

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ -TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA

Hornicko-geologická fakulta

Institut environmentálního inženýrství

**FUGITIVNÍ EMISE NA ÚZEMÍ
MORAVSKOSLEZSKÉHO KRAJE**

diplomová práce

Autor:

Bc. Kristína Štrbová

Vedúci diplomovej práce:

prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Ostrava 2015

VŠB - TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA

Faculty of mining and geology

Institute of environmental engineering

**FUGITIVE EMISSIONS IN
MORAVIAN-SILESIA REGION**

diploma thesis

Author:

Bc. Kristína Štrbová

Supervisor:

prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Ostrava 2015

Zadání diplomové práce

Student: **Kristína Štrbová**
Studijní program: N2102 Nerostné suroviny
Studijní obor: 3904T005 Environmentální inženýrství
Téma: **Fugitivní emise na území Moravskoslezského kraje**
Fugitive emissions in Moravian-Silesian Region

Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl práce
2. Metody sledování a vyhodnocování fugitivních emisí (ČSN EN 15445) + metody EPA
3. Význam fugitivních emisí v Moravskoslezském kraji (zpráva AZGEO...)
4. Hlavní složky fugitivních emisí - charakteristika
5. Verifikace možnosti vyhodnocení fugitivních emisí pomocí měření v balónu
6. Studium vertikální variability distribuce organických látek metodou py-GC/MS
7. Vyhodnocení
8. Závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

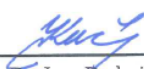
- Amodio M. (2013): A monitoring strategy to assess the fugitive emission from a steel plant. *Atmospheric Environment* 79, p. 455-461
- Hleis D. (2013): Chemical profile identification of fugitive and confined particle emissions from an integrated iron and steelmaking plant. *Journal of Hazardous Materials* 250–251, p. 246–255
- Kim Y.S. (2004): Dust particles in the free atmosphere desert areas on the Asian continent: Measurement balloon-borne optical counter. Dunhuang, China. *J. Geophysical Research*, 109, D19S20
- Mu L. (2014): Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons and their gas/particle partitioning from fugitive emissions in coke plants. *Atmospheric Environment* 83, p. 202-210
- Santacatalina M. (2010): Impact of fugitive emissions in ambient PM levels and composition A case study in Southeast Spain. *Science of the Total Environment* 408, 4999–5009
- Zhang Yu (2011): The study of vertical variability PM10 on the possible sources on 220 m tower in Tianjun, China. *Atmospheric Environment*, 45, p. 6133-6140.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.


Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.**

Datum zadání: 31.10.2014

Datum odevzdání: 30.04.2015


doc. Dr. Ing. Radmila Kučerová
vedoucí institutu




prof. Ing. Vojtech Dimer, CSc.
děkan fakulty

Prohlášení

- Celou diplomovou práci včetně příloh, jsem vypracovala samostatně a uvedla jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byla jsem seznámena s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. – autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB – TU) má právo nevydělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB – TU k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB – TU.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencovaná pod Creative Commons Attribution – NonCommercial - ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB – TU, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB – TU, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB – TU na vytvoření díla vynaloženy (až do její skutečné výše).

V Ostravě dne 30. 4. 2015

Kristína Štrbová


.....

Pod'akovanie:

Touto cestou ďakujem predovšetkým prof. Ing. Helene Raclavskej, CSc., ktorá túto prácu viedla za motiváciu, odborný prístup, cenné rady, venovaný čas a pozornosť. Pod'akovanie patrí aj firme ENVIRTA.cz, ktorá zaistila odbery častíc za možnosť účastniť sa merania balónom v rámci študentskej praxe. Ďakujem Ing. Jane Kuchařovej, Ph.D. za poskytnutie cenných informácií k metóde Py-GC/MS a taktiež ďakujem jej a ďalším pracovníkom chemického laboratória IGI VŠB-TU Ostrava za vykonanie chemických analýz. V neposlednej rade veľmi ďakujem Mgr. Olřichovi Motykovi, Ph.D. za motiváciu a pomoc so štatistickým programom R, v ktorom som spracovávala dáta a Ing. Jarmile Drozdovej, Ph.D. za pripomienky a konzultácie k štatistickému spracovaniu dát.

Anotácia

Predložená práca sa zaoberá fugitívnymi emisiami na území priemyselnej aglomerácie Ostravska. Fugitívny prach predstavuje hlavnú časť atmosférických aerosólov, zvýšená pozornosť je mu venovaná kvôli významným dopadom na zmenu klímy, kvalitu ovzdušia a zdravie ľudí a ekosystémov. Hlavná časť práce je venovaná štúdiu vertikálnej distribúcie PM₁ vo výške až 500 m n. m., ktorá bola sledovaná vo vybraných lokalitách Ostravy v jarom a letnom období 2014, za použitia metódy merania balónom. Pozornosť bola venovaná závislosti koncentrácie PM₁ na výške a meteorologických podmienkach. Ďalej bolo zisťované rozloženie organických látok vo vertikálnych profiloch atmosféry v najzaťaženejších miestach Ostravy použitím metódy Py-GC/MS a pomocou matematických metód boli identifikované príspevky zdrojov znečistenia.

Kľúčové slová: prachové častice, PM₁, organické zložky, vertikálna distribúcia, metóda merania balónom, Grimm 1.108, pyrolýzna chromatografia s hmotnostnou spektrometrickou detekciou (Py-GC/MS).

Summary:

This thesis deals with the topic of fugitive emissions in the industrial agglomeration of Ostrava region. Fugitive dust is a major part of atmospheric aerosols, increased attention is given to it due to its significant impact on climate change, air quality and human health, and ecosystems. The main part is focused on the study of the vertical distribution of PM₁ of up to 500 m a. s. l. which was monitored at selected locations during spring and summer seasons of 2014 using the balloon measuring method. Attention was given to influence of meteorological parameters on PM₁ concentrations. Furthermore, distribution of organic matter in the vertical profiles of the atmosphere in the most exposed places was studied using the Py-GC/MS and, using the mathematical methods, contributions of the sources of pollution were identified.

Keywords: particulate matter, PM₁, organic compounds, vertical distribution, Balloon Method, Grimm 1.108, Pyrolysis gas chromatography mass spectrometry (Py/GC/MS).

Obsah

1	Úvod a cieľ práce.....	1
2	Charakteristika Fugitívnych emisií.....	2
2.1	Fugitívne PM.....	3
2.2	Veľkostné rozloženie častíc PM	3
2.3	Hlavné zložky PM.....	5
2.4	Vplyv fugitívnych emisií na životné prostredie a zdravie človeka	9
3	Metódy sledovania a vyhodnocovania fugitívnych emisií	12
3.1	Špecifické metódy pre fugitívne PM.....	13
4	Význam fugitívnych emisií v moravskoslezskom kraji.....	17
4.1	Klimatické podmienky a meteorologické informácie	19
4.2	Vyčíslenie emisií na území Moravskoslezského kraja.....	20
5	Verifikácia možnosti vyhodnotenia fugitívnych emisií pomocou merania Balónom ..	25
5.1	Použitá technika	25
5.2	Meranie	32
5.3	Štatistické spracovanie nameraných dát.....	37
5.4	Výsledky	39
5.5	Stanovenie PAU a ťažkých kovov	68
6	Štúdium vertikálnej variability distribúcie organických látok metódou py-GC/MS...	69
6.1	Materiál	69
6.2	Metódy	69
6.2.1	Pyrolýzny chromatograf (Py-GC/MS).....	69
6.2.2	Diagnostické pomery	71
6.2.3	CPI	71
6.3	Výsledky	72
6.3.1	Koncentrácie organických látok	72
6.3.2	Identifikácia zdrojov	77
7	Vyhodnotenie.....	83

7.1	Koncentrácie PM.....	83
7.2	Elementárne zloženie PM	85
7.3	Zdroje mestského PM	86
7.4	Zhodnotenie použitej metódy.....	87
8	Záver	88
9	použitá literatúra	90
10	Zoznam použitých obrázkov.....	100
11	Zoznam použitých tabuliek.....	102

ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK

BREF	BAT Reference Documents
BTEX	Benzén, toluén, xylén
CPI	Carbon Preference Index
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	Čistička odpadných vod
EEA	Európska agentura pre životné prostredie
EPA	Environmental Protection Agency
MSK	Moravskoslezský kraj
PAU	Polyaromatcké uhlovodíky
PCA	Principle Component Analysis
PM	Particulate matter
PM _{0,1}	Častice menšie než 100 nm
PM ₁	Častice menšie než 1 μm
PM ₁₀	Častice menšie než 10 μm
PM _{2,5}	Častice menšie než 2,5 μm
PTFE	Polytetrafluorethylen
Py-GC/MS	Pyrolýzna plynová chromatografia s hmotnostnou spektrometrickou detekciou
TZL	Tuhé znečisťujúce látky
US. EPA	U.S. Environmental Protection Agency

1 ÚVOD A CIEĽ PRÁCE

Fugitívne emisie predstavujú doposiaľ málo prebádanú oblasť a väčšinou sú zmieňované len v súvislosti s únikom látok (najmä VOC) z priemyselných podnikov. Faktom, že významnú časť fugitívnych emisií tvoria prachové častice bola venovaná len malá pozornosť, pritom tento druh emisií je v sledovanej oblasti – Moravskoslezskom kraji dominantný, a to nielen kvôli súčasnému ťažkému priemyslu, ale aj množstvu starých ekologických záťaží (napríklad pozostatky banskej činnosti) a stále sa zvyšujúcej intenzite dopravy.

Atmosférické častice (PM) predstavujú v súčasnej dobe jednu z najnáročnejších otázok životného prostredia, predovšetkým pre ich nepriaznivé účinky na zdravie ľudí a ich kľúčovú úlohu pri atmosférických procesoch a zmenách klímy (Fuzzi et al., 2015; Salameh et al., 2015). Chemické zloženie aerosólov a distribúcie veľkosti častíc sú najvýznamnejšie faktory ovplyvňujúce kvalitu ovzdušia. Znalosť chemického zloženia a zdrojov znečistenia ovzdušia je požadovaná v každom programe zameranom na kontrolovanie úrovne znečisťujúcich látok s cieľom vyhodnotiť a obmedziť ich vplyv na ľudské zdravie (Ielpo et al., 2014). Odborná literatúra zaoberajúca sa PM zaznamenala za posledné dve desaťročia enormný nárast, a to vďaka významným pokrokom v meracích technológiách, ktoré umožňujú stále presnejšie pochopenie chemického zloženia a fyzikálnych vlastností atmosférických častíc a ich procesov v atmosfére (Fuzzi et al., 2015). Prachové častice môžu obsahovať veľké množstvo zložiek, ktoré môžu byť taktiež použité ako detektory zdrojov znečistenia (Loukia et al., 2009).

Doteraz bola väčšina pozorovaní PM vykonaná v prízemnej vrstve (McKendry et al., 2004). Pre štúdium dynamiky znečistenia ovzdušia prachovými časticami je však potrebné skúmať chovanie PM aj vo vyšších vrstvách atmosféry, hlavne stratifikáciu koncentrácií PM a závislosť ich koncentrácie na meteorologických faktoroch.

Cieľom diplomovej práce je identifikovať a charakterizovať rozloženie častíc PM_{10} v ovzduší v závislosti na nadmorskej výške a zistiť vplyv fugitívnych zdrojov na distribúciu PM_{10} v závislosti na výške od zdroja. Očakáva sa, že výsledky tejto štúdie poskytnú podklad pre budúce modifikácie metódy merania fugitívnych emisií.

2 CHARAKTERISTIKA FUGITÍVNYCH EMISIÍ

Termín *fugitívne emisie* ako je používaný v kontrole kvality ovzdušia, všeobecne odkazuje na akékoľvek emisie vypúšťané do atmosféry z riadených procesov (zdrojov) inou cestou, než prostredníctvom navrhnutého vypúšťacieho bodu (komína a pod.). Miesto pôvodu pre fugitívne emisie je v tomto prípade nazývaný „únik“ (Winberry, 2000).

Pojem fugitívny (z anglického „fugitive“ – príležitostný, prechodný, náhodný, prchavý), je používaný preto, že tieto emisie nie sú vypočítané v navrhnutom zdroji, ani zachycované zariadeniami/systémami pre reguláciu emisií a detegované cez štandardné monitorovacie procesné zariadenia. Vzhľadom na to, že tieto regulačné emisie sa vyhýbajú kontrolným zariadeniam, sú tiež označované ako „nekontrolovateľné emisie“ (Skácel a Tekáč, 2007; Winberry, 2000).

V odborných dokumentoch sa stretáme s viacerými nejednotnými definíciami pre fugitívne emisie (Vlčková, 2009).

Fugitívne emisie sú často definované ako chemická látka alebo zmes chemických látok v akejkoľvek fyzikálnej forme, ktorá predstavuje neočakávaný únik v priemyslovom areály. Termín tiež zahŕňa všetky straty materiálov (väčšinou prchavých) z technologických zariadení odparovaním, horením, či sypaním (Onat, 2006).

EPA definuje fugitívne emisie ako tie emisie, ktoré bezdôvodne prejdú komínom, vetraním alebo iným funkčne ekvivalentným otvorom (Curran, 1999).

Environmentálna legislatíva v Českej republike definuje fugitívne emisie ako znečisťujúce látky vnášané do životného prostredia, u ktorých nie je možné meraním určiť všetky veličiny nutné k výpočtu hmotnostného toku. V tomto prípade sa jedná predovšetkým o emisie znečisťujúcich látok uvoľnené do atmosféry oknami, dvermi, vetracími prieduchmi a podobnými otvormi, netesnosťami rozvodov a armatúr a odparovaním na voľnom ovzduší (MŽP, 2012).

V kontrole kvality ovzdušia sa stretávame s dvoma hlavnými typmi fugitívnych emisií:

- prachové častice (PM) – hlavne fugitívny prach (PM_{10} a $PM_{2,5}$),
- prchavé organické látky (VOC),

Ďalšie kontaminanty (NO_x , SO_2 , a CO) sú spojené hlavne so spaľovacími procesmi (General EHS Guidelines, 2007; Winberry, 2000)

2.1 Fugitívne PM

Najbežnejší polutant, spojený s fugitívnymi emisiami je fugitívny prach, ktorý je súčasťou obsiahlejšej kategórie prachových častíc PM (particulate matter) – pevné častice a tekuté kvapky suspendované vo vzduchu dlhý čas, rôznych mikroskopických veľkostí, zloženia a pôvodu (Ferguson, 1999; General EHS Guidelines, 2007; Nagar et al., 2014). EPA klasifikuje prachové častice ako jednu zo šiestich hlavných znečisťujúcich látok, vrátane oxidu uhoľnatého (CO), olova (Pb), oxidu dusičného (NO₂), ozónu (O₃) a oxidu siričitého (SO₂) (Esworthy, 2013; Ferguson, 1999; Rai, 2015).

Fugitívne PM môžu byť vnesené do ovzdušia buď z prírodných alebo antropogénnych zdrojov na veľkom otvorenom priestranstve a môžu byť emitované ako primárne častice – sú priamo vypúšťané do atmosféry, alebo sa tvoria sekundárnymi procesmi – transformáciou emitovaných plynných prekurzorov (Fuzzi et al., 2015; Matta, 2011; Nagar et al., 2014). Medzi najčastejšie zdroje sa radí stavebníctvo, ťažba, demolácia, pôdna a veterná erózia, najväčším zdrojom sú však nespevnené cesty (Ferguson, 1999; NHDES, 2014). EPA rozdeľuje zdroje fugitívnych PM emisií do dvoch obsiahlejších kategórií:

- **Procesné zdroje** – priemyselné prevádzky, ktoré menia chemické alebo fyzikálne vlastnosti vstupných materiálov (napr. emisie z nakladania a vypúšťania metalurgických pecí alebo z drvenia minerálnych agregátov); emisie z budov unikajúce prostredníctvom ventilačných systémov (Countess Environmental, 2006; Chatten a Kinsey, 1986).
- **Otvorené zdroje prachu** – tuhé častice unášané do atmosféry vetrom alebo činnosťou strojov na odkryté materiály, zahŕňajú priemyselné zdroje spojené s dopravou, skladovaním surovín, medziproduktov a odpadných materiálov a nepriemyselných zdrojov ako nespevnené a spevnené verejné cesty a konštrukčné aktivity (Countess Environmental, 2006; Chatten a Kinsey, 1986).

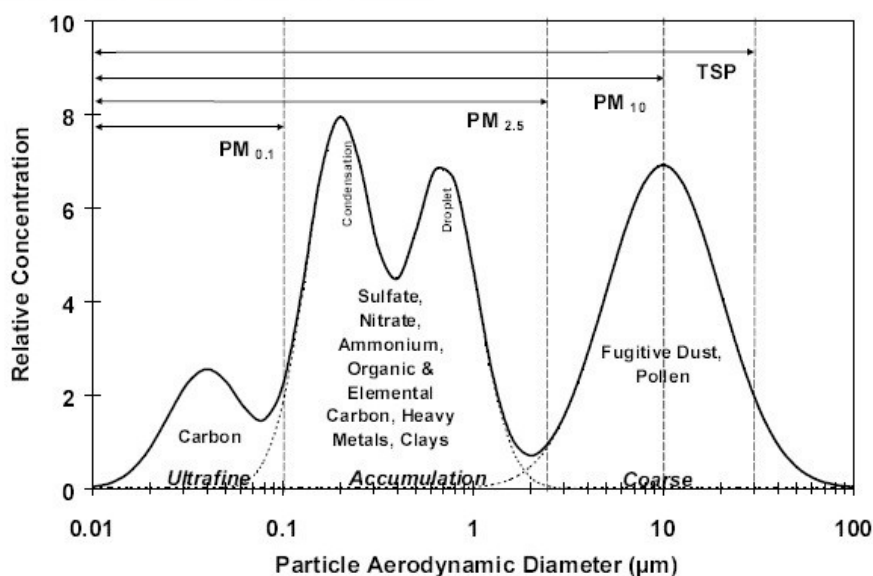
2.2 Veľkostné rozloženie častíc PM

Dôležitý fyzikálny parameter je veľkosť častíc – poskytuje informácie o pôvode častíc, procese vzniku, ovplyvňuje vzdialenosti transportu častíc, súvisí s chemickým zložením a hrá veľmi dôležitú úlohu pri depozícii v dýchacom systéme (Cravens, 2015; Speranza et al., 2014; Štrbová, 2013; Watson et al., 2010).

Fugitívny prach pozostáva z rôznych veľkostí častíc, bežne klasifikovaných do troch hlavných tried (čísllice za označením PM popisujú aerodynamický priemer častice (d_{ae}) – priemer guľovej častice s hustotou $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) (Štrbová, 2013; Taiwo et al., 2014; Watson et al., 2010):

- **Hrubé častice** – PM_{10} : Popisuje ich aerodynamický priemer $1.0 - 2,5 \mu\text{m} < d_{ae} \leq 10 \mu\text{m}$, ich depozícia je relatívne rýchla, zotrávajú v ovzduší menej než dva dni.
- **Jemné častice** – $\text{PM}_{2,5}$: Popisuje ich aerodynamický priemer $0,1 \leq d_{ae} \leq 1,0 - 2,5 \mu\text{m}$, označujú sa ako „akumulačné jadrá“, predstavujú väčšinu hmoty suspendovaných častíc a majú pomalú depozíciu, čo vedie k ich dlhšej životnosti v atmosfére (5 – 10 dní) a tvorbe viditeľného oparu.
- **Veľmi jemné častice** – $\text{PM}_{0,1}$: Popisuje ich aerodynamický priemer $d_{ae} \leq 0,1 \mu\text{m}$, označujú sa ako „nukleačné jadrá“, nemajú dlhé trvanie v ovzduší, lebo dochádza k ich rýchlej depozícii alebo rýchlo koagulujú na jemné častice (Štrbová, 2013; Taiwo et al., 2014; Rai, 2015; Robert et al., 2003).

Hlavné vlastnosti zrnitostného rozloženia častíc PM, ktoré boli potvrdené v mnohých skúmaných oblastiach sú zobrazené na Obrázku 1 (Watson et al., 2010).



Obrázok 1: Typické rozloženie veľkostných tried častíc PM v atmosfére. Fugitívny prach dominuje vo veľkostnej triede PM_{10} (Watson et al., 2010).

Fugitívny prach popisujú hlavne častice PM_{10} . Všeobecne sa hrubé častice tvoria hlavne obrusom, suspenziou a resuspenziou prachu, pôdy a ďalších materiálov geologického pôvodu – z komunikácií, poľnohospodárstva, banskej činnosti, činnosťou vetra, sopečnou činnosťou. Vznikajú aj pri opotrebovávaní bŕzd a pneumatík z vozidiel. Do veľkostnej triedy PM_{10} sa radia aj morské soli (v blízkosti pobrežných oblastí), peľ, plesne, spóry a ďalšie časti rastlín (Štrbová, 2013; Taiwo et al. 2014; Watson a Chow, 2000; Watson et al. 2010).

Jemné častice a veľmi jemné častice vznikajú pri vysokoteplotných procesoch, koaguláciou menších častíc emitovaných zo spaľovacích zdrojov, konverziou plyn-častica, kondenzáciou prchavých foriem a jemne mletých prachových častíc (Watson a Chow, 2000). Životnosť $PM_{0,1}$ je značne krátka – minúty až hodiny, pretože rýchlo koagulujú a kondenzujú do väčších komplexných agregátov. Väčšinou zostávajú ako súčasť $PM_{2,5}$ (Taiwo et al. 2014; Štrbová, 2013; Watson a Chow, 2000).

2.3 Hlavné zložky PM

Z chemického hľadiska sú prachové častice komplexná, heterogénna zmes organických a anorganických látok. Zloženie PM častíc je časovo a priestorovo vysoko variabilné, môže sa meniť dokonca i počas jedného dňa a závisí od typu zdroja, geografickej polohy a klimatických podmienok – napr. teplota a smer vetra (Kelly a Fussel, 2012; Satsangi et al., 2014; Štrbová, 2013).

Ako už bolo spomenuté, častice sú emitované do ovzdušia buď priamo (primárne častice) alebo v atmosfére vznikajú (sekundárne častice) oxidáciou plyných zlúčenín – prekursorov (tzv. konverzia plyn-častica). Hlavné plyné prekursorov sú oxid siričitý (SO_2), oxidy dusíka NO_x , amoniak (NH_3) a VOC (prchavé organické zlúčeniny, ktorých molekuly obsahujú uhlík), reagujú v atmosfére za vzniku amónnych zlúčenín, síranov (SO_4^{2-}), dusičnanov (NO_3^-), ozónu (O_3) a menej prchavých organických látok ako peroxyacetyl nitrát (PAN). V porovnaní s primárnymi časticami, chemické procesy podieľajúce sa na tvorbe sekundárnych častíc sú relatívne pomalé a ich perzistencia v atmosfére je dlhodobá (Blažek et al., 2013; EEA, 2014; Jimonda, 2012; Kelly a Fussel, 2012; Taiwo et al., 2014).

Všeobecne prevládajúcimi zložkami častíc (PM) sú anorganické ióny (hlavne sírany, dusičnany a amoniak) morská soľ, minerálny prach, uhlíkatý aerosól – organický uhlík

(OC) a elementárny (alebo čierny) uhlík (EC alebo BC) a stopové kovy (Chantara 2012; Fuzzi et al., 2015; Pöschl, 2005; Taiwo et al., 2014).

Každá zo zložiek má charakteristické veľkostné rozloženie odrážajúce aj zdroj PM (Taiwo et al., 2014).

Pre častice PM_{2,5} je typické zastúpenie zložiek: sírany (SO₄²⁻), dusičnany (NO₃⁻), amoniak (NH₄⁺), vodíkové ióny (H⁺), elementárny uhlík (C), organické zlúčeniny, PAH, kovy – Pb, Cd, V, Ni, Mn, Cu, Zn, ďalej voda viazaná v časticiach a biogénne organické látky. (Environment Agency, 2014; Cheung et al., 2011; Kim et al., 2014; Taiwo et al., 2014).

Častice PM₁₀ charakterizujú nasledovné zložky: resuspendovaný prach, pôdny a cestný prach, popolček zo spaľovania uhlia a ropy, oxidy kovov – Si, Al, Mg, Ti, Fe, CaCO₃, NaCl; morská soľ; peľ, spóry, plesne, a časti rastlín. (Cheung et al., 2011; Kim et al., 2014; Taiwo et al., 2014).

Podľa pôvodu môžu byť prvky rozdelené do dvoch hlavných skupín:

- Stopové prvky zemskej kôry alebo pôdy
- Antropogénne stopové prvky

Za prvky zemskej kôry sú považované Na, Al, K, Mg, Ca, Fe, Mn a Ti, zatiaľ čo prvky V, Cr, Cd, Ni, Cu, Pb, Zn, As, Sn a Se môžu byť považované za čiastočne prirodzeného pôvodu a čiastočne antropogénneho pôvodu v závislosti na mieste zdroja a dráhe vzdušnej hmoty (Wang, 2006).

Každá zložka má viacero zdrojov a každý zdroj generuje viacero zložiek (Kelly a Fussel, 2012). Relatívne zastúpenie chemických zložiek fugitívneho prachu PM_{2,5} a PM₁₀ v okolitom ovzduší odráža vlastnosti zdrojov emisií (Watson a Chow, 2000; Watson et al. 2010).

Podrobné zastúpenie chemických prvkov z rôznych zdrojov znázorňuje tabuľka 1.

Tabuľka 1 Chemické zastúpenie u rôznych typov zdrojov (Watson a Chow, 2000).

Typ zdroja	Dominujúca veľkosť častíc	Chemické zastúpenie v percentách (%)			
		< 0,1%	0,1 až 1%	1 až 10%	>10%
Prach zo spevnených ciest	PM _{2,5} – PM ₁₀	Cr, Sr, Pb, Zr	SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , P, S, Cl, Mn, Zn, Ba, Ti	Elemntárny uhlík (EC), Al, K, Ca, Fe	Organický uhlík (OC), Si
Prach z nespevnených ciest	PM _{2,5} – PM ₁₀	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , P, Zn, Sr, Ba	SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , P, S, Cl, Mn, Ba, Ti	OC, Al, K, Ca, Fe	Si
Stavenisko	PM _{2,5} – PM ₁₀	Cr, Mn, Zn, Ba	SO ₄ ²⁻ , K ⁺ , S, Ti	OC, Al, K, Ca, Fe	Si
Obrábaná pôda	PM _{2,5} – PM ₁₀	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Cr, Zn, Sr	SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , S, Cl, Mn, Ba, Ti	OC, Al, K, Ca, Fe	Si
Neobrábaná pôda	PM _{2,5} – PM ₁₀	Cr, Mn, Sr, Zn, Ba	Cl ⁻ , Na ⁺ , EC, P, S, Cl, Ti	OC, Al, Mg, K, Ca, Fe	Si
Dno jazera	PM _{2,5} – PM ₁₀	Mn, Sr, Ba	K ⁺ , Ti	SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , OC, Al, S, Cl, K, Ca, Fe	Si
Motorové vozidlá	PM _{2,5}	Cr, Ni, Y	NH ₄ ⁺ , Si, Cl, Al, Si, P, Ca, Mn, Fe, Zn, Br, Pb	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , S	OC, EC
Spaľovanie vegetácie	PM _{2,5}	Ca, Mn, Fe, Zn, Br, Rb, Pb,	NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , S	Cl ⁻ , K ⁺ , Cl, K	OC, EC
Spaľovanie zvyškovej nafty	PM _{2,5}	K ⁺ , OC, Cl, Ti, Cr, Co, Ga, Se	NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , Zn, Fe, Si	V, OC, EC, Ni	S, SO ₄ ²⁻
Spaľovňa	PM _{2,5}	V, Mn, Cu, Ag, Sn	K ⁺ , Al, Ti, Zn, Hg	NO ₃ ⁻ , Na ⁺ , EC, Si, S, Ca, Fe, Br, La, Pb	SO ₄ ²⁻ , OC, Cl,
Kotol na spaľovanie uhlia	PM _{2,5}	Cl, Cr, Mn, Ga, As, Se, Br, Rb, Zr	NH ₄ ⁺ , P, K, Ti, V, Ni, Zn, Sr, Ba, Pb	SO ₄ ²⁻ , OC, EC, Al, S, Ca, Fe	Si
Elektrárň na naftu	PM _{2,5}	V, Ni, Se, As, Br, Ba	Al, Si, P, K, Zn	NH ₄ ⁺ , OC, EC, Na, Ca, Pb	S, SO ₄ ²⁻
Ocelárň	PM _{2,5}	V, Ni, Se	Al, Si, P, K, Zn	Mn, OC, EC	Fe
Zlievárň	PM _{2,5}	V, Mn, Sb, Cr, Ti	Cd, Zn, Mg, Na, Ca, K, Se	Fe, Cu, As, Pb	S

Európska štúdia z roku 2010 o fyzikálnych a chemických vlastnostiach častíc PM_{10} a $PM_{2,5}$ zostavená z viac než 60 európskych lokalít – severozápadnej, južnej a strednej Európy (vrátane Českej republiky), rozdelených na mestské, vidiecke oblasti a oblasti v blízkosti vozoviek, ukázala významné regionálne rozdiely vo vlastnostiach PM. Podiel minerálneho prachu vo všetkých veľkostných frakciách PM je väčší v južnej Európe, podiel morských solí v PM_{10} je väčší v severnej Európe a pomer TC v PM_{10} je všeobecne väčší v strednej Európe. Naopak, príspevky SO_4^{2-} a NO_3^- sa v rámci týchto troch oblastí veľmi nelíšia v porovnaní s prechodmi pozorovanými medzi vidiekom a oblasťmi v blízkosti vozoviek (Putaud et al., 2010).

Organické látky v PM

Organický materiál predstavuje dominantnú zložku prachových častíc (Jacobson et al., 2000; Seinfeld a Pankow, 2003). Zloženie organických látok je veľmi komplexné, so stovkami zlúčenín, ktoré boli detegované v prachových časticiach, a to aj v odľahlých oblastiach s veľmi malým príspevkom zo spaľovacích procesov (Finlayson-Pitts a Pitts, 2000; Pöschl, 2005). Veľa organických zložiek môže mať vplyv na chemické a fyzikálne vlastnosti aerosólových častíc, a tak mať vplyv na atmosféru a klímu cez interakcie s reaktívnymi stopovými plynmi, vodnou parou, oblakmi, zrážkami a radiáciou. Organické zložky väčšinou reprezentujú 10–50 % hmotnosti jemných častíc (Park et al., 2005). Organický uhlík (OC) je jednou z najdôležitejších zložiek atmosférických aerosólov, môže byť emitovaný priamo do atmosféry vo forme častíc, alebo môže vznikať v atmosfére konverziou plyn-častica (Kanakidou et al., 2005).

Primárne organické zložky zahŕňajú uhl'ovodíky s dlhým reťazcom, rastlinné vosky, a zvyšky živice, zatiaľ čo sekundárne organické zložky zahŕňajú hlavne multifunkčné okysličené molekuly (napr. karboxylové kyseliny, alkoholy, karbonyly, dusičňany) (Seinfeld a Pandis, 1998) Aj v najkomplexnejších štúdiách, bolo len 10–40 % z obsahu organických PM odhadnutých z meraní OC jednoznačne identifikovaných na molekulárnej úrovni (Pöschl, 2005). Organické látky identifikované v nemestských aerosóloch väčšinou zahŕňajú organické kyseliny (napr. pelargonická kysleina, kys. kaprová, kys. laurová, kys. tridekanová, kys. myristová, kys. palmitová, kys. stearová, kys. olejová, kys. lionolová), alifatické uhl'ovodíky (napr. n-alkány v rozmedzí C_{10} – C_{35} , n-dekan, n-undekan, n-pentadekan, n-oktadekan, n-eikosan, n-trikosan), polycyklické aromatické uhl'ovodíky

(PAU) (napr. naftalén, acenaftalén, acenaftén, fluórín, fenantrén, antracén, chrystén, benzoapyrén, perylén), polárne zlúčeniny (kumarínu, xanthon, anthron, flavon, karbazol), organické bázy (chinolín, isochinolín, anilín, indol, metylindoles, dimethylindoles, dimethylquinolines, a-naphtylamines, benzoquinoline, akridín, fenantridín), a neidentifikované látky (Olariu et al., 2014).

