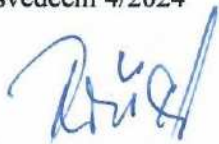


PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: **HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK**
Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru

Zadavatel: **EKOLA group, spol. s r.o.**
Mistrovská 4, 108 00 Praha 10

Vypracoval: **Ing. Jitka Růžičková**
Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví, pořadové číslo osvědčení 4/2024
Kroková 31
360 20 Karlovy Vary 

Datum zpracování: **prosinec 2025**

OBSAH

	strana
1. Zadání	3
2. Informace o záměru	3
3. Zdravotní rizika chemických škodlivin	5
3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti	6
3.1.1 Suspendované částice frakce PM ₁₀ a PM _{2,5}	6
3.1.2 Oxid dusičitý	8
3.1.3 Oxid uhelnatý	10
3.1.4 Benzen	11
3.1.5 Benzo(a)pyren	12
3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika	14
3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý	17
3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro PM ₁₀ a PM _{2,5}	18
3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro CO	20
3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen	21
3.2.5 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzo(a)pyren	21
3.3 Analýza nejistot	22
3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší	23
4. Zdravotní rizika hluku v mimopracovním prostředí	23
4.1 Identifikace nebezpečnosti	23
4.2 Charakterizace nebezpečnosti	27
4.3 Hodnocení expozice	29
4.4 Charakterizace rizika	37
4.5 Analýza nejistot	38
4.6 Závěr k hodnocení hluku	39
5. Celkový závěr	39
Použitá literatura	40

1. Zadání

Na základě objednávky zpracovatele záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, je zpracováno posouzení vlivů na veřejné zdraví, resp. hodnocení zdravotních rizik chemických látek v ovzduší a hluku.

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

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

1. Identifikace nebezpečnosti – v tomto kroku se zjišťuje, zda je sledovaná látka, faktor nebo komplexní směs schopná vyvolat nežádoucí zdravotní účinek.
2. Charakterizace nebezpečnosti – odhad dávkové závislosti tohoto efektu, tedy jak se intenzita, frekvence nebo pravděpodobnost nežádoucích účinků mění s dávkou, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika
3. Hodnocení (odhad) expozice – to znamená, zda a do jaké míry je populace vystavena působení sledované látky nebo faktoru v daném prostředí. Na základě znalosti situace se při něm sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané látce a jaká je její dávka.
4. Charakterizace rizika – je konkrétním krokem v odhadu rizika. Znamená integraci (syntézu) poznatků získaných v předchozích krocích, včetně zvážení všech nejistot, závažnosti i slabých stránek dokumentace. Účelem je dospět, pokud to dostupné informace umožňují ke kvantitativnímu vyjádření míry konkrétního zdravotního rizika v posuzované situaci, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika.

Pro daný protokol bylo předloženo:

- Rozptylová studie: „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I, změna záměru“, zpracovaná RNDr. Tomášem Bauerem a Ing. Janou Bauerovou, ECO-ENVI-CONSULT, Jičín
- Akustické posouzení: Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru, zpracované Ing. Ondřejem Mikulou, EKOLA group, spol. s r.o., Mistrovská 558/4, 108 00 Praha 10

2. Informace o záměru

Dobývací prostor Počaply u Terezína I leží cca 2 km východně od města Terezína. Zájmové území se nachází na katastrálních územích Počaply u Terezína a Nučnický. Místní část Počaply se nachází ve vzdálenosti cca 220 m od západního okraje dobývacího prostoru. Na protějším břehu řeky Labe ve vzdálenosti cca 580 m od severozápadního okraje dobývacího prostoru leží obec Křešice. Nučnický, místní část obce Travčice se nachází ve vzdálenosti cca 600 m od jihovýchodního okraje dobývacího prostoru. Z východní strany záměr navazuje na dobývací prostor Nučnický I, z jižní strany kopíruje silnici č. III/24056 vedoucí z Terezína do Nučnick, a podél severní hranice dobývacího prostoru Počaply z Terezína I prochází silnice Nučnický – Počaply.

V současné době probíhá dotěžování šterkopísku v DP Nučnický I a těžba se přesunula do východní části DP Počaply u Terezína I a plynule navázala na těžbu v DP Nučnický I. Pro těžbu v DP Počaply jsou používána zařízení, která byla využívána v sousedním DP Nučnický I.

Dobývání suroviny v současné době probíhá vzhledem k úložním poměrům z vody v jednom těžebním řezu na celou mocnost ložiska (nad i pod hladinou podzemní vody) korečkovým plovoucím bagrem či sacím bagrem. V těžebním prostoru budou umístěna obě výše uvedená těžební zařízení. Provoz uvedených těžebních zařízení se nebude překrývat, v provozu bude tedy vždy pouze jedno z uvedených zařízení. Surovina je dopravována k úpravě pomocí plovoucích dopravních pasů na břeh přímo do násypky mobilní úpravy. Následně probíhá úprava suroviny tříděním a v případě potřeby i drcením na semimobilní třídící lince s dehydrátorem. Surovina je upravována ve stávajícím technologickém zařízení v sousedním DP Nučnický I.

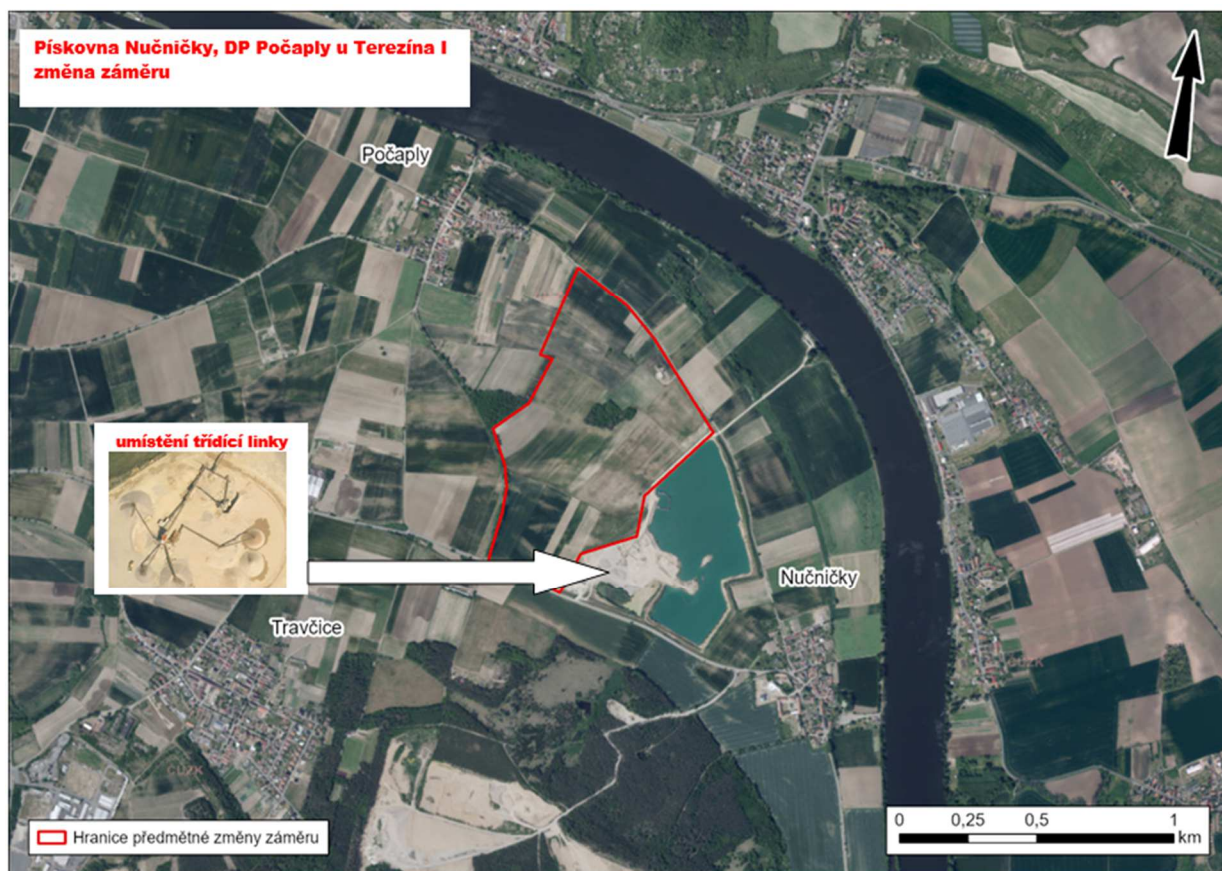
V souvislosti s předmětnou změnou záměru nedojde k navýšení maximální ročního objemu těžby, který byl povolen rozhodnutím Obvodního báňského úřadu v Mostě ze dne 28. 3. 2024 (č. j. SBS 12736/2024/OBÚ-04). Změnou záměru nedojde k navýšení generované dopravy záměru oproti stavu posouzenému v rámci dokumentace EIA, resp. aktuálnímu stavu provozu pískovny Nučnický.

Stavby sociálně-technického zázemí pískovny a další objekty související s těžbou a expedicí (např. mostová váha, zpevněná výjezdová komunikace a manipulační plocha, ocelová montovaná hala, mobilní buňky, trafostanice apod.) jsou umístěny u jihozápadního okraje sousedního dobývacího prostoru Nučnický I a do plochy předmětného DP Počaply, resp. těžební plochy dle aktuálně platného POPD nezasahují.

Předmětem změny záměru je úprava provozní doby pískovny Nučnický, resp. těžby v DP Počaply u Terezína I. Konkrétně je navrženo rozšíření běžné provozní doby na každý den včetně víkendů, v době od 6:30 h do 22:00 hodin. Expedice materiálu z pískovny bude probíhat v době od pondělí do pátku, od 6:30 h do 17:00 h. Ve výjimečných případech, dle potřeb konkrétních staveb zásobovaných materiálem z předmětné pískovny, bude expedice probíhat také nad rámec uvedené standardní provozní doby expedice 6:30 – 17:00 (expedice nebude probíhat v noční době) a také v průběhu víkendu. Ve výjimečných případech (předpoklad cca 30 dní v roce) budou práce v areálu pískovny probíhat nepřetržitě, tj. od 6:00 do 22:00 hodin v denní době a od 22:00 do 6:00 hodin v noční době. V noční době nebude v provozu expedice a obslužná nákladní doprava. Průměrná provozní doba pískovny je 270 dní v roce.

Umístění třídící linky zůstává zachováno. Deponie roztríděného materiálu se budou nacházet v blízkosti třídící linky, kde bude probíhat i nakládka suroviny na auta odběratelů. Situace záměru je patrná z následujícího obrázku:

Obr. 1: Situace záměru (z rozptylové studie)



Použité zdroje informací:

- Rozptylová studie: „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I, změna záměru“, zpracovaná RNDr. Tomášem Bauerem a Ing. Janou Bauerovou, ECO-ENVI-CONSULT, Jičín
- Akustické posouzení: Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru, zpracované Ing. Ondřejem Mikulou, EKOLA group, spol. s r.o., Mistrovská 558/4, 108 00 Praha 10

3. Zdravotní rizika chemických škodlivin

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

Předkládaná rozptylová studie posuzuje příspěvky k imisní zátěži související s důsledky technologických a dopravních činností při těžbě v rámci záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“. Rozptylová studie je řešena v jedné variantě, a to pro roční objem těžby 600 000 tun.

Rozptylová studie hodnotí příspěvky záměru k imisní zátěži a je vypracována pro NO₂, PM₁₀, PM_{2,5}, CO, benzen a benzo(a)pyren.

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

Uvažovanými zdroji znečišťování ovzduší jsou především emise ze zdrojů vytápění a emise z automobilové dopravy. Na základě předložené rozptylové studie byly vytipovány polutanty emitované do ovzduší, které lze v rámci posuzovaného záměru buď vzhledem ke zjištěným koncentracím nebo známým vlastnostem, považovat za významné z hlediska potenciálního ovlivnění zdravotního stavu:

- suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}
- oxid dusičitý
- oxid uhelnatý
- benzen
- benzo(a)pyren

3.1.1 Suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5}

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

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

Nejčastěji sledované jsou suspendované částice frakce PM₁₀ s průměrem do 10 µm, které při vdechování pronikají do dýchacího traktu a přisuzují se jim hlavní zdravotní účinky. PM₁₀ zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí 2,5–10 µm, tak frakci PM_{2,5} s průměrem do 2,5 µm, pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek, podíl částic PM_{2,5} je obvykle 40–90 % a zbytek je tvořen hrubšími částicemi. V současné době je intenzivně studovaná frakce submikrometrických částic s průměrem pod 1 µm.

Akutní účinky suspendovaných částic a změny v denních koncentracích: Suspendované částice dráždí sliznici dýchacích cest, mohou způsobit změnu morfologie i funkce řasinkového epitelu, zvýšit produkci hlenu a snížit samočisticí schopnosti dýchacího ústrojí. Tyto změny usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory, jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM₁₀ se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti.

Prokázanými účinky krátkodobé expozice je přechodné zvýšení respiračních a kardiovaskulárních potíží, vyšší počet akutních hospitalizací, vyšší spotřeba léků a zvýšení úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou tedy především lidé s vážnými nemocemi srdečně-cévního systému a plic, starší lidé, kojenci a malé děti. WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 doporučila k prevenci těchto účinků 24hod. průměrnou koncentraci 50 µg/m³ PM₁₀, resp. 25 µg/m³ PM_{2,5}, (jako 99percentil), tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce. V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byly zpracovány systematické přehledy a vyhodnocení výsledků nových epidemiologických studií i pro akutní a chronické účinky suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}. Pro krátkodobou expozici PM₁₀ a PM_{2,5} v řádu hodin až dnů byla s vysokou vahou důkazů potvrzena asociace s celkovou úmrtností obyvatel a meta-analýzou studií bylo odvozeno relativní riziko 1,0041 resp. 1,0065 pro nárůst koncentrace o 10 µg/m³. Pozitivní asociace byla zjištěna i ve vztahu ke specifické úmrtnosti na kardiovaskulární, respirační a cerebrovaskulární

choroby. Vztah 24hodinové koncentrace a úmrtnosti vykazuje lineární tvar bez indikace prahové úrovně expozice.

Pro krátkodobou expozici PM_{10} nyní WHO (směrnice 2021) doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci $45 \mu g/m^3$, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací $15 \mu g/m^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 75 a $50 \mu g/m^3$, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 1 %, resp. 0,2 % nad situací při dosažení doporučené AQG $45 \mu g/m^3$.

