

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

# **Obchvat silnice I/13 Klášterec nad Ohří**

*Hodnocení vlivů na veřejné zdraví  
- zdravotní rizika hluku a imisí*

**Zadavatel:**

**Ing. Alexandr Mertl**  
Trstěnice 106  
569 57 Trstěnice u Litomyšle

*Posudek zpracoval:*

*MUDr. Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy*

*Tel.: 461 533 402, 461 532 921, 602 482 404 E-mail : bohumil.havel@centrum.cz*

*Soudní znalec v oboru zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací:*

*hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik*

*(jmenován Krajským soudem v Hradci Králové dne 5.11.2002 pod č.j. Spr. 2706/2002)*

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

*Držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví vydaného MZ ČR pod pořadovým číslem 1/2014.*

Svitavy, listopad 2016

**Obsah:**

<b>I. Zadání a výchozí podklady .....</b>	<b>2</b>
<b>II. Metodika a základní pojmy .....</b>	<b>4</b>
<b>III. Zdravotní riziko hluku.....</b>	<b>6</b>
<b>III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku .....</b>	<b>6</b>
<b>III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku .....</b>	<b>11</b>
<b>III. 3. Závěr k riziku hluku.....</b>	<b>15</b>
<b>IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....</b>	<b>16</b>
<b>IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice .....</b>	<b>16</b>
<b>IV. 2. Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>).....</b>	<b>17</b>
<b>IV. 3. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> .....</b>	<b>19</b>
<b>IV. 4. Benzen .....</b>	<b>24</b>
<b>IV. 5. Benzo(a)pyren .....</b>	<b>26</b>
<b>IV. 6. Závěr k riziku znečištění ovzduší .....</b>	<b>29</b>
<b>V. Analýza nejistot .....</b>	<b>29</b>
<b>VI. Celkový závěr .....</b>	<b>30</b>
<b>VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....</b>	<b>31</b>

## I. Zadání a výchozí podklady

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA) záměru „Obchvat silnice I/13, Klášterec nad Ohří“ má být provedeno hodnocení vlivů na veřejné zdraví, zaměřené na vyhodnocení údajů akustické a rozptylové studie z hlediska zdravotních rizik.

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

- ✓ Oznámení záměru „Obchvat silnice I/13, Klášterec nad Ohří“ z října 2007 a závěr zjišťovacího řízení k tomuto záměru, vydaný Odborem životního prostředí a zemědělství KÚ Ústeckého kraje 4.9.2008.
- ✓ Studie „I/13 Obchvat Klášterce nad Ohří v koridoru vymezeném ÚP“ září 2009, zpracovatel Novák & Partner, s.r.o. Praha
- ✓ Akustická studie a modelové hodnocení kvality ovzduší „Obchvat silnice I/13 Klášterec nad Ohří“ zpracovatel ATEM s.r.o. Praha, listopad 2016

### **Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:**

Posuzovaným záměrem je řešení problémového úseku dopravně zatížené silnice I/13, který v současné době prochází středem města Klášterec nad Ohří s mnoha úroňovými křižovatkami a přechody pro chodce. Trasa obchvatu byla v oznámení záměru navržena ve třech variantách. Na základě požadavku města Klášterec nad Ohří byla v roce 2009 studií zadanou Ředitelstvím silnic a dálnic ČR zpracována čtvrtá varianta, respektující koridor vymezený územním plánem města. Tato varianta se liší od původní varianty 2 jen technickými detaily a z hlediska vlivů hluku a imisí je s ní shodná. Dalším požadavkem závěru zjišťovacího řízení je vyhodnocení vlivu jednotlivých variant na zdraví obyvatel.

Podkladem pro toto vyhodnocení jsou akustická a rozptylová studie, zpracovaná společností ATEM, s.r.o. Praha. Tyto studie hodnotí hlukové a imisní vlivy dopravy ve třech variantách vedení trasy obchvatu:

- ❖ Varianta 1: Trasa obchvatu se odpojuje ze stávající silnice I/13 západně od Klášterce nad Ohří. Je vedena v současné době nezastavěnou plochou severně od centrální části města a jižně od městských částí Průsek a Útočiště. Dále vede severně od sídliště Petlerská a stáčí se na jihovýchod. Přes Podmileský potok přechází jižně od Ciboušova a Nového Verněřova a vrací se zpět k I/13, kde bude obchvat ukončen v MÚK Klášterec nad Ohří - východ. Délka trasy je 4,334 km.
- ❖ Varianta 2 a 2A: Trasa obchvatu prochází územím v souladu s územním plánem a je částečně shodná s variantou 1. Od varianty 1 se odpojuje v oblasti křižovatky s ulicí Petlerskou a směřuje více na sever. Podmileský potok na rozdíl od varianty 1 kříží až nad Ciboušovem. Zpět ke stávající silnici I/13 se vrací podél bývalého statku v Novém Verněřově a soustavy nadzemních el. sítí. Obchvat je ukončen stejně jako u varianty 1 v plánované MÚK Klášterec nad Ohří – východ. Délka trasy je 4,725 km.
- ❖ Varianta 3: Trasa se odpojuje ze stávající silnice I/13 o cca 150 m dále od Klášterce nad Ohří. Směřuje na severovýchod a přechází údolí Širokého potoka s místními komunikacemi estakádou. Poté je trasa vedena severně od Útočiště raženým tunelem dl. 1160 m. Dále pokračuje v souběhu se stávající silnicí II/224 až k Ciboušovu. Zpět ke stávající silnici I/13 se vrací podél bývalého statku v Novém Verněřově. Obchvat je ukončen stejně jako u varianty 1 a 2 v plánované MÚK Klášterec nad Ohří – východ. Délka trasy je 5,370 km.

Akustická studie je zpracována pomocí výpočetního programu HLUK+, verze 11.09. profi. Hodnotí očekávaný akustický příspěvek z provozu na plánované silnici v časovém horizontu roku 2040 ve třech posuzovaných variantách trasy v hlukových deskriptorech ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní a noční době. Výsledky jsou prezentovány v grafické podobě v pásmech hlukové zátěže a v tabulkové formě konkrétních hodnot v 38 výpočtových bodech, umístěných na hranici chráněného venkovního prostoru stávajících nejvíce dotčených obytných staveb nebo na hranici ploch, rezervovaných územním plánem pro obytnou výstavbu. Ve 4 výpočtových bodech je též hodnocena hluková zátěž z dopravy u zástavby podél stávající silnice I/13 vedené centrem města.

Nejistota výpočtu je uvedena v hodnotě  $\pm 2$  dB. Vypočtené hodnoty ekvivalentních hladin akustického tlaku ve výpočtových bodech představují dopadající hluk bez odrazů od fasády. Povrch terénu byl uvažován jako odrazivý.

Výstupem akustické studie pro kvantitativní charakterizaci rizika hlukové zátěže z dopravy po nové trase silnice jsou počty obyvatel v hlukových pásmech ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, noční době a 24hodinové  $L_{dn}$ .

Imisní příspěvek provozu plánovaného obchvatu v roce 2040 hodnotí rozptylová studie, zpracovaná výpočtovým modelem ATEM. Výpočtem je hodnocen pouze příspěvek z provozu posuzovaného úseku I/13 a navazujících komunikací bez imisního pozadí, které v tak vzdáleném časovém horizontu nelze věrohodně odhadnout.

Výpočet imisních koncentrací je proveden pro výchozí stav stávající komunikace a ve třech variantách hodnocení trasy obchvatu.

Hodnocenými látkami jsou oxid dusičitý  $\text{NO}_2$ , suspendované částice frakcí  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ , benzen a benzo(a)pyren. Emisní faktory pro dopravu byly převzaty z modelu MEFA. U suspendovaných částic a benzo(a)pyrenu zahrnují i vliv sekundární prašnosti. Ve výpočtu je uvažováno se skladbou vozového parku k roku 2040.

Výstupem výpočtu rozptylové studie jsou hodnoty imisního příspěvku hodnocených látek graficky znázorněné v síti výpočtových bodů a okomentované v textové části studie.

Závěrem jsou uvedeny nejvyšší vypočtené hodnoty příspěvku z hodnocené dopravy v roce 2040 v okolí stávající trasy I/13 a jeho změny, tj. snížení u stávající trasy v Klášterci nad Ohří a naopak zvýšení v okolí nové trasy obchvatu. Tento nárůst se však projeví převážně mimo obytnou zástavbu s výjimkou severovýchodního okraje místních částí Ciboušov a Miřetice u Klášterce nad Ohří.

Jako současné imisní pozadí je v rozptylové studii uvedeno rozmezí hodnot pětiletých průměrů 2011 – 2015, které v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). Z hlediska dodržení imisních limitů tyto údaje ukazují dodržení všech imisních limitů.

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

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

Pokud je obsahem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko nepřijatelné, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel. Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro některé znečišťující látky v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

Obsahem hodnocení vlivů na veřejné zdraví je v souladu se zadáním kvalitativní a v rámci možností daných existujícími podklady i kvantitativní vyhodnocení zdravotní významnosti dopravní hlukové a imisní zátěže obyvatel zájmového území a předpokládaných změn daných realizací plánovaného obchvatu na základě údajů akustické a rozptylové studie. Je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a autorizačními návody Státního zdravotního ústavu Praha AN 14/03 verze 3<sup>1</sup>, AN 15/04 verze 3<sup>2</sup> a AN 17/15<sup>3</sup> pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb., v platném znění. Současně jsou zohledněny aktuální poznatky o nebezpečnosti hodnocených vlivů pro lidské zdraví.

Problematika zdravotních rizik hluku a imisí látek znečišťujících ovzduší spadá do náplně oboru hygieny obecné a komunální. Zpracovatel hodnocení má v tomto oboru nástavbovou atestaci, licenci ČLK k výkonu funkce odborného zástupce a pro poskytování poradenských služeb a více než třicetiletou praxi. Je spoluautorem zmíněných autorizačních návodů.

## II. Metodika a základní pojmy

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

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

Jak již bylo uvedeno, stanovené přípustné limity některých faktorů představují nezbytný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu, zejména skupin populace se zvýšenou citlivostí.

<sup>1</sup>Autorizační návod AN/14/03 verze 3 – Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha

<sup>2</sup>Autorizační návod AN 15/04 verze 3 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, květen 2012

<sup>3</sup>Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickými látkami ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

Metoda hodnocení zdravotních rizik pak umožňuje v konkrétních situacích získání hlubší informace o jejich možném vlivu na zdraví a pohodu obyvatel, nežli je možné pouhým srovnáním expozice s limitními hodnotami.

Metodické postupy hodnocení zdravotních rizik byly vypracované Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Z nich vycházejí i metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice, konkrétně Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, vydaný v roce 2000 SZÚ Praha, Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území - Příloha č.4 Principy hodnocení zdravotních rizik (Věstník MŽP březen 2011) a metodické materiály hygienické služby k hodnocení zdravotních rizik.

K hodnocení rizik pro účely ochrany veřejného zdraví je povinná akreditace dle zákona č.258/2000 Sb.<sup>4</sup>, resp. v procesu EIA odborná způsobilost pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., a vyhlášky MZ č. 490/2000 Sb.

### **Obecný postup hodnocení zdravotního rizika sestává ze čtyř navazujících kroků:**

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

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

Takzvaný prahový účinek, spočívající v toxickém poškození různých systémů organismu, se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů. Lze tedy identifikovat míru expozice, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Ukazatelem této ještě bezpečné míry inhalační expozice je tzv. referenční koncentrace, většinou rozdílná pro akutní a chronické účinky.

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

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

U hluku je situace specifická, neboť pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti. Místo referenčních hodnot se proto odvozují prahové hladiny hlukové expozice, nad kterými se začíná daný účinek objevovat nebo se ukazuje být závislý na velikosti expozice. Hodnocené účinky přitom mohou být zdravotně závažné (jako např. kardiovaskulární onemocnění) nebo jde o přirozeně se vyskytující efekty, jako obtěžování hlukem a rušení spánku, jejichž navýšení je považováno za potenciálně nepříznivé.

Třetí etapou standardního postupu je **hodnocení expozice**. Na základě znalosti dané situace se sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané škodlivině. Cílem je postihnout nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí.

