané látky bylo nulové. Jakákoliv expozice představuje určité riziko, a velikost rizika je úměrná velikosti expozice. Toto riziko se načítá v průběhu života, tak, jak je člověk vystaven působení daných látek. Metody rizikové analýzy používají pro oblast velmi nízkých dávek extrapolace a předpokládají vztah lineární regrese mezi zvyšující se expozicí a celoživotním rizikem vzniku rakoviny. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.
Tuto míru pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk, v české odborné literatuře označovaný jako CVRK) lze při předpokladu standardního expozičního scénáře kvantifikovat pomocí jednotky karcinogenního rizika UCR, která udává horní hranici navýšení celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentraci 1 $\mu g/m^3$ podle vzorce: ILCR = Rp x UCR
Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ (pětileté průměry za roky 2010-2014) je v lokalitě do 0,8 $\mu g/m^3$. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako pozaďovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO ($6x10^{-6}$) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $4,8x10^{-6}$, což je cca 5 případů na 1 000 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky záměru** by měly dle rozptylové studie dosahovat hodnoty **pro benzen**:

- varianta 1 rok 2015 3,6E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $2,0x10^{-7}$**
- varianta 2 rok 2020 4,0E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $2,4x10^{-7}$**
- varianta 3 rok 2020 červená 3,1E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $1,9x10^{-7}$**
- varianta 4 rok 2020 modrá 2,7E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $1,6x10^{-7}$**
- varianta 5 rok 2040 červená 3,7E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $2,2x10^{-7}$**
- varianta 6 rok 2040 modrá 3,5E-2 $\mu g.m^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $2,1x10^{-7}$**

Pro výpočet celoživotního navýšení karcinogenního rizika byly, z konzervativních důvodů, použity nejvyšší vypočtené koncentrace benzenu v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby. Výsledky výpočtů byly zaokrouhleny.

Porovnáním míry pravděpodobnosti karcinogenního rizika benzenu je zřejmé, že ve variantách s přeložkou dojde u obyvatel posuzovaného území k mírnému snížení tohoto rizika.
Toto snížení však nebude významné, pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění v daném území se i po vybudování přeložky bude pohybovat, jako při současném imisním zatížení, stále ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na milion obyvatel, resp. cca 5 případů na milion obyvatel za 70 let.

Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu je v současné době cca $5x10^{-6}$, tedy 5 případů na 1 000 000 obyvatel a pohybuje ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na milión až 100 tisíc obyvatel za 70 let. Vybudováním přeložky se toto riziko nezmění.

Odhadované imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru ve všech posuzovaných lokalitách, nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 $\mu g/m^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik.

3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren

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 plícemi, zažívacím traktem i přes kůži. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení. Výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší.
Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však karcinogenita, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována 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 látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice.

Jednotka karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu UCR = $8,7x10^{-2}$ doporučená WHO byla odvozena na základě epidemiologické studie profesionálně exponované populace. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7x10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci $1x10^{-6}$ v úrovni roční průměrné koncentrace 0,012 ng/m^3.

WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň.
V ČR byl stanoven imisní limit pro PAU vyjádřené jako BaP v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3. Tato hodnota je však za současných imisních podmínek v dopravně zatížených oblastech v ČR překračována.
Imisní pozadí **benzo(a)pyrenu** v ovzduší bylo zjišťováno z map úrovní znečištění (MŽP) a průměrná roční koncentrace z pětiletých průměrů se v daném území pohybuje do 0,53 $ng.m^{-3}$, což nesignalizuje překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je 1 $ng.m^{-3}$ a

maximální zjištěné hodnotě 0,53 ng.m^{-3} imisního pozadí odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR 4,6x10^{-5} to znamená cca 5 případů na 100 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky záměru** by měly dle rozptylové studie dosahovat hodnot **pro benzo(a)pyren:**

- varianta 1 rok 2015 1,86E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,6x10^{-5}**
- varianta 2 rok 2020 1,89E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,6x10^{-5}**
- varianta 3 rok 2020 červená 2,04E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,8x10^{-5}**
- varianta 4 rok 2020 modrá 1,56E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,4x10^{-5}**
- varianta 5 rok 2040 červená 2,13E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,9x10^{-5}**
- varianta 6 rok 2040 modrá 1,62E-1 μg.m^{-3} **ILCR tohoto příspěvku je 1,4x10^{-5}**

Pro výpočet celoživotního navýšení karcinogenního rizika byly, z konzervativních důvodů, použity nejvyšší vypočtené koncentrace benzo(a)pyrenu v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby. Výsledky výpočtů byly zaokrouhleny.

Porovnáním míry pravděpodobnosti karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu je zřejmé, že ve variantě s přeložkou modré dojde u obyvatel posuzovaného území k mírnému snížení tohoto rizika. Ve variantě červené je míra pravděpodobnosti karcinogenního rizika v místech napojení na stávající komunikaci nepatrně zvýšená oproti současnému stavu.
Toto zvýšení, resp. snížení však nebude významné, pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění v daném území se i po vybudování přeložky bude pohybovat, jako při současném imisním zatížení, stále ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na stotisíc obyvatel za 70 let.

Z výše uvedeného vyplývá, že expozice benzo(a)pyrenu po vybudování přeložky nebude přispívat ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí (tj. za 70 let). Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou situaci je dáno pozadím tj. cca 4,6x10^{-5} (cca 5 případů na 100 000 obyvatel).

Je tedy zřejmé, že změna imisního zatížení dané lokality benzo(a)pyrenem neovlivní stávající imisní pozadí. Individuální karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu pro posuzovanou situaci je dáno pouze pozadím tj. 4,6x10^{-5}, tedy asi 5 případů na 100 000 obyvatel celoživotně exponovaných.

3.4 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně 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 a kterých si je zpracovatelka vědoma.

Jedná se hlavně o tyto oblasti nejistot:
Nejistoty výstupů rozptylové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních emisních údajů, tak vlastním matematickým modelem. Z hlediska výpočtového modelu je u rozptylových studií vyšší nejistota při modelování maximálních krátkodobých imisních koncentrací. V předložené rozptylové studii byly sice provedeny výpočty v pravidelné síti, přesto v tomto hodnocení zdravotních rizik při kvantitativním hodnocení rizika bylo použito výsledků vypočtených příspěvků u obytných zástaveb. Nejistotou při odhadu expozice je také omezená spolehlivost vypočtených imisních koncentrací použitými rozptylovými modely, neboť v zástavbě dochází k turbulenci a změnám směru vzdušných proudů, které modely nezohledňují.

Nejistotami jsou nevyhnutelně zatíženy i údaje o imisním pozadí, získané z pětiletých průměrů z let 2010 až 2014, výsledky mohou být zatíženy nejistotami při jejich stanovení.
Další nejistota je v nedostatečných nebo nedostupných údajích vyplývající z úrovně současného vědeckého poznání vztahu mezi znečištěním ovzduší a poškozením zdraví. Použité referenční koncentrace jsou většinou odvozeny z experimentů na pokusných zvířatech a z epidemiologických studií profesionální expozice a vztahů mezi expozicí a účinky jednotlivých škodlivin v ovzduší, odvozených ze zahraničních epidemiologických studií. Použití těchto vztahů z prostředí s jinou skladbou zdrojů, zástavby a populací může vést ke zkreslení výsledků.
Předpokládá se, že k expozici z ovzduší dochází prakticky nepřetržitě, není uvažováno, že v průběhu dne dochází k rozdílným koncentracím škodlivin, rozdílné koncentrace jsou ve venkovním a vnitřním prostředí apod. Množství vdechnutého vzduchu za jednotku času se vyznačuje značnou variabilitou dle věku, pohlaví i fyzické aktivity. V tomto hodnocení byly použity zobecňující hodnoty.
Jedna z vážných nejistot hodnocení expozice je pouze orientační znalost údajů o exponované populaci (přesné počty lidí, přesné složení, citlivé skupiny populace, doba trávená v místě bydliště apod.).
Významnou nejistotu představuje i současná úroveň poznání účinků hodnocených vlivů na zdraví. Podle poslední zprávy WHO (25. března 2014, Ženeva) jsou rizika škodlivin v ovzduší větší, než se dříve předpokládalo a to zvláště pro srdeční onemocnění. Zdá se, že některá rizika mají větší dopad na celkové zdraví, než se dosud předpokládalo. Je kladen velký důraz na čistotu ovzduší ve vnitřním prostředí. Přestože výzkumu nepříznivých zdravotních účinků znečištění ovzduší byla a stále je věnována velká pozornost, získané poznatky jsou stále poměrně omezené.

