



národní
úložiště
šedé
literatury

Morfologie, chemická a toxikologická charakteristika pouličního prachu a suspendovaných prachových částic, včetně určení zdrojů původu

Adamec, Vladimír; Huzlík, Jiří; Ličbinský, Roman; Effenberger, Karel; Mikuška, Pavel;
Večeřa, Zbyněk; Dočekal, Bohumil; Vojtěšek, Martin
2010

Dostupný z <http://www.nusl.cz/ntk/nusl-118208>

Dílo je chráněno podle autorského zákona č. 121/2000 Sb.

Tento dokument byl stažen z Národního úložiště šedé literatury (NUŠL).

Datum stažení: 28.04.2024

Další dokumenty můžete najít prostřednictvím vyhledávacího rozhraní nusl.cz .



**MORFOLOGIE, CHEMICKÁ A TOXIKOLOGICKÁ
CHARAKTERISTIKA POULIČNÍHO PRACHU
A SUSPENDOVANÝCH PRACHOVÝCH ČÁSTIC,
VČETNĚ URČENÍ ZDROJŮ PŮVODU**

ZÁVĚREČNÁ ZPRÁVA - Souhrn

Listopad 2010

IDENTIFIKAČNÍ ÚDAJE PROJEKTU

1. **Identifikační kód projektu:** SP/1a3/55/08

2. **Zadavatel:** Ministerstvo životního prostředí ČR
Pověřený pracovník: Mgr. Michala Křečková

3. **Nositel:** Centrum dopravního výzkumu, v. v. i.
zastoupené: Prof. Ing. Karlem Pospíšilem, Ph.D., MBA., ředitelem

4. **Odpovědný řešitel:** Doc. Ing. Vladimír Adamec, CSc.

5. **Spoluřešitelé:** RNDr. Jiří Huzlík, Mgr. Roman Ličbinský, Karel Effenberger - CDV
RNDr. Pavel Mikuška, CSc., Ing. Zbyněk Večeřa, CSc., Doc.
RNDr. Bohumil Dočekal, CSc., Mgr. Martin Vojtěšek - UIACH

6. **Předmět řešení projektu:**
Stanovit chemické a toxikologické vlastnosti prachových částic včetně výzkumu jejich vzniku

7. **Doba řešení:** 1/2008 - 12/2010

Obsah

1	Odběry vzorků prachů na vybraných lokalitách	4
1.1	Měření velikostní distribuce a koncentrací PM.....	5
1.2	Granulometrický rozbor pouličního prachu	6
2	Chemické analýzy	7
3	Toxikologické testy	12
4	Morfologický rozbor jednotlivých frakcí.....	13
5	Vyhodnocení resuspenze.....	15
6	Identifikace zdrojů prachu.....	16
7	Hodnocení zdravotních rizik	17

1 Odběry vzorků prachů na vybraných lokalitách

Na základě provedené analýzy monitoringu kvality ovzduší byly pro sledování koncentrací pevných částic (PM) a resuspenze vybrány lokality s různými zdroji prachu/pevných částic. Lokalita Kotlářská reprezentuje křižovatku ulic Kounicova – Kotlářská, která patří mezi nejfrekventovanější komunikace města Brna, s denní intenzitou cca. 32,5 tis vozidel za den, z toho 3 % těžkých nákladních a dlouhodobě zde dochází k překračování imisních limitů PM₁₀. V okolí stojí obytné čtyřpatrové domy, a tuto ulici je místy možno považovat za tzv. kaňon. Za dominantní zdroj znečištění ovzduší PM je zde považována doprava, přičemž jako dopravní je lokalita označována také v databázi ČHMÚ. Jako druhá lokalita byla vybrána Ostrava – Bartovice s výrazně odlišným charakterem okolí i zdrojem prachu, za který je v této oblasti považován průmysl. Místo vzorkování ovzduší i pouličního prachu je ve směru pohybu vzdušných mas po jejich průchodu přes průmyslovou oblast zahrnující koksovnu, vysoké pece, ocelárnu, válcovnu, tzn. že škodliviny produkované touto průmyslovou výrobou jsou transportovány právě do této rezidenční čtvrti. Jedná se o silně znečištěnou část města patřící mezi nejznečištěnější oblasti v České republice z pohledu pevných částic i dalších škodlivin a to i z dlouhodobého hlediska. Po dohodě se zadavatelem byl rozšířen soubor lokalit o další lokalitu tzv. pozadřovou v každém z měst pro porovnání výsledků ze silně postižených lokalit. Na těchto lokalitách probíhaly odběry pouličního prachu (PP), jeho gravimetrický a granulometrický rozbor a chemické analýzy získaných frakcí, přičemž koncentrace pevných částic v ovzduší a na ně vázaných vybraných rizikových prvků a polyaromatických uhlovodíků (PAH) na těchto lokalitách kontinuálně sleduje ČHMÚ. Brno Líšeň je v systému monitoringu kvality ovzduší ČHMÚ označena jako pozadřová, městská lokalita v obytné zóně umístěná ve vrcholové poloze v terénu do 10 %, na okraji obce. Ostrava Poruba je v systému monitoringu kvality ovzduší ČHMÚ kalsifikována jako pozadřová, předměstská městská lokalita v obytné zóně při horní nebo střední část pozvolného svahu (do 8 %) s řídkou nízkopodlažní zástavbou (ves, vilová čtvrť) v okolí.

Tab. 1.1 Přehled realizovaných měření v rámci řešení projektu

lokalita		termín měření	odebrané vzorky
Brno	Kotlářská	4. – 11.1.2009, 14. – 21.6.2009 16. – 23.1.2010*, 6. - 13.3.2010**, 29. 5. – 5.6.2010	TSP, PM ₁₀ , PM _{2.5} , PP * pouze ovzduší, ** pouze PP
	Líšeň	19. – 25.3.2009, 14. – 21. 6. 2009, 12. - 19.3.2010, 29.5. – 5. 6. 2010	PP
Ostrava	Bartovice	17. – 24.1.2009, 29.5. – 5.6.2009, 5. – 12.1.2010*, 11. - 18.3.2010**, 10. – 17.6.2010	TSP, PM ₁₀ , PM _{2.5} , PP * pouze ovzduší, ** pouze PP
	Poruba	18. – 25.3.2009, 29.5. – 5.6.2009, 11. - 18.3.2010, 10. – 17.6.2010	PP

V rámci řešení projektu proběhly čtyři odběrové kampaně v průběhu dvou let v různých ročních obdobích (zima, léto) (viz. tab. 1.1). Na všech čtyřech lokalitách byl proveden odběr pouličního prachu a na dvou zatížených lokalitách rovněž aktivní odběr vybraných frakcí pevných částic. Pro porovnání chemického složení a dalších parametrů atmosférických

aerosolů a pouličního prachu bylo nezbytné porovnávat koncentrace příslušných sloučenin u vzorků odebraných v průběhu stejných časových intervalů. Z tohoto důvodu byl pouliční prach vzorkován integrálně po dobu 7 dnů a extrakty všech filtrů odebraných v průběhu 7 dnů byly před vlastní analýzou smíchány dohromady za vzniku jednoho směšného vzorku atmosférických aerosolů odebraných v intervalu 7 dnů, tj. ve stejném časovém úseku jako pouliční prach. V roce 2010 však došlo k posunu odběrů PP v rámci zimní kampaně z důvodu dlouhodobé sněhové pokrývky na všech lokalitách, která znemožňovala provést odběry ve stejných časových intervalech jako vzorkování ovzduší a stejným způsobem jako v předchozích případech.

1.1 Měření velikostní distribuce a koncentrací PM

Měření hmotnostních koncentrací pevných částic frakcí TSP, PM₁₀ a PM_{2,5} bylo provedeno autorizovaným postupem s využitím přístrojů Leckel MVS6 (Sven Leckel Ingenierbüro, Německo) a velkoobjemových čerpadel PS-1 (Graseby-Andersen, USA) s následným gravimetrickým stanovením koncentrací na mikrováhách MX5 (Mettler-Toledo GmbH, Švýcarsko). Odběry vzorků pevných částic frakce PM_{2,5} byly rovněž realizovány velkoobjemovým vzorkovačem DHA-80 (Digitel, Švýcarsko) na křemenné filtry (průměr 150 mm, Whatman, USA) pro následnou analýzu anhydridů monosacharidů. Vzhledem k zajištění věrohodnosti výsledků byly průměrné týdenní koncentrace sledovaných frakcí PM stanoveny jako vážené průměry, kde jako váhy byly použity objemy odebraného vzduchu při dílčích měřeních. Nejvyšší koncentrace PM₁₀ i PM_{2,5} byly stanoveny v zimní kampani v roce 2009 na lokalitě Ostrava Bartovice, kdy byly o 48,2 resp. 35,6 µg.m⁻³ vyšší než na lokalitě Brno Kotlářská. Podobně významný rozdíl mezi lokalitami byl stanoven rovněž v zimní kampani v roce 2010 (viz. tab. 1.1.1). V rámci letních odběrových kampaní pak byly stanovené koncentrace téměř shodné na obou lokalitách, ale přitom významně nižší v porovnání se zimními kampaněmi.