<sup>4</sup>Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, u kterých předpokládáme zvýšenou expozici nebo zvýšenou zranitelnost.

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

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

U toxických nekarcinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru expozice k referenční ještě podprahové expozici. Tento poměr se nazývá koeficient nebezpečnosti nebo kvocient nebezpečí (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů nebezpečí u současně se vyskytujících látek s podobným účinkem se jedná o index nebezpečí (Hazard Index – HI). Při hodnocení rizika imisí se tento postup se používá hlavně u hodnocení specifických chemických látek. Problém zde obvykle bývá s vyhodnocením imisního pozadí, neboť většinou nejde o látky, běžně měřené ve venkovním ovzduší.

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

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

U hluku je kvantitativní charakterizace zdravotních rizik možná v případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z dopravy na větší počet obyvatel. Standardním výstupem je podle autorizačního návodu SZÚ, vycházejícího z aktuálních metodik WHO a Evropské agentury pro životní prostředí, odhad procenta obyvatel, u kterých lze očekávat subjektivní pocity rušení spánku a výpočet atributivního rizika kardiovaskulárních onemocnění. Jako pomocný ukazatel, týkající se ovlivnění kvality života a psychické pohody, je prováděn odhad procenta obyvatel s různým stupněm obtěžování hlukem.

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

### III. Zdravotní riziko hluku

#### III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku

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

Následující stručný popis vlivů hluku na zdraví vychází převážně z hlukových směrnic WHO z roku 2000 a 2009 [1,2] a je doplněn o některé specifické a novější poznatky.

Souhrn vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, doporučených k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, je obsažen ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA<sup>5</sup>) z října 2010 [3] nebo v publikaci WHO hodnotící zátěž evropské populace nemocemi souvisejícími s hlukem ve venkovním prostředí, vydané v roce 2011 [4].

<sup>5</sup>EEA – European Environment Agency

Jejich aktuální doplnění a aplikaci v populačním měřítku obsahuje např. zpráva EEA o hluku v Evropě z roku 2014 [5].

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na zdraví je obecně možné s určitým zjednodušením rozdělit na specifické, projevující se při ekvivalentní hladině akustického tlaku nad 85-90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespécifické (mimosluchové), projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu.

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

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti podle WHO považováno poškození sluchového aparátu, ovlivnění kardiovaskulárního systému, zvýšená spotřeba sedativ a hypnotik, rušení spánku a nespavost a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. Omezené důkazy jsou např. pro nepříznivý vliv hluku na výkonnost, činnost hormonálního a imunitního systému, zvýšené riziko obezity a duševních poruch [2].

**Poškození sluchového aparátu** projevující se sluchovou ztrátou je dostatečně prokázáno u pracovní expozice hluku v závislosti na výši hladiny hluku a trvání expozice. Riziko sluchového poškození však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží.

Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. Častým důsledkem vysoké akutní nebo chronické hlukové expozice je též tinitus (ušní šelest). Epidemiologické studie prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu ani při celoživotní expozici hluku v životním prostředí a aktivitách ve volném čase do 24 hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku  $L_{Aeq,24h}$  70 dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech u lidí žijících v extrémně hlučném prostředí.

Je též známo, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaných rizikovým hladinám hluku na pracovišti. Závažné následky pro sluchové ústrojí ovšem mohou mít i některé zájmové aktivity (střelba, automobilové závody, poslech hlasité reprodukované nebo elektroakusticky zesilované hudby).

**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 nebo úzkost.

U každého člověka existuje určitý stupeň senzitivity, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20% vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže [6].

V EU jsou v současné době k hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy používány vztahy mezi hlukovou expozicí v  $L_{dn}^6$  nebo  $L_{dvn}^7$  a procentem obtěžovaných obyvatel, odvozené holandským institutem pro aplikovaný vědecký výzkum.

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

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

Potvrzují poznatek z dotazníkových šetření a průzkumů, že letecký hluk více obtěžuje nežli hluk z automobilové pozemní dopravy a hluk z automobilové dopravy má výraznější účinek, nežli hluk z dopravy železniční [3,7].

Procento obtěžovaných obyvatel při stejné hlukové expozici  $L_{dvn}$  60 dB podle těchto vztahů pro jednotlivé typy dopravy (letecká-silniční-železniční) vychází v hodnotách 38%-26%-15%. K hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku z různých zdrojů doposud neexistuje obecně přijatý model. Dílčí výsledky výzkumu ukazují, že obtěžující účinek kombinovaného hluku z různých zdrojů není funkcí celkového akustického tlaku a projevuje se zde jak specifický charakter jednotlivých zdrojů hluku, tak i složité zákonitosti subjektivní i objektivní odezvy lidského organismu.

Jako prahové hladiny hlukové expozice v denní době, od kterých se u průměrně citlivých osob začíná projevovat obtěžující účinek, uvádí WHO ve směrnici z roku 1999 ekvivalentní hladinu akustického tlaku 50 dB pro mírné a 55 dB pro silné obtěžování [1]. EEA uvádí pro hluk z různých druhů dopravy shodnou prahovou hladinu obtěžování 42 dB  $L_{dvn}$  [3].

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

Evropská úřadovna WHO vydala v roce 2009 směrnici pro noční hluk, ve které na základě vyhodnocení zjištěných odborných poznatků doporučuje zdravotně zdůvodněné hladiny hluku jako podklad pro budoucí vývoj legislativy členských zemí v oblasti kontroly a usměrňování noční hlukové expozice obyvatel [2].

Za dostatečně prokázaný je zde považován vztah nočního hluku k subjektivnímu rušení spánku, k užívání sedativ a léků na spaní, k subjektivně udávaným zdravotním problémům a potížím s nespavostí. Pro další závažné nepříznivé účinky narušení spánku hlukem se sice získané důkazy z epidemiologických studií považují za omezené, avšak lze věrohodně vysvětlit jejich mechanismus. Kromě únavy, sníženého výkonu a zvýšeného rizika úrazů a nehod jde o zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění, depresí a dalších duševních nemocí a obezity. Jako více citlivé skupiny populace k rušení spánku hlukem WHO uvádí děti, seniory, těhotné ženy, chronicky nemocné a osoby pracující na směny. K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk.

Ve zmíněné směrnici WHO je pro hodnocení účinků noční hlukové expozice doporučena jako jednotný hlukový deskriptor hladina hluku  $L_{night}$ <sup>8</sup>. Pro různé účinky byly stanoveny prahové hladiny hluku, od kterých se účinky začínají objevovat nebo začínají být závislé na úrovni expozice.

Prahová hodnota  $L_{night}$  pro užívání sedativ a prášků na spaní je 40 dB. Pro objektivně prokázanou zvýšenou frekvenci pohybů ve spánku, subjektivní pocit rušení spánku a problémy s nespavostí je prahová hladina hluku 42 dB. Z neúplně prokázaných účinků udává WHO prahovou hladinu hluku 60 dB pro psychické poruchy [2].

Na základě zhodnocení prokázaných i předpokládaných nepříznivých účinků noční hlukové expozice a jako výsledek dohody mezi experty a zástupci průmyslu a vládních a nevládních institucí WHO doporučila 40 dB jako cílovou hodnotu  $L_{night}$  k ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace. V rozmezí 30 – 40 dB bylo prokázáno ovlivnění spánku ve více ukazatelích, avšak jen mírné úrovně a nebylo prokázáno, že by mělo nepříznivé účinky na zdraví.

<sup>8</sup> $L_{night}$  – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu.



Hluková expozice v rozmezí  $L_{\text{night}}$  40 – 55 dB již vyvolává nepříznivé zdravotní účinky a ovlivňuje život mnoha lidí. Jako prozatímní cíl pro země, ve kterých z různých důvodů není reálné v krátké době cílovou hodnotu 40 dB dosáhnout, WHO doporučila  $L_{\text{night}}$  55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku citlivé skupiny populace.

Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO považuje za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví. Nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [2].

Z hlediska vztahů expozice a účinku jsou pro dopravní hluk obdobně jako pro obtěžování odvozeny vztahy mezi noční hlukovou expozicí z různých typů dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku, vycházející ze statistického zpracování výsledků terénních studií z různých zemí [3,9].

Hluk z železniční dopravy má podle těchto vztahů podobně jako u obtěžování nejmenší účinek. Procento obyvatel subjektivně rušených ve spánku při stejné hlukové expozici  $L_{\text{night}}$  55 dB vychází pro silniční a železniční hluk cca 18%, resp. 10%.

**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. K hodnocení ovlivnění výkonnosti při mimopracovních činnostech však není dostatek studií, na základě kterých by bylo možné odvodit vztahy expozice a účinku.

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

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

V posledním desetiletí byly k objasnění vztahů hluku z dopravy a rizika kardiovaskulárních onemocnění provedeny desítky studií a byla publikována řada souborných prací. Pohled na předpokládaný vztah mezi hlukovou expozicí z dopravy a kardiovaskulárním rizikem tak významně postoupil. Byly získány další důkazy a současné poznatky z nových studií prokazují jak riziko ischemické choroby srdeční (ICHS), tak i riziko hypertenze.

Otázkou tedy v současné době již ani tak není, zda hluk představuje kardiovaskulární riziko, nýbrž spíše, jakou má toto riziko velikost a prahovou hladinu expozice [10].

Poslední velké studie se zabývaly i otázkou kombinovaného efektu hluku a znečištění ovzduší v okolí silnic. Jejich výsledky shodně ukázaly spíše vzájemně nezávislý účinek obou těchto faktorů [11].

Zvýšené riziko ICHS bylo nalezeno ve většině studií při hlukové expozici  $L_{\text{Aeq, 6-22h}} > 60$  dB, novější studie ukazují na mírné zvýšení rizika již mezi 55 – 60 dB. V poslední zprávě z roku 2014 EEA dokonce uvádí, že výsledky 4 meta-analýz naznačují, že zvýšené riziko hypertenze a kardiovaskulárních onemocnění začíná již při úrovni 50 dB  $L_{\text{dvn}}$  [5].

Pozitivně vychází i vztah mezi hlukovou expozicí a spotřebou léků, jak kardiovaskulárních, tak hypnotik a sedativ [12].

K hodnocení rizika ICHS ze silniční dopravy metodické materiály EEA i WHO doporučují výpočet OR<sup>9</sup> incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice v  $L_{day, 16 h}$  na základě meta-analýzy 5 studií, provedené v roce 2008 [3,4,12].

V roce 2014 byla publikována nová meta-analýza 14 studií, kterou bylo pro ICHS a 10 dB nárůst hluku ze silniční dopravy v rozmezí cca 52 – 77 dB  $L_{dn}$  odvozeno relativní riziko 1,08 (95%CI = 1,04 – 1,13) a která indikuje snížení dříve předpokládané prahové hladiny 60 dB  $L_{day, 16 h}$  pro riziko ICHS na cca 55 dB  $L_{dn}$  [13].

Pro hypertenzi a hluk ze silniční dopravy byla v roce 2012 publikována meta-analýza 24 epidemiologických studií, prokazující mírné zvýšení rizika, konkrétně OR 1,034 (95%CI = 1,011 – 1,956) pro 5 dB nárůst expozice v hlukovém deskriptoru  $L_{Aeq, 16h}$ . Nebylo však možné pro toto riziko spolehlivě stanovit prahovou hladinu hluku [14].

Většina podkladových studií těchto vztahů použila jako hlukový deskriptor ekvivalentní hladinu akustického tlaku v denní době, popř. 24hodinovou  $L_{dn}$  nebo  $L_{dvn}$ . Pro stanovení vztahu noční hlukové expozice ke kardiovaskulárnímu riziku však dosud nejsou shromážděny dostatečné podklady. Důvodem je malý počet studií používajících jako hlukový deskriptor  $L_{night}$ . WHO uvádí pro noční hlukovou expozici prahovou hladinu hluku pro riziko hypertenze a infarktu myokardu 50 dB  $L_{night}$  s poznámkou, že toto riziko je podmíněno i denním hlukem. Odvození této prahové hodnoty ovšem více méně vychází ze studií denní nebo 24 hodinové hlukové expozice a předpokladu, že noční hladina hluku je u hluku ze silniční dopravy cca o 10 dB nižší [2]. Podle experimentů u pokusných zvířat i existujících studií však lze předpokládat, že právě noční hluk má k tomuto riziku silnější vztah, nežli hluk denní, což indikují i výsledky nejnovějších epidemiologických studií jak pro silniční, tak i letecký hluk.

