

TERDUMP

**Spolupráce VŠB-TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald
na obou stranách společné hranice**

CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074

Posouzení emisí do ovzduší z hlediska rizik pro zdraví a životní prostředí

Ostrava, květen 2019

OBSAH:

1. Úvod	3
2. Naměřené hodnoty emisí.....	3
3. Vyhodnocení výsledků monitoringu	8
3.1 Zhodnocení variability naměřených dat.....	8
3.2 Posouzení vlivu termicky aktivních odvalů na kvalitu ovzduší	8
3.2.1 Hmotnostní toky PAH do ovzduší.....	8
3.2.2 Odhad imisního vlivu odvalů na koncentrace PAH v ovzduší	10
3.3 Posouzení rizik termicky aktivních odvalů pro zdraví obyvatel a životní prostředí ..	12
3.3.1 Zdravotní riziko.....	12
3.3.2 Ekologická rizika	15
3.3.3 Omezení a nejistoty.....	17
4. Závěr a doporučení.....	18
5. SEZNAM POUŽITÝCH PODKLADŮ	19

SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha č. 1 Kopie autorizace k vypracování odborných posudků
Příloha č. 2 Kopie autorizace k vypracování rozptylových studií

SEZNAM ZKRATEK

CAS	registrační číslo CAS pro chemické látky, polymery, biologické sekvence, směsi a slitiny
ESL	screeningové hodnoty posouzení ekologického rizika (Environmental Screening Levels)
HEAST	Health Effects Assessment Summary Tables
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
PAH	polycyklické aromatické uhlovodíky (polycyclic aromatic hydrocarbons)
PM ₁₀	suspendované částice, které projdou selektivním filtrem o velikosti 10 μm s odlučivostí 50%
PM _{2.5}	suspendované částice, které projdou selektivním filtrem o velikosti 2.5 μm s odlučivostí 50%
PPRTV	The Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values
PRG	cílové hodnoty na hranici přijatelných zdravotních rizik (Preliminary Remediation Goals for Radionuclide Contaminants at Superfund Sites)

RAIS Risk Assessment Information System

RfC referenční koncentrace

1. ÚVOD

Předkládaná doplněná zpráva je vypracována na základě objednávek č. 10081255/546 ze dne 29.4.2019 a č. 10082269/546 ze dne 23.5.2019, vystavených VŠB - Technickou univerzitou Ostrava, Centrem nanotechnologií, v rámci projektu TERDUMP, Spolupráce VŠB-TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice, CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074.

Je vyhotovena Ing. Radimem Seibertem (zhotovitel) na základě autorizace vydané Ministerstvem životního prostředí k vypracování odborných posudků a rozptylových studií podle zákona č. 201/2012 Sb., v platném znění. Kopie rozhodnutí o autorizaci jsou součástí přílohové části posudku.

Předmětem zprávy je:

- Posouzení rizika z hlediska emise prachu a plynů, které zhoršují kvalitu ovzduší v příhraničních oblastech na základě naměřených výsledků z termicky aktivních hald Heřmanice, Hedvika a Ema.
- Návrh postupů eliminace jejich rizik pro okolní prostředí a zdraví obyvatelstva.

Výsledky posouzení jsou určeny pro použití na centrální úrovni v rámci existující mezivládní pracovní skupiny jednající o problematice ochrany ovzduší, stejně jako v oblasti této ochrany s regionálním a místním dosahem. Mohou sloužit také samosprávným subjektům a firmám, zabývajících se dohledem nebo provozem termicky aktivních odvalů a hald pro postupy a rozhodování při ochraně ovzduší.

2. NAMĚŘENÉ HODNOTY EMISÍ

Pro posouzení byly v předkládané zprávě použity výsledky měření realizovaného na termicky aktivních odvalech Heřmanice, Hedvika a Ema v období červenec 2017 – březen 2019.

Měření zahrnovalo odběr vzorků plynů unikajících z těles odvalů preferenčními cestami (porušenými zónami s vyšší propustností). Cílem bylo v těchto výronech plynů určit zejména koncentraci polycyklických aromatických uhlovodíků (dále jen PAH), protože se jedná o látky s hypoteticky předpokládaným nejvyšším vlivem na zdraví okolního obyvatelstva. Počet měřených míst závisel v konkrétních termínech monitoringu na aktuální situaci (počet aktivních výronů plynů z hoření uhelné hmoty uvnitř odvalu se průběžně mění). Na odvalu Heřmanice se pohyboval mezi 3 a 5, v prostoru haldy Hedvika v počtu 2 až 4, na haldě Ema byly odběry provedeny vždy ze 2 míst.

Následující tabulky shrnuje průměrné koncentrace PAH naměřené ve výronech plynů vznikajících nedokonalým spalováním uhelné hmoty v odvalech (aritmetický průměr ze všech

míst v příslušném měřicím termínu, hodnoty pod mezí detekce byly pro výpočty nahrazeny polovinou hodnoty meze detekce).