Tab. 1.1.1 Průměrné týdenní koncentrace sledovaných velikostních frakcí PM

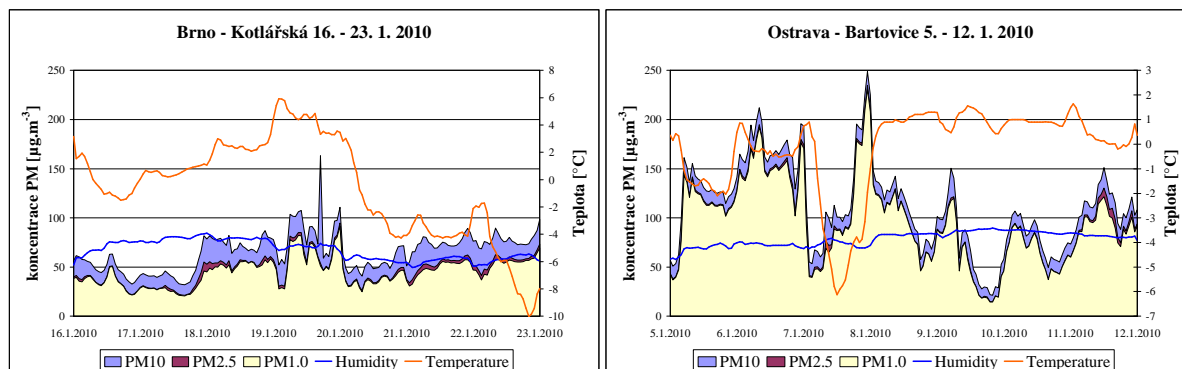
lokality	termín měření	koncentrace [µg.m ⁻³]		
		TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}
Brno Kotlářská	4. – 11.1.2009	102,8	68,2	60,3
	14. – 21.6.2009	47,9	29,4	15,6
	16. – 23.1.2010	89,9	56,3	48,0
	29.5. – 5.6.2010	55,6	25,4	15,6
Ostrava Bartovice	17. – 24.1.2009	107,3*	116,4	95,9
	29.5. – 5.6.2009	64,9	26,3	17,2
	5. – 12.1.2010	101,5	102,8	92,9
	10. – 17.6.2010	47,2	33,1	20,9

legenda - * = porucha PS-1, průměrováno pouze 6 dní

Výsledky kontinuálního měření velikostní distribuce PM přístrojem EnvironCheck 107 (Grimm aerosol technik, Německo) prokazují vyšší zastoupení jemnější frakce částic s rozměry pod 2,5 µm na lokalitě v Ostravě Bartovicích v porovnání s lokalitou Brno Kotlářská v rámci realizovaných odběrových kampaní, zejména v zimním období. Podíl jemnější frakce částic na celkových PM₁₀ je v letním období významně nižší v průměru o 29,3 % a to v rámci obou realizovaných odběrových kampaní v tomto období. Tento fakt má za následek i nerovnoměrnou zátěž zdraví obyvatelstva v průběhu roku, jelikož velikost částic je dominantním faktorem určujícím možné působení částic v dýchacím systému člověka. Zatímco v letním období může do plic vstupovat v průměru pouze 50,5 % částic z PM₁₀, v zimním období pak v průměru 79,8 % částic z PM₁₀, což může významně ovlivnit negativní působení PM na zdraví člověka. Následující grafy na obr. 1.1.1. znázorňují kontinuální

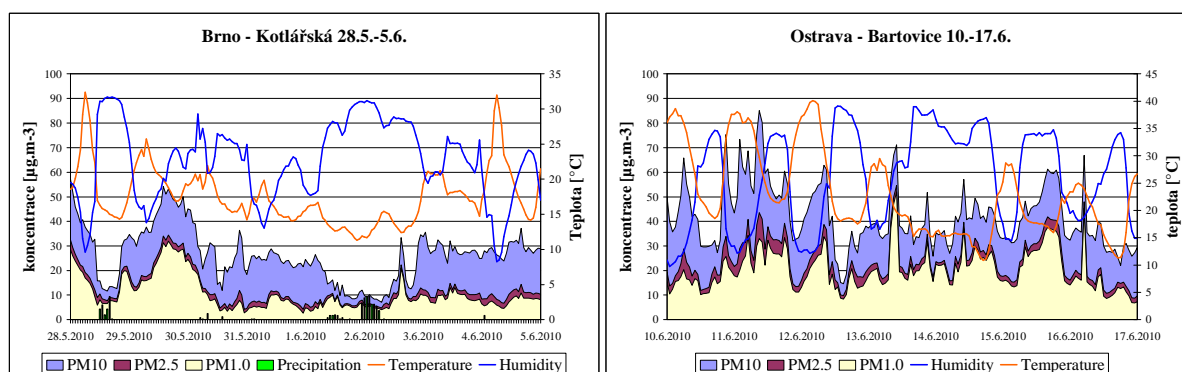
měření velikostní distribuce PM v zimním období v roce 2010, kdy byl prokázán stejně jako v při předchozí kampani ve stejném období vyšší podíl jemnější frakce částic s rozměry pod 2,5 μm na lokalitě v Ostravě Bartovicích v porovnání s lokalitou Brno Kotlářská (87 % vs. 72 % z celkových PM_{10}) při velmi podobných meteorologických podmínkách (teplotě $-0,2^\circ\text{C}$ vs. $-0,5^\circ\text{C}$ a vlhkosti 67 % vs. 78 %).

Obr. 1.1.1. Velikostní distribuce PM a podíl jednotlivých velikostních frakcí na lokalitě v Brně v zimě 2010



Rovněž v letním období byl prokázán vyšší podíl jemnější frakce částic s rozměry pod 2,5 μm na lokalitě v Ostravě Bartovicích v porovnání s lokalitou Brno Kotlářská, který v roce 2010 tvořil 56 % vs. 47 % z celkových PM_{10} při velmi podobných meteorologických podmínkách (teplotě $23,1^\circ\text{C}$ vs. $17,5^\circ\text{C}$ a vlhkosti 57,9 % vs. 64,5 %). Pro zajímavost je v grafu na obr. 1.1.2 znázorněno množství srážek v daném čase. Jak je patrné, při zvýšené relativní vlhkosti a srážkách byly naměřeny nižší koncentrace PM a to zejména nižší podíl hrubých částic $\text{PM}_{2,5-10}$, které jsou pravděpodobně deštěm odstraňovány z atmosféry.

Obr. 1.1.2. Velikostní distribuce PM a podíl jednotlivých velikostních frakcí na lokalitě v Brně v létě 2010



1.2 Granulometrický rozbor pouličního prachu

Vzorky pouličního prachu odebrané v průběhu jednotlivých kampaní byly usušeny a následně mechanicky rozděleny do 3 velikostních frakcí (0-50 μm , 50-100 μm , 100-400 μm) třepáním po dobu 2 hodin na nerezových analytických sítích umístěných na laboratorní třepače. Frakcionované vzorky pouličního prachu byly následně analyzovány na obsah toxických kovů a prvků zemské kůry a organických sloučenin (polyaromatické uhlovodíky, anhydridy monosacharidů). Hmotnosti vzorků pouličního prachu odebraných na jednotlivých lokalitách během odběrových kampaní jsou zobrazeny v tab. 1.2.1.

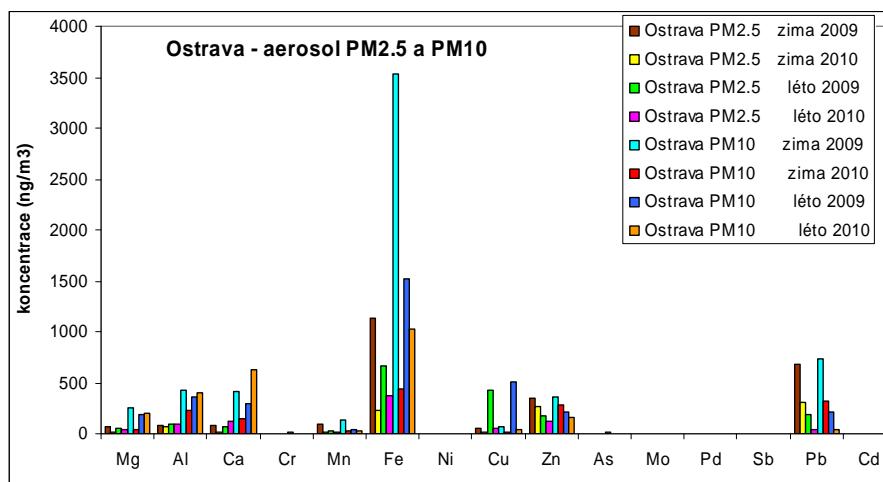
Tab. 1.2.1 Přehled odebraných vzorků pouličního prachu, celková hmotnost a hmotnost vzorků po frakcionaci

odběrová lokalita	termín odběru	Celková hmotnost vzorku (g)	Hmotnost vzorků (g) ve frakci 0-50, 50-100 a 100-400 μm
Brno Kotlářská	4.-11.1.2009	3503	61,1; 294,4; 545
	14.-21.6.2009	1700	130; 156; 431
	6.-13.3.2010	940	48; 38; 120
	29.5.-5. 6. 2010	647	38; 59; 182
Brno-Líšeň	12. – 19.3.2009	878	69; 55; 162
	14.-21.6.2009	641	24; 28; 133
	12.-19.3.2010	526	106; 40; 72
	29.5.- 5. 6. 2010	336	4; 9; 58
Ostrava Bartovice	17.-24.1.2009	2393	20,4; 30,8; 150,6
	29.5.-5.6.2009	1470	125; 110; 334
	11.-18.3.2010	1532	145; 143; 386
	10.-17.6.2010	1809	98; 132; 400
Ostrava-Poruba	19.-26.3.2009	1313	16; 25; 103
	29.5.-5.6.2009	1409	78; 50; 211
	11.-18.3.2010	1037	43; 28; 110
	10.-17.6.2010	790	38; 23; 120

2 Chemické analýzy

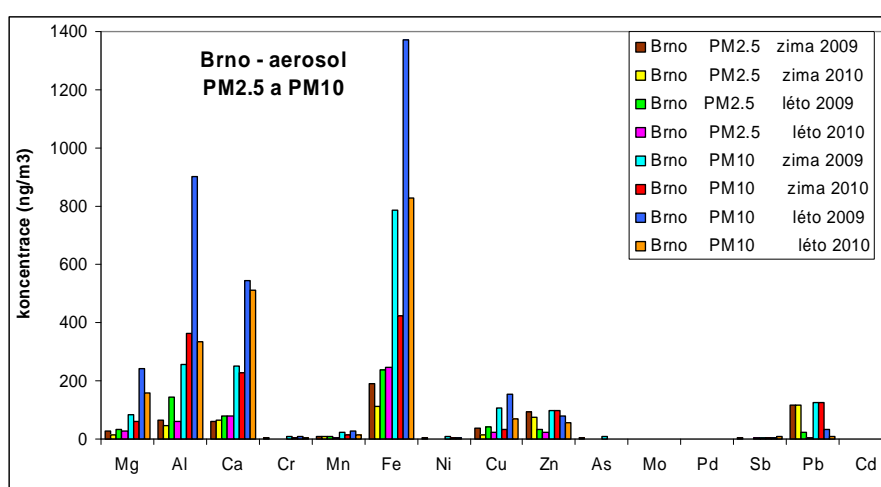
Navzdory rozdílným klimatickým podmínkám během zimních kampaní v Ostravě v 2009 a 2010 byla průměrná koncentrace $\text{PM}_{2.5}$ v Ostravě v roce 2010 vyšší oproti roku 2009, zatímco průměrná koncentrace $\text{PM}_{2.5}$ aerosolů během zimních kampaní 2009 a 2010 v Brně byla srovnatelná. Průměrné koncentrace $\text{PM}_{2.5}$ aerosolů v Brně a Ostravě v průběhu letních kampaní byly rovněž podobné.