Organické látky produkované biogénnymi emisiami zahŕňajú hlavne n-alkánoly a niektoré mononasýtené mastné kyseliny. Prítomnosť kondenzovanej fázy dlhých reťazcov organických látok s jednou alebo viac polárnymi funkčnými skupinami (napríklad karboxylové kyseliny a dusičnany) naznačuje, že tieto látky môžu pôsobiť ako povrchovo aktívne látky, tvoriace organickú vrstvu povlaku na povrchu aerosólu. Má sa za to, že biogénne procesy produkujú zložité zmesi organických látok, ktoré sú štrukturálne veľké a majú dostatočne malý tlak pary (Olariu et al., 2014). Okrem toho, častice zhromažďované v regiónoch postihnutých antropogénnymi emisiami alebo zistené v starších vzduchových hmotách sú ešte zložitejšie ako tie, ktoré sa vyskytujú v odľahlých oblastiach (Finlayson-Pitts a Pitts, 2000). Avšak vzhľadom k nedostatku kvantitatívnym molekulárnym údajom o organických aerosóloch, je dôležité zaoberať sa problémom, ktorého údaje sú potrebné (Jacobson at al., 2000). Častice sú tiež bohaté na fotosenzitizery (napr. chinony a aromatické karbonyly), ktoré sú čiastočne odvodené z fotodegradácie PAU, a môžu vyvolať degradáciu iných molekúl pri absorpcii žiarenia (Vione, at al., 2006). Okrem toho, PAU sú považované za jedny z kľúčových zlúčenín v toxicite PM (Olariu et al., 2014).

2.4 Vplyv fugitívnych emisií na životné prostredie a zdravie človeka

Účinky PM na životné prostredie

Prachové častice majú silný vplyv v mnohých atmosférických procesoch, s významným environmentálnym dopadom zahŕňajúci zmeny viditeľnosti a prenosu slnečného žiarenia (ktoré je spojené s globálnym otepľovaním), tvorbu oblakov a hrajú hlavnú úlohu v acidifikácii oblakov, dažďa a hmly (Satsangi, 2014).

Na vegetáciu môžu mať atmosférické PM vplyv buď priamy – ihneď po nanesení na plochy listov, alebo nepriamy – zmenou chémie pôdy alebo množstvom žiarenia dopadajúceho na zemský povrch. Nepriame účinky prostredníctvom pôdy sú spravidla

veľmi významné, pretože môžu meniť kolobeh živín a inhibovať príjem živín rastlinami. (Grantz et al., 2003; Prajapati, 2012; Rahul a Jain, 2014).

Pri depozícii prachu na vegetáciu má väčší vplyv veľkostné rozloženie častíc, než ich chemické zloženie. Vplyv na funkciu ekosystému je sprostredkovaný účinkom na vitalitu, konkurenčnú životaschopnosť a reprodukčnú zdatnosť jednotlivých rastlín. Druhy s veľkými listami môžu poskytovať účinnú protiprachovú bariéru, v blízkosti zdrojov hrubého prachu (napr. diaľnice alebo lomy), ale menej účinnú bariéru proti jemnému prachu, ktorý sa prenáša na veľké vzdialenosti. Účinky prachu na vegetáciu môžu byť spojené s poklesom prístupu svetla pre fotosyntézu, zvýšenie teploty v liste v dôsledku zmenených optických vlastností plochy listu, a zabraňovanie difúzii plynov z listu a do listu. Alkalické prachy môžu spôsobovať zranenia na povrchu listu, čo umožňuje vstup ďalších látok cez pokožku listu (Ferguson, 1999; Grantz et al., 2003; Prajapati, 2012).

Účinky PM na zdravie ľudí

PM sú zodpovedné za vážne bezprostredné a dlhodobé dopady na ľudské zdravie, lebo ľahko dosiahnu najhlbšie časti pľúc a poškodzujú dýchací systém človeka, sú úzko spojené nárastom chorobnosti a úmrtnosti (Abbas et al., 2009; Maier et al., 2008; Nagar et al., 2014; Rai, 2015). V súčasnosti je problém znečistenia PM vážny zdravotný problém pre rozvojové i rozvinuté zeme (Rai, 2015).

Možné účinky na zdravie sú spojené s tvorbou a veľkosťou častíc (NHDES, 2014). Najmenšie častice predstavujú najväčšie zdravotné problémy, pretože môžu byť vdychované hlboko do pľúc (Atkinson et al., 2010; NHDES, 2014). Hrubé častice sa usadzujú rýchlo, majú tendenciu ukladať sa v priedušnici alebo v prieduškách (Atkinson et al., 2010). Najviac ohrozenou skupinou sú deti, starší ľudia a ľudia so srdcovými a respiračnými ochoreniami (Atkinson et al., 2010; Brown et al., 2013; NHDES, 2014).

- **Veľmi jemné a jemné častice (PM_{0,1}, PM_{2,5})**

Veľmi jemné častice môžu spôsobovať zápal ciev, oxidačný stres, poškodenie buniek a mitochondrií, aterosklerózy. Jemné častice môžu vyvolať zápal alveol vedúce k uvoľňovaniu škodlivých citokín a zvýšeniu krvnej zrážanlivosti. Účinok sa pripisuje aj miernemu podráždeniu očí a respiračným chorobám ako upchatý nos, kýchanie, kašeľ a prekyslenie. Tiež ovplyvňujú pôrodnú hmotnosť dojčiat a úmrtnosť spôsobenú náhlým

syndrómom úmrtia dojčat'a. Expozícia PM časticiam tiež môže byť spojená so zníženou funkciou pľúc spôsobujúcou zápal a poškodenie pľúc. Zvýšenie viskozity krvnej plazmy ovplyvňuje zníženie srdečnej frekvencie.

- **Prachové častice (PM₁₀, PM_{2,5})**

Zvýšené príznaky obštrukčných ochorení dýchacích ciest ako je chronický kašeľ, bronchitída a ochorenia hrudníka, PM je tiež asociované s poklesom DNA metylácie géne priamo zodpovedným za produkciu oxidu dusnatého, hrajúceho významnú rolu pri respiračných a kardiovaskulárnych ochoreniach. Zvýšená koncentrácia PM je priamo spojená s infarktom myokardu, ischemickým ochorením srdca, arytmiou. Expozícia PM₁₀ je spojená so zvýšením ischemických chorôb u starších ľudí a s vyšším rizikom infarktu. Nebezpečenstvo zahrňujúce akútne respiračné ochorenia, ako zápal vedľajších nosných dutín, zápal priedušiek, astma, alergie a poškodenie obrannej funkcie alveolárnej makrofágy, ktoré vedú k zvýšeniu respiračnej infekcie (Kim et al., 2015; Pascal et al., 2014; Yang et al., 2015)

- **Ťažké kovy v prachových časticiach**

Prítomnosť ťažkých kovov v časticiach v ovzduší po expozícii spôsobuje denaturáciu bielkovín, čo vedie k poruche funkcie alebo smrti bunky. Tiež môžu spôsobovať množstvo zdravotných problémov, môžu byť rakovinotvorné, neurotoxické, imunotoxické a kardiotoxické – čo vedie k zvýšeniu chorobnosti a úmrtnosti v spoločnosti. (Al-Hurban a Al-Ostad, 2009; Rai, 2015). Za najtoxickéjšie ťažké kovy sa označujú olovo, ortuť, kadmium arzén a nikel (Blažek et al., 2013; Jimonda, 2012).

3 METÓDY SLEDOVANIA A VYHODNOCOVANIA FUGITÍVNYCH EMISIÍ

Účelom sledovania PM častíc je (Chow et al., 2010):

- overenie súladu s národnými požiadavkami na štandardy kvality ovzdušia (Bachmann, 2007);
- zvýšenie povedomia o chemických a fyzikálnych vlastnostiach atmosférického znečistenia (Chow, 1995);
- priradiť k zdrojom chemické zložky PM, vrátane toxických kovov (Watson et al, 2008b.);
- hodnotenie rozsahu a príčin nepriaznivých zdravotných účinkov, poškodenie ekosystému a zníženie viditeľnosti (Mauderly a Chow, 2008; McLaughlin, 1985; Pope a Dockery, 2006; Watson, 2002).

Legislatíva

Fugitívne emisie sa spravidla zisťujú bilančným výpočtom podľa „§ 12 vyhl. č. 415/2012 Sb.“ alebo pomocou emisných faktorov (napr. emisie z kameňolomov) (ČHMÚ, 2015).

Zákon „č. 201/2012 Sb., o ochrane ovzduší“, ktorý v českej legislatíve vstúpil do platnosti dňa 1. 9. 2012 stanovuje hodnotu imisného limitu pre priemernú 24hodinovú koncentráciu častíc PM₁₀ 50 µg/m³. Legislatíva toleruje v danom mieste (meracej stanici) maximálne 35 prekročení 24hodinovej koncentrácie (denného priemeru) za rok (Tabuľka 2) (ČHMÚ, 2015; Štrbová, 2013).

Tabuľka 2: Imisné limity vyhlásené pre ochranu zdravia ľudí a maximálny počet ich prekročení

Znečisťujúca látka	Doba priemerovania	Imisný limit	Maximálny počet prekročení
Častice PM ₁₀	24 hodín	50 µg·m ⁻³	35
	1 kalendárny rok	40 µg·m ⁻³	0
Častice PM _{2,5}	1 kalendárny rok	25 µg·m ⁻³	0

Stanovené imisné limity pre PM sú podľa legislatívnej metodiky (predpis č. 330/2012) merané vo výške 1,5 m (dýchacia zóna) až 4 m nad zemou, prípadne, za určitých okolností (stanica je reprezentatívna pre veľkú oblasť) môžu byť imisie merané vo výške až 8m.

V prípade prezentovanej štúdie boli sledované zmeny koncentrácie častíc vo vertikálnom profile atmosféry do výšky niekoľko stoviek metrov. Na takýto typ merania znečistenia ovzdušia sa žiadna legislatíva nevzťahuje.

3.1 Špecifické metódy pre fugitívne PM

Nižšie je stručný prehľad ôsmych najčastejších metód EPA, ktoré sú dostupné pre meranie koncentrácie PM₁₀ z fugitívnych zdrojov prachu (EPA, 1998).

Metóda „quasi-stack“: Táto metóda spočíva v uzatvorení alebo dočasnom priklopení prevádzkového zdroja zodpovedného za emisie, a následného ventilovania emisií von kanálom alebo komínom, čo umožňuje použiť na meranie štandardné vzorkovacie techniky pre komín – zahrňujúce meranie prietokovej rýchlosti a koncentráciu škodlivých látok (Milly, 1979; Behera a Das, 2008). Metóda je považovaná za potencionálne najpresnejšiu, pretože je zachytená a meraná celá vlečka emisií blízko zdroja (EPA, 1998). Nevýhodou metódy je obmedzená aplikovateľnosť len na jediný zdroj alebo dva až tri malé zdroje, a teda ju nie je možné použiť v prípade väčšieho počtu emisných bodov alebo pre veľké zdroje, či pre roztrúsené plošné zdroje a pre zložité, variabilné a neurčité činnosti (Milly, 1979; Behera a Das, 2008).

Metóda „roof monitor“: Metóda je určená k meraniu emisií uvoľnených v budove z viacerých zdrojov, ktoré unikajú cez veľké otvory – ako dvere a okná. Monitoruje zmes všetkých nekontrolovateľných emisií v uzavretom priestranstve. Vyžaduje však schopnosť merať spomalený odvádzaný vzduch a hmotnostnú bilanciu malých množstiev látok vstupujúcich alebo opúšťajúcich uzavretý priestor cez otvory (Behera a Das, 2008). Daná metóda sa najlepšie uplatňuje, keď je v budove umiestnených viacero procesných zariadení, a teda budova je sama chápaná ako „zdroj“. Naopak, nie je vhodná pre veľký počet emisných bodov, pre roztrúsené zdroje alebo pre zložité, variabilné a neurčité činnosti (EPA 1998; Milly, 1979).

Metóda „upwind-downwind“: Táto metóda je všeobecne aplikovaná na monitorovanie fugitívnych emisií z manipulácií s materiálom a skladovacích činností, hald a priemyselných procesov, kde sú emisie rozšírené ponad veľké oblasti. Koncentrácia znečisťujúcich látok je meraná v smere vetra a proti smeru vetra od zdrojov (Behera a Das, 2008). Dôležitým prvkom metódy je použitie matematických rozptylových modelov na

zistenie príspevku samostatného zdroja k celkovým nameraným emisiám. Metóda je nutne závislá na meteorologických podmienkach. (Behera a Das, 2008; Milly, 1979). Napriek tomu, že sa táto metóda považuje za najvšestrannejšiu, sprevádzajú ju významné obmedzenia (EPA, 1998). Za prvé, je treba predpokladať, že atmosférický rozptylový model je presný v popise chovania znečisťujúcich látok po uvoľnení do atmosféry. Spravidla sa dá povedať, a to aj pre najjednoduchší prípad úrovně terénu – kontinuálny bodový zdroj, že zhoda medzi modelom a pozorovaním je len orientačná. Po druhé, metóda nie je schopná spracovať viac bežnejších problémov reprezentovaných zdrojmi emisií ľubovoľnej a nepravidelnej geometrie, zahrňujúc viacero prvkov v rôznych výškach – rozptylový model je k dispozícii len pre zdroje jednoduchej geometrie ako bod, línie, jednotný priestor alebo pravidelne rozmiestnené zdroje. (Milly, 1979)

Metóda „exposure profile“: Metóda využíva na meranie viacero okolitých vzorkovačov (väčšinou 4 alebo 5) v niekoľkých výškach pozdĺž vertikálnej veže (vo výške 4 až 10 metrov) vybavenej tryskami a nastaveniami prietokovej rýchlosti na vzorkovanie vlečky fugitívnych emisií. Veža je tiež vybavená na meranie rýchlosti a smeru vetra. Veže sú umiestnené v smere vetra od zdroja, s okolitými vzorkovačmi (1 až 4) umiestnenými proti smeru vetra pre stanovenie pozadňovej koncentrácie PM častíc. Celkový hmotnostný tok prachu emitovaného zo zdroja sa vypočíta integráciou hodnoty expozície prachu získanej z rôznych vzorkovaných bodov (EPA, 1998; Thompson a Visser, 2001). Daná metóda je do značnej miery obmedzená na vzorkovanie blízko zdroja, je porovnateľná s metódou „roof monitor“. Aj keď sa pre vzorkovanie veľkých plošných zdrojov javí nepraktická, je považovaná za presnejšiu, než metóda upwind-downwind“ (EPA, 1998).

Metóda „portable wind tunnel“: Táto metóda je použiteľná len pre veterné fugitívne emisie. Bola vyvinutá v roku 1970 pre štúdiu účinku naviateho piesku na vegetáciu a kvantifikáciu zdrojov veternej erózie. Odvtedy bola použitá na kvantifikáciu veterných emisií z exponovanej pôdy a skládok uhlia. Metóda využíva zariadenia v tvare vysávača s ústím umiestneným priamo na povrchu, ktorý má byť testovaný použitím vzduchotesného uzáveru. Ventil nasáva vzduch cez ústie tunela, dlhou trubicu do vyvýšenej časti kanálu, kde sú PM častice vzorkované (EPA, 1998).

Metóda „scale-model wind tunnel“: Podstatou tejto metódy je tvorba veterného tunela, ktorý sa podobá vzorkovanému zdroju alebo terénu, v mnohých prípadoch sa vo veternom

tunelu kopíruje tvar zdroja. Parametre, ako turbulencia, rýchlostný profil, veterný gradient a ďalšie fyzikálne veličiny – napr. vlhkosť vzduchu a nerovnosti terénu sú väčšinou duplikované vo veternom tunely. Výhodou použitia tejto metódy je, že jednotlivé parametre ovplyvňujúce emisie prachu môžu byť následne kontrolované. Nevýhodou je, že vzťah medzi testami a skutočným meraním v teréne je „nejasný“ (EPA, 1998).

Metóda „tracer“: Táto metóda používa plyn alebo častice ako indikátory pre prach zo zdroja, ktorý má byť meraný. Bežnými indikátormi sú hexafluorid (SF₆) a fluorescenčné alebo fosforeskujúce materiály alebo nátery. Predpokladá sa, že indikačný oblak bude silno podobné oblaku prachu, ak indikátor vznikne v rovnakom mieste a čase ako prach. Merania koncentrácií indikátora a prachu sú používané na kvantifikáciu množstva emisií prachu priamou úmerou použitého množstva vypusteného indikátora (napr. množstva emisií) (EPA, 1998).

Metóda merania balónom: Ide o obdobu metódy „**exposure profile**“, ktorá je uvedená vyššie. Metóda merania balónom využíva balón k pozastaveniu vzorkovačov v rôznych výškach namiesto odbernej veže používanej v metóde „**exposure profile**“. Meranie balónom je obzvlášť vhodné pre odber vzoriek z veľkých plošných zdrojov a/alebo zdroja, ktorý nemusí byť tesne priblížený (EPA, 1998). Metóda bola zvolená na stanovenie vertikálnej distribúcie PM častíc vo vybranej lokalite Moravskoslezského kraja. Podrobný popis použitia metódy merania balónom bude obsiahnutý v nasledujúcich kapitolách.

K metódam merania fugitívnych emisií možno poznamenať, že žiadna z vyššie spomenutých metód nie je úplne bezchybná a je nutné vykonať veľa odhadov vo výpočtoch emisií (Behera a Das, 2008).

V Európe existuje len návrh smernice pre meranie fugitívnych emisií častíc PM₁₀. Žiadne európske normy nie sú implementované. Vo väčšine prípadov sú emisie PM₁₀ vypočítané z emisných faktorov nájdených v literatúre (Bree a Blauw, 2008).

V Českej republike je vydaná norma ČSN EN 1554, ktorá stanovuje metódu merania fugitívnych a rozptýlených emisií z priemyselných zdrojov metódou obráteného modelovania rozptylu (RDM): Použitie metódy je založené na výpočtoch rozptylového modelu a na definovaní experimentálneho usporiadania v danom území s ohľadom na terénne charakteristiky ako výpočet, výška a šírka difúzných zdrojov prachových častíc, vzdialenosti vzorkovacích bodov a meteorologických parametrov. Obrátené modelovanie

rozptylu je metóda pre odhad priemerného hmotnostného toku emitovaných prachových častíc z každého zdroja emisií postavená na štatistickom spracovaní:

- Hmotnostných koncentrácií prachu nameraných v rôznych vzorkovacích stanovištiach;
- Vypočítaných rozptylových faktorov α ;

Pre výpočet rovnice:

$$c_{rd}(t) = \sum_i c_{ird}(t) = \sum_i \alpha_{irdt} e_{id}$$

Kde:

c_{ird} - hmotnostná koncentrácia častíc aerodynamického priemeru d (rovný D_{ae})

α_{irdt} – rozptylový faktor častíc aerodynamického priemeru d (rovný D_{ae}) medzi zdrojom emisií i a vzorkovacím stanovišťom r ;

e_{id} - hmotnostný tok častíc aerodynamického priemeru d (rovný D_{ae}), ktorý skúšame nájsť

Hlavným prínosom daného postupu je identifikácia hlavných zdrojov emisií prachových častíc sledovaného podniku (ČSN EN 15445).

4 VÝZNAM FUGITÍVNYCH EMISIÍ V MORAVSKOSLEZSKOM KRAJI

Vymedzenie územia

Moravskoslezský kraj leží v severovýchodnej časti Českej republiky, kde hraničí na severovýchode s Poľskom (Sliezske a Opolské vojvodstvo) na juhovýchode so Slovenskom (Žilinský kraj), na juhu sa dotýka Zlínskeho kraja a na východe susedí s Olomouckým krajom (Český statistický úrad, 2014; Ekotoxa s.r.o., 2008; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

Kraj je vymedzený okresmi Bruntál, Frýdek-Místek, Karviná, Nový Jičín, Opava a Ostrava-mesto. Spadá tu celkovo 300 obcí, z toho 42 miest. Rozlohou 5 427 km² zaberá 6,9% územia celej Českej republiky – čím sa radí na 6. miesto medzi všetkými kraji. Zároveň je počtom obyvateľov – necelých 1 224 tis. tretím najľudnatejším krajom v ČR (Český statistický úrad, 2014; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

Krajina Moravskoslezského kraja

Geograficky veľmi rozmanitý región zvierajú zo západu masív Hrubého Jeseníku (najvyšší vrchol Praděd - 1 491 m n. m.), hornatina postupne prechádza do Nízkeho Jeseníku – náhornej plošiny s pozvoľnejším terénom, a Oderské vrchy. Strednú časť kraja charakterizuje husto osídlený nížinatý terén – Opavská nížina, Ostravská pánev a Moravská brána. Na východ krajina opäť nadobúda horský charakter (Moravskoslezské Beskydy, Sliezske Beskydy). Najnižší bod je v mieste sútoku riek Odry a Olše (195 m n. m.). Viac než polovicu územia kraja zaberá poľnohospodárska pôda, ďalších viac než 35% lesné pozemky (hlavne v horských oblastiach Jeseníkov a Beskyd). Kraj disponuje bohatými zásobami nerastných surovín – hlavne rozhodujúce domáce zásoby čierneho uhlia, ďalej ložiská zemného plynu, a iných surovín ako vápenec, žula, mramor, bridlica, sadrovec, štrkopiesky, piesky a tehliarske íly (Blažek et al., 2013; Český statistický úrad, 2014; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

Väčšia časť kraja (95,1%) náleží k povodiu horného toku Odry (úporie Baltského mora), na území Ostravy prijíma svoje najväčšie prítoky: Opavu, Ostravicu, Olšu. Juhovýchodná časť kraja je odvodnená riekou Bečvou a spolu s južnou časťou okresu Bruntál patrí do povodia Moravy (úporie Čierneho mora). Hlavné zdroje pitnej vody sú vodárenské nádrže

Šance a Morávka (Moravskoslezské Beskydy), Kružberk (Nízky Jeseník) a Slezská Harta (Český statistický úřad, 2014).

V kraji sa vyskytujú aj cenné prírodné zvláštnosti chránené v rámci 3 chránených krajinných oblastí – Beskydy, Jeseníky a Podří, a 146 maloplošných chránených území (Český statistický úřad, 2014; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

Región patrí medzi najdôležitejšie priemyslové oblasti strednej Európy, jadrom je ostravsko-karvinská priemyslová a ťažobná panva, ktorej industrializácia bola spojená s využívaním miestneho nerastného bohatstva – hlavne kvalitného koksovateľného čierneho uhlia a s naväzujúcim rozvojom ťažkého priemyslu a hutníctva. Kraj je pokladaný za celoštátne centrum hutnej výroby. Napriek poklesu vyťaženého množstva je tu sústredená ťažba čierneho uhlia takmer celej produkcie ČR. V kraji je zastúpená výroba a rozvod elektriny, plynu a vody, výroba dopravných prostriedkov a chemický a farmaceutický priemysel (Český statistický úřad, 2014; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

Dopravná infraštruktúra je v kraji na nadpriemernej úrovni, celkovo má 3 394 km ciest a diaľnic, z toho 32 km rýchlostných ciest, 704 km ciest 1. triedy, 766 km ciest 2. triedy a 1 897 km ciest 3. triedy. Hustota diaľnic a ciest 1. triedy je 13,5 km/100 km², čo radí kraj na prvé miesto v rámci ČR. Hustota železničných tratí zaberá v kraji 12,4 km/100 km², čo je republikový priemer. Leteckú dostupnosť regiónu zabezpečuje medzinárodné letisko Leoše Janáčka v Mošnově (20 km od centra Ostravy), s dĺžkou prístávacej dráhy 3 500 m umožňuje pristávanie lietadiel všetkých kategórií bez obmedzenia (Český statistický úřad, 2014; Eliáš, 2010).

Od začiatku 90. rokov sa stav životného prostredia zlepšuje vplyvom poklesu priemyselnej výroby, používania šetrnejších technológií a značným investíciám do oblasti ochrany životného prostredia. Napriek tomu patrí kraj medzi ekologicky najzaťaženejšie oblasti v ČR, lebo v minulosti boli znečistené všetky zložky životného prostredia. Medzi najzávažnejšie javy patrí kontaminácia pôdy a podzemných vôd v dôsledku priemyselnej činnosti, banské poklesy a znečistenie povrchových vôd a ovzdušia. Najzávažnejšie dopady na životné prostredie sa sústreďujú do strednej a severovýchodnej časti kraja – Ostravsko, Karvinsko a Třinecko (Český statistický úřad, 2014; Eliáš, 2010; Kaleta, 2011).

4.1 Klimatické podmienky a meteorologické informácie

Moravskoslezský kraj má celkové prevládajúce prejavy kontinentálneho typu podnebia, územie patrí do chladnej a mierne teplej klimatickej oblasti. Značná premenlivosť počasia je daná veľmi pestrým georeliéfom. Veľmi významne sa na nej podieľa vysoká nadmorská výška horských oblastí na juhovýchode a západe regiónu a taktiež smer JZ-SV Moravskej brány a otvorenosť severných a južných oblastí účinkom meridionálneho prúdenia vzduchu. Priemerný ročný úhrn atmosférických zrážok sa v kraji pohybuje v rozmedzí od 600–1200 mm. Významný vplyv majú lokálne záveterné a náveterné efekty spôsobené georeliéfom – vďaka náveternému efektu sú najvyššie ročné úhrny zrážok okolo 1400 mm v najvyšších partiách Moravskoslezských Beskýd (Krajíček et al., 2014)

Významným klimatotvorným činiteľom v regióne je okrem prírodných vplyvov človek – a to vďaka odlesneniu a priemyselným aktivitám v kraji (napr. významné zmeny v morfológií terénu a charakteru aktívneho povrchu vplyvom ťažby uhlia, znečistenie ovzdušia ovplyvňujúce aj oblasti značne vzdialené od zdrojov). Lokálne antropogénne zásahy významne ovplyvňujú podnebie hlavne vo veľkých mestách a priemyselných aglomeráciách kraja, kde v porovnaní s okolím dochádza k zvýšeniu teploty vzduchu, zníženiu absolútnej a relatívnej vlhkosti vzduchu, zníženiu počtu dní so snežením a snehovou pokrývkou, zmene rýchlosti a smeru prízemného prúdenia, zvýšeniu znečistenia prízemnej vrstvy atmosféry, vrátane vzniku krátkodobých smogových situácií a situácií so zvýšeniu koncentráciou prízemného ozónu ai (Ekotoxa s.r.o., 2008).

4.2 Vyčíslenie emisií na území Moravskoslezského kraja

Štúdiá spracovaná spoločnosťou AZGEO (2014) zhromaždila doporučené hodnoty emisných faktorov, ktoré je možné využiť hlavne v podmienkach Moravskoslezského kraja. Jedná sa o emisné faktory pre stanovenie fugitívnych emisií z odvalov a ďalších depónií súvisiacich s hutnou a banskou činnosťou.

Emisné faktory slúžia k výpočtu emisií zo zdroja podľa nasledujúceho všeobecného vzorca:

$$E = A \times EF \times (1 - ER/100),$$

kde: E = veľkosť emisie; A = aktivita zdroja, EF = emisný faktor a ER = účinnosť inštalovaného zariadenia alebo metódy k znižovaniu emisií v %.

Vyčíslenie emisií z hutných a banských depónií na území Moravskoslezského kraja pozostávalo z dvoch samostatných častí:

- Vyčíslenie emisií vyvolaných veternou eróziou,
- Vyčíslenie emisií spojených s nakladaním s prašnými materiálmi z banskej a hutnej činnosti.

Vyčíslenie emisií vyvolaných veternou eróziou

Celkové emisie z veternej erózie hutných a banských skládok a iných depónií v Moravskoslezskom kraji boli vyčíslené dvoma metódami: ČHMÚ a U.S.EPA AP 42, kap. 11.9 Emisný faktor podľa AP je stanovený pre TZL a metodikou ČHMÚ boli vypočítané emisie suspendovaných častíc PM₁₀. S využitím doporučených emisných faktorov bol vykonaný výpočet emisií zo záujmových lokalít (depónií súvisiacich s hutnou a banskou činnosťou) na území kraja. Celkom bolo kombináciou metód diaľkového prieskumu Zeme a terénnym šetrením v kraji zistených 77 takýchto plôch.

Tabuľka 3: Emisie prachu spôsobené veternou eróziou na plochách bez vegetácie (AZGEO, 2014)

Lokalita	Plocha (ha)	Povrch	Emisie PM10 podľa ČHMÚ, VAV/740/2/02, DP2		Emisie TZL podľa AP 42, kap. 11.9
			Hmotnostný tok (t/lokalita/rok)	Emisný faktor (kg/ha/rok)	Hmotnostný tok (t/lokalita/rok)
Heřmanice 1	25,5	hlušina	17,0	665	21,7
Vitkovice 2	4,5	troska	2,6	565	3,8
Třinec 1	46,2	troska	39,5	856	39,3
Šverma 1	5,0	uhlie	6,9	1362	4,3
Orlová 5	34,7	uhlie	27,7	798	29,5
Doubrava 3	34,7	uhlie	27,7	798	29,5
Darkov 16	10,0	hlušina	3,6	356	8,5
Stonava 2	18,0	hlušina	6,4	356	15,3
Slezská Ostrava 3	52,8	troska	29,8	356	44,8
Paskov 3	24,1	hlušina	22,4	929	20,5
Hrabůvka 1	14,7	troska	8,3	565	12,5
Dolní Suchá 3	15,7	uhlie	12,5	798	13,3
Darkov 4	10,2	uhlie	8,1	798	8,6
Bohumín 2	5,2	uhlie	7,6	1456	4,4
Darkov 12.2	21,6	hlušina	7,7	356	18,3

Celkové emisie z hutných a banských depónií na území kraja spôsobené veternou eróziou je možné vyčísliť nasledovne:

- **TZL (AP 42, kap. 11.9): 414 t/rok**
- **PM₁₀ ČHMÚ (VaV/740/2/02 DP 2): 308 t/rok (AZGEO, 2014).**

Vyčíslenie emisií spojených s nakladaním s prašnými materiálmi z banskej a hutnej činnosti

Aktivity na hodnotených plochách sú veľmi rôznorodé. Pri počte týchto lokalít v Moravskoslezskom kraji nie je možné pre hodnotenie v regionálnom merítku tieto aktivity detailne študovať. Z tohto dôvodu sa vyčíslenie emisií z manipulácie opiera o bilanciu všetkých podstatných hmôt, s ktorými je na odvaloch či iných depóniach z hutnej a banskej

činnosti manipulované. Bilancia hlavných prašných materiálov súvisiacich s bankou a hutnou činnosťou, ktorá reprezentuje rok 2011, je obsiahnutá v Tabuľke 4.

Tabuľka 4: Množstvo hlavných bankých a hutných surovín a produktov, s ktorými bolo nakladané v MSK v roku 2011 (t/rok)¹ (AZGEO, 2014)

Materiál	AMO	TZ	EVRAZ	VHM	OKK	Celkovo
surové železo	2 108 020	2 029 000	0	0	0	4 137 020
tekutá oceľ	1 947 140	2 480 000	776 000	135 108	0	5 338 248
koks	756 779	728 411	0	0	770 000	2 255 190
ruda	379 444	365 220	0	0	0	744 664
uhlie	983 813	946 934	0	0	1 001 000	2 931 747
hlušina	0	0	0	0	5 329 548	5 329 548

S využitím množstva materiálov uvedených v Tabuľke 4 a údajov publikovaných v BREF bola vypracovaná bilancia používaných prašných hutných a bankých hmôt v Moravskoslezskom kraji v roku 2011 (viď Tabuľka 5) (AZGEO, 2014).

Tabuľka 5: Odborný odhad množstva prašných bankých a hutných materiálov, s ktorými bolo nakladané v MSK za rok 2011 (t/rok) (AZGEO, 2014)

uhlie (objem ťažby v MSK)	11 300 000
železná ruda	744 664
vysokopečná troska	1 085 968
oceliarska troska – konvertory, tandemové pece	650 393
oceliarska troska – elektrooceliarne	22 293
troska zo sekundárnej metalurgie	89 949
troska celkovo	1 758 653

Na základe tejto bilancie a s využitím doporučených emisných faktorov boli vypočítané približné emisie z manipulácie s týmito materiálmi. Výsledok výpočtu je obsahom nasledujúcej tabuľky (AZGEO, 2014).