V hodnocení byl použit princip předběžné opatrnosti, který je velmi konzervativní a u látek s prahovým mechanismem účinku v oblasti nízkých dávek může vést k vysokému nadhodnocení skutečného rizika.

3.5 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

Byl hodnocen vliv imisních koncentrací látek z plánovaného záměru „**Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154**“ na základě odhadu stávající situace a koncentrací uvedených v rozptylové studii

- Hodnocení bylo zaměřeno na zdravotní rizika spojená s krátkodobými a dlouhodobými expozicemi pro obyvatele okolí záměru. Byla hodnocena rizika imisí, suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$, oxidu dusičitého, benzenu a benzo(a)pyrenu podle standardní metodiky WHO a Evropské komise. Rizika byla posuzována pro šest variant:
  Varianta 1 bez záměru – rok 2015,
  Varianta 2 bez záměru – rok 2020,
  Varianta 3 záměr přeložka červená – rok 2020,
  Varianta 4 záměr přeložka modrá – rok 2020,
  Varianta 5 záměr přeložka červená – rok 2040
  Varianta 6 záměr přeložka modrá – rok 2040
- Pro hodnocení zdravotních rizik exponované populace byl použit konzervativní expoziční scénář, to znamená, že vypočtené nejvyšší příspěvky imisí byly použity pro obyvatele celého zájmového území.
- Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že **roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$** záměru budou mít zanedbatelný vliv na související

zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo. **Realizace plánovaného záměru v posuzovaných variantách s přeložkou znamená jen nepatrnou změnu ročních koncentrací suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$, která neovlivní hodnocené ukazatele, tedy celkovou úmrtnost ani výskyt dalších souvisejících zdravotních symptomů.**

- Odhadovaná současná průměrná roční koncentrace imisního pozadí $PM_{2,5}$ do 14,5 μg/m^3 je vyšší než průměrná roční koncentrace 10 μg/m^3, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě vztahů koncentrací a účinku se znečištění může podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 2,8%.

  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 nichž zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

- Odhadované stávající **průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého** nesignalizují významné zdravotní riziko pro obyvatele. **Souhrnně lze konstatovat, že realizací záměru, v žádné z posuzovaných variant, nedojde ke zvýšení možných zdravotních obtíží, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO_2**.

- **Imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru ve všech posuzovaných variantách, nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 μg/m^3 pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik. Změny budou nevýznamné a neovlivní přijatelnou úroveň karcinogenního rizika.**
  Individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím benzenu se v posuzovaném území pohybuje ve společensky přijatelném rozmezí 5 případů na 1 000 000 obyvatel za 70 let. Vybudováním přeložka se toto riziko nezmění.

- **Změna imisního zatížení dané lokality benzo(a)pyrenem neovlivní stávající imisní pozadí.** Porovnáním míry pravděpodobnosti karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu je zřejmé, že ve variantě s přeložkou modré dojde u obyvatel posuzovaného území k mírnému snížení tohoto rizika. Ve variantě červené je míra pravděpodobnosti karcinogenního rizika v místech napojení na stávající komunikaci nepatrně zvýšená oproti současnému stavu.
  Toto zvýšení, resp. snížení však nebude významné, pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění v daném území se i po vybudování přeložky bude pohybovat, jako při současném imisním zatížení, stále ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na stotisíc obyvatel za 70 let.

  Z výše uvedeného vyplývá, že expozice benzo(a)pyrenu po vybudování přeložky nebude přispívat ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí (tj. za 70 let). Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou situaci je dáno pozadím tj. cca $4{,}6 \times 10^{-5}$ (cca 5 případů na 100 000 obyvatel).
  Ze zprávy SZÚ se individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím PAU zastupovaných BaP v městských lokalitách pohybuje v

rozmezí od cca třech případů na 100 tisíc obyvatel do jednoho případu na 10 tisíc obyvatel za 70 let.

Závěrem lze konstatovat, že realizace záměru ovlivní celkovou imisní situaci zájmového území zcela nepatrně a to v úrovni, která je z hlediska zdravotních rizik hodnocených škodlivin téměř zanedbatelná a kvantitativně prakticky nehodnotitelná.

4. Zdravotní riziko hluku v mimopracovním prostředí

4.1 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 považovat za bezprahově působící noxu.
Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny organizmu, 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
- 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 řečí 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 době.

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 postižení 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 známé, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným rizikových hladinám hluku na pracovišti. Nezanedbatelně může zvyšovat expozici hlukem, zejména u mládeže, dlouhodobý poslech velmi hlasité reprodukované hudby doma (sluchátka), účast na diskotékách, případně koncertech populárních hudebních skupin.

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 staří 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.

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 taktéž 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 potencionálně závažné vzhledem k velkému počtu takto exponovaných osob.
Studie HYENA prokázala významný vztah mezi expozicí a odezvou mezi hodnotami hlukového deskriptoru $L_{Aeq,8h}$ pro letecký hluk, průměrnou expozicí silničního hluku vyjádřenou hlukovým deskriptorem $L_{Aeq,16h}$ a rizikem hypertenze. HYENA je první studie, která zkoumá dopad hluku ze silniční a letecké dopravy na krevní tlak exponovaných obyvatel v blízkosti velkých letišť. Efekty hlukové expozice na následně měřením zjištěné zvýšení krevního tlaku byly jasně prokázány. Hluk zde funguje jako stresor, který vyvolá akutní zvýšení krevního tlaku během několika sekund až minut. Hypertenze je tedy důležitý, nezávislý faktor pro infarkt myokardu a mrtvici a zvýšené riziko výskytu hypertenze může tedy přispívat k zátěži kardiovaskulárními chorobami v exponované populaci. 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.
Podle zprávy uveřejněné v roce 2014 v European Heart Journal bylo z kohortových studií zjištěno, že zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění začíná již v pásmu mezi 55 a 60 dB pro hladiny hluku L_{dn} (denní a noční doba). Uvádí se, že zvýšení expozice hluku ze silniční dopravy v obytných čtvrtích, resp. hladina hluku L_{den} zvýšená o 10 dB zvyšuje riziko mozkové mrtvice u osob starších 64,5 let (incidence OR = 1,27). Z výše uvedeného vyplývá, že expozice

hluku ze silniční dopravy v pásmu mezi 55 a 60 dB může, pro velkou část populace, přispívat ke zhoršení kardiovaskulárních onemocnění.
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. Obecně se přijímá, že hluk může mít určující vliv na zdraví, jestliže $L_{Aeq,16\ h} > 60$ dB. Jako riziková skupina jsou označováni muži středního věku.