Dlouhodobé účinky: Ze studií dlouhodobého chronického efektu znečištění ovzduší je zřejmé, že dlouhodobé účinky nejsou pouze sumou krátkodobých účinků, nýbrž jsou mnohem větší a týkají se celé populace. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro zdravotní účinky prašnosti vyjádřené jako PM_{10} jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM_{10} je v materiálech WHO uváděna závislost pro různé projevy zdravotních účinků. Ve směrnici v roce 2005 doporučila WHO cílovou hodnotu roční průměrné koncentrace $20 \mu g/m^3$ PM_{10} , resp. $10 \mu g/m^3$ $PM_{2,5}$ jako nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95 % mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži, bylo zde konstatováno, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamená plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic.

Závěry epidemiologických studií, které byly použity pro konstrukci doporučených hodnot prašnosti WHO (2005), případně uvedených v novějším materiálu WHO zaměřeném pouze na vlivy prašnosti na exponovanou populaci (WHO, 2006), byly shrnuty ve zprávě expertů WHO z roku 2013. Uvádějí následující vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení prašnosti o $10 \mu g/m^3$ příslušné frakce PM. Výsledný efekt je vyjádřen jako změna (zvýšení) výskytu jednotlivých symptomů poškození zdraví oproti situaci s nižší zátěží prašnosti na lokalitě (pomocí %, případně epidemiologických ukazatelů – RR, OR), případně výskytem nových případů symptomu poškození zdraví v populaci určité četnosti (většinou 100 000 obyvatel, případně určité věkové kohorty). Vztahy jsou formulovány jako lineární, neboť nebyl prokázán prahový účinek vlivu prašnosti na zdravotní stav populace.

Pro dlouhodobou expozici PM_{10} nyní WHO (směrnice 2021) na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci $15 \mu g/m^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 30 a $20 \mu g/m^3$, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 6 %, resp. 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG $15 \mu g/m^3$.

V roce 2013 zařadila Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC), na základě nezávislé analýzy více než 1 000 studií, znečištěné venkovní ovzduší i suspendované částice jako jeho složku, do skupiny 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Tento fakt se prozatím nijak neodrazil v doporučeních pro kvantitativní hodnocení.

Pro dlouhodobou expozici $PM_{2,5}$ nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci $5 \mu g/m^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 15 a $10 \mu g/m^3$, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 8 %, resp. 4 % nad situací při dosažení doporučené AQG $5 \mu g/m^3$.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR za rok 2024: Hodnoty *suspendovaných částic frakce PM_{10}* v roce 2024 a odhad středních ročních hodnot byly, mimo jiné, opět významně ovlivněny příznivými rozptylovými podmínkami a v některých případech i poklesem průmyslové výroby. Přetrvává významnost podílu emisí z dopravy jako majoritního zdroje znečištění ovzduší ve městech a v městských aglomeracích proti emisím z dalších typů zdrojů (teplárny, vytopny a domácí vytápění).

Hodnoty ročního aritmetického průměru měřené na pozadových stanicích ČHMÚ byly v rozmezí 7 až 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnota ročního průměru na žádné stanici nepřekročila v roce 2024 imisní limit 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. K překročení denního imisního limitu (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) došlo v roce 2024 na všech měřených stanicích včetně pozadových. Roční střední hodnota se ve všech krajích, kromě Moravskoslezského, v dopravou nezatížených lokalitách pohybovala v rozsahu od 12 do 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V dopravně zatížených lokalitách byly roční průměry, v závislosti na intenzitě dopravy, od 16 do 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, v oblastech s průmyslovou zátěží byly v rozmezí od 16 do 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnocení výsledků měření *suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$* vychází z dat 79 stanic v 60 sídlech. Průměrné roční hmotnostní koncentrace v sídlech se pohybovaly od 4 do 18,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnota ročního imisního limitu 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nebyla překročena na žádné stanici. Roční průměr na pozadových stanicích byl 7,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podíl suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} se dlouhodobě pohybuje okolo 0,70. Vyšší podíl je zjišťován v zimních měsících nebo například za smogových situací.

3.1.2 Oxid dusičitý NO_2 , CASRN 10102-43-9

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

Protože oxid dusičitý není příliš rozpustný ve vodě, je při inhalaci jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích, v převaze však proniká do dolních cest dýchacích, kde se pozvolna rozpouští a s dlouhodobou latencí může přímým toxickým působením na kapiláry plicních sklípků vyvolat edém plic.

Prahovou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až 410 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO_2 nad 1880 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatičtí, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace 900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO_2 v koncentraci 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Některé studie naznačují, že NO_2 zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergenů v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.

Při koncentraci cca 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení koncentrace NO_2 , tj. cca 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ již jsou důkazy o malém snížení dýchacích funkcí u exponovaných astmatiků, přičemž riziko vyvolání astmatické odezvy vzrůstá s přítomností alergenů v ovzduší. Vzhledem k tomu, že astmatičtí pacienti, kteří se jako dobrovolníci účastnili pokusů, trpěli jen mírnou formou tohoto onemocnění, lze předpokládat, že v populaci existují jedinci s vyšší citlivostí. Na základě těchto studií skupina expertů WHO proto při odvození návrhu doporučeného imisního limitu vycházejícího z hodnoty LOAEL použila míru nejistoty 50 % a tak dospěla u NO_2 k doporučené 1hodinové limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Podle nové aktualizované směrnice WHO pro kvalitu ovzduší vydané v září 2021 je pro krátkodobou expozici NO_2 doporučena, na základě vyhodnocení vlivu na celkovou úmrtnost a

exacerbaci astmatických potíží, průměrná 24hodinová koncentrace $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jako 99percentil v roce (s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG (AQG level = air quality guideline level) v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 1hodinovou maximální koncentraci NO_2 WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Chronické působení dlouhodobé expozice NO_2 na lidské zdraví nebylo dlouho žádnou studií spolehlivě kvantifikováno. V pokusech na laboratorních zvířatech byly prokázány morfologické změny plicní tkáně podobné emfyzému při dlouhodobé expozici několika týdnů až měsíců koncentracím od $640 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a biochemické změny od koncentrace $380 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Koncentrace od $940 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšují u pokusných zvířat po šestiměsíční expozici vnímavost plic vůči bakteriální a virové infekci. Snížení imunity je důsledkem změn jak buněčné, tak i proti látkové složky obranného systému. Podle dřívějších studií bylo však obtížné oddělit působení oxidu dusičitého od účinků dalších současně působících látek, zejména aerosolu.

WHO stanovila v roce 2000 doporučenou hodnotu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, která byla odvozena z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí. WHO přitom zdůraznila, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla. Hodnota $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zůstala zachována při aktualizaci směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší vydané v roce 2010.

Nové studie (WHO: REVIHAAP, 2013) však již poskytly dostatečné podklady k aktualizaci doporučení, jak pro maximální krátkodobou, tak i průměrnou roční koncentraci NO_2 . V září v roce 2021 byla vydaná aktualizovaná směrnice WHO pro kvalitu ovzduší, která obsahuje doporučené koncentrace šesti klíčových škodlivin, které byly vyhodnoceny na základě důkazů z epidemiologických studií k ochraně veřejného zdraví. Jedná se o koncentrace AQG, které by měly být cílem úsilí o zlepšení kvality ovzduší, neboť vyšší hodnoty již mají významné nepříznivé zdravotní účinky. Pro oblasti s vysokou úrovní znečištění ovzduší, kde není dosažení AQG hodnot v dohledné době reálné, jsou uvedeny prozatímní cíle, vedoucí k postupnému snižování zdravotního rizika.

Pro dlouhodobou expozici NO_2 nyní WHO (směrnice 2021) na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 40, 30 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, při kterých se předpokládá zvýšení úmrtnosti o 6 %, 4 % a 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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_2 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_2 . Tento postup se nemění ani po vydání nové směrnice WHO (2021), neboť odvozený vztah průměrné roční koncentrace k úmrtnosti nebyl podložen vysokou váhou důkazů.

Současným imisním limitům v ČR odpovídají i mezní hodnoty NO_2 pro ochranu zdraví $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné 1hodinové koncentrace a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace, které jsou stanovené pro země EU ve Směrnici Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2024: Imisní charakteristiky NO_2 byly hodnoceny na celkem 70 stanicích v 48 sídlech a v 8 pražských částech. U oxidu dusičitého jsou vyšší měřené hodnoty primárně svázány s dopravou jako majoritním zdrojem. Zvláště v městských celcích, kde se doprava kombinuje s dalšími zdroji (CZT, výtopny a domácí vytápění), má znečištění ovzduší oxidem

dusičitým až plošný charakter. Roční aritmetické průměry oxidu dusičitého na pozadových stanicích nepřekročily $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Střední roční hodnota se, v závislosti na intenzitě okolní dopravy, pohybovala v rozsahu od cca $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na venkovských nezatížených lokalitách, až k 20 až $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru v dopravně velmi významně exponovaných lokalitách. Odhad roční střední hodnoty v dopravě a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2024 je $13 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$. Na žádné stanici nebyl překročen roční ani hodinový imisní limit.

3.1.3 Oxid uhelnatý CO, CASRN 630-08-0

Oxid uhelnatý je jedna z nejběžnějších a velmi rozšířených škodlivin v ovzduší. Je to bezbarvý plyn bez zápachu, který při vdechování nedráždí. Vzniká při nedokonalém spalování organických sloučenin (např. benzínu). Také výfukové plyny vznětových motorů obsahují 4-10% oxidu uhelnatého. Větší množství CO vzniká i při odstřelech a výbuších.

Hlavním účinkem oxidu uhelnatého je blokáda krevního barviva hemoglobinu (Hb) a tvorba karboxyhemoglobinu (COHb). Vazbou na Hb jej vyřazuje z funkce přenašeče kyslíku v organismu a způsobuje anoxii tkání (tkáňové dušení). Za normální koncentrace kyslíku ve vzduchu již 0,1 % CO vyvolá během několika minut 50% přeměnu hemoglobinu na COHb, který není schopen přenášet kyslík. Se zvyšováním koncentrace COHb v krvi se přitom disociační křivka oxyhemoglobinu posunuje doleva, a proto se z něj uvolní méně kyslíku do tkání. Kromě délky expozice záleží i na fyzické zátěži – při vyšším minutovém volumu se vstřebá více CO a hladiny COHb jsou vyšší. Orgány s nejvyššími požadavky na přísun kyslíku, zejména mozek, myokard, jsou postiženy nejdříve. Při hypoxii (nedostatečné zásobování tkání kyslíkem) se rovněž snáze projeví anginózní obtíže při ischemické nemoci srdeční. Vazba CO na hemoglobin je reverzibilní, za cca 2-4 hodiny pobytu v normálním ovzduší poklesne COHb zhruba na 50 % maximální hodnoty. U silných kuřáků se běžně nachází v krvi 5 % i více COHb, u nekuřáků kolem 1 %. Kuřáci, kteří tabákový kouř inhalují, mají v závislosti na spotřebě až 15 % hemoglobinu ve formě COHb; již to snižuje jejich tělesnou výkonnost, a navíc se zhoršují jejich průvodní choroby, jako koronární skleróza nebo emfyzém plic. Stejná koncentrace COHb nevyvolá u každého stejný obraz otravy. Udává se, že mladší lidé jsou na CO citlivější a snad i muži jsou citlivější než ženy, ale naopak těhotné ženy jsou na CO velmi citlivé.

Akutní otrava při náhlém a velkém zvýšení koncentrace CO ve vdechovaném vzduchu, kdy hladina COHb překročí 70 %, může probíhat bleskově a může způsobit smrt v několika vteřinách. Při menší expozici, do 30 % COHb, se projevuje nejčastěji bolestmi hlavy, pocitem tlaku ve spáncích, bušením krve v hlavě a tlakem na prsou. Takřka pravidlem je při těžší otravě žaludeční nevolnost a zvracení, akční neschopnost (nechuť k útěku ze zamořeného prostředí). Při těžké otravě se prohlubuje bezvědomí, v němž se mohou projevit křeče, později je bezvědomí hluboké a bez pohybu. Dech je nepravidelný a povrchní, tep rychlý, nitkovitý. V tomto stavu může nastat smrt. Nedojde-li ke smrti, prognóza může a nemusí být dobrá (mohou přetrvávat neurologické příznaky). Větší naděje na uzdravení bez následků mají ti, kteří byli krátký čas v prostředí s vyšší koncentrací CO, než ti, kteří byli dlouhodobě v prostředí s nižší koncentrací.

Chronická otrava oxidem uhelnatým se popírá, poněvadž vazba CO na hemoglobin je reverzibilní. Obtíže, které se jako projev popisují, zapadají do obrazu pseudoneurastenického syndromu, vegetativních obtíží, extrapyramidové symptomaty.

Karcinogenní ani mutagenní účinky oxidu uhelnatého nebyly v žádné studii zjištěny.

Za účelem ochrany nekuřáků, lidí středního věku a starších populačních skupin s latentními koronárními nemocemi a za účelem ochrany fetů těhotných žen nekuřáček z důvodu nepříznivého hypoxického efektu, by neměla být překročena hladina COHb 2,5 %.

Ze známých fyziologických účinků oxidu uhelnatého, a aby nedocházelo k překročení hladiny COHb 2,5 %, byly stanoveny limitní hodnoty pro oxid uhelnatý v ovzduší:

US EPA: $100 \text{ mg}/\text{m}^3$ pro 15 minut

60 mg/m³ pro 30 minut
30 mg/m³ pro 1 hodinu
10 mg/m³ pro 8 hodin

Nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší má stanovený imisní limit pro oxid uhelnatý 10 mg.m⁻³ - maximální denní osmihodinový klouzavý průměr.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2024: Imisní charakteristiky CO byly v roce 2024 hodnoceny na 13 stanicích. Jednoznačnost vazby vyšších měřených hodnot na lokality zatížené dopravou dokládá i skutečnost, že 24hodinové hodnoty překračující 1 000 µg/m³ se objevují v jednotkách za rok (23 v roce 2024), a to téměř výhradně na dopravně extrémně zatížených stanicích – dopravních „hot-spotech“. Roční průměr CO na pozadové stanici v Košetických byl 200 µg/m³. Nejvyšší roční aritmetický průměr - 529 µg/m³ - byl naměřen na dopravní „hot spot“ stanici v Praze 2 Legerova. Imisní limit nebyl v roce 2024 na žádné stanici překročen. V případě CO byly roční průměry z měřicích stanic přibližně na hranici 5 % hodnoty AQG stanovené WHO pro 24hodinový průměr.

3.1.4 Benzen, (C₆H₆), CASRN 71-43-2

Benzen je bezbarvá kapalina, málo rozpustná ve vodě, charakteristického aromatického zápachu, která se snadno odpařuje. Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavními zdroji uvolňování benzenu do ovzduší jsou vypařování z pohonných hmot, výfukové plyny a cigaretový kouř.