¹ Vysvetlivky:

AMO – ArcelorMittal Ostrava, TZ – TŘINECKÉ ŽELEZÁRNY – MORAVIA STEEL, EVRAZ – EVRAZ VÍTKOVICE STEEL, a.s., VHM – Vítkovice Heavy Machinery a.s., OKK – OKK Koksovny, a.s.

Tabuľka 6: Vyčíslenie emisií z nakladania s prašnými materiálmi pri hutných a banských činnostiach v MSK (AZGEO, 2014)

Materiál	Činnosť	Množstvo (t/rok, ak nie je uvedené inak)	EF (g/t, ak nie je uvedené inak)	TZL bez opatr. (t/rok)	Účinnosť opatr.	TZL s opatr. (t/rok)
uhlie	nákladka vagónu	11 300 000	13	146,9	90%	14,7
	skladovanie	106 ha	4,1 t/ha/rok	432,6	90%	43,3
hlušina	nákladka	5 329 548	18	95,9	0%	95,9
	výkladka	5 329 548	18	95,9	0%	95,9
	manipulácia	5 329 548	4	21,3	0%	21,3
troska	klopenie – „low silt“ ²	1 736 360	4,4	7,6	0%	7,6
	klopenie – „high silt“ ²	89 949	13	1,2	0%	1,2
	manipulácia – „high silt“ ²	1 736 360	4,4	7,6	0%	7,6
	manipulácia – „low silt“ ²	89 949	13	1,2	0%	1,2
	nákladka pre využitie – „high silt“ ²	1 736 360	4,4	7,6	0%	7,6
	nákladka pre využitie – „low silt“ ²	89 949	13	1,2	0%	1,2
Fe ruda ³	výkladka	148 933	0	0,0	90%	0,0
	skladovanie	148 933	1,2	0,2	90%	0,02
celkovo				819		298

² „high silt“ – panvová troska; „low silt“ – vysokopecná a oceľarska troska

³ predpoklad: 80% prášková ruda (bez emisie, je prepravovaná zásadne v kašovitej konzistencii) + 20% peletová ruda
opatr. = opatrenie k zníženiu prašnosti - vychádza z údajov o max. dosiahnuteľnej účinnosti podľa EEA a U.S.EPA.

Uvedená bilancia materiálov nezahŕňa nakladanie s odpraškami z hutných technológií, keďže z hľadiska ochrany ovzdušia už bola táto problematika v uplynulých rokoch do značnej miery vyriešená. Najväčšie hutnícke podniky v kraji (ArcelorMittal Ostrava a Třinecké železiarne – Moravia Steel) už majú takmer všetky miesta potencionálneho úletu odpraškov dostatočne ošetrené ich zhromažďovaním v uzavretých silach alebo priamo v uzavretých kontajneroch (AZGEO, 2014).

Skladovanie uhlia spolu s nakládkou a vykládkou hlušiny patrí medzi najvýznamnejšie zdroje fugitívnych emisií prachu do ovzdušia regiónu. Naopak, málo významné emisie sú spojené s nakladaním s rudami pre výrobu surového železa. Hutnícke odpady majú v porovnaní s banskými odpadmi z hľadiska regionálnych emisií menší význam, avšak je nutné zohľadniť, že nakladanie s týmito odpadmi je na rozdiel od banských materiálov koncentrované len do dvoch miest v Moravskoslezskom kraji – takže z hľadiska emisnej situácie sa jedná o lokálne významný vplyv (AZGEO, 2014).

Vo výpočte nie je zahrnutý nešpecifikovaný objem drtenia a triedenia trosky, čo je významný zdroj prašnosti prevádzkovaný na hutných odvaloch (AZGEO, 2014).

Emisie spojené s manipuláciou s hutnými a banskými sypkými materiálmi sú silno závislé na dôslednosti protiprašných opatrení realizovaných na skládkach sypkých materiálov, hlavne uhlia. Podľa dostupných informácií je možné týmito opatreniami znížiť emisie až o cca 90 %. Bez akýchkoľvek protiprašných opatrení na posudzovaných depóniách podľa vykonaných výpočtov činili celkové fugitívne emisie TZL na území kraja cca 800 t/rok, zatiaľ čo pri ich dôslednom vykonávaní tam, kde je to technicky možné, dajú sa očakávať emisie vo výške cca 300 t/rok (AZGEO, 2014).

Celkové fugitívne emisie TZL z depónií hutníckej a banskej povahy na území Moravskoslezského kraja sa odhadujú na 700–1200 t/rok (AZGEO, 2014).

5 VERIFIKÁCIA MOŽNOSTI VYHODNOTENIA FUGITÍVNYCH EMISIÍ POMOCOU MERANIA BALÓNOM

Hlavným cieľom predloženej štúdie bolo zistiť rozloženie PM v závislosti na nadmorskej výške, a následne identifikovať vplyv fugitívnych zdrojov na distribúciu PM v závislosti na výške od zdroja. Na meranie vertikálnych zmien vo veľkostnom rozložení častíc a ich koncentrácií a na vertikálny odber chemických látok bola aplikovaná metóda merania emisií balónom. V rámci Českej republiky unikátne meranie bolo realizované v Moravskoslezskom kraji v meste Ostrava – ktoré sa radí medzi mestá s najhoršou kvalitou ovzdušia v rámci Českej republiky a Európy vôbec.

5.1 Použitá technika

Pre vertikálne meranie boli použité nasledujúce technické zariadenia:

- Prachomer Grimm 1.108
- Odberové čerpadlo
- Balón naplnený héliom

Nižšie je bližší popis technických zariadení vrátane technických parametrov.

Prachomer Grimm 1.108

Na meranie prachových častíc bol použitý laserový analyzátor Grimm 1.108 – malý prenosný spektrometer vyhodnocuje merania v dvoch základných režimoch (Štrbová, 2013):

- počet častíc (počet častíc/liter)
- hmotnosť častíc ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Prachomer umožňuje analýzu častíc veľkosti 0,25–32 μm , pričom každých 6 sekúnd sa na displeji zobrazujú okamžité namerané hodnoty prašnosti (Obrázok 2). Prístroj pracuje na základe Dual-technológie, ktorá umožňuje súčasne hodnotiť prašnosť na základe rozptylu svetla a gravimetrického princípu:

Analyzovaná vzorka prašnosti je teda zachytávaná na pórovitom membránovom filtri, čo umožňuje následne gravimetrickú analýzu, prípadne ďalšiu analýzu pod mikroskopom.

Zariadenie využíva technológiu rozptylu svetla na každej častici, kde polovodičový laser funguje ako zdroj svetla. Rozptýlený signál od častice prechádzajúcej cez svetlo laseru sa zbiera pod uhlom 90° za pomoci zrkadla, postupuje k prijímacej dióde, a po zosilnení postupuje signál do veľkostného klasifikátora. Analyzátor veľkosti pulzu následne zatriedi signál prenesený v každom kanáli. Počty je možné zobrazit' a uchovávať sa aj na pamäťovú kartu, z ktorej ich možno preniesť cez sériový port RS 232 na ďalšie spracovanie. Vzduch na analýzu sa nasáva do jednotky vnútorným čerpadlom s regulačným prietokom 1,2 litra/minútu, následne vzorka prechádza komorou okolo laserovej diódy detektora a zbiera sa na 47 mm PTFE (polytetrafluorethylen) filtri. Vzorku z PTFE filtra je možné neskôr gravimetricky analyzovať a použiť pre overenie zaznamenatej hmotnosti aerosólu, zachytené častice je možné chemicky analyzovať. Čerpadlo generuje potrebný čistý krycí vzduch, ktorý sa filtruje a prechádza regulátorom krycieho vzduchu späť do optickej komory – čím sa zabráni vzniku prachu k optickému laserovému zariadeniu. Údaje merania koncentrácie prachu sa každú minútu zaznamenávajú na pamäťovú kartu a sú prístupné aj cez zabudovaný port RS 232. Údaje sú prístupné každých 6 sekúnd v rýchlom režime alebo každých 60 sekúnd v normálnom režime, ďalšie možnosti pre dobu merania je možné definovať pomocou PC softwaru (Štrbová, 2013).

Tabuľka 7: Stručná charakteristika prístroja Grimm 1.108 (Štrbová, 2013; Bílek 2014)

Merací princíp	Rozptyl laserového svetla a gravimetrická metóda
Merací rozsah	0.25 – 0.31 μm v 32 kanáloch
Počet častíc	1 – 2 000 000 častíc/ liter
Kanály	0.25 / 0.28 / 0.3 / 0.35 / 0.4 / 0.45 / 0.5 / 0.58 / 0.65 / 0.7 / 0.8 / 1.0 / 1.3 / 1.6 / 2.0 / 2.5 / 3.0 / 3.5 / 4.0 / 5.0 / 6.5 / 7.5 / 8.5 / 10 / 12.5 / 15 / 17.5 / 20 / 25 / 30 / 32 μm
Rozsah koncentrácie	1 – 1 000 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ až 2 000 000 častíc/ liter
Prietok	1,2 l/min
Presnosť merania	+ - 2% v max. meracom rozsahu
Napájanie	Batérie alebo 220/110 VAC
Veľkosť	24 x 12 x 6 cm
Hmotnosť	2,4 kg
Vyjadrenie prašnosti	<ul style="list-style-type: none"> - v zmysle ČSN EN 481: v $\mu\text{g}/\text{m}^3$ <ul style="list-style-type: none"> - Vdychovateľná - Thorakálna - Respirabilná - v zmysle US-EPA: v $\mu\text{g}/\text{m}^3$ <ul style="list-style-type: none"> - PM₁₀ - PM_{2,5} - PM₁ - ako $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na 15 kanáloch - ako počet častíc/liter na 15 kanáloch



Obrázok 2: Prachomer Grimm 1.108 (Štrbová, 2013)



Obrázok 3: Upevnenie prachomeru Grimm 1.108 k balónu (Štrbová, 2014)

Analyzátor prachu bol ešte doplnený o zariadenia na zaznamenávanie meteorologických údajov (Bílek, 2014):

- GPS pre presné stanovenie polohy
- Výškomer
- Tlakomer
- Teplomer

Snímač teploty, vlhkosti a tlaku vzduchu s externou sondou

Inteligentné snímače sú vybavené senzormi teploty, relatívnej vlhkosti a atmosférického tlaku. Sonda T+ RV je na jednometrovom kábli, senzor tlaku je umiestnený v hlavici s elektronikou. Digitálna koncepcia s mikroprocesorom zaisťuje dlhodobú stabilitu parametrov, teplotnú kompenzáciu čidla vlhkosti a tlaku a signalizáciu poruchových stavov. Najmodernejšie polymérne čidlo vlhkosti zaručuje dlhodobú stálosť údajov a odolnosť voči vodnému kondenzátu. Snímače sú určené pre meranie vzduchu bez agresívnych prímiesí. Technické parametre popisuje Tabuľka 9.

Tabuľka 8: Technické parametre meteorologických snímačov (Bílek, 2014)

Merací rozsah teploty	-30°C až 105°C
Merací rozsah vlhkosti	0 – 100%
Merací rozsah tlaku	600 – 1100 hPa
Napájanie	9 – 30 V DC/max. 250mA
Rozmery	88 x 73 x 95,5 mm
Hmotnosť	< 200g

Odberové čerpadlo

Odberové čerpadlo odoberalo vzorky na analýzu PAU a ťažkých kovov vo voľnom ovzduší.



Obrázok 4: Odberové čerpadlo (Štrbová, 2014)



Obrázok 5: Upevnenie odberového čerpadla k balónu (Štrbová, 2014)

Balón naplnený héliom

Prachomer bol vynesný do vyšších výšok použitím balóna naplneného héliom, ktorý bol vyrobený na zákazku pre firmu Envirta.cz (Obrázok 4).



Obrázok 6: Meranie balónom (Štrbová, 2014)

Balón je vyrobený zo špeciálneho materiálu s vysokou vonkajšou odolnosťou – polyuretánu a nylonu s UV inhibítormi, certifikácia ISO 9002. Materiál je rovnako odolný proti dažďu a mrazu, čo umožňuje celoročné použitie (Bílek, 2014). Ďalšie technické parametre balóna popisuje Tabuľka 9.

Tabuľka 9: Technické parametre balóna (Bílek, 2014)

Objem použitého hélia	15 – 20 m ³
Nosnosť balónu (vztlak)	0,98 kg/m ³ , celkovo 15 kg vrátane balóna a šnúry
Užitečná hmotnosť	Max. 6 kg
Viditeľnosť balóna	cca 4 km
Maximálny protivietor	12 m/sek.

Balón bol pripútaný pomocou padákovej šnúry k navijaku, čo umožňovalo rýchle stiahnutie balóna k zemskému povrchu v prípade zhoršených poveternostných podmienok.

Prevádzka balóna podliehala pravidlám letovej prevádzky a každý štart sa musel hlásiť na dispečingu letiska Mošnov.



Obrázok 7: Pripútanie balóna pomocou padákovej šnúry k navijaku (Štrbová, 2014)

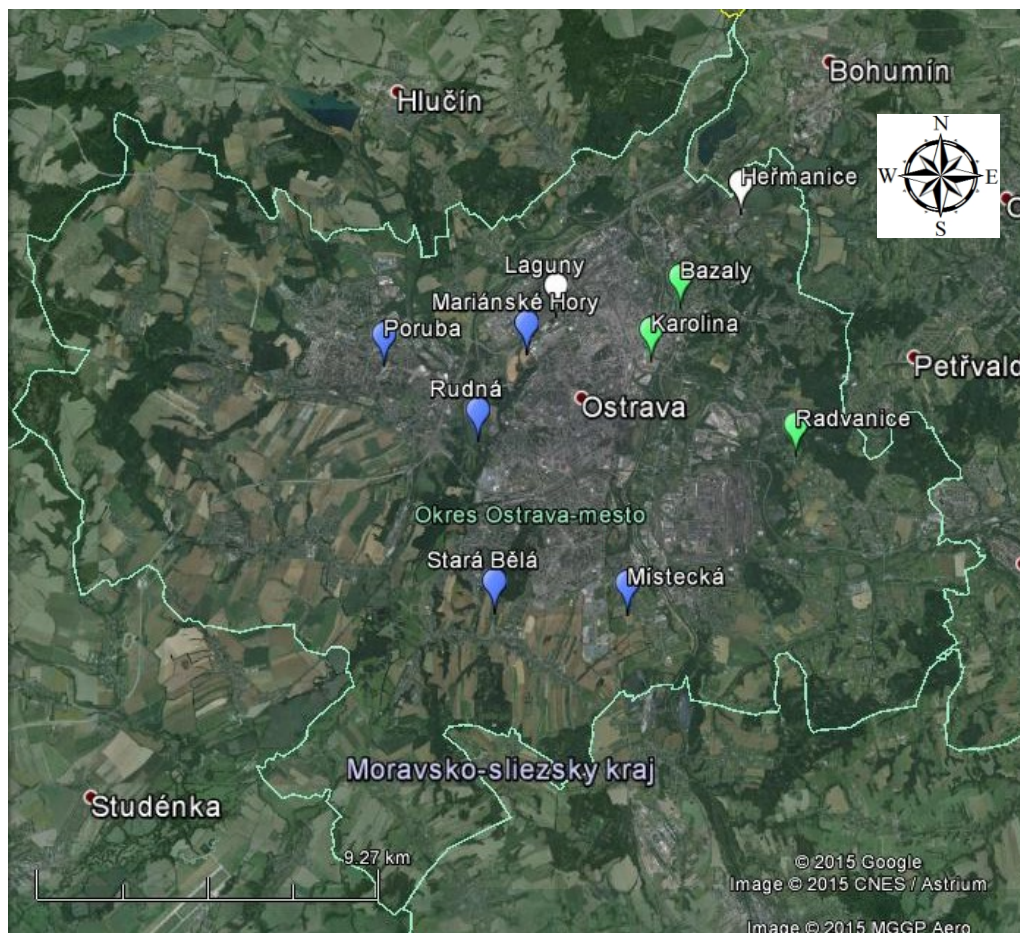
5.2 Meranie

Samotné meranie balónom bolo vykonané vo viacerých lokalitách mesta Ostrava a prebiehalo v obdobiach jar a leto 2014. Každá lokalita reprezentuje určité potencionálne prevládajúce zdroje fugitívnych emisií:

- **Štadión Bazaly** – potencionálne zdroje predstavuje cestná komunikácia Českobratrská, priemyselné závody Vítkovice a Arcelor Mittal Ostrava, lokálne kúreniská;
- **Nová Karolina** – potencionálne zdroje predstavuje cestná komunikácia centra mesta 28. října, Bohumínská a Místecká, priemyselné závody Vítkovice a Arcelor Mittal Ostrava a lokálne kúreniská;
- **Radvanice** – jedna z najznečistenejších oblastí Ostravy, hlavný zdroje emisií sú cestná komunikácia Těšínská, priemyselný areál Arcelor Mittal, lokálne kúreniská a diaľkové transporty škodlivín z Poľska;

- **Laguny Ostramo** – jedná sa o vytŕažené lagúny, v blízkosti sa nachádzajú ďalšie zdroje znečistenia: cestná komunikácia Mariánskohorská, diaľnica D47, priemyselné závody OKK Koksovny, Borsodchemem, ČOV a spaľovňa SPOVO;
- **Odval Heřmanice** – jedná sa o aktívny odval, v blízkosti sa nachádzajú ďalšie zdroje znečistenia: rekultivačné práce v blízkosti Heřmanického rybníka, cestná komunikácia Orlovská, priemyselný závod na spracovanie kovošrotu;
- **Ostrava Poruba, Generála Sochora** – zhustená obytná zóna, hlavný zdroj predstavuje doprava, konkrétne cestné komunikácie Martinovská a Opavská, nákupné centrá TESCO, HORNBACH
- **Ostrava Místecká** – hlavný zdroj je cestná komunikácia Místecká, ďalej priemyslový zdroj Arcelor Mittal (3 km) a centrum mesta (7,5 km). V okolí meracieho miesta sú lúky, pole, ohraničené stromami. Lokalita je zaťažená lokálnymi kúreniskami, dopravou a pri smere prúdenia vetra z Poľska priemyslovým komplexom AMO a diaľkovým transportom.
- **Ostrava - Mariánské Hory**, Mariánskohorská – lokalita je skôr priemyslová, zástavba zmiešaná – menšie činžiarové domy a rodinné domy v Přívoze a Mariánských Horách. Hlavné zdroje emisií: diaľnica D47, chemický závod Borsodchem MCHZ a.s. (700 m), ÚČOV a spaľovňa SPOVO, areály Koksoven a.s. (Koksovna Svoboda).
- **Ostrava - Stará Bělá**, Blanická – lokalita bola vybraná ako porovnávací, má charakter skôr prímestského až vidieckeho sídla. Významné komunikácie sú min. 1 km od miesta merania, Areál ArcelorMittal sa nachádza 5 km SZ smerom, centrum Ostravy 4,5 km. V lete je možné očakávať vplyv spráši z polí (v prípade sucha), v zime transport z Poľska a ostravské zdroje všetkých typov.
- **Ostrava, Rudná** – hlavný zdroj diaľnica D47 (1,5 km) a Rudná, nákupné stredisko Avion SP (1 km), Elektrárň Třebovice (Dalkia) (cca 2 km), priemyslové areály sú vzdialené viac než 7 km.

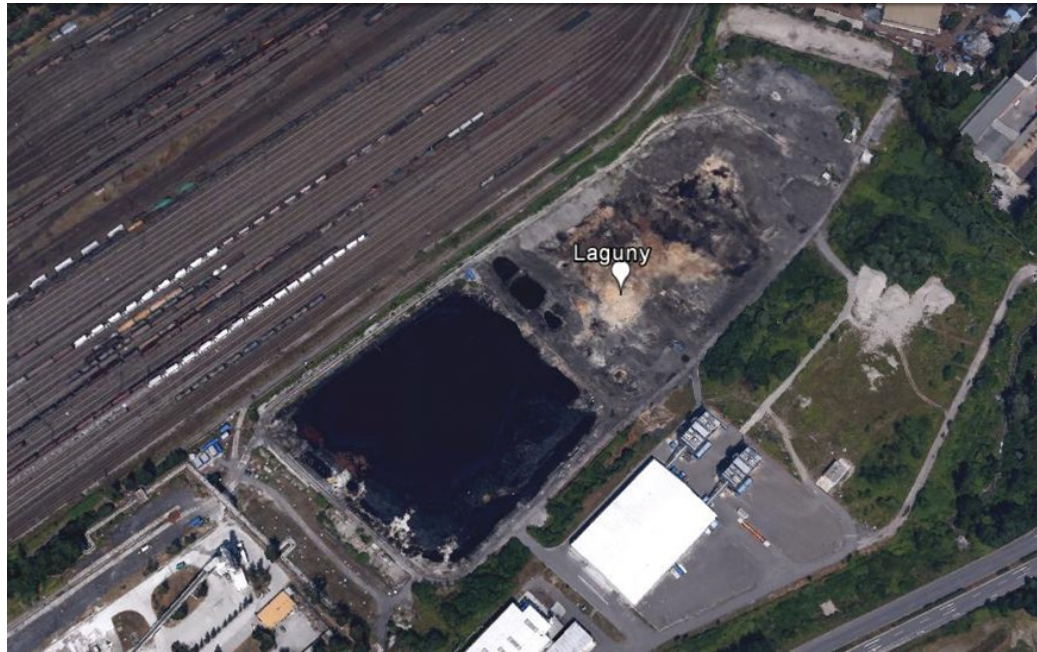
Vybrané lokality pre sledovanie PM sú vyznačené na obrázku 8.



Obrázok 8: Mapa vybraných lokalít (aplikácia Google Earth, 2015)

(Vysvetlivky: zelená značka – jarné merania, modrá značka – letné merania,
biela značka – spoločné lokality jar a leto)

Najviac zaťažené zo sledovaných lokalít – odval Heřmanice a Laguny Ostramo, ktoré predstavujú tzv. ekologické záťaže sú priblížené na obrázku 9 a 10 spolu so zaznačenými meracími bodmi pomocou aplikácie Google Earth.



Obrázok 9: Letecký pohľad na Laguny (aplikácia Google Earth, 2015)



Obrázok 10: Letecký pohľad na odval Heřmanice (aplikácia Google Earth, 2015)



Obrázok 11: Meranie nad vyt'áženími Lagunami (Štrbová, 2014)

Všetky merania za obe ročné obdobia prebiehali za jasného počasia. Parametre z meraní uvádza Tabuľka 10, kde sú zoradené lokality podľa dátumu prvého merania.

Tabuľka 10: Údaje o meraniach za obdobie jar a leto

Lokalita	GPS súradnice	Nadmorská výška miesta (m n. m.)	Dátum merania (r. 2014)	Čas merania (hod.)	Meteorologické údaje	
					Teplota (°C)	Rýchlosť vetra (km/hod)
Štadión Bazaly, Slezská Ostrava	49°50'35"N, 18°18'0"E	250	13. 3.	13.00 – 16.00	14 – 18	18
Nová Karolína	49°49'48"N, 18°17'20"E	216	14. 3.	11.00 – 14.30	16 – 20	14
Durčáková, Ostrava Radvanice	49°48'24.06"S, 18°20'39.50"V	262	27.3.	10. 00 – 13.00	5 – 14	13
Laguny Ostramo, Ostrava Fifejdy, Přívoz	49°50'26.82"S, 18°15'8.59"V	205	1. 4.	10.50 – 14.00	12 – 16	13
			25.8.	10.00 – 17.00	10 – 22	25
Odval Heřmanice, Ostrava Heřmanice	49°51'58.95"S, 18°19'22.85"V	210	2. 4.	10.00 – 12.30	8 – 15	10
			22. 8.	10.00 – 17.00	22	21
Ostrava Poruba, Generála Sochora	49°50'0.02"N, 18°11'12.72"E	225	28.8.	9.40 – 13.30	16 – 20	22
Ostrava Míšecká	49°46'04.9"N 18°16'49.9"E	235	28.8.	14.30 – 18.00	22	25
Ostrava - Mariánské Hory, Mariánskohorská	49°49'53.7"N 18°14'28.7"E	206	29.8.	9.00 – 13.30	12 – 21	18
Ostrava - Stará Bělá, Blanická	49°46'06.1"N 18°13'48.7"E	264	29.8	14.00 – 15.45	20	22
Ostrava, Rudná	49°48'36.6"N 18°13'22.9"E	223	30.8.	8.00 – 10.00	14 – 25	14

5.3 Štatistické spracovanie nameraných dát

Namerané dáta boli zaznamenané na pamäťovú kartu prístroja a vyhodnocované firmou Envirta.cz, kde sa pomocou príslušného softwaru Grimm previedli do programu MS Excel. Ďalšie spracovanie a vyhodnotenie dát prebiehalo v programe MS Excel a štatistickom programe R (R Core Team, 2014).

Priebeh koncentrácie PM₁ s rastúcou výškou

Pre účely grafickej vizualizácie variability nameraných koncentrácií PM₁ v rôznych výškach boli hodnoty PM₁ rozdelené do kategórií po 20 metroch a pre každú kategóriu boli z nameraných hodnôt vytvorené krabicové grafy.

Krabicové grafy popisujú základnú distribúciu dát v kategórii, označujú medián, prvý až štvrtý kvartil, minimum a maximum a prípadné anomálie nameraných hodnôt.

Vývoj počtu častíc/liter s rastúcou výškou

Z nameraných hodnôt počtu častíc v jednotlivých veľkostných triedach boli vypočítané mediány priradené k nadmorským výškam, a následne boli vytvorené spojnicové grafy.

Spojnicové grafy pre jednotlivé lokality zobrazujú vývoj nameraného počtu častíc/liter pre vybrané veľkostné triedy s rastúcou výškou.

Závislosť PM na meteorologických podmienkach

Za účelom zistenia možných vzájomných vzťahov medzi nameranými koncentraciami PM₁, PM_{2,5} a PM₁₀ a sledovanými meteorologickými faktormi a výškou bola vykonaná mnohorozmerná analýza dát – analýza hlavných komponent (PCA – Principle Component Analysis) v balíčku FactoMineR (Lê et al., 2008). Výsledky PCA pre jednotlivé lokality sú graficky reprezentované vo forme tzv. korelačného kruhu.

Korelačný kruh popisuje vzťahy medzi jednotlivými faktormi nasledujúcim spôsobom: vykreslené vektory faktorov vysoko pozitívne skorelované zvierajú uhol blízky 0° (korelačný koeficient sa blíži 1), vysoko negatívne skorelované zvierajú uhol blízky 180° (korelačný koeficient sa blíži -1), neskorelované vektory faktorov zvierajú uhol blízky 90° (korelačný koeficient sa blíži 0). Korelačný koeficient je v tomto modeli vyjadrený kosínusom uhlu, ktorý dva faktory zvierajú. Vykreslená dĺžka vektorov predstavuje mieru jeho reprezentácie v modeli.

V prípade, že PCA naznačila vzťah medzi dvoma faktormi (v našom prípade bol sledovaný vzťah PM₁ s meteorologickými faktormi, resp. s výškou), bola ďalej vykonaná lineárna regresná analýza, ktorej výsledky sú uvedené v Tabuľke 11 a 12. V prípade, že bol zistený koeficient determinácie (R²) vyšší než 0,7, bola závislosť vykreslená vo forme grafov.

5.4 Výsledky

Nižšie sú uvedené výsledky zo štatistického spracovania vždy rozdelené na jarné a letné meranie pre každú analýzu.

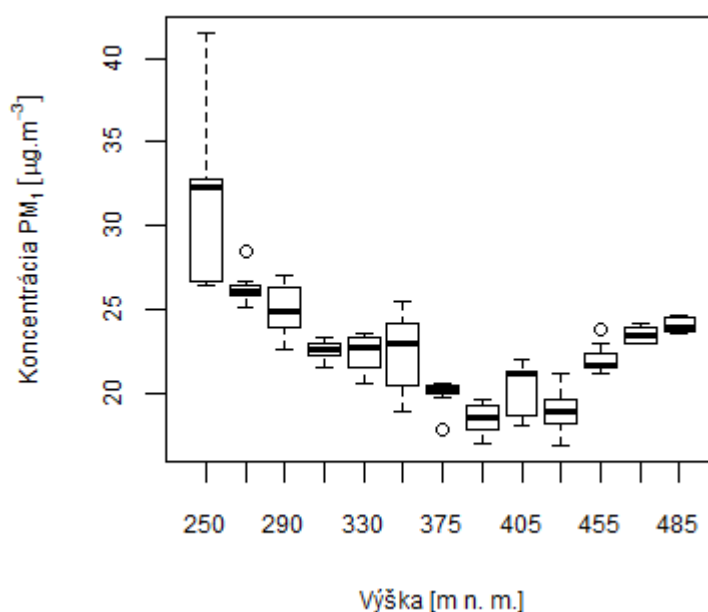
Priebeh koncentrácie PM₁ s rastúcou výškou:

Z obrázkov 12 až 16 je možné vyčítať všeobecný trend vývoja koncentrácií (vyjadrený mediánom hodnôt) s výškou. Variabilita hodnôt je v rôznych výškach rôzna.

- **Výsledky z jarného merania**

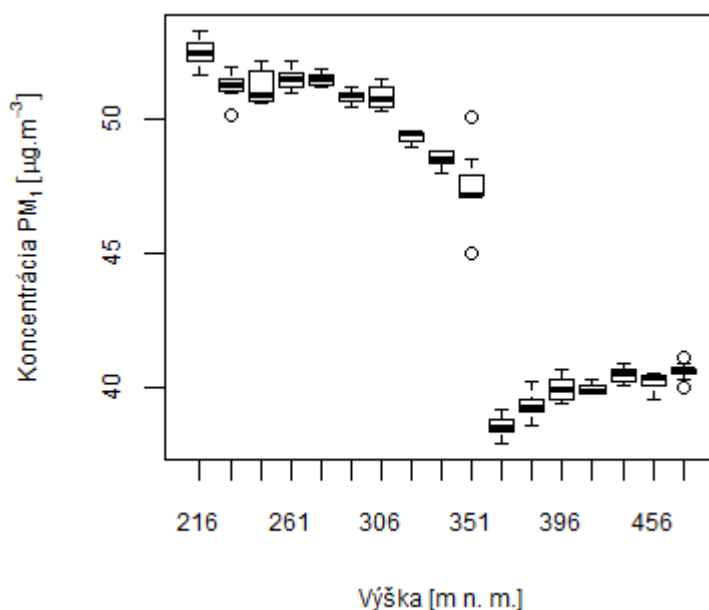
Z jarného merania vychádza, že všeobecný trend vývoja koncentrácií PM₁ s výškou má v zásade klesajúci charakter, avšak konkrétny priebeh vývoja koncentrácií nie je pri všetkých lokalitách takto jednoznačný:

V lokalite Bazaly (Obrázok 12) je po počiatocnom poklese nameraných koncentrácií s výškou zjavný opätovný nárast koncentrácií PM₁ (od výšky cca 405 m n. m.), pričom tieto hodnoty nedosahujú východiskové koncentrácie. Medián v počiatocnej výške 250 m n. m. dosahoval 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, v záverečnej výške merania (485 m n. m.) činil 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vo výške 250 m n. m. je zjavná aj najväčšia variabilita hodnôt, v ostatných výškach bola variabilita hodnôt veľmi premenlivá.