Pozorování dalších účinků hlukové expozice, jako jsou změny v hladině stresových hormonů, vliv na imunitní systém 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**. Některé naznačily, že hluk z prostředí zejména při vysoké úrovni má vztah k psychologickým symptomům a může zvyšovat pocity úzkosti a spotřebu sedativ. V letošním roce byly např. publikovány výsledky německé pětileté prospektivní studie ze tří velkých měst, ve které byl zjištěn signifikantní vztah mezi dlouhodobou zátěží hlukem ze silniční dopravy > 55 dB  $L_{dvn}$  a výskytem depresivních symptomů u populace středního a vyššího věku [15].

Působení hluku na člověka a jeho zdraví a pohodu je ovšem velmi komplexní a složitý proces, jehož všechny faktory a charakteristiky dosud zdaleka nejsou dostatečně objasněné. Usměrnění a koordinací výzkumu účinků hluku na zdraví v zemích EU se zabývá projekt ENNAH<sup>10</sup>, který sdružuje 33 výzkumných center z 16 zemí. Mezi doporučené oblasti dalšího výzkumu patří např. účinky kombinované hlukové expozice, kombinace s účinky jiných stresujících faktorů včetně znečištění ovzduší, přesnější stanovení prahových hladin závažných účinků hluku a detailnější charakteristika hlukové expozice z hlediska počtu a intenzity hlukových událostí [16].

Kromě této oblasti výzkumu probíhá od roku 2013 příprava nové hlukové směrnice WHO, která má obsahovat doporučení vycházející z aktuálních poznatků o zdravotním riziku hluku z různých zdrojů v životním prostředí. Dokončení této směrnice se předpokládá v příštím roce [17].

<sup>9</sup>OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

<sup>10</sup> ENNAH – The European Network on Noise and Health

### III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel zájmového území záměru jsou výsledky akustické studie. Hluková expozice obyvatel zástavby nově dotčené hlukem z navržené trasy obchvatu je ve studii vyhodnocena v 38 výpočtových bodech, situovaných v chráněném venkovním prostoru obytných staveb nebo na hranici ploch, rezervovaných územním plánem pro obytnou výstavbu.

Trasa obchvatu je vedena mimo souvislou obytnou zástavbu. K dodržení hygienického limitu 60/50 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní/noční době u několika nejbližších objektů, resp. plánované plochy obytné zástavby, jsou navrženy protihlukové stěny. Výsledné předpokládané nejvyšší hodnoty hlukové zátěže ojedinelých nejbližších a nejvíce exponovaných domů se pohybují v úrovni cca 56/50 dB.

Hluková expozice stávající zástavby situované podél současného průtahu silnice I/13 centrem Klášterce nad Ohří je vyhodnocena ve 4 výpočtových bodech na ulici Osvozená a Chomutovská. Hluková expozice, předpokládaná při dopravní zátěži v roce 2040, se zde pohybuje v rozmezí 66,6/60,3 – 70,6/63,5 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní/noční době. Po realizaci obchvatu by se měla snížit na úroveň 60,3/50,4 – 63,5/58,6 dB, tedy v průměru o 6 dB v denní době a 7,5 dB v době noční.

Výstupem akustické studie, zpracovaným pro kvantitativní charakterizaci rizika hlukové zátěže z dopravy po nové trase silnice jsou počty obyvatel stávající obytné zástavby v hlukových pásmech ekvivalentní hladiny akustického tlaku  $L_{Aeq}$  v denní době, noční době a 24hodinové  $L_{dn}$ .

K základnímu vyhodnocení údajů o hlukové expozici obyvatel z hlediska prahových hladin nepříznivých účinků hluku v denní a noční době mohou sloužit tabulky 1 a 2.

V tabulkách jsou vybarvením znázorněny prahové hladiny hlukové expozice pro nepříznivé účinky expozice hluku ve venkovním prostředí, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Tyto prahové hodnoty platí pro větší část populace s průměrnou citlivostí vůči účinkům hluku. Vycházejí z hlukových směrnic WHO z roku 1999 a 2009 a některých novějších poznatků a platí obecně bez specifikace zdroje hluku.

Ve spodních řádcích tabulek jsou v příslušných hlukových pásmech od 50 dB v denní době a od 40 dB v noční době uvedeny počty exponovaných obyvatel stávající obytné zástavby u trasy jednotlivých variant vedení obchvatu dle údaje zpracovatele akustické studie.

Tab. 1 – Prahové hladiny prokázaných účinků hlukové expozice – den ( $L_{Aeq, 6-22 h}$ )							
Nepříznivý účinek	dB (A)						
	< 45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*							
Ischemická choroba srdeční včetně IM							
Zhoršená komunikace řečí							
Silné obtěžování							
Mírné obtěžování							
<i>Varianta 1- počet obyvatel</i>			680	60			
<i>Varianta 2 = 4</i>			540	50			
<i>Varianta 3</i>			100	30			

\*přímá expozice hluku v interiéru

**Tab. 2 – Prahové hladiny účinků hlukové expozice – noc ( $L_{Aeq, 22-6 h}$ )**

Nepříznivý účinek	dB (A)						
	< 40	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65+
Psychické poruchy*							
Hypertenze a IM*							
Subjektivně hodnocená horší kvalita spánku							
Zvýšené užívání sedativ							
Varianta 1- počet obyvatel		1800	190				
Varianta 2 + 2A		1390	150				
Varianta 3		180	100				

\*účinky s omezenou vahou důkazů

Z tabulek je zřejmé, že dopravní hluková expozice obyvatel obytné zástavby situované podél stávající silnice I/13 v centru Klášterce nad Ohří, která spadá do hlukového pásma 65 – 70 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. pásma 60 – 65 dB v době noční, představuje kromě postižení sluchového orgánu zvýšené riziko všech prokázaných nepříznivých účinků hluku na zdraví. Počet takto exponovaných obyvatel odhaduje zpracovatel akustické studie podle situované zástavby na cca 720. Snížení o 1 – 2 hluková pásma, předpokládané po realizaci obchvatu, proto bude významným přínosem ke snížení tohoto rizika.

Naopak nový hlukový příspěvek z provozu obchvatu, který se podle výpočtů akustické studie bude pohybovat nejvýše na okraji pásma 55 – 60 dB v denní době a v pásmu 45 – 50 dB v době noční převážně převyšuje prahovou hladinu pouze pro obtěžování a rušení hlukem ve spánku. Významnější je přitom z hlediska zdravotních účinků noční hluková expozice, která může vést zejména u citlivější části obyvatel k narušení kvality spánku.

Podle platného autorizačního návodu SZÚ AN 15/04 (Verze 3) k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku je standardním obsahem kvantitativní charakterizace rizika hluku hodnocení zdravotních účinků hluku, tj. rušení spánku a kardiovaskulárních účinků (infarktu myokardu). Jako pomocný ukazatel účinků hluku na kvalitu života a psychickou pohodu je do standardního hodnocení zařazen i ukazatel obtěžování hlukem.

K odhadu míry obtěžujícího účinku hluku z dopravy je možné použít vztahy expozice a účinku, doporučené pro země EU. Vycházejí z meta-analýz zahraničních epidemiologických studií a jsou odvozeny pro hlukovou expozici v  $L_{dn}$  nebo  $L_{dvn}$  v rozmezí 45 – 75 dB pro tři stupně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování [3,7].

První úroveň LA (*Little Annoyed*) zahrnuje procento osob obtěžovaných od 28. stupně škály 0 – 100, tedy „přinejmenším mírně obtěžovaných“. Druhá úroveň A (*Annoyed*) se týká obtěžování od 50. stupně škály a třetí úroveň HA (*Highly Annoyed*) zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování od 72. stupně stostupňové škály intenzity obtěžování.

Vztahy pro hlukový deskriptor  $L_{dn}$  a hluk ze silniční dopravy jsou dány rovnicemi:

$$\%LA = -6,188 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn} - 32)^3 + 5,379 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn} - 32)^2 + 0,723 \cdot (L_{dn} - 32)$$

$$\%A = 1,732 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn} - 37)^3 + 2,079 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn} - 37)^2 + 0,566 \cdot (L_{dn} - 37)$$

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

V tabulce 3 je s využitím těchto vztahů vyhodnoceno obtěžování obyvatel stávající obytné zástavby, která bude hlukově dotčena plánovanými trasami obchvatu I/13.

<b>Tab. 3 Obtěžování hlukem z dopravy po navržené trase obchvatu I/13 – počet obyvatel stávající obytné zástavby obtěžovaných hlukem</b>			
	<i>LA</i>	<i>A</i>	<i>HA</i>
<b>Varianta 1</b>	446	203	72
<b>Varianta 2 a 2A</b>	348	159	57
<b>Varianta 3</b>	78	37	14

Vysvětlivky: *LA* - obtěžování celkem, *A* - středně a vysoce obtěžování, *HA* - vysoce obtěžování

V procentuálním vyjádření vychází pro hlukovou expozici této obytné zástavby obtěžování hlukem u 33-35% exponovaných obyvatel, z toho 5-6% vysoce obtěžovaných. U stávající obytné zástavby v centru Klášterce nad Ohří v blízkosti průtahu I/13 na ulicích Osvobozená a Chomutovská odpovídá po přepočtu vypočtených hladin hluku ve 4 bodech akustické studie na průměrnou ekvivalentní hladinu  $L_{dn}$  (69,5 dB pro stav bez obchvatu a 62,7 dB po realizaci obchvatu) 70 % obyvatel obtěžovaných hlukem, z toho 24 % vysoce obtěžovaných. Pro stav po realizaci obchvatu vychází 55 % obtěžovaných, z toho 13,5 % významně.

Pro subjektivní rušení spánku jsou při hodnocení zdravotních rizik hluku používány vztahy odvozené pro expozici vyjádřenou v  $L_{night}$  v rozmezí 45 – 65 dB s extrapolací do nižší a vyšší expozice 40-45 dB, resp. 65-70 dB [3,9].

I když subjektivní pocity rušení spánku nemusí odpovídat závažnosti skutečného ovlivnění kvality spánku ve vztahu ke zdravotnímu riziku, jsou jediným efektem noční hlukové expozice, pro který jsou v současné době vztahy expozice a účinku k dispozici.

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 a sice LSD (*Lowly Sleep Disturbed*) od 28. stupně škály (tedy „přínejmenším mírně rušení“), SD (*Sleep Disturbed*) pro rušení od 50. stupně škály intenzity a HSD (*Highly Sleep Disturbed*) pro vysoký stupeň rušení od 72. bodu stoupňové škály intenzity rušení.

Hladina hluku, od které se začíná objevovat silné rušení (HSD) a která je obecně považována WHO za prahovou hodnotu pro subjektivní rušení hlukem ve spánku je  $L_{night}$  42 dB.

Vztahy pro rušení spánku hlukem ze silniční dopravy:

$$\%LSD = -8,4 - 0,16 \cdot L_{night} + 0,0108 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%SD = 13,8 - 0,85 \cdot L_{night} + 0,01670 \cdot (L_{night})^2$$

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

V tabulce 4 je s využitím těchto vztahů vyhodnoceno rušení hlukem ve spánku u obyvatel stávající obytné zástavby, která bude hlukově dotčena plánovanými trasami obchvatu I/13, které vychází z počtu exponovaných obyvatel v hlukových pásmech 40 – 50 dB, uvedeného v tabulce 2.