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 pocity 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 spotřeba 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 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.

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 5-10 % 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 – 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.

4.2 Charakterizace nebezpečnosti

Z materiálu WHO (**Guidelines for Community Noise, 1999**) obecně vyplývá závěr, že v obydlích je kritickým účinkem hluku rušení spánku, obtěžování a zhoršená komunikace řečí. Denní ekvivalentní hladina hluku by neměla přesáhnout hodnotu 55 dB L_{Aeq}, měřeno 1 m před fasádou. V tomto dokumentu WHO jsou dále pro denní hluk uvedeny směrnicové hodnoty pro specifická prostředí, jako jsou školy, školky, interiér obytných místností, nemocnice atd. s uvedením hraničních účinků, které vedly ke stanovení směrnicových hodnot. Dle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách, v chráněném venkovním prostoru, ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB anebo mírně obtěžováno při L_{Aeq} pod 50 dB.

Vlivy nočního hluku na lidské zdraví jsou shrnuty v materiálu WHO **Night Noise Guidelines for Europe** z října 2009. Na tento materiál lze pohlížet jako na rozšíření i jako na novelu výše jmenovaného dokumentu WHO (Guidelines for Community Noise).
Doporučení pro ochranu zdraví vychází z důkazů podaných epidemiologickými a experimentálními studiemi. Vztahy mezi expozičními hladinami hluku v noci a zdravotními účinky jsou shrnuty v následující tabulce.

Tabulka 5: Účinky různých hladin nočního hluku na zdraví

$L_{night,outside}$	Pozorované zdravotní účinky
pod 30 dB	Přes individuální rozdíly a různé okolnosti pod touto hladinou nebyly pozorovány žádné zdravotní účinky. Noční hladina 30 dB je hladinou NOEL pro noční hluk (NOEL=nejvyšší úroveň expozice, při které není pozorován žádný účinek).
30-40 dB	V této oblasti je pozorována řada účinků na spánek: převalování se, probouzení, subjektivně hodnocené narušování spánku, nespavost. Intenzita těchto vlivů závisí na povaze zdroje hluku a počtu událostí. Citlivé skupiny (např. děti, chronicky nemocní a starší lidé) jsou více vnímavé. Účinky se jeví jako mírné. Noční hladina 40 dB je hladinou LOAEL pro noční hluk (LOAEL=nejnižší úroveň, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni).
40-55 dB	V exponované populaci jsou pozorovány nepříznivé účinky. Lidé jsou nuceni se adaptovat na zvýšený hluk, citlivá populace snáší expozice hůře
nad 55 dB	Nepříznivé zdravotní účinky se objevují často a u značné části populace a jsou vnímány jako vysoce rušivé a obtěžující. Existují důkazy nárůstu kardiovaskulárních onemocnění.

Doporučení WHO je, že ekvivalentní hladina akustického tlaku A by neměla přesáhnout 40 dB. Tam kde je to v krátkém čase technicky nemožné, mohou odpovědné orgány dočasně povolit noční hladinu hluku do 55 dB s tím, že naplánovaná opatření ke snížení hluku povedou v dohledné době k cílové hodnotě 40 dB.

Při obecné kvalitativní charakterizaci zdravotních účinků hluku je možné orientačně vycházet z prahových hodnot hlukové expozice z venkovního prostoru pro ty nepříznivé účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Tyto hodnoty vycházejí z výsledků epidemiologických studií i výše uvedených doporučení WHO a je možné je vztáhnout k větší části populace s průměrnou citlivostí vůči účinkům hluku. S ohledem na individuální rozdíly v citlivosti je tedy třeba předpokládat možnost těchto účinků u citlivější části populace i při hladinách hluku nižších.

Tabulka 6: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – denní doba

	dB /A/						
Nepříznivý účinek	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*							
Zhoršené osvojení řeči a čtení u dětí							
Ischemická choroba srdeční							
Zhoršená komunikace řečí							
Pocit silného obtěžování							
Pocit mírného obtěžování							

* přímá expozice hluku v interiéru

Tabulka 7: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – noc

	dB /A/					
Nepříznivý účinek	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60+
Psychické poruchy*						
Hypertenze a infarkt myokardu *						
Vnímaná horší kvalita spánku						
Zvýšené užívání sedativ						
Pocit obtěžování hlukem						

*omezená váha důkazů

Studií sledujících vztah mezi hlukovou expozicí a vyvolanými reakcemi exponovaných lidí ve vztahu k pocitům obtěžování bylo již provedeno mnoho. Uskutečnila se též řada pokusů dospět meta-analýzou jejich výsledků k odvození kvantitativního vztahu mezi expozicí a účinkem:
Miedema a Oudshoorn publikovali v roce 2001 model obtěžování hlukem, který vychází z analýzy výsledků většího počtu terénních studií, provedených v Evropě, Austrálii, Japonsku a Severní Americe, a odstraňuje některé nedostatky předchozích prací. Uvádí vztah mezi hlukovou expozicí v L_{dn} (day-night level - ekvivalentní hladina akustického tlaku A za 24 hodin se zvýšením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB) anebo L_{dvn} (day-evening-night level - ekvivalentní hladina akustického tlaku A za 24 hodin se zvýšením večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB) v rozmezí 45 – 75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze očekávat pocity obtěžování (ve třech stupních škály intenzity obtěžování), a to zvlášť pro hluk z letecké, silniční a železniční dopravy. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu obtěžovaných osob v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace a v současné době jsou doporučeny pro hodnocení obtěžování obyvatel hlukem v zemích EU.
Potvrzují známou zkušenost, že letecký hluk má výraznější obtěžující účinek nežli hluk ze silniční dopravy a hluk ze silniční dopravy má výraznější účinek nežli hluk z dopravy železniční.

Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu obtěžovaných osob v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace a v současné době jsou doporučeny pro hodnocení obtěžování obyvatel hlukem v zemích EU.

Pocity obtěžování lze očekávat ve třech stupních:

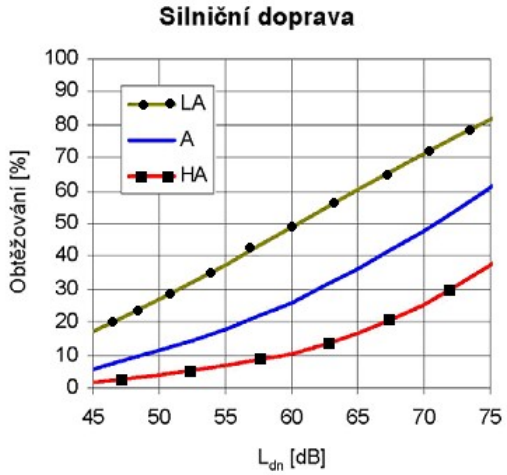
LA = (Little Annoyed), první stupeň obtěžování, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně obtěžovaných“, tj. zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů
A = (Annoyed), druhý stupeň obtěžování, který zahrnuje osoby alespoň „středně obtěžované“, tj. zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby

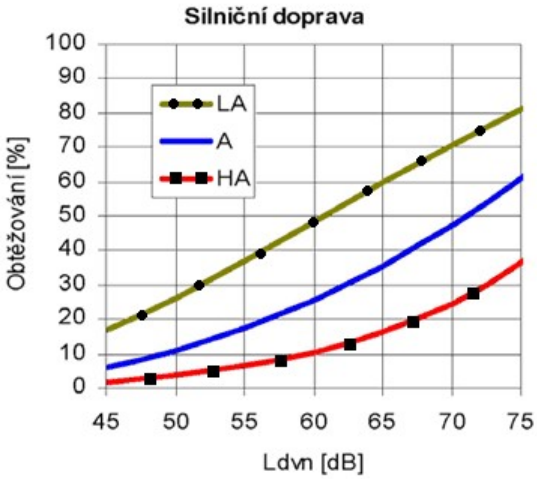
HA = (Highly Annoyed), třetí stupeň, který zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování, tj. pouze osoby obtěžované vysoce