Obrázok 12: Bazaly, jar

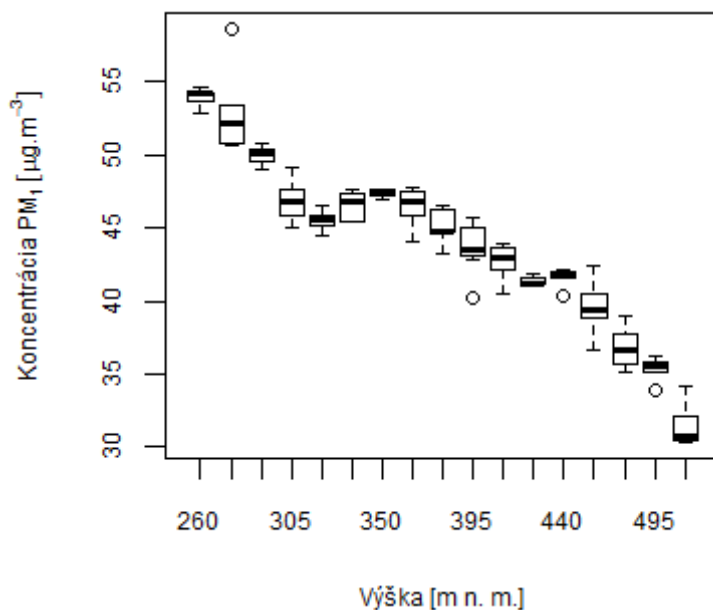
Namerané hodnoty v lokalite Karolina (Obrázok 13) predstavujú komplikovanejšiu situáciu. Nielenže dochádza rovnako ako v lokalite Bazaly k opätovnému nárastu nameraných koncentrácií v závere merania (od výšky 366 m n. m.), vo výške cca 351 m n. m. je pozorovaný aj veľký skok v nameraných koncentráciách (zo $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na $38,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), nasledovaný miernym rastom. Tento úkaz naznačil prítomnosť dvoch inverzných vrstiev vo vertikálnom profile. Medián v počiatočnej výške 216 m n. m. dosahuje $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, v záverečnej výške merania (486 m n. m.) je to $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Variabilita nameraných hodnôt je v tomto prípade je vo všetkých výškových kategóriách veľmi malá.



Obrázok 13: Karolina, jar

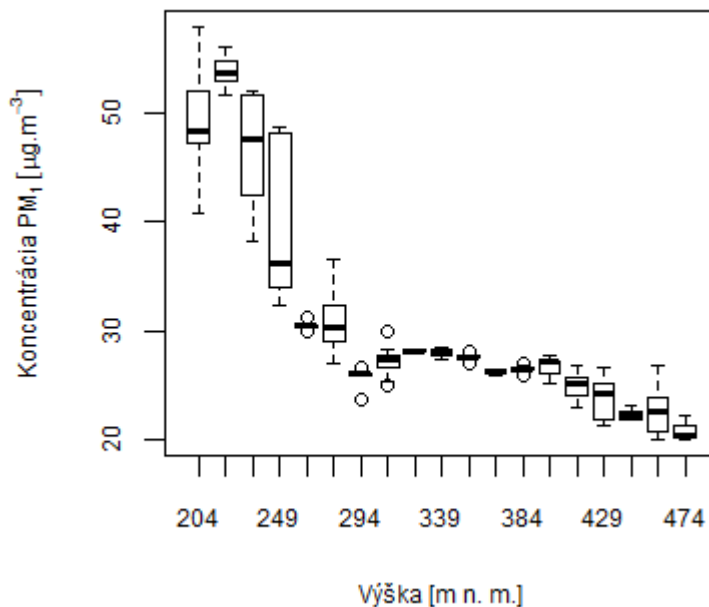
V prípade ďalších lokalít – Radvanice, Laguny, Heřmanice (Obrázok 14 až 16) bol pozorovaný jednoznačne klesajúci trend priebehu koncentrácie PM_{10} s rastúcou výškou až do záverečnej výšky merania, bez zreteľných narušení.

Medián koncentrácie PM_{10} v lokalite Radvanice (Obrázok 13) dosahoval v počiatočnej výške 260 m n. m. $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$, v záverečnej výške merania 525 m n. m. poklesol na $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Variabilita nameraných hodnôt je v celom priebehu výšky veľmi nízka.



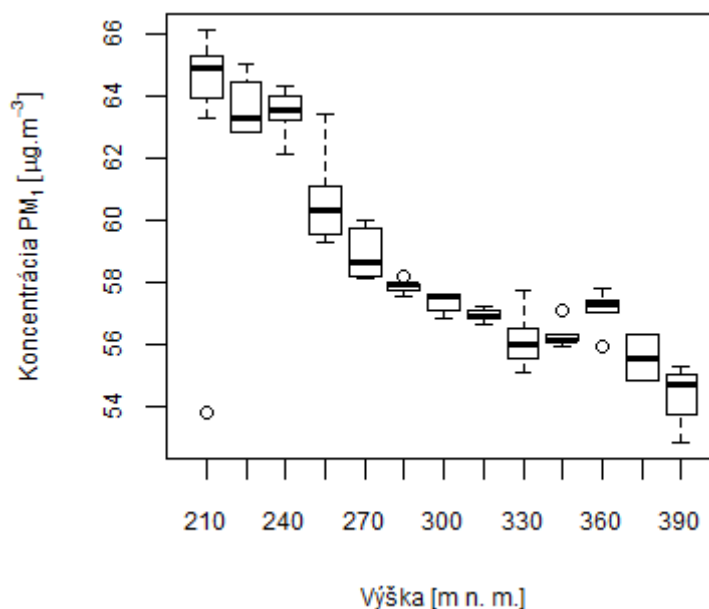
Obrázok 14: Radvanice, jar

V lokalite Laguny (Obrázok 15) činil medián hodnôt v počiatkovej výške 204 m n. m. $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a do záverečnej výšky merania (474 m n. m.) poklesol na $20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najväčšia variabilita nameraných hodnôt je zjavná vo výškových kategóriách 234 a 249 m n. m., od výšky 309 m n. m. až do záverečného merania je už variabilita hodnôt veľmi malá.



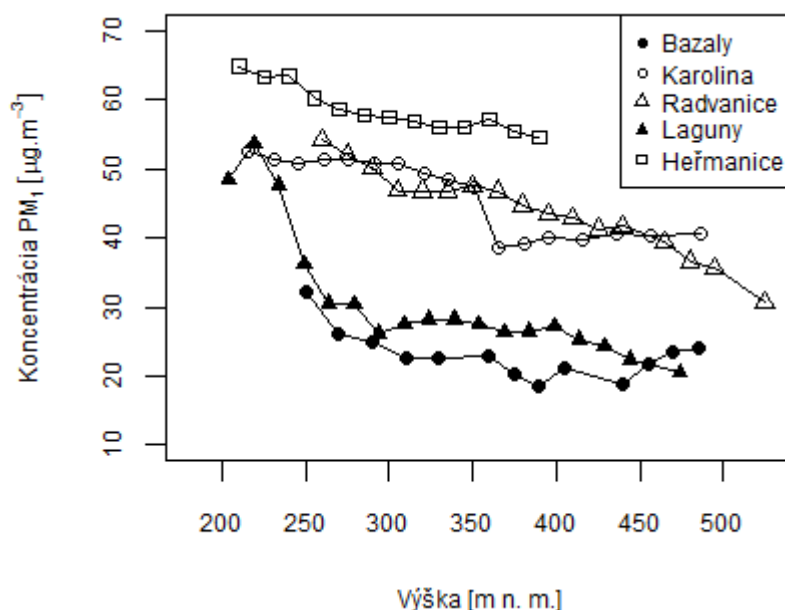
Obrázok 15: Laguny, jar

Hodnoty mediánu v lokalite Heřmanice (Obrázok 16) boli v počiatkovej výške (210 m n. m.) $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, do záverečnej výšky merania (390 m n. m.) poklesli na $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najmenšia variabilita hodnôt je badateľná vo výškach 285 – 360 m n. m.



Obrázok 16: Heřmanice, jar

Obrázok 17 reprezentuje porovnanie vývoja koncentrácie PM_{10} s rastúcou výškou medzi sledovanými lokalitami vo forme spojnicového grafu. Z obrázku je zrejmé, že najvyššie koncentrácie PM_{10} boli namerané nad odvalom Heřmanice. Naopak, najnižšie koncentrácie boli namerané v lokalite Bazaly, až na záver merania, kde koncentrácie začali stúpať a konečný pokles bol preto nižší v lokalite Laguny ($28 \mu\text{g}/\text{m}^3$). V lokalite Laguny bol pozorovaný aj najvýraznejší pokles koncentrácie medzi počiatkovou ($48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a konečnou výškou merania ($20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Závislosť PM_{10} na výške ukazuje viac menej klesajúci trend.



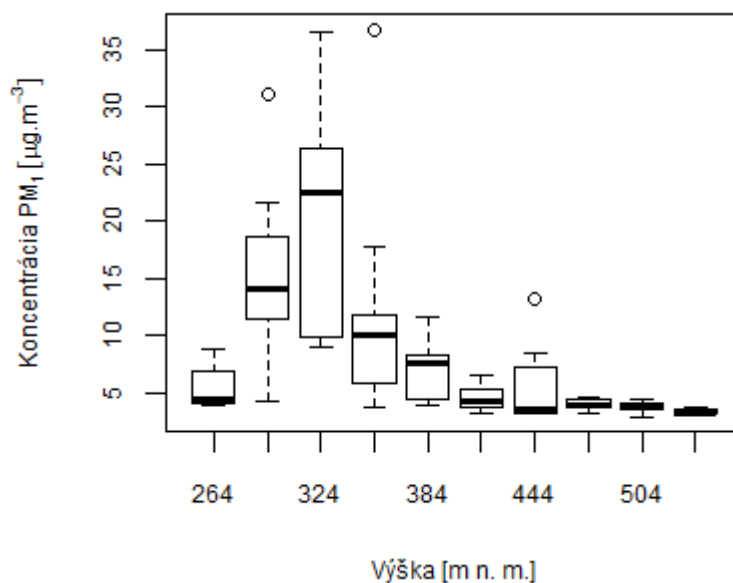
Obrázok 17: Vývoj koncentrácie PM_{10} s rastúcou výškou v rámci sledovaných lokalít

Pre bližšie porovnanie poklesu koncentrácie PM_{10} s rastúcou výškou medzi jednotlivými lokalitami bol zisťovaný percentuálny rozdiel poklesu koncentrácie v spoločnom výškovom úseku 255 – 390 m n. m. Podľa výpočtu sa pokles koncentrácie PM_{10} v danom úseku pohyboval medzi 9 % (Heřmanice) až 29 % (Bazaly).

- **Výsledky z letného merania**

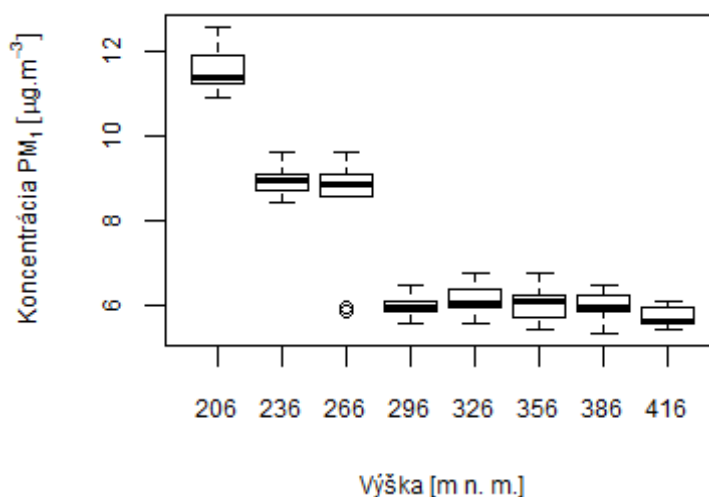
Namerané hodnoty z letného merania vykazujú klesajúci trend vývoja koncentrácií PM_{10} s výškou v piatich lokalitách zo siedmych, konkrétne v lokalitách Stará Bělá, Heřmanice, Poruba, Mariánské Hory, Rudná.

V lokalite Stará Bělá (Obrázok 18) bol najprv pozorovaný prudký nárast koncentrácie PM_{10} (zo $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na $22,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) s výškou do cca 324 m n. m., až následne dochádza k poklesu koncentrácie až do záverečnej výšky merania. Medián koncentrácie PM_{10} v záverečnej výške merania (534 m n. m.) dosahoval $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Variabilita nameraných hodnôt je najvyššia vo výške 324 m n. m., kde je aj najväčšia koncentrácia PM_{10} .



Obrázok 18: Stará Bělá, leto

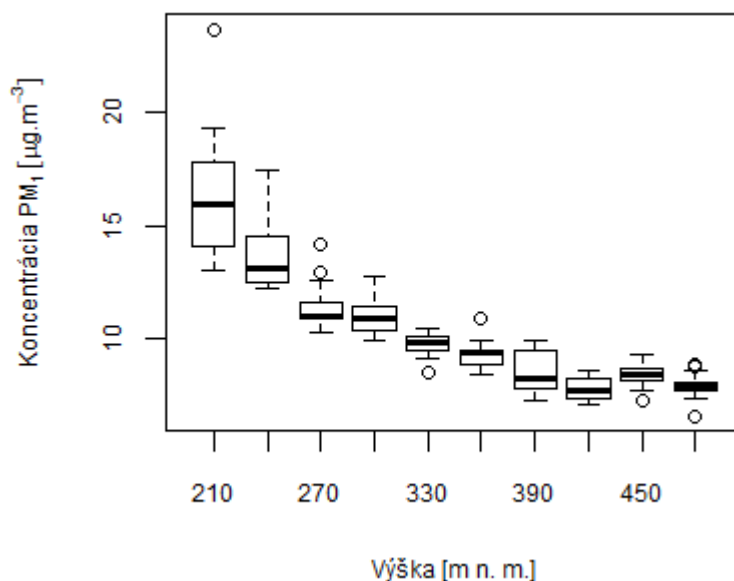
V lokalite Mariánske Hory (Obrázok 19) je opäť pozorovaný skok v poklese koncentrácie PM_{10} po počiatkovej výške v rozpätí 30 m do výšky 236 m, následne je koncentrácia ustálená až do 266 m, potom nastáva opäť skok v poklese koncentrácie PM_{10} do výšky 296 m n. m., od ktorej sú už hodnoty koncentrácie ustálené až do záverečnej výšky merania. Medián hodnôt v počiatkovej výške 206 m n. m. dosahoval $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a do záverečnej výšky merania (416 m n. m.) poklesol na $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Variabilita nameraných hodnôt je vo všetkých výškových kategóriách veľmi malá.



Obrázok 19: Mariánske Hory, leto

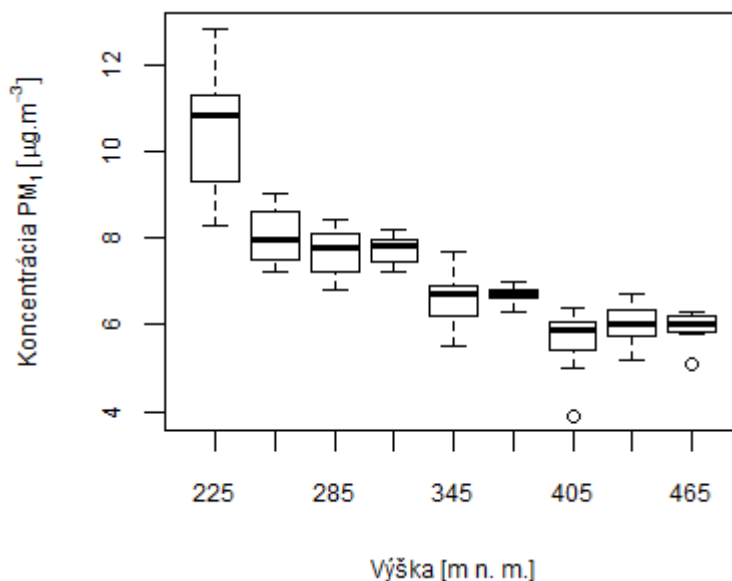
V prípade ďalších lokalít – Heřmanice, Poruba, Rudná (Obrázok 20 až 24) bol pozorovaný jednoznačne klesajúci trend priebehu koncentrácie PM₁ s rastúcou výškou až do záverečnej výšky merania, bez zreteľných narušení.

Medián koncentrácie PM₁ v lokalite Heřmanice (Obrázok 20) činil v počiatočnej výške merania (210 m n. m.) 16 µg/m³, v záverečnej výške merania (480 m n. m.) len 8 µg/m³. Variabilita nameraných hodnôt bola najväčšia vo výške 210 m n. m., od výšky 270 m n. m. už bola variabilita veľmi malá.



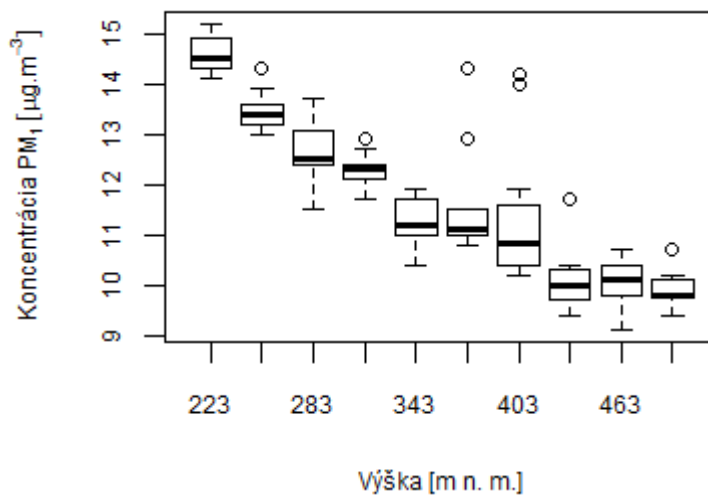
Obrázok 20: Heřmanice , leto

Hodnota mediánu koncentrácie PM₁ bola v lokalite Poruba (Obrázok 21) v počiatočnej výške (225 m n. m.) 10,8 µg/m³, v záverečnej výške (465 m n. m.) bola hodnota mediánu 6 µg/m³. Najväčšia variabilita nameraných hodnôt je zjavná v počiatočnej výške.



Obrázok 21: Poruba, leto

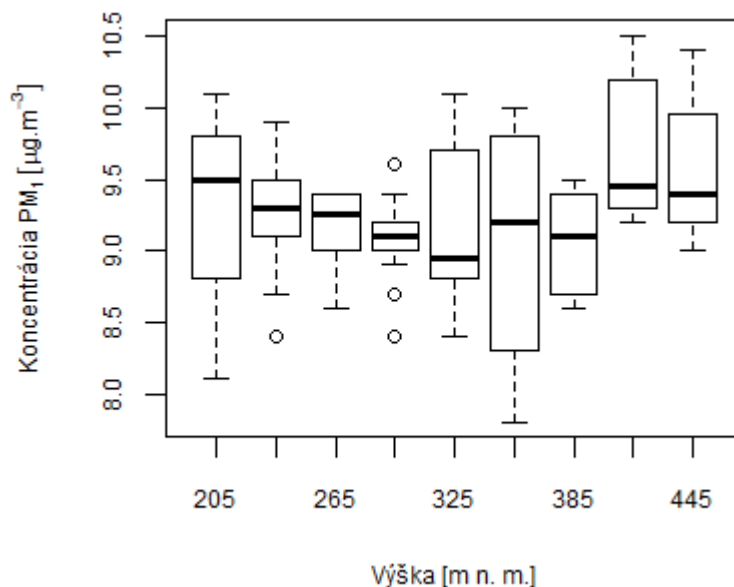
V lokalite Rudná (Obrázok 22) bol medián hodnôt koncentrácie PM₁ v počiatočnej výške (223 m n. m.) 14, 5 µg/m³, do záverečnej výšky merania (493 m n. m.) poklesol na 10 µg/m³. Variabilita nameraných hodnôt je v celom priebehu výšky malá.



Obrázok 22: Rudná, leto

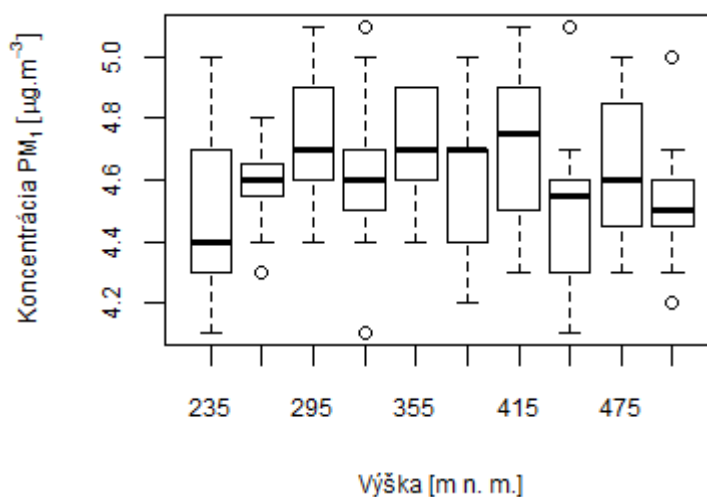
V lokalite Laguny (Obrázok 23) a Místecká (Obrázok 24) je trend koncentrácie PM₁ s rastúcou výškou ustálený – nemení sa, dokonca je pozorované mierne stúpanie. Tento

trend môže súvisieť s veľmi nízkymi koncentraciami PM₁, ktoré boli v daných lokalitách namerané. Medián hodnôt koncentrácie PM₁ sa v lokalite Laguny (Obrázok 23) pohybuje okolo 9,5 µg/m³.



Obrázok 23: Laguny, leto

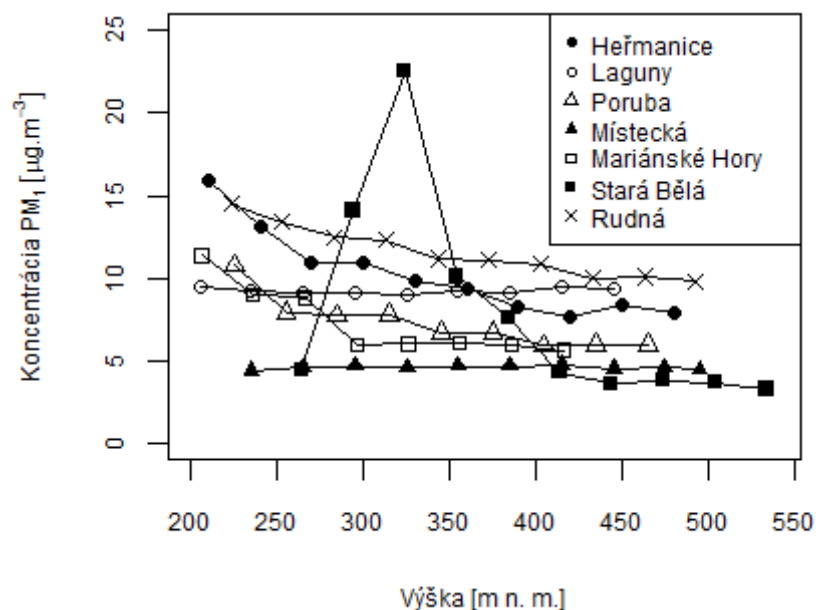
V prípade lokality Místecká (Obrázok 24) boli namerané najnižšie hodnoty koncentrácie PM₁ v rámci všetkých skúmaných lokalít. Medián nameraných hodnôt sa pohybuje okolo 4,6 µg/m³.



Obrázok 24: Místecká, leto

Obrázok 25 reprezentuje porovnanie vývoja koncentrácie PM₁ s rastúcou výškou medzi sledovanými lokalitami vo forme spojnicového grafu. Závislosť PM₁ na výške ukazuje

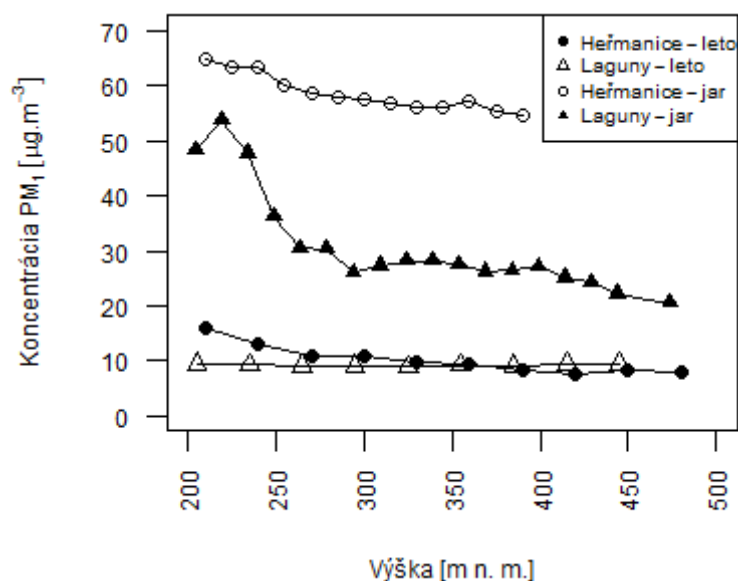
viac menej klesajúci trend, podobne ako tomu bolo vo výsledkoch z jarného merania. Maximálne koncentrácie PM₁ v letnom období boli oproti jarnému obdobiu výrazne nižšie, čo mohlo zapríčiniť rovnomerný priebeh vývoja koncentrácie PM₁ pozorovaný v niektorých lokalitách. Najvýraznejší rozdiel v poklese koncentrácie v priebehu výšky bol zaznamenaný v lokalite Stará Bělá. Najvyššie koncentrácie v celom priebehu výšky boli v lokalite Rudná, najnižšie v lokalite Místecká.



Obrázok 25: Celkové PM₁, leto

- **Spoločné lokality z jarného a letného merania**

Meranie za obe obdobia – jar a leto bolo realizované len v lokalite Heřmanice a Laguny. Pre porovnanie vývoja koncentrácie v daných lokalitách za jar a leto bol vytvorený spojnicový graf (Obrázok 26). Koncentrácie v oboch lokalitách boli výrazne vyššie v jarnom období. Vývoj koncentrácie má približne rovnaký trend za obe obdobia len v prípade lokality Heřmanice. Lokalita Laguny ukazuje v jarnom období výrazný klesajúci trend vývoja koncentrácie PM₁, avšak v letnom období je trend rovnomerný, dokonca dochádza k miernemu stúpaniu v konečných výškach.



Obrázok 26: Vývoj koncentrácie PM₁ s výškou pre spoločné lokality

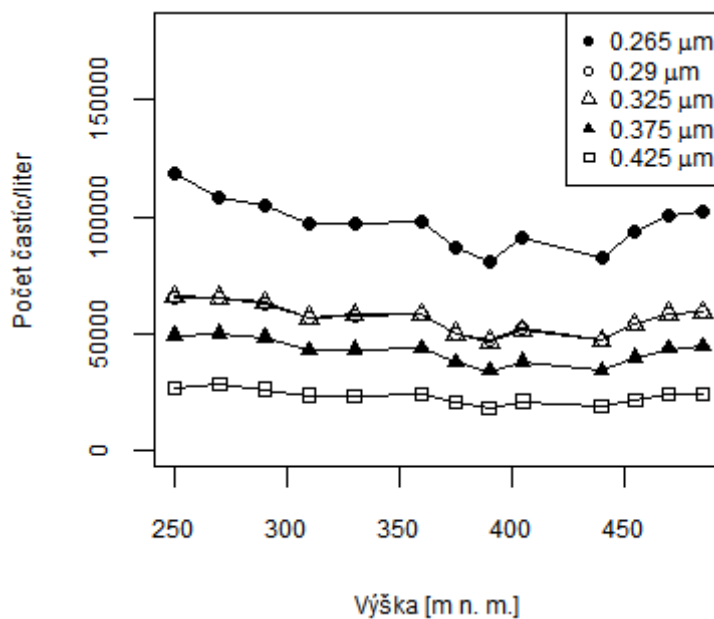
Vývoj počtu častíc/liter s rastúcou výškou

Hodnoty nameraných dát počtu častíc/liter pre jednotlivé veľkostné triedy boli štatisticky spracované len z jarného merania, z dôvodu nedostatočnej veľkosti súboru dát získaného z letného merania.

Výsledky z jarného merania

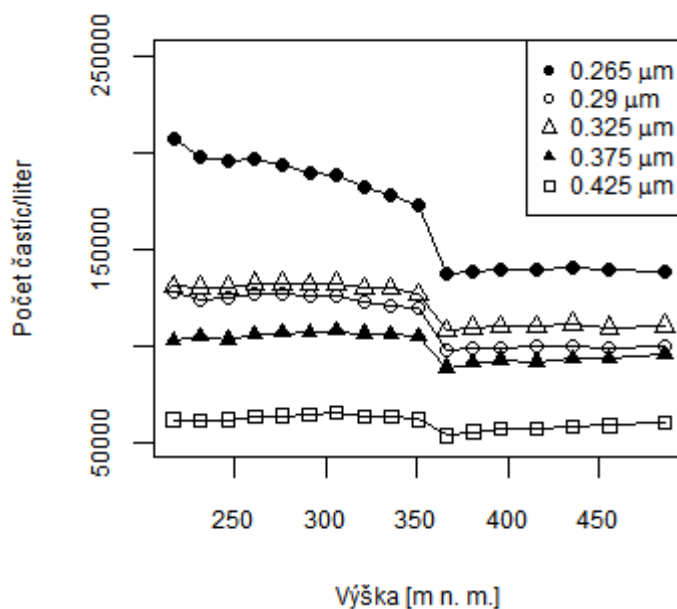
Nasledujúce grafy (Obrázok 27 až 31) zobrazujú vývoj nameraného počtu častíc/liter s rastúcou výškou v jednotlivých sledovaných lokalitách. Z grafov sa dá vyčítať, že pokles počtu častíc/liter s rastúcou výškou má viac menej klesajúci trend.

V lokalite Bazaly (Obrázok 27) je pokles v počte častíc/liter vo vybraných veľkostných triedach s výškou len veľmi mierny, od výšky cca 400 m n. m. dochádza k opätovnému nárastu, ktorý dosahuje až počiatkových hodnôt.



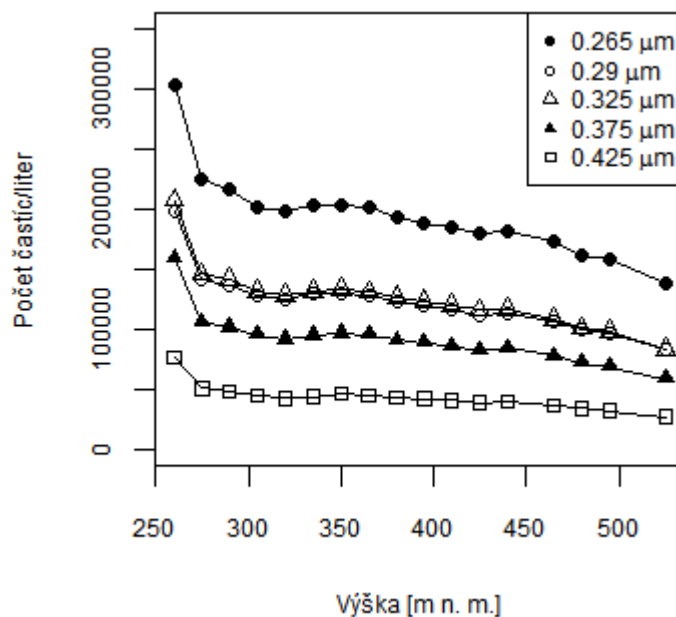
Obrázok 27: Bazaly

V prípade lokality Karolina (Obrázok 28) bol pozorovaný počiatkový pokles v počte nameraných častíc len vo veľkostnej triede 0.265 μm . Opäť bol pozorovaný strmý pokles nameraných hodnôt vo výške cca 350 m n. m. nasledovaný miernym vzostupom vo všetkých sledovaných veľkostných triedach.

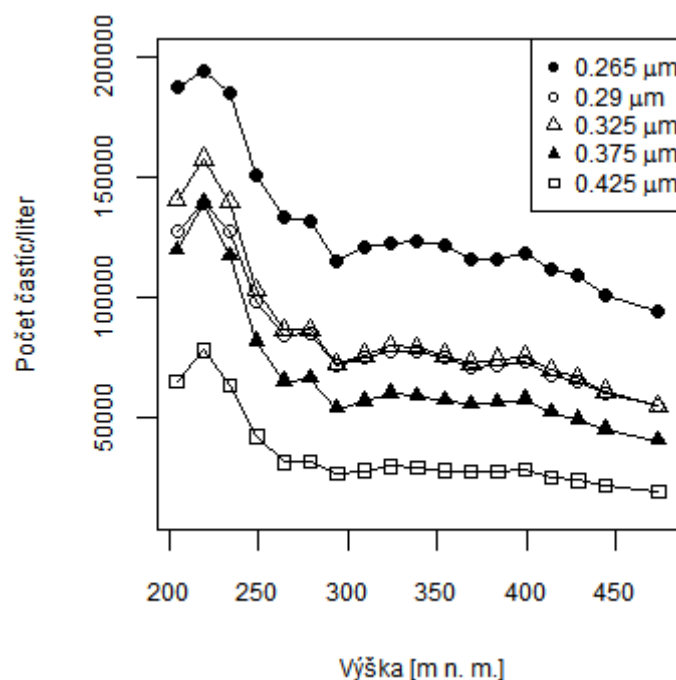


Obrázok 28: Karolina

Pri lokalitách Radvanice a Laguny (Obrázok 29 a 30) bol pozorovaný obdobný priebeh v nameraných hodnotách počtu častíc/liter vo všetkých veľkostných triedach, aj keď absolútne hodnoty počtu častíc boli v lokalite Radvanice výrazne vyššie. V oboch prípadoch dochádza po prvotnom intenzívnom poklese k jeho zmierneniu, tento trend je patrný až do záverečnej výšky merania.