Tabulka 1: Naměřené průměrné emisní koncentrace - odval Heřmanice ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.03	11.62	170.00	82.44	35.56	2.97	356.75
Acenaftylen	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.59	34.49	132.67	49.05	20.40	2.62	301.26
Fluoren	0.92	27.70	50.04	12.20	9.13	2.02	71.24
Fenantren	32.26	53.92	366.64	49.43	18.13	4.21	1752.25
Antracen	1.66	1.94	27.55	5.27	1.19	0.28	58.77
Fluoranten	11.49	3.85	19.03	4.37	0.90	0.77	43.24
Pyren	7.40	0.28	12.68	3.23	0.34	0.37	26.27
Benzo(a)antracen	2.78	0.04	1.35	0.46	0.08	0.07	2.97
Chrysen	3.64	0.04	5.07	1.92	0.21	0.00	11.09
Benzo(b)fluoranten	1.17	0.02	0.56	0.34	0.10	0.02	1.41
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.01	0.09	0.03	0.00	0.00	0.20
Benzo(a)pyren	0.13	0.01	0.16	0.06	0.00	0.00	0.33
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.02	0.02	0.00	0.00	0.05
Benzo(ghi)perylene	0.07	0.01	0.17	0.08	0.05	0.09	0.29
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.82	0.01	0.10	0.02	0.03	0.01	0.27

 Tabulka 2: Naměřené průměrné emisní koncentrace - odval Hedvika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.21	0.21	0.12	0.15	61.45	1.54	0.21
Acenaftylen	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.39	7.27	0.24	0.09	9.77	8.61	0.13
Fluoren	0.47	6.51	0.16	0.04	3.39	3.82	0.06
Fenantren	3.36	27.14	0.48	0.58	9.65	10.89	0.81
Antracen	0.35	2.00	0.01	0.00	0.92	0.61	0.00
Fluoranten	0.35	1.03	0.07	0.38	1.63	1.22	0.51
Pyren	0.25	0.26	0.00	0.00	0.85	0.13	0.01
Benzo(a)antracen	0.11	0.01	0.00	0.00	0.09	0.06	0.01
Chrysen	0.12	0.02	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.07	0.02	0.00	0.01	0.05	0.02	0.01
Benzo(k)fluoranten	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.00	0.03	0.02	0.00	0.04
Benzo(ghi)perylene	0.04	0.01	0.08	0.18	0.04	0.50	0.26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.43	0.01	0.01	0.03	0.01	0.06	0.05

Tabulka 3: Naměřené průměrné emisní koncentrace - odval Ema ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	2017	2018	03/2019
Naftalen	2.90	1.08	1.19
Acenaftylen	0.01	0.00	0.00
Acenaften	26.79	0.26	0.28
Fluoren	21.10	0.08	0.08
Fenantren	60.47	0.26	0.32
Antracen	3.92	0.00	0.01
Fluoranten	0.46	0.05	0.05
Pyren	0.46	0.00	0.00
Benzo(a)antracen	0.02	0.00	0.00
Chrysen	0.02	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.08	0.00	0.00
Benzo(k)fluoranten	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.00	0.00	0.00
Benzo(ghi)perylen	0.00	0.09	0.09
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.00	0.01	0.02

Maximální hodnoty emisních koncentrací ve výronech plynů naměřené v rámci monitoringu shrnují následující tabulky.

 Tabulka 4: Naměřené maximální emisní koncentrace - odval Heřmanice ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.03	21.93	936.38	208.64	170.23	6.23	987.36
Acenaftylen	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.59	134.56	736.84	131.92	88.83	4.25	841.15
Fluoren	0.92	100.62	283.96	27.59	39.04	3.44	195.66
Fenantren	32.26	172.80	2124.73	112.25	53.25	4.82	5184.89
Antracen	1.66	4.55	157.47	12.83	3.61	0.37	168.15
Fluoranten	11.49	16.17	100.56	8.18	1.72	0.94	121.11
Pyren	7.40	0.48	68.30	5.98	1.13	0.43	73.69
Benzo(a)antracen	2.78	0.11	7.54	1.14	0.23	0.08	8.41
Chrysen	3.64	0.15	28.77	5.22	1.06	0.00	31.53
Benzo(b)fluoranten	1.17	0.07	3.21	0.96	0.50	0.06	4.11
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.01	0.55	0.09	0.00	0.00	0.59
Benzo(a)pyren	0.13	0.01	0.95	0.19	0.00	0.00	0.99
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.13	0.06	0.00	0.00	0.14
Benzo(ghi)perylen	0.07	0.01	0.68	0.14	0.09	0.10	0.72
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.82	0.01	0.49	0.05	0.10	0.01	0.53

Tabulka 5: Naměřené maximální emisní koncentrace - odval Hedvika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.35	0.30	0.16	0.50	161.30	4.58	0.56
Acenaftylen	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	1.10	11.69	0.41	0.27	20.91	31.54	0.32
Fluoren	0.72	11.95	0.26	0.14	4.65	14.24	0.17
Fenantren	5.06	33.73	0.83	1.29	13.38	40.29	1.46
Antracen	0.52	3.31	0.01	0.00	1.45	2.28	0.00
Fluoranten	0.44	1.47	0.11	0.99	2.35	4.40	1.02
Pyren	0.32	0.40	0.00	0.02	1.10	0.42	0.02
Benzo(a)antracen	0.18	0.02	0.00	0.02	0.18	0.21	0.02
Chrysen	0.19	0.02	0.00	0.00	0.78	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.10	0.04	0.00	0.04	0.10	0.08	0.04
Benzo(k)fluoranten	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.07	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.03	0.01	0.00	0.10	0.04	0.00	0.14
Benzo(ghi)perylen	0.07	0.01	0.11	0.41	0.06	1.74	0.46
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.68	0.01	0.02	0.07	0.02	0.22	0.08

 Tabulka 6: Naměřené maximální emisní koncentrace - odval Ema ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	2017	2018	03/2019
Naftalen	4.65	1.77	1.96
Acenaftylen	0.01	0.00	0.00
Acenaften	51.58	0.26	0.30
Fluoren	41.38	0.09	0.10
Fenantren	105.12	0.27	0.32
Antracen	7.44	0.00	0.01
Fluoranten	0.51	0.05	0.06
Pyren	0.80	0.00	0.00
Benzo(a)antracen	0.02	0.00	0.00
Chrysen	0.02	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.15	0.00	0.00
Benzo(k)fluoranten	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.00	0.00	0.00
Benzo(ghi)perylen	0.00	0.09	0.10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.00	0.01	0.02

3. VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ MONITORINGU

3.1 ZHODNOCENÍ VARIABILITY NAMĚŘENÝCH DAT

Z porovnání maximálních a průměrných hodnoty vyplývá, že jednotlivé preferenční cesty úniku zplodin hoření z těles odvalů se vyznačují řádovými rozdíly emisní koncentrace všech hodnocených zástupců PAH. Nejvíce proměnlivé v rámci jednotlivých měřicích míst jsou na všech hodnocených odvalech koncentrace „lehkých“ kongenerů (fluoren, fenantren, antracen, acenaften, naftalen). Naopak nejnižší variabilitu vykazují zástupci s vyšším počtem aromatických jader (zejména benzo[k]fluoranten, benzo[a]pyren a dibenzo[ah]antracen). Nejmenší variabilita byla zjištěna v případě haldy Ema (rozdíly v rozmezí 2 řádů u těžkých kongenerů a pouze jednotek násobků koncentrace v případě těžkých PAH), což je pravděpodobně způsobeno pouze 2 odběrovými místy. Na lokalitě Hedvika se emisní koncentrace na různých místech odvalu různí v rozmezí až 2-3 řádů a v případě haldy Heřmanice v rozmezí 3-4 řádů.

Z hlediska proměnlivosti v čase jsou nejstabilnější emise z odvalu Ema, a to v případě všech kongenerů PAH (meziroční změna pouze o první desítky %, což je vzhledem k obtížnosti odběru změna v rámci nejistoty měření). V případě haldy Hedvika v různých monitorovacích termínech kolísaly koncentrace v rozmezí cca 2 řádů, přičemž nebyl významný rozdíl v kolísavosti jednotlivých zástupců PAH. V případě odvalu Heřmanice se v čase měnily koncentrace v průměru o 2 řády, přičemž kolísavost lehkých zástupců PAH byla vyšší (cca 3 řády).

3.2 POSOUZENÍ VLIVU TERMICKY AKTIVNÍCH ODVALŮ NA KVALITU OVZDUŠÍ

V návaznosti na časovou a lokální variabilitu emisních koncentrací shrnutou v předchozí podkapitole je případné stanovení reprezentativní emisní koncentrace, např. za účelem návazného matematického modelování rozptylu plyných PAH, prakticky neproveditelné (nejistota odhadu je natolik vysoká, že vylučuje smysluplné využití modelových výsledků). Lze však orientačně odhadnout imisní dopad hodnocených odvalů na základě analogie emisně-imisních projevů jiných zdrojů fugitivních emisí.

3.2.1 Hmotnostní toky PAH do ovzduší

Kromě emisních koncentrací hodnocených látek je stěžejním podkladem pro odhad nebo jiné posouzení vlivu na kvalitu ovzduší množství unikajících plynů (zplodin hoření), na kterém závisí velikost hmotnostního toku polutantů do ovzduší. Toto množství lze v případě realizovaného projektu odhadnout pouze velmi hrubě, protože nebyla měřena rychlost plynů unikajících z jednotlivých míst ani nelze definovat průřez porušené zóny v místě povrchu odvalu, kterým dochází k úniku. Odhad založený na stechiometrickém výpočtu také není proveditelný, protože není známo množství hořící uhlé hmoty uvnitř odvalu. Orientačně lze vyjít z množství odsávané vzdušiny v průběhu odběru, protože odsávané množství bylo určeno na základě empirického posouzení na jednotlivých lokalitách tak, aby nedocházelo k přísávání falešného vzduchu z okolí. Reálně unikající množství vzdušiny z měřených míst tak bylo mnohem vyšší než odebraný objem vzorku.

Při průměrném objemu odebraného vzorku za celou dobu monitoringu 2,8 m³ (Heřmanice) až 3,6 m³ (Ema) a době odběru 8 hodin činí odběrový průtok, který lze orientačně ztotožnit s řádově desetinou objemu plynů unikajících do ovzduší, cca 1E-04 m³.s⁻¹. Na základě této hodnoty a počtu měřených míst na jednotlivých odvalech lze velmi orientačně vyčíslit objemový tok spalin z hořících odvalů:

Heřmanice 5E-03 m³.s⁻¹

Hedvika 4E-03 m³.s⁻¹

Ema 2E-03 m³.s⁻¹

Jedná se o dolní odhad, protože je pravděpodobné, že míst úniku je na ploše odvalů podstatně více, než kolik bylo odhaleno terénním šetřením a podchyceno monitoringem. Některé porušené zóny s nižším tokem emisí nemusí být vizuálně vůbec postižitelné a mohly tak uniknout pozornosti. K naplnění zásady předběžné opatrnosti je vhodné proto počítat s vyššími objemovými toky. Dle velikosti odvalu lze odpovídající faktor nejistoty odhadnout mezi 2 (Ema) a 10 (Heřmanice). Po zohlednění této nejistoty je výsledný odhad objemového toku emisí do ovzduší následující:

Heřmanice 5E-02 m³.s⁻¹

Hedvika 2E-02 m³.s⁻¹

Ema 4E-03 m³.s⁻¹

Vezmeme-li v úvahu maxima emisních koncentrací naměřených v emisně nejnepříznivějším termínu monitoringu (jedná o pravděpodobné nadhodnocení, které je však s ohledem na nejistoty odběru nezbytné k naplnění zásady předběžné opatrnosti) a uvedené objemové průtoky unikajících plynů, lze odhadnout hmotnostní toky jednotlivých kongenerů PAH do ovzduší, které jsou vyčísleny v následující tabulce.