Obr. 2.1. Srovnání koncentrací prvků v aerosolu $\text{PM}_{2.5}$ a PM_{10} na lokalitě Ostrava-Bartovice během zimní a letní kampaně 2009 a 2010

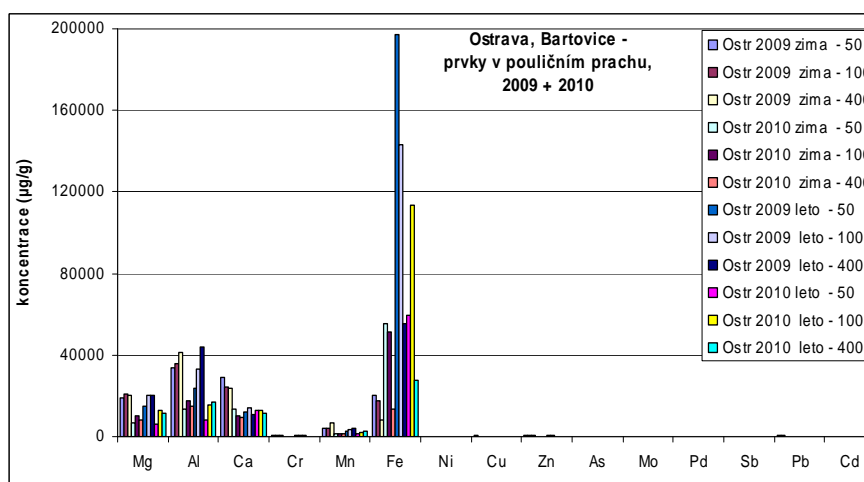


Koncentrace Fe v aerosolové frakci PM_{2.5} i PM₁₀ byly v Ostravě obecně mnohem vyšší než v Brně v průběhu všech kampaní projektu, což identifikuje ocelárny v blízkosti Bartovic jako dominantní zdroj emisí Fe na této lokalitě. Podobně byly zjištěny vyšší koncentrace Pb (v obou frakcích) v Ostravě než v Brně; zároveň bylo zjištěno, že koncentrace Pb byly v obou zimních kampaních vyšší než koncentrace Pb v odpovídajících letních kampaních, jak v Brně, tak v Ostravě, což indikuje spalování uhlí v domácnostech, případně teplárnách, jako významný zdroj emisí Pb na obou lokalitách během zimního období. V Brně na lokalitě Kotlářská byly nalezeny vyšší koncentrace Sb ve srovnání s výsledky z Bartovic, což potvrzuje předpoklad, že doprava je hlavním zdrojem znečištění na lokalitě Kotlářská. Přehlednější srovnání koncentrací prvků v aerosolech na obou lokalitách je znázorněno na obr. 2.1. a 2.2.

Obr. 2.2. Srovnání koncentrací prvků v aerosolu PM_{2.5} a PM₁₀ na lokalitě Brno-Kotlářská během zimní a letní kampaně 2009 a 2010



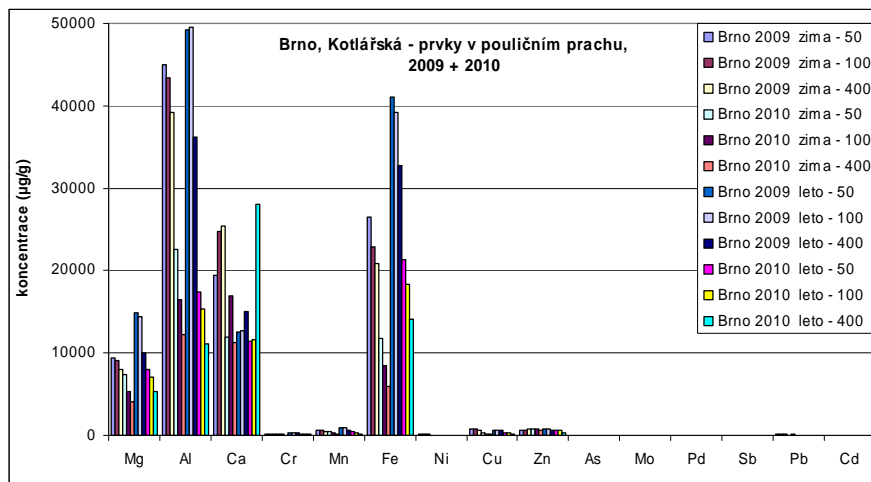
Obr. 2.3. Srovnání koncentrací prvků v pouličním prachu ve frakcích 0-50 µm (50), 50-100 µm (100) a 100-400 µm (400) na lokalitě Ostrava-Bartovice během zimní a letní kampaně 2009 a 2010



Koncentrace prvků ve vzorcích PP na obou lokalitách byly během jednotlivých kampaní 2009 a 2010 srovnatelné, příkladem je Mg, Al, Ca, Ni, As, Mo, Cd. Rozdíly byly naopak zjištěny pro Fe, Cr a Mn, které byly přítomny ve vzorcích PP z Ostravy v mnohem větších koncentracích než ve vzorcích PP z Brna. Ve vzorcích PP odebraných v Brně jak během

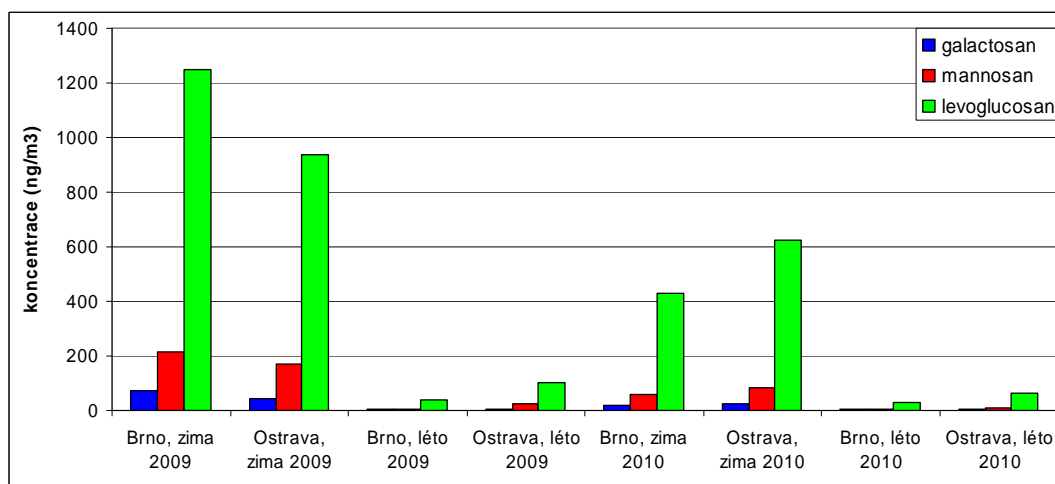
zimních, tak letních kampaní 2009 i 2010 byly nalezeny větší koncentrace pro Sb, Cu a Zn než ve vzorcích PP z odpovídajících kampaní v Ostravě. Pro větší přehled jsou opět přidány obr. 2.3 a 2.4

Obr. 2.4 Srovnání koncentrací prvků v pouličním prachu ve frakcích 0-50 μm (50), 50-100 μm (100) a 100-400 μm (400) na lokalitě Brno-Kotlářská během zimní a letní kampaně 2009 a 2010



Ze srovnání koncentrací anhydridů monosacharidů v 2009 a 2010 vyplývá, že letní koncentrace na obou lokalitách jak v roce 2009, tak v roce 2010 byly podobné. Koncentrace v zimě v obou letech byly na obou lokalitách mnohem vyšší než odpovídající letní koncentrace, což je v souladu s vyšší intenzitou spalování dřeva v zimním období pro vytápění domácností jak v Brně, tak v Ostravě. Při srovnání koncentrací anhydridů během zimní kampaně v roce 2009 a 2010 je na obou lokalitách evidentní nižší koncentrace anhydridů v roce 2010 oproti výsledkům v roce 2009, což indikuje nižší příspěvek emisí ze spalování dřeva k celkovému složení aerosolů v roce 2010 ve srovnání s rokem 2009 (obr. 2.5). Podobný výsledek vyplývá také ze srovnání koncentrace Pb v aerosolech v Ostravě, kdy koncentrace Pb v obou PM frakcích v roce 2010 byly menší než v roce 2009, což potvrzuje menší intenzitu spalování uhlí v průběhu letošní zimní kampaně v Ostravě než během zimní kampaně v loňském roce.

