



**Hodnocení zdravotních rizik
„Projekt ISKOV, etapa 2018“**

Zadavatel:

Název firmy: Krajský úřad Kraje Vysočina
Sídlo firmy: Žižkova 57, 587 33 Jihlava, Česká republika
IČO: 70890749

Zpracovatel:

MUDr. Ivan Tomášek
držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik podle zákona č. 258/2000 Sb.,
č. autorizované osoby 041/08

Osoba odborně způsobilá pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví podle vyhlášky MZ ČR
č.353/2004 Sb. (Č.j. 15776-OVZ-32.1-29.3.13, pořadové číslo osvědčení 1/2013).

E-mail: Ivan.tomasek@zuova.cz
Telefon: (+420) 596 200 184

Ostrava, leden, 2019

OBSAH

Úvod a zadání.....	3
Podkladové materiály.....	3
Metodický přístup k hodnocení.....	3
Popis území zařazeného do hodnocení.....	4
Identifikace a charakterizace nebezpečnosti.....	5
Aerosol (PM ₁₀ /PM _{2,5}).....	5
Benzo(a)pyren.....	8
Hodnocení expozice a charakterizace rizika.....	9
Hodnocení expozice.....	10
Kvantifikace zdravotního rizika z expozic aerosolu.....	12
Předčasná úmrtnost.....	15
Nemocnost.....	16
Kvantifikace karcinogenního rizika z expozic benzenu a benzo(a)pyrenu.....	19
Závěr.....	20
Nejistoty.....	22
Použité informační zdroje.....	23

Úvod a zadání

Hodnocení zdravotních rizik je zpracováno pro projekt ISKOV. Předmětem této etapy je posouzení míry zdravotního rizika z expozic PM₁₀, PM_{2,5}, benzenu a benzo(a)pyrenu, pro obyvatelstvo 4 obcí kraje Vysočina v roce 2018.

Podkladové materiály

Naměřené hodnoty látek – průměrné roční koncentrace ve 4 sídlech za rok 2018

Metodický přístup k hodnocení

Posouzení vlivu na zdraví platí pro běžné podmínky a nevztahuje se na případy mimořádných událostí nebo havárií. Uplatněné postupy vychází z metodik, jež jsou v současné době používány pro tento typ posouzení. Pro kvantifikaci karcinogenního rizika byla použita metodika US EPA (Americká agentura pro ochranu životního prostředí), která umožňuje stanovení zdravotního rizika ve vztahu k různým typům expozice. Tam, kde tento postup není možné uplatnit, bylo posouzení provedeno metodikou projektů HRAPIE (Health risks of air pollution in Europe) a CAFE (Clean Air for Europe), popřípadě srovnáním s doporučenou hodnotou WHO (NO₂). Tato metodika umožňuje kvantifikovat riziko úmrtnosti a nemocnosti prostřednictvím expozičních vztahů, jež byly stanoveny na základě epidemiologických studií. Uvedené postupy posouzení jsou v souladu s odpovídající platnou českou legislativou.

Metoda posouzení vlivu na zdraví probíhá v následných krocích:

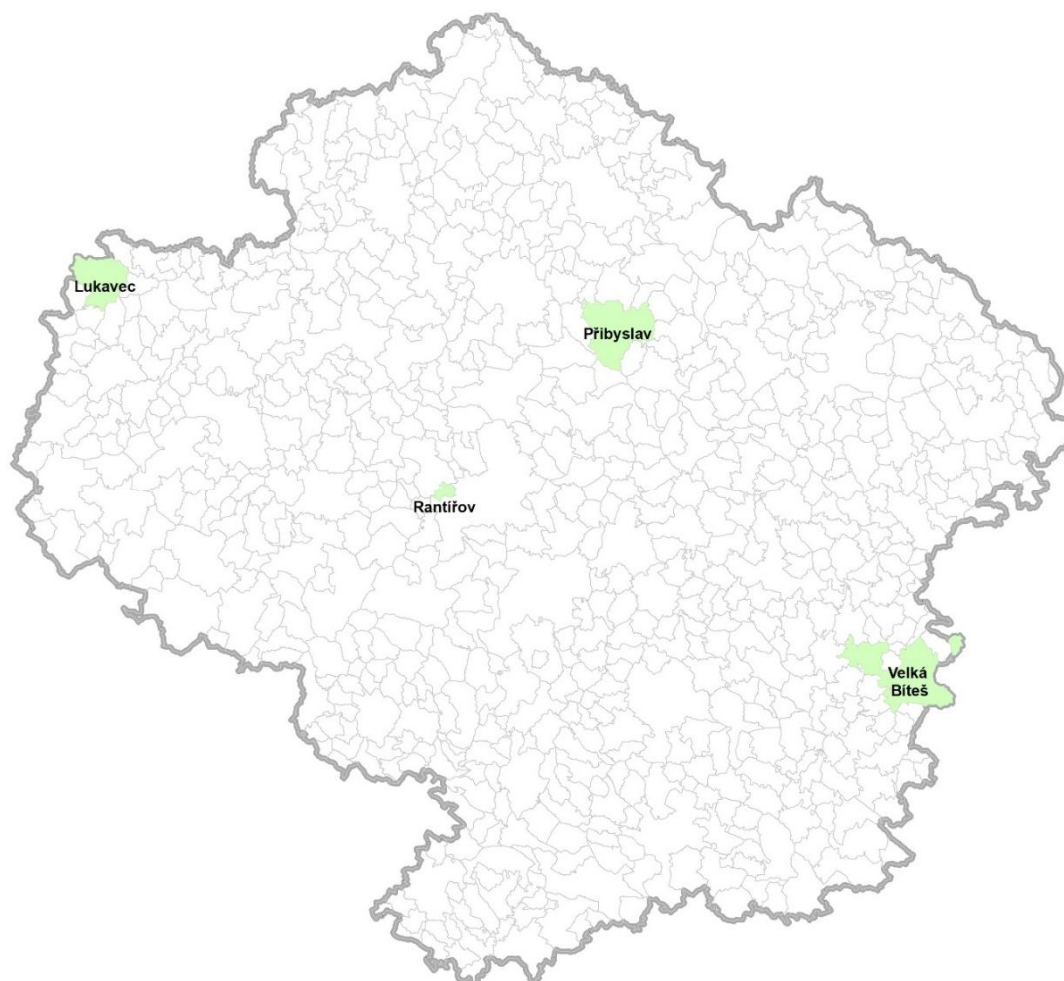
Identifikace a charakterizace nebezpečnosti – podstatou je stanovení nebezpečnosti látek na základě dostupných informací v literatuře a kvantifikace vztahu mezi dávkou a rozsahem škodlivého účinku. Cílem je získání základních parametrů pro charakterizaci rizika. V rámci charakterizace nebezpečnosti se zohledňují dva typy účinků - prahový (většinou pro nekarcinogenní látky – škodlivé účinky je možné očekávat až při překročení jisté expozice) a bezprahový (karcinogenní látky, aerosol – škodlivé účinky se mohou projevit při jakékoliv úrovni expozice). Smyslem této kapitoly je rovněž prezentovat odpovídající zdravotně zdůvodnitelné referenční hodnoty (tj. meze pro průměrnou celoživotní expozici, jejíž nepřekračování pravděpodobně nebude znamenat poškození zdraví lidí). Referenční hodnoty stanovené ve vztahu ke zdravotním účinkům nemusí být shodné s limitními hodnotami danými platnou legislativou (celospolečensky dohodnuté nejvyšší mezní koncentrace, jež zahrnují určitou úroveň rizika, která je však pro společnost akceptovatelná).

Hodnocení expozice a charakterizace rizika – posouzení intenzity, četnosti a trvání možné expozice (kontakt organismu s danou látkou). Toto posouzení spočívá především ve vytipování možných expozičních cest, velikosti a složení exponované populace (viz kapitola základní charakteristika příjemců rizik), expozičních scénářů a kvantifikaci expozice. Účelem charakterizace rizika je shrnout všechny dostupné údaje a informace získané v předchozích krocích hodnocení, které mohou přispět k posouzení míry a rozsahu rizika.

V ČR je metodika hodnocení zdravotních rizik předmětem autorizace dle zákona č. 258/2000 Sb. a odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., ve znění zákona č.93/2004 Sb. a vyhlášky MZ č. 353/2005.

Popis území zařazeného do hodnocení

Měření probíhalo ve 4 sídlech kraje Vysočina. Sídla zařazená do této etapy projektu v roce 2018 jsou znázorněna na obr. č. 1.



Obrázek 1: Lokalizace sídel zařazených do projektu ISKOV etapy 2018

Charakteristika sídel je uvedena v tabulce 1.

Tabulka 1: Charakteristika sídel a měřících míst v projektu ISKOV, etapa 2018 (částečně převzato z internetového zdroje Informační systém kvality ovzduší v kraji Vysočina)

Charakteristika sídel zařazených do projektu ISKOV, etapa 2018						
Lokalita	Počet obyv. k 1.1.2019	Vliv dopravy	Plynofikace	Lokální topeniště	průmyslové zdroje	Zaměření lokality
Lukavec	994	MINIMÁLNĚ	ANO	ANO	ANO	LT/PZ
Velká Bíteš	5062	ANO	ANO	ANO	NE	D
Přibyslav	3971	ANO	ANO	ANO	NE	MP
Rantířov	459	NE	ANO	ANO	ANO	LT/PZ

LT – lokální topeniště, PZ – průmyslové zdroje, D – doprava, MP – městská požadová stanice

Z tabulky 1 je patrná kategorizace měřících míst v jednotlivých sídlech za účelem měření ovzduší v projektu ISKOV, etapy 2018. Zařazení části měřících míst (Lukavec, Velká Bíteš) bylo převzato z internetového zdroje Informační systém kvality ovzduší v kraji Vysočina. Pro druhou polovinu měřících míst byla informace získána přímo od provozovatelů měření (ZÚ se sídlem v Ostravě a Envitech). Z tabulky je zřejmé že jednotlivá místa jsou charakteristická značnou variabilitou – od převažujících vlivů dopravy, přes kombinaci lokálních topenišť s průmyslovými vlivy až po městské pozadí. Jednotlivá sídla se také liší počtem obyvatel, který kolísá od několika stovek po několik tisíc.