Tabulka 7: Odhad hmotnostních toků PAH do ovzduší

Analyt	Heřmanice		Hedvika		Ema	
	Emisní koncentrace [μg.m ⁻³]	Hmotnostní tok [g.rok ⁻¹]	Emisní koncentrace [μg.m ⁻³]	Hmotnostní tok [g.rok ⁻¹]	Emisní koncentrace [μg.m ⁻³]	Hmotnostní tok [g.rok ⁻¹]
Naftalen	357	563	61	225	2.9	45
Acenaftylen	0.03	0.047	0.01	0.019	0.01	0.004
Acenaften	301	475	9.8	190	27	38
Fluoren	71	112	6.5	45	21	9
Fenantren	1752	2763	27	1105	60	221
Antracen	59	93	2.0	37	3.9	7.4
Fluoranten	43	68	1.6	27	0.46	5.5
Pyren	26	41	0.85	17	0.46	3.3
Benzo(a)antracen	3.0	4.7	0.11	1.9	0.02	0.37
Chrysen	11	17	0.35	7.0	0.02	1.4
Benzo(b)fluoranten	1.4	2.2	0.07	0.89	0.08	0.18
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.33	0.03	0.13	0.00	0.03
Benzo(a)pyren	0.33	0.52	0.05	0.21	0.00	0.04
Dibenzo(ah)antracen	0.05	0.08	0.04	0.03	0.00	0.01

Benzo(ghi)perylene	0.29	0.46	0.50	0.18	0.09	0.04
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.82	1.3	0.43	0.52	0.02	0.10

Hmotnostní toky PAH se 4 a více aromatickými jádry jsou o 3 až 5 řádů nižší než hmotnostní toky lehčích zástupců. Tato skutečnost je způsobena mimo jiné tím, že velmi pravděpodobně významná část těžkých zástupců při poklesu teploty v blízkosti povrchu odvalu kondenzuje a sedimentuje, popř. se sorbuje na zeminu ještě předtím, než opustí těleso odvalu. Kondenzační proces zbytkových těžkých PAH v unikajícím plynu je následně urychlen a dokončen při kontaktu s venkovním ovzduším v bezprostřední blízkosti místa úniku emisí. Dokládá to vizuálně a organolepticky ověřená kontaminace povrchu odvalu do vzdálenosti jednotek metrů od míst úniku na haldě Ema.

Velikostí hmotnostního toku se ostatním zástupcům vymykají zejména fenantren, acenaften a naftalen.

Haldy Hedvika a Heřmanice se vyznačují emisemi PAH, které jsou řádově srovnatelné, zatímco z plošně podstatně méně rozsáhlé haldy Ema je produkce těchto polutantů přibližně o 1 řád nižší.

3.2.2 Odhad imisního vlivu odvalů na koncentrace PAH v ovzduší

Jak je popsáno výše, vyčíslení emisí do ovzduší je zatíženo významnou (řádovou) nejistotou a matematické modelování imisních příspěvků a koncentrací proto není účelné. Imisní dopady emisí těžkých PAH byly proto posouzeny odborným odhadem na základě analogie s výsledky dřívějších rozptylových studií.

Vyjít lze například z rozptylové studie zpracované pro aktuálně probíhající sanační práce (Ing. Radim Seibert, Sanace ve střední a severní části odvalu Heřmanice, Rozptylová studie, 04/2017, aktualizace 02/2019). Tato studie se zabývala imisními dopady činností, které probíhají v termicky aktivní části odvalu, tj. na ploše shodné s oblastí, ve které byl realizován monitoring emisí v rámci projektu TERDUMP. Z matematického modelování v této studii pomocí gaussovského modelu rozptylu znečištění SYMOS'97 vyplývá, že při hmotnostním toku suspendovaných částic PM_{2.5} ve výši 1.5 t/rok lze v místě nejbližší obytné zástavby očekávat hodnoty průměrných ročních imisních příspěvků této látky nejvýše okolo 0.18 µg.m⁻³. Protože rozptylové parametry zdrojů řešených v této studii a v předkládaném posouzení jsou obdobné (stejná lokalita, výška zdrojů i nízká teplota emisí), lze odhadovat také obdobný emisně-imisní projev a lineární přímo úměrnou závislost mezi velikostí emise a imisním příspěvkem v konkrétním referenčním bodu (transformační děje a depozici lze na krátkých vzdálenostech zanedbat). Podíl hmotnostního toku (t/rok) k imisnímu příspěvku (µg.m⁻³) činí v nejkritičtějším obydleném místě podle rozptylové studie 1.5/0.18=8.3. Z toho lze odvodit, že při hmotnostním toku fenantrenu z termicky aktivní části odvalu Heřmanice ve výši cca 3000 g/rok lze odhadovat v obytné zástavbě hodnoty imisního příspěvku tohoto polutantu okolo 0.3 ng/m³. Tímto způsobem byl proveden řádový odhad maximálních imisních příspěvků všech sledovaných kongenerů PAH, které jsou emitovány termickými procesy, na odvalu Heřmanice. Výsledek je obsahem následující tabulky.