Pro obtěžování hlukem **ze silniční dopravy** platí vztahy:

$$\%LA = -6{,}188*10^{-4} * (L_{dn} – 32)^3 + 5{,}379*10^{-2} * (L_{dn} – 32)^2 + 0{,}723\ (L_{dn} – 32)$$
$$\%A = 1{,}732*10^{-4} * (L_{dn} – 37)^3 + 2{,}079*10^{-2} * (L_{dn} – 37)^2 + 0{,}566\ (L_{dn} – 37)$$
$$\%HA = 9{,}994*10^{-4} * (L_{dn} – 42)^3 + 1{,}523*10^{-2} * (L_{dn} – 42)^2 + 0{,}538\ (L_{dn} – 42)$$

Na následujících grafech jsou vyjádřeny závislosti mezi procentem lehce, středně a silně obtěžovaných obyvatel a hodnotami hlukových hladin L_{dn} a L_{dvn} ze silniční dopravy.





Stejně jako u vztahů pro obtěžování hlukem jsou pro **rušení hlukem ve spánku** odvozeny tři stupně rušivého účinku vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity rušivého účinku:

LSD (Lowly Sleep Disturbed) od 28. stupně škály (tedy přinejmenším „mírně rušení“),

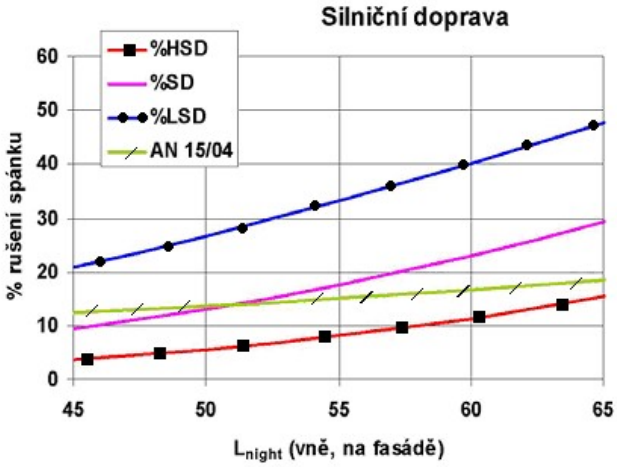
SD (Sleep Disturbed) pro rušení od 50. stupně škály intenzity a

HSD (Highly Sleep Disturbed) pro vysoký stupeň rušení od 72. bodu stostupňové škály intenzity rušení.

Vztahy pro subjektivní rušení spánku jsou odvozené pro expozici vyjádřenou v L_{night} v rozmezí 40 – 70 dB. (L_{night} - dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu). Vycházejí ze statistického zpracování obsáhlé databáze výsledků z 12terénních studií z různých zemí a představují vztahy mezi noční hlukovou expozicí z letecké, automobilové a železniční dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku pro tři úrovně intenzity rušení spánku. Vyjadřují závislost udávaného rušení spánku na hlukové expozici bez vlivu jiných faktorů.

Pro hluk **ze silniční dopravy** platí následující vztahy:

$\%LSD = -8{,}4 - 0{,}16*L_{night} + 0{,}0108*(L_{night})^2$
$\%SD = 13{,}8 - 0{,}85*L_{night} + 0{,}0167*(L_{night})^2$
$\%HSD = 20{,}8 - 1{,}05*L_{night} + 0{,}01486*(L_{night})^2$



Hygienické limity hodnot hluku ve chráněném venkovním prostoru jsou určeny nařízením vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, § 11.

4.3 Hodnocení expozice

Hodnocení zdravotních rizik posuzuje nejenom změny expozice hluku, ale především počty exponovaných obyvatel, resp. zdravotní dopady na obyvatele žijící v posuzovaném území. Pro tato posouzení jsou používány jiné hlukové ukazatele, než jsou ukazatele pro porovnání s hygienickými limity.

Nezbytným výchozím podkladem pro hodnocení expozice hluku a následně ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je znalost hlukové zátěže v posuzované lokalitě.
Akustická situace je vyhodnocena k chráněnému venkovnímu prostoru staveb. Pro hodnocení akustické zátěže ze silniční dopravy byly vypočteny v akustické studii hodnoty hlukových deskriptorů $\mathbf{L_{Aeq,16h}}$ (pro denní dobu) a $\mathbf{L_{Aeq,8h}}$ (pro noční dobu), pro které jsou stanoveny hygienické limity v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací (dále jen NV).
Z hodnot hlukového deskriptoru $\mathbf{L_{dn}}$ **resp.** $\mathbf{L_{dvn}}$ byl následně proveden výpočet (odhad) procenta, resp. počtu pravděpodobně obtěžovaných obyvatel, z hodnot hlukového deskriptoru $\mathbf{L_n}$ byl následně proveden výpočet (odhad) procenta, resp. pravděpodobného počtu obyvatel s rušeným spánkem dle doporučené metodiky WHO.
Dalšími zdravotními ukazateli, pomocí kterých lze posoudit případný vliv hluku ze silniční dopravy na zdraví exponované populace, jsou kardiovaskulární onemocnění, resp. atributivní riziko kardiovaskulární nemocnosti. Tyto negativní účinky hluku vycházejí z hodnoty $\mathbf{L_{Aeq,16h}}$ pokud dosahují hodnot NOEL/LOEL pro prahový účinek, který je pro IM a ICHS $L_{Aeq,16h}$ > 60 dB resp. $\mathbf{L_{dn}}$ > 55 dB (podle nejnovějších studií již od této hodnoty může hluk přispívat ke zhoršení kardiovaskulárních onemocnění).

Nezbytným výchozím podkladem pro hodnocení expozice hluku a následně ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je znalost hlukové zátěže v posuzované lokalitě.
Podkladem k hodnocení hlukové expozice zájmového území je hluková studie, která modeluje předpokládané akustické vlivy záměru na nejbližší stávající objekty.
Cílem předložené hlukové studie je prověření alternativ stávající trasy, včetně dokladování toho, že provozem navrženého obchvatu nedojde v nejbližším chráněném venkovním prostoru a v chráněném venkovním prostoru staveb k překročení platných hygienických limitů a v případě překročení navržení technických nebo organizačních opatření vedoucí k zajištění dodržení hygienických limitů.
Hluková studie modeluje hlukovou zátěž v nejbližších chráněných venkovních prostorech staveb ve sledovaném území pro následující stavy, které jsou označeny jako varianty:

Varianta A – denní a noční doba, stávající hluková situace – doprava v roce 2015, nulová varianta (bez obchvatu obce Kaplice)

Varianta B – denní a noční doba, výhledová hluková situace – stav v roce 2020, nulová varianta (bez obchvatu obce Kaplice)