Obr. 2.5 Srovnání koncentrací anhydridů monosacharidů v aerosolu PM_{2.5} v Brně a Ostravě během kampaní v roce 2009 a 2010

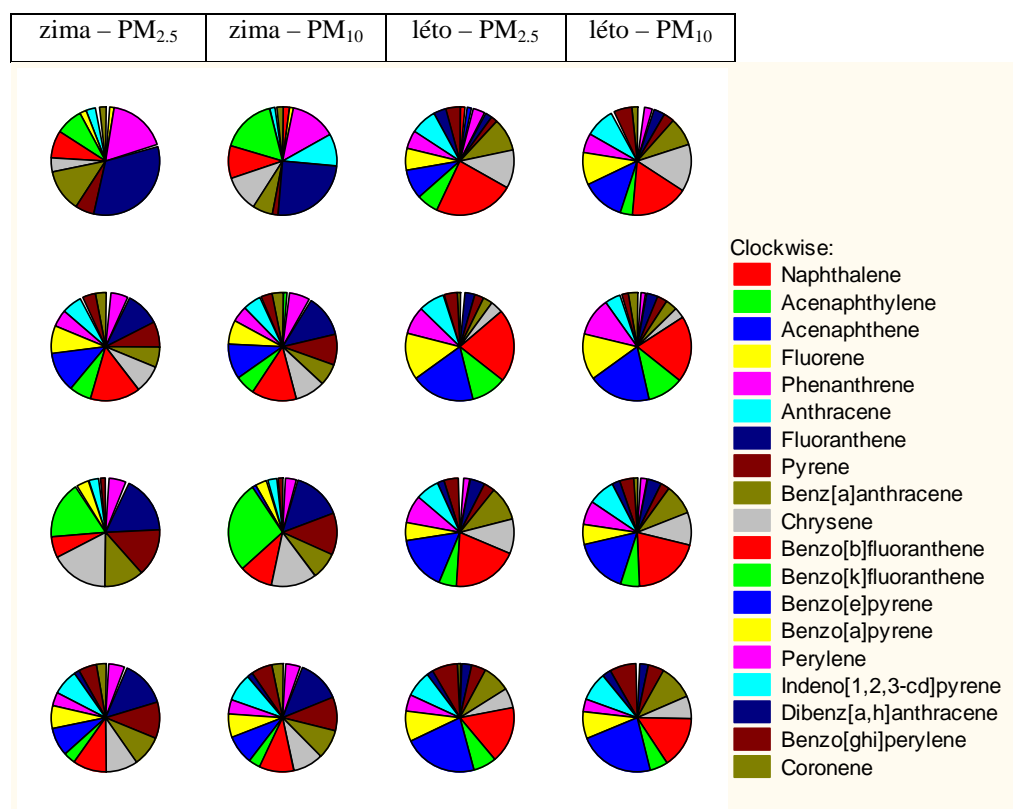


Analýza chemického složení atmosférických aerosolů (frakce PM_{2.5} i PM₁₀) a pouličního prachu odebraných během zimních a letních kampaní 2009 a 2010 na lokalitách Ostrava-Bartovice a Brno-Kotlářská umožnila určit několik hlavních zdrojů emisí aerosolů na obou studovaných lokalitách.

Vysoké koncentrace Fe v aerosolech a vysoké koncentrace Fe, Cr a Mn ve vzorcích pouličního prachu odebraných během kampaní 2009 a 2010 v Ostravě-Bartovicích identifikuje jako hlavní zdroj emisí těchto kovů místní ocelárny nacházející se v blízkosti této lokality. Vysoké koncentrace Pb ve vzorcích aerosolů i PP ze zimní kampaně ve srovnání s koncentracemi Pb v letních vzorcích identifikuje jako další zdroj emisí v Ostravě-Bartovicích spalování uhlí v domácnostech. Posledním významným místním zdrojem jsou emise ze spalování dřeva v domácnostech, což dokládají vysoké koncentrace anhydridů monosacharidů v zimních vzorcích aerosolů. Vedle těchto místních zdrojů však nelze opominout ani regionální transport aerosolů z dalších zdrojů v blízkosti Bartovic nebo ze vzdálenějšího okolí a také dálkový transport aerosolů z dalších zdrojů, např. z průmyslové oblasti v nedalekém Polsku.

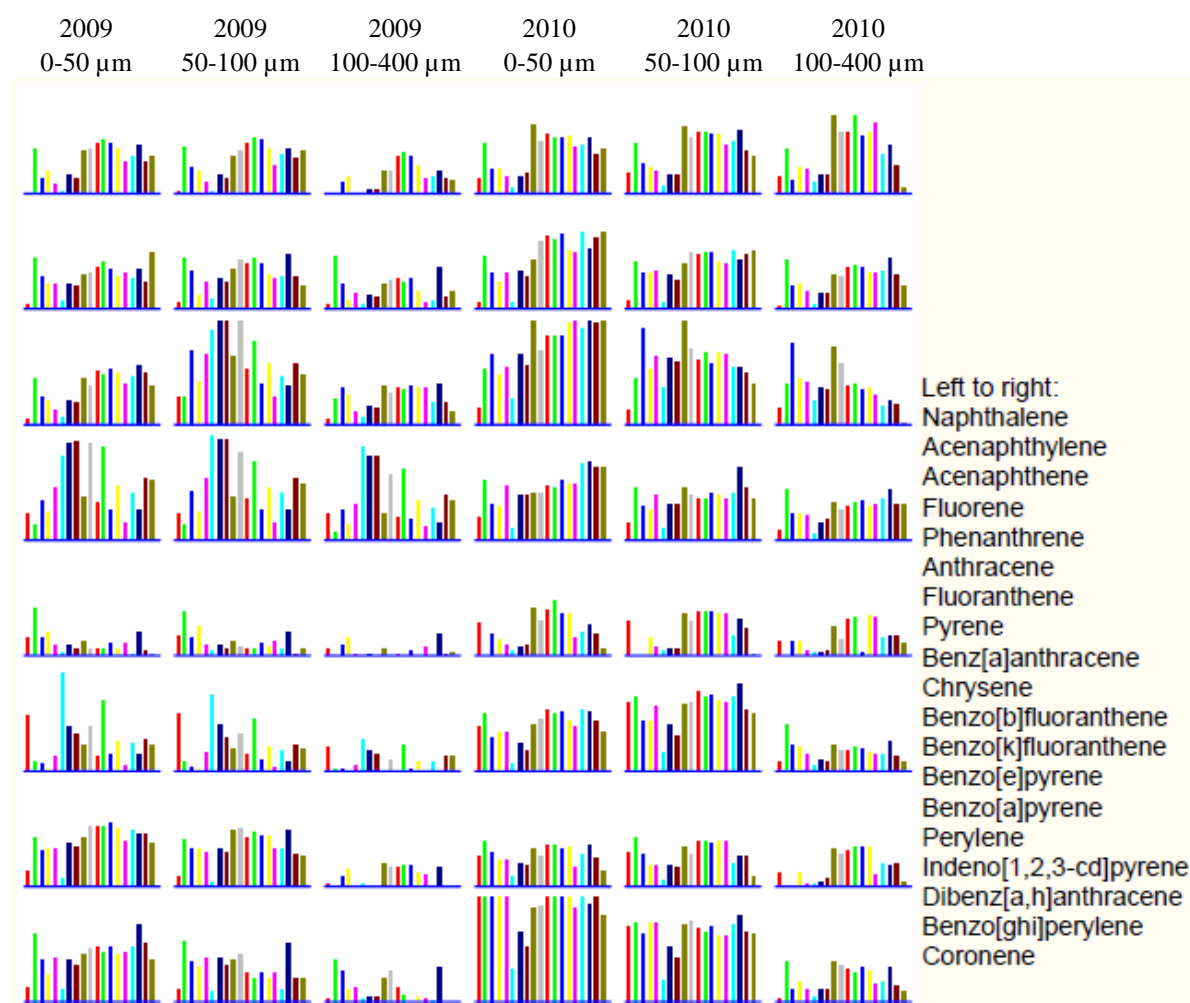
Zvýšené koncentrace Sb, Cu, Zn, případně Pd ve vzorcích aerosolu a pouličního prachu odebraných během kampaní 2009 a 2010 na lokalitě Brno-Kotlářská identifikuje jako hlavní zdroj emisí těchto kovů místní dopravu. Podobně jako v Ostravě, tak i v Brně-Kotlářská byly jako další zdroje emisí identifikovány spalování uhlí a dřeva v domácnostech pro vytápění domů během zimní sezóny. Důkazem jsou opět vysoké koncentrace Pb ve vzorcích aerosolů i PP ze zimní kampaně ve srovnání s koncentracemi Pb v letních vzorcích (identifikace uhlí) a vysoké koncentrace anhydridů monosacharidů (důkaz spalování dřeva) v zimních vzorcích aerosolů. Vedle těchto místních zdrojů opět nelze opominout regionální transport aerosolů z dalších zdrojů v blízkosti Brna nebo ze vzdálenějšího okolí a také dálkový transport aerosolů z dalších zdrojů.

Obr. 2.6 Distribuce PAH vázaných na PM na jednotlivých lokalitách v jednotlivých obdobích



Koncentrace PAH vázaných na PM_{10} a na $PM_{2.5}$ vztažené na objem vzduchu byly srovnatelné na všech lokalitách. To znamená, že prakticky všechny PAH se vyskytují ve frakci $PM_{2.5}$. To potvrzuje i přepočítání na koncentraci PAH na jednotku hmotnosti částic. Průměrné koncentrace PAH za celou dobu měření v závislosti na lokalitě a velikostní frakci PM znázorňuje obr. 2.6. Poměrné zastoupení jednotlivých polyaromátů na lokalitách Brno Kotlářská a Ostrava Bartovice nelze jednoznačně odlišit. Rozdíly ve složení vázaných PAH jsou spíše sezónního charakteru. Zatímco v teplejším období převládají těžavější PAH (naftalen, acenaftýlen, acenaften, fluoren, fenantren a anthracen), v chladnějším období převládají méně těžké PAH. Celková koncentrace PAH v ovzduší byla v Ostravě oproti Brnu v letním období cca dvoj- až čtyř-násobná, v zimním období troj- až více než deseti-násobná. Distribuce PAH vázaných na PM je znázorněna na obr. 2.6, kde na prvních dvou řádcích je reprezentována postupně pro roky 2009 a 2010 lokalita Brno – Kotlářská, na dalších dvou řádcích stejným způsobem lokalita Ostrava – Bartovice.