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Aerosol ($PM_{10}/PM_{2,5}$)

Původcem aerosolu v ovzduší jsou přírodní i antropogenní zdroje (spalovací procesy, průmyslová výroba, doprava). Aerosol je do ovzduší emitován buď přímo (primární aerosol) nebo přeměnou plynných prekursorů (sekundární aerosol). Toxicita aerosolu je dána řadou faktorů, např. chemickým složením, velikostí a původem aj. Součástí aerosolu mohou být i různé další látky (např. těžké kovy, síra, karbon, minerální látky, organické látky, ale také pyl, bakterie, spory plísní aj.). Větší částice (např. ze spalování, eroze půdy, cest, abraze pneumatik a brzdových destiček automobilů aj.) o aerodynamickém $>10 \mu\text{m}$ sedimentují relativně rychle (minuty-hodiny) a jsou přenášeny na vzdálenosti v řádu kilometrů. Jemné částice o aerodynamickém průměru menší než $2,5 \mu\text{m}$, na jejichž vzniku se podílí také jiné plynné prekursory (NO , SO_2 , VOC amoniak aj.), perzistují v atmosféře dlouho (dny – týdny) a mohou být přenášeny na vzdálenosti v řádu tisíců kilometrů.

V roce 2017 se hodnota střední roční hmotnostní koncentrace $PM_{10}/PM_{2,5}$ pro přírodní pozadí v ČR pohybovala na úrovni $15,6/13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SZÚ, 2019). SZÚ uvádí následující odhad středních hodnot pro $PM_{10}/PM_{2,5}$ (SZÚ, 2019):

- ve městech ČR $23,2/19,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- ve venkovských oblastech - vliv zemědělské činnosti (bez dopravy a průmyslu) $21,5/18,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- ve venkovských oblastech – obytná zóna s vlivy dopravy (nízká-střední) $23,8-31,6/19,7-$ (neuvedeno) ng/m^3 .

Z hlediska možných zdravotních účinků částic je významná jejich velikost, složení a doba expozice. Částice s aerodynamickým průměrem větším než $10 \mu\text{m}$ nepronikají hluboko do dýchacích cest a většinou jsou odstraněny z dýchacího traktu, než mohou způsobit závažnější zdravotní projevy. Částice s průměrem menším než $10 \mu\text{m}$ pronikají do horních cest dýchacích a plic (PM_{10}). Do plicních sklípků pronikají částice s průměrem menším než $2,5 \mu\text{m}$.

PM je vlastně směsí, jejíž složení hraje významnou úlohu ve vztahu k účinkům na zdraví. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) nedávno zařadila PM i znečištěné venkovní ovzduší jako celek do skupiny látek karcinogenních pro člověka (skupina 1) pro kritický účinek karcinomu plic ve vztahu k dlouhodobé expozici PM (IARC, 2013). Za karcinogenní účinek by právě mohly být odpovědné látky, které jsou součástí směsi PM-například polyaromatické uhlovodíky (PAU).

Krátkodobé i dlouhodobé expozice PM_{2,5} vedou ke zvýšení úmrtnosti a nemocnosti na choroby kardiovaskulárního systému. S pokračujícím výzkumem však narůstá poznání dalších možných účinků na zdraví (vrozené vady, Alzheimerova nemoc a neurologická postižení, poruchy kognitivních funkcí u dětí, vliv na reprodukci, vznik diabetu u dospělé populace aj.), (WHO, 2013; Rückerl et al., 2011).

Člověk může být exponován PM krátkodobě, v řádu hodin až dnů nebo dlouhodobě, po dobu jednoho roku nebo celého života. Závěry ukazují, že krátkodobé expozice vyvolávají rychlý nástup akutních účinků v řádu hodin a dnů následujících po expozici (zvýšený výskyt zánětlivých onemocnění plic, zvýšený výskyt příznaků onemocnění dýchacího systému-kašel, bronchitida, nepříznivý účinek na kardiovaskulární systém, zvýšené užívání léků u astmatiků, vzestup hospitalizace v důsledku zhoršení stávajících chronických onemocnění kardiovaskulárního a respiračního traktu, vzestup úmrtnosti). Dlouhodobé expozice se nepovažují jen za sumu krátkodobých expozic. Jejich účinky jsou rozsáhlejší a závažnější (vzestup onemocnění dolních cest dýchacích u dětí i dospělých, snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, vzestup chronického obstrukčního bronchopulmonálního onemocnění, snížení očekávané délky života hlavně v důsledku kardiovaskulární úmrtnosti, úmrtnosti na onemocnění dýchacího systému a pravděpodobně i na zhoubné nádory plic), (WHO, 2013). Rovněž opakované expozice mohou vést k závažnějším zdravotním účinkům než jednorázové expozice.

Dělení účinků podle délky expozice je však ve skutečnosti jen čistě teoretickou záležitostí. Oba typy expozic totiž působí současně a účinky se vzájemně doplňují. Dlouhodobé expozice senzitivizují populaci ve vztahu ke krátkodobým účinkům, které se pak mohou následně projevit vznikem závažných klinických stavů (infarkt, mozková mrtvice, oběhové selhání, arytmie aj.). Příhodnější se proto zdá označení „akutně chronické účinky“ ve vztahu ke všem typům expozic PM (Brook et al., 2010).

Hlavním biologickým mechanismem působení jemných částic je vyvolání oxidačního stresu prostřednictvím vzniku reaktivních kyslíkových radikálů (Brook et al., 2010). Kyslíkové radikály odpovídají nebo se spolupodílí na vzniku pestré multiorgánové patologie (např. zánětlivé změny v plicích, systémový zánět, poškození cévních stěn, arterioskleróza, diabetes a neurodegenerativní onemocnění). Dalším z mechanismů je narušení rovnováhy autonomního nervového systému (sympatikus/parasympatikus), které se může projevit zvýšením krevního tlaku, poruchami srdečního rytmu a vazokonstrikcí (zúžením cév). Uvádí se i působení samotných částic PM (nanočástice) a jejich složek (organické látky, kovy) na komponenty krve a cévní stěny, např. prokoagulační a trombogenní změny. Uvedené mechanismy působí většinou v komplexu (WHO, 2015).

Poslední poznatky dávají do souvislosti expozici PM_{2,5} ve vztahu ke vzniku celé řady patologických stavů kardiovaskulárního systému jako je srdeční selhání (chorobný stav, při kterém je narušena čerpací funkce srdce), ischemická cévní mozková příhoda (způsobená ucpáním tepny krevní sraženinou), případně i dalších subklinických stavů se závažnými důsledky (např. vznik trombózy a poruch koagulace, zvýšení krevního tlaku, poškození cévní stěny, rozvoj arteriosklerózy, variabilita srdečního rytmu aj.). Poškození (fisura, ruptura) koronárního aterosklerotického plátu v koronárních artériích vede k výrazné protrombotické aktivitě, při které se uvolňuje řada faktorů, které podporují vznik trombu, nasedajícího po postiženou aterosklerotickou lézi. Tím dochází k částečné nebo úplné obstrukci postižené tepny s následnou ischemií myokardu v jejím povodí; není-li krevní průtok dostatečně rychle obnoven, začnou ischemické kardiomyocyty odumírat a vzniká srdeční infarkt (Ošťádal, 2012).

Pro působení částic PM₁₀ je charakteristická přítomnost jak jemných částic frakce do 2,5 μm, tak i hrubší frakce 2,5-10 μm. Poslední poznatky spojují zejména krátkodobé expozice částicím hrubé frakce PM_{2,5-10} s účinky na dýchací a kardiovaskulární systém a s předčasnou úmrtností a dlouhodobé účinky této frakce s respirační nemocností a úmrtností. Účinky pro tuto frakci jsou pozorovány nezávisle na účincích PM_{2,5}, vzhledem k různým místům působení těchto částic v dýchacím systému a tím i různým biologickým mechanismům jejich účinku. Kvantifikace tohoto rizika prozatím není dostatečně propracována, vzhledem k absenci příslušných zdravotně zdůvodnitelných referenčních hodnot.

Hrubší částice vyvolávají dráždění sliznice dýchacích cest. Toto dráždění se může projevit změnou struktury i funkce řasinkové tkáně, zvýšenou produkcí hlenu a sníženou samočisticí schopností dýchacího ústrojí. Tyto změny oslabují přirozené obranné mechanismy, usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronického zánětu průdušek a chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Chronický zánět může také vést ke karcinogenezi.