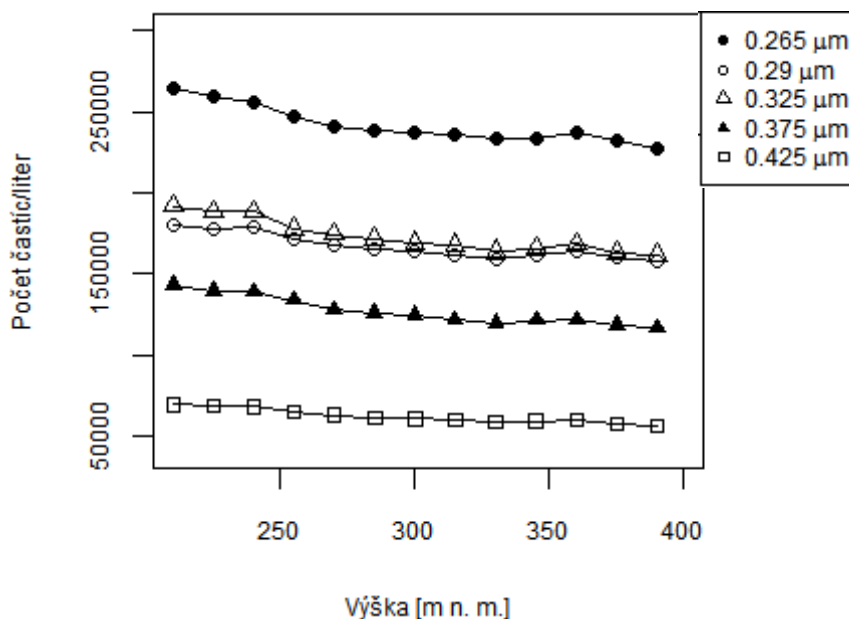


Obrázok 29: Radvanice



Obrázok 30: Laguny

V lokalite Heřmanice (Obrázok 31) je pozorovaný veľmi mierny pokles vo vývoji hodnôt počtu častíc/liter s rastúcou výškou bez viditeľných narušení priebehu.



Obrázok 31: Hermanice

Najvyššie hodnoty počtu častíc v nižších výškach boli namerané v lokalitách Radvanice a Heřmanice, naopak najnižšie na Bazalách. U častíc veľkosti 0,290 μm a 0,325 μm môžeme pozorovať vzájomné prekrytie trendov vo väčšine lokalít. Najvýraznejší pokles trendu závislosti počtu častíc na výške je pozorovaný v lokalite Laguny. Naopak, najmenej výrazný v lokalite Heřmanice, kde bol pokles trendu počtu častíc s výškou len veľmi mierny. Vo všetkých sledovaných lokalitách bol najvyšší počet častíc vo veľkostnej triede 0,265 μm

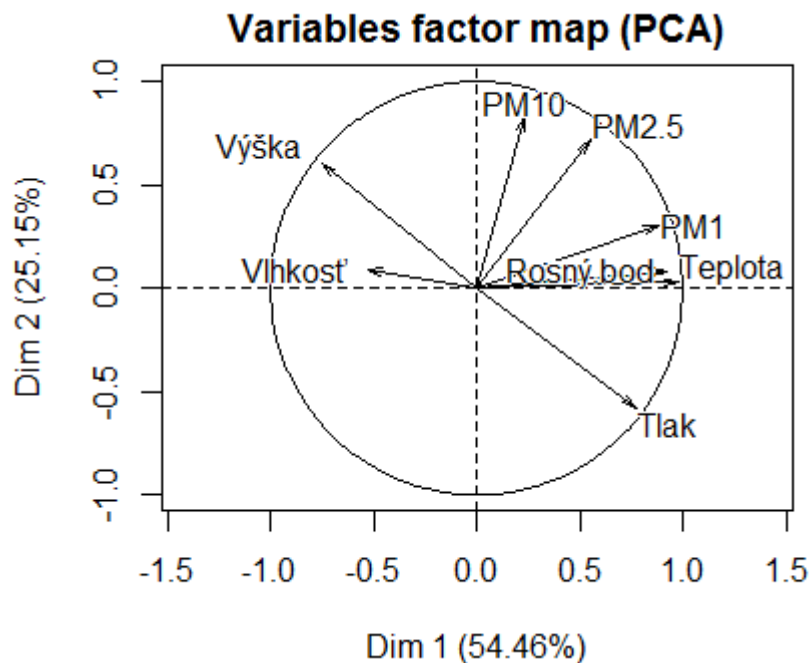
Závislosť PM na meteorologických podmienkach

- **Výsledky z jarného merania**

Obrázok 32 až 36 zobrazuje výsledné korelačné kruhy z PCA – analýzy hlavných komponent. V našom prípade sme sledovali koreláciu faktoru PM₁ s ostatnými faktormi.

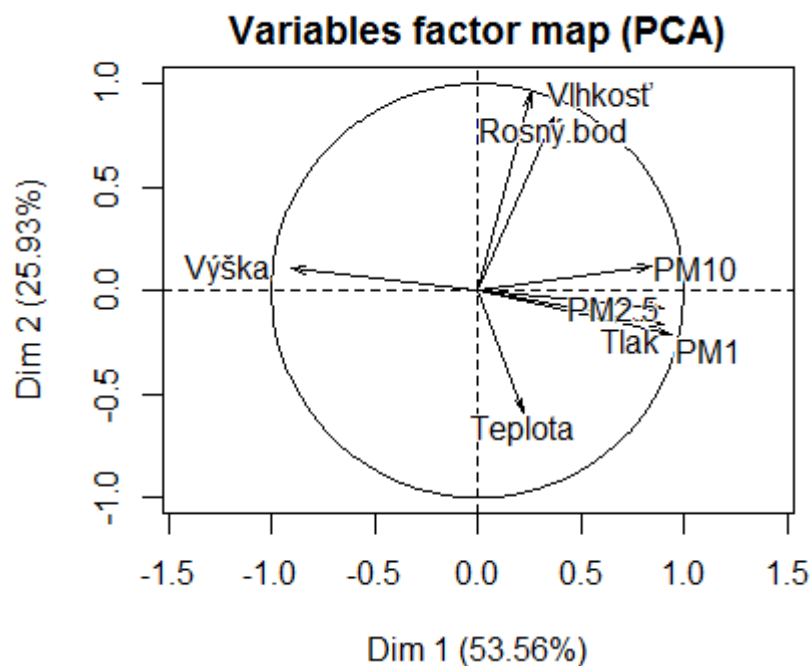
Korelačný kruh pre lokalitu Bazaly.(Obrázok 32) nám znázorňuje výraznú koreláciu koncentrácie PM₁ s rosným bodom a s teplotou, menšiu koreláciu s tlakom. S vektorom výšky zvierá vektor PM₁ uhol blízky 90°, preto je zrejmé, že dané dva faktory nebudú spolu korelovať. Vektor vlhkosti síce zvierá s vektorom PM₁ uhol blízky 180°, čo

naznačuje vysoko negatívnu koreláciu medzi dvoma faktormi, avšak vektor vlhkosti nedosahuje okraje korelačného kruhu, takže model nie je pre vlhkosť reprezentatívny.



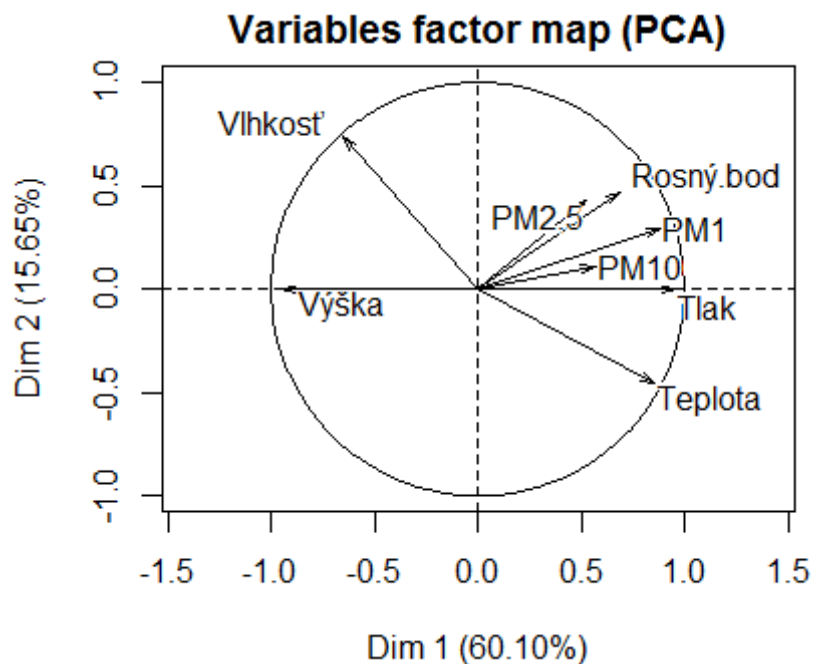
Obrázok 32: Korelačný kruh, Bazaly

Pre lokalitu Karolina (Obrázok 33) boli výsledky PCA nasledovné: z korelačného kruhu je zrejماً výrazná negatívna korelácia PM_1 s výškou (vektory zvierajú uhol blízky 180°), avšak vektor výšky úplne nedosahuje k okrajom korelačného kruhu. Faktor tlaku ukazuje s PM_1 vysokú pozitívnu koreláciu. Faktory vlhkosť, rosný bod a teplota zjavne nekorelujú s faktorom PM_1 (ich vektory zvierajú uhol blízky 90°).



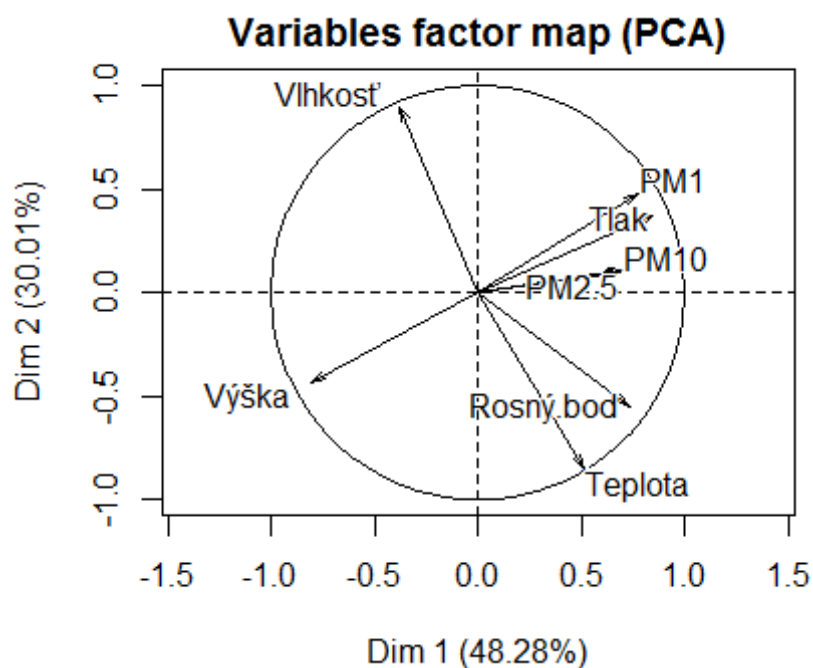
Obrázok 33: Korelačný kruh, Karolina

PCA pre lokalitu Radvanice (Obrázok 34) v korelačnom kruhu ukazuje výraznú pozitívnu koreláciu medzi faktormi PM_1 a tlak (ich vektory zvierajú ostrý uhol) a výraznú negatívnu koreláciu medzi faktormi PM_1 a výška (ich vektory zvierajú uhol blízky 180°). Faktor rosného bodu síce zvierá s PM_1 výrazný ostrý uhol, čo naznačuje pozitívnu koreláciu. Faktory teplota a vlhkosť nebudú s PM_1 skorelované, keďže ich vektory zvierajú uhol blízky 90° .



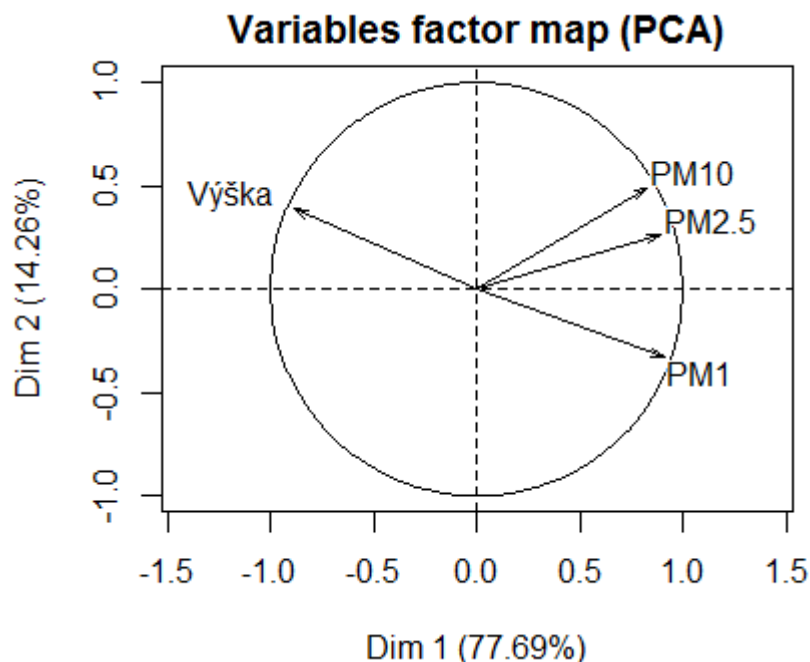
Obrázok 34: Korelačný kruh, Radvanice

Korelačný kruh pre lokalitu Heřmanice (Obrázok 35) vykresľuje významnú negatívnu závislosť medzi PM_{10} a výškou (ich vektory zvierajú uhol 180°) a významnú pozitívnu závislosť medzi PM_{10} a tlakom. Vektory faktorov vlhkosť, teplota a rosny zvierajú s vektorom PM_{10} uhol 90° a uhol blízky 90° , čo znamená, že faktory budú neskorelované.



Obrázok 35: Korelačný kruh, Heřmanice

Pre lokalitu Laguny (Obrázok 36) chýbal záznam s meteorologickými údajmi, preto sme sledovali len koreláciu PM_{10} a s faktorom výšky. Vektory faktorov zvierajú uhol 180° , preto je zrejma významná negatívna korelácia medzi danými dvoma faktormi.

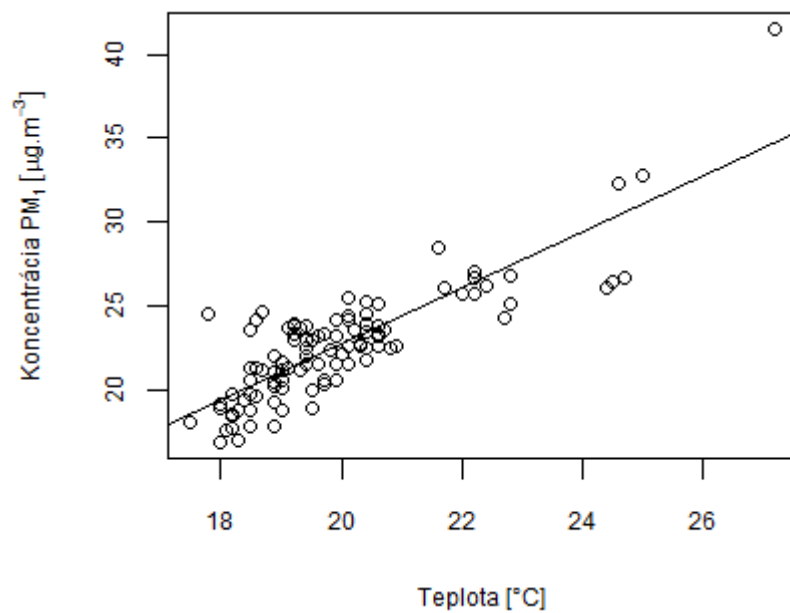


Obrázok 36: Korelačný kruh, Laguny

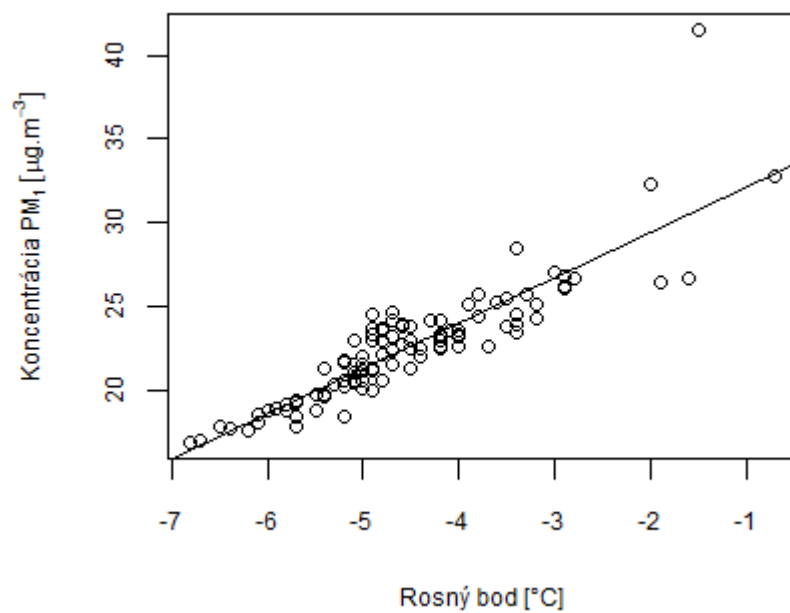
Tabuľka 11 obsahuje výsledky lineárnej regresnej analýzy, ktorá nebola pre všetky lokality rovnaká v prípade závislosti PM_{10} na výške ani na meteorologických podmienkach. Pri zisťovaní závislosti PM_{10} na výške mal koeficient determinácie R^2 hodnoty nad 0,7 len v troch prípadoch (Radvanice, Heřmanice, Laguny) z piatich, v dvoch prípadoch (Heřmanice a Radvanice) sa jednalo o lokality s najvyššou nameranou koncentráciou PM_{10} . V spomenutých dvoch lokalitách bola zistená aj významná závislosť PM_{10} na tlaku. V lokalite Bazaly bola zistená významná závislosť PM_{10} na teplote a rosnom bode. Významné závislosti sú vykreslené v obrázkoch 37 až 43.

Tabuľka 11: Lineárna regresná analýza, jar

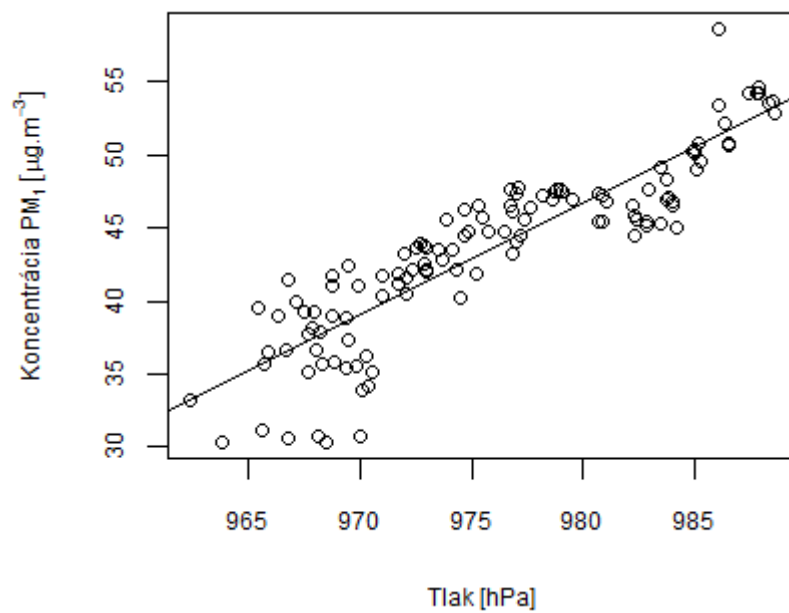
Lokalita	Faktory	p	R ²
Bazaly	PM ₁ - Teplota	< 2,10 ⁻¹⁶	0,7046
	PM ₁ - Vlhkosť	0,00268	0,0753
	PM ₁ - Tlak	5,54.10 ⁻⁰⁷	0,2093
	PM ₁ – Rosný bod	< 2,10 ⁻¹⁶	0,7805
	PM ₁ - Výška	2,13.10 ⁻⁰⁶	0,1891
Karolina	PM ₁ - Teplota	4,78.10 ⁻⁰⁵	0,09748
	PM ₁ - Vlhkosť	0,669	0,05362
	PM ₁ - Tlak	< 2.10 ⁻¹⁶	0,3652
	PM ₁ – Rosný bod	0,0287	0,02473
	PM ₁ - Výška	< 2.10 ⁻¹⁶	0,3733
Radvanice	PM ₁ - Teplota	6.10 ⁻¹²	0,3214
	PM ₁ - Vlhkosť	0,000266	0,09785
	PM ₁ - Tlak	< 2.10 ⁻¹⁶	0,7888
	PM ₁ – Rosný bod	< 2.10 ⁻¹⁶	0,4855
	PM ₁ - Výška	< 2.10 ⁻¹⁶	0,7704
Heřmanice	PM ₁ - Teplota	0,888	0,1256
	PM ₁ - Vlhkosť	0,266	0,003242
	PM ₁ - Tlak	< 2.10 ⁻¹⁶	0,7261
	PM ₁ – Rosný bod	0,000486	0,1344
	PM ₁ - Výška	< 2.10 ⁻¹⁶	0,7684
Laguny	PM ₁ - Výška	<2.10 ⁻¹⁶	0,7845



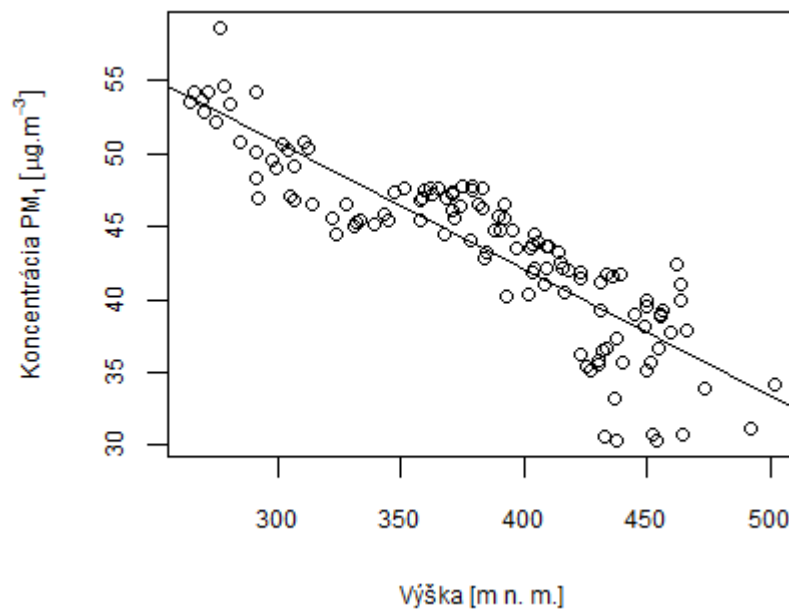
Obrázok 37: Závislosť PM₁ na teplote, Bazaly



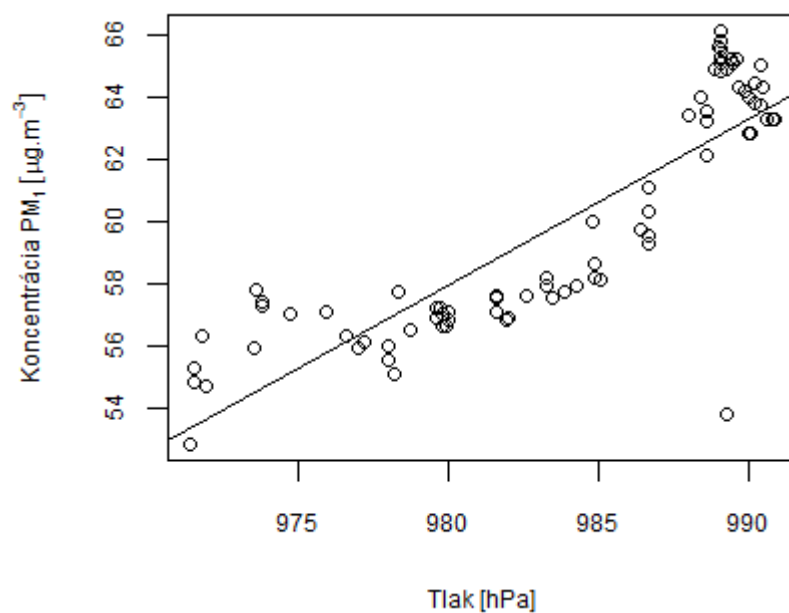
Obrázok 38: Závislosť PM₁ na rosnom bode, Bazaly



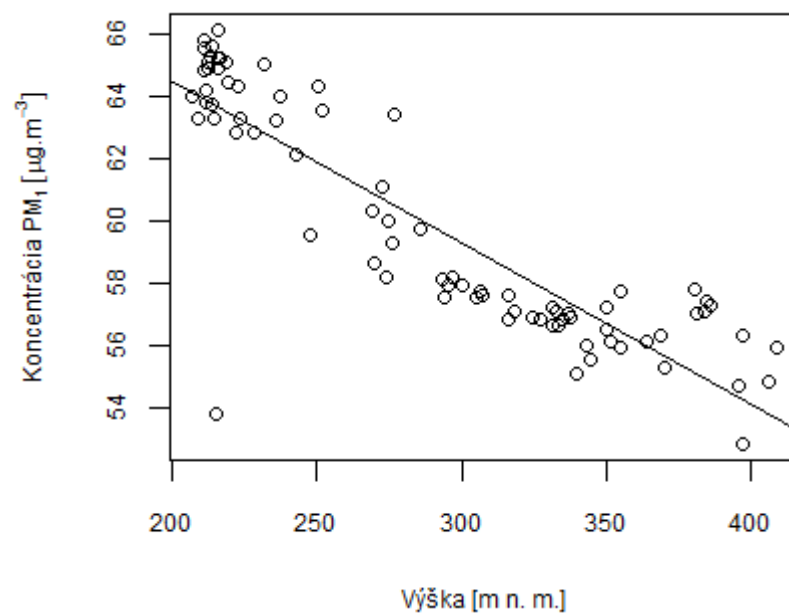
Obrázok 39: Závislosť PM₁ na tlaku, Radvanice



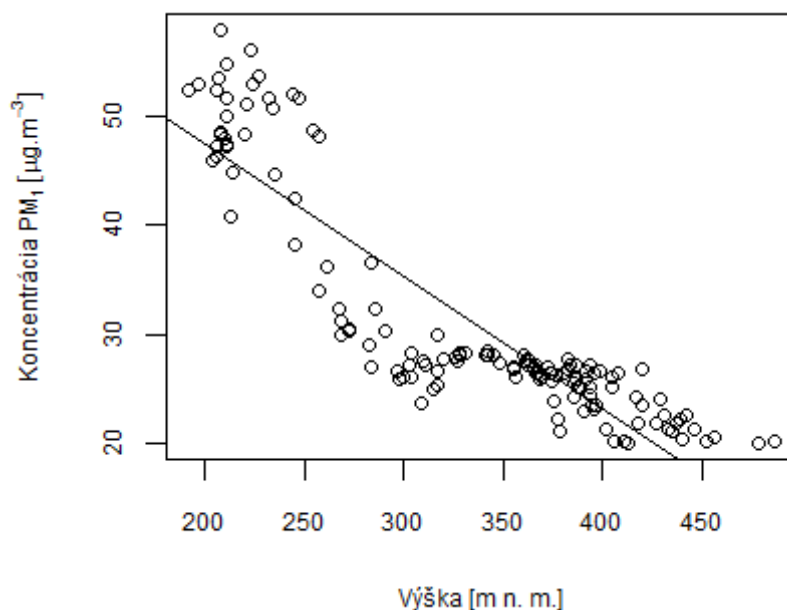
Obrázok 40: Závislosť PM₁ na vlhkosti, Radvanice



Obrázok 41: Závislosť PM₁ na tlaku, Heřmanice



Obrázok 42: Závislosť PM₁ na výške, Heřmanice



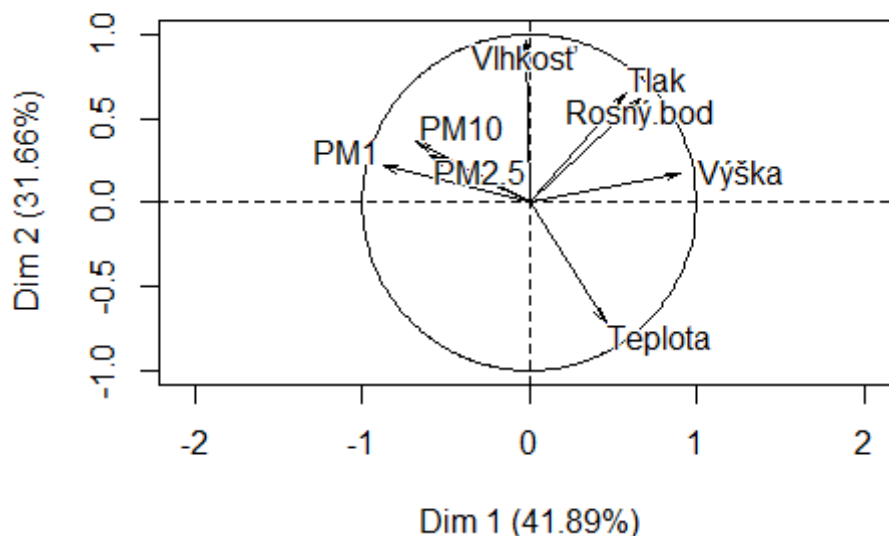
Obrázok 43: Závislosť PM₁ na výške, Laguny

- **Výsledky z letného merania**

Obrázok 44 až 50 zobrazuje výsledné korelačné kruhy z PCA – analýzy hlavných komponent zo súboru dát z letného merania.

Korelačný kruh pre lokalitu Heřmanice (Obrázok 44) vykresluje významnú negatívnu koreláciu faktoru výška s PM₁ (zvierajú uhol blízky 180° a dĺžky vektorov sú totožné). Vektory teplota, tlak, rosný bod a vlhkosť zvierajú s vektorom PM₁ uhol blízky 90°, preto je zjavné, že faktory nebudú s PM₁ skorelované.

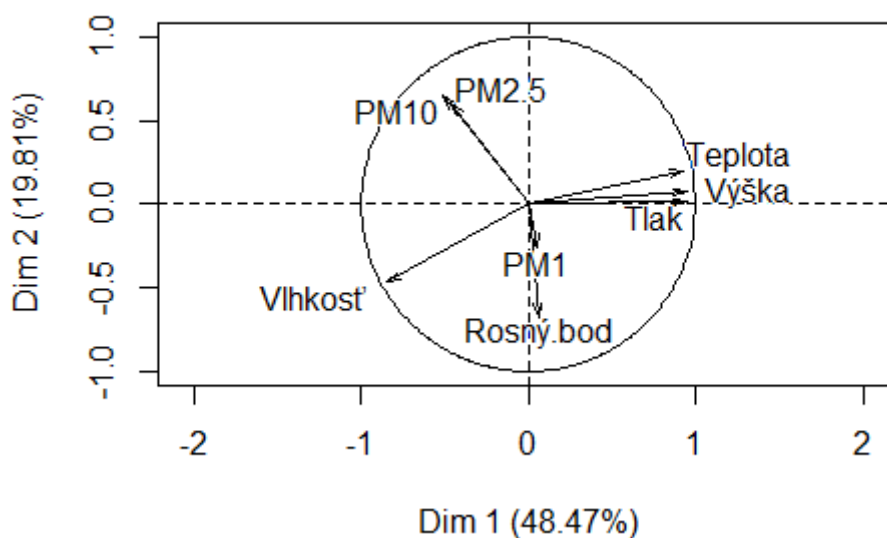
Variables factor map (PCA)



Obrázok 44: Heřmanice, leto

PCA pre lokalitu Laguny (Obrázok 45) nám v korelačnom kruhu nevykresľuje významné korelácie PM₁ s ostatnými faktormi, keďže vektor PM₁ je príliš krátky.