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší, zejména v místech s intenzivnější dopravou nebo v blízkosti čerpacích stanic. Významné však mohou být i koncentrace benzenu v interiérech budov, zejména v závislosti na cigaretovém kouři. V menší míře je přijímán i s potravou. Expozice z pitné vody je pro celkový příjem při běžných koncentracích zanedbatelná. Individuální výše celkového příjmu benzenu nejvíce závisí na kuřáctví. Při inhalaci je v plicích vstřebáno asi 50 % vdechnutého benzenu. Ze zažívacího traktu je pravděpodobně absorbován kompletně. Přes kůži se absorbuje jen asi 1% aplikované dávky. Po vstřebání je distribuován v těle nezávisle na bráně vstupu, nejvyšší koncentrace metabolitů byly zjištěny v tukových tkáních. Benzen je v játrech a snad i v kostní dřeni oxidován na hlavní metabolit fenol a dihydroxyfenoly. Asi 15 % vstřebaného benzenu je v nezměněné formě vyloučeno vydechovaným vzduchem. Metabolity jsou vylučovány močí.

Akutní otrava benzenem inhalační a dermální cestou vyvolává po počáteční stimulaci a euforii útlum centrálního nervového systému. Dochází též k podráždění kůže a sliznic. Syndromy po požití zahrnují zvracení, ztrátu koordinace až delirium, změny srdečního rytmu.

Kritickým orgánem při **chronické expozici** je kostní dřev. Účinkem metabolitů benzenu zde dochází ke vzniku různých poruch krvetvorby až pancytopenii. Pozorovány byly též imunologické změny. O fetotoxických nebo teratogenních účincích benzenu nejsou přesvědčivé zprávy. Při hodnocení rizika benzenu se hlavní pozornost věnuje karcinogenitě. Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku RfDo = 0,004 mg/kg-den (UF = 300 a MF = 1) a inhalační referenční koncentraci RfC = 0,03 mg/m³ (UF = 300 a MF = 1).

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

potvrzena i nálezy z experimentů na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. V testech na bakteriích sice benzen nevykazuje mutagenní účinek, avšak in vivo způsobuje chromosomální aberace u savčích buněk včetně lidských.

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se uvádí: Do zpracování za rok 2024 byly zahrnuty hodnoty benzenu měřené na 33 stanicích, z nichž 2 stanice (Košetice – JKOS a Rudolice v Horách – URVH) lze klasifikovat jako pozadové. Úroveň znečištění ovzduší benzenem se v měřených městských lokalitách pohybovala v rozmezí 0,65 – 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$. Imisní limit pro benzen nebyl překročen na žádné měřicí stanici. Hodnoty ročního aritmetického průměru na pozadových stanicích nepřekročily 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Rozpětí ročních průměrů na městských stanicích nezátížených průmyslem a intenzivní dopravou se pohybuje mezi 0,7 až 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční hodnota 1,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$. Rozpětí naměřených koncentrací průmyslových lokalit je poměrně široké 0,8 až 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$.

Teoretický odhad pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění při celoživotní expozici měřeným koncentracím benzenu pro průmyslem a dopravou extenzivně nezátížené lokality je 6×10^{-6} (tj. cca 6 osob na 1 milion obyvatel), rozpětí ve všech sledovaných městech je od $3,0 \times 10^{-6}$ po $2,9 \times 10^{-5}$ tj. od 3 do 29 osob na 1 milion celoživotně exponovaných obyvatel.

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

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) představují skupinu organických látek, tvořených dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými jádry, která mohou být různě orientována a substituována, z čehož vyplývá velká rozmanitost jejich vlastností. Vznikají při nedokonalém spalování organických látek a vzhledem k rozšířenosti jejich přírodních i antropogenních zdrojů jsou prakticky všudypřítomné. Většina PAU se dostává do životního prostředí cestou atmosféry z řady procesů spalování a pyrolýzy. V ovzduší jsou většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř.

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

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plícemi, zažívacím traktem i přes kůži. Pronikají snadno přes placentární bariéru a jsou stanovitelné i v mateřském mléce. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení, nebo jsou odpovědné za mutagenní a toxické účinky. Výsledky studií na pokusných zvířatech ukazují, že PAU mohou vyvolávat řadu zdravotně nepříznivých účinků, jako je oční i kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita. PAU patří mezi látky narušující funkci systémů s vnitřní sekrecí hormonů.

Při běžné expozici u lidí ze složek životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko nekarcinogenních toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší, a to hlavně ve vztahu k nepříznivému ovlivnění vývoje dětí. Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však

karcinogenita, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a potvrzují to i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. IARC klasifikuje benzo(a)pyren jako prokázaný karcinogen pro člověka. Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat. Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice.

Pro kvantitativní odhad karcinogenního rizika BaP jako zástupce směsi PAU v ovzduší doporučila WHO ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 jednotku karcinogenního rizika UCR $8,7 \times 10^{-2}$. Podkladem byla UCR odvozená US EPA konzervativním lineárním víceetapovým modelem pro dlouhodobou expozici koksárenských dělníků. Pro tuto UCR vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, která odpovídá karcinogennímu riziku 1×10^{-6} , v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$. K obdobnému závěru, tj. doporučení použití BaP jako zástupce směsi PAU a vyjádření karcinogenního potenciálu celé směsi pomocí UCR BaP $8,7 \times 10^{-2}$, dospělo WHO i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010.

WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň. V ČR je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřené jako BaP, v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3 .

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva se uvádí: Do zpracování za rok 2024 byla zahrnuta data polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) měřená na 59 stanicích. Stanice Košetice je klasifikována jako pozad'ová a v tomto roce může být doplněna o stanice Ondřejov a Bílý Kříž. V roce 2023 byla hodnota imisního limitu pro benzo[a]pyren ($1 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$) překročena na 18 z 59 do zpracování zahrnutých městských stanic. Limit byl překročen především na stanicích v Moravskoslezském kraji. Z ostatních krajů ČR byla nadlimitní hodnota zjištěna v Jihočeském kraji na stanici Bavorov a na stanici v Kladně Švermově.

Hodnota ročního aritmetického průměru na pozad'ové stanici byla $0,2 \text{ ng/m}^3$ a zároveň se zde hmotnostní koncentrace v zimním období pohybovaly v nižších jednotkách ng/m^3 .

Srovnatelnou úroveň zátěže lze přitom najít v některých městských lokalitách. Nejnižší hodnoty, pod $0,3 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$, které byly naměřeny v Pelhřimově, v Brně a v Tušimicích jen mírně převyšují koncentraci zjištěnou na pozad'ových stanicích.

Rozpětí ročních průměrů na městských stanicích nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se pohybuje mezi $0,3$ až $1,5 \text{ ng/m}^3$, s odhadovanou střední hodnotou $0,58 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční průměrná hodnota $0,72 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$, s rozpětím hodnot ($0,4$ až $1,3 \text{ ng/m}^3$). Tyto lokality se vyznačovaly menšími rozdíly mezi hodnotami naměřenými v zimním a v letním období. V průmyslově zatížených lokalitách (chemický průmysl, metalurgie...) se rozpětí i podle typu zátěže pohybovalo od hodnot srovnatelných s pozad'ovou stanicí ($0,3 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$, až po $2,2 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$). Ve vesnických a předměstských lokalitách byla střední roční průměrná hodnota $1,3 \text{ ng/m}^3$ (rozpětí $0,4$ až $3,1 \text{ ng/m}^3$), kdy maximální hodnoty jsou výrazně vyšší než zjištěné v městských nezatížených oblastech. Měřené hodnoty dokazují, že u neprovětrávaných sídel zastoupením lokálních topenišť může docházet a dochází k překročení imisního limitu. Vyšší hodnoty jsou zde soustředěny do topné sezóny.

Teoretický odhad pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění při celoživotní expozici měřeným koncentracím benzo[a]pyrenu se v České republice pohybuje v rozsahu $1,3 \times 10^{-5}$ až $2,7 \times 10^{-4}$, se střední hodnotou $5,1 \times 10^{-5}$. To představuje rozpětí od 1 do 27 osob na 100 tisíc celoživotně exponovaných obyvatel.

3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

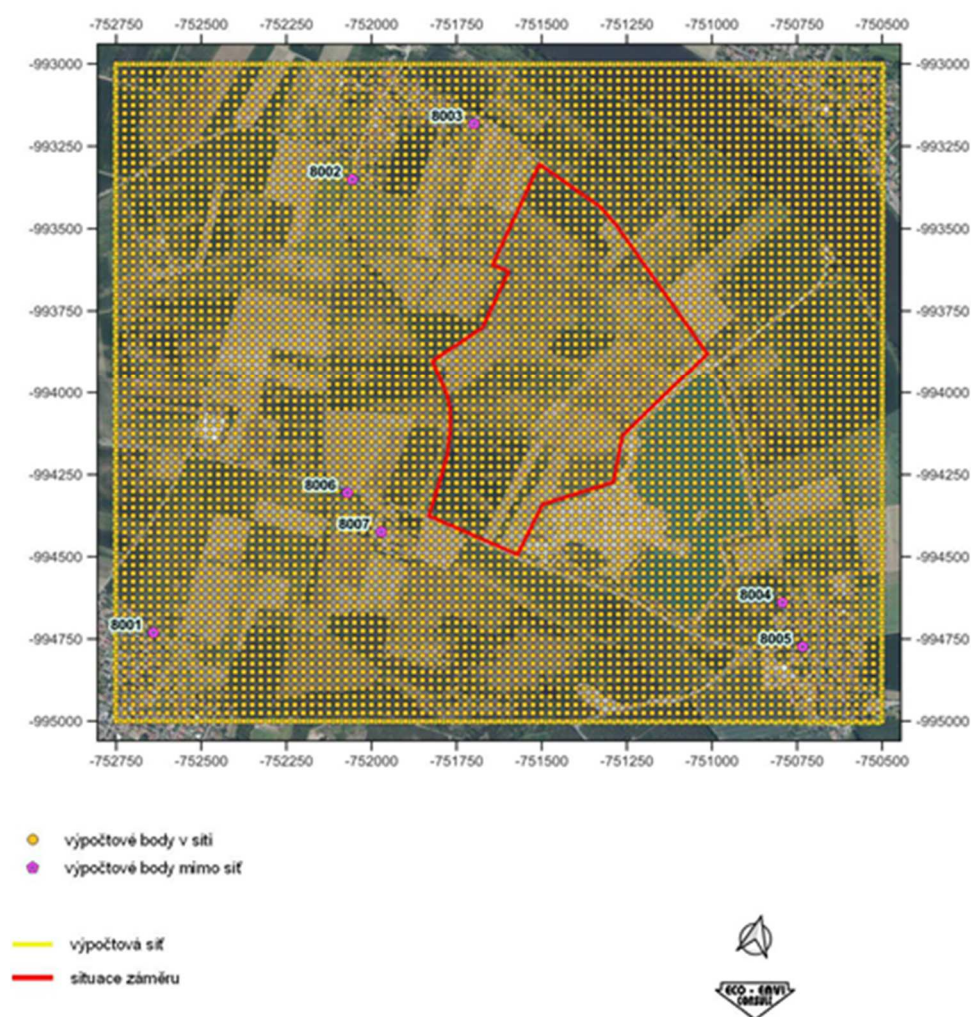
Charakterizace podmínek expozice je především kvalitativním popisem území obklopujícího hodnocený objekt (člověka, ekosystém). Zahrnuje jednak co nejuplněnější údaje o fyzikálních podmínkách, které ovlivní osud a transport nebezpečných faktorů, jednak charakteristiku populačních skupin žijících v oblasti.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

Rozptylová studie posuzuje příspěvky k imisní zátěži související s důsledky technologických a dopravních činností při těžbě v rámci záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“. Je vyhodnocena pro nejhorší stav ve vztahu k nejbližším objektům obytné zástavby na k.ú. obcí Počaply u Terezína a Nučnický z hlediska zahájení skryvkových a těžebních prací, jakož i činností u třídící linky, která je v provozu již ve stávajícím stavu a je tak zahrnuta v aktuálním imisním pozadí zájmového území.

Referenční body

Výpočet byl proveden ve výpočtové síti o kroku 25 m, která představuje celkem 7 371 výpočtových bodů v síti (1 – 7 371) výpočtová síť 2 250 x 2 000 metrů.

Obr. 2: Výpočtové body



Dále byl výpočet proveden pro 7 bodů mimo síť, představujících okraje souvislé obytné zástavby nejbližších obcí (8 001 – 8 007).

Tab. 1: Výpočtové body mimo výpočtovou síť

CB	X	Y	Z	L
8 001 – st. p. 327, Travčice č.p. 192, RD, k.ú. Travčice	-752639,1	-994730,1	152,3	8,0
8 002 – st. p. 60, Počaply č.p. 50, k.ú. OkB, k.ú. Počaply u Terezína	-752014,8	-993333,3	150,4	5,0
8 003 – st. p. 82/1, Počaply č.p. 75, OkB, k.ú. Počaply u Terezína	-751694,7	-993190,4	149,9	8,0
8 004 – st. p. 64, Nučnický č.p. 50, OkB, k.ú. Nučnický	-750797,9	-994641,2	151,2	4,0
8 005 – st. p. 42/1, Nučnický č.p. 9, RD, k.ú. Nučnický	-750740,9	-994774,5	152,0	5,0
8 006 – st. p. 46, Počaply č.p. 82, RD, k.ú. Počaply u Terezína	-752070,5	-994305,5	150,0	4,0
8 007 – st. p. 116, Počaply č.p. 85, RD, k.ú. Počaply u Terezína	-751970,7	-994424,2	150,1	5,0

Obr. 3: Lokalizace referenčních bodů



Výchozí imisní situace

Kromě příspěvku z posuzovaných zdrojů je při hodnocení zdravotních rizik škodlivin v ovzduší nezbytné zohlednit i tzv. imisní pozadí, tedy vliv ostatních vzdálených i bližších emisních zdrojů. V rozptylové studii bylo imisní pozadí vyhodnocováno na základě pětiletých průměrů koncentrací znečišťujících látek – OZKO za období 2019–2023 a imisního pozadí dle AIM – lokalita Doksany

Tab. 2: Odhady škodlivin imisního pozadí v zájmovém území

Škodlivina	Pětileté průměry 2019–2023	Imisní pozadí dle AIM
NO ₂ – roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	10,7–11,0	9,3
PM ₁₀ – roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	18,6–18,9	16,5
PM ₁₀ – 36. nejvyšší hodnota 24hod. průměrné koncentrace v roce [μg.m ⁻³]	33,0	27,3
PM _{2,5} – roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	13,5–13,8	11,8
benzen – roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	0,7–0,8	1,1
benzo(a)pyren – roční průměrná koncentrace [ng.m ⁻³]	0,8–0,9	0,7

Z tabulky je zřejmé, že současná imisní situace lokality podle údajů ČHMÚ nepřekračuje imisní limity, stanovené zákonem o ochraně ovzduší.

