

**Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí**

Osobní expozice $PM_{2,5}$ v mikroprostředí dopravního prostředku

Personal exposure to $PM_{2,5}$ in a public transport microenvironment

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vojtěch Juška

Vedoucí DP – Doc. RNDr. Martin Braniš, CSc.

Duben 2009

Obsah

Abstrakt	4
1. Úvod	5
1.1. Obecný úvod	5
1.2. Zdravotní a hygienické aspekty	5
1.3. Atmosférický aerosol	7
1.4. Vliv meteorologických podmínek	10
1.5. Vliv denních a sezónních změn	11
1.6. Vliv prostředí	13
1.7. Legislativa	17
1.8. Cíle diplomové práce	19
2. Metodika práce	20
2.1. Použité přístroje	20
2.2. Způsob měření	21
2.3. Referenční měření	23
2.4. Převzatá data	25
3. Výsledky	25
3.1. Schéma jízdy	25
3.2. Průměrné hodnoty koncentrací PM_{2,5} podle prostředí	27
3.3. Porovnání koncentrací PM_{2,5} z jednotlivých prostředí a vliv různých faktorů	29
3.4. Korelační analýzy – stanice AIM a prostředí	33

3.5. Výsledky analýzy meteorologických podmínek.....	38
3.6. Výsledky referenčního měření.....	41
4. Diskuse.....	43
5. Závěr.....	49
6. Poděkování.....	50
7. Seznam zdrojů.....	50

Abstrakt

Tato práce se zabývá osobní expozicí atmosférickému aerosolu frakce $PM_{2,5}$ v autobusu pražské MHD. Studie byla pojata jako experimentální cesty po předem stanovené, pevně dané trase, zahrnující kromě jízdy městským autobusem i některá další mikroprostředí, včetně městských ulic a domácího prostředí. Měřilo se v ranních i večerních dopravních špičkách ve všech ročních obdobích. Celkem bylo použitelných 77 jízd, z nichž byla data statisticky zpracována. Měřilo se pomocí nefelometru DustTrak. Nebyly shledány statisticky významné rozdíly mezi měřeními v ranní a večerní špičce, ani mezi měřeními v létě a v zimě. Zato však byly statisticky významné rozdíly mezi všemi zkoumanými mikroprostředími s výjimkou autobusu a jedné z frekventovaných křižovatek. Největší střední hodnotu vykazoval autobus ($67 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a nejmenší domácí prostředí ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mezi nimi byly sestupně dvě rušné křižovatky s hodnotami $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a klidná ulice s $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korelace s meteorologickými podmínkami byly velice slabé a ze tří zkoumaných proměnných (teplota, rychlost větru, relativní vlhkost) byla prokázána závislost pouze u rychlosti větru, kterou bylo vysvětleno 8% variability a Spearmanův korelační koeficient činil -0,3. Korelace se stanicemi AIM byly poměrně silné a činily u $PM_{2,5}$ 0,49 a u PM_{10} 0,68. U prostředí byla nejtěsnější korelace mezi bytem a klidnou ulicí (0,81), nejslabší mezi bytem a autobusem (0,45). Podle referenčního měření pomocí Harvardova impaktoru DustTrak nadhodnocoval 1,8krát a tento vztah nebyl závislý na meteorologických faktorech.