Tabulka 8: Orientační odhad průměrných ročních imisních příspěvků v nejbližší obytné zástavbě v okolí odvalu Heřmanice

Analyt	Průměrný roční imisní příspěvek [pg.m ⁻³]
Naftalen	10 - 100
Acenaftylen	0.001 – 0.01
Acenaften	10 -100
Fluoren	10 – 100
Fenantren	100 – 1000
Antracen	10 – 100
Fluoranten	10 – 100
Pyren	1 – 10
Benzo(a)antracen	1 – 10
Chrysen	1 – 10
Benzo(b)fluoranten	0.1 – 1
Benzo(k)fluoranten	0.001 – 0.01
Benzo(a)pyren	0.01 – 0.1
Dibenz(ah)antracen	0.001 – 0.01
Benzo(ghi)perylene	0.01 – 0.1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.1 - 1

Zástupci PAH s vyšší hustotou a vyššími kondenzačními teplotami se mohou reálně ve venkovním ovzduší vyskytovat prakticky výhradně v na povrchu suspendovaných částic, nikoliv v plynné fázi. Jejich významná část ve skutečnosti kondenzuje, sedimentuje a sorbuje se na povrchu odvalu. Přírodního transportu z prostoru odvalu do okolí se proto neúčastní. Následná migrace těchto „těžkých“ PAH do okolí je možná prakticky pouze resuspenzí kontaminovaných částic z povrchu odvalu. Tomuto způsobu šíření PAH do okolí se věnoval předcházející výzkumný projekt CZ.3.22/1.2.00/12.03398 „Hodnocení koncentrací PAU a těžkých kovů na povrchu odvalů a v okolí průmyslových podniků“ (PAHMET 2013-2015) a není zde proto znovu hodnocen. Část emitovaného množství PAH se čtyřmi a více aromatickými kruhy zkondenzuje ve venkovním ovzduší na povrchu již existujících suspendovaných částic a s ohledem na malou velikost vzniklých částic může být transportováno mimo areál odvalu. Množství emisí těchto zástupců je však velmi malé (desetiny až jednotky g/rok).

S ohledem na charakter zdroje (nízký plošný zdroj bez velké emisní vydatnosti, a tedy s nízkým vnosem vlečky) nastávají největší imisní příspěvky v blízkosti zdroje a s rostoucí vzdáleností od zdroje klesají. Je proto zřejmé, že výše uvedený odhad imisních příspěvků, který platí pro nejbližší obytnou zástavbu, je nejvyšší možný. Vzdálenější zástavba bude ovlivněna méně.

Uvedený odhad platí pro lokalitu Heřmanice se vzdáleností nejbližší zástavby od místa emisí okolo 600 – 800 m. V okolí odvalu Hedvika jsou vzdálenosti k potenciálním příjemcům rizik kratší (okolo 500 m). Imisní příspěvky připadající na jednotkovou velikost emise lze proto očekávat mírně vyšší (o první desítky %). Kratší vzdálenost je v okolí Hedviky plně kompenzována nižšími hmotnostními toky z odvalu. Řádově jsou imisní příspěvky PAH z termické činnosti odvalu Hedvika v okolních obydlených lokalitách stejné jako v Heřmanicích.

Halda Ema je dle provedeného monitoringu a výše uvedeného hodnocení emisně podstatně méně významná. Velmi orientačně lze v jejím okolí počítat s imisním vlivem, který je o 1 řád nižší oproti odvalu Heřmanice.

3.3 POSOUZENÍ RIZIK TERMICKY AKTIVNÍCH ODVALŮ PRO ZDRAVÍ OBYVATEL A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

3.3.1 Zdravotní riziko

Provedený odhad závažnosti rizika se týká pouze znečišťování ovzduší emisemi z termických procesů probíhajících uvnitř odvalu. Jedná se o orientační screeningový odhad, proto je posouzení zjednodušené, neobsahuje všechny kroky a nenaplnuje požadavky kladené na proces hodnocení zdravotních rizik. Vzhledem ke zjištěné nízké úrovni znečišťování ovzduší termicky aktivními odvaly, která byla ověřena monitoringem v rámci aktuálního projektu, je toto zjednodušení přijatelné.

Výčet prioritních látek

Z odhadu průměrného ročního imisního příspěvku benzo[a]pyrenu (viz tabulka výše) vyplývá, že termická aktivita v tělesech hodnocených odvalů nezpůsobuje v obydlených lokalitách překračování imisního limitu stanoveného ve výši $1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Konzervativně odhadovaný imisní příspěvek této látky je o 4 až 5 řádů nižší. Pro jiné zástupce PAH není imisní limit stanoven. K překračování úrovně znečištění, která je povolena platnou legislativou, proto vlivem termicky aktivních odvalů nedochází.

Z hlediska potenciálních zdravotních dopadů pro lidskou populaci jsou s ohledem na naměřené koncentrace a odhadované imisní příspěvky prioritními zástupci PAH na hodnocených lokalitách naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo[a]antracen a chrysen. Ostatní sledované kongenery se svými imisními příspěvky pohybují pod hodnotou $1 \text{ pg}\cdot\text{m}^{-3}$, což je pod mezí detekce měření imisí. U takto nízkých příspěvků PAH lze negativní zdravotní dopady prakticky vyloučit bez ohledu na skutečnost, že kongenery s vyšší molekulovou hmotností jsou toxikologicky podstatně významnější než výše jmenovaní zástupci.

V případě hodnocení individuálního rizika pro nahodile se vyskytující osoby v blízkém okolí výronu zplodin hoření (jednotky m) nelze z posouzení vyloučit ani další zástupce PAH s výjimkou dibenzo[a,h]antracenu a acenaftylenu, které vykazovaly emisní koncentrace pod mezí detekce měření.

Charakteristika příjemců rizik

Potenciálními příjemci zdravotních rizik jsou:

- populace v obytné zástavbě v okolí odvalu,
- nahodile se vyskytující osoby v blízkosti areálu odvalu (první stovky m od hranice areálu),
- nahodile se vyskytující osoby v areálu odvalu, kdy nelze vyloučit krátkodobý pobyt v blízkosti míst výronu zplodin hoření.

Transportní cesty a expoziční scénáře

Jedinou zvažovanou transportní cestou je přenos z místa emise vlivem přirozeného proudění vzduchu směrem k potenciálním příjemcům rizik.