Rozvoj patologie je však individuální a ovlivňuje jej řada faktorů. Všeobecně WHO odhaduje, že znečištění životního prostředí (včetně znečištění ovzduší PM) může mít zhruba 20 % vliv na zdraví. Dalšími determinantami jsou genetické faktory (10-15 %), úroveň zdravotnictví (10-15 %) a způsob života (50 %). Mezi rizikové skupiny se řadí především lidé s exitujícími plicním a srdečním onemocněním, lidé s diabetem, starší lidé a děti. Děti představují rizikovou skupinu vzhledem k větší citlivosti na inhalované znečišťující látky v důsledku vývoje plicní tkáně, imunitního systému a vyšší pohybové aktivity. Děti s existujícím onemocněním plic (především astmatem) jsou ve větším riziku než děti bez tohoto onemocnění (WHO, 2005). Naopak nebylo potvrzeno, že by expozice PM₁₀ způsobovala vznik nových případů astmatu.

Současná znalost účinků PM na zdraví vychází z epidemiologických studií a jejich metaanalýz. Studie časových řad, které se zabývají účinky krátkodobých expozic, jsou realizovány ve velkých městech na rozsáhlých populačních souborech. Chybí informace o venkovských oblastech. Obvykle nezohledňují ani variabilitu PM mezi městy. Kohortové studie se zaměřují na zkoumání dlouhodobých účinků PM ve vztahu ke zdraví. Zkoumá se zdravotní stav určité kohorty a měření škodlivin v ovzduší v místě výskytu kohorty. Tyto studie nejsou reprezentativní pro celou populaci a jsou zatíženy nedostačenou znalostí expozice v rámci geografického území. V mnoha především starších studiích účinků chronických expozic není ani dostatečně zohledňován možný akutní účinek a nelze tudíž věrohodně stanovit, zdali se nejedná o kumulativní účinek akutních expozic (Shi et al., 2016).

Dlouhou dobu se předpokládalo, že vztah mezi dávkou PM a odpovědí organismu (tzv. CR funkce) je lineární nebo log-lineární. Nové poznatky však ukazují, strmější průběh funkce při nízkých koncentracích a pozvolnější průběh při velmi vysokých koncentracích (jak pro karcinogenní, tak i pro ostatní účinky), (WHO, 2015).

Z hlediska krátkodobých účinků studie uvádí nárůst denní úmrtnosti ve vztahu k denním hodnotám PM₁₀ v rozsahu 0,3-0,8 % na 10 μg/m³ PM₁₀. WHO uvádí pro krátkodobé expozice PM₁₀ vztah zvýšení úmrtnosti o 0,5 % na každých 10 μg/m³ PM₁₀ (nad hodnotu 50 μg/m³), (WHO 2005). Pro dlouhodobé účinky WHO původně spojovala zvýšení koncentrace PM_{2,5} o 10 μg/m³ se vzestupem úmrtnosti v exponované populaci o 6 %. (WHO 2005). Tento vztah byl však nedávno aktualizován na základě studie

HRAPIE. Zvýšení koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ je nyní spojováno se 6,2 % vzestupem úmrtnosti v exponované populaci (WHO 2013).

Ve směrnici pro vnější ovzduší WHO doporučuje dosažení cílové hodnoty (Guideline Value - GV WHO) pro průměrné roční koncentrace PM_{10} $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $PM_{2,5}$ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a 24 hodinové koncentrace pro PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $PM_{2,5}$ $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2005). Doporučená hodnota průměrné denní koncentrace PM_{10} však nepředstavuje bezpečnou mez z hlediska vlivu na zdraví (vzhledem k tomu, že PM_{10} je považována za bezprahově působící škodlivinu), nýbrž v sobě zahrnuje jistou míru rizika, jež je považována za všeobecně akceptovatelnou.

Direktiva kvality ovzduší (Direktiva 2008/50/EC) Evropské unie stanovuje závazné limity PM_{10} pro ochranu zdraví (denní mezní hodnota $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - může být překročena 35x za rok; roční mezní hodnota $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a cílovou hodnotu pro $PM_{2,5}$ (roční mezní hodnota $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

US EPA stanovila primární standardy (k ochraně lidského zdraví) pro $PM_{2,5}$ v případě ročních průměrných koncentrací $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a v případě denních koncentrací $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 2016).

V české národní legislativě je imisní limit pro PM_{10} uveden v zákonu č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a souvisejících předpisech. Imisní limit lze v tomto případě považovat za mez přijatelného rizika, nikoliv za bezpečný práh. Imisní limit pro krátkodobé (24 hod) koncentrace PM_{10} je $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (aritmetický průměr). Jeho hodnota nesmí být překročena více než 35krát za kalendářní rok. Imisní limit pro dlouhodobé (roční) koncentrace PM_{10} je $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (aritmetický průměr). Imisní limit pro dlouhodobé (roční) koncentrace $PM_{2,5}$ je $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (aritmetický průměr) za kalendářní rok.

Poslední studie naznačují, že k účinkům na zdraví může docházet již při nižších hodnotách než GV WHO. Společně se změnou klasifikace karcinogenity IARC a narůstajícími důkazy účinků krátkodobých a dlouhodobých expozic na zdraví dojde k revizi AQG WHO v roce 2017. Ve stejném roce bude rovněž publikováno vědecké stanovisko US EPA ISA (Integrated Science Assessment) pro PM.

Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren (BaP) je nejvýznamnějším představitelem polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), rozsáhlé skupiny organických sloučenin, které jsou málo rozpustné ve vodě a vysoce rozpustné v tucích. PAU vznikají při pyrolytických procesech, zejména při nedokonalém spalování organického materiálu jak v průmyslu, tak v domácnostech (nedokonalé spalování uhlí a ropy, plynu, odpadů, motorová doprava, vaření a kouření tabáku). Dominantními zdroji PAU, zvláště BaP jsou koksovny. Z ostatních zdrojů jsou rovněž významné ocelárny, hliníkárnny, doprava a lokální topeniště (WHO, 1998). Většina PAU adsorbují v ovzduší na prachové částice. V ovzduší reagují PAU s ozónem, oxidy dusíku a oxidem siřičitým za vzniku nitro-PAU a dinitro-PAU. Hlavním zdrojem PAU pro expozici člověka je potrava. Část kontaminace pochází z atmosférické depozice PAU na obilí, ovoce a zeleninu.

Nejvýznamnější z polycyklických aromatických uhlovodíků je BaP. WHO udává, že průměrná koncentrace BaP v ovzduší ve velkých evropských městech se pohybuje v rozmezí $1-10 \text{ ng}/\text{m}^3$, ve venkovských oblastech je menší než $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (WHO, 2000). Novější evropské údaje ukazují, že na většině území západní Evropy se průměrné roční koncentrace BaP pohybují pod limitní hodnotou EU ($1 \text{ ng}/\text{m}^3$). Nadlimitní koncentrace jsou všude tam, kde se v převážné míře využívají tuhá paliva

k vytápění v domácích topeništích, v místech s hutním a koksárenským průmyslem a místech s dopravní zátěží. Uvedený stav je běžný v centrální a východní Evropě.

V roce 2017 se hodnota střední roční hmotnostní koncentrace BaP pro přírodní pozadí v ČR pohybovala na úrovni 0,52 ng/m³. SZÚ uvádí následující odhad středních hodnot (SZÚ, 2019):

- ve městech ČR 1,46 ng/m³,
- ve venkovských oblastech - vliv zemědělské činnosti (bez dopravy a průmyslu) 1,49 ng/m³,
- ve venkovských oblastech – obytná zóna s vlivy dopravy (nizká-střední) 3,29-3,71 ng/m³.

Nejběžnější cesta vstupu BaP do lidského organismu je přes respirační trakt. Z experimentů na zvířatech byla prokázána řada nepříznivých účinků expozic polycyklických aromatických uhlovodíků, např. imunotoxicita, genotoxicita, karcinogenita a reprodukční toxicita. Epidemiologické studie u pracovníků koksoven, výroben svítíplynu a hliníkáren prokázaly vliv inhalační expozice PAU (včetně BaP) na vznik rakoviny plic. BaP byl klasifikován jako prokázaný lidský karcinogen (IARC – skupina 1), (IARC, 2010). Hodnocení je založeno na řadě pádných důkazů z experimentů u mnoha živočišných druhů, potvrzujících karcinogenitu a podporovaných i konzistentními a koherentními mechanistickými důkazy z experimentálních a humánních studií, které jsou dostatečně biologicky věrohodné, aby bylo možné považovat BaP za látku karcinogenní pro člověka (IARC, 2010). BaP jako karcinogen nemá stanovenou žádnou bezpečnou úroveň expozice. WHO uvádí na základě výsledků epidemiologických studií u pracovníků koksoven jednotku karcinogenního rizika (UCR) v hodnotě $8,7 \times 10^{-5}$ vztaženou na 1 ng/m³ vzduchu (WHO, 2000). V platné legislativě ČR (zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší) i EU je jako imisní limit stanovena hodnota 1 ng/m³. Imisní limit však lze považovat pouze za mez přijatelného rizika nikoliv za bezpečný práh.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Podkladem k hodnocení expozice a charakterizace zdravotního rizika v roce 2018 jsou průměrné roční imisní koncentrace:

- PM₁₀/PM_{2,5} - vypočtené na základě celoročního měření ve všech 4 obcích
- PAU, vypočtené na základě 18 rovnoměrně rozložených měření v roce pro 2 sídla – Lukavec a Rantířov.

Z toho v Lukavec a Velká Bíteš byly zařazeny do předchozího hodnocení zdravotních rizik za období 2012-2017. Příbyslav a Rantířov jsou nová sídla, která do předchozího hodnocení nebyla zahrnuta.