<b>Tab. 4 – Rušení spánku hlukem z dopravy po navržené trase obchvatu I/13 – počet obyvatel stávající obytné zástavby rušených hlukem ve spánku</b>			
	<i>LSD (%)</i>	<i>SD (%)</i>	<i>HSD (%)</i>
<b>Varianta 1 (1990 obyvatel)</b>	367	161	63
<b>Varianta 2 a 2A (1570 obyvatel)</b>	284	125	48
<b>Varianta 3 (310 obyvatel)</b>	56	25	10

Vysvětlivky: *LSD* - rušení celkem, *SD* - středně a vysoce rušení, *HSD* - vysoce rušení ve spánku

V procentuálním vyjádření vychází pro hlukovou expozici této obytné zástavby subjektivní rušení hlukem ve spánku u 18-20% exponovaných obyvatel, z toho u 3% rušení vysoké. U stávající obytné zástavby v centru Klášterce nad Ohří v blízkosti průtahu I/13 na ulicích Osvobozená a Chomutovská odpovídá průměrné ekvivalentní hladině akustického tlaku v noční době (61,5 dB pro stav bez obchvatu a 54 dB po realizaci obchvatu) 42 % obyvatel rušených hlukem, z toho 12,5 vysoce. Pro stav po realizaci obchvatu vychází 32 % rušených hlukem ve spánku, z toho 7,5 % vysoce.

Z výsledků v tabulkách vyplývá, že k obtěžování a rušení hlukem ve spánku vede u citlivější části obyvatel i hluková expozice, nepřekračující hlukové limity pro dopravní hluk. Tyto limity nezaručují hlukovou pohodu a akustický komfort prostředí, nýbrž jsou stanoveny především k regulaci nejzávažnějšího zdravotního rizika nepříznivých kardiovaskulárních účinků dlouhodobé hlukové zátěže.

V další tabulce 5 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku, dané platnými hlukovými limity, uvedeno procento obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá podle použitých vztahů expozice a účinku současným limitům pro hluk ze silniční dopravy. V podstatě tedy představuje současnou společensky akceptovanou míru těchto nepříznivých účinků hluku.

<b>Tab. 5 – Procento obyvatel obtěžovaných a rušených ve spánku odpovídající hygienickým limitům hluku z dopravy</b>							
$L_{Aeq,T}$ (dB)	silniční doprava	obtěžování hlukem (%)			rušení ve spánku (%)		
<i>den/noc</i>		<i>LA</i>	<i>A</i>	<i>HA</i>	<i>LSD</i>	<i>SD</i>	<i>HSD</i>
55/45	komunikace III. třídy	38	18	7	21	9	4
60/50	komunikace I. a II. třídy	49	26	11	27	13	5
70/60	stará hluková zátěž	71	47	25	40	23	11

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

Metodické materiály EEA i WHO doporučují pro riziko IM vztah expozice a účinku (OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice), odvozený pro expozici  $L_{day,16h}$  nad 60 dB meta-analýzou analytických epidemiologických studií ve formě polynomiální rovnice:

$$OR = 1,63 - 0,000613(L_{day,16h})^2 + 0,000007357(L_{day,16h})^3$$

Kardiovaskulární riziko hlukové expozice se v daném případě týká především obyvatel stávající zástavby podél průtahu I/13 Kláštercem nad Ohří. Na základě novější meta-analýzy epidemiologických studií byl sice publikován i vztah pro hlukový deskriptor  $L_{dn}$  od nižší prahové hladiny cca 55 dB. Předpokládaná hluková expozice obyvatel v okolí posuzovaných tras ochvatu tuto úroveň přesahuje pouze nepatrně u malého počtu obyvatel, takže toto riziko by vyšlo v zanedbatelné úrovni.

Pro porovnání rizika obyvatel stávající zástavby v centru Klášterce nad Ohří před a po realizaci obchvatu je vhodnější forma výše uvedené rovnice, která umožňuje výpočet OR pro konkrétní hladiny hluku. Do výpočtu jsou dosazeny průměrné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době vypočtené ve 4 výpočtových bodech na ulici Osvobozená a Chomutovská. Odhadovaný počet obyvatel této zástavby je 720.

Pomocí OR lze pro danou úroveň dlouhodobé hlukové expozice výpočtem atributivní frakce odhadnout procento onemocnění IM, které je teoreticky možné přisoudit účinkům hluku. Pro průměrné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, vypočtené ve 4 výpočtových bodech na ulici Osvobozená a Chomutovská, vycházejí tyto hodnoty atributivní frakce (AF):

<b>Tab. 6 – Riziko IM vlivem hluku - okolí I/13 v centru města</b>			
	<i>Průměr <math>L_{\text{day,16h dn}}</math> (dB)</i>	<i>OR</i>	<i>AF IM</i>
2040 bez výstavby obchvatu	68,1	1,110	0,099
2040 po výstavbě obchvatu	61,8	1,025	0,024

Podle výsledků v tabulce 6 je možné odhadovat, že za výchozího stavu hlukové expozice v průměru 68,1 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době je u obyvatel takto exponovaných domů v centru Klášterce nad Ohří v důsledku dlouhodobé expozice dopravnímu hluku zvýšený výskyt infarktu myokardu a dalších projevů ICHS cca o 10 %. Realizací obchvatu se toto riziko sníží na 2,4 %, tedy zhruba o 75 %. Tento podíl vlivu hlukové expozice na celkové nemoci ani pokles rizika po snížení hlukové zátěže není zanedbatelný.

Při současné incidenci IM v ČR cca 2,6 onemocnění na 1000 obyvatel/rok teoreticky vychází pro 720 obyvatel domů situovaných na ulici Osvobozená a Chomutovská během 10 let cca 20 nových onemocnění IM ročně. Účinkům hlukové zátěže z dopravy je při zvýšení rizika o 10% teoreticky možné přisoudit cca 2 onemocnění. Po snížení rizika o 75% po realizaci obchvatu by se jednalo jen o 0,5 onemocnění za 10 let.

### **III. 3. Závěr k riziku hluku**

**Hodnocení rizika hluku bylo provedeno v souladu s požadavky autorizačního návodu AN 15/04 VERZE 3 SZÚ Praha k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku.**

**Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel dotčených stávající trasou silnice I/13 přes Klášterec nad Ohří a navrženými trasami obchvatu byly výstupy akustické studie, které hodnotí předpokládanou situaci ve výhledovém roce 2040.**

**Podle výsledků hodnocení je stávající průtah silnice I/13 Kláštercem nad Ohří z hlediska dlouhodobé hlukové expozice zdrojem významného zdravotního rizika pro obyvatele přilehlé obytné zástavby a realizace obchvatu tento stav významně zlepší.**

**Předpokládaný nárůst hluku z dopravy u okrajové zástavby města vlivem obchvatu I/13 při dodržení hlukových limitů sice nedosahuje zdravotně významné úrovně a je spíše záležitostí akustického komfortu prostředí, nicméně může být pro menší část exponovaných obyvatel zdrojem obtěžování a rušení spánku.**

**V porovnání posuzovaných variant trasy obchvatu z toho hlediska relativně nejpříznivěji vychází varianta 3, následovaná variantou 2, resp. 2A.**

## IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

### IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice

Rozptylová studie hodnotí imisní vliv dopravy pro oxid dusičitý NO<sub>2</sub>, suspendované částice frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> benzen a benzo(a)pyren. Z dalších škodlivin z dopravy by bylo možné hodnotit příspěvek u oxidu uhelnatého CO. Dosahované a měřené koncentrace této škodliviny však ani v okolí nejzatíženějších komunikací ve vztahu k imisnímu limitu nedosahují významných hodnot a platný imisní limit, stanovený podle doporučení WHO lze u této látky považovat za referenční, tedy ještě bezpečnou koncentraci z hlediska ochrany zdraví. Imisní příspěvek CO z hodnocené dopravy je proto ve vztahu k imisnímu pozadí a imisnímu limitu zcela jistě naprosto zanedbatelný a jeho kvantitativní hodnocení rozptylovou studií by bylo jen formální záležitostí. Výběr látek hodnocených rozptylovou studií je proto pro daný účel posouzení vlivu provozu nové komunikace na zdraví obyvatel dostatečný.

Výpočet rozptylové studie hodnotí pouze příspěvek z provozu posuzovaného úseku I/13 a navazujících komunikací bez imisního pozadí, které v tak vzdáleném časovém horizontu nelze věrohodně odhadnout. Výpočet je proveden pro výchozí stav stávající komunikace I/13 a pro tři varianty navržené trasy obchvatu.

Výstupem výpočtu rozptylové studie jsou hodnoty imisního příspěvku hodnocených látek graficky znázorněné v síti výpočtových bodů a okomentované v textové části studie. Závěrem jsou uvedeny nejvyšší vypočtené hodnoty příspěvku z hodnocené dopravy v roce 2040 v okolí stávající trasy I/13 a jeho změny, tj. snížení u stávající trasy v Klášterci nad Ohří a naopak zvýšení v okolí nové trasy obchvatu. Tento nárůst se však projeví převážně mimo obytnou zástavbu s výjimkou severovýchodního okraje místních částí Ciboušov a Měřetice u Klášterce nad Ohří.

Jako současné imisní pozadí je v rozptylové studii uvedeno rozmezí hodnot pětiletého průměru 2011 – 2015, které v mapové síti čtverců 1x1 km v trase obchvatu uvádí Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). Pro maximální krátkodobou koncentraci NO<sub>2</sub> a nejvyšší 24hodinovou koncentraci PM<sub>10</sub> jsou použity výsledky nejbližších monitorovacích stanic za posledních 5 let. Podle těchto údajů nedochází v hodnoceném území k překračování imisních limitů u žádné látky.

Pro souhrnnou základní informaci jsou v tabulce 7 uvedeny hodnoty současného imisního pozadí dle ČHMÚ v nejzatíženější centrální části Klášterce nad Ohří a zaokrouhlené hodnoty nejvyššího vypočteného příspěvku dopravy po stávající trase I/13 jako výchozí stav roku 2040 a nejvyššího vypočteného příspěvku dopravy po obchvatu, dosahované podle mapového výstupu rozptylové studie v místech obytné zástavby. Ve spodním řádku tabulky jsou uvedeny imisní limity jednotlivých škodlivin, stanovené k ochraně zdraví.

Tab. 7 - Imisní pozadí a nejvyšší příspěvek silnice I/13 u obytné zástavby (µg/m <sup>3</sup> )							
	NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>		PM <sub>2,5</sub>	benzen	BaP
	1hod	Rp	24hod	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí 2011 - 2015	< 80	17,3	<100	24,2	17,6	1,2	0,00064
2040 – stávající trasa I/13	6	0,8	1	0,6	0,2	0,02	0,00005
2040 – navržené trasy obchvatu	6	0,6	2	0,4	0,15	0,01	0,00003
Imisní limity	200	40	50	40	25	5	0,001

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 24hod = nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace, Rp = roční průměrná koncentrace



## IV. 2. Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>)

### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem, čichově postřehnutelným od koncentrace 188 µg/m<sup>3</sup> (0,1 ppm) [18].

Oxid dusičitý je ze zdravotního hlediska nejvýznamnějším oxidem dusíku. Jeho význam je dán nejen přímým účinkem na zdraví, ale i významnou úlohou při sekundárním vzniku dalších škodlivých polutantů v ovzduší, jako jsou ozón a jemná frakce pevných částic.

Hlavními antropogenními zdroji oxidů dusíku jsou emise ze spalování fosilních paliv, ať již ve stacionárních zařízeních při vytápění a získávání energie, nebo v motorech dopravních prostředků. Ve většině případů je emitován oxid dusnatý, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován na oxid dusičitý.

V nejčistších oblastech ČR požadové koncentrace NO<sub>2</sub> dlouhodobě nepřekračují 10 µg/m<sup>3</sup>. Na znečištění ovzduší oxidem dusičitým se kromě dopravy, která je majoritním zdrojem, podílejí i teplárny, výtopny a domácí topeniště. Ve městech v ČR se podle závěrečné zprávy subsystému 1 Monitoringu HS<sup>11</sup> v roce 2015 průměrné roční koncentrace NO<sub>2</sub> pohybovaly závislosti na intenzitě okolní dopravy v rozsahu od 18 µg/m<sup>3</sup> v nezatížených lokalitách, přes 21 - 30 µg/m<sup>3</sup> u dopravně středně zatížených stanic, až k cca 41 µg/m<sup>3</sup> ročního průměru v dopravně velmi významně exponovaných lokalitách [19, 20].