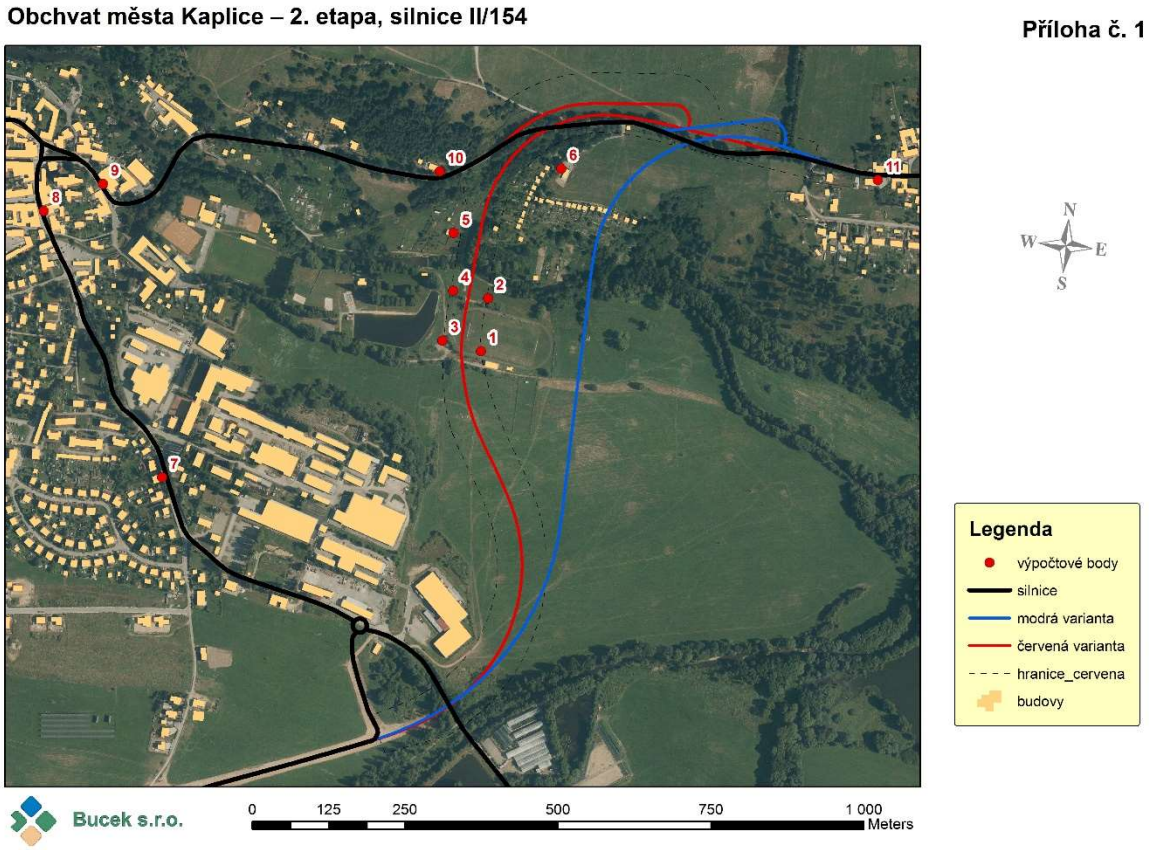
Varianta C – denní a noční doba, výhledová hluková situace – stav v roce 2020, aktivní varianta (obchvat obce Kaplice v provozu)

Varianta D – denní a noční doba, výhledová hluková situace – stav v roce 2040, aktivní varianta (obchvat obce Kaplice v provozu)

Výpočtové body

Výpočtové body, ve kterých byla ověřována předpokládaná hluková situace, byly zvoleny u nejbližších chráněných venkovních prostorů staveb podél stávajících komunikací II/158 a II/154. Výpočtové body byly umístěny u rodinných domů situovaných v bezprostřední blízkosti komunikace, u bytového domu a u objektů k bydlení. V případě navrženého obchvatu (u obou variant) je v blízkosti trasy obchvatu umístěn jeden rodinný dům, fotbalové a atletické hřiště, koupaliště a stavby pro rodinnou rekreaci, u kterých byly také výpočtové body umístěny.
Výpočty jsou zpracovány ve formě hlukových map a dále jsou vyjádřeny konkrétními hodnotami ekvivalentních hladin akustického tlaku v souboru 11 výpočtových bodů zadaných ve výšce 4,0 m nad úrovní terénu a ve vzdálenosti 2,0 m od nejbližších staveb s chráněným venkovním prostorem (v případě stávajících obytných budov – rodinné domy, bytové domy a objekty k bydlení a stavby pro rodinnou rekreaci) a ve výšce 2,0 m nad úrovní terénu v případě hřiště a koupaliště.
Rozmístění všech výpočtových bodů je znázorněno na následujícím obrázku převzatém z přílohy hlukové studie:

Obr. 4: Výpočtové body



Popis výpočtových bodů je uveden v následující tabulce.

Tabulka 8: Popis výpočtových bodů

Výpočtový bod č.	popis výpočtového bodu
1	Kaplice, fotbalové a atletické hřiště (parc. č. 1591/2 k.ú. Kaplice)
2	Kaplice, fotbalové a atletické hřiště (parc. č. 1591/2 k.ú. Kaplice)
3	Kaplice, koupaliště (parc. č. 1590/1 k.ú. Kaplice)
4	Kaplice, koupaliště (parc. č. 1590/1 k.ú. Kaplice)
5	Kaplice, č. ev. 3 (parc. č. st. 375 k.ú. Blansko u Kaplice) - stavba pro rodinnou rekreaci
6	Kaplice, č. p. 109 (parc. č. st. 402 k.ú. Blansko u Kaplice) – rodinný dům
7	Kaplice, č. p. 280 (parc. č. 465 k.ú. Kaplice) – rodinný dům
8	Kaplice, č. p. 143 (parc. č. 2675 k.ú. Kaplice) – rodinný dům
9	Kaplice, č. p. 97 (parc. č. 1476 k.ú. Kaplice) – rodinný dům
10	Kaplice, č. p. 86 (parc. č. st. 110 k.ú. Blansko u Kaplice) – objekt k bydlení
11	Kaplice, č. p. 95 (parc. č. st. 363 k.ú. Blansko u Kaplice) – rodinný dům

Výsledky výpočtů

Výpočty v hlukové studii byly provedeny pro nulový stav v současné době, pro nulový stav v roce 2020 a po realizaci přeložky a pro aktivní varianty v letech 2020 a 2040 v denní i noční době.
Výpočet hlukové zátěže okolí záměru byl proveden pomocí programu Predictor-LimA 7810, verze 9.11

Varianta A - stávající hluková situace – stav v roce 2015

Tabulka 9: Modelové výpočty ekvivalentní hladiny hluku v denní a noční době

Výpočtový bod č.	Vypočtená hodnota		Hygienický limit hluku		Překročení limitu	
	Denní doba (6,00 h-22,00 h)	Noční doba (22,00 h-6,00 h)	Denní doba (6,00 h-22,00 h)	Noční doba (22,00 h-6,00 h)	Denní doba	Noční doba
	$L_{Aeq,16h}$ [dB]	$L_{Aeq,8h}$ [dB]	$L_{Aeq,16h}$ [dB]	$L_{Aeq,8h}$ [dB]		
1	41,4	35,9	60	-	Nezjištěno	Nezjištěno
2	42,6	37,0	60	-	Nezjištěno	Nezjištěno
3	42,2	36,6	60	-	Nezjištěno	Nezjištěno
4	43,6	37,8	60	-	Nezjištěno	Nezjištěno
5	44,6	38,5	60	-	Nezjištěno	Nezjištěno
6	50,3	43,8	60	50	Nezjištěno	Nezjištěno
7	58,2	50,5	60	50	Nezjištěno	Nezjištěno
8	**63,0**	**55,3**	60	50	Zjištěno	Zjištěno
9	**66,8**	**58,9**	60	50	Zjištěno	Zjištěno
10	57,8	**51,2**	60	50	Nezjištěno	Zjištěno
11	**62,5**	**55,8**	60	50	Zjištěno	Zjištěno