Stanovení průměrné roční koncentrace na základě kampaňového měření rovnoměrně rozloženého v roce česká legislativa v platném znění sice připouští, avšak z hlediska vlivu na zdraví lze takto získanou hodnotu považovat jen za orientační, protože zcela neodráží variabilitu výskytu znečišťujících látek v ovzduší v průběhu roku.

Metodika hodnocení zdravotních rizik neposkytuje exaktní výpočty rizika, ale odhady míry rizika, které jsou zatíženy nejistotou vycházející z podstaty výpočtu i komplexnosti problematiky. Tyto nejistoty je potřeba brát v úvahu zejména tehdy, pokud se klade důraz na vlastní hodnoty rizika místo porovnávání

změn rizika. Autor proto doporučuje spíše porovnávat sídla mezi sebou na základě hodnot rizika nežli hodnotit úroveň dosaženého rizika v každém sídle.

Referenční hodnoty pro hodnocení zdravotních rizik jsou souhrnně uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Souhrnný přehled referenčních hodnot pro hodnocení zdravotních rizik

	Průměrné roční koncentrace			
	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	Benzen (µg/m ³)	BaP (ng/m ³)
GV WHO	10	20	-	-
UCR	-	-	6×10 ⁻⁶	8,7×10 ⁻⁵
LH	25	40	5	1

LH – Limitní hodnota (Zákon č. 201/2012 Sb.)

GV WHO – doporučená hodnota WHO (WHO, 2005)

UCR – jednotka karcinogenního rizika [(µg/m³)⁻¹] (WHO, 2000)

Hodnocení expozice

Průměrné koncentrace látek za rok 2018 (expoziční koncentrace) jsou uvedeny v tabulce 3. Hodnocení zdravotních rizik se zabývá pouze orientační analýzou imisní situace. Podrobnější analýza by měla být součástí zprávy z měření.

Expoziční koncentrace jsou srovnávány s doporučenými hodnotami WHO a limitními hodnotami dle platné legislativy v ČR. Obecně lze konstatovat, že GV WHO představuje mez, jejíž dodržení znamená všeobecně přijatelné riziko. Překročení této meze je spojeno se zvýšením zdravotního rizika. Analogicky LH ČR představuje mez, jejíž dodržení je spojeno celospolečensky přijatelnou úrovní rizika, tj. úrovní, která je již spojována s vyšší mírou rizika, která je však ještě společností tolerována. Její překročení LH ČR znamená, že riziko se stává pro dotčenou populaci celospolečensky nepřijatelné.

Tabulka 3: Expoziční koncentrace látek (průměrné roční) a jejich porovnání s doporučenými hodnotami WHO

sídl	C	zvýšení nad		C	zvýšení nad		C	zvýšení nad		C	zvýšení nad	
	PM ₁₀	GV WHO	20 µg/m ³	PM _{2,5}	GV WHO	10 µg/m ³	NO ₂	GV WHO	40 µg/m ³	BaP	GV WHO*	
	µg/m ³	µg/m ³	%	µg/m ³	µg/m ³	%	µg/m ³	µg/m ³	%	ng/m ³	ng/m ³	%
Lukavec	22,5	2,5	12,6	18,8	8,8	88,2	9,9			3,3		
Velká Bíteš	17,9			12,9	2,9	29,1	16			0		
Přibyslav	22,8	2,8	14	18,2	8,2	82,1	13,9			0		
Rantířov	24,4	4,4	22,2	19,1	9,1	91,2	9,2			1,1		

*GV WHO nestanovena, všeobecně přijatelná úroveň karcinogenního rizika (LICR 1x10⁻⁶) odpovídá průměrné roční koncentraci 0,012 ng/m³ (WHO, 2000)

GV WHO dodržena

GV WHO překročena

GV WHO nestanovena

Z tabulky 3 je patrné, že ve všech sídlech s výjimkou Velké Bíteše byla v roce 2018 překročena hodnota WHO pro dlouhodobou koncentraci PM₁₀ (souhrnně o 0-22,2 %), která je doporučena WHO k ochraně zdraví (GV_{WHO 1 rok} = 20 µg/m³). Zdravotní riziko z expozic PM₁₀ v roce 2018 lze tedy považovat ve všech

těchto sídlech za zvýšené, ve Velké Bíteši pak za nízké. V žádném sídle nebyla překročena limitní hodnota PM₁₀ podle současné české legislativy v platném znění (LH PM₁₀=40 µg/m³). Toto riziko je proto možné zároveň považovat za celospolečensky akceptovatelné.

Průměrná koncentrace PM_{2,5} v roce 2018 pravděpodobně překročila (souhrnně o 29,1-91,2 %) ve všech sídlech, ve kterých probíhalo měření, doporučenou hodnotu WHO pro dlouhodobé koncentrace PM_{2,5} (GV_{WHO 1 rok} = 10 µg/m³). Zdravotní riziko lze tedy považovat ve všech těchto sídlech za zvýšené. V žádném sídle nebyla překročena limitní hodnota PM_{2,5} podle současné české legislativy v platném znění (LH PM_{2,5} = 25 µg/m³). Toto riziko je proto možné zároveň považovat za celospolečensky akceptovatelné.

V případě benzo(a)pyrenu (měření proběhlo jen ve 2 sídlech) se průměrná koncentrace v roce 2018 pohybovala na úrovni 1,1-3,3 ng/m³. WHO nestanovila ve směrnici doporučené hodnoty pro benzo(a)pyren. Důvodem je, že se jedná o karcinogenní látky s bezprahovým mechanismem účinku, jejichž výskyt v ovzduší by měl být co nejnižší. V obou sídlech se jedná o zvýšené zdravotní riziko z těchto expozic, protože překračují všeobecně přijatelnou úroveň karcinogenního rizika (LICR=1×10⁻⁶). Limitní hodnota (LH=1 ng/m³), dle platné legislativy v ČR je v obou sídlech překročena, zdravotní riziko z expozic BaP je proto možné v těchto sídlech považovat i za celospolečensky neakceptovatelné.

Průměrné roční koncentrace BaP získané na základě kampaňovitých měření je nutné považovat jen za orientační hodnoty a je potřeba je interpretovat s obezřetností vzhledem k tomu, že nepostihují reálnou variabilitu výskytu těchto látek v ovzduší sídel v průběhu roku.

V tabulce 4 je uvedeno srovnání s hodnotami za pětileté období 2012-2017 (průměrné roční koncentrace látek na základě kampaní v sídlech v jednotlivých letech).

Tabulka 4: Srovnání expozičních hodnot látek v sídlech zařazených do etapy 2018 s hodnotami z předchozího hodnocení za období 2012-2017

sídl	C PM10			C PM2,5			C NO2			C BaP		
	2018	2017	rozdíl	2018	2017	rozdíl	2018	2017*	rozdíl	2018	2017	rozdíl
	µg/m ³	µg/m ³	%	µg/m ³	µg/m ³	%	µg/m ³	µg/m ³	%	ng/m ³	ng/m ³	%
Lukavec	22,5	31,5	-28,5	18,8	25,9	-27,4	9,9			3,3	1,1	200
Velká Bíteš	17,9	23,1	-22,5	12,9	17,8	-27,5	16					
Přibyslav	22,8			18,2			13,9					
Rantířov	24,4			19,1			9,2			1,1		

2017 – období 2012-2017

významný pokles
významný vzestup
neměřilo se/výsledky nebyly k dispozici

Je zjevné, že v Lukavci i Velké Bíteši došlo v roce 2018 k poklesu průměrných ročních koncentrací PM₁₀ a PM_{2,5} ve srovnání s pětiletým průměrem 2012-2017. V případě benzoapyrenu však došlo v Lukavci v roce 2018 k významnému zvýšení expoziční koncentrace, a to až o 200 %, oproti roku 2017! Průměrná

koncentrace za pětileté období 2012-2017 se v sídlech pohybovala na úrovni 0,4-2,4 ng/m³. V dalších sídlech nelze hodnoty srovnávat, protože se v nich dosud neměřilo.

Podobně jako v minulosti se opět ukazuje, že významnějším problémem je v těchto znečištění ovzduší jemnějšími částicemi PM_{2,5} a zejména v Lukavci i PAH (BaP).

Vzhledem k aktuálním poznatkům (IARC - PM i znečištěné ovzduší jako celek zařazeno do skupiny 1 látek s prokázanými karcinogenními účinky u člověka) je však potřeba zdůraznit, že ani doporučené hodnoty již nepředstavují bezpečnou mez z hlediska účinků na zdraví a obecně by se na PM mělo nahlížet jako na škodlivinu s bezprahovým účinkem jako v případě ostatních látek s karcinogenním účinkem. Doporučená hodnota již zahrnuje jistou míru rizika. V souladu s těmito poznatky je tedy žádoucí dosahovat maximálního možného snížení úrovně PM.

Expoziční hodnoty nelze srovnat s hodnotami středních hmotnostních koncentrací pro ČR jak je zpracovává SZÚ, a které jsou považovány za referenční hodnoty ve vztahu k úrovni výskytu látek v jednotlivých prostředích v ČR. Toto porovnání by bylo možné jen za předpokladu, že by měřící místa byla kategorizována podle metodiky Národní referenční laboratoře pro venkovní ovzduší SZÚ. Tato kategorizace však nebyla provedena.