Obr. 2.7 Distribuce PAH vázaných na PP na jednotlivých lokalitách – ikonový graf



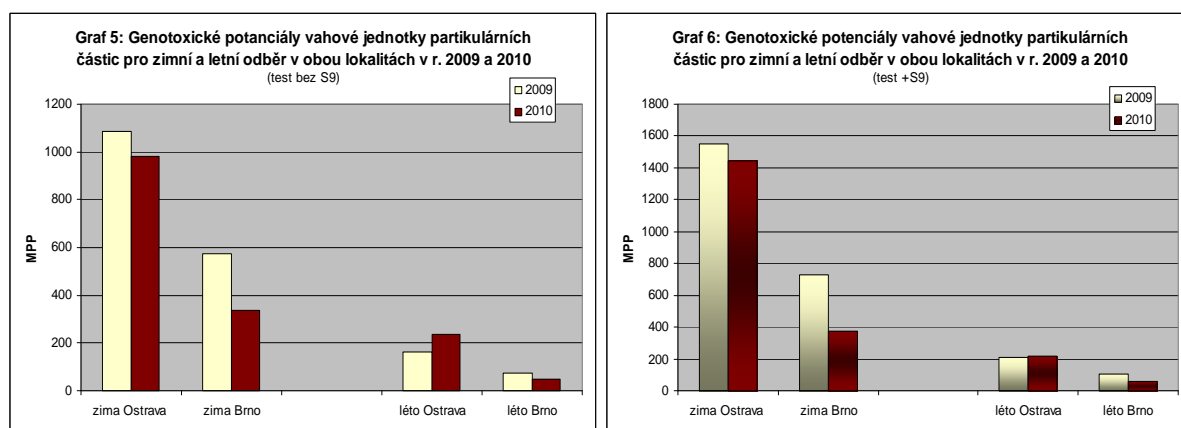
Poměrné zastoupení PAH v pouličním prachu bylo podobné na všech lokalitách a ve všech frakcích. Ve všech případech byly celkové koncentrace polyaromátů na zatížených lokalitách nejvyšší v nejjemnější frakci a nejnižší v nejhrubších frakcích. V pozadových lokalitách již je rozdělení PAH mezi frakce rovnoměrnější. Podobně jako u kovů byly při měření v roce 2009 prokázány koncentrace PAH ve vzorcích prachu z krajnic vozovky několikanásobně vyšší, než koncentrace ve vzorcích prachu z ostatních ploch. To svědčí o tom, že prach na vozovce je přímo ovlivněn emisemi z dopravy. Při porovnání pozadových lokalit se zatíženými

lokalitami vychází vyšší kontaminace prachu PAH v Brně na Kotlářské, v Ostravě však převažuje znečištění na pozad'ové lokalitě v Porubě nad znečištěním v Bartovicích. Z porovnání obou pozad'ových lokalit vychází u frakce 0-50 μm jako horší lokalita Ostrava – Poruba, u frakce 100-400 μm vždy Brno – Líšeň. Z porovnání všech lokalit vychází jako nejčistší, co se prachu týče, Ostrava – Bartovice, jako nejznečištěnější lokalita Brno – Kotlářská. Zde se patrně projevuje vliv znečištění prachu polyaromáty vznikajícími z dopravy, jejichž zdroje jsou nízko nad povrchem vozovky a znečišťují její povrch mnohem intenzivněji, než zdroje v Ostravě. V Ostravě je mnohem více znečištěn aerosol, který pravděpodobně sedimentuje mnohem pomaleji. To by mohlo být i důvodem vyššího obsahu PAH v nejjemnější frakci prachu v Porubě. Distribuce PAH vázaných na PP je znázorněna na obr. 2.7, kde na prvních dvou řádcích je reprezentována postupně pro období léto (1. řádek) a zima (2. řádek) lokalita Brno – Líšeň, na každých dalších dvou řádcích vždy postupně stejným způsobem lokality Brno – Kotlářská, Ostrava – Bartovice a Ostrava - Poruba.

3 Toxikologické testy

Genotoxické účinky látek nebo jejich směsí především těch, které se přirozeně vyskytují v reálném prostředí, jsou důležitou charakteristikou jejich „bezpečnosti“ pro životní prostředí a tím i pro člověka. Jakkoli přesné a rozsáhlé chemické analýzy nepostihnou veškerou složitost chemismu jednotlivých látek již vně živého organismu, natož pak schopnost vznikajících směsí vstupovat do živé buňky se všemi důsledky pro biologicky důležité molekuly a pochody. Z tohoto důvodu je biomonitorování dalším nezbytným krokem ve shromažďování informací o působení složek životního prostředí, především pro reálně se vyskytující směsi, jakými jsou např. směsi, vyskytující se v ovzduší, event. v pouličním prachu lidských sídel. Odběry vzorků celkové prašnosti v ovzduší pro následné toxikologické hodnocení byly prováděny velkoobjemovými čerpadly PS-1 (Graseby-Andersen, USA). Exponované filtry byly zpracovány standardním způsobem pro přípravu vzorků pro krátkodobý bakteriální test (vícenásobná extrakce v dichlormetanu, odpaření rozpouštědla pod proudem dusíku, stanovení obsahu extrahovatelných organických látek (EOM) a rozpuštění odparku v rozpouštědle nemutagením, vhodném pro použití v bakteriálním testu (DMSO).

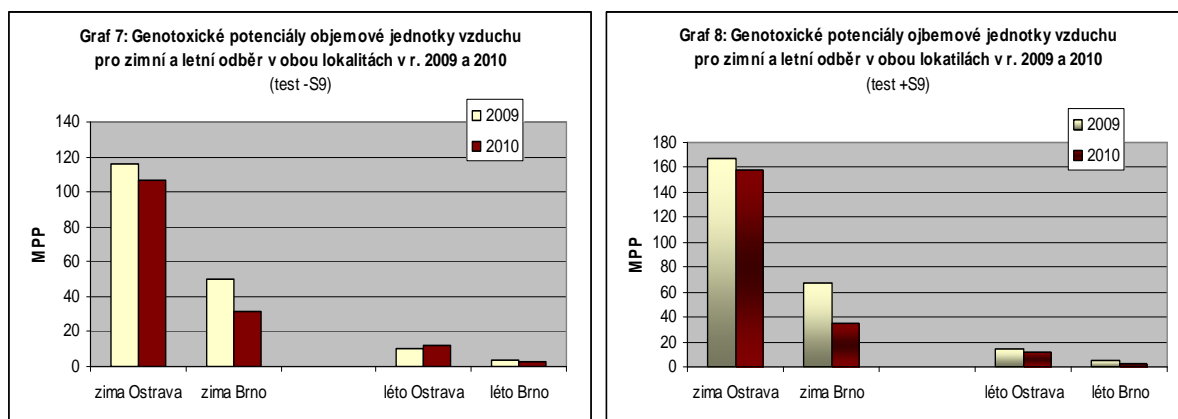
Obr. 3.1 Srovnání genotoxických potenciálů přepočtených na PM v jednotlivých letech řešení



Směs látek navázaných na partikulární částice v ovzduší odebraného v r. 2010 byla ve všech případech v daném testovacím systému mutagení. Na obou sledovaných odběrových místech (Brno Kotlářská i Ostrava Poruba) byla mutagenita v zimním období výrazně vyšší ve srovnání s „letními“ hodnotami. Mutagenita byla v zimním období vyšší v testu s použitím savčí metabolické aktivace, což může být přičítáno vyšším koncentracím PAU v ovzduší v

zimě. „Letní“ ovzduší (především v Ostravě) v r. 2010 nevykázalo na rozdíl od roku předešlého vyšší podíl tzv. nepřímých genotoxikantů (např. PAU) na výsledné míře mutagenity. Výsledky z roku 2010 jsou vesměs potvrzením výsledků z r. 2009 (všechny odebrané vzorky ovzduší mutagenní, sezónní charakter mutagenity, rozdíly mezi odběrovými místy, hlavně v zimě). Na rozdíl od roku předešlého nebyl v r. 2010 potvrzen převládající vliv tzv. nepřímých genotoxikantů v letních odběrech, především pro Ostravu. V letech 2009 i 2010 byl pro zimní období zjištěn vyšší genotoxický potenciál ovzduší v Ostravě jak pro objemovou jednotku odebraného ovzduší (m³), tak pro váhovou jednotku suspendovaných částic (mg prachu) (viz. obr. 3.1 a 3.2).