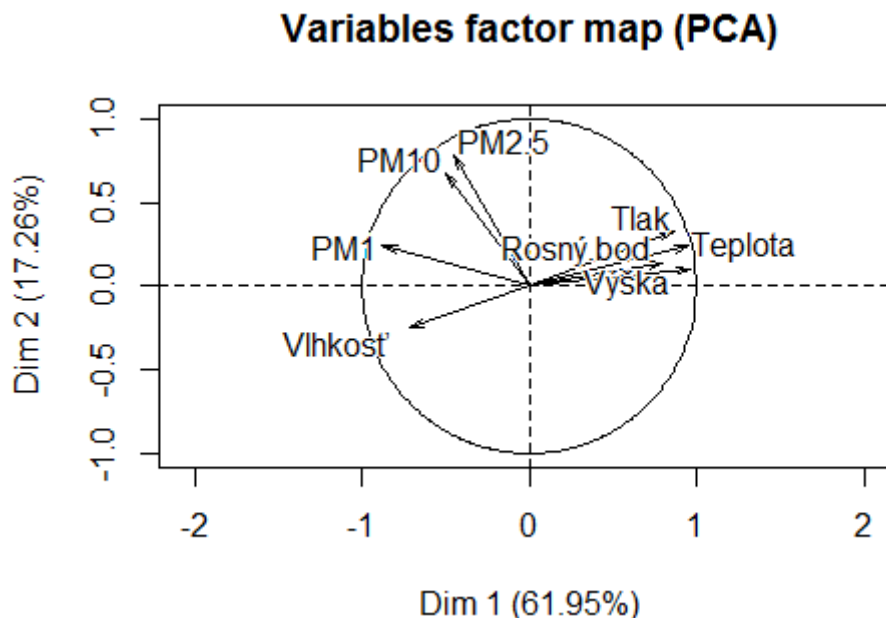
Variables factor map (PCA)



Obrázok 45: Laguny, leto

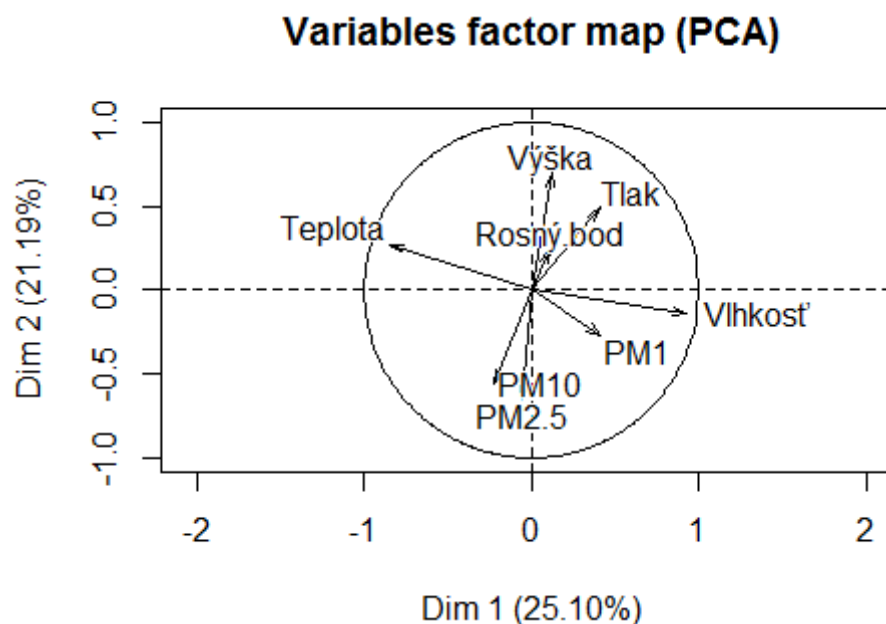
Pre lokalitu Poruba (Obrázok 46) sú v korelačnom kruhu naznačené nasledovné vzťahy: vektory faktorov tlak, teplota a výška zvierajú s vektorom PM₁ uhol blízky 180°, čo naznačuje výraznú negatívnu koreláciu. Vektor rosného bodu síce tiež zvierá s vektorom

PM₁ uhol blízky 180°, avšak vektor nedosahuje okraje korelačného kruhu. Vektor faktoru vlhkosť zvierá s PM₁ ostrý uhol, ale tiež nedosahuje okraje korelačného kruhu – model pre daný faktor nie je reprezentatívny.



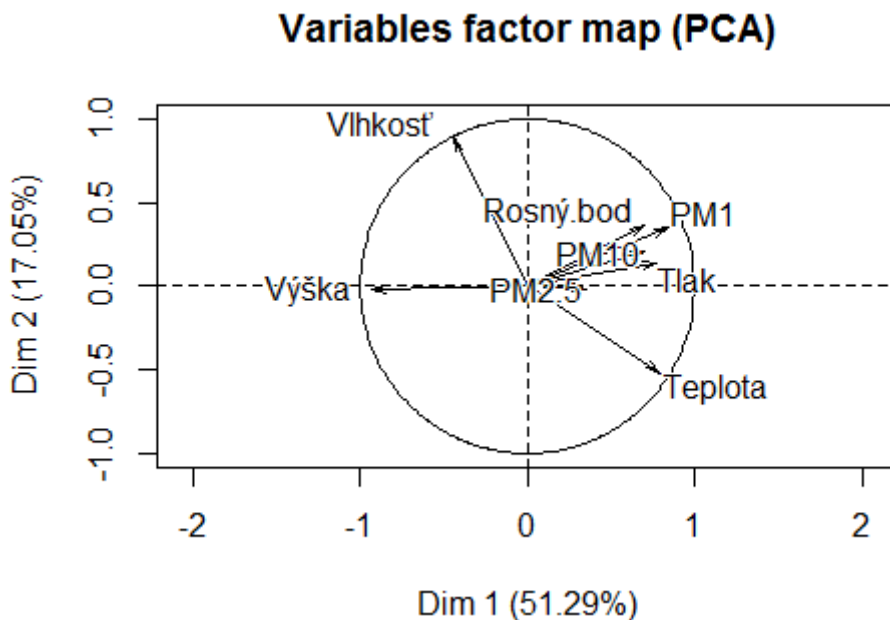
Obrázok 46: Poruba, leto

PCA pre lokalitu Místecká (Obrázok 47), podobne ako pre lokalitu Laguny (Obrázok 45) nevykresľuje v korelačnom kruhu výrazné korelácie ostatných faktorov pre PM₁.



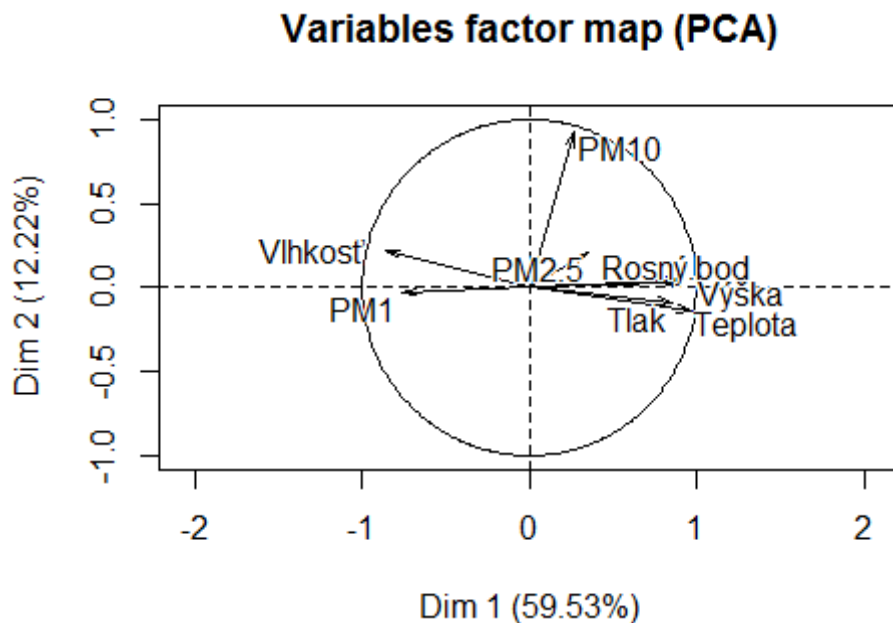
Obrázok 47: Místecká, leto

Korelačný kruh pre lokalitu Mariánske Hory (Obrázok 48) naznačuje výraznú negatívnu koreláciu PM_{10} s výškou (vektory faktorov zvierajú uhol blízky 180°). Pre ostatné faktory: vlhkosť, teplota a tlak nie je zjavná korelácia s PM_{10} .



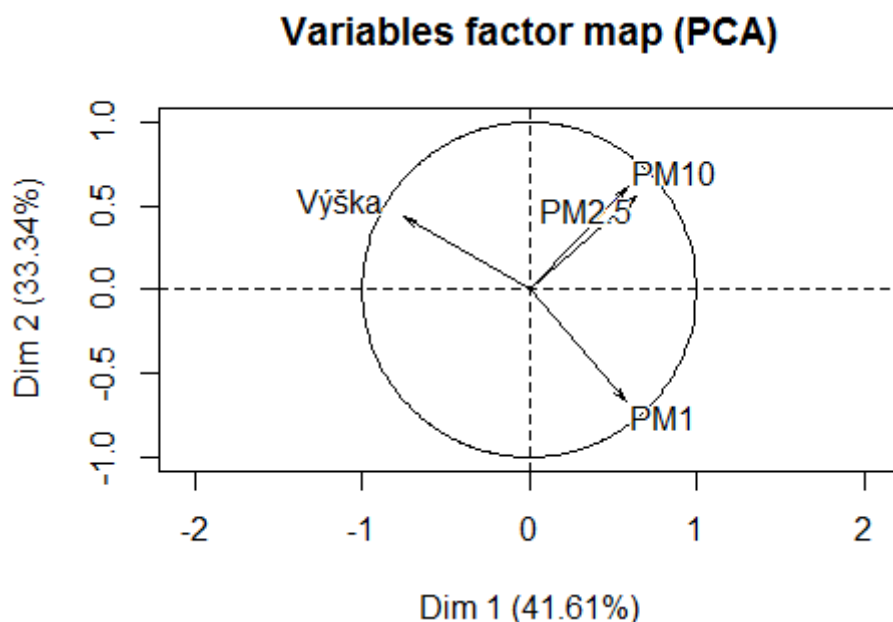
Obrázok 48: Mariánske Hory, leto

Pre lokalitu Rudná (Obrázok 49) vykreslil korelačný kruh nasledovné závislosti: koncentrácia PM_{10} je s výškou a teplotou zjavne výrazne negatívne skorelované (ich vektory zvierajú uhol 180° a uhol blízky 180°). S faktorom vlhkosti zvierá vektor PM_{10} výrazný ostrý uhol, čo naznačuje výraznú pozitívnu koreláciu.



Obrázok 49: Rudná, leto

V korelačnom kruhu pre lokalitu Stará Bělá (Obrázok 50) sme sledovali podobe ako pre lokalitu Laguny (jarné obdobie) len koreláciu PM_1 s výškou, keďže opäť chýbali dáta s meteorologickými údajmi. Vektor faktoru výška zvierá s vektorom PM_1 takmer uhol 180° , a teda faktory budú výrazne negatívne skorelované.



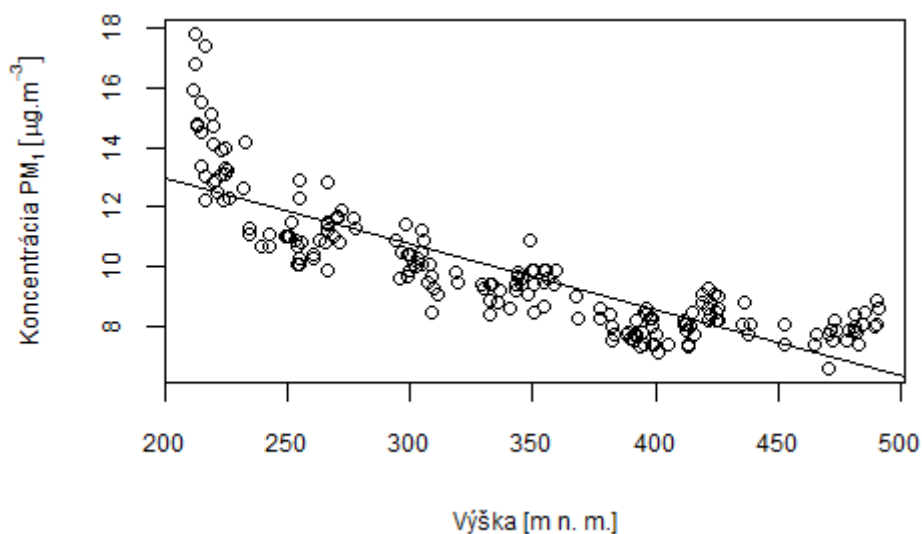
Obrázok 50: Stará Bělá, leto

Tabuľka 12: Lineárna regresná analýza, leto

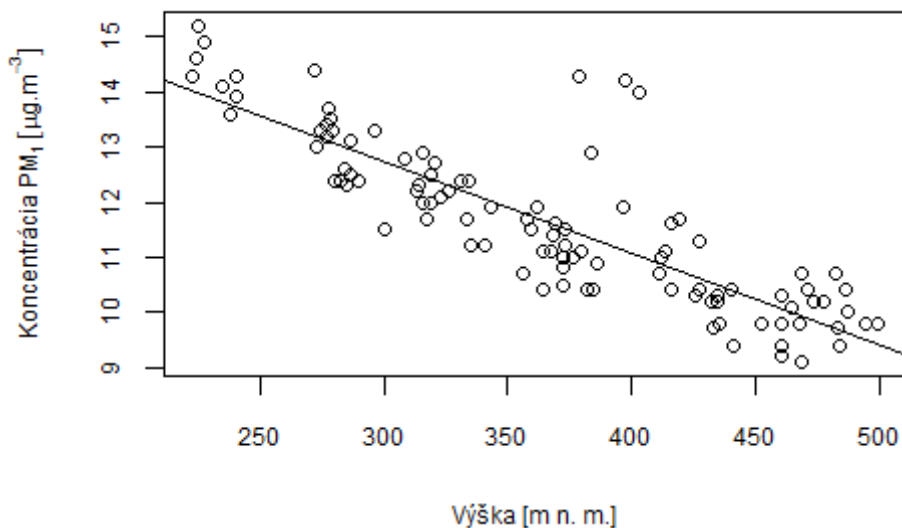
Lokalita	Faktory	p	R2
Heřmanice	PM ₁ - Teplota	6,11.10 ⁻¹³	0,2289
	PM ₁ - Vlhkosť	0,00101	0,04899
	PM ₁ - Tlak	1,33.10 ⁻⁰⁵	0,08784
	PM ₁ – Rosný bod	2,54.10 ⁻⁰⁷	0,1226
	PM ₁ - Výška	<2.10 ⁻¹⁶	0,7242
Laguny	PM ₁ - Teplota	0.969	1,562.10 ⁻⁰⁵
	PM ₁ - Vlhkosť	0.474	0,005408
	PM ₁ - Tlak	0.317	0,0001281
	PM ₁ – Rosný bod	0.0838	0,02094
	PM ₁ - Výška	0.333	0,009866
Poruba	PM ₁ - Teplota	9.07.10 ⁻¹³	0,5132
	PM ₁ - Vlhkosť	5,23.10 ⁻⁰⁸	0,2939
	PM ₁ - Tlak	6,49.10 ⁻¹¹	0,4509
	PM ₁ – Rosný bod	2,21.10 ⁻⁰⁸	0,3534
	PM ₁ - Výška	<2.10 ⁻¹⁶	0,6946
Místecká	PM ₁ - Teplota	0,0244	0,03723
	PM ₁ - Vlhkosť	0,0314	0,03327
	PM ₁ - Tlak	0,399	0,006592
	PM ₁ – Rosný bod	0,892	0,0001717
	PM ₁ - Výška	0,934	6,307.10 ⁻⁰⁵
Mar.Hory	PM ₁ - Teplota	1,96.10 ⁻⁰⁵	0,1886
	PM ₁ - Vlhkosť	0,34064	0,01095
	PM ₁ - Tlak	1,45.10 ⁻⁰⁸	0,3142
	PM ₁ – Rosný bod	2,1.10 ⁻⁰⁹	0,3448
	PM ₁ - Výška	<2.10 ⁻¹⁶	0,5897
Stará Bělá	PM ₁ - Výška	7,04.10 ⁻⁰⁸	0,2523
Rudná	PM ₁ - Teplota	8,37.10 ⁻¹⁴	0,423
	PM ₁ - Vlhkosť	2,14.10 ⁻¹¹	0,3563
	PM ₁ - Tlak	2,63.10 ⁻⁰⁵	0,1543
	PM ₁ – Rosný bod	9,02.10 ⁻¹⁰	0,3073
	PM ₁ - Výška	<2.10 ⁻¹⁶	0,7266

Tabuľka 12 obsahuje výsledky lineárnej regresnej analýzy z nameraných hodnôt za letné obdobie. Pri zisťovaní lineárnej závislosti PM_{10} na výške mal koeficient determinácie R^2 hodnoty nad 0,7 len v dvoch lokalitách zo siedmych (Heřmanice a Rudná). Na meteorologických podmienkach nebola potvrdená žiadna významná lineárna závislosť ani v jednej z lokalít.

Na Obrázku 51 a 52 sú vykreslené významné závislosti koncentrácie PM_{10} na výške v lokalitách Heřmanice a Rudná.



Obrázok 51: Heřmanice, leto



Obrázok 52: Rudná, leto

5.5 Stanovenie PAU a ťažkých kovov

Počas letného merania boli vo vertikálnych profiloch odobrané vzorky PM₁₀ pomocou odberového čerpadla pre následné stanovenie PAU a ťažkých kovov. Vzorky sa odoberali v lokalitách Heřmanice, Laguny, Poruba a Mariánské Hory a následná analýza bola realizovaná na ZUOVA.

Výsledná analýza stanovila nasledovné zložky:

- **PAU:** fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, chrysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, dibenzo(ah)antracen, indeno(1,2,3-cd)pyren
- **Ťažké kovy:** As, Pb, Cd, Ni, Fe, Hg

Z výpočtov percentuálneho zastúpenia stanovených zložiek v jednotlivých výškových vrstvách bolo zistené, že najvyššie koncentrácie PAU aj ťažkých kovov sú zastúpené vo vyšších vrstvách (140 – 170 m), vo vrstvách pod 120 m sa takmer nevyskytovali.

6 ŠTÚDIUM VERTIKÁLNEJ VARIABILITY DISTRIBÚCIE ORGANICKÝCH LÁTOK METÓDOU PY-GC/MS

Za účelom identifikácie hlavných zdrojov znečistenia ovzdušia a vplyve starých ekologických záťaží na kvalitu ovzdušia, vertikálneho rozvrstvenia znečisťujúcich organických látok a ich transferov v ovzduší bola vykonaná analýza organických látok v PM, a to z prízemných vrstiev – odberová výška 3 m, a zároveň z vyšších vrstiev – odberová výška 150 m. Analýzu vzoriek realizovalo laboratórium „Institutu geologického inžénrství“, výsledky sú uvedené nižšie.

Pre vzájomné porovnanie zaťaženia ovzdušia organickými látkami boli vybraté nasledovné lokality:

- **Odval Heřmanice** – aktívny odval, reprezentuje staré ekologické záťaž
- **Laguny Ostramo** – vytážené lagúny, reprezentujú staré ekologické záťaž
- **Ostrava Poruba** – reprezentuje vplyv dopravy

6.1 Materiál

Vzorkovanie PM₁₀ vo vybraných lokalitách prebiehalo v prízemnej vrstve 3 m meracím vozom a vo výške 150 m pomocou balóna s odberovým odberovým čerpadlom. Odber bol realizovaný v letnom období.

6.2 Metódy

Na stanovenie organických látok vo voľno ovzduší bola využitá metóda pyrolýznej plynovej chromatografie s hmotnostnou spektrometrickou detekciou (Py-GC/MS). Pre identifikáciu a charakterizáciu príspevkov rôznych zdrojov organických látok bola využitá metóda diagnostických pomerov a CPI (Carbon Preference Index).

6.2.1 Pyrolýzny chromatograf (Py-GC/MS)

Za účelom analýzy organickej frakcie vo vzorkách prachových častíc bola použitá progresívna technika pyrolýznej plynovej chromatografie s hmotnostnou spektrometrickou detekciou (Py-GC/MS). Danou metódou bola stanovená extrahovateľná organická hmota so zameraním na analýzu molekulárnych, antropogénnych, biogénnych markerov,

rezistentnej organickej hmoty a stanovenie degradačných produktov zo spaľovania plastov (analýza aditív a markerov).

Výhodou techniky je vysoká citlivosť, veľká separačná schopnosť a malá navážka vzorky. Metóda nevyžaduje extrakciu a zložitú predúpravu vzoriek, a navyše je veľmi efektívnym nástrojom pre analýzu zložitých environmentálnych vzoriek, ktoré sú obtiažne analyzovateľné inými technikami (Kuchařová, 2014).

Py-GC/MS sa skladá z pyrolýznej jednotky (CDA Analytical Inc.), ktorá je prostredníctvom rozhrania spojená s plynovým chromatografom HP Agilent 7820, obsahujúcim hmotnostne spektrometrický detektor (5975 C). Podstatou analýzy je zahriatie pevnej alebo kvapalnej vzorky v inertnej atmosfére hélia alebo dusíka, čím dochádza k uvoľneniu jednotlivých zložiek vzorky do plynnej fázy, ktorá je následne separovaná na kolóne chromatografu. Identifikácia a kvantifikácia je potom vykonaná pomocou štandardov a pomocou knižnice spektier NIST (Kuchařová, 2014).

Postup analýzy

Časť filtrov hmotnosti 100 μg PM_{10} bola vložená do kremennej pyrolýznej trubičky, ktorej konce sa predtým uzavreli kremennou vatou. Príprava vzorky sa realizovala celkovo trikrát. Aby sa zabránilo kontaminácii metylstyrenom, samotná kremenná tuba bola pyrolyzovaná pri teplote 1200°C, s rýchlosťou rastu 10 °C/ms po dobu 10 s. Uvoľnené produkty zo vzoriek boli následne separované na nepolárnej kolóne DB-1 ms (60 m x 0,25 mm x 0,25 μm). Program pre separáciu markerov: 40°C (zadržanie 2 min.) do 220 °C (10 min. zadržanie), rýchlosť rastu 10°C/min., od 220°C teplota rastie rýchlosťou 33°C/min. až do 320 °C (zadržanie 5 min.). Vzorka bola injektovaná automaticky pyrolýznou jednotkou do nástreku chromatografu s teplotou 290°C v split móde 1:10. Identifikácia všetkých vybraných komponentov bola vykonaná porovnaním so štandardmi a pomocou knižnice spektier NIST.

Podmienky pre MS detektor:

- teplota iónového zdroja 230 °C (70 eV),
- teplota detektora 150 °C,
- teplota transferové línie MS-GC je 310 °C, $m/z = 29-650$ Da

- geochemické, antropogénne markery boli analyzované v SIM módu s vybranými hmotami (191, 218, 217) (Kuchařová, 2015).

6.2.2 Diagnostické pomery

Identifikáciu zdrojov PM je možné realizovať použitím metódy diagnostických pomerov. Táto metóda bola prvýkrát použitá podľa Daisy et al. (1979), a neskôr ju nasledovali mnohí ďalší (Galarneau, 2008; Herlekar, 2011).

Jedná sa o postup založený na výpočte pomeru koncentrácií dvoch alebo viac vybraných organických zlúčenín, prípadne selektívnych markerov a porovnanie vypočítanej hodnoty s hodnotami uvádzanými v literatúre pre daný zdroj. Pomocou diagnostických pomerov môžeme rozlíšiť rôzne zdroje emisií: emisie z automobilov (naftové a benzínové motory), zo spaľovania uhlia a dreva, z priemyslu, atď. Daná metóda by sa však mala používať pre rozlíšenie zdrojov aerosólov s veľkou opatnosťou, lebo ich hodnoty môže ovplyvniť mnoho faktorov – napr. reaktivita PAU v atmosfére (Křůmal et al., 2011).

Pre hodnotenie vertikálnych profilov boli aplikované diagnostické pomery antropogénnych a geochemických (molekulárnych) biomarkerov. Antropogénne markery aplikované pre hodnotenie vertikálnych profilov zahŕňajú hlavné a vedľajšie priemyslovo syntetizované látky – napr. PAU (Takada et al., 1997). Z geochemických (molekulárnych) markerov boli aplikované látky zo skupiny steránov a hopanoidných uhl'ovodíkov, ktoré sú uvoľňované v dôsledku horenia fosílnych palív (uhlie, ropné látky), v žiadnom prípade nie sú vedľajším produktom spaľovania. Tieto látky vykazujú genetický vzťah k pôvodnej (materskej) matici (Simoneit et al., 2004).

6.2.3 CPI

Pôvod alkánov je možné vypočítať podľa „Indexu prevažujúceho uhlíku“ – CPI (Carbon Preference Index), ktorý zaviedol Cooper a Bray v roku 1963 (Kotianová et al., 2008). Indikuje príspevok párnych a nepárnych čísel uhlíkových homológov. Je to pomer množstva n-alkánov s nepárnym uhlíkovým číslom a množstva n-alkánov s párnym uhlíkovým číslom (Abas and Simoneit, 1996; Herlekar 2011). Podľa veľkosti indexu je možné rozlíšiť alkány zo spaľovania fosílnych palív (uhlie x ropné látky) a biogénne alkány.

6.3 Výsledky

Analyzované vertikálne koncentračné profily PM₁₀ obsahujú látky zo skupiny BTEX, alkánov, alkénov, karboxylových kyselín, nitrilov, dusíkatých látok, furánov, fenolov, aldehydov, ketónov, PAU, organických zlúčenín síry, geochemických a antropogénnych markerov. Chemické a koncentračné zloženie jednotlivých vertikálnych profilov sa líši aj v rámci jednotlivých odberových miest.

Pre účely tejto diplomovej práce boli zo vzoriek vybrané a charakterizované len niektoré skupiny látok.

6.3.1 Koncentrácie organických látok

BTEX

Aromatické uhľovodíky zo skupiny BTEX (benzén, toluén, xylény, etylbenzén) sú významnou skupinou látok v PM. Najväčšie koncentrácie BTEX boli zistené v prízemných vrstvách (3m) na lokalitách Laguny Ostramo a Ostrava Poruba, naopak u odvalu Heřmanice boli maximá BTEX zistené vo výške 150 m. Koncentrácie benzénu a toluénu v sledovaných lokalitách vo výške 3 m a 150 m uvádza Tabuľka 13.

Tabuľka 13: Koncentrácie benzénu a toluénu v sledovaných lokalitách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Výška						
Benzén (ng/m ³)	140,1	16	121,21	16,4	7,21	55,2
Toulén (ng/m ³)	106,64	13,7	115	15,5	2,72	21,23

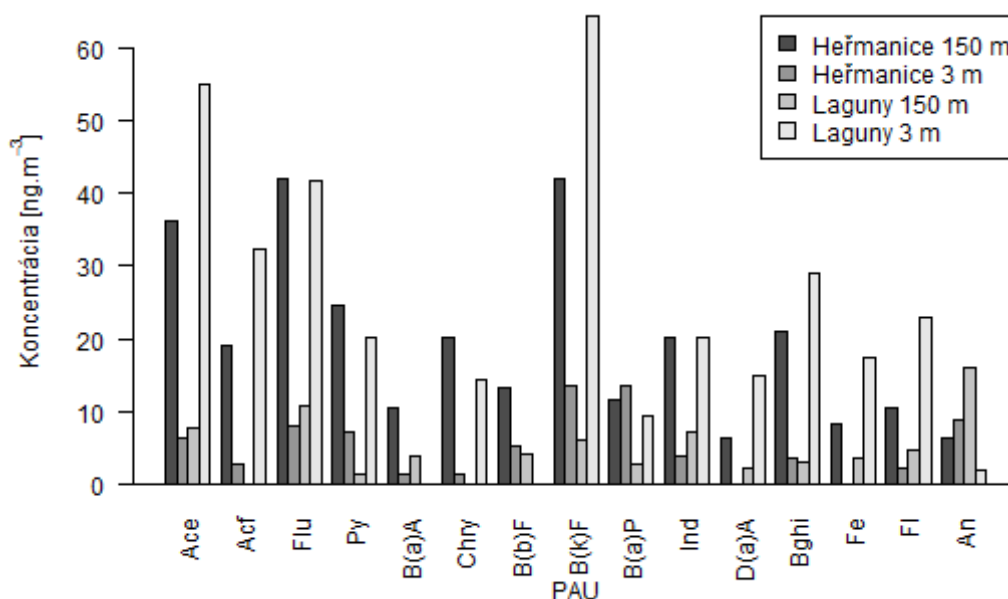
PAU

Vo vertikálnom profile boli identifikované PAU podľa US EPA (naftalén, acenaftén, acenaftylén, fluorén, fluorantén, benzo(ghi)perylén, indeno(1,2,3-cd)pyrén, antracén, fenantrén, dibenzo(a)antracén, pyrén, benzo(a)antracén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, chrysén, benzo(a)pyrén). Ďalej boli z PAU identifikované indén, dibenzo(def,mno)chryzén, benzo(e)acefenantrylén, picén a cholantén. Koncentračné rozloženie v jednotlivých lokalitách bolo nasledovné:

Tabuľka 14: Výsledné koncentrácie PAU

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
PAU (ng/m ³)	370	-	281,95	348,8	53,73	66,95

Zastúpenie PAU podľa US EPA v PM₁₀ v lokalite Laguny Ostramo a odval Heřmanice je zobrazené spoločne na Obrázku 53.



Obrázok 53: Množstvo PAU podľa US EPA v lokalitách laguny Ostramo a odval Heřmanice

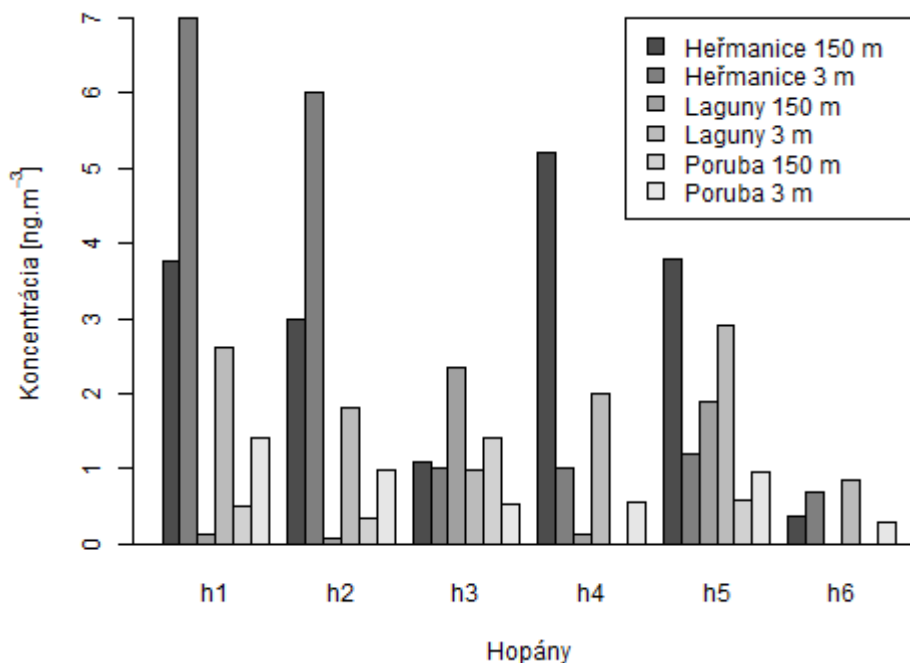
Vysvetlivky: Ace – acenaftylen, Flu-fluoranthén, Py-pyren, B(a)A-benzo(a)antracén, Chry-chrysen, B(b)F-benzo(b)fluoranthén, B(k)F-benzo(k)fluoranthén, B(a)P-benzo(a)pyren, Ind-indeno(1,2,3-cd)pyren, D(a)A-dibenzo(ah)antracén, Bghi-benzo(ghi)perylene, Fe-fenantren, An-antracén

Odval Heřmanice: Vo vertikálnom profile odvalu 150 m priemerná hodnota 11,94 ng/m³. Prízemné vrstvy ovzdušia vo výške 3 m sú charakterizované priemernou hodnotou PAU 7,13 ng/m³.