Kvantifikace zdravotního rizika z expozic aerosolu

Odhad vlivu PM₁₀ na zdraví (pro vybrané zdravotní ukazatele) je založen na výpočtu počtu případů úmrtí a onemocnění, ke kterým dojde vlivem zvýšení koncentrací aerosolu. Kvantifikace nemocnosti a úmrtnosti vychází z hodnot průměrných ročních koncentrací látek. Celková úmrtnost se kvantifikuje na základě hodnot expoziční koncentrace PM_{2,5}. Nemocnost se kvantifikuje pro jednotlivé ukazatele na základě expozičních hodnot PM₁₀ nebo PM_{2,5}. Ke kvantifikaci se používají doporučené vztahy WHO (WHO, 2013; Holland, 2014) založené na hodnotách relativního rizika nebo odds ratio a výskytu, prevalenci nebo incidenci příslušného indikátoru. Tyto informace pocházejí z epidemiologických studií a velkých metaanalýz. Tyto vztahy vyjadřují zvýšení úmrtnosti a nemocnosti (počty případů, dnů apod.) u celé nebo jen určité části populace (specifických věkových skupin) za 1 rok, související se změnou koncentrace aerosolu o 10 µg/m³). Přehled použitých vztahů uvádí tabulky 5 a 6.

Tabulka 5: Vztahy používané ke kvantifikaci úmrtnosti a nemocnosti ve vztahu k expozicím $PM_{2,5}$ (WHO, 2013; Holland, 2014)

Indikátor	Vztahy účinku na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$	Věková skupina	Výstup	Zdroj/poznámka
Celková předčasná úmrtnost	RR 1,062 (95 % CI 1,040-1,083)	30+	Počet úmrtí	Metaanalýza 13 evropských a amerických studií / lineární funkce
Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	RR 1,0091 (95 % CI 1,0017-1,0166)	Celá	Počet hospital.	Metaanalýza z 10 evropských měst
Hospitalizace pro respirační onemocnění	RR 1,019 (95 % CI 0,9982-1,0402)	Celá	Počet hospital.	Výsledky ze 3 evropských měst
Dny s omezenou aktivitou	RR 1,047 (95 % CI 1,042-1,053)	Celá	Počet dnů	Studie z USA /odečítá se prevalence bronchitis u dětí a incidence astmatických symptomů u astmatických dětí

Tabulka 6: Vztahy používané ke kvantifikaci nemocnosti ve vztahu k expozicím PM_{10} (WHO, 2013; Holland, 2014)

Indikátor	Vztahy účinku na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$	Populace	Výstup	Zdroj
Incidence chronické bronchitis u dospělých	RR 1,117 (95 % CI 1,040-1,189)	18+	Počet případů	Evropská studie
Prevalence bronchitis u dětí	OR 1.08 (95 % CI 0,98-1,19)	6-12	Počet dnů	Studie PATY
Incidence astmatických symptomů u astmatických. dětí	OR 1.028 (95 % CI 1.006-1,051)	5-19	Počet dnů	Metaanalýza 36 studií u 51 populací (36 evropských)

Tyto vztahy se používají pro kvantifikaci rizika a umožňují získat představu o rozsahu a významnosti zdravotního účinku, i když existují výhrady k jejich použití, a to zejména proto, že mohou vycházet z malého počtu studií, mohou zahrnovat malých populací nebo realizovaných v odlišných geografických oblastech. Umožňují hodnotit jak krátkodobé, tak i dlouhodobé vlivy expozic aerosolů na zdraví. V případě indikátoru prevalence bronchitis u dětí není vztah statisticky významný, proto výsledky kvantifikace za pomoci tohoto vztahu je možné považovat pouze za orientační.

Vztahy jsou průběžně aktualizovány velkými mezinárodními organizacemi (zejména WHO) na základě aktuálních poznatků a výsledků epidemiologických studií nebo jejich metaanalýz. Rozdíly mezi staršími a novějšími hodnotami vztahů nebývají velké. Například v projektu CAFE se uvádí zvýšení celkové úmrtnosti populace starší 30 let o 6 % (2-11 %) na každých $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$ (Hurley et al., 2005) a novější projekt HRAPIE uvádí zvýšení celkové úmrtnosti populace starší 30 let o 6,2 % (4-8,3%) na každých $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$ (WHO, 2013; Holland, 2014). Tyto rozdíly však mohou hrát významnou roli až u větších populací (počet obyvatel 1 milion a výše).

WHO uvádí odhady základní frekvence výskytu (incidence, prevalence, výskyt případů nebo počty dnů aj.). Tyto odhady jsou použity k výpočtům a jsou uvedeny v tabulce 7.

Tabulka č. 7: Základní frekvence výskytu nemocnosti (WHO, 2013; Holland, 2014).

Indikátor	Základní frekvence výskytu za 1 rok
Celková úmrtnost	-
Hospitalizace - CDV.	2816 případů/100000 obyvatel
Hospitalizace respirační	1228 případů/100000 obyvatel
Dny s omezenou aktivitou (RADs)	19 dnů/osoba
Incidence chronické bronchitis u dospělých	3,9 případů/1000 dospělých osob
Prevalence bronchitis u dětí	18,6 %
Incidence astmatických symptomů u astmatických. dětí	Prevalence těžké formy astmatu 4,9 %, denní incidence 17 %

Vlastní kvantifikace účinku je pak součinem koncentrace (s odečtem příslušných hodnot pro pozadí – pro PM_{2,5} 5 µg/m³ a PM₁₀ 10 µg/m³) frakce populace (se zohledněním věkové skupiny a rizika), míry incidence a příslušného vztahu koncentrace a účinku.

Výpočet úmrtnosti pomocí ukazatele ztracených let života (Years Of Life Lost – YOLL) podle posledních poznatků lépe charakterizuje účinek znečištění ovzduší ve vztahu k chronické úmrtnosti u populace nad 30 let věku. Tento ukazatel vychází z předpokladu, že expozice znečištěnému ovzduší může u některých populačních skupin (především citlivých populačních skupin, tj. děti, osoby s chronickým onemocněním dýchacího a kardiovaskulárního systému a starší osoby) vyvolat zdravotní obtíže, jež ve svém důsledku mohou vést až k předčasnému úmrtí a tímto pádem i ke zkrácení délky života. Výsledky obou metod (výpočet ukazatele úmrtnosti a YOLL) není možné porovnávat v důsledku rozdílné metodiky výpočtu. YOLL je vypočten podle následujícího vztahu: 0,0004 YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentrací 1µg/m³ (ExternE, 2005).

Pro kvantifikaci počtu zemřelých byla použita hodnota celkové standardizované úmrtnosti (na 100 tisíc osob) pro kraj Vysočina (celkem 607,9), která je převzata z publikace Zemřelí 2017 (ÚZIS, 2018).

Přesné údaje o populaci ve všech sídlech nejsou známy. Toto hodnocení je založeno na předpokladu, že věková struktura populace je shodná s aktualizovanou věkovou strukturou obyvatelstva kraje Vysočina, kterou uvádí ČSÚ ve Statistické ročence kraje Vysočina 2018 (ČSÚ, 2019 – internetový zdroj, nelze přesně citovat, informace na stránkách mění umístění), kterou ve zjednodušené podobě uvádí tabulka 8.

Tabulka 8: Věková struktura obyvatelstva v kraji Vysočina (ČSÚ, 2019)

Věková skupina	proporce obyvatel
	%
5-19	15
6-12	7,2
18+	82
30+	68

Předpokládá se smíšená populace všech věkových skupin včetně citlivých skupin populace z hlediska vlivů znečištěného ovzduší na zdraví (děti, starší osoby, chronicky nemocní).

Kvantifikace zdravotních rizik je provedena pro populaci každého sídla o velikosti 1000 osob.

Předčasná úmrtnost

Kvantifikovaný odhad předčasné úmrtnosti v jednotlivých sídlech v roce 2018 v procentech i počtech případů v dospělé populaci na 1000 obyvatel ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} ukazuje tabulka 9.

Tabulka 9: Předčasná úmrtnost u dospělé populace (30 let a více) ve vztahu k průměrným hodnotám PM_{2,5} v roce 2018 (za 1 rok na 1000 osob)

sídlo	Předčasná úmrtnost 2018		Předčasná úmrtnost 2012-2017	
	%	Počet případů	%	Počet případů
Lukavec	8,56	0,35	12,96	0,53
Velká Bíteš	4,90	0,20	7,94	0,33
Přibyslav	8,18	0,34		
Rantířov	8,74	0,36		

Expozice PM_{2,5} (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat zvýšení rizika předčasné úmrtnosti v dospělé populaci sídel o 4,9-8,74 % (tj. 0,2-0,36 případů v celkové populaci 1000 osob). Rozdíl v předčasné úmrtnosti mezi sídlem s nejnižší úmrtností (Velká Bíteš) a nejvyšší úmrtností (Rantířov) ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{2,5} je 4 %, což odpovídá přibližně počtu 0,16 úmrtí v celkové populaci 1000 osob. Odhadovaná předčasná úmrtnost pro Lukavec a Velkou Bíteš v roce 2018 je nižší, než byl její odhad pro období 2012-2017 v předchozím hodnocení. Odhad trendu předčasné úmrtnost pro Přibyslav a Rantířov nelze provést pro absenci předchozích měření.

Interpretace úmrtnosti je obtížná, protože obecně neexistují referenční hodnoty, které by umožnily vyhodnotit míru závažnosti. NRL pro venkovní ovzduší Centra zdraví a životního prostředí SZÚ uvádí v každoročně v tabulkách středních ročních hmotnostních koncentrací pro hodnocené kategorie městských stanic hodnoty odhady nárůstu předčasné úmrtnosti ve vztahu k příslušné kategorii měřících míst. Předpokladem pro toto porovnání je kategorizace měřících míst podle metodiky SZÚ. V projektu jsou však sídla zařazena do vlastních kategorií, které sice jsou pro účely měření dostatečné, avšak s kategoriemi SZÚ nekorespondují. Na tuto skutečnost už bylo poukazováno v minulém hodnocení. Vzhledem k tomu, že nedošlo k žádné změně v kategorizaci stanic, není ani možné porovnat hodnoty úmrtnosti v sídlech s hodnotami SZÚ.