Porovnání variant B, C a D

Tabulka 10: Výsledky výpočtů ekvivalentních hladin hluku v denní a noční době

Hodnocené stavy	2020 nulový stav		2020 akt. červená s PHS		2020 akt. modrá		2040 akt. červená včetně PHS		2040 akt. modrá	
Výpočtový bod	Denní doba	Noční doba	Denní doba	Noční doba	Denní doba	Noční doba	Denní doba	Noční doba	Denní doba	Noční doba
	(6 -22 h)	(22 -6 h)	(6 -22 h)	(22 -6 h)	(6 -22 h)	(22 -6h)	(6 -22h)	(22-6 h)	(6 -22h)	(22 -6 h)
1	41,6	36	46,5	40,7	43,5	37,4	48,8	42,6	45,7	39,8
2	42,7	37,2	47,6	41,2	44,5	38,5	48,7	42,2	46,2	40,3
3	42,4	36,7	45,9	40,3	43	37,1	48,7	42,9	44,8	39,1
4	43,7	38	49,5	42,9	43,6	37,7	50,4	43,9	45,1	39,5
5	44,7	38,7	53,4	46,6	43,9	37,4	52,6	45,9	46	40,4
6	50,4	44	51,1	44,6	47,6	40,5	50,8	44,1	47,6	41,3
7	58,4	**50,7**	56,3	48,2	56,3	48,2	56,9	48,7	56,9	48,7
8	**63,2**	**55,5**	**60,9**	**52,8**	**60,9**	**52,8**	**61,5**	**53,4**	**61,5**	**53,4**
9	**67**	**59,1**	**66,2**	**58,2**	**66,2**	**58,2**	**66,9**	**58,9**	**66,9**	**58,9**
10	57,9	**51,3**	55,8	49,2	55,8	49,2	56,5	49,8	56,5	49,8
11	**62,6**	**56**	**62,6**	**56**	**62,6**	**56**	**63,2**	**56,7**	**63,2**	**56,7**

Poznámka: tučně jsou zvýrazněny hodnoty překračující hygienický limit (60/50 dB, denní/noční doba).

4.3.1 Hodnocení dle hygienických limitů stanovených v NV č. 272/2011 Sb., o ochraně před nepříznivými účinky hluku a vibrací

Hygienické limity jsou stanoveny v souladu s WHO (Světovou zdravotnickou organizací) tak, aby při celoživotní expozici hluku bylo chráněno zdraví běžné populace (obyvatel), přičemž je nutné mít na paměti, že dodržení hodnot hygienických limitů neznamená pro exponovanou populaci nulové riziko, ale celospolečensky přijatelné a únosné riziko.

Pro hluk z dopravy na dálnicích, silnicích I. a II. třídy a místních komunikacích I. a II. třídy v území, lze hygienický limit hluku stanovit následovně:

Denní doba (6.00- 22.00 h) **$L_{Aeq\ 16h}$ = 60 dB pro chráněný venkovní prostor staveb a chráněný venkovní prostor**

$L_{Aeq\ 16h}$ = 70 dB v případě korekce na starou hlukovou zátěž

Noční doba (22.00-6.00 h) **$L_{Aeq\ 8h}$ = 50 dB pro chráněný venkovní prostor staveb**

$L_{Aeq\ 8h}$ = 60 dB v případě korekce na starou hlukovou zátěž

Stavbami pro bydlení jsou stavby, které slouží byť i jen z části pro bydlení.
Chráněným venkovním prostorem stavby se rozumí prostor do vzdálenosti 2 m od objektu pro bydlení.
Chráněným venkovním prostorem je podle zákona č. 258/2000 Sb., v platném znění prostor, který je užíván k rekreaci, sportu, zájmové a jiné činnosti, vyjma pozemků dle KN vedených jako zemědělský půdní fond, nebo pozemky určené k plnění funkce lesa.

K odsouhlasení uvedených hygienických limitů je oprávněn místně příslušný orgán ochrany veřejného zdraví.

Na základě provedených výpočtů stávajícího stavu a stavu po realizaci záměru lze konstatovat, že

- **v současné době jsou překračovány limity ve městě Kaplice a Blansku, stejně jako tomu bude v budoucnu rok 2020 bez realizace záměru**
- **realizací záměru (rok 2020 a 2040 – aktivní varianty), i když dojde ke snížení hluku z dopravy v denní době o 0,8 až 2,1 a v noční době o 0,9 až 2,7 dB, budou přesto hygienické limity hluku překračovány, nezávisle na variantách vedení obchvatu.**
- **nárůst dopravy realizací obchvatu je predikován v blízkosti vedení obchvatu (VB 1-6) v závislosti na variantě – červená: o 3,5 – 8,7 dB, modrá: o 1,3 – 1,9 dB, resp. poklesu o 1,3 – 3,5 dB. Hygienické limity zde nebudou překračovány.**
- **v oblasti Blansko (VB 10) je v současné době překračován hygienický limit pro hluk v noční době, realizací záměru nezávisle na vedení obchvatu nebude hygienický limit pro hluk v noční době překračován.**
- **v oblasti Blansko (VB 11) nedojde ke změnám v akustické situaci, hygienické limity jsou v současné době překračovány a budou překračovány nezávisle na vedení obchvatu.**
- **realizací obou variant nedojde k nadlimitnímu navýšení oproti nulovému stavu.**

Porovnáním příspěvku varianty modré a červené ve zvolených imisních bodech vychází lépe varianta modrá, která se nachází ve větší vzdálenosti od zvolených bodů a má tak nižší imisní příspěvek.

4.3.2 Hodnocení zdravotních rizik

Hodnocení zdravotních rizik posuzuje nejenom změny expozice hluku, ale především počty exponovaných obyvatel, resp. zdravotní dopady na obyvatele žijící v posuzovaném území. Pro tato posouzení jsou používány jiné hlukové ukazatele, než jsou ukazatele pro porovnání s hygienickými limity.

Prahové hladiny hluku považované v současné době za dostatečně prokázané v závislosti na různých zdrojích hluku jsou stručně shrnuty v následujícím přehledu:

Silniční a železniční doprava:	rušení spánku:	L_n > 40 dB
	obtěžování:	L_{dvn} > 45 dB, (> 42 dB dle EEA)
	kardiovaskulární onemocnění:	$L_{Aeq,16h}$ > 60 dB, resp. L_{dvn} >55 dB
Letecká doprava:	rušení spánku:	L_n > 40 dB
	obtěžování:	L_{dvn} > 45 dB
	kardiovaskulární onemocnění:	$L_{Aeq,16h}$ > 60 dB, resp. L_{dvn} >55 dB
Stacionární zdroje hluku:	rušení spánku:	není definováno
	obtěžování:	L_{dvn} > 35 dB

<u>Hluk ze silniční dopravy</u>

Do hodnocení zdravotních rizik není zařazeno fotbalové a atletické hřiště, koupaliště a stavby pro rodinnou rekreaci, u kterých byly také výpočtové body umístěny. Ve městě Kaplice byla, z konzervativních důvodů s vědomím nadhodnocení rizika, použita pro odhad obtěžovaných osob nejvyšší vypočtená ekvivalentní hladina hluku.