Oxid dusičitý patří mezi významné škodliviny i ve vnitřním ovzduší budov, kde jsou hlavním zdrojem plynové sporáky a kuřáci a kde mohou být dosahovány vyšší koncentrace, nežli ve vnějším prostředí. Několikadenní průměrné koncentrace NO<sub>2</sub> zde mohou přesahovat 200 µg/m<sup>3</sup> a hodinová maxima mohou být až 2000 µg/m<sup>3</sup> [21].

Při inhalaci je NO<sub>2</sub> vzhledem k omezené rozpustnosti ve vodě jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích a proniká až do plicní periferie. Nepříznivý účinek se předpokládá hlavně cestou oxidačního stresu a vyvolání zánětlivé reakce.

Zdravotní účinky krátkodobé i chronické expozice NO<sub>2</sub> ve venkovním ovzduší byly studovány v mnoha epidemiologických studiích. Zásadním úskalím tohoto výzkumu je však současná expozice dalším škodlivinám ze spalovacích procesů, především jemné a ultrajemné frakci suspendovaných částic.

NO<sub>2</sub> je proto považován za dobrý souhrnný indikátor expozice škodlivinám z dopravy, avšak stále existuje nezodpovězená otázka, které účinky je možné považovat za efekt samotného NO<sub>2</sub> a u kterých pouze zastupuje jiný vyvolávající faktor, nebo se s ním na zjištěném účinku podílí.

Dřívější poznatky shrnula WHO v aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší v roce 2005. Pro krátkodobé účinky konstatovala asociaci výkyvů denních koncentrací NO<sub>2</sub> se zvýšením celkové, kardiovaskulární a respirační úmrtnosti a s počtem akutních hospitalizací pro respirační a kardiovaskulární onemocnění.

Pro chronickou expozici byla v kohortových studiích nalezena asociace především k ukazatelům respirační nemoci a k deficitu vývoje plicních funkcí u dětí. Ve studiích expozice NO<sub>2</sub> z vnitřního prostředí byl nalezen vztah k frekvenci respiračních symptomů u astmatických dětí a dětí s geneticky podmíněným zvýšeným rizikem astma. Avšak ani tyto studie nejsou prosté nejistoty možného účinku jiných souběžně vznikajících škodlivin [21].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií, publikovaných od roku 2004, shrnuje zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP<sup>12</sup>, vydaná v roce 2013 [22].

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

<sup>12</sup>REVIHAAP Project - Review of evidence on health aspects of air pollution

U krátkodobých účinků expozice NO<sub>2</sub> zejména v oblasti ovlivnění respirační nemoci vyvozuje na základě konzistentních výsledků mnoha studií i po adjustaci na ostatní škodliviny závěr, že je odůvodněné je považovat za přímý samostatný efekt NO<sub>2</sub>. Posouzení samostatného nezávislého účinku NO<sub>2</sub> při dlouhodobé expozici považují experti stále za velmi obtížné.

Vzhledem ke zmíněným nejistotám byly jako podklad ke stanovení doporučené směrnice koncentrace NO<sub>2</sub> k prevenci akutních účinků použity výsledky klinických studií expozice čistému NO<sub>2</sub> u dobrovolníků. První známky akutního účinku NO<sub>2</sub> v podobě mírné zánětlivé reakce a zvýšené reaktivity dýchacích cest k zúžení průdušek pravděpodobně bez klinického významu se v těchto studiích u citlivých jedinců začínají projevovat v rozmezí koncentrace 0,2 - 1 ppm (380 - 1880 µg/m<sup>3</sup>). WHO proto v současné době k prevenci akutních účinků NO<sub>2</sub> ve venkovním i vnitřním ovzduší doporučuje jako limit 1hodinovou maximální koncentraci NO<sub>2</sub> 200 µg/m<sup>3</sup> [18,21,23] a tato hodnota je používána i jako referenční koncentrace při hodnocení rizika akutních účinků imisí NO<sub>2</sub>.

Pro limitní průměrnou roční koncentraci NO<sub>2</sub> ve venkovním ovzduší WHO stanovila v roce 2000 doporučenou hodnotu 40 µg/m<sup>3</sup>, která byla odvozena z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí. Výhodiskem byla nejnižší výchozí koncentrace 15 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub>, navýšená o 28 µg/m<sup>3</sup>, což je průměrný rozdíl mezi domácnostmi s plynovými a elektrickými sporáky, při kterém bylo zjištěno zvýšení respirační nemoci o 20 %. WHO přitom zdůraznila, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla [23].

Tato hodnota zatím zůstala zachována při aktualizaci směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší vydané v roce 2010 [18,21].

Podle zmíněné zprávy expertů WHO, shrnující nejnovější poznatky výzkumu účinků znečištění ovzduší na zdraví, však nové studie již poskytují dostatečné podklady k aktualizaci současných doporučení, jak pro maximální krátkodobou, tak i průměrnou roční koncentraci NO<sub>2</sub> [22]. Oxid dusičitý byl proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazen do první skupiny látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [24].

Současnou standardní metodiku hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší upravuje již zmíněný autorizační návod SZÚ AN 17/15 pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/2000 Sb., vydaný v říjnu 2015.

Podle tohoto metodického návodu se při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší chronické účinky NO<sub>2</sub> z důvodů absence spolehlivých vztahů expozice a účinku nehodnotí a jsou používány vztahy expozice a účinku pro suspendované částice, přičemž se podle současných poznatků předpokládá, že z větší části zahrnují i účinky některých souběžně působících plynných škodlivin, zejména NO<sub>2</sub>.

V mimořádných případech nutnosti hodnocení pouze samostatného efektu expozice je možné využít vztahů odvozených v projektu WHO HRAPIE<sup>13</sup>, přičemž je třeba ve výpočtu i interpretaci zohlednit nevyhnutelné nejistoty.

V daném případě imisního vlivu hodnocené dopravy se nejedná o výlučné emise NO<sub>2</sub>, takže důvod k samostatnému hodnocení zde není.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES<sup>14</sup> stanoví pro země EU pro NO<sub>2</sub> mezní hodnoty pro ochranu zdraví 200 µg/m<sup>3</sup> průměrné 1hodinové koncentrace a 40 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro vnitřní prostředí obytných místností některých staveb stanoví Vyhláška MZ č.6/2002 Sb., jako hygienický limit pro oxid dusičitý průměrnou jednodinovou koncentraci 100 µg/m<sup>3</sup>.

<sup>13</sup> HRAPIE - Health Risk of Air Pollution in Europe

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

### *Hodnocení expozice a charakterizace rizika*

Současné imisní pozadí NO<sub>2</sub> v území dotčeném navrženými trasami obchvatu je podle ČHMÚ v rozmezí 10,5 – 15,1 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace. Vyšší hodnotu 17,3 µg/m<sup>3</sup> udává ČHMÚ v centrální části Klášterce nad Ohří.

K odhadu pozadí krátkodobých 1hodinových koncentrací jsou v rozptylové studii uvedeny výsledky měření z posledních 5 let na okolních nejbližších monitorovacích stanicích. Jde ovšem o 19. nejvyšší hodnoty v roce, srovnatelné s imisním limitem. Celkově nejvyšší naměřené hodnoty se pohybují v rozmezí 45 – 94 µg/m<sup>3</sup>.

I když současný imisní limit průměrné roční koncentrace NO<sub>2</sub> 40 µg/m<sup>3</sup> podle současných poznatků představuje úroveň expozice, která již pravděpodobně působí nepříznivě na zdraví, situace v Klášterci nad Ohří a jeho okolí pod polovinou této hodnoty zdravotně významná není. Totéž platí ve vztahu ke krátkodobým výkyvům imisních koncentrací i pro riziko akutních účinků NO<sub>2</sub> z venkovního ovzduší.

Vypočtený imisní příspěvek dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 v roce 2040 vychází v řádu jednotek µg/m<sup>3</sup> maximální krátkodobé koncentrace, resp. desetin µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace. Současný vliv dopravy, který je jistě vzhledem ke složení vozového parku vyšší, je obsažen v celkovém imisním pozadí.

Pro hodnocené období roku 2040 je zřejmé, že příspěvek z posuzovaného úseku silnice I/13 nebude z hlediska celkové imisní situace ani zdravotního rizika znečištění ovzduší významný bez ohledu na zvolenou variantu trasy.

Lze tedy jen konstatovat, že u této škodliviny nejsou změny ve snížení emisí z dopravy v centru Klášterce nad Ohří ani jejich navýšení v okrajové části zástavby vlivem obchvatu významné a z hlediska rizika znečištění ovzduší kvantitativně hodnotitelné.

### **IV. 3. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>**

#### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Aerosolové částice v ovzduší nemají na rozdíl od plyných látek specifické složení, nýbrž představují komplexní směs různých komponent s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi. I když je z hlediska zdravotních účinků specifickému složení částic věnována velká pozornost, výzkumy zde ještě nedospěly k možnosti spolehlivě odlišit nebezpečnost částic podle jejich zdrojů a složení a základní klasifikace je založena na velikosti částic, která je rozhodující pro jejich průnik a depozici v dýchacím traktu.

Nejčastěji sledovaná je frakce PM<sub>10</sub> s průměrem do 10 µm, která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky. PM<sub>10</sub> zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí 2,5 µm – 10 µm, tak frakci PM<sub>2,5</sub> s průměrem do 2,5 µm, pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek, podíl částic PM<sub>2,5</sub> je obvykle 40 – 90 % a zbytek tvoří hrubší částice.

Z hlediska původu, složení i chování se jednotlivé velikostní frakce částic významně liší. Hrubší částice vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem zemského povrchu, při demolicích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu. V oblastech s intenzivní dopravou je významným zdrojem těchto částic otěr pneumatik, brzdových obložení a povrchu vozovek, tedy emise nepocházející přímo z výfukových plynů.

Menší částice s průměrem pod 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>) kromě přímé emise ze spalovacích procesů včetně dopravy typicky vznikají sekundárně koagulací ultrajemných částic nebo reakcemi plyných škodlivin v ovzduší.

Z výsledků subsystému 1 Monitoringu HS jasně vyplývá, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší suspendovanými částicemi PM<sub>10</sub> ve městech je doprava.

V roce 2015 se průměrné roční koncentrace PM<sub>10</sub> v ovzduší sledovaných sídel ve všech krajích (kromě Moravskoslezského kraje), pohybovaly od rozmezí cca 22-24 µg/m<sup>3</sup> v dopravně nezatížených lokalitách, přes cca 26 µg/m<sup>3</sup> v dopravně exponovaných místech až po 30 µg/m<sup>3</sup> v lokalitách silně exponovaných průmyslem.

Průměrné roční koncentrace frakce PM<sub>2,5</sub> se ve sledovaných sídlech v ČR v roce 2015 pohybovaly od 12,7 do 34 µg/m<sup>3</sup>. Průměrný podíl částic PM<sub>2,5</sub> ve frakci PM<sub>10</sub> na stanicích se souběžným měřením v letech 2007 – 2015 nemá klesající trend a pohybuje se kolem 75 % [19].

Akutní účinky suspendovaných částic ve znečištěném ovzduší na dýchací trakt zahrnují především dráždění a zánětlivou reakci sliznice dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, ovlivnění řasinkového epitelu horních dýchacích cest, zvýšenou sekreci hlenu v průduškách a snížení samočisticí funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci. Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod recidivujících akutních zánětlivých změn do chronické fáze.

Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod.

Expozice částicím v ovzduší má ovšem i řadu mimorespiračních zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy. Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév. Nejnovější studie naznačují i vliv na nemocnost cukrovkou.

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

Prokázanými účinky krátkodobé expozice výkyvům imisních koncentrací je přechodné zvýšení respiračních a kardiovaskulárních potíží, vyšší počet akutních hospitalizací, vyšší spotřeba léků a zvýšení úmrtnosti. Postižena je především citlivá část populace, tedy především lidé s vážnými nemocemi srdečně-cévního systému a plic, starší lidé, kojenci a malé děti.

V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 WHO doporučuje k prevenci těchto účinků 24hodinovou průměrnou koncentraci 50 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, resp. 25 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>, (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce). K přepočtu je zde použit poměr PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> 0,5 (tento poměr je typický pro městské oblasti rozvojových zemí, zatímco ve vyspělých zemích je spodním okrajem rozmezí 0,5 – 0,8 a je doporučeno použít poměr obou frakcí podle místních dat) [21].