Laguny Ostramo: Priemerné koncentrácie v prízemnej vrstve sa pohybujú okolo 15,7 ng/m³, vo výške 150 m sú koncentrácie 12,26 ng/m³. Hromadenie PAU v prízemnej vrstve je spojené s kotlinovým charakterom lokality.

Hopány

Z hopánov boli identifikované 22S a 22R 17 α (H),21 β (H)-homohopán, 17 β (H), 21 α (H)-22,29,30-trisnorhopán, 17 α (H), 21 α (H)-hopán a 17 β (H),21 α (H)-hopán. Koncentrácie hopánov na jednotlivých lokalitách vo vertikálnych profiloch 3 a 150 m reprezentuje Obrázok 54.



Obrázok 54: Koncentrácia hopánov v jednotlivých lokalitách

Vysvetlivky: h1 = 22S-17 α (H), 21 β (H)-hopan, h2 = 22R-17 α (H), 21 β (H)-hopan, h3 = 17 α (H)-22,29,30-trisnorhopan, h4 = 17 β (H),21 β (H)-hopan, h5 = 17 α (H),21 α (H)-hopan, h6 = 17 α (H),21 β (H)-hopan

Z obrázku je zrejmé, že maximálne koncentrácie hopánov sa vyskytujú na odvale Heřmanice, potom nasledujú lagúny Ostramo a Ostrava Poruba.

Odval Heřmanice: Z hľadiska koncentrácie hopánov v rámci vertikálnych profilov (3 a 150 m), bola v lokalite Heřmanice identifikovaná nepatrne väčšia sumárna koncentrácia hopánov vo vertikálnom profile 150 m (17,2 ng/m³).

Lagúny Ostramo: Maximálne koncentrácie sú spojené s prízemnou vertikálnou vrstvou (11,14 ng/m³), s rastúcou výškou koncentrácie klesajú (4,59 ng/m³).

Ostrava Poruba: V lokalite boli najmenšie koncentrácie hopánov identifikované vo výške 150 m ($2,85 \text{ ng/m}^3$), v prízemnom profile boli koncentrácie hopánov nepatrne väčšie ($4,73 \text{ ng/m}^3$).

Izoprenoidné uhľovodíky (pristán a fytán)

Z izoprenoidných uhľovodíkov charakterizujúcich fosílnu organickú hmotu v prostredí bol vo vzorkách indikovaný pristán (2,6,10,14-tetramethylpentadekan) a fytán (2,6,10,14-tetramethylhexadekan), ktoré pochádzajú z fytoľového reťazca (Peters et al., 2005) chlorofylu a (fototrofné organizmy) a bakteriochlorofylu a a b (baktérie) pôvodnej (dnes už fosílny) živej hmoty organizmov. Koncentrácie pristánu a fytánu v jednotlivých lokalitách uvádza Tabuľka 15.

Tabuľka 15: Koncentrácie pristánu a fytánu v sledovaných lokalitách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Pristán (ng/m^3)	0,715	1,38	1,28	1,31	1,18	1,45
Fytán (ng/m^3)	0,68	0,85	3,03	2,1	2,28	2,25

Sterány

Sterány sú tetracycké, nasýtené biomarkery (Mackenzie et al., 1982), odvodené zo steroidov a hormónov eukaryot (riasy, vyššie zelené rastliny). C_{28} a C_{29} sterány indikujú prítomnosť fosílnych zelených rias, sterány C_{27} indikujú červené riasy (Schwark et al., 2006). Sterány sa rovnako ako hopány, nachádzajú v jednotlivých fosílnych produktoch (ropa, mazacie oleje) v rôznom množstve a zastúpení (Aboul-Kassim et al., 1996), čo umožňuje rozlíšenie druhu spaľovaného paliva.

Emisie steránov boli identifikované len v lokalite Ostrava Poruba, v lokalite odval Heřmanice a laguny Ostramo boli zistené sterány v nekompletnom a v ultra stopovom množstve. Koncentrácie steránov zistené v lokalite Ostrava Poruba uvádza Tabuľka 16.

Tabuľka 16: Koncentrácie steránov v sledovaných lokalitách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
C ₂₇ αββ (ng/m ³)	-	-	-	-	1,37	1,26
C ₂₉ αββ (ng/m ³)	-	-	-	-	1,52	1,49

Zlúčeniny s obsahom fenolov

Takmer vo všetkých imisiách boli identifikované zlúčeniny s obsahom fenolov: fenol, 2,4-dimethylfenol, 2,5-dimethylfenol, 2,6-dimethylfenol, methylfenoly, ethylfenoly apod. Sumárne koncentrácie fenolov v jednotlivých lokalitách uvádza tabuľka 17.

Tabuľka 17: Koncentrace fenolov v imisiách.

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Fenoly (ng/m ³)	368,01	70	407	101,91	12,3	115,53

Zlúčeniny s obsahom síry

V imisiách boli identifikované hlavne zlúčeniny tiolov, tiofénov a tiazólov, koncentrácie v jednotlivých lokalitách uvádza Tabuľka 16. Najvyššie koncentrácie boli zistené v lokalite odval Heřmanice. Zlúčeniny síry sú emitované počas prehorievania uhoľných odpadov v halde.

Tabuľka 18: Koncentrácie zlúčenín s obsahom síry v imisiách.

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Zlúčeniny s obsahom síry (ng/m ³)	88,01	60,46	7,27	77,7	1,77	2,5

Alkány

Vo všetkých imisiách boli identifikované alkány, ktoré môžu pochádzať z rôznych zdrojov, zahrňujúc emisie zo spaľovania ropných látok a iných fosílnych palív a z biogénnej hmoty. Výsledné koncentrácie n-alkánov uvádza Tabuľka 19.

Tabuľka 19: Koncentrácie alkánov (ng/m³) v imisiách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Poruba	
	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Alkány (ng/m ³)	284,47	75,49	84,9	460,32	4,96	74,51

Alkény, aldehydy, ketóny

Alkény sú vnášané do prostredia najčastejšie v dôsledku spaľujúcich procesov, aldehydy a ketóny môžu mať rôznorodé zdroje v prostredí (napr. spaľovanie fosílnych palív a biopalív, fragmenty biogénnej hmoty apod.). Koncentrácie aldehydov, ketónov a alkénov v jednotlivých lokalitách sú zobrazené v tabuľke č. 2.

Tabuľka 20: Koncentrácie aldehydov, ketónov a alkénov (ng/m³) v imisiách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Poruba	
	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Aldehydy	70,08	10,3	17,24	154,21	3,15	1,15
Ketóny	165,09	15,24	15,88	166,75	4,36	6,79
Alkény	171,22	52,02	19,78	67,03	18,52	135,22

6.3.2 Identifikácia zdrojov

BTEX

Z diagnostických pomerov bol pre identifikáciu zdrojov BTEX aplikovaný pomer toluén/benzén (T/B). Toluén je považovaný za marker pre emisie z dopravy (Hoque et al., 2008). Hodnoty pomeru T/B pre emisie z dopravy sú v obvyklom rozmedzí od 1,5 do 4,5, Výsledné hodnoty pomerov pre jednotlivé lokality uvádza Tabuľka 13.

Spaľovanie organického materiálu na báze uhlia a biomasy (Fabbri et al., 2012), je možné preukázať pomocou pomeru B/T (benzén/toluén). Tento pomer bol vzhľadom k vzorkovaciemu obdobiu (leto – august) aplikovaný len u odvalu Heřmanice, lebo u vzoriek PM z lagún Ostramo a Ostravy Poruby boli hodnoty pomeru B/T <1.

Tabuľka 21: Výsledné hodnoty pomerov T/B a B/T pre jednotlivé lokality

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
T/B	1,31	0,86	1,06	1,05	2,65	1,6
B/T	1,31	1,16	-	-	-	-

Laguny Ostramo: Akumulácia BTEX v prízemných vrstvách je výsledkom panvového (poklesového) charakteru lagún. Zdrojom sú hlavne depozície odpadných organických látok, z ktorých sú BTEX uvoľnené prchaním. Výsledná hodnota aplikovaného pomeru toluén/benzén (viď. Tabuľka 13) jednoznačne vylučuje prítomnosť emisií z dopravy.

Ostrava Poruba: Emisie BTEX sú v prízemných vrstvách zadržované okolitou zástavbou. V mestských aglomeráciách sú emisie BTEX najčastejšie emitované dopravou, priemyslom alebo spaľovaním. Výsledné hodnoty aplikovaného pomeru toluén/benzén (viď. Tabuľka 13) v oboch výškach identifikujú emisie z dopravy.

Odval Heřmanice: Uvoľnené organické látky zo skupiny BTEX na odvale pochádzajú z horenia zvyškového organického materiálu vnútri haldy. Horiace haldy sú zdrojom veľkého množstva plyných a kvapalných polutantov emitovaných do atmosféry alebo vylúhovaných do povrchových a podzemných vôd (Zhao et al., 2008). Vyššiu akumuláciu BTEX vo výške 150 m možno pripísať konkávnemu charakteru terénu, ktorý neumožňuje dlhodobé zadržanie vznikajúcich emisií na povrchu haldy. Výsledné hodnoty pomeru T/B nepotvrdili emisie z dopravy. Hodnota pomeru B/T pre emisie z oboch výšok jednoznačne potvrdila emisie benzénu a toluénu z horenia organického materiálu. Zvyšovanie hodnoty pomeru B/T vo vertikálnom profile indikuje, že polutanty môžu byť transportované do vyšších úrovní (Mao et al., 2008).

PAU

V PM10 prevládajú predovšetkým štyri až šesť jadrové PAU nad dvoj- až troj-jadrovými uhlíkovými. Pôvod PAU bol testovaný pomocou diagnostických pomerov fluoranthen/fluoranthen+pyren a pyren/benzo(a)pyrén, ktoré indikujú emisie z dopravy. Diagnostické pomery boli aplikované len pre lokalitu Ostrava Poruba.

Odval Heřmanice: Hlavným zdrojom PAU na odvale sú emisie uvoľnené horením organického materiálu uloženého v halde.

Laguny Ostramo: Hromadenie PAU v prízemnej vrstve je spojené s kotlinovým charakterom lokality.

Ostrava Poruba: Hodnoty pomeru fluoranthen/fluoranthen+pyren vo výške 150 m dosahujú 0,48 a vo výške 3 m 0,5, čím splňujú podmienku fluoranthen/fluoranthen+pyren < 0,5 (Ravindra et al., 2006), a teda emisie pochádzajú z dopravy, predovšetkým zo spaľovania benzínu. Hodnoty pomeru pyren/benzo(a)pyrén indikujú emisie z dopravy v rozmedzí od 0,17 do 0,36 (Tang et al., 1993). Pre vertikálne profily boli zistené hodnoty pomerov 0,34 (3 m) a 0,19 (150 m), čím boli emisie z dopravy opäť potvrdené.

Hopány

Hopány sú odvodené z prekursorov bunkových membrán fosílnych prokaryotov (bakteriálny zdroj) a siníc (modro-zelené riasy). Hopanoidy, obzvlášť C₃₀ sú prítomné vo vyšších rastlinách, ako sú napríklad machy (Philp, 1985). Mikrobiálne hopány sú odvodené z diploténov C₃₀ a C₃₅ bakteriohopantetrolového prekursoru, ktorý bol izolovaný z rôznych mikroorganizmov (Qurisson et al., 1979). Hopány vo vyšších rastlinách sú odvodené od skvaléna a diploténa, obsahujú hlavne C₃₀ komponenty ako sú napr. hopány, moretány a lupány (Gogou et al., 1996).

Odval Heřmanice: Výskyt geochemických markerov na haldách s obsahom uhoľných odpadov je bežný (Misz-Kennan et al., 2011). Hopanoidné uhl'ovodíky rovnako ako isoprenoidné uhl'ovodíky a sterány sú tu uvoľňované prchaním v dôsledku horenia zvyškovej fosílnej organickej hmoty, čo bolo potvrdené výpočtom diagnostického pomeru C₃₁S/(C₃₁S+C₃₁R), ktorý pre vertikálny profil 150 m dosahuje hodnoty 0,56 a pre profil 3 m 0,54. Obe hodnoty sú v súlade s hodnotami, ktoré uvádza Misz-Kennan et al., (2011) pre horiace odvaly s obsahom uhlia.

Lagúny Ostramo: Emisie hopánov v lokalite pochádzajú hlavne z rafinérskych a olejových odpadov.

Ostrava Poruba: Zdrojom hopánov v mestskej časti Poruba je doprava, čo bolo preukázané pomocou diagnostického pomeru homohopanov C₃₁S/(C₃₁S+C₃₁R). Výsledné hodnoty okolo 0,6 zodpovedajú emisiám zo spaľovania ropných látok a produktov (Rushdi

et al., 2014). V oboch vertikálnych profiloch boli dosiahnuté hodnoty 0,59 (150 m) a 0,58 (3 m).

Izoprenoidné uhl'ovodíky (pristán a fytán)

Pristán a fytán sú súčasťou lubrikačných olejov, surovej ropy, dieselových palív a výfukových plynov (Simoneit, 1984 a 1985), ale môžu byť obsiahnuté aj v emisiách zo spaľovania uhlia. Rozlíšenie pôvodu pristánu a fytánu je možné na základe pomeru pristán/fytan (Pr/Ph) – hodnota pomeru umožňuje rozlíšiť degradačné produkty z ropných látok a zo spaľovania uhlia nasledovne:

- hodnota pomerov Pr/Ph ≥ 1 indikuje degradačné produkty zo spaľovania uhlia
- pre degradačné produkty zo spaľovania ropných produktov sa priemerná hodnota Pr/Ph pohybuje $0,62 \pm 0,53$ s rozmedzím od 0,11 do 1,2 (Rushdi et al., 2014)
- hraničná hodnota pomeru Pr/Ph pre emisie z dopravy je uvádzaná 1.

Hodnoty pomeru Pr/Ph pre analyzované vzorky imisií sú zobrazené v tabuľke č. 23.

Tabuľka 22: Hodnoty pomeru Pr/Ph v imisiách

Lokalita	Odval Heřmanice		Laguny Ostramo		Ostrava Poruba	
Výška	150 m	3 m	150 m	3 m	150 m	3 m
Pr/Ph	1,05	1,62	0,42	0,62	0,52	0,64

Odval Heřmanice: Z tabuľky 15 je zrejmé, že v danej lokalite sa v oboch vertikálnych profiloch ako zdroj pristánu a fytánu uplatňujú emisie z horiacich depónií uhoľných zvyškov. Veľkosť pomeru Pr/Ph závisí jednoznačne na teplote samozahrievania, a následného horenia (Misz-Kennan et al., 2011) a na rastúcich pyrolýznych zmenách v organickej hmote. Všeobecne platí, že uhoľné odpady, ktoré sú ovplyvnené veľmi málo samo zahrievaním, majú vysoké hodnoty pomeru Pr/Ph (cca 5-14), s rastúcim zahrievaním sa hodnoty pomeru podstatne znižujú (Misz-Kennan et al., 2011).

Laguny Ostramo: V tomto prípade pochádza pristán a fytán z emisií látok uložených v lagúnach.

Ostrava Poruba: Oba izoprenoidné uhl'ovodíky v danej lokalite pochádzajú z dopravy.

Sterány

Sterány sú tetracyklické, nasýtené biomarkery (Mackenzie et al., 1982), odvodené zo steroidov a hormónov eukaryot (riasy, vyššie zelené rastliny). C_{28} a C_{29} sterány indikujú prítomnosť fosílnych zelených rias, sterány C_{27} indikujú červené riasy (Schwark et al., 2006). Sterány sa rovnako ako hopány, nachádzajú v jednotlivých fosílnych produktoch (ropa, mazacie oleje) v rôznom množstve a zastúpení (Aboul-Kassim et al., 1996), čo umožňuje rozlíšenie druhu spaľovaného paliva.

Emisie steránov zo spaľovania ropných produktov a látok boli identifikované jednoznačne pomocou pomeru $C_{27}\alpha\beta\beta/C_{29}\alpha\beta\beta$ v lokalite Ostrava Poruba, kde hodnota pomeru je 0,9 pre profil 3 m a 0,85 pre výškový profil 3 m. V lokalite odval Heřmanice a laguny Ostramo boli zistené sterány v nekompletnom a v ultra stopovom množstve, preto nebolo možné vypočítať diagnostické pomery.

Zlúčeniny s obsahom fenolov

Odval Heřmanice: V lokalite pochádzajú fenoly zo samozahrievania uhoľných odpadov. V imisiách bol identifikovaný vinylguajakol a propylfenol, ktoré indikujú čerstvo zahrievané odpady (Misz-Kennan, 2010).

Laguny Ostramo: Zlúčeniny s obsahom fenolov sú na lagúnach uvoľňované z odpadov.

Ostrava Poruba: V tomto prípade môžu fenoly pochádzať z niekoľkých zdrojov (napr. doprava, biogénna organická hmota, emisie diaľkového transportu apod.).

Alkány

Vo všetkých imisiách boli identifikované alkány, ktoré môžu pochádzať z rôznych zdrojov, zahrňujúc emisie zo spaľovania ropných látok a iných fosílnych palív a z biogénnej hmoty. Výsledné koncentrácie n-alkánov uvádza Tabuľka.

Výpočet CPI indexu bol vykonaný pre všetky analyzované imisie vo všetkých profiloch pre:

- petrogénne alkány ($CPI_2 = \Sigma(C_{11} \text{ až } C_{25}) / \Sigma(C_{10} \text{ až } C_{24})$),
- biogénne alkány ($CPI_3 = \Sigma(C_{25} \text{ až } C_{35}) / \Sigma(C_{24} \text{ až } C_{34})$)
- alkány pochádzajúce zo spaľovania uhlia ($CPI_1 = \Sigma(C_{15} \text{ až } C_{35}) / \Sigma(C_{14} \text{ až } C_{34})$)

Hodnoty CPI indexu (Oros a Simoneit, 2000) pre emisie zo spaľovania uhlia sa pohybujú podľa druhu uhlia od 1 (čierne, hnedé uhlie s vysokým stupňom preuhoľnenia) do 1,1 až 1,2 (lignít a hnedé uhlie). Hodnoty pre alkány odvodené z termickej degradácie ropných látok sa pohybujú okolo 1 (Bi et al., 2002). Alkány pôvodom z biogénnej hmoty dosahujú hodnoty CPI indexu > 5 (Simoneit et al., 1984).

Odval Heřmanice: V lokalite bola zistená hodnota CPI indexu v profilové výške 150 m 1,05 a v prízemnej vrstve 1. Z hľadiska rozlíšenia pôvodu n-alkánov sú emisie spojené hlavne s termickou degradáciou uhoľných odpadov.

Laguny Ostramo: Hodnoty CPI indexu boli vo výške 3 m 0,96 a vo výške 150 m 0,91. Emisie n-alkánov sú odvodené z depozícií uložených olejových a rafinérskych odpadov.

Ostrava Poruba: V lokalite boli zistené oveľa vyššie hodnoty CPI indexu v prízemnej vrstve (CPI=5,2), ktoré indikujú pôvod n-alkánov hlavne z biogénnej hmoty. Vo vertikálnom profile 150 m bola hodnota CPI indexu 0,98, a teda zodpovedá emisiám zo spaľovania ropných látok. Hromadenie alkánov a ďalších organických látok v prízemných vrstvách je pravdepodobne okrem dôsledku zastavanosti územia, spôsobené aj záchytom týchto látok listami vegetácie (Beckett et al., 2000).

Alkény, aldehydy, ketóny

Alkény sú vnášané do prostredia najčastejšie v dôsledku spaľujúcich procesov, aldehydy a ketóny môžu mať rôznorodé zdroje v prostredí (napr. spaľovanie fosílnych palív a biopalív, fragmenty biogénnej hmoty apod.).

Pôvod alkénov na odvaloch je spojený s pôdnym krytom hald (v tomto prípade alkény reprezentujú recentnú organickú hmotu s hodnotami CPI indexu 5-7) a s produktmi horenia hald (Misz-Kennan et al., 2011).

7 VYHODNOTENIE

Meranie balónom v mestských častiach Ostravy, ktoré prebiehalo v dvoch ročných obdobiach – jar a leto, poskytlo pilotné údaje o vertikálnom rozložení PM vo voľnom ovzduší. Meranie PM je doplnené o chemickú analýzu organických zložiek PM, ktorej výsledky nám pomocou matematických metód pomohli identifikovať príspevky z rôznych zdrojov.

7.1 Koncentrácie PM

Výsledné koncentrácie PM₁ v sledovaných lokalitách ukázali, že príspevok PM₁ častíc v ovzduší je v jarnom období jednoznačne vyšší, čo bolo potvrdené porovnaním viacerých lokalít za obe obdobia. V jarnom období boli merania realizované v lokalitách Bazaly, Karolina, Radvanice, Laguny a Heřmanice. Letné merania sa uskutočnilo v lokalitách Stará Bělá, Mariánské Hory, Heřmanice, Poruba, Rudná, Laguny a Místecká.

Zo štatistického spracovania nameraných hodnôt vyplynulo, že priebeh koncentrácie PM₁ s výškou má viac menej klesajúci trend. V jarnom období bol tento trend výraznejší resp. jednoznačnejší, čo je možné prisúdiť vyšším koncentráciám PM₁, ktoré boli v tomto období namerané, a teda mohlo dôjsť k výraznejším rozdielom nameraných koncentrácií v jednotlivých výškových kategóriách. Pokles koncentrácie s výškou nebol vo všetkých lokalitách taký jednoznačný a bez narušení. V niektorých lokalitách bol pozorovaný po počiatočnom poklese opätovný nárast koncentrácie (Bazaly, Karolina) a výrazný skok v koncentrácii po cca 100 m n. m. o 10 µg/m³ medzi dvoma výškovými kategóriami (Karolina). Pri porovnaní všetkých lokalít jarného merania v spoločnom výškovom úseku boli najvyššie koncentrácie PM₁ v celom priebehu výšky pozorované v lokalite Heřmanice, naopak, najnižšie v lokalite Bazaly. Najvýraznejší pokles koncentrácie PM₁ s výškou bol zaznamenaný v lokalite Laguny, kde bol rozdiel medzi počiatočnou a konečnou koncentraciou PM₁ 28 µg/m³. Pri zisťovaní percentuálneho rozdielu poklesu koncentrácie v spoločnom výškovom úseku 255 – 390 m n. m, sa pokles koncentrácie PM₁ pohyboval medzi 9 % (Heřmanice) až 29 % (Bazaly). Nameraná hodnoty za letné obdobie ukázali, že klesajúci trend priebehu koncentrácie PM₁ s výškou mali klesajúci trend v piatich prípadoch zo siedmych. Ani v tomto prípade nebol klesajúci trend vždy jednoznačný. V lokalite Stará Bělá bol pozorovaný najprv nárast koncentrácie s rastúcou výškou zo

4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na 22,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (od 264 do 234 m n. m.). V lokalite Mariánské Hory bol zaznamenaný postupný skok z 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medzi výškou 206 až 296 m n. m.). V lokalite Laguny a Místecká bol pozorovaný ustálený trend v priebehu všetkých výškových kategórií, dokonca dochádzalo aj k miernemu stúpaniu. Tuto skutočnosť je možné prisúdiť veľmi nízkym koncentráciám, ktoré boli v daných lokalitách namerané – v lokalite Místecká dosahoval medián hodnôt len 4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pri porovnaní všetkých lokalít letného merania bol najväčší pokles koncentrácie s rastúcou výškou zaznamenaný v lokalite Stará Bělá. Najvyššie koncentrácie PM_{10} (v priebehu celého merania) boli pozorované v lokalite Rudná, naopak najnižšie v lokalite Místecká. Meranie za obe obdobia – jar a leto bolo realizované len v lokalite Heřmanice a Laguny, v oboch týchto lokalitách dosiahli koncentrácie výrazne vyššie hodnoty v jarnom období. Vývoj koncentrácie mal približne rovnaký trend za obe obdobia v prípade lokality Heřmanice. V lokalite Laguny sa v jarnom období ukázal výrazný klesajúci trend vývoja koncentrácie PM_{10} , avšak v letnom období bol trend rovnomerný, dokonca dochádzalo k miernemu stúpaniu v konečných výškach.

McKendry et al. (2004) zisťovali profily pre PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ a teplotu, smer a rýchlosť vetra a relatívnu vlhkosť do 375 m použitím zostavy balóna na meranie počasia v Christchurch (Nový Zéland). PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ významne klesali pre prvých 40 m, a následne zostali relatívne konštantné. Vysoké koncentrácie pri zemi boli pripísané prízemnej teplotnej inverzii, ktorá zadržala PM blízko zeme a vysokým zdrojom emisií z domácich kúrenísk.

Namerané hodnoty počtu častíc/liter pre vybrané veľkostné triedy za jarné obdobie ukazovali s rastúcou výškou takisto viac menej klesajúci trend. Avšak v lokalite Bazaly dochádzalo od výšky cca 400 m n. m. k opätovnému nárastu počtu častíc, ktorý dosahoval až počiatkových hodnôt. V lokalite Karolina dochádzalo k poklesu počtu častíc s rastúcou výškou len vo veľkostnej triede 0,265 μm , ktorý bol od výšky 350 m n. m. nasledovaný miernym vzostupom u všetkých veľkostných tried. Pri lokalitách Radvanice a Laguny bol pozorovaný podobný priebeh vývoja trendu. Najvyššie hodnoty počtu častíc v počiatkových výškach boli namerané v lokalite Radvanice a Heřmanice, naopak najnižšie v lokalite Bazaly. U častíc veľkosti 0,290 μm a 0,325 μm dochádzalo k vzájomnému prekrytiu trendov pri väčšine lokalít. Najvýraznejší rozdiel v poklese počtu častíc s rastúcou výškou bol zaznamenaný v lokalite Laguny, naopak najmenší rozdiel v lokalite

Heřmanice. Najvyšší počet částic vo všetkých sledovaných lokalitách bol v zrnitostnej triede 0,265 μm .

Výsledky PCA, pomocou ktorej sme zisťovali koreláciu PM_{10} s ostatnými faktormi ukázali, že korelácie medzi faktormi sú rôzne v každej lokalite. Z letných meraní vychádzala výraznejšia korelácia PM_{10} s výškou. Lineárna regresná analýza ukázala v tomto prípade významnú závislosť PM_{10} na výške v troch prípadoch z piatich, v dvoch prípadoch sa jednalo o lokality s najvyššou nameranou koncentráciou PM_{10} . Z letných meraní vyšla významná závislosť len v dvoch prípadoch zo siedmich. Tento výrazný rozdiel zrejme zapríčinili veľmi nízke hodnoty koncentrácie PM_{10} namerané v letnom období. Úlohu mohla taktiež zohrať aj počiatková výška, ktorá bola rôzna v každej lokalite (za obe obdobia) niekedy predstavovala rozdiel aj 50 m. Počet výškových kategórií tiež nebol v každej lokalite rovnaký. V niektorých prípadoch z jarného merania bola naznačená významná korelácia koncentrácie PM_{10} s tlakom. Výsledky lineárnej regresnej analýzy ukázali významnú lineárnu závislosť koncentrácie PM_{10} na tlaku len v dvoch prípadoch (Ravanice a Heřmanice), významná lineárna závislosť koncentrácie PM_{10} na teplote a rosnom bode vyšla len v lokalite Bazaly, kde sa neukázala korelácia koncentrácie PM_{10} s výškou. Významná lineárna závislosť PM_{10} na výške vyšla v lokalite Radvanice, Heřmanice a Laguny. Významná korelácia PM_{10} s meteorologickými podmienkami bola naznačená len v lokalite Proruba (tlak a teplota) a v lokalite Rudná (teplota), výsledky lineárnej regresnej analýzy však v týchto prípadoch neukázali významnú lineárnu závislosť. Významná lineárna závislosť PM_{10} na výške vyšla v lokalite Heřmanice a Rudná.

7.2 Elementárne zloženie PM

Vo vzorkách PM, ktoré boli vyhodnocované na ZUOVA, bolo stanovených 12 najviac toxických PAU (fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, chrysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, dibenzo(ah)antracen, indeno(1,2,3-cd)pyren) a 7 ťažkých kovov (As, Pb, Cd, Ni, Fe, Hg). Najvyššie koncentrácie oboch typov látok boli zistené vo vyšších vrstvách (140 – 170 m). Vo vrstvách pod 120 m sa takmer nevyskytovali.

Analýza organických látok v PM, ktorú realizovalo laboratórium „Institutu geologického inženýrství“ zo vzoriek odberovej výšky 3 m 150 m v lokalitách Heřmanice, Laguny a

Poruba počas letného merania boli identifikovala látky zo skupiny BTEX, alkány, alkény, karboxylové kyseliny, nitrily, dusíkaté látky, furány, fenoly, aldehydy, ketóny, PAU, organické zlúčeniny síry, geochemické a antropogénne markere. Chemické a koncentračné zloženie jednotlivých vertikálnych profilov sa líšilo aj v rámci jednotlivých odberových miest.

V lokalite Laguny Ostramo boli zaznamenané najväčšie koncentrácie v prízemnej vrstve 3 m u týchto organických látok: BTEX, PAU, hopány, pristan, alkány, alkény, aldehydy a ketóny. Najvyššie koncentrácie vo výške 150 m boli v danej lokalite zaznamenané pre fyfán, fenoly a zlúčeniny s obsahom síry.

S prízemnou vrstvou 3 m bola v lokalite odval Heřmanice spojená len najvyššia koncentrácia pristanu. Vo výške 150 m sa v danej lokalite sústreďovali najvyššie koncentrácie ostatných stanovených látok: BTEX, PAU, hopány, fenoly, zlúčeniny s obsahom síry, alkény, aldehydy a ketóny.

V prípade lokality Ostrava Poruba boli zaznamenané najvyššie koncentrácie v prízemnej vrstve 3 m u väčšiny stanovených látok (BTEX, PAU, Hopány, pristan, fenoly, alkány, alkény), prípadne boli koncentrácie látok v oboch výškových profiloch veľmi podobné.

7.3 Zdroje mestského PM

Pomocou známych koncentrácií stanovených látok bolo možné stanoviť diagnostické pomery, ktoré sa používajú ako alternatívny spôsob identifikácie zdrojov. Z výsledných hodnôt diagnostických pomerov boli zistené nasledovné zdroje emisií:

Laguny Ostramo – zdroje emisií stanovených látok pochádzali z odpadných organických látok (z rafinérskych a olejových odpadov), z ktorých sú emisie uvoľnené prchaním.

Odval Heřmanice – uvoľnené organické látky pochádzali z horenia zvyškového organického materiálu vnútri haldy, uvoľňované prchaním. Horiace haldy sú zdrojom veľkého množstva plynných a kvapalných polutantov emitovaných do atmosféry alebo vylúhovaných do povrchových a podzemných vôd (Zhao et al., 2008).

Ostrava Poruba – stanovené emisie látok pochádzali z dopravy, predovšetkým zo spaľovania ropných látok a produktov.

7.4 Zhodnotenie použitej metódy

Metóda merania balónom, ktorá bola v sledovanej oblasti testovaná prvýkrát posluží pre budúce modifikácie metód merania fugitívnych emisií. Použitá metóda disponuje nasledovnými výhodami a nevýhodami:

Výhodou metódy je možnosť merať vo vyšších výškach (až 500 m n. m.), ide o lacnejšiu alternatívu merania lietadlom. Použitý analyzátor je malý, ľahký a kompaktný, ideálny na meranie balónom.