Tabulka 11: Odhad procent osob obtěžovaných a rušených hlukem z dopravy

místo		L_{dn}	Obtěžování hlukem			Rušení spánku hlukem		
			%LA	%A	%HA	%LSD	%SD	%HSD
VB 6 čp. 109	2020 nulový stav	50,45	28	12	4	20	9	3
	2020 akt. čer. s PHS	51,10	29	13	4	20	9	3
	2020 akt. modrá	47,29	21	8	3	16	7	3
	2040 akt. čer. s PHS	50,70	28	12	4	20	9	3
	2020 akt. modrá	47,71	22	9	3	17	7	3
VB 7-9 Kaplice	2020 nulový stav	66,32	63	39	18	39	22	11
	2020 akt. čer. s PHS	65,47	61	37	17	37	21	10
	2020 akt. modrá	65,47	61	37	17	37	21	10
	2040 akt. čer. s PHS	66,17	63	39	18	38	22	11
	2020 akt. modrá	66,17	63	39	18	38	22	11
VB10 čp. 86 Blansko	2020 nulový stav	57,85	44	22	9	28	14	6
	2020 akt. čer. s PHS	55,75	39	19	7	26	12	5
	2020 akt. modrá	55,75	39	19	7	26	12	5
	2040 akt. čer. s PHS	56,40	41	20	8	26	13	5
	2020 akt. modrá	56,40	41	20	8	26	13	5
VB11 čp. 95 Blansko	2020 nulový stav	62,55	55	31	13	34	19	9
	2020 akt. čer. s PHS	62,55	55	31	13	34	19	9
	2020 akt. modrá	62,55	55	31	13	34	19	9
	2040 akt. čer. s PHS	63,20	56	32	14	35	19	9
	2020 akt. modrá	63,20	56	32	14	35	19	9

Vysvětlivky:

3	procento obyvatel výrazně obtěžovaných nebo rušených hlukem

LA = (Little Annoyed), první stupeň obtěžování, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně obtěžovaných“, tj. zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů
A = (Annoyed), druhý stupeň obtěžování, který zahrnuje osoby alespoň „středně obtěžované“, tj. zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby
HA = (Highly Annoyed), třetí stupeň, který zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování, tj. pouze osoby obtěžované vysoce

LSD = (Lowly Sleep Disturbed), první stupeň rušení spánku, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně neboli slabě rušené“, tj. zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů
SD = (Sleep Disturbed), druhý stupeň rušení spánku, který zahrnuje osoby alespoň „středně rušené“, tj. zahrnuje všechny středně a silně rušené osoby
HSD = (Highly Sleep Disturbed), třetí stupeň, který zahrnuje osoby s výraznými subjektivními pocity rušení spánku, tj. pouze osoby rušené silně

3.4 Charakterizace rizika

Výchozím podkladem ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika hluku je obecně znalost hlukové zátěže získaná měřením nebo modelovým výpočtem vztažená ke konkrétnímu počtu exponovaných osob.

Charakterizace rizika expozice v denní době a noční době

Pro zhodnocení rizika expozice v denní době se posuzuje situace v zájmové lokalitě z hlediska „procenta/počtu pravděpodobně obtěžovaných obyvatel“ na základě hodnot L_{dvn}.

Tento ukazatel je sice v současné době považován za pomocný ukazatel, jelikož jde o účinek hluku na kvalitu života a psychickou pohodu, přesto byl v této expertíze hodnocen.
Pro hodnocení rizika v noční době se posuzuje situace v zájmové lokalitě z hlediska „procenta/počtu pravděpodobně rušených obyvatel hlukem ve spánku“ na základě hlukového deskriptoru L_n resp. $L_{Aeq,8h}$

Ve městě Kaplice žije v současné době 7067 obyvatel. Počet obyvatel v jednotlivých částech sídel není zpracovatelce zdravotních rizik znám, proto jsou zde uvedena pouze procenta obtěžovaných obyvatel.

1. **Město Kaplice – stavby pro bydlení podél komunikace II/154**

Z konzervativních důvodů byly použity pro hodnocení obtěžování a rušení spánku hlukem nejvyšší vypočtené hladiny hluku v chráněném venkovním prostoru staveb.

- **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 18% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 11% obyvatel.**
- **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 17% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 10% obyvatel**
- **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 17% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 10% obyvatel**
- **V roce 2040 v obou variantách přeložky lze očekávat u 18% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 11% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**

2. **Okolí VB 6 – dům čp. 109 Blansko u Kaplice**
   - **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 4% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 3% obyvatel.**
   - **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 4% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 3% obyvatel**
   - **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 3% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 3% obyvatel**
   - **V roce 2040 v červené variantě přeložky s PHS lze očekávat u 4% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 3% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**
   - **V roce 2040 v modré variantě přeložky lze očekávat u 3% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 3% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**
3. **Okolí VB 10 – dům čp. 86 Blansko u Kaplice**
   - **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 9% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 6% obyvatel.**
   - **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 7% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 5% obyvatel**

- **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 7% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 5% obyvatel**
- **V roce 2040 v obou variantách přeložky lze očekávat u 8% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 5% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**

4. **Okolí VB 11 – dům čp. 95 Blansko u Kaplice**
   - **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 13% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 9% obyvatel.**
   - **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 13% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 9% obyvatel**
   - **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 13% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 9% obyvatel**
   - **V roce 2040 v obou variantách přeložky lze očekávat u 14% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 9% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**
   - **V této lokalitě nedojde ke změně akustické situace, počet obyvatel obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy se realizací přeložek nezmění.**

Podle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB anebo mírně obtěžováno při hladinách hluku pod 50 dB. Přesto je třeba počítat s tím, že účinek hluku je do jisté míry bezprahový a pro citlivou část populace se obtěžující efekt může projevit i při úrovni expozice pod prahovými hodnotami obtěžujících účinků hluku pro průměrně citlivou populaci.

Je třeba si ale uvědomit, že vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrňovány na celou populaci. Nemusí tedy platit pro jednotlivce nebo malé soubory exponovaných osob, jako je tomu v daném případě u obyvatel hodnocených nejbližších domů, kde může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, konkrétní orientací oken hlavních pobytových místností a dalšími faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

Porovnáním jednotlivých variant v roce 2020 lze konstatovat, že realizace přeložky bude mít za následek snížení počtu obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem ze silniční dopravy a to jak ve variantě červené s PHS, tak ve variantě modré.

3.5 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování populace apod. I když bylo toto posouzení provedeno standardními postupy na základě současných znalostí a odborných doporučení uznávaných institucí, je nutné upozornit na skutečnost, že se jedná o zjednodušený model velmi složitého, komplexního děje ovlivněného mnoha proměnnými.

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 5–20 % celého souboru.
K těmto nejistotám se řadí i nejistoty demografických údajů. V tomto hodnocení nebyly k dispozici aktuální demografické údaje, proto byla tato nejistota snížena hodnocením procent obtěžovaných a rušených osob. Procentuální vyjádření vlastně lépe vystihuje rozsah účinků než přesný počet osob, který se v čase nutně mění.
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 psycho-sociální 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.

Hodnocení hlukové expozice, použití expozičního scénáře, výstupů a vztahů epidemiologických studií bylo vždy provedeno na straně bezpečnosti.