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

Podkladem ke kvantitativnímu odhadu rizika akutních, resp. subakutních účinků sledovaných škodlivin ($\text{NO}_2/\text{PM}_{10}$) jsou nejvyšší vypočtené průměrné krátkodobé 1hod/24hod koncentrace. Tyto imisní koncentrace však představují maximum, které může být v jednotlivých výpočtových bodech teoreticky dosaženo za nejhorších rozptylových podmínek a reálně nemusí být dosaženy. Jde tedy o odhad zatížený vysokou nejistotou. Věrohodnější jsou průměrné roční koncentrace, na jejichž základě se odhaduje riziko chronických toxických, event. pozdních (karcinogenních) účinků na zdraví.

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

1. U látek s nekarcinogenními toxickými účinky se předpokládá tzv. prahový účinek.

Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů v organismu. Ke kvantitativnímu vyjádření míry zdravotního rizika toxického nekarcinogenního účinku škodlivin je možno použít koeficient nebezpečnosti HQ (Hazard Quotient). Kvocient nebezpečnosti vyjadřuje poměr mezi zjištěnou nebo předpokládanou expozicí či dávkou a referenční dávkou, nebo mezi koncentrací v ovzduší a referenční koncentrací v případě standardního expozičního scénáře. Pokud se současně vyskytují látky s podobným systémovým toxickým účinkem je možno součtem kvocientů získat index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Kvocient nebezpečnosti vyšší než 1 je považován za reálné riziko toxického účinku.

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

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

Metodiky kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace suspendovaných částic $\text{PM}_{2,5}$ nebo PM_{10} , přičemž se předpokládá,

že je takto zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin, jako je oxid dusičitý.

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

V rozptylové studii byly provedeny výpočty příspěvků k imisní zátěži, které souvisejí s těžební činností a s generovanou dopravou. Protože příspěvky související s těžební činností jsou řádově vyšší než příspěvky samotné generované dopravy projevující se podél přepravních tras, byl v rozptylové studii proveden zvlášť výpočet i pro samotnou generovanou dopravu související s posuzovaným záměrem.

Pro hodnocení zdravotních rizik bereme z konzervativních důvodů vypočtené maximální imisní příspěvky u obytné zástavby v blízkosti záměru, resp. změnu imisních koncentrací vyvolanou realizací záměru.

3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý

WHO považuje za hodnotu LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které jsou ještě pozorovány zdravotně nepříznivé účinky) koncentraci 375–565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ při 1–2hodinové expozici, která u této části populace zvyšuje reaktivitu dýchacích cest a působí malé změny plicních funkcí. Skupina expertů WHO proto při odvození návrhu doporučeného imisního limitu vycházejícího z hodnoty LOAEL použila míru nejistoty 50 % a tak dospěla u NO_2 k doporučené 1hodinové limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato hodnota se používá jako referenční koncentrace při hodnocení rizika akutních účinků imisí NO_2 .

V roce 2000 WHO stanovila na základě meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí limitní hodnotu průměrné roční koncentrace NO_2 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla.

Aktualizovaná směrnice WHO pro kvalitu ovzduší (2021) konstatuje podstatné posílení důkazů o nepříznivém vlivu znečištění ovzduší na zdraví i při nižší úrovni, nežli se dříve předpokládalo. Pro dlouhodobou expozici NO_2 nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 40, 30 a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, při kterých se předpokládá zvýšení úmrtnosti o 6 %, 4 % a 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pro krátkodobou expozici NO_2 nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou úmrtnost a exacerbaci astmatických potíží doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3–4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 1hodinovou maximální koncentraci NO_2 WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

Celkové příspěvky záměru – modelové hodnoty maximálních hodinových koncentrací oxidu dusičitého se po realizaci záměru pohybují maximálně v jednotkách mikrogramů (max. do 3,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v nejbližší obytné zástavbě VB 8 006 Počaply čp. 82). Pokud použijeme k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ akutního účinku NO_2 WHO doporučenou 1hodinovou limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pak hodnota kvocientu nebezpečnosti HQ vychází výrazně pod hodnotou 1 (do 0,0158).

Příspěvky pouze generovaná doprava – modelové hodnoty maximálních hodinových koncentrací oxidu dusičitého se po realizaci záměru pohybují maximálně v setinách mikrogramů (max. do $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v nejbližší obytné zástavbě VB 8 006 Počaply čp. 82). Pokud použijeme k výpočtu kvocientů nebezpečnosti HQ akutního účinku NO_2 WHO doporučenou 1hodinovou limitní koncentraci $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pak hodnota kvocientu nebezpečnosti HQ vychází výrazně pod hodnotou 1 (do 0,0003).

Příspěvky maximálních hodinových koncentrací oxidu dusičitého jsou zcela zanedbatelné, nezvýší po realizaci záměru možná zdravotní rizika akutních toxických účinků (reaktivitu dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v okolí.

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

V současné době nejsou k dispozici vztahy ke kvantitativnímu vyhodnocení chronického účinku oxidu dusičitého na lidské zdraví a WHO doporučuje vyhodnocovat riziko na základě ročních průměrných koncentrací suspendovaných částic s předpokladem, že v tomto riziku je zohledněn i vliv dalších škodlivin ve venkovním ovzduší včetně oxidu dusičitého. Zdravotní rizika plynoucí z expozice oxidu dusičitému jsou obvykle odvozována srovnáním s nepříznivými projevy uváděnými v publikovaných epidemiologických studiích. Pro chronické účinky existuje řada studií, které zjistily vyšší výskyt respiračních obtíží a astmatu u dětí exponovaných znečištěnému ovzduší s významným podílem oxidu dusičitého. Kvantitativní hodnocení je ale komplikováno tím, že je obtížné nebo spíše nemožné oddělit účinky oxidu dusičitého od dalších současně působících látek. Prokazatelně neúčinná koncentrace nebyla pro chronickou expozici prozatím přesvědčivě stanovena. Předpokládá se, že efekt pozorovaný pro expozice oxidu dusičitému zahrnuje jak přímý toxický účinek, tak je indikátorem účinků komplexní směsi imisí, avšak současné poznatky neumožňují bližší rozlišení tohoto efektu.

Vypočtený celkový příspěvek u nejbližší obytné zástavby je max. $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a příspěvky pouze z generované dopravy jsou maximálně v tisícinách mikrogramů. Příspěvky průměrné roční koncentrace NO_2 maximálně v setinách mikrogramů jsou hodnoty vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Odhadované stávající pozadí roční koncentrace oxidu dusičitého v lokalitě do $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ splňuje hodnoty platných imisních limitů stanovených v české legislativě na ochranu zdraví lidí s velkou rezervou a mírně překračuje cílovou směrníkovou hodnotu pro roční průměr NO_2 stanovenou WHO ve výši $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato hodnota se nemění ani v součtu s nejvyšším vypočteným příspěvkem NO_2 ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Na základě modelových výpočtů příspěvků maximálních hodinových koncentrací NO_2 a průměrných ročních koncentrací NO_2 z rozptylové studie je zřejmé, že záměrem nedojde u obyvatel v okolí ke zvýšení možných nepříznivých účinků na zdraví.

Souhrnně lze konstatovat, že záměr neovlivní současnou imisní situaci v obytných sídlech v lokalitě a nelze předpokládat u obyvatel v okolí zdravotní obtíže, které by mohly souviset s expozicí NO_2 .

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

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejproblematictějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace v nové směrnici (září 2021) „WHO global air quality guidelines“ (Globální pokyny WHO pro kvalitu ovzduší) stanovuje nové směrníkové hodnoty pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrníková hodnota $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro imise $\text{PM}_{2,5}$ jsou stanoveny AQG na $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (průměrné roční imisní koncentrace) a pro 99. percentil maximální denní imise $\text{PM}_{2,5}$ činí směrníková hodnota $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných

imisních limitů (směrnice maximální denní imise $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi v případě platného imisního limitu). Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech, především vlivem sekundární prašnosti a vlivem způsobu hospodaření v krajině.

Jak je již výše uvedeno, jedná se ale i o cílové hodnoty, od nichž se s více než 95 % mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži, přičemž se zdůrazňuje, že se nejedná o prahové hodnoty, pod kterými by bylo riziko nulové.

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

V nové směrnici pro kvalitu ovzduší (WHO) je odvozeno, na základě nových epidemiologických studií, relativní riziko pro zvýšení dlouhodobé koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a celkovou úmrtnost RR 1,08 (95% CI 1,06–1,09).

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

Příspěvky k průměrným ročním imisním koncentracím suspendovaných částic již respektují četnost výskytu tříd stability, směrů a rychlostí větru (viz větrná růžice v rozptylové studii) a také roční využití zdrojů.

Kvantitativní charakterizace rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi pro současný stav je vzhledem k tomu, že není znám počet obyvatel ovlivněných záměrem zatížena vysokou nejistotou. I přes tyto nejistoty je v tomto hodnocení proveden orientační odhad možných zdravotních rizik pro celé okolí záměru.

Kvantitativní charakterizace rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi pro pozadovou situaci (stávající stav) ve sledované lokalitě je vypočtena podle vztahů uvedených v projektu HRAPIE, kde jsou použity vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií velkých souborů obyvatel.

Odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší pro hodnocené území

Pro výpočty rizik z celoroční inhalační expozice suspendovanými částicemi pro obyvatele hodnoceného území byly použity imisní koncentrace suspendovaných částic z klouzavých pětiletých průměrů v předmětné lokalitě OZKO 2019-2023: PM_{10} $18,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $\text{PM}_{2,5}$ $13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. maximální příspěvek záměru v obytné zástavbě PM_{10} $0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $\text{PM}_{2,5}$ $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Počet exponovaných obyvatel hodnoceného území není znám, odhad rizika je proto proveden pro 100 obyvatel.

Další informace potřebné k výpočtům jsou převzaty ze Zdravotnické ročenky Ústeckého kraje a Statistické ročenky ČR 2023.

Výsledky výpočtů v tabulce udávají počet předčasných úmrtí, počet případů hospitalizací a počet dnů s příznaky, které lze přisoudit vlivu znečištěného ovzduší suspendovanými částicemi pro jednotlivé věkové kategorie.

Tab. 3: Kvantitativní charakterizace rizika vyplývající z celoroční inhalační expozice suspendovaným částicím pro 100 obyvatel hodnoceného území

Účinek	pozadí	Pozadí + max. příspěvek
Průměrná roční koncentrace PM ₁₀ /PM _{2,5} µg/m ³	18,9/13,8	19,46/13,89
<i>Pro frakci PM_{2,5}</i>		
celková úmrtnost u populace ve věku nad 30 let	0,04	0,04
celková úmrtnost u populace ve věku nad 30 let (dle WHO 2021)	0,05	0,05
hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	0	0
hospitalizace pro respirační onemocnění	0	0
<i>Pro frakci PM₁₀</i>		
incidence chronické bronchitis pro dospělé (nové případy onemocnění)	0	0
incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (počet dní s příznaky)	1	1
prevalence bronchitis u dětí (počet dní s příznaky)	23	24

Z konzervativních důvodů byla pro charakterizaci rizika použita maximální hodnota imisního pozadí OZKO a maximální hodnota vypočtených příspěvků suspendovaných částic a výsledky jsou vztaženy na 100 obyvatel v lokalitě. Výsledky výpočtů byly kromě relativně nejspolehlivějšího ukazatele ovlivnění celkové úmrtnosti, zaokrouhlené podle matematických pravidel na celá čísla.

Výsledky udávají 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.

Pro ilustrování negativních vlivů částic je nejčastěji používána úmrtnost: Pokud použijeme hodnotu příspěvku (PM_{2,5} 0,09 µg/m³) u nejvíce ovlivněného referenčního bodu v součtu s pozadím pro demonstraci významnosti imisního vlivu, dostáváme pro ukazatele ovlivnění celkové úmrtnosti hodnotu 0,04, resp. 0,05 (podle WHO 2021). Z provedeného hodnocení vyplývá, že i při uvažování maximálního příspěvku nelze očekávat u obyvatel zvýšení předčasných úmrtí u populace ve věku nad 30 let.

Imisní příspěvky suspendovaných částic pouze z dopravy na komunikacích jsou významně nižší až o řád (u PM₁₀) než celkové příspěvky a nelze tedy předpokládat u obyvatel žijící podél komunikací zvýšení zdravotních rizik po realizaci záměru.

Provedené přesné (exaktní) výpočty kvantifikace je třeba považovat, vzhledem k nejistotám v podkladech a vzhledem k nejistotám v odvození vztahů, za odborný kvalifikovaný odhad.

Změny imisního zatížení suspendovanými částicemi po realizaci záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“ neovlivní současné imisní pozadí a nelze předpokládat zvýšení zdravotních rizik pro obyvatele lokality

3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid uhelnatý

Podstatou zdravotního rizika oxidu uhelnatého při expozici imisím je akutní toxický účinek na základě krátkodobých expozic. Z hlediska ochrany zdraví je doporučováno, aby hladina COHb v krvi nepřesáhla 2,5 %, to je hodnota, která nemá negativní následky ani pro citlivou populaci (např. lidé se srdečním onemocněním nebo vyvíjející se plod).

Tomuto požadavku odpovídá i legislativně stanovená koncentrace 10 000 µg/m³ jako maximální 8hodinový průměr.

Modelovými výpočty byly zjištěny přírůstky 8hodinových koncentrací CO v hodnotách desetin až max. jednotky mikrogramů CO (max. 1,69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tyto změny jsou vzhledem k možným zdravotním rizikům zcela zanedbatelné.

Na základě provedených výpočtů z rozptylové studie nelze předpokládat, že by příspěvky pro 8hodinovou koncentraci CO na úrovni max. jednotky mikrogramů mohly představovat zdravotní riziko oxidu uhelnatého pro obyvatele v posuzovaném území.

3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen

Z látek s prokázaným karcinogenním účinkem je u emisí z dopravy nejvýznamnější benzen. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. Při hodnocení karcinogenů se vychází z teorie bezprahového působení, což znamená, že se předpokládá, že neexistuje žádná koncentrace, pod kterou by působení dané látky bylo nulové. Jakákoliv expozice představuje určité riziko, a velikost rizika je úměrná velikosti expozice. Toto riziko se načítá v průběhu života, tak, jak je člověk vystaven působení daných látek. Metody rizikové analýzy používají pro oblast velmi nízkých dávek extrapolace a předpokládají vztah lineární regrese mezi zvyšující se expozicí a celoživotním rizikem vzniku rakoviny. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Tuto míru pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk, v české odborné literatuře označovaný jako CVRK) lze při předpokladu standardního expozičního scénáře kvantifikovat pomocí jednotky karcinogenního rizika UCR, která udává horní hranici navýšení celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ podle vzorce: $\text{ILCR} = R_p \times \text{UCR}$

Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ pětileté průměry za období 2019–2023 je 0,7–0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako požadovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO (6×10^{-6}) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR 4,2–4,8 $\times 10^{-6}$, což jsou cca 4–5 případů na milion obyvatel.