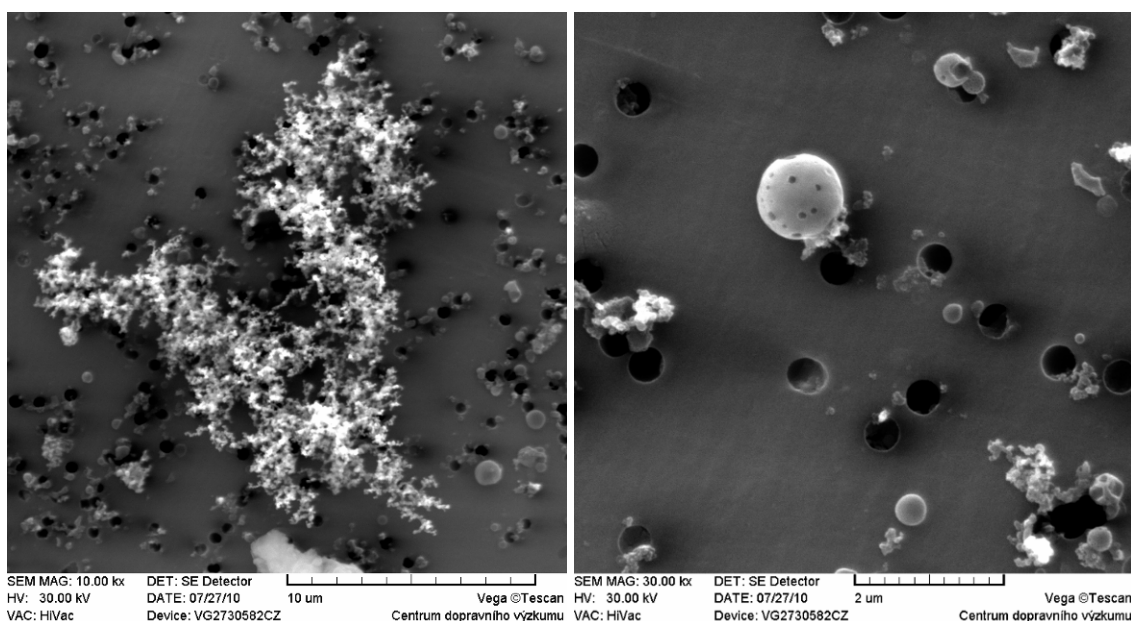
Obr. 3.2 Srovnání genotoxických potenciálů přepočtených na ovzduší v jednotlivých letech řešení



4 Morfologický rozbor jednotlivých frakcí

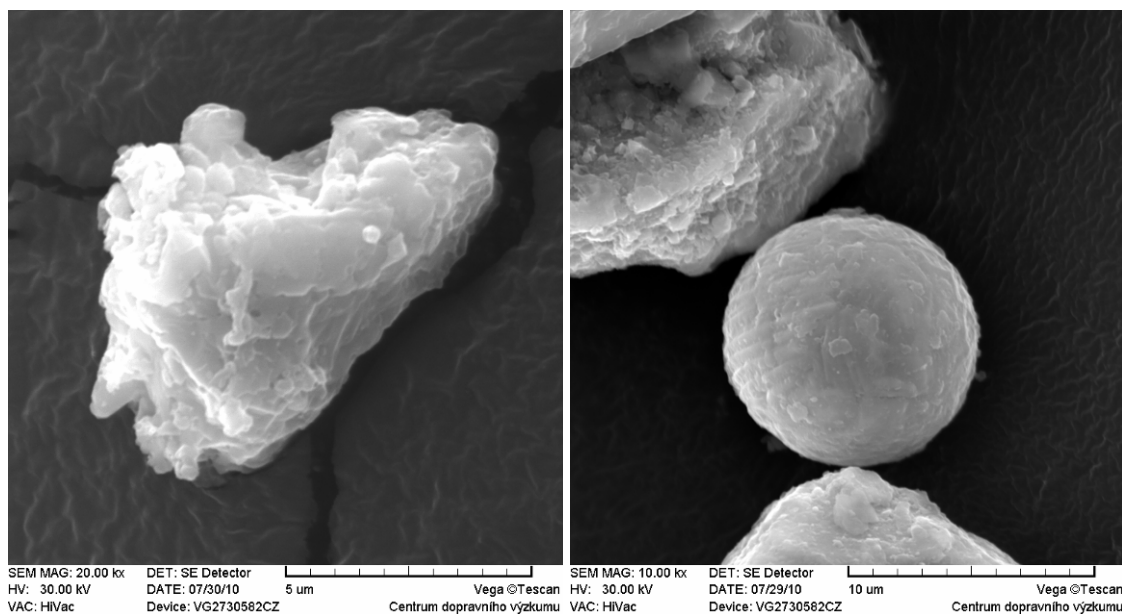
Důležité pro charakterizaci chování PM, určení jejich zdroje a k posouzení možných zdravotních rizik jsou poznatky o fyzikálních vlastnostech emitovaných částic. Z tohoto pohledu je diskutována především jejich velikost a tvar odrážející zejména způsob jejich vzniku a také možné účinky částic na zdraví člověka.

Obr. 4.1 Fotografie agregátů PM z motorů automobilů na lokalitě Brno Kotlářská (vlevo), kulovitá částice ze stacionárních zdrojů na lokalitě Ostrava Bartovice (vpravo)



Z hlediska morfologické charakteristiky PM převládaly v obou sledovaných frakcích PM₁₀ i PM_{2.5} a ve všech realizovaných kampaních na filtrech exponovaných na lokalitě Brno Kotlářská částice kulovitého charakteru, které jsou všeobecně produkovány spalovacími procesy a v tomto případě v motorech automobilů (obr. 4.1 vlevo). Dále byly na této lokalitě pozorovány částice ostrohranné, pocházející buď z mechanické separace z některých silně namáhaných automobilových součástek a nebo je jejich zdrojem okolní geologický materiál, který se resuspenzí dostává do ovzduší. Přiřazení tohoto typu částic k některému z uvedených zdrojů je však bez znalosti přesného chemického složení velmi složité a diskutabilní, jelikož oba procesy mohou produkovat částice podobného tvaru a morfologie. Ostrohranné částice jsou na filtrech exponovaných na lokalitě Brno Kotlářská zastoupeny výrazně méně v porovnání s agregáty kulovitých částic. Na filtrech exponovaných v rámci letních odběrových kampaní pak byly na filtrech pozorovány rovněž částice biologického původu, které byly zastoupeny zejména v hrubější frakci částic. Stejně typy částic popsané na lokalitě Brno Kotlářská byly nalezeny také na filtrech exponovaných na lokalitě Ostrava Bartovice. Na této lokalitě však převládali ostrohranné částice různých rozměrů a větší kulaté částice s rozměry od 0,5 do 1,5 μm (obr.4.1 vpravo). Ostrohranné zde pravděpodobně představují resuspenzi půdních částic z okolí vzhledem k otevřenému charakteru lokality a většímu rozložení travního porostu v okolí a zdrojem kulatých částic, které jsou větších rozměrů cca. 1 μm, jsou pravděpodobně spalovací procesy ať už z okolní domovní zástavby nebo nedaleké průmyslové oblasti.

Obr. 4.2 Částice pouličního prachu ve frakci 0 – 50 μm Brno Kotlářská (vlevo) a kulatá částice (popílek) ve frakci 0 – 50 μm pouličního prachu v Ostravě Porubě (vpravo)



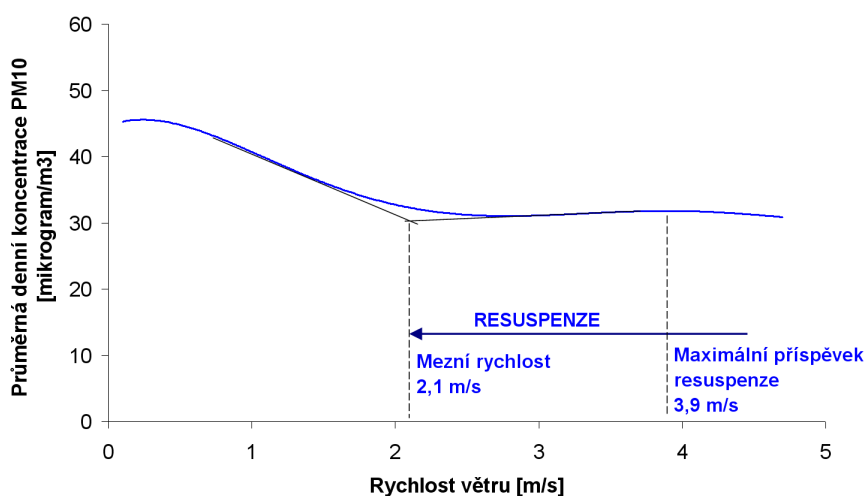
Vzhledem k rozměrům jednotlivých částic pouličního prachu je nejvhodnější k resuspenzi a vstupu do ovzduší velikostní frakce 0 – 50 μm. V této frakci jsou z pohledu morfologie dominantně na všech lokalitách zastoupeny ostrohranné částice různých rozměrů pravděpodobně geologického původu nebo vzniklé abrazí povrchu vozovky (obr. 4.2 vlevo). V hrubější frakci 50 – 100 μm jsou kromě zmíněných ostrohranných částic zastoupeny také částice biologického původu, které pak převládají v nejhrubější frakci 100 až 400 μm. Hlavním rozdílem ve vzorcích pouličního prachu byla přítomnost větších kulovitých částic na

obou lokalitách v Ostravě (Bartovice i Poruba), které představují pravděpodobně deponovaný popílek z průmyslové výroby ve městě (obr. 4.2 vpravo).

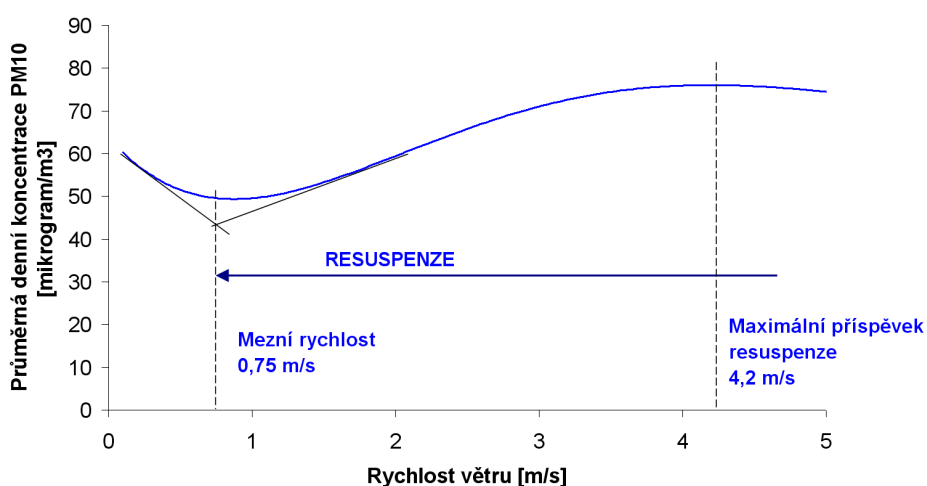
5 Vyhodnocení resuspenze

Zásadní problém při hodnocení kvality ovzduší z pohledu přítomných suspendovaných částic představuje nesnadná kvantifikace příspěvku jednotlivých zdrojů suspendovaných částic. Ve většině případů představuje největší neznámou kvantifikace resuspenze částic. A to navzdory skutečnosti, že resuspenze představuje velmi často nejintenzivnější zdroj suspendovaných částic v tzv. suchých obdobích.