Nevýhodou metódy je vysoká citlivosť voči meteorologickým podmienkam – zrážky, silný nárazový vietor. Ďalej nie je možná výmena filtrov v priebehu merania a metóda neumožňuje kontinuálne meranie na. Napriek tomu, že oproti iným metódam sa jedná o lacnejšiu alternatívu (meranie lietadlom), náklady spojené s prevádzkou sú stále vysoké – jedno naplnenie hélíom stojí až cca 30 000,-Kč.

8 ZÁVER

Fugitívne emisie sú väčšinou zmieňované len v súvislosti s únikom látok z priemyselných podnikov, kvôli ich regulačným opatreniam a environmentálnej politike. V spojitosti s prachovými časticami sa v literatúre uvádzajú len zriedka. Napriek tomu, fugitívny prach zahŕňa širokú škálu zdrojov, ako sú lomy, lagúny, odvaly, skládky, ČOV a cestný prach. Spomenuté zdroje sú v Moravskoslezskom kraji bohato zastúpené a dlhodobo prispievajú k nepriaznivej imisnej záťaži ovzdušia, preto je sledovanie ich príspevkov potrebné.

Pre identifikáciu a charakterizáciu rozloženia častíc PM_{10} v ovzduší v závislosti na nadmorskej výške bola v Ostrave prvýkrát využitá metóda merania balónom naplneného héliom. Meranie prebiehalo v dvoch ročných obdobiach – jar a leto a poskytlo pilotné údaje o vertikálnom rozložení PM_{10} vo voľnom ovzduší. Merania ukázali, že príspevok koncentrácie PM_{10} vo vertikálnych profiloch ovzdušia je v jarnom období jednoznačne vyšší, čo bolo potvrdené porovnaním viacerých lokalít za obe obdobia. Priebeh koncentrácie PM_{10} s výškou má viac menej klesajúci trend, ktorý bol v jarnom období jednoznačnejší. Túto skutočnosť možno prisúdiť vyšším koncentráciám PM_{10} nameraných v danom období, ktoré umožnili prítomnosť výraznejších rozdielov nameraných koncentrácií v jednotlivých výškových kategóriách. V niektorých lokalitách bol pozorovaný po počiatkovom poklese opätovný nárast koncentrácie (Bazaly), ktorý mohla zapríčiniť inverzia. Pri jednom meraní (Karolina) bola naznačená prítomnosť dvoch inverzných vrstiev.

Namerané hodnoty počtu častíc/liter pre vybrané veľkostné triedy za jarné obdobie ukazovali rovnako viac menej klesajúci trend s rastúcou výškou. U častíc veľkosti 0,290 μm a 0,325 μm dochádzalo k vzájomnému prekrytiu trendov pri väčšine lokalít. Najvyšší počet častíc vo všetkých sledovaných lokalitách bol v zrnitostnej triede 0,265 μm .

Zisťovanie korelácie koncentrácie PM_{10} s ostatnými faktormi ukázalo, že tieto korelácie sú rôzne v každej lokalite. Najčastejšie vychádzala výrazná korelácia nameranej koncentrácie PM_{10} s výškou a tlakom. U ďalších faktorov – teplota a vlhkosť neboli výsledky také jednoznačné, z čoho je možné predpokladať, že v daných výškových profiloch nemajú spomenuté faktory na distribúciu častíc výrazný vplyv.

Najvyššie koncentrácie PAU a ťažkých kovov boli zistené vo vyšších vrstvách (140–170 m), vo vrstvách pod 120 m sa takmer nevyskytovali.

Vertikálna distribúcia organickej hmoty a jej pôvod v analyzovaných imisiách závisí hlavne na faktoroch, ako sú morfológický charakter územia, spôsob využitia územia, druh deponovaného materiálu a prítomnosť ďalších zdrojov znečistenia. Analýzou imisií PM₁₀ v lokalitách starých ekologických záťaží bol identifikovaný materiál s fragmentami organickej hmoty a depónií. Útvary s poklesovým tvarom územia sú obtiažnejšie odvetrateľné a majú tendenciu hromadiť organické polutanty hlavne v prízemných vrstvách, zatiaľ čo otvorené plochy s vypuklými tvarmi územia uvoľňujú organické polutanty s tendenciou akumulovať sa vo vyšších výškach. Vertikálna distribúcia organických polutantov je jednoznačne ovplyvnená intenzitou zástavby, prítomnosťou vegetácie a intenzitou zdrojov znečistenia. V prípade analyzovanej mestskej časti Ostrava Poruba sa jedná najmä o dopravu, v lokalite Laguny Ostramo boli potvrdené zdroje emisií z rafinérskych a olejových odpadov a v ovzduší nad odvalom Heřmanice boli identifikované príspevky z horenia zvyškového organického materiálu vnútri haldy.

Distribúcia častíc vo vertikálnych profiloch atmosféry je stále málo preskúmaná, vzhľadom na nákladné a komplikované metódy merania, ktoré sú s tým spojené. Každá nová štúdia je preto dôležitým vodítkom k lepšiemu pochopeniu chovania atmosférických častíc a zavádzaniu opatrení k zlepšeniu kvality ovzdušia.

9 POUŽITÁ LITERATÚRA

1. ABOUL-KASSIN, T.A.T., SIMONEIT B.R.T.: Lipid geochemistry of surficial sediments from coastal environment of Egypt I. Aliphatic hydrocarbons – Characterization and sources. 1996. *Marine Chemistry*. vol. 54, s. 135-158.
2. AL-HURBAN, A., E., a AL-OSTAD, A., N.: Textural characteristics of dust fallout and potential effect on public health in Kuwait City and suburbs. *Environmental Earth Sciences*. 2009, vol. 60, s. 169-181.
3. ATKINSON, R., W., FULLER, G., W., ANDERSON, H., R., HARRISON, R., M., a ARMSTRONG, B.: Urban Ambient Particle Metrics and Health. *Epidemiology*. 2010, vol. 21, s. 501-511.
4. BACHMANN, J. Will the Circle Be Unbroken: A History of the U.S. National Ambient Air Quality Standards. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2007, vol. 57, s. 652-697.
5. BECKETT, K.P., FREER-SMITH, P., a Taylor, G.: Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture*, 2000, vol 26(1), s. 12-19.
6. BI, X., SHENG, G., PENG P., ZHANG Z., FU J.: Extractable organic matter in PM₁₀ from LIWan district of Guangzhou City, PR China. *The Science of the Total Environment*. 2000, vol. 300, s. 213-228.
7. BLAŽEK, Z., ČERNIKOVSKÝ, L., KRAJNÝ, E., KREJČÍ, B., OŠRÓDKA, L., VOLNÁ, V., WOJTYLAK. M. *Vliv meteorologických podmínek na kvalitu ovzduší v přeshraniční oblasti Slezska a Moravy: Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza w obszarze przygranicznym Śląska i Moraw*. 1. vyd. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2013, 182 s. ISBN 978-80-87577-15-8.
8. COUNTESS ENVIRONMNETAL: WRAP Fugitive Dust Handbook, 2006
Dostupné z:
http://ulpeis.anl.gov/documents/dpeis/references/pdfs/Countess_Environmental_2006_WRAP_Fugitive.pdf
9. CRAVENS J.:RULE 402 FUGITIVE DUST. Eastern Kern Air Pollution Control District 2015. Dostupné z:

<http://www.kernair.org/Documents/Rules/Rules%20March%202015/402%20Fugitive%20Dust%20Staff%20Report%202-25-15.pdf>

10. CURRAN, T., C.: *MEMORANDUM: Interpretation of the Definition of Fugitive Emissions in Parts 70 and 71.* 1999. Dostupné z: <http://www.epa.gov/region7/air/title5/t5memos/fug-def.pdf>
11. Český statistický úřad. CHARAKTERISTIKA MORAVSKOSLEZSKÉHO KRAJE. Statistická ročenka Moravskoslezského kraje 2014.
12. ČHMÚ. Kvalita ovzduší a rozptylové podmínky na území ČR LEDEN 2015. In: *Měsíční přehled ČHMÚ o kvalitě ovzduší a rozptylových podmínkách LEDEN 2015* [online]. 2015. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/mes_zpravy/Rocni_zprava_2014.pdf
13. ČSN EN 1554. *Fugitivní a rozptýlené emise z průmyslových zdrojů – Vymezení zdrojů fugitivních emisí prachu metodou obráceného modelování rozptylu (RDM).* Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2000. 20 s.
14. DAS, R. C. a BEHERA, D., K.: *Environmental science: principles and practice.* Prentice Hall of India, 2008. ISBN 978-812-0333-307.
15. DE BREE, F., BLAUW, B.: Diffuse PM10 emission measurement some case studies, 2008 Dostupné z: http://www.buroblauw.eu/wp-content/uploads/2008/11/debree_nl_abs_diffusive_pm10_em.pdf
16. EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY). Air quality in Europe - 2014 report. © *European Environment Agency.* Denmark, 2014, 80 s..
17. EKOTOXA s.r.o. AKTUALIZACE KONCEPCE ROZVOJE ZEMĚDĚLSTVÍ A VENKOVA V MORAVSKOSLEZSKÉM KRAJI, 2008
18. Eliáš R., Analýza socioekonomického rozvoje moravskoslezského kraje, 2010
19. EPA, Stationary Source Control Techniques Document for Fine Particulate Matter, 1998 Dostupné z: <http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t1/reports/pmctd.pdf>
20. ESWORTHY R. Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard. Congressional Research Service. 2013 Dostupné z: <https://fas.org/sgp/crs/misc/R42934.pdf>
21. FABBRI, D., TORRI, C., SPOKAS, K., A.: Analytical pyrolysis of synthetic chars derived from biomass with potential agronomic application (biochar). Relationship

- with impacts on microbial carbon dioxide production. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2012, vol. 93. s. 77-84.
22. FERGUSON J. H., Fugitive Dust: Nonpoint Sources, 1999. Dostupné z: <http://extension.missouri.edu/p/G1885>
23. FINLAYSON-PITTS, B., J., PITTS, J., N. Jr.: Particles in the Troposphere, Chap. 9. In *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. Theory, Experiments, and Applications*; ISBN: 978-0-12-257060-5; Elsevier: San Diego, CA, USA, 2000, pp 349–435.
24. FUZZI, S., BALTENSBERGER, U., CARSLAW, K., DECESARI, S., VAN DER GON, H., D., FACCHINI, M., C., FOWLER, D., KOREN, I., LANGFORD, B., LOHMANN, U., NEMITZ, E., PANDIS, S., RIIPINEN, I., RUDICH, Y., SCHAAP, M., SLOWIK, J., SPRACKLEN, D., V., VIGNATI, E., WILD, M., WILLIAMS, M. a GILARDONI, S.. Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*. 2015, vol. 15, issue 1, s. 521-744.
25. General EHS Guidelines: Air emissions and ambient air quality, 2007 Dostupné z: <http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/532ff4804886583ab4d6f66a6515bb18/1-1%2BAir%2BEmissions%2Band%2BAmbient%2BAir%2BQuality.pdf?MOD=AJPERES>
26. GRANTZ, D., A, GARNER, J.H.B., W JOHNSON, D.: Ecological effects of particulate matter. *Environment International*. 2003, vol. 29, 2-3, s. 213-239.
27. HERLEKAR, M., JOSEPH, A., E., KUMAR, R., GUPTA, I.: Chemical Speciation and Source Assignment of Particulate (PM10) Phase Molecular Markers in Mumbai. *Aerosol and Air Quality Research*. 2012, vol. 12, s. 1247–1260.
28. HOQUE, R., R., KHILLARE, P., S.: Spatial and temporal variation of BTEX in the urban atmosphere of Deplhi India. *Science of the Total Environment*. 2008, vol. 392, s. 30-40.
29. CHANTARA S.: PM10 and Its Chemical Composition: A Case Study in Chiang Mai, Thailand, *Air Quality - Monitoring and Modeling*, 2012. Dostupné z: <http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/30054.pdf>

30. CHATTEN, C., KINSEY, J., S.: Identification, Assessment, and Control of Fugitive Particulate Emissions, 1986. Dostupné z: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/2000TK4F.PDF>
31. CHEUNG, K., DAHER, N., KAM, W., SHAFER, M., M., NING Z., SCHAUER J., J. a SIOUTAS, C.: Spatial and temporal variation of chemical composition and mass closure of ambient coarse particulate matter (PM_{10-2.5}) in the Los Angeles area. *Atmospheric Environment*. 2011, vol. 45, s. 2651-2662.
32. CHOW, J., C.: Critical review: Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1995, vol. 45(5), s. 320-382.
33. IELPO, P., PAOLILLO, V., DE GENNARO, G. a DAMBRUOSO, P.: PM₁₀ and gaseous pollutants trends from air quality monitoring networks in Bari province: principal component analysis and absolute principal component scores on a two years and half data set. *Chemistry Central Journal*. 2014, vol. 8, s. 14.
34. JACOBSON, M., C., HANSSON, H., C., NOONE, K., J., CHARLSON, R., J. Organic Atmospheric Aerosols: Review and State of the Science., *Review of Geophysics*. 2000, vol. 38, s. 267–294.
35. JACOBSON, M., C.; HANSSON, H., C., NOONE, K., J., CHARLSON, R. J.: Organic Atmospheric Aerosols: Review and State of Science. *Review of Geophysics*. 2000, vol. 38, s. 267–294.
36. Kaleta T., Akční plán rozvoje CNG v dopravě v Moravskoslezském kraji, 2011 Dostupné z: <http://www.keamsk.cz/soubory/soubory/akcni-plan-na-cng.pdf>
37. KANAKIDOU, M., SEINFELD, J., H., PANDIS, S., N.; BARNES, I., DENTENER, F., J., FACCHINI, M., C., VAN DINGENEN, R., ERVENS, B., NENES, A., NIELSEN, C., J., SWIETLICKY, E., PUTUAD, J., P., BALKANSKI, Y., FUZZI, S., HORTH, J., MOORTGAT, G., K., WINTERHALTER, R., MYHRE, C., E., L., TSIGARIDIS, K., VIGNATI, E., STEPHANOU, E., G., WILSON, J.: Organic Aerosol and Global Climate Modeling: A Review. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2005, vol. 5, s. 1053–1123.
38. KELLY, F., J. a FUSSELL, J., C.: Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*. 2012, vol. 60, s. 504-526.

39. KIM, K. – H ., KABIR, E. a KABIR, S.. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*. 2015, vol. 74, s. 136-143.
40. KRAJÍČEK, L., KUBEŠOVÁ, A., NOSÁL, M.: Cílové charakteristiky krajiny Moravskoslezského, Územní studie – analytická část, 2014 Dostupné z: https://verejna-sprava.kr-moravskoslezsky.cz/zip/upl_text_analyticka.pdf
41. KŘŮMAL, K., MIKUŠKA, P., VEČEŘA, Z. Využití organických markerů pro identifikaci zdrojů atmosférických aerosolů. *Chemické listy*. 2011, vol. 106, s. 65-103.
42. LÊ, S., JOSSE, J. a HUSSON, F.: FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*. 2008, vol. 25(1), s. 1-18.
43. MAO, T., WANG, Y.-S. W., JIANG, J., WU F.-K., WANG M.: The vertical distributions off VOCs in the atmosphere of Beijing in autumn. *Science of the total environment*. 2008 vol. 390., s. 97-108.
44. Matta A.: Monitoring fugitive dust, 2011, Thermo Fisher Scientific. Dostupné z: <http://www.thermoscientific.com/content/dam/tfs/ATG/EPD/EPD%20Documents/Application%20&%20Technical%20Notes/Occupational%20and%20Environmental%20Health%20Instruments/Fixed%20Particulate%20Detection/D02465~.pdf>
45. MAUDERLY, J., L., CHOW, J., C.: Health effects of organic aerosols. *Inhalation toxicology*. 2008, vol, 20(3), s. 257-288.
46. Metodický pokyn odboru ochrany ovzduší ke stanovení roční hmotnostní bilance těkavých organických látek podle zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, a vyhlášky č.415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší
47. McKENDRY, I., STURMAN, A. a VERGEINER, J.: Vertical profiles of particulate matter size distributions during winter domestic burning in Christchurch, New Zealand. *Atmospheric Environment*. 2004, vol. 38, s. 4805-4813.
48. MILLY, G., H.: *Method of quantifying fugitive emission rates from pollution sources* [patent]. US4135092 A, US 05/895,427. Udelené 1979.
49. MISZ-KENNAN, M., FABIANSKA, M., J.: Application of organic petrology and geochemistry to coal waste studies. *International Journal of Coal Geology*. 2011, vol. 88, s. 1-23.

50. NAGAR, J., K., AKOLKAR, A., B., KUMAR, R.: A review on airborne particulate matter and its sources, chemical composition and impact on human respiratory system, *International journal of human environmental sciences*. 2014, vol. 5
51. NHDES: *Fugitivedust*, 2014, ARD-42 Dostupné z: <http://des.nh.gov/organization/commissioner/pip/factsheets/ard/documents/ard-42.pdf>
52. OLARIU, R.-I., VIONE, D., GRINBERG N.a ARSENE, C.: Applications of Liquid Chromatographic Techniques in the Chemical Characterization of Atmospheric Aerosols. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies* . 2014, vol. 38, s. 322-348.
53. ONAT, A.: A review of fugitive emissions. *Sealing Technology*. 2006, vol. 10, s. 7-9.
54. OROS, D., R., SIMONEIT, B., R., T.: Identification and emission rates of molecular tracers in coal smoke particulate matter. *Fuel*. 2000, vol. 79, s. 515-536.
55. PARK, S., S., HARRISON, D., PANCRAS, J., P.; ONDOV, J., M.: Highly Time-Resolved Organic and Elemental Carbon Measurements at the Baltimore Supersite in 2002. *Journal of Geophysical Research* 2005, vol. 110, s. D07S06.
56. PASCAL M: Short-term impacts of particulate matter (PM10, PM10–2.5, PM2.5) on mortality in nine French cities. *Atmospheric Environment*, 2014 vol. 95, s. 175-184.
57. PHILP, R., P.: Application of computerized gas chromatography/mass spectrometry to fossil fuel research. *Spectra (Finnigan MAT)*, 1982, vol. 8, s. 6-31.
58. POPE, C., A., III, DOCKERY, D., W.: Critical Review: Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2006, vol. 56(6), s. 709-742.
59. POSCHL, U. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. *Angewandte Chemie International Edition*. 2005, vol. 44, s. 7520–7540.
60. PUTAUD, J.-P., VAN DINGENEN, R., ALASTUEY, A., BAUER, H., BIRMILI, W., CYRYS, J., FLENTJE, H., FUZZI, S., GEHRIG, R., HANSSON, H., C., HARRISON, R., M., HERRMANN, H., HITZENBERGER, R., HÜGLIN, C., JONES, A., M., KASPER-GIEBL A., KISS, G., KOUSA, A., KUHLBUSCH, T.,

- A., J., LÖSCHAU, G., MAENHAUT, W., MOLNAR, A., MORENO, T., PEKKANEN, J., PERRINO, C., PITZ, M., PUXBAUM, H., QUEROL, X., RODRIGUEZ, S., SALMA, I., SCHWARZ, J., SMOLIK, J., SCHNEIDER, J., SPINDLER, G., ten BRINK, H., TURSIC, J., VIANA, M., WIEDENSOHLER, A. a RAES, F.: A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*. 2010, vol. 44, s. 1308-1320.
61. QURISSON, G., ALBERECHT, P., ROHMER, M.: Hopanoids. Paleochemistry and biochemistry of a group of natural products. *Pure and Applied Chemistry*. 1977, vol. 51, s. 709-729.
62. R CORE TEAM R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2014 URL <http://www.R-project.org/>
63. RAHUL, J. a JAIN, M., K.: An Investigation in to the Impact of Particulate Matter on Vegetation along the National Highway: A Review. *Research Journal of Environmental Sciences*. 2014, vol. 8, s. 356-372.
64. RAI, P., K.: Multifaceted health impacts of Particulate Matter (PM) and its management: An overview. *Environmental skeptics and critics*. 2015, vol. 4(1), s. 1-26.
65. RUSHDI, A., I., EL-MUBARAK, A. H., LIJOTRA, L., AL-OTABAI, M., T., QURBAN, M., A., AL-MUTLAQ, K., F., SIMONEIT, B., R., T.: Characteristics of organic compounds in aerosol particulate matter from Dhahran city, Saudi Arabia. *Arabian Journal of Chemistry*. 2014 *Corrected proof*.
66. SALAMEH, D., DETOURNAY A., PEY J., PÉREZ, N., LIGUORI, F., SARAGA, D., BOVE, M., Ch., BROTTTO, P., CASSOLA, F., MASSABÒ, D., LATELLA, A., PILLON, S., FORMENTON, G., PATTI, S., ARMENGAUD, A., PIGA, D., JAFFREZO, J., L., BARTZIS, J., TOLIS, E., PRATI, P., QUEROL, X., WORTHAM, H. a MARCHAND, N.: PM_{2.5} chemical composition in five European Mediterranean cities: A 1-year study. *Atmospheric Research*. 2015, vol. 155, s. 102-117.

67. SATSANGI, P., G., CHAVAN, S., P., RAO, P., S. a SAFA, P., D.: Chemical characterization of particulate mater at Sinhagad, a high altitude station in Pune, India. *Indian Journal of Radio & Space Physics*, 2014, vol. 43, s. 284-292.
68. SEINFELD , J., H., PANKOW, J., F: Organic Atmospheric Particulate Material. *Annual review of Physical Chemistry*. 2003, vol. 54, s. 121–140.
69. SEINFELD, J. H.,PANDIS, S., N.: Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, Wiley: New York, 1998.
70. SCHWARK, L., EMPT, P.: Sterane biomarkers as indicators of palaeozoic algal evolution and extinction events, *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 2006, vol. 240, s. 225-236.
71. SIMONEIT, B.,R.,T.: Organic matter of the troposphere. III. Characterization and sources of petroleum and pyrogenic residues in aerosols over western United States. *Atmospheric Environment*. 1984, vol. 18, s. 51-67.
72. SIMONEIT, B.R.T.: Biomarkers (molecular fossils) as geochemical indicators of life. *Advances in Space Research* 2004, vol. 33, s. 1255-1261.
73. SKÁCEL, F. A TEKÁČ, V.: Podklady pro Ministerstvo životního prostředí k provádění Protokolu o PRTR - přehled metod měření a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do ovzduší, VŠCHT, Praha, MŽP Praha, 2007.
74. SPERANZA, A., CAGGIANO, R., MARGIOTTA, S. a TRIPPETTA, S.: A novel approach to comparing simultaneous size-segregated particulate matter (PM) concentration ratios by means of a dedicated triangular diagram using the Agri Valley PM measurements as an example. *Natural Hazards and Earth System Science*. 2014, vol. 14, s. 2727-2733.
75. ŠTRBOVÁ, K.: Prachové částice v ovzduší Kysucka. Ostrava, 2013, Bakalářská práce, VŠB-TUO.
76. TAIWO, A., David, M., BEDDOWS, C., S., SHI, Z. a HARRISON, R. M.: Mass and number size distributions of particulate matter components: Comparison of an industrial site and an urban background site. *Science of The Total Environment* . 2014, vol. 475, s. 29-38.
77. TAKADA, H., SATOH, F., BOTHNER M., H., TRIPP, B., W., JOHNSON, C., G., FARRINGTON, J.,W.: Anthropogenic molecular markers: Tools to identify the

- sources and transport pathways of pollutants: In Eganhouse (ed.) *Molecular markers in environmental geochemistry*. 1997. Washington Dc, 178-195.
78. THOMPSON, R., J. a VISSER, A., T.: Mine haul road fugitive dust emission and exposure characterisation. In: *Environmental Health Risk II*. 2003.
79. VIONE, D., MAURINO, V., MINERO, C., PELIZZETTI, E., HARRISON, M., A., J., OLARIU, R., I.; Arsene, C. Photochemical Reactions in the Tropospheric Aqueous Phase and on Particulate Matter. *Chem. Soc. Rev.* 2006, 35, 441–453.
80. VLČKOVÁ, H.: Fugitívne emisie tuhých znečisťujúcich látok zo skladov drevnej hmoty. Zvolen, 2009. Dizertačná práca. KEI FEE TU Zvolen.
81. WANG, X., BI, X., SHENG, G. a FU, J.: Chemical Composition and Sources of PM10 and PM2.5 Aerosols in Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006, vol. 119, 1-3, s. 425-439.
82. WATSON, J., G. a CHOW, J. C.: Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research, 2000.
83. WATSON, J., G., CHEN, L.-W.A., CHOW, J., C., LOWENTHAL, D., H., DORAISWAMY, P.: Source apportionment: Findings from the U.S. Supersite Program. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 2008b, vol. 58(2), s. 265-288.
84. WATSON, J., G., CHOW, J., C., CHEN, L., WANG, X.: Measurement System Evaluation for Fugitive Dust Emissions Detection and Quantification, *Prepared by Desert Research Institute, Reno, NV, USA*. 2010 <https://www.dri.edu/images/stories/editors/eafeditor/Watsonetal2010SCAQMDFugDustReport.pdf>
85. WATSON, J., G.: Visibility: Science and regulation. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 2002, vol. 52(6), s. 628-713.
86. WINBERRY, J.: Introduction to Fugitive Emissions Monitoring. 1. vyd.: North Carolina State University, 2000 Dostupné z: http://www.trainex.org/web_courses/subpart_x/TopicSearch%20pdf%20files/pdf%20docs%20ABC/APTICourse380.pdf,
87. YANG, T.H, MASUMI S., WENG, S.P., CHEN, H.W., CHUANG, H.C., CHUANG, K.J.. YANG, T.H. Personal exposure to particulate matter and

inflammation among patients with periodontal disease. *Science of the Total Environment*. 2015, vol. 502, s. 585-589l.

88. ZHAO, Y., ZHANG, J., CHOU, C.-L., LI, Y., WANG, Z., GE, Y., ZHENG C., Trace element emission from spontaneous combustion of gob piles in coal mines, Shanxi, China. *International Journal of Coal Geology*. 2008, vol. 73, s. 52-62.

89. *Zákon č. 201/2012 Sb, o ochraně ovzduší (Zákon o ochraně ovzduší)*

10 ZOZNAM POUŽITÝCH OBRÁZKOV

Obrázok 1: Typické rozloženie veľkostných tried častíc PM v atmosfére. Fugitívny prach dominuje vo veľkostnej triede PM ₁₀ (Watson et al., 2010).....	4
Obrázok 2: Prachomer Grimm 1.108 (Štrbová, 2013)	28
Obrázok 3:Upevnenie prachomeru Grimm 1.108 k balónu (Štrbová, 2014).....	28
Obrázok 4: Odberové čerpadlo (Štrbová, 2014).....	30
Obrázok 5: Upevnenie odberového čerpadla k balónu (Štrbová, 2014).....	30
Obrázok 6: Meranie balónom (Štrbová, 2014)	31
Obrázok 7: Pripútanie balóna pomocou padákovvej šnúry k navijaku (Štrbová, 2014)	32
Obrázok 8: Mapa vybraných lokalít	34
Obrázok 9: Letecký pohľad na Laguny (aplikácia Google Earth, 2015).....	35
Obrázok 10: Letecký pohľad na odval Heřmanice (aplikácia Google Earth, 2015).....	35
Obrázok 11: Meranie nad vytáženými Lagunami (Štrbová, 2014).....	36
Obrázok 12: Bazaly, jar	39
Obrázok 13: Karolina, jar	40
Obrázok 14: Radvanice, jar	41
Obrázok 15: Laguny, jar	41
Obrázok 16: Heřmanice, jar.....	42
Obrázok 17: Vývoj koncentrácie PM ₁ s rastúcou výškou v rámci sledovaných lokalít	43
Obrázok 18: Stará Bělá, leto	44
Obrázok 19: Mariánske Hory, leto	44
Obrázok 20: Heřmanice , leto	45
Obrázok 21:Poruba, leto	46
Obrázok 22: Rudná,leto	46
Obrázok 23: Laguny, leto	47
Obrázok 24: Místecká, leto.....	47
Obrázok 25: Celkové PM ₁ , leto	48
Obrázok 26: Vývoj koncentrácie PM ₁ s výškou pre spoločné lokality	49
Obrázok 27: Bazaly	50

Obrázok 28: Karolina.....	50
Obrázok 29: Radvanice.....	51
Obrázok 30: Laguny	51
Obrázok 31: Hermanice	52
Obrázok 32: Korelačný kruh, Bazaly	53
Obrázok 33: Korelačný kruh, Karolina.....	54
Obrázok 34: Korelačný kruh, Radvanice.....	55
Obrázok 35: Korelačný kruh, Heřmanice	55
Obrázok 36: Korelačný kruh, Laguny	56
Obrázok 37: Závislosť PM ₁ na teplote, Bazaly	58
Obrázok 38: Závislosť PM ₁ na rosnom bode, Bazaly.....	58
Obrázok 39: Závislosť PM ₁ na tlaku, Radvanice.....	59
Obrázok 40: Závislosť PM ₁ na vlhkosti, Radvanice.....	59
Obrázok 41: Závislosť PM ₁ na tlaku, Heřmanice	60
Obrázok 42: Závislosť PM ₁ na výške, Heřmanice.....	60
Obrázok 43: Závislosť PM ₁ na výške, Laguny.....	61
Obrázok 44: Heřmanice, leto	62
Obrázok 45: Laguny, leto	62
Obrázok 46: Poruba, leto	63
Obrázok 47: Místecká, leto	63
Obrázok 48: Mariánské Hory, leto	64
Obrázok 49: Rudná, leto	65
Obrázok 50: Stará Bělá, leto	65
Obrázok 51: Heřmanice, leto	67
Obrázok 52: Rudná, leto	67
Obrázok 53: Množstvo PAU podľa US EPA v lokalitách laguny Ostramo a odval Heřmanice.....	73
Obrázok 54: Koncentrácia hopánov v jednotlivých lokalitách.....	74

11 ZOZNAM POUŽITÝCH TABULIEK

Tabuľka 1 Chemické zastúpenie u rôznych typov zdrojov (Watson a Chow, 2000).	7
Tabuľka 2: Imisné limity vyhlásené pre ochranu zdravia ľudí a maximálny počet ich prekročení	12
Tabuľka 3: Emisie prachu spôsobené veternou eróziou na plochách bez vegetácie (AZGEO, 2014)	21
Tabuľka 4: Množstvo hlavných banských a hutných surovín a produktov, s ktorými bolo nakladané v MSK v roku 2011 (t/rok) (AZGEO, 2014)	22
Tabuľka 5: Odborný odhad množstva prašných banských a hutných materiálov, s ktorými bolo nakladané v MSK za rok 2011 (t/rok) (AZGEO, 2014)	22
Tabuľka 6: Vyčíslení emisií z nakladania s prašnými materiálmi pri hutných a banských činnostiach v MSK (AZGEO, 2014)	23
Tabuľka 7: Stručná charakteristika prístroja Grimm 1.108 (Štrbová, 2013; Bílek 2014) ...	27
Tabuľka 8: Technické parametre meteorologických snímačov (Bílek, 2014).....	29
Tabuľka 9: Technické parametre balóna (Bílek, 2014)	31
Tabuľka 10: Údaje o meraniach za obdobie jar a leto	37
Tabuľka 11: Lineárna regresná analýza, jar.....	57
Tabuľka 12: Lineárna regresná analýza, leto.....	66
Tabuľka 13: Koncentrácie benzénu a toluénu v sledovaných lokalitách.....	72
Tabuľka 14: Výsledné koncentrácie PAU	73
Tabuľka 15: Koncentrácie prístánu a fytánu v sledovaných lokalitách.....	75
Tabuľka 16: Koncentrácie steránov v sledovaných lokalitách	76
Tabuľka 17: Koncentrace fenolov v imisiách.....	76
Tabuľka 18: Koncentrácie zlúčenín s obsahom síry v imisiách.	76
Tabuľka 19: Koncentrácie alkánov (ng/m^3) v imisiách	77
Tabuľka 23: Koncentrácie aldehydov, ketónov a alkénov (ng/m^3) v imisiách.....	77
Tabuľka 18: Výsledné hodnoty pomerov T/B a B/T pre jednotlivé lokality.....	78
Tabuľka 23: Hodnoty pomeru Pr/Ph v imisiách	80