Zvažovány jsou tyto expoziční scénáře:

- 1) Přenos větrem z místa emisí k nejbližší obydlené zástavbě, dlouhodobá inhalační expozice průměrným ročním imisním příspěvkům hodnocených látek (jedná se o plynné polutanty a zástupce vázané na respirabilní frakci suspendovaných částic, téměř výhradně na frakci do velikosti 2.5 μm).
- 2) Přenos větrem k jedincům nahodile se vyskytujícím ve venkovním prostoru v blízkosti odvalu, krátkodobá inhalační expozice.
- 3) Přenos větrem k jedincům nahodile se vyskytujícím ve venkovním prostoru v areálu odvalu, v blízkosti míst vzniku emisí, krátkodobá inhalační expozice (areály nejsou oploceny, vstup cizích osob je reálný).

Odhad zdravotních rizik

Screeningový odhad zdravotních rizik byl v podstatě proveden na základě toxikologické databáze Risk Assessment Information System (RAIS), která integruje toxikologická data z řady informačních zdrojů (např. databáze IRIS, HEAST, PPRTV atd.). Údaje z této databáze o výpočtovém expozičním scénáři, který reprezentuje z hlediska zdravotních rizik „nejpřísnější“ scénář 1), jsou shrnuty v následující tabulce.

Tabulka 9: Parametry expozičního scénáře pro odhad rizika pro populaci v okolní zástavbě

Proměnná	Value
ED _{res} (exposure duration) years	26
TR (target risk) unitless	1E-06
THQ (target hazard quotient) unitless	1
LT (lifetime) years	70
EF _{res} (exposure frequency) days/year	350
ED ₀₋₂ (mutagenic exposure duration first phase) years	2
ED ₂₋₆ (mutagenic exposure duration second phase) years	4
ED ₆₋₁₆ (mutagenic exposure duration third phase) years	10
ED ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure duration fourth phase) years	10
EF ₀₋₂ (mutagenic exposure frequency first phase) days/year	350
EF ₂₋₆ (mutagenic exposure frequency second phase) days/year	350
EF ₆₋₁₆ (mutagenic exposure frequency third phase) days/year	350
EF ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure frequency fourth phase) days/year	350
ET _{res} (exposure time) hours/day	24
ET ₀₋₂ (mutagenic exposure time first phase) hours/day	24
ET ₂₋₆ (mutagenic exposure time second phase) hours/day	24
ET ₆₋₁₆ (mutagenic exposure time third phase) hours/day	24
ET ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure time fourth phase) hours/day	24

Pro expoziční scénář 1) byly s využitím databáze RAIS vyčísleny imisní koncentrace, které pro tento expoziční scénář odpovídají limitním hodnotám přijatelnosti zdravotního rizika (v případě akutních účinků hazard index HI=1, v případě karcinogenního rizika jeden případ

onemocnění na 1 milion obyvatel). Jejich souhrn pro jednotlivé zástupce PAH je obsahem následující tabulky.

Tabulka 10: Koncentrace limitující přijatelné zdravotní riziko pro populaci v okolní zástavbě

Analyt	CAS Number	Inhalation Unit Risk [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] ⁻¹	Chronic RfC (mg/m^3)	Carcinogenic PRG TR=1E-06 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	Noncarcinogenic PRG HI=1 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Naphtalene	91-20-3	3.4E-05	3E-03	8.26E-02	3.13E+00
Acenaphthene	83-32-9	-	-	-	-
Acenaphthylene	208-96-8	-	-	-	-
Anthracene	120-12-7	-	-	-	-
Benzo[a]pyrene	50-32-8	6.00E-04	2.00E-06	1.69E-03	2.09E-03
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	6.00E-05	-	1.69E-02	-
Benzo[g,h,i]perylene	191-24-2	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranthene	207-08-9	6.00E-06	-	1.69E-01	-
Chrysene	218-01-9	6.00E-07	-	1.69E+00	-
Dibenz[a,h]anthracene	53-70-3	6.00E-04	-	1.69E-03	-
Fluoranthene	206-44-0	-	-	-	-
Fluorene	86-73-7	-	-	-	-
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193-39-5	6.00E-05	-	1.69E-02	-
Phenanthrene	85-01-8	-	-	-	-
Pyrene	129-00-0	-	-	-	-

Z této tabulky vyplývá, že zdravotně přijatelné koncentrace se u toxikologicky nejvýznamnějších zástupců PAH pohybují v prvních jednotkách $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ a u většiny kongenerů jsou vyšší.

Na základě porovnání hodnot uvedených v předchozí tabulce s odhadovanými imisními příspěvky v obytné zástavbě (tab. 8) lze konstatovat, že u všech polutantů s publikovanými příslušnými toxikologickými hodnotami jsou imisní koncentrace řádově nižší než maximální přijatelné hodnoty.

Znečištění ovzduší působené hořením uhelné hmoty ve sledovaných odvalech nepůsobí pro populaci v okolní obytné zástavbě nepřijatelné zdravotní riziko. Nekarcinogenní i karcinogenní účinky tohoto znečištění jsou o několik řádů nižší než nejvyšší přijatelné hodnoty. Příspěvek populačního zdravotního rizika, který pochází z termicky aktivních odvalů Heřmanice, Hedvika a Ema je ve srovnání s jinými zdroji znečišťování ovzduší působícími v dotčené oblasti nevýznamný.

3.3.2 Ekologická rizika

V prostoru posuzovaných odvalů ani v jejich těsné blízkosti se ekologicky hodnotné ekosystémy nenacházejí. Jedná se o společenstva raných sukcesních stadií, kdy hlavním stresorem omezujícím další rozvoj ekosystémů je termická aktivita a přehřívání tmavého povrchu s nízkou pokrývností vegetace (Heřmanice) nebo jde o běžná antropogenně silně ovlivňovaná společenstva s nízkou diverzitou s převažujícím výskytem druhů s širokou ekologickou amplitudou (Ema, Hedvika). Výjimkou jsou společenstva vázaná na Heřmanický rybník severovýchodně od odvalu Heřmanice.