V rozptylové studii byl vypočten maximální imisní příspěvek benzenu v nejvíce ovlivněném referenčním bodě v hodnotě 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Této hodnotě odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR 6×10^{-9} , což je hodnota zcela zanedbatelná, která neovlivní současné imisní pozadí a nezvýší zdravotní rizika obyvatel v lokalitě.

V ovzduší obytné zástavby nedojde ke zvýšení imisního zatížení benzenem a individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu bude stále cca 4–5 případů na milion obyvatel a pohybuje se ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na milion až 100 tisíc obyvatel za 70 let.

Odhadované imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměrů v posuzované lokalitě, nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik.

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

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

V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení. Výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší.

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však karcinogenita, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prашné částice.

Jednotka karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu $UCR = 8,7 \times 10^{-2}$ doporučená WHO byla odvozena na základě epidemiologické studie profesionálně exponované populace. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \times 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$.

WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. WHO proto doporučuje, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň.

V ČR byl stanoven imisní limit pro PAU vyjádřené jako BaP v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3 . Tato hodnota je však za současných imisních podmínek v dopravně zatížených oblastech v ČR překračována.

Imisní pozadí **benzo(a)pyrenu** v ovzduší bylo zjišťováno podle imisních map ČHMÚ pětileté průměry za období 2019–2023 a pohybuje se do $0,8 \text{ ng.m}^{-3}$, což nesignalizuje v posuzovaném území překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je 1 ng.m^{-3} . Této hodnotě imisního pozadí odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $6,1 \times 10^{-5}$, to znamená cca 6 případů na 100 000 obyvatel.

V rozptylové studii byl vypočten maximální imisní příspěvek benzo(a)pyrenu v nejvíce ovlivněném referenčním bodě v hodnotě $0,0007 \text{ ng/m}^3$. Této hodnotě odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR 6×10^{-8} , což je hodnota o 3 řády nižší než současné imisní pozadí a nezvýší zdravotní rizika PAU u obyvatel v lokalitě.

Z výpočtů rozptylové studie vyplývá, že realizace záměru nebude příčinou zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění vlivem PAU u celoživotně exponovaných obyvatel v lokalitě. Individuální karcinogenní riziko je pro posuzovanou lokalitu dáno pozadím, tj. cca 6 případů na 100 000 obyvatel.

Provedený odhad zdravotního rizika PAU vyjádřené jako benzo(a)pyren koresponduje s výsledky Odhadu zdravotních rizik ze znečištěného ovzduší pro Českou republiku – rok 2023, kde je uvedeno, že individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím PAU zastoupených BaP se v městských lokalitách pohybuje v rozmezí od cca 2 případů na 100 tisíc obyvatel do pěti případů na deset tisíc obyvatel za 70 let.

3.3 Analýza nejistot

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

Výsledky rozptylové studie jsou zatíženy nejistotou vkládaných dat do rozptylového modelu, meteorologickými údaji a jejich platností v modelovaném území.

Při hodnocení byl uvažován konzervativní přístup k odhadu inhalační expozice, kdy předpokládáme, že imisním koncentracím ve venkovním prostředí bude obyvatelstvo vystaveno celých 24 hodin, tento přístup pravděpodobně míru rizika z venkovního ovzduší nadhodnocuje. Nejistotu přináší i použití toxikologických dat ze zahraničních epidemiologických a klinických studií (EU, USA) včetně vztahů mezi koncentrací škodlivin a nepříznivými účinky platnými pro jiné prostředí, kdy tyto vztahy přenášíme do našeho prostředí s jinými zvyklostmi. Další nejistotu přináší extrapolace toxikologických dat ze zvířete na člověka.

Nejistotou je i nezahrnutí proměn chemických látek v průběhu transportu v ovzduší. Vzájemným působením dalších chemických látek přítomných v ovzduší a energetickým potenciálem UV záření dochází k celé řadě fotochemických a dalších jevů, které nejsou v hodnocení zdravotních rizik podchyceny.

Velká nejistota vyplývá i z toho, že nejsou k dispozici bližší údaje o exponované populaci, a to rekreační a jiné aktivity probíhající v zájmovém území, věkové složení populace, doba strávená v místě bydliště, zastoupení citlivých skupin populace jako jsou děti, těhotné ženy, staří lidé, zdravotní anamnéza jednotlivých obyvatel a jejich zvyklosti a chování jako kouření, dieta.

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

3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

Byl hodnocen vliv imisních koncentrací látek z plánovaného záměru „**Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru**“ na základě odhadu imisních koncentrací uvedených v rozptylové studii.

Na základě výsledků v rozptylové studii byl proveden odhad zdravotních rizik oxidu dusičitého, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, oxidu uhelnatého, benzenu a benzo(a)pyrenu a lze konstatovat, že realizace záměru nebude představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo.

4. Zdravotní riziko hluku v mimopracovním prostředí

4.1 Identifikace nebezpečnosti hluku

Zvuky jsou přirozenou a důležitou součástí prostředí člověka, jsou základem řeči a příjmu informací, mohou přinášet příjemné zážitky. Zvuky příliš silné, příliš časté nebo působící v nevhodné situaci a době však mohou na člověka působit nepříznivě. Obecně se tyto nechtěné, obtěžující nebo škodlivě působící zvuky nazývají hlukem, a to bez ohledu na jejich intenzitu. Proto je nutné hluk do jisté míry považovat za bezprahově působící noxu.

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny organismu, které vedou ke zhoršení jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí. Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné s určitým zjednodušením rozdělit na účinky specifické, projevující se při dlouhodobé ekvivalentní hladině akustického tlaku A nad 70 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru, a na účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu. Nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patologického děje.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku v denní době je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. V noční době, tj. v době spánku a fyziologické regenerace jsou za dostatečně prokázané považovány změny fyziologických reakcí (kardiovaskulární aktivita, EEG zaznamenaná aktivita mozku), subjektivně udávané rušení spánku a zvýšené užívání léků na spaní. Omezené důkazy jsou např. u vlivů hluku na hormonální a imunitní systém, na některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu, nebo u vlivů na mentální zdraví sociální chování a výkonnost člověka. U nočního hluku jsou navíc (kromě výše uvedených) omezené důkazy také u vlivů na kardiovaskulární systém, obezitu, poruchy duševního zdraví, pracovní úrazy a zkrácení očekávané délky života.

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

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

Poškození sluchového aparátu je dostatečně prokázano u pracovní expozice hluku v závislosti na výši ekvivalentní hladiny hluku a trvání let expozice. Riziko sluchového poškození však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. Epidemiologické studie prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu ani při celoživotní expozici hluku v životním prostředí a aktivitách ve volném čase do 24hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24h} = 70$ dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

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

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

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

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

Obtěžování hlukem je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Uplatňuje se zde jak emoční složka vnímání, tak složka poznávací při rušení hlukem při různých činnostech. Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese, obavy, pocity beznaděje nebo vyčerpání. U každého člověka existuje určitý stupeň citlivosti, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20 % vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže. Při působení hluku zde však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. To vede k různým výsledkům studií, které prokazují u stejných hladin hluku různého původu rozdílný efekt u exponované populace, a naopak rozdílné výsledky při stejných zdrojích i hladinách hluku na různých lokalitách v různých zemích. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit, do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u nějž je předem známo, že bude trvat jen po určitou vymezenou dobu, např. hluk ze stavby.

Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v hlučném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho však může být významně ovlivněna zdravotním stavem. Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkónů, stěhování, stížnosti a petice. Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukují přátelské chování a ochotu k pomoci. Svoji úlohu zde hraje i zhoršená verbální komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci než k pomoci fyzické. Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy vede k rozdílnému stupni obtěžování exponované populace. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi, hluku obsahujícímu nízké frekvenční složky a hluku impulsního charakteru. Nepříjemnější je též hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující tónové složky. Hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku z různých zdrojů je velmi obtížné a doposud k tomu s výjimkou hluku z různých typů dopravy neexistuje obecně přijatý model.

Nepříznivé ovlivnění spánku se prokazatelně projevuje změnami fyziologických reakcí během spánku, jako jsou změny kardiovaskulární aktivity, EEG známky probuzení (spící si toto probuzení často následně neuvědomuje), změny v trvání stádií spánku (redukce REM fáze), fragmentace spánku, zvýšená pohyblivost ve spánku, obtížné usínání, probuzení v noci nebo příliš brzy ráno, zkrácení spánkového času. Dostatečný důkaz existuje také pro subjektivně vnímanou poruchu spánku, popř. pro lékařem diagnostikovanou environmentální insomnií a pro zvýšené užívání léků na spaní. Přestože rušení spánku vyvolané hlukem je samo o sobě zdravotní problém, navíc vede k dalším následkům pro zdraví a životní pohodu. Setkávají se zde jak fyziologické, tak psychologické aspekty působení hluku.

V rovině fyzického zdraví jsou popisovány tyto následky rušení spánku nočním hlukem: změny v hladinách stressových hormonů, kardiovaskulární onemocnění (hypertenze a infarkt myokardu), deprese (u žen) a jiné psychické poruchy, obezita, zkrácení očekávané délky života a zvýšený výskyt pracovních úrazů. V rovině psychologicko-sociální je popisována ospalost a únava, rozmrzelost a zvýšená denní dráždivost, snížená výkonnost, zhoršení poznávacích schopností, narušení sociálních kontaktů a stížnosti. Pro tyto fyziologické a psychologické následky narušení spánku existují pouze omezené důkazy. Senzitivní skupinou populace jsou

děti, starší osoby, nemocní, těhotné ženy a lidé pracující na směny. Děti sice mají vyšší práh probuzení, ale pro ostatní účinky nočního hluku jsou stejně nebo více citlivé než dospělí. K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk. I při nízké ekvivalentní hladině akustického tlaku A již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku ovlivňuje spánek. Význam zřejmě má i rozdíl mezi hladinou akustického tlaku pozadí a vlastní hlukové události a taktéž délka intervalu mezi dvěma hlukovými událostmi. K adaptaci obyvatel na rušení spánku hlukem nedochází v hlučných lokalitách ani po více letech. Dle doporučení WHO z roku 2007 je pro primární prevenci subklinických nepříznivých účinků nočního hluku doporučeno, aby populace nebyla vystavována nočním hladinám hluku větším než $L_{night, outside}$ 30 dB v době, kterou většina lidí tráví na lůžku. Tato hodnota je konečným cílem směrnice pro noční hluk (Night Noise Guideline – NNGL) k ochraně před nepříznivými zdravotními účinky nočního hluku pro celou populaci včetně rizikových skupin, jako jsou děti, chronicky nemocné a starší osoby. Pokud konečný cíl nemůže být v krátké době dosažen, jsou navrhovány dva prozatímní cíle: 55 dB a 40 dB. Tyto cíle mají být použity při provádění aktivit hodnocení a řízení rizik.

Nepříznivé ovlivnění výkonnosti hlukem bylo zatím sledováno převážně v laboratorních podmínkách u dobrovolníků. Zvláště citlivá na působení zvýšené hlučnosti je tvůrčí duševní práce a plnění úkolů spojených s nároky na paměť, soustředěnou a trvalou pozornost a komplikované analýzy. Rušivý účinek hluku je významný zejména při činnostech náročných na pracovní paměť, kdy je třeba udržovat část informací v krátkodobé paměti, jako jsou matematické operace a čtení. Ve školách v okolí letišť byla u dětí chronicky exponovaných leteckému hluku při ekvivalentní hladině hluku nad 70 dB měřené vně školy pozorována snížená schopnost motivace, nižší výkonnost při poznávacích úlohách a deficit v osvojení čtení a jazyka. Děti byly více roztržité a dělaly více chyb. Nepříznivý účinek byl větší u dětí s horšími školními výkony. Zdá se také, že pravděpodobnější je deficit v osvojení čtení u dětí chronicky exponovaných hluku doma i ve škole ve srovnání s dětmi pouze navštěvujícími školu v hlučném prostředí. Nepříznivé ovlivnění výkonnosti je také popisováno jako následek narušení spánku nočním hlukem.

Ovlivnění kardiovaskulárního systému byly dle WHO prokázány v řadě epidemiologických a klinických studií u populace (včetně dětí) žijící v hlučných oblastech kolem letišť, průmyslových závodů nebo hlučných komunikací. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vazokonstrikce. Po dlouhodobé expozici se u citlivých jedinců z exponované populace mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu).

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

Statisticky významný vztah k riziku hypertenze je prokázán u profesionální expozice hluku a mírně zvýšené riziko prokazují studie u expozice hluku z letecké dopravy. U hluku z pozemní dopravy se na základě průřezových studií předpokládá, že může přispívat k prevalenci kardiovaskulárních onemocnění. Směrnice o nočním hluku vydaná WHO v roce 2007 považuje za dostatečně prokázaný vliv hluku v denní době na zvýšení rizika infarktu myokardu, avšak v případě nočního hluku je důkaz omezený z důvodu nedostatku studií, zaměřených cíleně na noční hluk.

Pozorování mnoha účinků hlukové expozice **v době těhotenství** nejsou natolik průkazná a konzistentní, aby mohla sloužit k hodnocení zdravotních účinků hluku. Podobně nejsou jednoznačné ani výsledky studií zaměřených na vztah hlukové expozice a **projevů poruch duševního zdraví**. Nepředpokládá se, že by hluk působící v denní době mohl být přímou příčinou duševních nemocí, ale patrně se může podílet na zhoršení jejich symptomů nebo urychlit

rozvoj latentních duševních poruch. Zvýšená citlivost vůči rušivým účinkům hluku může být indikátorem subklinické duševní poruchy. U nočního hluku existují pouze omezené důkazy o vlivu na duševní poruchy jako např. depresi u žen. Omezené důkazy jsou také pro problémy z oblasti ležící na pomezí mentálního zdraví a životní pohody, jako např. zvýšená dráždivost, únavnost a narušení sociálních kontaktů, které jsou pravděpodobně následkem narušení spánku a jeho nedostatku.

4.2 Charakterizace nebezpečnosti – vztahy expozice a účinku

Prahové hodnoty prokázaných účinků hluku pro kvalitativní charakterizaci rizika

Pro orientační posouzení nebezpečí výskytu nepříznivých účinků hluku je možné použít prahové hodnoty hlukové expozice. Byly stanoveny na základě epidemiologických studií pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Prahová hodnota je úroveň expozice, od které se daný účinek začíná objevovat nebo začíná stoupat nad bazální hodnotu danou obvyklým výskytem účinku v populaci. Po překročení prahové hodnoty není vyloučena možnost výskytu daného nepříznivého účinku v případě dlouhodobé expozice hluku u příslušníků většinové populace s průměrnou citlivostí.

Při interpretaci je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hodnotách hluku ve venkovním prostoru významně nižších, nežli jsou úrovně expozice statisticky vyhodnocené pro celou populaci. Prahové hodnoty prokázaných zdravotních účinků hluku a účinků na psychosociální zdraví a životní pohodu jsou shrnuty v tabulce převzaté z Good practice guide on noise exposure and potential health effect.