Ze studií analyzujících dlouhodobý chronický efekt znečištění ovzduší je však zřejmé, že dlouhodobé účinky nejsou pouze sumou krátkodobých účinků, nýbrž jsou mnohem větší a týkají se celé populace. Předpokládá se, že mohou potencovat rozvoj a průběh časných fází onemocnění, nebo je i iniciovat. Dlouhodobé studie prokazují zhoršení snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, zvýšenou nemocnost na respirační onemocnění a zkrácení délky života.

Ve směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 udává WHO pro chronickou expozici zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% (s 95% konfidenčním intervalem 2 - 11%) při nárůstu průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> o 10 µg/m<sup>3</sup> a doporučuje cílovou směrniceovou hodnotu roční průměrné koncentrace 20 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, resp. 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>.

Jedná se o nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži. WHO zde vychází z americké studie ACS<sup>15</sup> sledující imise PM<sub>2,5</sub> a k přepočtu je opět použit poměr PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> 0,5. Stejně jako u 24hodinové koncentrace WHO konstatuje, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamená plnou ochranu populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [21].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnuje zpráva expertů WHO z roku 2013. Konstatuje publikování mnoha nových studií, poskytujících další důkazy o vlivu aerosolových částic v ovzduší na úmrtnost a nemocnost obyvatel. Riziko lineárně narůstá s expozicí a projevuje se i při nízkých koncentracích pod současným doporučením WHO. Podle této zprávy proto vyvstává potřeba výše uvedené cíle, stanovené v roce 2005, přehodnotit [22].

Suspendované částice jsou proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny na první místo ve skupině látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [24].

Podíl znečištění ovzduší na zvýšené úmrtnosti a zkrácení délky života se projevuje hlavně u kardiovaskulárních a respiračních onemocnění a karcinomu plic. Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC<sup>16</sup>, která již v minulosti zařadila do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny některé komponenty znečištěného ovzduší nebo jejich směsi (benzen, benzo(a)pyren, exhalace z dieselových motorů), takto nedávno vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [25].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES stanoví pro země EU mezní hodnoty pro ochranu zdraví PM<sub>10</sub> 50 µg/m<sup>3</sup> pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a 40 µg/m<sup>3</sup> pro průměrnou roční koncentraci, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro frakci PM<sub>2,5</sub> je mezní hodnota a imisní limit průměrné roční koncentrace 25 µg/m<sup>3</sup>.

### *Hodnocení expozice a charakterizace rizika*

Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí.

Metodiky tohoto hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> nebo PM<sub>10</sub>, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin.

Současné imisní pozadí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> v území dotčeném navrženými trasami obchvatu je podle ČHMÚ do 23,8 µg/m<sup>3</sup>, resp. 17,2 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace. Vyšší hodnoty 24,2 a 17,6 µg/m<sup>3</sup> udává ČHMÚ v centrální části Klášterce nad Ohří.

Pro denní koncentrace PM<sub>10</sub> udává rozptylová studie podle ČHMÚ 36. nejvyšší koncentraci 44,4 µg/m<sup>3</sup>. Celkově nejvyšší 24hodinové koncentrace PM<sub>10</sub> měřené v posledních 5 letech na okolních nejbližších monitorovacích stanicích se pohybují v rozmezí 51 – 142 µg/m<sup>3</sup> [20].

I když podle údajů ČHMÚ v lokalitě Klášterce nad Ohří nedochází k překračování imisních limitů, současná úroveň znečištění ovzduší překračuje doporučené hodnoty WHO a představuje zdravotní riziko, které je možné orientačně kvantifikovat.

<sup>15</sup>ACS – American Cancer Society

<sup>16</sup>IARC (International Agency for Research on Cancer) Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny se sídlem v Lyonu. Na základě dostupných poznatků z epidemiologických studií u lidí, účinků na pokusná zvířata a výsledků testů genotoxicity klasifikuje různé chemické látky do 4 skupin z hlediska průkaznosti jejich karcinogenity pro člověka.

Vypočtený imisní příspěvek dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 v roce 2040 vychází u obou frakcí suspendovaných částic v řádu desetin  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace.

Ke kvantitativnímu odhadu velikosti rizika znečištění ovzduší jsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku, aktualizované jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [26]. Tyto vztahy jsou doporučeny k použití i v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15, vydaném v loňském roce.

Pro hodnocení vlivu na úmrtnost populace se jedná o vztah založený na meta-analýze všech epidemiologických kohortových studií, publikovaných před lednem 2013. Jedná se o 13 studií u dospělé populace v Severní Americe a Evropě. Pro zvýšení dlouhodobé koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  udává pro celkovou úmrtnost dospělé populace nad 30 let věku relativní riziko RR 1,062 (95% CI 1,040 - 1,083). Je tedy prakticky identický s původně používaným vztahem z americké studie ACS, který udával zvýšení úmrtnosti o 6 %. Při hodnocení atributivního rizika úmrtnosti s aplikací uvedeného vztahu je dále použit postup s výpočtem atributivní frakce. Výstupem tohoto výpočtu je předpokládaný počet předčasných úmrtí.

Vztahy pro ukazatele nemocnosti jsou méně přesné, nežli vztah pro úmrtnost. Je to dáno méně rozsáhlou databází podkladových studií i rozdíly v definici jednotlivých ukazatelů, avšak jsou používány, neboť demonstrují možný rozsah účinků znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel. Jsou vyjádřeny jako relativní riziko  $\text{RR}^{17}$  nebo poměr šancí OR, odpovídající expozici  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{10}$  (nebo  $\text{PM}_{2,5}$ ).

Konkrétně jsou uvedeny v následujícím přehledu:

*$\text{PM}_{2,5}$  – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)*

*$\text{PM}_{2,5}$  – hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)*

*$\text{PM}_{2,5}$  – dny s omezenou aktivitou (RADs): RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)*

*$\text{PM}_{10}$  – incidence chronické bronchitidy u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)*

*$\text{PM}_{10}$  – prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let): OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)*

*$\text{PM}_{10}$  – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let): OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)*

Z ukazatelů nemocnosti jsou dva vztahy odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici částicím  $\text{PM}_{10}$ . Vztah pro výskyt (prevalenci) bronchitidy během jednoho roku je odvozen z průřezové studie provedené u cca 40 000 dětí většinou z evropských měst v 9 zemích, jako základní prevalence je doporučen průměr 18,6 %.

Vztah pro výskyt nových případů chronické bronchitidy (incidenci) u dospělé populace vychází z výsledků dvou studií z Kalifornie a Švýcarska, doporučená základní incidence je 3,9 onemocnění na 1000 osob.

Ostatní vztahy byly odvozeny ze studií akutní expozice, vyjadřují tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací  $\text{PM}_{10}$  nebo  $\text{PM}_{2,5}$  na incidenci nebo prevalenci hodnocených ukazatelů. Vztahy pro hospitalizaci pro kardiovaskulární a respirační onemocnění u všech věkových skupin populace vycházejí z meta-analýzy studií v evropských městech, základní údaje se čerpají ze zdravotnické statistiky.

Vztah pro dny s omezenou aktivitou (RADs)<sup>18</sup> vychází ze starší americké studie a byl pro část populace ve věku 15 – 65 let použit i v původní metodice HIA. Nyní je na základě dalších průzkumů doporučen pro celou populaci. Doporučená základní frekvence je 19 RADs na 1 osobu a rok. K zabránění duplicity je výsledek výpočtu v tomto ukazateli uveden po odečtení dnů s respiračními příznaky u dětí (prevalence bronchitidy a incidence astmatických symptomů).

<sup>17</sup>RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

<sup>18</sup>RADs (restricted activity days) – dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu. Jsou zjišťovány dotazníkovým průzkumem. Podle závažnosti se dělí na dny s upoutáním na lůžko, dny s absencí v zaměstnání nebo ve škole a na dny jen s mírným omezením normální aktivity, u kterých se odhaduje, že tvoří asi dvě třetiny celkového počtu RADs. Je třeba upozornit, že tento ukazatel se překrývá s ukazateli hospitalizací a respirační nemocnosti, která je nejčastější příčinou omezené aktivity.

Incidence astmatických symptomů u dětí s astma je hodnocena na základě meta-analýzy 36 panelových studií u 51 populací včetně 36 evropských. Uvažovaná prevalence těžké formy astma v zemích západní Evropy, kam je zařazena i ČR, je 4,9 %, denní incidence astmatických symptomů je odhadována na 17 %.

Při aplikaci těchto vztahů jsou použity doporučené odhady základní incidence nebo prevalence hodnocených ukazatelů nemoci v evropské populaci. Při výpočtu atributivního rizika je použitý postup uvedený např. v metodice HIA v programu CAFE [27].

V tabulce 8 je uveden výsledek modelového výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami jako kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší pro 1000 obyvatel imisně nejvíce exponované zástavby v blízkosti současného průtahu silnice I/13 Kláštercem nad Ohří.

K odhadu věkové struktury obyvatel byla použita věková struktura obyvatel ze zdravotnické ročenky Ústeckého kraje 2013. Z tohoto zdroje byla do výpočtu použita i celková úmrtnost populace starší 30 let 15,9/1000 obyvatel po odečtu úmrtí na vnější příčiny (poranění a otravy). Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevovat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ použit odhad úrovně přírodního pozadí  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$ , resp.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ .

Výpočet je proveden pro průměrnou roční koncentraci  $24,2/17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$  imisního pozadí dle mapových údajů ČHMÚ pro centrální část Klášterce nad Ohří.

V dalším sloupci je pro demonstraci významu imisního vlivu posuzovaného záměru proveden stejný výpočet pro nejvyšší vypočtený příspěvek ze silnice I/13 u nejbližší zástavby  $0,6/0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ . Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je proveden teoretický výpočet i pro hodnotu imisního limitu ( $40/25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

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

<b>Tab. 8 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší - ukazatele atributivního rizika za 1 rok</b>			
<b>1000 obyvatel</b>	<i>Pozadí 2015</i>	<i>Vliv I/13 v roce 2040</i>	<i>Imisní limit</i>
Průměrná roční koncentrace $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):	24,2/17,6	0,6/0,2	40/25
<b>Celková úmrtnost</b>			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	0,8	0,0	1,2
<b>Nemocnost - celá populace</b>			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění	0	0	1
Hospitalizace pro respirační onemocnění	0	0	1
Počet dní s omezenou aktivitou	666	0*	816
<b>Nemocnost - dospělí</b>			
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.)	1	0	1
<b>Nemocnost - děti</b>			
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky)	444	19	938
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky)	15	1	32

\*Nulový počet RADs je dán odečtením vyššího počtu dní s respiračními příznaky u dětí vlivem vyššího příspěvku  $\text{PM}_{10}$

Z výsledku výpočtu vyplývá, že k nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším dochází i při podlimitní úrovni znečištění a je tedy do určité míry nevyhnutelné.

Vliv znečištění ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se více u predisponovaných skupin populace, tedy hlavně u starších osob a lidí s vážným kardiovaskulárním nebo respiračním onemocněním, u kterých zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

V přepočtu k úmrtnosti obyvatel dle statistiky ÚZIS Ústeckého kraje 2013 vychází pro hodnocený počet 1000 obyvatel a současné imisní pozadí částic  $PM_{2,5}$  v centrální části města Klášterec nad Ohří cca 7,5 % podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let. V současných podmínkách ČR tento údaj zhruba odpovídá mírně podprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší.

SZÚ Praha uvádí za rok 2014 rozmezí průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic  $PM_{2,5}$  v městských lokalitách v ČR 11,7 – 36  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  s průměrnou hodnotou 19,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [28]. Při konzervativním odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dle autorizačního návodu odpovídá této úrovni expozice zvýšení celkové úmrtnosti u obyvatel nad 30 let věku u populace ČR cca o 4 – 19 % s průměrnou hodnotou 9 %.