Obr. 5.1 Závislost koncentrace PM₁₀ na rychlosti větru, lokalita Brno – Kotlářská, 2005-2008, vyhodnocené období 1.1.-31.12.



Obr. 5.2 Závislost koncentrace PM₁₀ na rychlosti větru, lokalita Ostrava – Bártovice, 2005-2008, vyhodnocené období 1.1.-31.12



Závislost koncentrace částic PM₁₀ na rychlosti větru v lokalitě Ostrava – Bártovice nevykazuje tak významné rozdíly v letním a zimním období jako lokalita Brno -Kotlářská, což je způsobeno odlišnými typy zdrojů částic. Nižší hodnota identifikované nejnižší rychlosti větru způsobující významnou produkci resuspendovaných částic v lokalitě Ostrava – Bártovice v porovnání s lokalitou Brno – Kotlářská, je důsledkem zcela jiného charakteru geometrie sledovaných oblastí. Lokalita Brno – Kotlářská je představitel centrální části

městské zástavby s hlubokými uličními kaňony a spojitou zástavbou. Většina povrchu představuje zastavěné nebo zpevněné plochy vystřídáné travnatými plochami. Minimální rychlost větru způsobující významnou resuspenzi částic PM_{10} na této lokalitě byla identifikována při rychlosti větru 2,8 m/s s maximálním příspěvkem resuspenze při rychlosti větru 3,3 m/s.

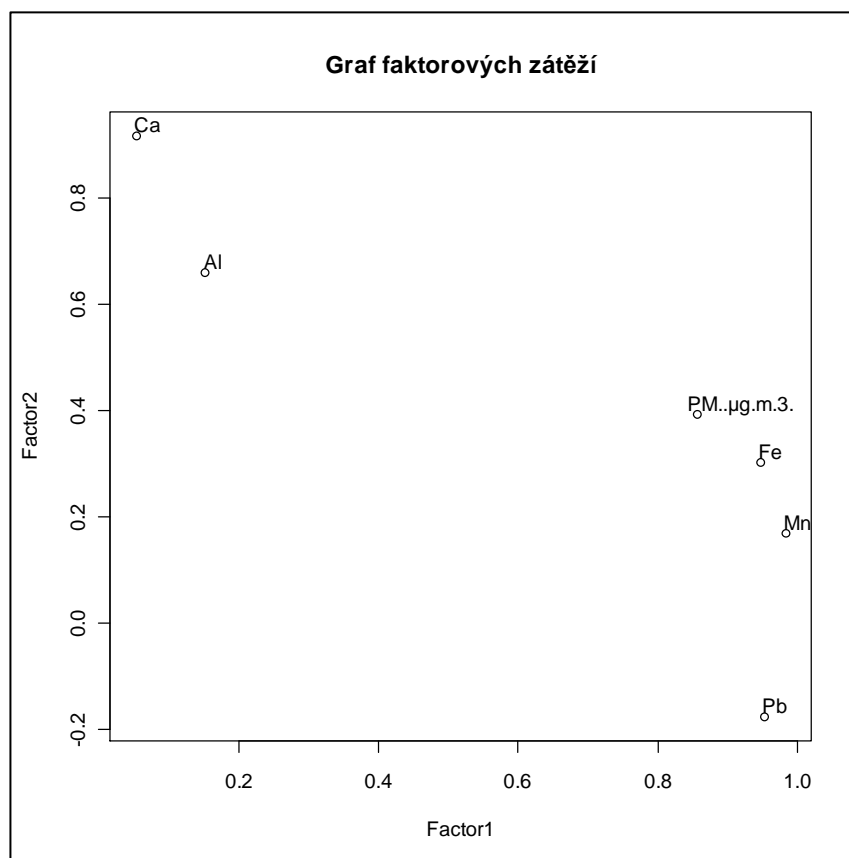
Lokalita Ostrava – Bártovice je lokalita příměstská, otevřená s intenzivní průmyslnou činností ve svém okolí, s řadou nezpevněných a nedostatečně zatravněných ploch. V této lokalitě byla identifikována minimální rychlost větru způsobující významnou resuspenzi částic PM_{10} jako rychlost větru 0,75 m/s s maximálním příspěvkem resuspenze při rychlosti větru 3,6 m/s.

Z provedeného vyhodnocení je pro obě hodnocené lokality zřejmé, že resuspenze v jistém intervalu rychlostí větru představuje dominantní zdroj suspendovaných částic emitovaných do ovzduší. Významnější zdroj představuje resuspenze v lokalitě Ostrava – Bártovice, kde dochází k nárůstu koncentrace PM_{10} vlivem resuspenze až o 50%. Pro lokalitu Brno – Kotlářská dochází k nárůstu o 20%.

6 Identifikace zdrojů prachu

K receptorovému modelování původu resuspenze bylo využito koncentrací Al, Ca, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sb a Pb. Finální model byl pak po otestování vhodnosti všech kovů k výpočtu založen na koncentracích Al, Ca, Mn, Fe, a Pb. Použití koncentrací PAH na $PM_{10-2.5}$ nebylo k receptorovému modelování původu resuspenze vhodné, protože jejich koncentrace na této frakci byly statisticky nevýznamné. Výsledek faktorové analýzy je znázorněn na obr. 6.1, čemuž odpovídají dva faktory.

Obr. 6.1 Graf faktorových zátěží pro lokality Brno-Kotlářská a Ostrava-Bartovice



Z výsledků modelování vyplývá, že na lokalitě Brno-Kotlářská přispívají ke koncentraci $PM_{10-2.5}$ z 19 % obrusy z dopravy, z 33 % resuspenze a ze 48 % modelem neidentifikované zdroje. Na lokalitě Ostrava-Bartovice přispívá ke koncentraci $PM_{10-2.5}$ z 38 % hutní průmysl, z 19 % resuspenze a ze 43 % modelem neidentifikované zdroje. Resuspenze tedy přispívala na dopravně zatížené lokalitě 33 procenty k celkové koncentraci $PM_{10-2.5}$, na průmyslově zatížené lokalitě 19 procenty.

7 Hodnocení zdravotních rizik

Jednou z možností hodnocení vlivu znečišťujících látek na zdraví člověka je metoda hodnocení zdravotních rizik, která umožňuje kvantifikovat odhad dopadu na zdraví konkrétní úrovně znečištění. V této souhrnné zprávě jsou uvedeny pouze výsledné odhady. Podrobný popis postupu hodnocení zdravotních rizik vč. nejistot hodnocení je uveden v závěrečné zprávě o řešení projektu.

Na základě průměrné koncentrace pevných částic frakce PM_{10} , zjištěných při měřeních v rámci řešení projektu v letech 2009 až 2010 na lokalitě Brno - Kotlářská lze odhadnout, že v důsledku znečištění ovzduší touto škodlivinou byla celková úmrtnost navýšena o 7,4 %. V případě pevných částice frakce $PM_{2.5}$ bylo na základě průměrné koncentrace stanovené v rámci měření odhadnuto 14,9% navýšení celkové úmrtnosti a 29,8% navýšení úmrtnosti v důsledku kardiovaskulárních onemocnění. Na základě průměrné koncentrace pevných částic frakce PM_{10} stanovené při měřeních v letech 2009 až 2010 na lokalitě Ostrava Bartovice bylo odhadnuto navýšení celkové úmrtnosti v důsledku znečištění ovzduší touto škodlivinou o 14,9 %. V případě $PM_{2.5}$ pak bylo na základě naměřené průměrné koncentrace odhadnuto 28% navýšení celkové úmrtnosti a 56% navýšení úmrtnosti v důsledku kardiovaskulárních onemocnění. Hodnocení zdravotních rizik vlivem dlouhodobé expozice pevnými částicemi by mělo vycházet z dlouhodobých koncentrací příslušné škodliviny stanovených v souladu s NV č. 597/2006 Sb.. Z tohoto důvodu bylo provedeno srovnání s riziky odhadnutými na základě dat poskytovaných ČHMÚ. Rizika vypočtená na základě těchto dat průměrných koncentrací jednotlivých frakcí PM byla výrazně nižší. Rozdíl v odhadu rizik z hodnot naměřených a převzatých od ČHMÚ je způsoben zejména rozdílnou délkou měření za účelem stanovení průměrných hodnot koncentrací příslušné škodliviny, které jsou poté využity jako vstupní data pro odhad zdravotních rizik.