Tab. 4: Dostatečně prokázané účinky hluku na zdraví a životní pohodu a prahové hodnoty

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

Světová zdravotnická organizace vydala v roce 2018 Pokyny pro hluk v životním prostředí pro evropský region (Environmental Noise Guidelines for the European Region). V pokynech jsou uvedeny hodnoty hluku prokázaných zdravotních účinků pro různé zdroje dopravního hluku a pro hluk z větrných elektráren a pro hluk při volnočasových aktivitách.

Hluk ze silniční dopravy – hladina hluku L_{dvn} nad 53 dB souvisí s nepříznivými zdravotními účinky a hladina hluku L_{night} nad 45 dB vyvolává nepříznivé účinky na spánek. V případě hluku ze silniční dopravy je doporučeno snížit průměrnou hlukovou expozici pod 53 dB L_{dvn} , což představuje dle WHO 10 % silně obtěžovaných osob a pod 45 dB L_{night} , což představuje dle WHO 3 % vysoce rušených osob ze spánku. Riziko ischemické choroby srdeční by se nemělo zvyšovat o více, jak 5 % a riziko hypertenze o více jak 10 %. K 5 % nárůstu rizika ischemické

choroby srdeční dle WHO dochází při expozici 59,3 dB L_{dvn} . Odvozeno je RR 1,08 pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hodnotou 53 dB L_{dvn} .

Hluk ze železniční dopravy – hladina hluku L_{dvn} nad 54 dB souvisí s nepříznivými zdravotními účinky a hladina hluku L_{night} nad 44 dB vyvolává nepříznivé účinky na spánek. Pro hluk ze železniční dopravy je doporučeno snížit průměrnou hlukovou expozici pod 54 dB L_{dvn} , což představuje dle WHO 10 % silně obtěžovaných osob a pod 44 dB L_{night} , což představuje dle WHO 3 % vysoce rušených osob ze spánku. Kardiovaskulární riziko není u železniční dopravy prokázáno.

Vztahy expozice a účinku pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku

Byla provedena řada studií sledujících vztah mezi hlukovou expozicí a účinky hluku, uskutečnila se i řada pokusů dospět meta-analýzou jejich výsledků k odvození kvantitativního vztahu mezi expozicí a účinkem. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu osob postižených daným účinkem hluku v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace.

V roce 2020 byla změněna příloha III směrnice komise EU 2020/367, která stanovuje metody hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí. Příloha III uvádí, že vztahy mezi dávkou a účinkem budou přizpůsobovány v této příloze technickému a vědeckému pokroku.

Pro účely hodnocení škodlivých účinků se bere v úvahu následující:

- ischemická choroba srdeční,
- silné obtěžování hlukem,
- silné rušení spánku.

Škodlivé účinky se vypočítají buď jako:

- relativní riziko (RR) škodlivého účinku
- absolutní riziko (AR) škodlivého účinku

Ischemická choroba srdeční

Pro výpočet relativního rizika (RR) vzniku ICHS pro hluk ze silniční dopravy se použijí vztahy uvedené v Příloze III směrnice komise EU 2020/367, resp. v AN 15/04 verze 5.

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

U ischemické choroby srdeční v případě hluku ze silniční dopravy se podíl případů konkrétního škodlivého účinku v populaci vystavené relativnímu riziku vypočítá pomocí populační atributivní frakce PAF.

Silné obtěžování hlukem

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

$$AR_{HA,road} = (78.9270 - 3.1162 * L_{den} + 0.0342 * L_{den}^2) / 100 \text{ (vzorec 4)}$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HA,rail} = (38.1596 - 2.05538 * L_{den} + 0.0285 * L_{den}^2) / 100 \text{ (vzorec 5)}$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HA,air} = (-50.9693 + 1.0168 * L_{den} + 0.0072 * L_{den}^2) / 100 \text{ (vzorec 6)}$$

pro hluk z letecké dopravy.

Silné rušení spánku

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

$$AR_{HSD,road} = (19.4312 - 0.9336 * L_{night} + 0.0126 * L_{night}^2) / 100 \text{ (vzorec 7)}$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HSD,rail} = (67.5406 - 3.1852 * L_{night} + 0.0391 * L_{night}^2) / 100 \text{ (vzorec 8)}$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HSD,air} = (16.7885 - 0.9293 * L_{night} + 0.0198 * L_{night}^2) / 100 \text{ (vzorec 9)}$$

pro hluk z letecké dopravy.

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

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

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

4.3 Hodnocení expozice

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

Nezbytným výchozím podkladem pro hodnocení expozice hluku a následně ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je znalost hlukové zátěže v posuzované lokalitě.

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel zájmového území je Akustické posouzení: Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru, zpracované EKOLA group, spol. s r.o.

Měření

Dne 25. 9. 2024 byla provedena dvě 24h měření stávající akustické situace. Jedno místo bylo situováno u RD na východní straně obce Počaply nejbližší k předmětnému DP Počaply u Terezína I (Počaply č. p. 75, Terezín). Druhé místo bylo situováno u RD v severozápadní části obce Nučnický co nejbližší ke stávajícímu DP Nučnický I (Nučnický č. p. 34, Travčice).

Obr. 4: Situace míst měření



Zdroj: <https://mapy.cz/>

Legenda: M1; M2 – místo měření.

Tab. 5: Naměřené hodnoty ekvivalentních hladin akustického tlaku $L_{Aeq,T}$, korigované hodnoty pro účely hodnocení a stanovení výsledné hodnocené hladiny tzn. akustická situace po eliminaci vybraných rušivých jevů*

Místo měření	Adresa místa měření	Naměřená hodnota		Hodnota korigovaná na odrazivý povrch dle ČSN ISO 1996-2, příloha B ^{1/}		Výsledná hodnocená hladina stanovená dle nařízení vlády č. 272/2011 Sb. ^{2/}	
		DEN $L_{Aeq,8h}$ (dB)	NOC $L_{Aeq,1h}$ (dB)	DEN $L_{Aeq,8h}$ (dB)	NOC $L_{Aeq,1h}$ (dB)	DEN $L_{Aeq,8h}$ (dB)	NOC $L_{Aeq,1h}$ (dB)
M1	Počaply č. p. 75, 412 01 Terezín	40,1 ±2,0	33,5 ±2,0	38,1 ±2,0	31,5 ±2,0	36,1	29,5
M2	Nučnický č. p. 34, 412 01 Travčice	44,3 ±2,0	35,3 ±2,0	42,3 ±2,0	33,3 ±2,0	40,3	31,3

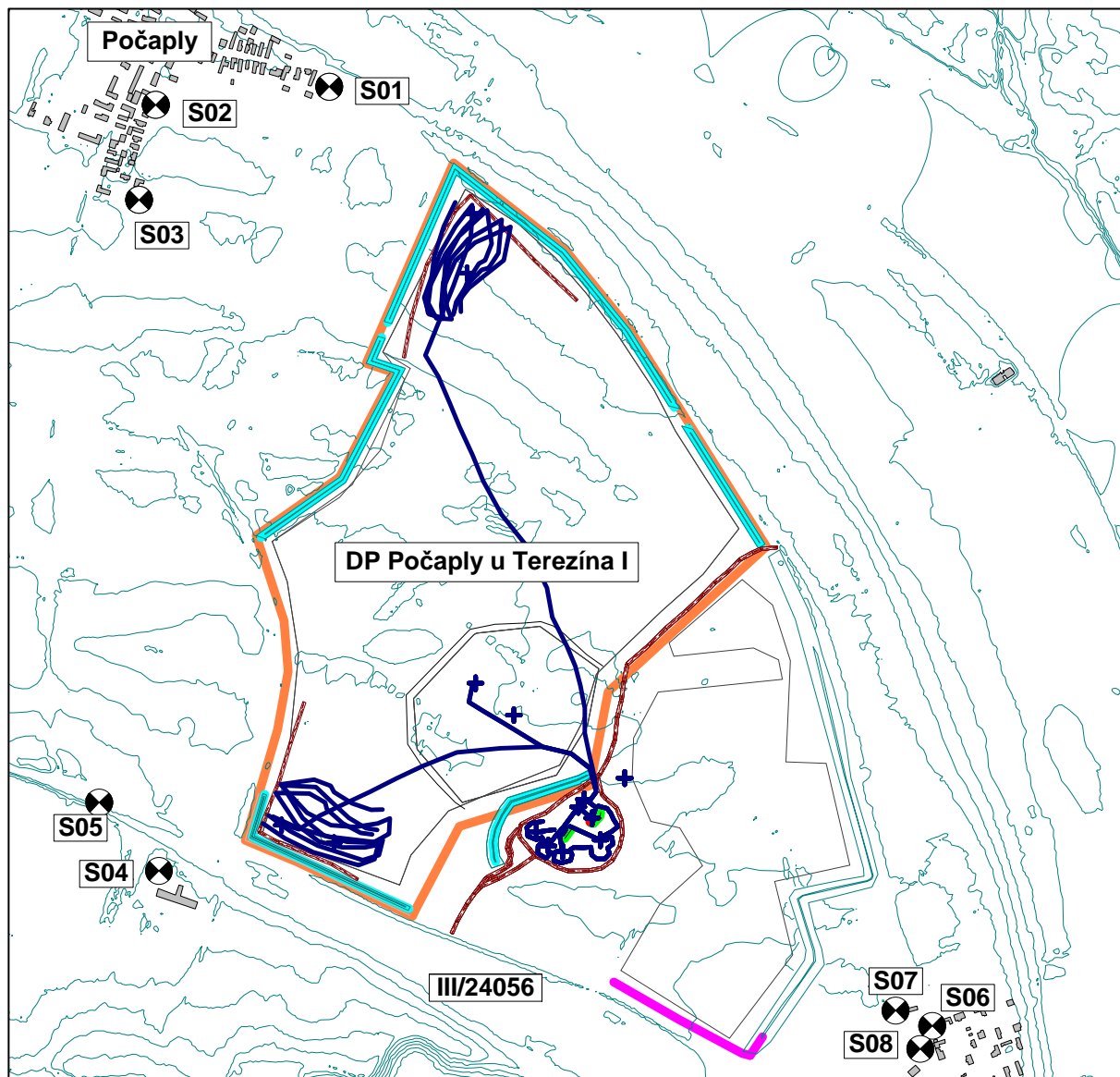
* eliminace dopravy na blízkých komunikacích a všech ostatních rušivých vlivů (např. práce v obci, práce s nářadím na zahradě)

V DP Počaply u Terezína I. se používá stejné strojní zařízení jako v sousedním DP Nučnický I. Pro ověření akustických parametrů používané technologie bylo v DP Nučnický I provedeno měření hluku v blízkosti této technologie. Výsledky měření sloužily pro ověření nastavení 3D výpočtového modelu.

Výpočtové body

Posouzení hluku je provedeno imisně pomocí kontrolních výpočtových bodů situovaných v chráněných venkovních prostorech staveb (2 m před fasádou).

Obr. 5: Situace s umístěním kontrolních výpočtových bodů



Tab. 6: Specifikace umístění kontrolních výpočtových bodů

Bod výpočtu	Způsob využití dle KN	Adresa	Výška nad terénem (m)
S01	Rodinný dům	Počaply 75, 41201 Terežín	3,0; 5,5
S02	Rodinný dům	Počaply 78, 41201 Terežín	3,0; 5,5
S03	Rodinný dům	Počaply 77, 41201 Terežín	3,0; 5,5
S04	Rodinný dům	Počaply 85, 41201 Terežín	1,5
S05	Rodinný dům	Počaply 82, 41201 Terežín	1,5
S06	Rodinný dům	Nučnický 34, 41201 Travčice	3,8
S07	Rodinný dům	Nučnický 50, 41201 Travčice	1,5
S08	Rodinný dům	Nučnický 51, 41201 Travčice	4,5

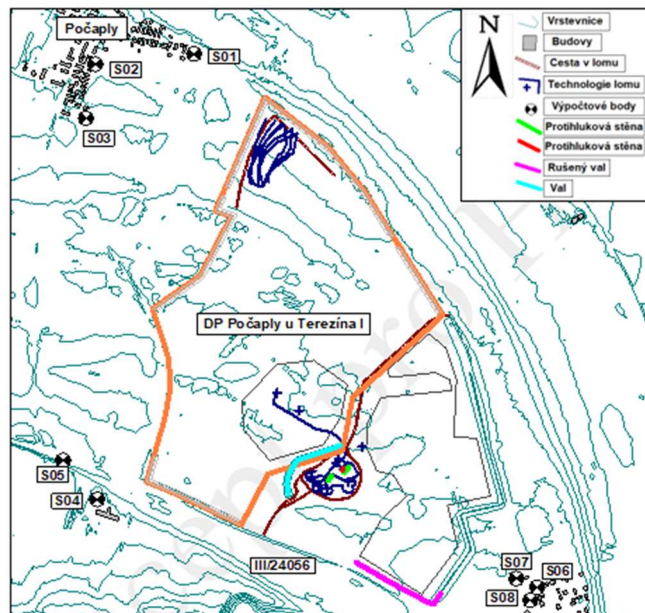
Ke zjištění stavu akustické situace v řešeném území byl použit program CadnaA, verze 2026.

Posuzovány jsou následující fáze provozu těžby:

Varianta a

Skrývkové práce v severozápadní části DP a umístění materiálu na deponie při okraji DP + těžba ve východní části DP (umístění technologie je patrné z následujícího obrázku)
Odstraňování skrývky bude probíhat pouze v denní době.

Obr. 6: Situace s rozmístěním technologie v DP při odstraňování skrývky v severozápadní části DP – varianta a



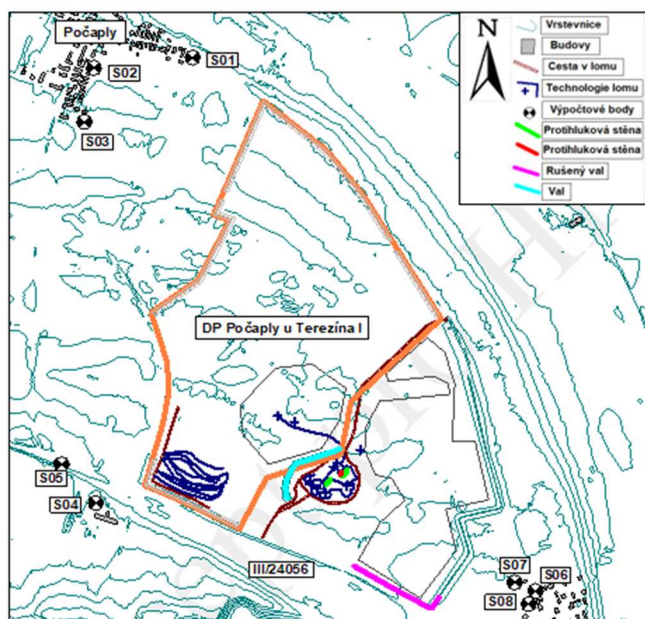
Výpočtový bod	Výška bodu nad terénem (m)	Varianta a *
		Den $L_{Aeq,8h}$ (dB)
S01	3,0	44,0
S01	5,5	43,9
S02	3,0	39,8
S02	5,5	40,7
S03	3,0	42,8
S03	5,5	44,4
S04	1,5	43,5
S05	1,5	42,4
S06	3,8	38,5
S07	1,5	39,6
S08	4,5	40,3

*Ve výpočtu nejsou zahrnuty severní a jižní valy na kraji DP, které se budou vršit z odstraněné skrývky.