Z podstaty výpočtu je zřejmé, že ukazatel úmrtnosti úzce koresponduje s imisními hodnotami PM₁₀ a PM_{2,5}. Obecně tedy platí, a to nejen v případě kvantifikace úmrtnosti, ale i ostatních indikátorů nemocnosti, že v případě jakýchkoliv pohybů imisních hodnot nahoru nebo dolů se bude podobným způsobem měnit i hodnota příslušného zdravotního ukazatele, tj. zvyšovat nebo snižovat.

Odhad ztráty let života (YOLL) je vyjádřen ve dnech na osobu a rok a letech na populaci za rok v dospělé populaci 1000 osob (nad 30 let věku) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v jednotlivých sídlech za v roce 2018 je uveden v tabulce 10.

Tabulka 10: Odhad ztráty let života (YOLL) v dospělé populaci (nad 30 let věku) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v sídlech (průměr za pětileté období) za 1 rok (na 1000 osob)

sídlo	YOLL 2018		YOLL 2012-2017	
	dny na osobu-rok	roky na populaci-rok	dny na osobu-rok	roky na populaci-rok
Lukavec	3,3	6,1	4,6	8,5
Velká Bíteš	2,6	4,9	3,4	6,2
Přibyslav	3,3	6,2		
Rantířov	3,6	6,6		

Ve vztahu k vypočtené průměrné roční koncentraci PM₁₀ je ze sídel zařazených do etapy 2018 odhadnuta nejnižší ztráta života ve Velké Bíteši (2,6 dne na osobu za rok, 4,9 let na populaci 1000 osob za rok) a nejvyšší ztráta života v Rantířově (3,6 dne na osobu za rok, 6,6 let na populaci 1000 osob za rok). Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteš) a nejvyšší (Rantířov) hodnotou ztráty života je 1,3 dne na osobu za rok, respektive 1,7 let na populaci 1000 osob za rok. Odhadovaná ztráta let života pro Lukavec a Velkou Bíteš v roce 2018 je nižší, než byl její odhad pro období 2012-2017 v předchozím hodnocení. Odhad trendu předčasné úmrtnost pro Přibyslav a Rantířov nelze provést pro absenci předchozích měření.

Nemocnost

Kvantifikovaný odhad prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let) v populaci 1000 obyvatel za jeden rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v roce 2018 ukazuje tabulka 11.

Tabulka 11: Prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let) ve vztahu k průměrným hodnotám PM₁₀ v roce 2018 (za 1 rok na počet dětí v populaci 1000 osob)

sídlo	Prevalence bronchitidy u dětí 2018		Prevalence bronchitidy u dětí 2012-2017	
	%	počet dnů	%	počet dnů
Lukavec	8,0	392	13,8	392
Velká Bíteš	5,1	247	8,4	388
Přibyslav	8,2	401		
Rantířov	9,3	453		

Běžná prevalence zánětů průdušek u dětí (6-12 let) je 18,6 %. Pokud je tato prevalence aplikována na srovnatelnou populaci dětí v kraji Vysočina, pak se jedná u této populace o 4888 dnů s výskytem bronchitidy za rok. Expozice PM₁₀ by mohla představovat zvýšení rizika chronické respirační nemoci u dětí v sídlech o 5,1-9,3 % (tj. 247-453 dnů s příznaky u 72 dětí v populaci 1000 osob). Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteš) a nejvyšší (Rantířov) hodnotou prevalence zánětů průdušek u dětí ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 4,2 %, což odpovídá přibližně 206 dnům s onemocněním v příslušné populační skupině dětí za rok. Odhadovaná prevalence bronchitidy u dětí byla v Lukavci a Velké Bíteši v roce 2018 nižší, než v období 2012-2017 v předchozím hodnocení. Odhad trendu prevalence bronchitidy u dětí pro Přibyslav a Rantířov nelze provést pro absenci předchozích měření. I v případě ukazatelů nemoci platí podobně jako u odhadu předčasné úmrtnosti, že nejsou stanoveny referenční hodnoty, které by umožňovaly vyhodnocení jejich míry závažnosti.

Kvantifikovaný odhad incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (5-19 let) v populaci 1000 osob za jeden rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v roce 2018 ukazuje tabulka 12.

Tabulka 12: Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (5-19 let) ve vztahu k průměrným hodnotám PM₁₀ v roce 2018 (za 1 rok na počet dětí v populaci 1000 osob)

Incidence astmatických symptomů u dětí				
sídlo	2018		2012-2017	
	%	počet dnů	%	počet dnů
Lukavec	3,3	15	5,7	26
Velká Bíteš	2,1	10	3,5	16
Přibyslav	3,4	16		
Rantířov	3,8	18		

Expozice PM₁₀ v roce 2018 by mohla představovat zvýšení rizika incidence astmatických symptomů u astmatických dětí v sídlech o 2,1-3,8 % (tj. 10-18 dnů s příznaky u 150 dětí v populaci 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteš) a nejvyšší (Rantířov) hodnotou incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 1,7 %, což odpovídá přibližně 8 dnům v příslušné populační skupině dětí za rok.

Kvantifikovaný odhad Incidence chronické bronchitis u dospělé populace (18 let a více) v populaci 1000 osob za 1 rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v roce 2018 ukazuje tabulka 13.

Tabulka 13: Incidence chronické bronchitis u dospělé populace (18 let a více) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v roce 2018 (za 1 rok v dospělé populaci na 1000 osob)

Incidence chronické bronchitidy u dospělé populace				
sídlo	2018		2012-2017	
	%	počet dnů	%	počet dnů
Lukavec	14,6	0,47	25,2	0,81
Velká Bíteš	9,2	0,30	15,3	0,49
Přibyslav	15,0	0,48		
Rantířov	16,9	0,54		

Expozice PM₁₀ v roce 2018 by mohla představovat zvýšení rizika incidence chronické bronchitis u dospělé populace v sídlech o 9,2-16,9 % (tj. 0,30-0,54 nových případů u dospělé populace na 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteše) a nejvyšší (Rantířov) hodnotou incidence chronické bronchitis u dospělé populace ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 7,7 %, což odpovídá přibližně 0,24 případu ve věkové skupině dospělých osob v populaci za rok.

Kvantifikovaný odhad počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace (1000 osob) za jeden rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} v roce 2018 ukazuje tabulka 14.

Tabulka 14: Počet dnů s omezenou aktivitou u celé populace ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} v roce 2018 (za 1 rok na 1000 osob)

Dny s omezenou aktivitou v populaci		
sídlo	2018	2012-2017
	počet dnů	počet dnů
Lukavec	857	1255
Velká Bíteš	468	771
Přibyslav	794	
Rantířov	826	

Ve výpočtu byla odečtena nemocnost dětí dle příslušného metodického postupu

Expozice PM_{2,5} v roce 2018 by mohla odpovídat počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace v sídlech v rozsahu 468-857 dnů (na 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteš) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{2,5} je 357 dnů.

Kvantifikovaný odhad počtu případů hospitalizací z kardiovaskulárních a respiračních příčin u celé populace (1000 osob) za jeden rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} v roce 2018 ukazuje tabulka 15.

Tabulka 15: Počet případů hospitalizací z kardiovaskulárních (KV) a respiračních (RO) příčin u celé populace za 1 rok ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} v roce 2018 (na 1000 osob)

Hospitalizace z kardiovaskulárních a respiračních příčin v populaci								
sídlo	2018				2012-2017			
	hospitalizace KV		hospitalizace RO		hospitalizace KV		hospitalizace RO	
	%	počet případů	%	počet případů	%	počet případů	%	počet případů
Lukavec	1,3	0,35	2,6	0,32	1,9	0,54	4	0,49
Velká Bíteš	0,7	0,20	1,5	0,18	1,2	0,33	2,4	0,3
Přibyslav	1,2	0,34	2,5	0,31				
Rantířov	1,2	0,36	2,7	0,33				

Expozice PM_{2,5} v roce 2018 by mohla představovat u celé populace (na 1000 osob) v sídlech zvýšení počtu případů hospitalizací z kardiovaskulárních příčin o 0,7-1,2 % (tj. o 0,2-0,36 případu) a o 1,5-2,7 % z respiračních příčin (tj. o 0,18-0,33 případu) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Velká Bíteš) a nejvyšší (Rantířov) hodnotou hospitalizace ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{2,5} je v případě kardiovaskulárních příčin 0,5 % (tj. přibližně 0,16 případu) a respiračních příčin 1,2 % (t. přibližně 0,15 případu) v celé populaci za rok.

Celkově lze konstatovat, že počty hospitalizovaných osob dosahují nízkých hodnot (<1 na 1000 osob), a to pro všechna sídla.

Kvantifikace karcinogenního rizika z expozic benzenu a benzo(a)pyrenu

Karcinogenní riziko expozic látek s karcinogenním účinkem je vyjádřeno pomocí bezrozměrného ukazatele celoživotního individuálního karcinogenního rizika - LICR (Lifetime individual cancer risk). Ukazatel LICR se vypočte na základě následujícího vztahu:

$$\text{LICR} = C \cdot \text{UCR},$$

kde C je dlouhodobá expozice (průměrná roční koncentrace) látky a UCR je jednotka karcinogenního rizika, která vyjadřuje riziko na jednotku koncentrace ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) látky v ovzduší.