Plynné emise z termické oxidace uhelné hmoty uvnitř odvalů mohou hypoteticky působit ekologická rizika těmito způsoby:

- 1) Přímé riziko v podobě poškození živých organismů vlivem přímého kontaktu se znečištěným ovzduším.
- 2) Nepřímé riziko v podobě kontaminace půdy vlivem depozice z ovzduší, následný přestup do živých organismů.
- 3) Nepřímé riziko v podobě kontaminace půdy vlivem depozice z ovzduší, následný přestup do povrchových a podzemních vod, odtud přestup do živých organismů.

Dosah těchto vlivů je omezen prakticky na vlastní těleso odvalů, protože již stovky metrů dále jsou imisní příspěvky, a tedy i depozice a další související vlivy znečištění, nevýznamné.

ad 1)

Přímé riziko poškozování tkání organismů vlivem kontaktu se znečištěním lze s ohledem na nízké odhadované koncentrace (viz tabulka č. 8) vyloučit. Jedná se o koncentrace PAH, které se běžně vyskytují v lidských sídlech a jejich okolí prakticky na území celé ČR, především vlivem individuálního vytápění domácností pevnými palivy. Skladba znečištění z lokálního vytápění domácností, kdy dominantní složkou znečištění jsou PAH, je blízká skladbě emisí z termicky aktivních odvalů. Jediným významným rozdílem je skutečnost, že vytápěním je produkováno podstatně více suspendovaných částic s nakondenzovanými „těžkými“ a toxikologicky významnějšími zástupci PAH. Tyto vícejaderné kongenery mají také častěji mutagenní účinky i vyšší bioakumulační potenciál. Přesto v lidských sídlech vlivem emisí PAH z individuálního vytápění k poškozování vegetace ani ekosystémů v detekovatelné míře nedochází, a to ani v případě řádově vyšších koncentrací.

ad 2)

Jak vyplývá z výsledků monitoringu, emise obsahují velmi malé množství kongenerů s vyšší molekulovou hmotností, tzn. převažují především o těžké složky PAH. Většinou emitované látky se vyznačují podstatně slabší sorpční schopností i menším bioakumulačním potenciálem. Vzhledem k tomu, že se jedná o plyny (malé množství na částicích lze s ohledem na zjištěné koncentrace prakticky zanedbat), uplatní se prakticky výhradně mokrá depozice. Lze odhadovat, že tento vliv může mít reálný vliv (zvýšení koncentrací v povrchové vrstvě zeminy) pouze v bezprostřední blízkosti míst vzniku emisí v areálu odvalu. Za jeho hranicemi již bude

ve srovnání s jinými zdroji znečišťování, např. individuálním vytápěním pevnými palivy, nevýznamný.

Pro hrubou orientaci lze uvést screeningové hodnoty ekologického rizika převzaté z RAIS pro koncentrace v půdě – viz následující tabulka.

Tabulka 11: Screeningové koncentrace v půdě pro hodnocení ekologického rizika

Analyt	CAS Number	SO EPA R5 ESL Soil Screening Benchmark [mg.kg ⁻¹]
Naphtalene	91-20-3	0.0994
Acenaphthene	83-32-9	682
Acenaphthylene	208-96-8	682
Anthracene	120-12-7	1480
Benzo[a]pyrene	50-32-8	1.52
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	59.8
Benzo[g,h,i]perylene	191-24-2	119
Benzo[k]fluoranthene	207-08-9	148
Chrysene	218-01-9	4.73
Dibenz[a,h]anthracene	53-70-3	18.4
Fluoranthene	206-44-0	122
Fluorene	86-73-7	122
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193-39-5	109
Phenanthrene	85-01-8	45.7
Pyrene	129-00-0	78.5

Jak je zřejmé z uvedené tabulky, nejpřísnější (nejnižší) screeningová hodnota je publikována pro naftalen s ohledem na extrémně vysokou toxicitu pro bezobratlé, zejména členovce. Nelze vyloučit riziko pro tyto skupiny organismů v blízkosti míst úniku plynů v areálu odvalů, odhadem max. první desítky metrů, které se může projevit v důsledku mokré depozice. Vzhledem k tomu, že potenciálně dotčená místa jsou na odvalech prakticky bez vyvinutých ekosystémů, lze toto riziko považovat za přijatelné. Mimo areál odvalu jsou odhadovány příspěvky naftalenu v řádech max. desetin ng.m⁻³ (viz tabulka č. 8), což je řádově méně než celkové imisní koncentrace, které se zde běžně vyskytují vlivem jiných zdrojů znečišťování ovzduší. Příspěvek ekologického rizika způsobený naftalem emitovaným v důsledku termických procesů v posuzovaných odvalech je proto relativně málo významný.

Druhá nejpřísnější (nejnižší) screeningová hodnota je publikována v případě benzo[a]pyrenu (1.52 mg.kg⁻¹). Z této hodnoty a hmotnostního toku emisí odhadnutého v tabulce č. 7 vyplývá, že i za řádově nadhodnoceného předpokladu, že by veškeré emise vlivem depozice přestoupily do půdy na ploše pouze termicky aktivní části odvalu (odhad max. 15 ha) a zůstaly by vázány v horních několika cm zeminy, mohlo by být ekologické riziko hypoteticky překročeno až v řádu vyšších stovek let. S ohledem na přirozené atenuační procesy v horninovém prostředí (poločas degradace benzo[a]pyrenu v půdě < 10 let) k tomuto scénáři ve skutečnosti vůbec nemůže dojít. Ekologické riziko vlivem depozice příspěvku imisí z termicky aktivních odvalů nemůže nastat ani u dalších zástupců PAH, protože jejich screeningové hodnoty jsou oproti benzo[a]pyrenu vyšší.