3.6 Závěr k hodnocení hluku

Na základě vyhodnocení předložených podkladů, s ohledem na výše uvedené skutečnosti a po uvážení všech výše uvedených nejistot, lze konstatovat následující závěry:

Hodnocení z hlediska vztahu k hygienickým limitům:
Na základě provedených výpočtů stávajícího stavu a stavu po realizaci záměru lze konstatovat, že

- **v současné době jsou překračovány limity ve městě Kaplice a Blansku, stejně jako tomu bude v budoucnu rok 2020 bez realizace záměru**
- **realizací záměru (rok 2020 a 2040 – aktivní varianty), i když dojde ke snížení hluku z dopravy v denní době o 0,8 až 2,1 a v noční době o 0,9 až 2,7 dB, budou přesto hygienické limity hluku překračovány, nezávisle na variantách vedení obchvatu.**
- **nárůst dopravy realizací obchvatu je predikován v blízkosti vedení obchvatu (VB 1-6) v závislosti na variantě – červená: o 3,5 – 8,7 dB, modrá: o 1,3 – 1,9 dB, resp. poklesu o 1,3 – 3,5 dB. Hygienické limity zde nebudou překračovány.**
- **v oblasti Blansko (VB 10) je v současné době překračován hygienický limit pro hluk v noční době, realizací záměru nezávisle na vedení obchvatu nebude hygienický limit pro hluk v noční době překračován.**
- **v oblasti Blansko (VB 11) nedojde ke změnám v akustické situaci, hygienické limity jsou v současné době překračovány a budou překračovány nezávisle na vedení obchvatu.**
- **realizací obou variant nedojde k nadlimitnímu navýšení oproti nulovému stavu.**

Porovnáním příspěvku varianty modré a červené ve zvolených imisních bodech vychází lépe varianta modrá, která se nachází ve větší vzdálenosti od zvolených bodů a má tak nižší imisní příspěvek.

Hodnocení z hlediska obtěžování a rušení hlukem:

Provedeným odhadem zdravotních rizik lze učinit tyto závěry:

Město Kaplice – stavby pro bydlení podél komunikace II/154

- **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 18% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 11% obyvatel.**
- **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 17% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 10% obyvatel**
- **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 17% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 10% obyvatel**
- **V roce 2040 v obou variantách přeložky lze očekávat u 18% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 11% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**

Okolí VB 6 – dům čp. 109 Blansko u Kaplice

- **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 4% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 3% obyvatel.**
- **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 4% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 3% obyvatel**
- **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 3% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 3% obyvatel**
- **V roce 2040 v červené variantě přeložky s PHS lze očekávat u 4% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 3% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**
- **V roce 2040 v modré variantě přeložky lze očekávat u 3% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 3% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**

Okolí VB 10 – dům čp. 86 Blansko u Kaplice

- **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 9% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 6% obyvatel.**
- **Po realizaci přeložky v červené variantě s PHS v roce 2020 lze očekávat u 7% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení hlukem ze silniční dopravy u 5% obyvatel**

- **Po realizaci přeložky v modré variantě v roce 2020 lze očekávat u 7% obyvatel pocity výrazného obtěžování v denní době a v noční době výrazné pocity rušení spánku hlukem ze silniční dopravy u 5% obyvatel**
- **V roce 2040 v obou variantách přeložky lze očekávat u 8% osob pocity výrazně obtěžovaných a u 5% osob pocity silně rušených ve spánku hlukem ze silniční dopravy.**

Okolí VB 11 – dům čp. 95 Blansko u Kaplice

- **Provedeným odhadem lze očekávat v nulové variantě bez přeložky v roce 2020 u 13% obyvatel výrazné pocity obtěžování v denní době, v noční době lze očekávat výrazné pocity rušení spánku hlukem u 9% obyvatel.**
- **V této lokalitě nedojde ke změně akustické situace, počet obyvatel obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy se realizací přeložek nezmění.**

Podle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB anebo mírně obtěžováno při hladinách hluku pod 50 dB. Přesto je třeba počítat s tím, že účinek hluku je do jisté míry bezprahový a pro citlivou část populace se obtěžující efekt může projevit i při úrovni expozice pod prahovými hodnotami obtěžujících účinků hluku pro průměrně citlivou populaci.

Je třeba si ale uvědomit, že vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrňovány na celou populaci. Nemusí tedy platit pro jednotlivce nebo malé soubory exponovaných osob, jako je tomu v daném případě u obyvatel hodnocených nejbližších domů, kde může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, konkrétní orientací oken hlavních pobytových místností a dalšími faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

Porovnáním jednotlivých variant v roce 2020 lze konstatovat, že realizace přeložky bude mít za následek snížení počtu obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem ze silniční dopravy a to jak ve variantě červené s PHS, tak ve variantě modré.

5. Závěr:

Na základě vyhodnocení výstupů rozptylové a akustické studie lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisního a hlukového zatížení v posuzované lokalitě, jsou akceptovatelné pro posuzovaný záměr: *Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154*.

Na základě provedeného vyhodnocení odhadu zdravotních rizik lze vyvodit závěr, že v souvislosti s realizací předkládaného záměru „Obchvat města Kaplice, 2. etapa, silnice II/154“, nebude tato aktivita představovat významně zvýšené zdravotní riziko pro obyvatele v okolí záměru.

Použitá literatura

1. Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
2. K.Bláha, M.Cikrt: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
3. J.Volf: Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě, Ostrava 2002
4. WHO: Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR 1996
5. WHO: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution,WHO Regional Office for Europe, 2006
6. IARC: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Humans
7. Database IRIS, 2003
8. Database ATSDR – Toxicologikal Profiles
9. US EPA.“ Risk and Exposure Assessment to Support the Review of the $N0_2$ Primary National Ambient Air Quality Standard, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, 2008
10. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – odborná zpráva za rok 2014, SZÚ Praha
11. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2013
12. ČHMÚ: Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“, 2014 – internetový zdroj
13. WHO: Air Quality Guidelines for particulare matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005
14. WHO : Air Quality Guidelines for Europe, second edition, Copenhagen, 2000
15. US EPA: Risk and Exposure Assessment to Support the Review of the NO_2 Primary National Ambient Air Quality Standard, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, November 2008
16. Aunan, K: Exposoure-respons e Functions for Health Effect of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings, Report 1995:8, University of Oslo, Center for International Climate and Enviromental Research
17. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commision 2005
18. European Commision, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: European Union Risk Assessment Report, Benzene, 2008.
19. California EPA, Office of Enviromental Health Hazard Assessment.“ Air Toxics Hot Spots Program, Risk Assessment Guidelines, Part II Technical Support Document for Available Cancer Potency Factors, May 2005
20. ExternE: Externalities of Energy, Metodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Suistainable Energy Systems, European Communities, 2005
21. 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
22. WHO Media Centre, New Releasses, 2014, Geneva
23. Havránek J. a kol.: Hluk a zdraví, Avicenum Praha, 1990
24. Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací
25. Metodický návod pro hodnocení hluku v chráněném venkovním prostoru staveb, Praha 2010
26. Metodický návod pro měření a hodnocení hluku v mimopracovním prostředí, Praha 2001

27. 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
28. Report „The „Genlyd“ Noise Annoyance Model“, Dose – Response Relationships Modelled by Logistic Functions, Delta AV 1102/07, 20.March 2007
29. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
30. WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009
31. Miedema H.M.E., Vos H.: Noise annoyance from stationary sources, 2004
32. Report „The „Genlyd“ Noise Annoyance Model“, Dose – Response Relationships Modelled by Logistic Functions, Delta AV 1102/07, 20.March 2007
33. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
34. Autorizační návod AN 15/04, verze 2 SZÚ Praha 2004
35. Autorizační návod AN 15/04, verze 3 SZÚ Praha 2012
36. Babisch,W.: Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. Noise Health 2006,
37. Jarup L., Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Katsouyanni K., Cadum E., et al.: Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, Environ. Health Perspectives, 2008
38. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku – odborná zpráva za rok 2014, SZÚ Praha
39. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94
40. European Environment Agency: Good practice guide on noise exposure and potential health effects, 2010
41. Münzel T., Gori T., Babisch W. Basner M.: Cardiovascular effects of envirinmental noise exposure, European Heart Journal, 2014

Poznámka: Protokol nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele reprodukován jinak než celý.