LICR je měřítkem rizika karcinogenního účinku látky po expozici vyjadřujícího pravděpodobnost vzniku nových nádorových onemocnění nad všeobecný průměr za celoživotní období. Karcinogenní riziko v řádu 10^{-6} lze považovat za všeobecně přijatelné. Riziko v řádu 10^{-5} - 10^{-4} je zvýšené. Posuzuje se různě v závislosti na velikosti exponované populace a závažnosti důkazů o karcinogenitě, riziko v řádu 10^{-3} a více je již považováno za vysoké a tudíž nepřijatelné.

APCR udává pravděpodobný počet nových případů novotvarů za rok v exponované populaci vzniklých vlivem expozic hodnoceným látkám. Pro výpočet APCR je použit následující vztah:

$$\text{APCR} = \text{LICR} \times \text{počet osob v exponované populaci} / \text{průměrná délka života jedince v populaci (70 let)}.$$

Kvantifikovaný odhad karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu v populaci sídel (na 1000 osob) za 1 rok ve vztahu k průměrným ročním hodnotám BaP v roce 2018, ukazuje tabulka 16.

Tabulka 16: Kvantifikace karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu u celé populace za 1 rok ve vztahu k expozičním hodnotám BaP v roce 2018 (na 1000 obyvatel)

karcinogenní riziko expozic benzo(a)pyrenu								
2018					2012-2017			
sídlo	C	LICR	APCR	1 případ	C	LICR	APCR	1 případ
	ng/m^3	bezrozm.	počet případů	roky	ng/m^3	bezrozm.	počet případů	roky
Lukavec	3,3	2,87E-04	0,0041	244	1,1	$9,57 \times 10^{-5}$	0,001367	731
Rantířov	1,1	9,57E-05	0,0014	731				

Všeobecně přijatelné karcinogenní riziko $\text{LICR} \leq 1 \times 10^{-6}$

Celospolečensky přijatelné riziko benzo(a)pyrenu $\text{LICR} 8,7 \times 10^{-5}$ (odpovídá platnému imisnímu limitu)

Benzo(a)pyren – UCR = $8,7 \times 10^{-5}$

LICR – Individuální karcinogenní riziko - bezrozměrná veličina

APCR – Populační karcinogenní riziko na 1000 obyvatel – počty případů nových novotvarů v populaci za rok

1 případ – doba, za kterou se v populaci objeví 1 případ zhoubného nádoru (při celoživotní expozici na úrovni hodnocených koncentrací)

Odhad karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu ukazuje, že v roce 2018 byla v obou sídlech, ve kterých probíhalo měření, překročena všeobecně přijatelné meze karcinogenního rizika ($\text{LICR} = 1 \times 10^{-6}$). Celospolečensky akceptovatelná mez karcinogenního rizika daná platným imisním limitem ($\text{LICR} = 8,7 \times 10^{-5}$) byla v roce 2018 překročena v Lukavci. Karcinogenní riziko ve vztahu k expozicím BaP z ovzduší bylo pro obyvatele Lukavce v roce 2018 tudíž možné považovat za vysoké, celospolečensky neakceptovatelné. V Rantířově je karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu možné považovat sice za

zvýšené, avšak celospolečensky akceptovatelné. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Rantířov) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou karcinogenního rizika ve vztahu k expoziční koncentraci benzo(a)pyrenu je trojnásobný. Výskyt jednoho případu zhoubného nádoru ve vztahu k těmto expozicím benzo(a)pyrenu lze v populaci sídel očekávat jednou za několik set let.

Oproti hodnotě karcinogenního rizika za období 2012-2017 získané kvantifikací v předchozím hodnocení došlo v Lukavci v roce 2012 k nárůstu karcinogenního rizika o 200 % (tj. nárůst o více než jeden řád). V případě Rantířova nelze porovnání provést, protože nebyl do předchozího hodnocení zahrnut a autor tohoto hodnocení neměl ani k dispozici jiné hodnoty z tohoto místa, ze kterých by bylo možné zjistit případný trend.

Závěr

Hodnocení zdravotních rizik pro obyvatele 4 sídel zařazených do projektu ISKOV, etapa 2018 je provedeno na základě expozičních hodnot za rok 2018, kterými jsou průměrné roční koncentrace $PM_{10}/PM_{2,5}$ (vypočtené na základě celoročního měření) a benzo(a)pyrenu (vypočtené z kampaňovitých měření rovnoměrně rozložených v průběhu roku).

Pro kvantifikaci účinků $PM_{10}/PM_{2,5}$ na nemocnost a úmrtnost byla použita metodika WHO s využitím vztahů úmrtnosti a nemocnosti (WHO, CAFE), odvozených z epidemiologických studií. U populace na dotčeném území se předpokládá, že věková struktura i úmrtnost je shodná s populací kraje Vysočina.

Expoziční hodnoty PM_{10} překračují ve 3 sídlech (Lukavec, Přibyslav, Rantířov) příslušnou doporučenou hodnotu WHO ($PM_{10} GV_{WHO} 1 rok = 20 \mu g/m^3$), která byla stanovena WHO k ochraně zdraví. Zdravotní riziko pro obyvatele je proto možné považovat za zvýšené. Ve Velké Bíteši doporučená hodnota WHO pro tento typ expozic v roce 2018 překročena nebyla. Zdravotní riziko z expozic PM_{10} je proto možné ve Velké Bíteši v roce 2018 považovat za nízké. Expoziční hodnoty $PM_{2,5}$ překračují ve všech 4 sídlech příslušnou doporučenou hodnotu WHO ($PM_{2,5} GV_{WHO} 1 rok = 10 \mu g/m^3$), která byla stanovena WHO k ochraně zdraví. Zdravotní riziko pro obyvatele je proto možné považovat za zvýšené. V žádném z uvedených sídel nedochází překračování limitních hodnot $PM_{10}/PM_{2,5}$ daných platnou českou legislativou. Zdravotní riziko těchto expozic pro populaci je proto možné považovat za celospolečensky přijatelné. V riziku se mohou nacházet citlivé skupiny populace, kterými jsou astmatické děti, osoby s poruchami imunitního systému, kardiovaskulárním a respiračním onemocněním a starší lidé.

Ve sledované populaci sídel (na 1000 osob) expoziční hodnoty PM_{10} odpovídají souhrnnému zvýšení míry rizika:

- ztráty let života v dospělé populaci 2,6-3,6 dne na osobu za rok
- prevalence zánětu průdušek u dětí (bronchitis) o 5,1-9,3 % (tj. 247-453 dnů s příznaky)
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí o 2,1-3,8 % (tj. 10-18 dnů s příznaky)
- incidence chronické bronchitis v dospělé populaci o 9,2-16,9 % (tj. 0,3-0,54 případu)

V téže populaci expoziční hodnoty $PM_{2,5}$ odpovídají zvýšení míry rizika:

- předčasné úmrtnosti v dospělé populaci o 4,9-11,41 % (tj. 0,2-0,36 případu)
- hospitalizace z kardiovaskulárních příčin o 0,7-1,2 % (tj. o 0,2-0,36 případu)
- hospitalizace z respiračních příčin o 1,5-2,7 % (tj. o 0,18-0,33 případu)

- dnů s omezenou aktivitou o 468-857 dnů

Rozdíl mezi sídlem s nejnižší a nejvyšší odhadovanou hodnotou indikátoru nemocnosti a úmrtnosti představuje u:

- předčasné úmrtnosti 4 % (tj. cca 0,16 případu)
- ztráty let života 1,3 dne na osobu za rok
- prevalence zánětu průdušek u dětí 4,2 % (tj. 206 dnů s příznaky)
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 17 % (tj. 8 dnů s příznaky)
- incidence chronické bronchitis v dospělé populaci 7,7 % (tj. 0,24 případu)
- dnů s omezenou aktivitou 357 dnů
- hospitalizace z kardiovaskulárních příčin 0,5 % (tj. 0,16 případu)
- hospitalizace z respiračních příčin 1,2 % (tj. 0,15 případu)

Srovnání roku 2018 s předchozím hodnoceným obdobím 2012-2017 ukazuje pro obce Lukavec a Velká Bíteš snížení nemocnosti i úmrtnosti ve všech sledovaných parametrech ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{2,5}/PM₁₀. Obce Přibyslav a Rantířov však srovnávat nelze pro absenci předchozích hodnot (nebyly zařazeny do předchozího hodnocení).

Kvantifikace účinků NO₂ ve vztahu k výskytu chronických respiračních onemocnění nebyla provedena, vzhledem k tomu, že hodnocení se provádí na základě srovnání s doporučenými hodnotami WHO, které jsou zároveň i limitními hodnotami dle české legislativy v platném znění. Toto srovnání je již provedeno v rámci zprávy zabývající se hodnocením imisní situace v sídlech.

Expoziční hodnoty benzo(a)pyrenu překračují v obou sídlech (měření v roce 2018 probíhalo jen ve 2 sídlech – Lukavci a Rantířově) limitní hodnotu podle české legislativy v platném znění (LH=1 ng/m³). Alarmující je zejména zvýšení průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu v Lukavci v roce 2018 oproti období 2012-2017 o 200 %! Příčina tohoto zvýšení není autorovi z předložených podkladů zřejmá a měla by být předmětem podrobnější analýzy.