U ukazatelů nemocnosti je často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. Základní prevalence výskytu příznaků zánětu průdušek (bronchitis) u dětí ve věku 6 – 12 let v evropských zemích, ze které se vycházelo při odvození vztahu použitého při předcházejícím výpočtu, je 18,6%, což v daném případě představuje ročně 4752 dní s příznaky (při podílu dětí daného věku cca 7% dle demografické statistiky ÚZIS 2013). Podle výsledků provedeného výpočtu lze na této nemocnosti i při relativně příznivém stavu kvality ovzduší pod úrovní imisních limitů předpokládat zhruba 9% podíl vlivu současné úrovně znečištění ovzduší (konkrétně 444 dní s příznaky).

Imisní příspěvek z dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 podle výpočtu pro rok 2040 nepředstavuje významný podíl na celkovém riziku znečištění ovzduší. Snížení tohoto příspěvku, které vychází u částic  $PM_{2,5}$  u obytné zástavby v centrální části Klášterce nad Ohří po realizaci obchvatu až o 75% je pozitivní, ale z hlediska efektu pro zdravotní stav populace je nelze přeceňovat. Rozhodně však tento příznivý efekt převyší mírné navýšení imisí z dopravy v okolí trasy obchvatu, dotýkající se pouze okrajové zástavby s podstatně nižším počtem obyvatel. Rozdíly jednotlivých variant obchvatu jsou z hlediska ovlivnění kvality ovzduší natolik malé, že je z hlediska zdravotních rizik znečištění ovzduší nelze kvantitativně postihnout.

Provedený výpočet sice působí exaktním dojmem, ale vzhledem k nejistotám v jeho výchozích podkladech i v odvození vlastních vztahů jde v absolutních číslech pouze o kvalifikovaný odhad. Zejména kvantifikace zdravotních rizik malých úrovní expozice, jako je v daném případě imisní vliv hodnoceného záměru, je v podstatě jen matematickou záležitostí a nemůže poskytnout validní a prokazatelné výsledky, neboť jsou vysoce převýšeny nejistotou metod hodnocení i výchozích podkladů.

#### IV. 4. Benzen

##### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Benzen je bezbarvá kapalina, charakteristického aromatického zápachu, která se při pokojové teplotě rychle odpařuje. Čichový práh benzenu se udává při koncentraci 4,8  $\text{mg}/\text{m}^3$  (1,5 ppm). Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavní využití má benzen jako surovina v chemickém průmyslu. Pohonné hmoty mají limitovaný obsah benzenu do 1 %. Hlavními zdroji benzenu v ovzduší jsou výfukové plyny, vypařování z pohonných hmot, cigaretový kouř, petrochemie a spalovací procesy. Ve výfukových plynech je obsažena směs zbytků nespáleného benzenu a benzenu vznikajícího během spalovacího procesu v motoru dealkylací toluenu a xylenu.



Poločas degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je asi 13,4 dne, což postačuje k možnosti transportu na velké vzdálenosti [29].

V ČR se v roce 2015 průměrné roční koncentrace benzenu v ovzduší sledovaných městských lokalit pohybovaly v rozmezí 0,82 – 4,98  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě měřeny na ostravských stanicích – 2,3 až 4,98  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2015 [19].

Vyšší koncentrace benzenu nežli ve vnějším ovzduší jsou nalézány ve vnitřním prostředí budov, kde jsou hlavním zdrojem benzenu kuřáci.

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší. Vstřebaný benzen je v játrech a kostní dřeni metabolizován oxidačními reakcemi za vzniku metabolitů, které jsou zodpovědné za toxické a karcinogenní účinky benzenu.

Kritickým orgánem při chronické expozici benzenu je kostní dřev, ve které je nižší množství detoxikačních enzymů, nežli v játrech a toxické metabolity benzenu nepříznivě ovlivňují vývoj nových buněk krevních elementů, čímž dochází ke vzniku různých poruch krvetvorby až pancytopenii. Pozorovány byly též imunologické změny, především pokles lymfocytů a snížená rezistence vůči infekcím.

Epidemiologické studie u lidí dlouhodobě profesionálně exponovaných vysokým koncentracím benzenu poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k vyššímu výskytu akutní myeloidní leukémie. Omezené důkazy existují i pro vztah k některým dalším typům nádorů lymfatické tkáně. Postupně se zvyšuje váha důkazů o souvislosti mezi expozicí benzenu matek a výskytem dětské leukémie. 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. Výsledky laboratorních testů naznačují, že metabolity benzenu mají genotoxický účinek, projevující se poškozením chromosomů.

Na karcinogenním efektu benzenu se však zřejmě podílejí i další mechanismy, jako je produkce kyslíkových radikálů, dysfunkce imunitního systému a hematotoxicita [30].

Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC řadí benzen do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny. US EPA jej též řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice.

Epidemiologické studie dokládají hematotoxický a imunotoxický účinek benzenu, projevující se snížením počtu bílých krvinek i při nízké úrovni chronické profesionální expozice.

Při hodnocení rizika benzenu se však hlavní pozornost věnuje karcinogennímu účinku, spolehlivě prokázanému při vysoké profesionální expozici. Spolehlivé kvantifikaci tohoto rizika při nízké expozici z vnějšího ovzduší však zatím stále brání nejistota ohledně mechanismu tohoto účinku. WHO doporučila ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší  $\text{UCR} = 6 \times 10^{-6}$ , která představuje geometrický průměr z rozmezí hodnot odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-6}$  pak odpovídá roční průměrná koncentrace 0,17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [23].

Ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, WHO konstatuje, že běžně dosahované koncentrace pod 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  jsou výrazně nižší, nežli expozice s prokázanými nepříznivými účinky v epidemiologických nebo experimentálních studiích. Jelikož však není známý expoziční práh rizika benzenu, doporučuje i pro vnitřní ovzduší vycházet ze současné UCR pro venkovní ovzduší [18].

Benzen byl v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazen do druhé skupiny látek, které jsou vysoce doporučeny k přehodnocení z důvodu širokého výskytu v ovzduší a velkého objemu nových podkladů, které mohou vést ke změně současných doporučení. Konkrétně u benzenu je uvedena možnost odvození odlišné jednotky karcinogenního rizika a nové studie nekarcinogenních účinků benzenu, indikující vyšší riziko při nižší úrovni expozice [24].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES stanoví pro země EU mezní hodnotu pro ochranu zdraví pro benzen  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  jako roční průměrnou koncentraci, která odpovídá současnému imisnímu limitu v ČR.

### *Hodnocení expozice a charakterizace rizika*

Současné imisní pozadí benzenu v Klášterci nad Ohří a jeho okolí je podle ČHMÚ v rozmezí  $0,9 - 1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace. Vypočtený imisní příspěvek dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 v roce 2040 vychází do  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace. Snížení tohoto příspěvku v centrální části města a naopak nárůst v okolí trasy obchvatu bude podle výpočtu rozptylové studie do  $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

U benzenu je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, hodnocení rizika vychází z průměrných ročních koncentrací. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

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

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  odpovídala míra rizika ILCR  $7,2 \times 10^{-6}$ . Imisní příspěvek dopravy  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$  odpovídá hodnotě ILCR  $1,2 \times 10^{-7}$ , jeho změny do  $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$  odpovídají hodnotě ILCR do  $4,8 \times 10^{-8}$ .

Při hodnocení bezprahového karcinogenního účinku se vychází z principu společensky přijatelného rizika, tedy míry navýšení celoživotního rizika onemocnění v populaci, která je považována za nevýznamnou a ještě akceptovatelnou. Toto společensky přijatelné riziko se v různých zemích uvádí v rozmezí od  $1 \times 10^{-4}$  do  $1 \times 10^{-6}$  (jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob).

Pro ČR doporučuje Ministerstvo zdravotnictví ČR vzhledem k nejistotě odhadů expozice i stanovení referenčních hodnot obecně považovat za přijatelné řádové rozmezí karcinogenního rizika  $10^{-6}$  (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [31].

Pro benzen, jakožto látku se stanoveným imisním limitem je však přijatelné riziko stanoveno při určení výše limitu ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika WHO hodnotě ILCR  $3 \times 10^{-5}$ ). Byla přitom zohledněna mimo jiné i nejistota týkající se mechanismu účinku benzenu a opodstatněnosti použití konzervativního modelu extrapolace dat z profesionálních epidemiologických studií k odhadu karcinogenního potenciálu nízkých koncentrací benzenu, reálně se vyskytujících ve venkovním ovzduší.

Pro hodnocený záměr je tedy možné konstatovat, že současné imisní pozadí nepřekračuje hranici přijatelné míry rizika. Imisní příspěvek dopravy po posuzovaném úseku I/13 není z hlediska zdravotního rizika významný a jeho změny vyvolané realizací obchvatu v jakékoliv variantě budou prakticky zanedbatelné.

## **IV. 5. Benzo(a)pyren**

### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Benzo(a)pyren je obecně používán jako indikátor zátěže polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU). Zdravotně nejvýznamnější vysokomolekulární PAU s 5 a více benzenovými jádry, jako je benzo(a)pyren, jsou v ovzduší většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř.

Ve výfukových emisích z dopravních prostředků jsou PAU významně až z 90 % redukovány katalyzátory u benzínových motorů, u dieselových motorů jsou redukovány také, ale v menším poměru [22].

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

Znečištění ovzduší PAU bylo v ČR v roce 2015 sledováno na 33 stanicích. Většinou je analyzováno 8 nejvýznamnějších látek včetně BaP. Z hlediska emisních zdrojů PAU se ve větších městských lokalitách projevuje kombinace plošného zatížení z dopravy a emisí z domácích topenišť, které se prosazují hlavně v okrajových částech měst a v místech s vyšším podílem spalování fosilních paliv.

Podle výsledků měření se rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou pohybovalo v rozmezí 0,4 – 3,5 ng/m<sup>3</sup>. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední hodnota 1,4 ng/m<sup>3</sup>. Několikanásobně vyšší hodnoty jsou dosahovány v lokalitách zatížených průmyslem, především v Ostravsko-karvinské pánvi, kde byla střední hodnota 3,8 ng/m<sup>3</sup>. Hodnota imisního limitu byla v roce 2015 překročena na 21 z 33 měřících stanic [19].

V pražské aglomeraci byly v roce 2015 na 2 stanicích, které monitorují imisní koncentrace benzo(a)pyrenu, zjištěny průměrné roční koncentrace 0,7 a 0,9 µg/m<sup>3</sup> [20].

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. Snadno pronikají přes placentární bariéru a jsou stanovitelné i v mateřském mléce.

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

Při běžné expozici u lidí z životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko jejich toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší a to hlavně ve vztahu k nepříznivému ovlivnění vývoje dětí, jak během nitroděložního vývoje, tak i později v předškolním věku [18,22].

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP a několika dalších vysokomolekulárních PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a potvrzují ji i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. IARC klasifikuje BaP jako prokázaný karcinogen pro člověka. Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat [32,33].

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

WHO doporučila ve směrnících pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 pro BaP ve venkovním ovzduší jednotku karcinogenního rizika  $UCR = 8,7 \times 10^{-2}$ , odvozenou na základě studií profesionální expozice koksárenských dělníků. Koncentrace BaP, odpovídající karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-6}$ , pak vychází v úrovni roční průměrné koncentrace 0,012 ng/m<sup>3</sup> [22].

Hodnocení karcinogenního potenciálu směsi PAU prostřednictvím BaP a  $UCR 8,7 \times 10^{-2}$  zůstalo zachováno i ve směrnici WHO pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 [18].

Pro PAU ve vnějším ovzduší WHO nestanovila 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 je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřený jako BaP, v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m<sup>3</sup>.

Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatují, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty. Podotýkají ale, že stávající cílový limit  $1 \text{ ng/m}^3$  je spojen s poměrně vysokým karcinogenním rizikem téměř  $1 \times 10^{-4}$  [22].

PAU reprezentované BaP byly v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší též zařazeny do druhé skupiny látek doporučených k přehodnocení. Konkrétně experti WHO poukazují na nové poznatky o nekarcinogenních účincích PAU, probíhající přehodnocení rizika americkou EPA a významné překračování současného doporučeného limitu  $1 \text{ ng/m}^3$  v mnoha zemích [24].