Oproti uvedené screeningové tabulce je přísnější hodnota publikována pouze pro fluoren z hlediska rizika pro edafon ve výši $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. I pro tuto hodnotu platí, že ekologické riziko by hypoteticky mohlo vzniknout řádově až za více než 100 let, přičemž atenuační procesy jsou podstatně rychlejší a reálně proto riziko nevznikne.

ad 3)

Vzhledem k tomu, že screeningové hodnoty pro půdu zahrnují i riziko následného přestupu do vod, lze v návaznosti na vyhodnocení předchozího bodu konstatovat, že exhalace PAH z termické aktivity v odvalech nepředstavují podle soudobých metodik ekologické riziko pro povrchové ani podzemní vody.

Souhrnně lze říci, že emise z termické aktivity nemohou detekovatelným způsobem zvýšit koncentrace PAH v relevantních ekosystémech mimo areály předmětných odvalů. Související ekologická rizika lze proto vyloučit.

3.3.3 Omezení a nejistoty

Nejistota provedeního posouzení je vysoká. Důvodem jsou zejména výše popsané objektivní problémy s měřením emisí do ovzduší vznikajících termickou aktivitou v tělesech odvalů, na jehož výsledcích závisí stanovení hmotnostních toků PAH. Nejistotu stanovení hmotnostního toku PAH lze v tomto případě odhadnout na 1 až 2 řády.

Tato nejistota má dopad i na následné posouzení zdravotních a ekologických rizik, jehož celková nejistota tak dosahuje asi 4 řádů.

Odstup screeningových hodnot zdravotního a ekologického rizika je však od odhadovaných koncentrací v místě příjemců znečištění natolik velký, že zvýšená nepřesnost výsledků nesnižuje platnost vyslovených závěrů hodnocení. Výjimkou je ekologické riziko naftalenu, u kterého jsou nejistoty posouzení promítnuty do obecnější interpretace, tak, aby nebyla dotčena platnost vysloveného závěru.

4. ZÁVĚR A DOPORUČENÍ

V rámci projektu Spolupráce VŠB-TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice (CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074) byla v předkládané zprávě vyhodnocena velikost emisí polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) z odvalů Heřmanice, Hedvika a Ema, které vznikají samovolnými procesy termické oxidace v tělesech těchto deponií. Následně byl proveden odhad imisních příspěvků PAH v blízkosti odvalů, zejména v nejbližších obydlených lokalitách, který byl dále využit k orientačnímu posouzení potenciálního zdravotního a ekologického rizika.

Závěry posouzení lze shrnout do následujících bodů:

- 1) Z hlediska vlivu na kvalitu ovzduší jsou prioritními emitovanými zástupci PAH naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo[a]antracen a chrysen.
- 2) K překračování úrovně znečištění, která je povolena platnou legislativou, vlivem termicky aktivních odvalů nedochází.
- 3) Imisní příspěvky PAH vznikajících termickou aktivitou posuzovaných odvalů jsou ve všech obydlených místech řádově nižší než úroveň stávajícího znečištění, tzn., podílejí se na znečištění ovzduší nejvýše jednotkami %, a to pouze v jejich nejbližším okolí. Ve vzdálenostech od termicky aktivních zón nad cca 500 m je jejich vliv na úroveň znečištění ovzduší nevýznamný.
- 4) Znečištění ovzduší působené hořením uhelné hmoty ve sledovaných odvalech nepůsobí pro populaci v okolní obytné zástavbě nepřijatelné zdravotní riziko. Nekarcinogenní i karcinogenní účinky tohoto znečištění jsou o několik řádů nižší než nejvyšší přijatelné hodnoty. Příspěvek populačního zdravotního rizika, který pochází z termicky aktivních odvalů Heřmanice, Hedvika a Ema je ve srovnání s jinými zdroji znečišťování ovzduší působícími v dotčené oblasti nevýznamný.
- 5) Emise z termické aktivity v posuzovaných odvalech nemohou detekovatelným způsobem zvýšit koncentrace PAH v ekosystémech mimo areály odvalů a nepředstavují proto ekologické riziko.
- 6) Podle platných legislativních norem a ustálených zvyklostí je míra vyvolaných rizik přijatelná. Úroveň znečišťování ovzduší emisemi PAH vznikajících termickou aktivitou v tělesech posuzovaných odvalů nevyžaduje z hlediska platné legislativy ani z hlediska zdravotních a ekologických rizik žádná opatření. Ve srovnání s jinými zdroji znečišťování jsou tyto efekty málo významné (areál odvalu) až nevýznamné (vzdálenosti od několika set metrů od hranice odvalu).

5. SEZNAM POUŽITÝCH PODKLADŮ

- [1] Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů (zákon o ovzduší) v znění pozdějších předpisů.
- [2] Vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší
- [3] BUBNÍK, J., KEDER, J., MACOUN, J. SYMOS'97: Systém modelování stacionárních zdrojů: Metodická příručka. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 1998. 60s. ISBN 80-85813-55-6.
- [4] MŽP ČR, Metodický pokyn pro vypracování rozptylových studií, srpen 2013
- [5] University of Tennessee, Risk Assessment Information System , 2018, <https://rais.ornl.gov/index.html>
- [6] Regionální centrum EIA s.r.o., Ing. Radim Seibert, Sanace ve střední a severní části odvalu Heřmanice, Rozptylová studie, 04/2017, aktualizace 02/2019