Chronické zdravotní riziko z dlouhodobé expozice dospělých obyvatel toxickými prvky v PM_{10} je možné na obou sledovaných lokalitách považovat za velmi malé až zanedbatelné. Vyšší zdravotní riziko než je akceptovatelná hodnota ale bylo odhadnuto pro dětskou populaci na lokalitě Brno Kotlářská a výrazně horší situace panuje v případě dětské populace na lokalitě Ostrava Bartovice. Z výsledků vyplývá, že dlouhodobá expozice vybranými rizikovými prvky vázanými na PM_{10} v ovzduší může v případě dětské populace na této lokalitě představovat velmi významné zdravotní riziko (tab. 7.1). Velmi podobné výsledky byly získány rovněž při hodnocení chronického zdravotního rizika z dlouhodobé expozice 1 toxickými prvky vázanými v $PM_{2.5}$. Velmi malé až zanedbatelné riziko bylo odhadnuto pro dospělou populaci žijící v blízkosti obou sledovaných lokalit a také pro dětskou populaci na lokalitě Brno Kotlářská. Opět velmi významné překročení indexu nebezpečnosti zejména pro centrální nervový systém pro dětskou populaci bylo stanoveno na lokalitě Ostrava Bartovice. Z výsledků tak vyplývá, že dlouhodobá expozice vybranými rizikovými prvky vázanými na $PM_{2.5}$ v ovzduší může v případě dětské populace na této lokalitě představovat významné zdravotní riziko. Lokalitu Ostrava Bartovice je možné při srovnání všech ukazatelů označit za rizikovější z pohledu chronického indexu nebezpečnosti v důsledku expozice vybranými prvky vázanými na jednotlivé frakce pevných než v případě lokality Brno Kotlářská.

Tab. 7.1 Celkový přehled chronického indexu nebezpečnosti v důsledku expozice toxickými prvky vázanými na PM

matrice	sub-populace	lokality	HI					
			játra, ledviny	Kardio-vaskulární systém	Reprodukční a vývojový systém	CNS systém	Hemato-logické působení	Respirační systém
PM10	Dospělí	Brno Kotlářská	0,027	0,018	0,028	0,082	0,021	0,014
		Ostrava Bartovice	0,104	0,025	0,051	0,246	0,081	0,031
	Děti	Brno Kotlářská	0,480	0,331	0,500	1,477	0,386	0,255
		Ostrava Bartovice	1,863	0,455	0,923	4,418	1,455	0,559
PM2.5	Dospělí	Brno Kotlářská	0,021	0,008	0,014	0,043	0,017	0,008
		Ostrava Bartovice	0,095	0,023	0,046	0,188	0,075	0,026
	Děti	Brno Kotlářská	0,385	0,148	0,252	0,773	0,314	0,140
		Ostrava Bartovice	1,710	0,420	0,825	3,378	1,348	0,463

Celkové individuální riziko karcinogeneze z expozice vybranými rizikovými prvky vázanými na PM₁₀ v ovzduší je na lokalitě Kotlářská pro dospělou populaci na hranici akceptovatelnosti, ale pro dětskou populaci již můžeme hovořit o riziku zvýšeném (tab. 7.2). V případě lokality Ostrava Bartovice bylo odhadnuto zvýšené celkové individuální riziko pravděpodobnosti vzniku zhoubného onemocnění pro obě uvažované sub-populace, ale opět s významným překročením pro dětskou populaci. Celkové individuální riziko karcinogeneze z expozice vybranými rizikovými prvky vázanými na PM_{2.5} v ovzduší je pro dospělou populaci na hranici akceptovatelnosti na obou lokalitách. V případě dětské populace bylo ale na obou lokalitách odhadnuto riziko vyšší než akceptovatelné a to zejména pro lokalitu Ostrava Bartovice. Z bohatého spektra organických sloučenin s karcinogenním potenciálem vyskytující se v ovzduší byly v rámci této studie vybrány polyaromatické uhlovodíky. Celkové individuální riziko z expozice PAH vázanými na PM_{2.5} a PM₁₀ v ovzduší je pro dospělou populaci akceptovatelné v případě obou sledovaných frakcí na lokalitě Brno Kotlářská a na hranici akceptovatelnosti na lokalitě Ostrava Bartovice (tab. 7.2). V případě dětské populace bylo odhadnuto karcinogenní riziko na hranici akceptovatelnosti na lokalitě Brno Kotlářská pro PAH ve frakci PM₁₀, zatímco na lokalitě Ostrava Bartovice představuje stejná škodlivina zvýšené individuální riziko. V případě expozice PAH vázaných na PM_{2.5} bylo pro dětskou populaci odhadnuto zvýšené individuální karcinogenní riziko na obou sledovaných lokalitách.

Tab. 7.2 Celkové individuální z inhalační expozice vybraným škodlivinám

ILCR	matrice	Brno Kotlářská		Ostrava Bartovice	
		Dospělí	Děti	Dospělí	Děti
PAH	PM ₁₀	1,85E-07	7,78E-06	1,17E-06	4,93E-05
prvky		4,78E-06	2,01E-04	1,10E-05	4,62E-04
celkem		4,97E-06	2,09E-04	1,22E-05	5,11E-04
PAH	PM _{2.5}	2,87E-07	1,20E-05	1,29E-06	5,40E-05
prvky		1,38E-06	5,81E-05	5,92E-06	2,48E-04
celkem		1,67E-06	7,01E-05	7,21E-06	3,02E-04

Hodnocené škodliviny mající karcinogenní potenciál jistě nejsou všemi látkami s karcinogenním potenciálem vyskytujícími se v ovzduší na sledovaných lokalitách. Shrnutí výsledků odhadu celkového individuálního rizika v důsledku inhalační expozice vybraným škodlivinám s karcinogenními účinky na zdraví člověka, které je uvedeno v tab. 7.2 jednoznačně prokazuje, že již tato omezená sestava karcinogenů je potenciálně riziková pro exponované obyvatele blízkého okolí obou lokalit. Celkové individuální karcinogenní riziko je na hranici akceptovatelnosti pro dospělou populaci na lokalitě Brno Kotlářská pro škodliviny vázané na obě sledované frakce PM, ale v případě lokality Ostrava Bartovice toto platí pouze pro jemnější frakci PM_{2,5}. Vlivem expozice škodlivinami vázanými na PM₁₀ je na této lokalitě možné hovořit o zvýšeném karcinogenním riziku. V případě dětské populace je pak celkové individuální karcinogenní riziko vyšší než je akceptovatelná hodnota 1.10⁻⁶ ve všech hodnocených případech, přičemž nepatrně vyšší je odhad rizika pro lokalitu Ostrava Bartovice.

Pro odhad zdravotních rizik toxického působení vybraných rizikových prvků obsažených v pouličním prachu byly použity hodnoty jejich koncentrací stanovené při měřeních v letech 2009 až 2010 v rámci realizovaných odběrových kampaní a scénář náhodného požití zeminy uvedený v předchozích kapitolách. V tomto případě byla rizika hodnocena pouze pro dětskou populaci, což souvisí s jejich chováním a snahou strkat předměty a prsty do úst. U dospělých se toto chování v městském prostředí nepředpokládá. Ani na jedné ze sledovaných lokalit překračuje odhad toxických zdravotních rizik pro dětskou populaci při náhodném požití zeminy s vybranými rizikovými prvky akceptovatelnou mez a celkové riziko je tedy možné označit jako velmi malé až zanedbatelné (tab. 7.3). Nejvyšší zdravotní riziko bylo odhadnuto na lokalitě Ostrava Bartovice, kterou je možné při srovnání všech ukazatelů označit za nejrizikovější z pohledu chronického indexu nebezpečnosti, ale přesto jsou hodnoty tohoto indexu hluboko pod akceptovatelnou hranicí a proto i zde je riziko velmi malé.

Tab. 7.3 Celkový přehled chronického indexu nebezpečnosti pouliční prach

lokality	HI					
	játra, ledviny	Kardiovaskulární systém	Reprodukční a vývojový systém	CNS systém	Hematologické působení	Respirační systém
Brno Kotlářská	0,060	0,125	0,128	0,199	0,063	0,034
Brno Líšeň	0,078	0,149	0,155	0,259	0,076	0,032
Ostrava Bartovice	0,287	0,118	0,125	0,488	0,286	0,173
Ostrava Poruba	0,086	0,118	0,118	0,221	0,090	0,041

Celkové individuální karcinogenní riziko z expozice vybranými rizikovými prvky obsaženými v pouličním prachu pro dětskou populaci je významně překročeno na všech lokalitách. Na základě tohoto ukazatele nelze jednoznačně prokázat významné rozdíly mezi lokalitami, ale nepatrně vyšší riziko bylo stanoveno pro lokalitu Ostrava Bartovice (tab. 7.4).

Tab. 7.4 Celkové individuální riziko z expozice vybraným škodlivinám v důsledku náhodného požití pouličního prachu

ILCR	Brno Kotlářská	Brno Líšeň	Ostrava Bartovice	Ostrava Poruba
PAH	8,07E-05	9,26E-05	5,40E-05	9,77E-05
prvky	3,72E-04	2,79E-04	5,13E-04	2,85E-04
celkem	4,53E-04	3,72E-04	5,67E-04	3,83E-04

Celkové individuální riziko z expozice PAH vázanými na pouliční prach je pro dětskou populaci zvýšené na všech sledovaných lokalitách, přičemž není možné pospat významné rozdíly mezi lokalitami (tab. 7.4). Výsledky odhadu celkového individuálního karcinogenního rizika v důsledku orální expozice vybraným škodlivinám s karcinogeními účinky na zdraví člověka jednoznačně prokazují významně zvýšené riziko bez rozdílů mezi zatíženými a pozadovými lokalitami a také dominantní podíl prvků na tomto riziku.

Hodnocení vlivů látek vyskytujících se v ovzduší na sledovaných lokalitách jak z pohledu životního prostředí (toxikologické testy), tak zdraví člověka (odhad zdravotních rizik) shodně označují ve sledovaných faktorech za více zatíženou a tím k životnímu prostředí a zdraví člověka nebezpečnější lokalitu Ostrava Bartovice, i když ani lokalitu Brno Kotlářská nelze označit za vyhovující zejména z pohledu životního prostředí. V případě hodnocení orální expozice vybraným škodlivinám v důsledku náhodného požití pouličního prachu však nelze prokázat významné mezi zatíženými a pozadovými lokalitami, ale odhad celkového individuálního karcinogenního rizika je vyšší než uznávaná zdravotně bezpečná hodnota na všech sledovaných lokalitách.