Riziko karcinogenních účinků benzo(a)pyrenu bylo posouzeno klasickou metodikou US EPA. Karcinogenní riziko expozic benzo(a)pyrenu je odhadnuto na úrovni 2,87×10⁻⁴ (Lukavec), respektive 9,57×10⁻⁵ (Rantířov) a překračuje mez všeobecně přijatelného rizika (LICR=1×10⁻⁶). Karcinogenní riziko expozic benzo(a)pyrenu je proto v obou sídlech zvýšené. Vzhledem k tomu, že v obou sídlech dochází i k překračování limitní hodnoty dané českou legislativou v platném znění (BaP LH=1ng/m³) lze toto riziko považovat i za nepřijatelné.

V platnosti zůstávají další závěry minulého hodnocení:

- na základě hodnocení zdravotních rizik nelze stanovit příčinu rozdílů mezi obcemi. Na těchto rozdílech se může podílet řada faktorů (doprava, lokální vytápění, provětrávání území atd.), které se mohou a zjevně i budou lišit sídlo od sídla a jejichž vyhodnocení by mělo být provedeno v rámci jiné části projektu.
- I když se nebyla provedena kategorizace sídel podle metodiky Národní referenční laboratoře pro venkovní ovzduší SZÚ, prostým porovnáním s hodnotami obvyklého výskytu v sídlech v ČR

(dostupné 2017) je zřejmé, že expozice hodnocených látek a s ní spojená míra zdravotních rizik pro obyvatele ve 4 sídlech na Vysočině, zařazených do projektu ISKOV etapy 2018, ničím nevybočuje od ostatních sídel ve zbytku republiky. V mnoha parametrech není příznivá (expozice $PM_{10}/PM_{2,5}$ i benzo(a)pyrenu a s ní související zdravotní riziko). Proto je odůvodněná potřeba dalšího sledování a dlouhodobého průběžného snižování výskytu těchto látek v ovzduší vhodně přijímanými opatřeními tak, aby míra zdravotních rizik pro obyvatele sídel klesala.

Nejistoty

- V případě benzo(a)pyrenu expoziční koncentrací je průměrná roční hodnota expozice, vypočtená na základě 18 rovnoměrně rozložených měření (kampaní) v roce pro každé sídlo. Takto získaná hodnota expozice sice vyhovuje legislativě, ale plně nezohledňuje variabilitu imisní situace v jednotlivých dnech. Z tohoto ohledu je potřeba dosažené výsledky považovat jen za orientační a není možné z nich vyvozovat jednoznačné závěry.
- Expoziční hodnoty ani hodnoty úmrtnosti nebylo možné srovnat s příslušnými referenčním hodnotami SZÚ pro ČR (střední roční hmotnostní koncentrace pro kategorie stanic v ČR a nárůst předčasné úmrtnosti). K tomuto srovnání by bylo nutné kategorizovat měřící místa jinak, než je uváděno v projektu - podle metodiky Národní referenční laboratoře pro venkovní ovzduší SZÚ. Vzhledem k tomu, že toto překategorizování se nepodařilo spolehlivě provést, nemohlo být provedeno ani následné srovnání se zmíněnými národními referenčními hodnotami.
- Přibyslav a Rantířov jsou nově zařazená sídla do projektu ISKOV, pro které nebyly k dispozici výsledky předchozího měření. Z tohoto důvodu nebylo možné zjistit trend vývoje výskytu látek v ovzduší v těchto sídlech.
- Nejsou známy bližší informace o exponované populaci – například doba, kterou osoby stráví v expozičních pásmech, která může ovlivnit výslednou expozici. Není známa věková struktura obyvatelstva, proto se vychází z předpokladu, že věková struktura obyvatelstva v dotčené oblasti se proporcionálně neliší od věkové struktury obyvatelstva kraje Vysočina, převzaté ze zdravotnické ročenky.
- Metodika hodnocení zdravotních rizik uplatňovaná při posuzování vlivů na zdraví neposkytuje exaktní hodnoty rizika, ale odhady míry rizika. Jedná se o matematický model, který nemůže přesně vystihnout biologickou rozmanitost člověka, individuální rozdíly, rozdíly v expozici aj., které hrají významnou roli v tom, zda se účinek na zdraví projeví. WHO uvádí 1 milión osob jako optimální velikost populace pro tento typ hodnocení. Hodnocení populací s malým počtem obyvatel může zvyšovat nejistotu dosažených výsledků.
- Faktory účinku, na kterých je založeno hodnocení, vychází ze znalosti hodnot relativního rizika a prevalence. Jak relativní riziko, tak prevalence byly stanoveny na základě evropských metaanalýz a mezinárodních studií. Kvantifikace rizika pomocí takto definovaných vztahů pro hodnocení zdravotních rizik je zatížena nejistotami z hlediska jejich odvození i vlastního použití.
- Komplikovaný vliv současného působení škodlivin na zdraví není možné, při současném stavu znalostí, jednoznačně posoudit. Hodnocení se zabývá pouze vlivy expozic individuálních látek na zdraví.

- Nové poznatky naznačující strmější nárůst účinků při nižších koncentracích a pozvolnější nárůst při vyšších koncentracích; zdravotní účinky i při nižších koncentracích, než jsou doporučené hodnoty WHO; karcinogenní účinek aerosolu. Tyto poznatky prozatím nejsou zahrnuty v metodice hodnocení zdravotních rizik. K jejich zohlednění dojde až po revizi Směrnice pro venkovní ovzduší Světové zdravotnické organizace v roce 2017. V tomto hodnocení jsou aktuální poznatky slovně okomentovány.

Použité informační zdroje

Rückerl R, Schneider A, Breitner S, Cyrus J, Peters A (2011). Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal Toxicol.*;23(10):555-92.

WHO (2013) Health risk of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. World Health Organization, Regional office for Europe.

IARC (2013). Scientific Publication No. 161 Air Pollution and Cancer Editors: Kurt Straif, Aaron Cohen, and Jonathan Samet eISBN 978-92-832-2161-6 ISSN 0300-5085
<http://www.iarc.fr/en/publications/books/sp161/index.php>

Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*;121(21):2331-78.

Ošťádal, P. (2012). Hypolipidemická léčba u akutního koronárního syndromu. *Interní medicína pro praxi*. 14(11)

WHO (2005). *Air Quality Guideline Global Update 2005*.
Dostupné z: <<http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>>

Shi, L., Zanobetti, A., Kloog, I., Coull, B. A., Koutrakis, P., Melly, S. J., & Schwartz, J. D. (2016). Low-concentration PM_{2.5} and mortality: Estimating acute and chronic effects in a population-based study. *Environmental Health Perspectives*, 124(1), 46-52. doi:10.1289/ehp.1409111

WHO (2015). WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report Bonn, Germany 29 September-1 October 2015.

WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP project: final technical report. World Health Organization Regional Office for Europe. Publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollutionrevihaap-project-final-technical-report.
<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/airquality/>

EP (2008). Směrnice evropského parlamentu a rady 2008/50/ES, ze dne 21. května 2008, o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu. *Úřední věstník L 152*, 11.6.2008, s. 0001 – 0044.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:CS:PDF>

US EPA. 2016. Criteria Air pollutants. NAAQS Table. Dostupné z: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a související předpisy

WHO (1998). Selected non-heterocyclic Polocyclic aromatic hydrocarbons. International Programme on chemical safety. Environmental Health Criteria 202. ISBN 92 4 157202 7. ISSN 0250-863X.
Dostupné z: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>

WHO (2000). Regional Office for Europe. *Air quality guidelines for Europe. 2nd edition*.
Dostupné z: <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

- Holland M. (2014). Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis. EMRC. January 2014. Part of a subcontract to IIASA (the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria) for the Service Contract on Monitoring and Assessment of Sectorial Implementation Actions (ENV.C.3/SER/2011/0009) of DG-Environment of the European Commission. Dostupné z: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CBA%20HRAPIE%20implement.pdf>
- IARC (2010). IARC Monographs on a review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. Volume 100F. A review of human carcinogens. IARC, Lyon, France. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/mono100F.pdf>
- ČSÚ (2019). Statistická ročenka kraje Vysočina 2018. Internetový zdroj. Dostupnost nelze uvést, informace na stránkách mění umístění.
- ÚZIS (2018). Zemřelí 2017.
- Hurley F et al (2005). Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission.
- ExternE (2005). Externalities of Energy, Methodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems, European Communities.
- SZÚ (2016). Česká republika 2015. Střední hmotnostní koncentrace pro hodnocené kategorie městských stanic. NRL pro venkovní ovzduší, Centra zdraví a životního prostředí, Státní zdravotní ústav v Praze.
- US EPA (1996). Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. Federal Register 61(79):17960-18011. Dostupné z: http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/propcra_1996.pdf
- IARC (2010). IARC Monographs on a review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. Volume 100F. A review of human carcinogens. IARC, Lyon, France. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/mono100F.pdf>.
- BAAN, R., GROSSE, Y., STRAIF, K., SECRETAN, B., EL GHISSASSI, F., BOUVARD, V., BENBRAHIM-TALLAA, L., GUHA, N., FREEMAN, C., GALICHET, L., COGLIANO, V. (2009). On behalf of WHO International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. A review of human carcinogens-part F: Chemical agents and related occupations. Lancet Oncology, 10, pp.1143-1144.
- EP (2000). Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/69/ES ze dne 16. listopadu 2000 o mezních hodnotách pro benzen a oxid uhelnatý v ovzduší. Úřední věstník L 313, 13.12.2000, s. 12. Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:05:32000L0069:CS:PDF>