Varianta b

Skrývkové práce v jihozápadní části DP a umístění materiálu na deponie při okraji DP + těžba ve východní části DP (umístění technologie je patrné z následujícího obrázku)
Odstraňování skrývky bude probíhat pouze v denní době.

Obr. 7: Situace s rozmístěním technologie v DP při odstraňování skrývky v jihozápadní části DP – varianta b



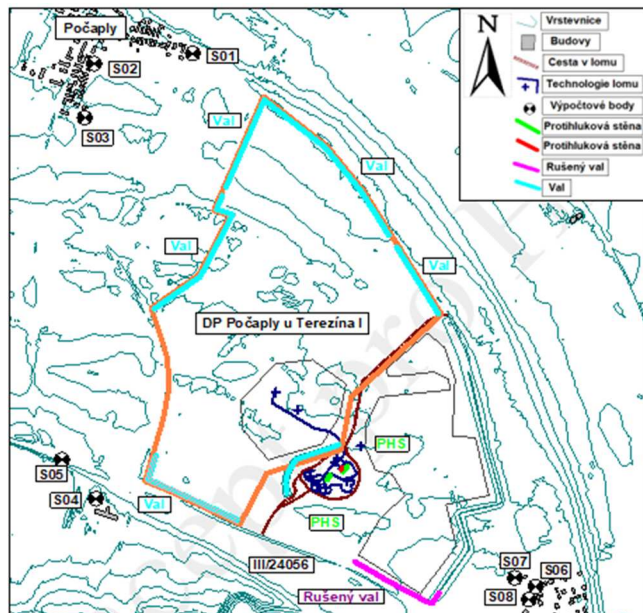
Výpočtový bod	Výška bodu nad terénem (m)	Varianta b *
		Den $L_{Aeq,8h}$ (dB)
S01	3,0	39,1
S01	5,5	39,4
S02	3,0	35,7
S02	5,5	36,4
S03	3,0	38,7
S03	5,5	42,0
S04	1,5	46,2
S05	1,5	44,8
S06	3,8	38,1
S07	1,5	39,6
S08	4,5	40,7

* Ve výpočtu nejsou zahrnuty severní a jižní valy na kraji DP, které se budou vršit z odstraněné skrývky.

Varianta c

Těžba ve východní části DP (umístění technologie je patrné z následujícího obrázku)
Těžba se předpokládá v denní době a ve výjimečných případech (cca 30 dní v roce) dle potřeb staveb konkrétních odběratelů a v případě zvýšené poptávky i v noční době.

Obr. 8: Situace s rozmístěním technologie v DP při těžbě ve východní části DP – varianta c

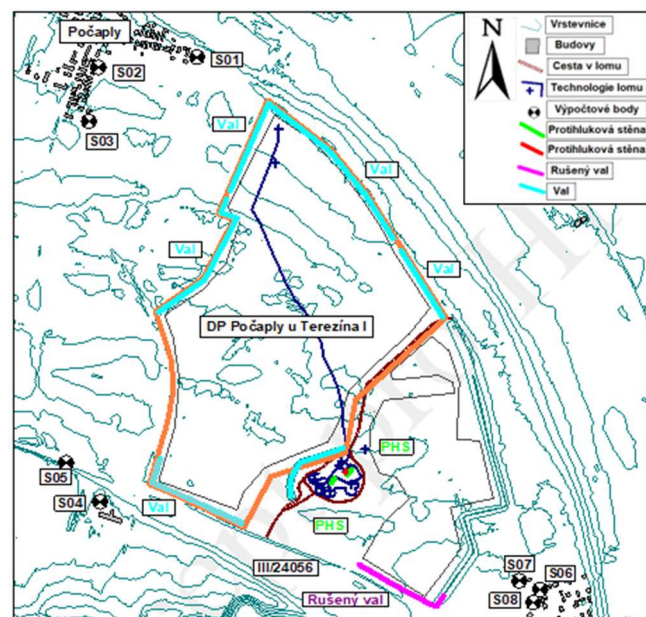


Výpočtový bod	Výška bodu nad terénem (m)	Varianta c	
		Den $L_{Aeq,8h}$ (dB)	Noc $L_{Aeq,1h}$ (dB)
S01	3,0	35,7	36,0
S01	5,5	35,9	36,1
S02	3,0	35,5	35,8
S02	5,5	35,5	35,8
S03	3,0	38,6	39,0
S03	5,5	38,6	39,0
S04	1,5	38,9	38,8
S05	1,5	38,0	38,1
S06	3,8	38,3	38,0
S07	1,5	39,5	39,0
S08	4,5	40,12	39,8

Varianta d

Těžba v severozápadní části DP (umístění technologie je patrné z následujícího obrázku). Těžba se předpokládá v denní době, ve výjimečných případech (cca 30 dní v roce) dle potřeb staveb konkrétních odběratelů a v případě zvýšené poptávky i v noční době.

Obr. 9: Situace s rozmístěním technologie v DP při těžbě v severozápadní části DP – varianta d

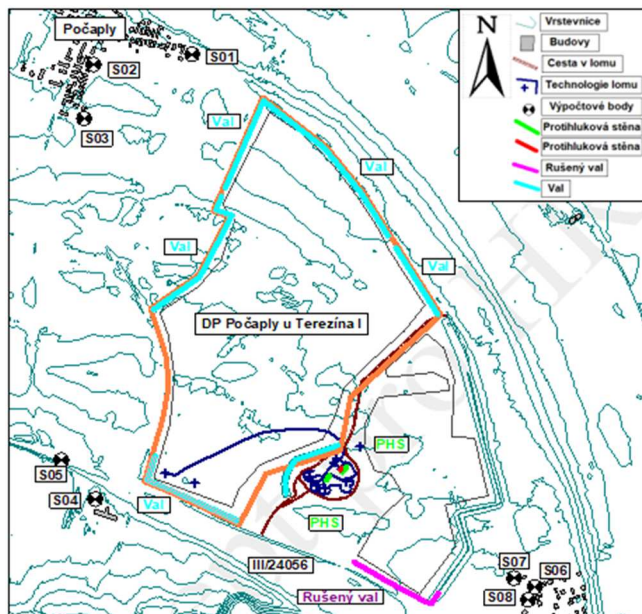


Výpočtový bod	Výška bodu nad terénem (m)	Varianta d	
		Den $L_{Aeq,8h}$ (dB)	Noc $L_{Aeq,1h}$ (dB)
S01	3,0	38,3	38,7
S01	5,5	38,5	39,0
S02	3,0	36,8	37,2
S02	5,5	36,8	37,3
S03	3,0	38,6	39,1
S03	5,5	38,7	39,2
S04	1,5	37,5	37,2
S05	1,5	36,4	36,2
S06	3,8	37,6	37,0
S07	1,5	39,0	38,3
S08	4,5	39,7	39,2

Varianta e

Těžba v jihozápadní části DP (umístění technologie je patrné z následujícího obrázku). Těžba se předpokládá v denní době ve výjimečných případech (cca 30 v roce) dle potřeb staveb konkrétních odběratelů a v případě zvýšené poptávky i v noční době.

Obr. 10: Situace s rozmístěním technologie v DP při těžbě v jihozápadní části DP varianta e



Výpočtový bod	Výška bodu nad terénem (m)	Varianta e	
		Den $L_{Aeq,8h}$ (dB)	Noc $L_{Aeq,1h}$ (dB)
S01	3,0	35,7	35,6
S01	5,5	35,9	35,8
S02	3,0	37,2	37,4
S02	5,5	37,2	37,4
S03	3,0	38,2	38,5
S03	5,5	38,4	38,6
S04	1,5	39,4	38,6
S05	1,5	37,6	36,8
S06	3,8	39,0	37,6
S07	1,5	40,5	38,7
S08	4,5	41,0	39,6

V hodnocených variantách byla vyhodnocena příslušná technologie dobývacího prostoru (skrývka, těžba, úprava a třídění).

Přeprava vytěžené suroviny v rámci areálu

V rámci všech posuzovaných variant je uvažováno s 124 pohyby NA v areálu DP v úseku technologická linka – severní hranice DP a dále směrem k přístavu (doprava je vedena mimo zástavbu obcí).

Dále je ve všech variantách uvažováno s 88 pohyby NA v areálu DP v úseku technologická linka – vjezd/výjezd na silnici III/24056.

Protihluková opatření

V současné době je podél hranice DP Nučnický severovýchodní a východní hranice umístěn val o výšce 12 nad terénem. Dále je podél východní strany drtiče v rámci technologické linky instalována protihluková stěna o výšce cca 5 m. Podél severozápadní strany linky je umístěn val o výšce cca 10 m.

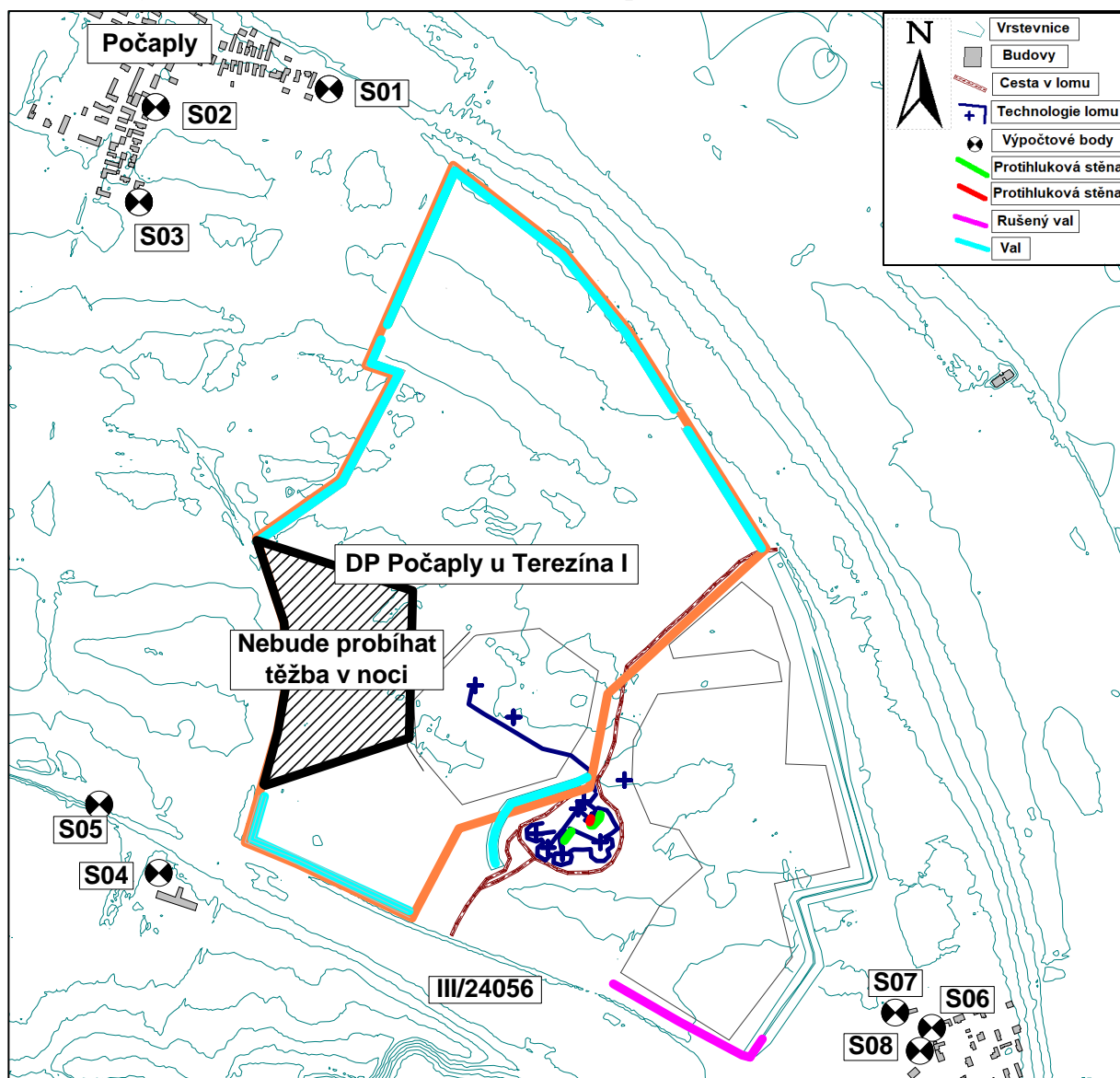
Dále je v rámci pískovny Nučnický, resp. DP Počaply u Terezína I aktuálně povoleno umístění zemních valů výšky minimálně 6 m podél jižní hranice a jihozápadního cípu, západní hranice (její severní části) a severní hranice dobývacího prostoru. Zemní val podél jihozápadního cípu je povolen v celkové délce 340 m, zemní val podél západní hranice je přerušen z důvodu vedení vysokého napětí a je rozdělen na dvě části o délkách 437 m a 258 m. Zemní val podél severní hranice je z důvodu vedení vysokého napětí rozdělen na dvě části o povolených délkách 514 m a 218 m.

V rámci těžby v DP Počaply u Terezína I budou dle postupu těžby realizována následující protihluková opatření:

- Instalace plné stěny z fošen o tl. cca 10 cm podél západní strany drtiče (vzdálenost od drtiče cca 1 m).