### *Hodnocení expozice a charakterizace rizika*

Současné imisní pozadí BaP v Klášterci nad Ohří a jeho okolí je podle ČHMÚ v rozmezí 0,27 – 0,64  $\text{ng/m}^3$  průměrné roční koncentrace. Vypočtený imisní příspěvek dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 v roce 2040 vychází do 0,05  $\text{ng/m}^3$  průměrné roční koncentrace. Snížení tohoto příspěvku v centrální části města a naopak nárůst v okolí trasy obchvatu bude podle výpočtu rozptylové studie do 0,02, resp. 0,03  $\text{ng/m}^3$ .

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici nejvyšší hodnotě imisního pozadí 0,64  $\text{ng/m}^3$  odpovídala míra rizika ILCR  $5,6 \times 10^{-5}$ .

Imisní příspěvek hodnocené dopravy 0,05  $\text{ng/m}^3$  odpovídá hodnotě ILCR  $4,3 \times 10^{-6}$ , jeho změny 0,02, resp. 0,03  $\text{ng/m}^3$  odpovídají hodnotám ILCR  $1,7 \times 10^{-6}$ , resp.  $2,6 \times 10^{-6}$ .

Platný imisní limit BaP  $1 \text{ ng/m}^3$  je v současné době v ČR ve většině dopravně a průmyslově exponovaných lokalit překračován. Situace v Klášterci nad Ohří je proto na běžné podmínky ČR příznivá a potvrzuje podprůměrnou úroveň znečištění ovzduší.

Ani u této škodliviny nepředstavuje vypočtený příspěvek z dopravy ze silnice I/13 v roce 2014 významný vliv a dílčí změny tohoto příspěvku předpokládané po realizaci obchvatu jsou z hlediska zdravotního rizika prakticky bezvýznamné. To je možné vyjádřit ukazatelem tzv. populačního rizika. Populační riziko vyjadřuje roční riziko výskytu rakoviny u exponované populace, tj. průměrný počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok. Tento ukazatel se nazývá APCR (Annual Population Cancer Risk) a vypočte se dle vzorce:  $APCR = ILCR \times \text{počet exponovaných osob}/70$ .

Hodnoty APCR pro odhadovaný počet 720 obyvatel zástavby situované u současného průtahu I/13 Kláštercem nad Ohří jsou uvedeny v tabulce 9.

<b>Tab. 9 – Populační riziko (APCR) imisní zátěže BaP pro 720 obyvatel zástavby v okolí současné I/13 v Klášterci nad Ohří</b>		
	<i>ng/m<sup>3</sup></i>	<i>APCR = počet onemocnění /rok</i>
<i>Imisní pozadí 2015</i>	<i>0,64</i>	<i>0,00057</i>
<i>Příspěvek I/13 v roce 2040 bez obchvatu</i>	<i>0,05</i>	<i>0,00004</i>
<i>Příspěvek I/13 po realizaci obchvatu</i>	<i>0,03</i>	<i>0,00003</i>

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že zdravotní riziko imisí benzo(a)pyrenu je z hlediska reálného navýšení výskytu nádorových onemocnění u obyvatel hodnocené lokality pouze teoretickým údajem a příspěvek dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 je ve všech hodnocených variantách zanedbatelný.

#### IV. 6. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení rizika znečištění ovzduší pro obyvatele Klášterce nad Ohří a jeho okolí, dotčené imisními vlivy dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13, byly výstupy rozptylové studie, hodnotící imisní vliv z této dopravy v roce 2040.

Jako podklad o současné úrovni znečištění ovzduší, tj. imisním pozadí dotčené lokality, byly využity oficiální údaje Českého hydrometeorologického ústavu pro danou lokalitu, doplněné z dalších zdrojů.

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

Výsledek kvantitativního odhadu zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší v lokalitě Klášterce nad Ohří na základě údajů ČHMÚ vychází relativně příznivě pod průměrem ČR.

Imisní vliv dopravy po posuzovaném úseku silnice I/13 podle výpočtu pro rok 2040 nepředstavuje významný podíl na celkovém riziku znečištění ovzduší.

Snížení tohoto příspěvku u obytné zástavby v centrální části Klášterce nad Ohří po realizaci obchvatu proto z hlediska efektu pro zdravotní stav populace nelze přeceňovat a v kvantitativním odhadu se projevuje pouze nepatrně v nejcitlivějších ukazatelích respirační nemocnosti. Rozhodně však tento příznivý efekt převýší mírné navýšení imisí z dopravy v okolí trasy obchvatu, dotýkající se pouze okrajové zástavby s podstatně nižším počtem obyvatel.

Rozdíly jednotlivých variant obchvatu jsou z hlediska ovlivnění kvality ovzduší natolik malé, že z hlediska zdravotních rizik znečištění ovzduší je nelze kvantitativně postihnout a jsou prakticky zanedbatelné.

#### V. Analýza nejistot

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

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

1. Spolehlivost údajů o akustické a imisní situaci dotčeného území, příspěvku posuzovaného záměru a hodnocení expozice obyvatel. U podkladových studií je tato nejistota dána jak validitou vstupních dat, tak i vlastním matematickým modelem.

Nejistotu výstupů akustické studie udává zpracovatel v rozmezí  $\pm 2$  dB. Pro hodnocení zdravotních rizik hluku není nejistota ve výpočtu absolutních hodnot podstatná, neboť jde především o relativní porovnání hodnocených stavů a variant. Z tohoto důvodu není podstatná ani nejistota v přesnosti odhadu počtu exponovaných obyvatel v okolní dotčené zástavbě.

Ve výpočtech rozptylových studií je obecně významnou nejistotou zatíženo zejména hodnocení maximálních krátkodobých koncentrací a imisních příspěvků suspendovaných částic vlivem sekundární prašnosti. Proto byly při hodnocení expozice obyvatel použity průměrné roční koncentrace a konzervativní postup s využitím nejvyšších vypočtených hodnot imisního příspěvku u nejbližší a nejvíce exponované obytné zástavby.

2. Vztahy expozice a účinku, použité k charakterizaci rizika hluku a znečištění ovzduší. Prahové hladiny hlukové expozice pro obtěžující a rušivé účinky hluku byly odvozeny pro průměrně citlivou populaci a tyto účinky významně ovlivňuje řada neakustických faktorů. Doporučené vztahy pro kvantitativní charakterizaci těchto účinků byly odvozeny pro dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. Nelze je tedy vztahovat na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných obyvatel jednotlivých domů, ani na hodnocení přechodné expozice hluku např. během stavebních prací. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku i dalšími neakustickými faktory a významně se lišit od vypočtených údajů. Významnou roli hraje právě individuální vnímavost. Vždy existuje určité procento vysoce senzitivních osob (Havránek udává 10 - 20 %), u kterých může docházet k nepříznivým účinkům hluku již při nižších hodnotách, nežli u většiny průměrně citlivé populace. Vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. V daném případě byly použity nejnovější vztahy expozice a účinku odvozené experty WHO, které doporučuje i nedávno vydaný autorizační návod SZÚ Praha pro autorizovaná hodnocení rizika znečištění ovzduší. Přesto jsou stále zatíženy řadou nejistot, které jsou zmíněny v rámci kapitol identifikace a charakterizace nebezpečnosti jednotlivých látek. U jednotek karcinogenního rizika benzenu a BaP jde např. o otázku relevantnosti použitého postupu extrapolace z vysokých profesionálních expozic. Neúplný je též současný stupeň poznání komplexního zdravotního rizika znečištění ovzduší a dosavadní přístup, hodnotící izolovaně jednotlivé škodliviny, je nevyhnutelně zjednodušením skutečné situace.

## VI. Celkový závěr

Podle zadání bylo s využitím poskytnutých podkladů provedeno podle aktuálních metodik hodnocení vlivů záměru obchvatu silnice I/13 u Klášterce nad Ohří. Podkladem byly výsledky akustické a rozptylové studie, které hodnotí vliv dopravy na předmětném úseku silnice na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčeného území.

Z výsledků hodnocení vyplývá, že z hlediska dlouhodobé hlukové zátěže je stávající průtah silnice I/13 Kláštercem nad Ohří pro obyvatele přilehlé obytné zástavby zdrojem významného zdravotního rizika a realizace obchvatu tento stav významnělepší.

U vlivů na kvalitu ovzduší je příspěvek dopravy po posuzovaném úseku I/13, vypočtený rozptylovou studií pro rok 2014, méně významný a přínos obchvatu zde nebude podstatný. Současná úroveň znečištění ovzduší v lokalitě Klášterce nad Ohří je podle údajů ČHMÚ relativně příznivá a z hlediska zdravotních rizik je pod průměrem ČR.

Trasa obchvatu I/13 byla vyhodnocena ve třech (resp. čtyřech) variantách. Vypočtené navýšení hluku z dopravy u dotčené okrajové zástavby města pod úrovní hlukových limitů nedosahuje zdravotně významné úrovně a bude spíše záležitostí zhoršení akustického komfortu prostředí. Pro menší část exponovaných obyvatel přesto může vést k obtěžování a rušení spánku. Podle kvantitativního odhadu tohoto účinku u jednotlivých tras obchvatu vychází relativně nejpříznivěji varianta 3, následovaná variantami 2 a 2A, nejméně příznivá je varianta 1.

Rozdíly jednotlivých variant obchvatu z hlediska ovlivnění kvality ovzduší u obytné zástavby Klášterce nad Ohří jsou natolik malé, že z hlediska ukazatelů zdravotního rizika znečištění ovzduší je nelze kvantitativně postihnout a jsou prakticky zanedbatelné.

## VII. Příloha – citovaná a použitá literatura

1. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
2. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009
3. EEA: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, EEA Technical report No 11/2010, EEA Kopenhagen, October 2010
4. WHO: *Burden of disease from environmental noise*, 2011
5. EEA: *Noise in Europe 2014*, Report No 10/2014, EEA 2014
6. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
7. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
8. Miedema HME, Vos H: *Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day-evening-night (DENL) and their confidence intervals*, *J. Acoust. Soc. Am.* 116(1), July 2004
9. European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: *Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise*, 2004
10. Babish W.: *Cardiovascular effects on noise*, *Noise Health* 2011, 13:52,201-204
11. Davies H, Van Kamp I: *Noise and cardiovascular disease: A review of the literature 2008 – 2011*, *Noise Health* 2012, 14:287-291
12. Babisch W: *Road traffic noise and cardiovascular risk*, *Noise Health* 2008, 10:38,27-33
13. Babisch W: *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis*, *Noise Health* 2014, 16:1-9
14. Van Kempen E, Babish W: *The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis*, *J Hypertens*, 2012, 30(6):1075-86
15. Orban E, McDonald K, Sutcliffe R, Hoffmann B, Fuks KB, Dragano N, at al.: *Residential Road Traffic Noise and High Depressive Symptoms after Five Years of Follow-up: Results from the Heinz Nixdorf Recall Study*, *Environ Health Perspect* 2016, 124(5):578-585
16. EC: *Final Report ENNAH – European Network on Noise and Health*, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, 2013
17. Héroux ME, at al.: *WHO Environmental noise guidelines for the European Region*, EuroNoise 2015
18. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
19. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – souhrnná zpráva za rok 2015*, SZÚ Praha, 2016
20. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“*, 2015 – internetový zdroj
21. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide*, Global update 2005
22. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP*, Technical Report, WHO 2013
23. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition*, WHO 2000
24. WHO: *Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs)*, Meeting report 2015, WHO 2016
25. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution*, 2015
26. WHO: *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*, WHO Regional Office for Europe, 2013

27. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005*
28. SZÚ: *Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší, Česká Republika – rok 2014, SZÚ Praha, 2015*
29. *European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: European Union Risk Assessment Report, Benzene, 2008*
30. *IARC Monographs: Volume 100F, A review of Human Carcinogens: Chemical Agents and Related Occupations (Benzene), 2012*
31. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639, 2005*
32. *WHO-IARC: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 92, Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures, 2010*
33. *WHO-IARC: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene), 2012*
34. *SZÚ Praha: Autorizační návod AN 15/04 Verze 3 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, květen 2012*

Svitavy, listopad 2016

MUDr. Bohumil Havel