- Realizace navýšení valu podél jihozápadní strany DP Počaply u Terezína I v min. délce 340 m o min. 2 m na min. výšku 8 m nad stávajícím terénem. Aktuálně je zemní val povolen v min. délce 340 m a min. výšce 6 m nad stávajícím terénem.
- Realizace navýšení valu podél severní a západní strany DP Počaply u Terezína I oproti aktuálně povolenému rozsahu o max. 2 m. Val je na dvou místech přerušen z důvodu vedení ochranného pásma vedení vysokého napětí. Min. délky části valu jsou 437 m, 514 m, 258 m a 218 m. Aktuální povolená výška zemních valů je 6 m. Po navýšení je výška zemního valu o délce 258 m min. 8 m a výška všech ostatních valů je min. 6 m nad stávajícím terénem. Oproti aktuálně povolenému rozsahu zemních valů nedojde v souvislosti se změnou záměru k prodloužení délek uvedených zemních valů..
- Realizace valu podél západního – severozápadního okraje prostoru technologické linky. Min. délka valu je 230 m. Min. výška valu je 12 m nad stávajícím terénem. Podél východní strany dehydrátoru a mokré třídící linky bude instalována stěna o min. výšce 6 m a min. délce 18 m. Dále podél východní strany drtiče bude stávající stěna z betonových desek navýšena ze stávající výšky 5 m na min. 9 m.
- Stanovení vymezeného území (plochy), v rámci, které nebude realizována těžba v noční době, tj. mezi 22:00 a 6:00. Omezení je z důvodu, že podél západní hranice není možné s ohledem k zajištění odtokových poměrů v území při povodňových průtocích realizovat zemní val. Vymezení této plochy je znázorněno na obrázku níže. Na následujícím obrázku je vyznačeno území (plocha vymezena 5 vrcholy o souřadnicích JTSK: X: -751797,92; Y: -994280,85 / X: -751571,96; Y: -994206,76 / X: -751566,41; Y: -993975,25 / X: -751811,50; Y: -993896,05 / X: -751761,69; Y: -994104,87), kde nebude probíhat těžba v noční době, tj. mezi 22:00 a 6:00 hodinou.

Obr. 11: Vyznačené území, kde nebude v noční době probíhat těžební činnost



V akustickém posouzení není ve výpočtovém modelu v posuzované lokalitě uvažována zeleň, stromy a deponie vytěženého materiálu připraveného na odvoz z DP. Těžba je uvažována z vodní hladiny, která se nachází cca 4 m pod úrovní okolního terénu. .

Pro hodnocení zdravotních rizik posuzujeme změnu, která nastane realizací záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“, to znamená změnu, která nastane rozšířením doby provozu těžby v denní době a provozu v noční době na akustickou situaci v okolí DP.

V souvislosti s předmětnou změnou záměru nedojde k navýšení maximální ročního objemu těžby, který byl povolen rozhodnutím Obvodního báňského úřadu v Mostě ze dne 28. 3. 2024 (č. j. SBS 12736/2024/OBÚ-04). Změnou záměru nedojde k navýšení generované dopravy záměru oproti stavu posouzenému v rámci dokumentace EIA, resp. aktuálnímu stavu provozu pískovny Nučnický.

4.4 Charakterizace rizika

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

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel nejbližší zástavby dotčené posuzovaným záměrem jsou výsledky výpočtů v akustické studii, které udávají ekvivalentní hladinu akustického tlaku v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby.

Hluk ze stacionárních zdrojů je pro denní dobu hodnocen v kontrolních výpočtových bodech u nejbližší zástavby v okolí, kterou tvoří převážně rodinné domy.

Hygienický limit hluku ze stacionárních zdrojů (50 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době) vychází z prahových hodnot obtěžování hlukem v denní době u většiny průměrně citlivých lidí. Při jeho nepřekročení lze obecně konstatovat, že nehrozí zvýšené riziko nepříznivých zdravotních účinků hluku, i když u citlivější části populace může být i podlimitní úroveň hlukové expozice příčinou obtěžování ve smyslu narušení hlukové pohody.

Hluk ze stacionárních zdrojů byl posouzen v osmi výpočtových bodech u nejbližší obytné zástavby v obci Počaply výpočtový bod S01 až S05 a v obci Nučnický výpočtový bod S06 až S08. Ve všech výpočtových bodech byly provedeny výpočty při umístění stacionárních zdrojů ve variantě a, ve variantě b, ve variantě c, ve variantě d a ve variantě e.

Na základě požadavku KHS Ústeckého kraje bylo provedeno měření stávající akustické situace v obci Počaply (M1, Počaply čp. 75) a v obci Nučnický (M2, Nučnický čp.34).

K naměřeným výsledkům ekvivalentní hladiny akustického tlaku A v jednotlivých variantách byla v akustickém posouzení přičtená vypočtená ekvivalentní hladina akustického tlaku A z provozu technologie DP Počaply u Terezína I, která byla umístěna vzhledem k nejbližším chráněným objektům v nejnepříznivějších umístěních v rámci DP. Výsledky jsou uváděny ve výpočtových bodech S01/M1 a S06/M2.

Varianta a – skryvkové práce v severozápadní části DP a umístění materiálu na deponie při okraji DP + těžba ve východní části DP

V umístění ve **variantě a** se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,8h}$ v denní době bude pohybovat od 38,5 dB (S06) do 44,4 dB (S04).

V součtu vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A a výsledné hodnocené hladiny vychází v denní době S01/M1 44,7 dB a S06/M2 42,5 dB.

Noční doba není hodnocena, tyto práce se v noční době nepředpokládají.

Varianta b – skryvkové práce v jihozápadní části DP a umístění materiálu na deponie při okraji DP + těžba ve východní části DP

V umístění ve **variantě b** se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,8h}$ v denní době bude pohybovat od 35,7 dB (S02) do 46,2 dB (S04).

V součtu vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A a výsledné hodnocené hladiny vychází v denní době S01/M1 40,9 dB a S06/M2 42,3 dB.

Noční doba není hodnocena, tyto práce se v noční době nepředpokládají.

Varianta c – těžba ve východní části DP

V umístění ve **variantě c** se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,8h}$ v denní době bude pohybovat od 35,5 dB (S02) do 40,2 dB (S08) a v noční době se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,1h}$ bude pohybovat od 35,8 dB (S02) do 39,8 dB (S08).

V součtu vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A s výslednou hodnocenou hladinou (stanovenou dle NV č. 272/2011 Sb.) vychází v denní době S01/M1 $L_{Aeq,8h}$ 38,9 dB a S06/M2 $L_{Aeq,8h}$ 42,4 dB a v noční době S01/M1 $L_{Aeq,1h}$ 36,9 dB a S06/M2 $L_{Aeq,1h}$ 38,8 dB

Varianta d – těžba v severozápadní části DP

V umístění ve **variantě d** se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,8h}$ v denní době bude pohybovat od 36,4 dB (S05) do 39,7 dB (S08) a v noční době se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,1h}$ bude pohybovat od 36,2 dB (S05) do 39,2 dB (S03 a S08).

V součtu vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A s výslednou hodnocenou hladinou (stanovenou dle NV č. 272/2011 Sb.) vychází v denní době S01/M1 $L_{Aeq,8h}$ 40,3 dB a S06/M2 $L_{Aeq,8h}$ 42,2 dB a v noční době S01/M1 $L_{Aeq,1h}$ 39,3 dB a S06/M2 $L_{Aeq,1h}$ 38,0 dB

Varianta e – těžba v jihozápadní části DP

V umístění ve **variantě e** se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,8h}$ v denní době bude pohybovat od 35,7 dB (S01) do 41,0 dB (S08) a v noční době se ekvivalentní hladina akustického tlaku $L_{Aeq,1h}$ bude pohybovat od 35,6 dB (S01) do 39,6 dB (S08).

V součtu vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A s výslednou hodnocenou hladinou (stanovenou dle NV č. 272/2011 Sb.) vychází v denní době S01/M1 $L_{Aeq,8h}$ 38,9 dB a S06/M2 $L_{Aeq,8h}$ 42,7 dB a v noční době S01/M1 $L_{Aeq,1h}$ 36,6 dB a S06/M2 $L_{Aeq,1h}$ 38,5 dB

Pro hluk ze stacionárních zdrojů nejsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku pro kvantitativní charakterizaci případného zdravotního rizika. Tato situace se nezměnila ani po vydání nové hlukové směrnice WHO, která tyto zdroje hluku s výjimkou větrných elektráren nezahrnula z důvodu jejich příliš velké rozmanitosti, specifických rysů a velmi lokálního charakteru.

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

Modelové hodnoty hluku ze stacionárních zdrojů nezpůsobí v žádném výpočtovém bodě u nejbližší obytné zástavby překročení hygienických limitů a nelze tedy předpokládat významné nepříznivé zdravotní účinky.

V místech měření nebudou hygienické limity překročeny ani v součtu naměřených ekvivalentních hladin akustického tlaku s vypočtenými ekvivalentními hladinami akustického tlaku A z provozu posuzovaného DP.

Poznámka: Těžba v noční době se předpokládá pouze ve výjimečných případech dle potřeb staveb konkrétních odběratelů a při zvýšené poptávce po dodávce těžného materiálu. Uvažováno je s nočním provozem přibližně 30 dní v roce.

4.5 Analýza nejistot

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si obecně musíme být vědomi nejistot, kterými je tento proces zatížen. V podstatě jsou dvojí. Jedny jsou dány neschopností fyzikálních parametrů hluku, které máme k dispozici, jednoduše popsat fyziologickou závažnost, tedy nebezpečnost hlukové události a druhé vyplývají ze skutečnosti, že účinek hluku je variabilní nejen intraindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto nezřídka setkáváme se situacemi, kdy lidé postižení hlukem v konkrétních podmínkách nepotvrzují platnost stanovených limitů, neboť z exponované populace se vydělují skupiny osob velmi citlivých, a naopak velmi rezistentních, které stojí jakoby mimo kvantitativní závislosti. Za různých okolností představují tyto atypické reakce 5–20 % celého souboru.

Z hlediska zvýšené citlivosti některých populačních skupin vůči nepříznivým zdravotním účinkům hluku bylo např. prokázáno, že lidé starší, nemocní a lidé s potížemi se spaním jsou zvýšeně citliví vůči narušení spánku hlukem. Se zvýšeným rizikem výrazného obtěžování

hlukem je nutné počítat u lidí senzitivních, lidí majících obavy z určitého zdroje hluku a lidí, kteří cítí, že nad danou hlukovou situací nemají možnost kontroly.

Další nejistota tohoto hodnocení rizik je použití nejvyšších vypočtených hladin hluku na fasádách domů. V tomto hodnocení byly z konzervativních důvodů použity pro hodnocení rizik nejvyšší vypočtené hladiny hluku na fasádách s vědomím nadhodnocení rizika. Nejistotou je i neznalost dispozice domů a chování obyvatel, předpokládá se celodenní pobyt v místě.

S ohledem na výše uvedené nejistoty je nutné mít na paměti, že při kvantitativní charakterizaci rizika expozice hluku se jedná spíše o odborný (kvalifikovaný) odhad, nežli o přesný (exaktní) výpočet počtu pravděpodobně obtěžovaných osob. Je tedy nutné posuzovat trendy než jednotlivé počty osob pravděpodobně obtěžovaných.

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

4.6 Závěr k hodnocení hluku

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

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

Hodnocení bylo provedeno na základě modelových výpočtů akustického posouzení rozšíření doby provozu těžby v denní době a posouzení provozu v noční době záměru „Pískovna Nučnický, DP Počaply u Terezína I – změna záměru“ na akustickou situaci v okolí DP. Změnami záměru dochází k úpravě provozní doby pískovny oproti stávajícímu stavu.

Z výsledků výpočtu a vyhodnocení hluku z provozu posuzované technologie DP je patrné, že vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku A ve všech výpočtových bodech nepřekračují hygienický limit hluku pro denní a noční dobu, kdy bude technologie pískovny Nučnický, resp. DP Počaply u Terezína I v provozu.

Modelové hodnoty hluku ze stacionárních zdrojů nezpůsobí v žádném výpočtovém bodě u nejbližší obytné zástavby překročení hygienických limitů a nelze tedy předpokládat významné nepříznivé zdravotní účinky.

5. Závěr

Na základě vyhodnocení výstupů rozptylové a akustické studie lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisního a hlukového zatížení v posuzované lokalitě vlivem posuzovaného záměru, jsou nepatrné a z hlediska zdravotních rizik zanedbatelné.

Modelové hodnoty hluku ze stacionárních zdrojů nezpůsobí v žádném výpočtovém bodě u nejbližší obytné zástavby překročení hygienických limitů a nelze tedy předpokládat významné nepříznivé zdravotní účinky. Posuzovaná změna záměru nebude představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo.

Kvantitativní odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti obyvatel na základě současného imisního pozadí suspendovaných částic v lokalitě odpovídá zhruba průměrné úrovni rizika znečištění ovzduší ve městech v ČR. Podíl hodnoceného záměru na celkové úrovni znečištění ovzduší je velmi nízký, takže vypočtené změny nejsou z hlediska zdravotního rizika významné.

Použitá literatura

1. Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
2. MZ ČR: Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639, 2005.
3. Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů
4. WHO: Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR 1996
5. WHO: Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005
6. WHO: Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report, WHO 2013
7. WHO: Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015, WHO 2016
8. Orellano P., Reynoso J., Quaranta N., Bardach A., Ciapponi A.: Short-term exposure to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2,5}), nitrogen dioxide (NO₂), and ozone (O₃) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis, Environ Int 142 (2020) 105876
9. Chen J., Hoek G.: Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis, Environ Int 143 (2020) 105974
10. WHO: WHO global air quality guidelines, Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, 2021
11. WHO-IARC: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution, 2016
12. 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
13. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
14. WHO: WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants, WHO 2010
15. WHO: Air Quality Guidelines for Europe, second edition, WHO 2000
16. WHO: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, WHO Regional Office for Europe, 2006
17. IARC: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Humans
18. Database IRIS
19. Database ATSDR – Toxicological Profiles
20. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – odborná zpráva za rok 2024, SZÚ Praha
21. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2024
22. WHO Media Centre, New Releases, 2014, Geneva
23. WHO: Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018
24. Havránek J. a kol.: Hluk a zdraví, Avicenum Praha, 1990
25. Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací ve znění pozdějších předpisů
26. Metodický návod pro měření a hodnocení hluku v mimopracovním prostředí, Praha 2017
27. Miedema, HME, Vos H: Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day–evening–night (DENL) and their confidence intervals, J. Acoust. Soc. Am. 116(1), July 2004

28. Report „The „Genlyd“ Noise Annoyance Model“, Dose – Response Relationships Modelled by Logistic Functions, Delta AV 1102/07, 20.March 2007
29. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
30. WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009
31. Směrnice komise EU 2020/367, změna přílohy III
32. Autorizační návod AN 15/04, verze 5, SZÚ Praha 2020
33. Babisch, W.: Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. Noise Health 2006,
34. Jarup L., Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Katsouyanni K., Cadum E., et al.: Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, Environ. Health Perspectives, 2008
35. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku – odborná zpráva za rok 2023, SZÚ Praha
36. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94
37. European Environment Agency: Good practice guide on noise exposure and potential health effects, 2010
38. Guski R., Schreckenber D., Schuemer R.: WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Annoyance, Int. J. Environ. Res. Public Health 2017, 14, 1539
39. Gjestland T.: On the Temporal Stability of People's Annoyance with Road Traffic Noise, Int. J. Environ Res. Public Health 2020, 17, 1374
40. Münzel T., Gori T., Babisch W. Basner M.: Cardiovascular effects of environmental noise exposure, European Heart Journal, 2014

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