Abstract

This study deals with the personal exposure to atmospheric aerosol PM_{2.5} on public transport buses in Prague. The project consists of experimental rides on a given regular transport line involving, apart from a city bus, some other microenvironment, such as a city street and domestic environment. Measuring was carried out in the morning and evening rush hours and in all seasons of the year. Seventy-seven out of all measurements were usable for further statistic processing. Data were collected using nephelometer DustTrak. No statistically significant differences were detected either between the morning and evening rush hours, or in different seasons of the year. However, statistically significant differences were present among the various environments with the exception of the bus and one of the busy crossroads. The highest average level was showed on the bus (67 µg/m³) and the lowest level was showed in domestic environment (20 µg/m³). Between them were two busy crossroads with levels 57 µg/m³ and 43 µg/m³ and a quiet street with 31 µg/m³. The correlation with meteorological conditions was minimal. Out of three factors taken into account (temperature, wind speed and humidity), wind speed only was proven to have any effect (8% of variability) on the final results. Spearman correlation coefficient was -0,3. The correlations with AIM stations were rather high with PM_{2,5} 0,49 and PM₁₀ 0,68. Concerning the microenvironments, the highest correlation existed between domestic environment and a quiet street (0,81), the lowest correlation existed between domestic environment and the bus (0,45). Based on the reference measuring using Harvard impactor, the DustTrak overvalued 1,8 times and this ratio was not affected by meteorological conditions.

1. Úvod

1.1. Obecný úvod

Dnešní člověk v rozvinutých zemích za svůj život stráví mnoho času cestováním a lidé, žijící ve městech a jejich okolí jsou při denní dojížděce do zaměstnání exponováni ve zvýšené míře škodlivinám z automobilové dopravy, a to jak při využívání individuální, tak hromadné dopravy, včetně jízdy na kole a chůze. A jelikož právě automobilová doprava je jedním z hlavních zdrojů atmosférického aerosolu $PM_{2,5}$ ve městech, jejich cestovní expozice touto dojížděkou významně vzrůstá. Proto je velice užitečné zabývat se expozicí aerosolu při cestování autobusem, jelikož v tomto mikroprostředí je člověk exponován zvýšeným koncentracím aerosolu a jízda autobusem tak může představovat zvýšená zdravotní rizika.

1.2. Zdravotní a hygienické aspekty

Jedním z důležitých aspektů, týkající se hodnocení prašného aerosolu, je jeho vliv na lidské zdraví. Jak bylo mnohokrát ukázáno, expozice prašnému aerosolu může představovat zvýšené zdravotní riziko a též riziko předčasného úmrtí. Má tedy potenciální vliv na mortalitu i morbiditu obyvatelstva.

Zdravotní škodlivost atmosférického aerosolu je jednou z věcí, která dodnes není pořádně prozkoumána z hlediska kvantifikace rizik spojených s expozicí a z hlediska příčin, které negativní zdravotní dopady vyvolávají. V zásadě je 5 hlavních proměnných, které toto ovlivňují. Je to a) velikostní distribuce aerosolu, b) chemické složení aerosolu, c) četností a hmotností koncentrace aerosolu, d) délka expozice aerosolu a e) zdravotní stav a citlivost jedinců.

U velikostní distribuce aerosolu je pro zdravotní rizika hlavně důležitý podíl nejjemnějších frakcí aerosolu, tedy $PM_{2,5}$ a PM_1 (nazývaný také respirabilní částice). Tyto částice mají relativně velký povrch, na který mohou být navázány škodlivé látky a pronikají hlouběji do dýchací soustavy. Mezi škodlivými látkami, vázanými na částice jsou zřejmě nejdůležitější některé kovy a polycyklické aromatické uhlovodíky. Zdravotní riziko představuje i tzv. kyselý aerosol vznikající při zimním (redukčním) smogu oxidací SO_2 v atmosféře (Hůnová et al., 2004). Hlavním negativním účinkem s ním spojeným je bronchokonstrikce a chemická bronchitida. Z aromatických uhlovodíků často vázaných na částice jsou nebezpečné zejména benzen, způsobující poškození nervového systému, jater, imunity a plic, navíc má karcinogenní účinky při dlouhodobé expozici a benzo(a)pyren, který je také dost karcinogenní. Organické látky navázané na částice mívají genotoxické a mutagenní účinky na buňky organismů (Wendy-Hsiao et al., 2000; Traversi et al., 2008; Gilli et al., 2006; Dellinger et al., 2000). Cytotoxicita částic $PM_{2,5}$ je větší než u částic PM_{10} (Wendy-Hsiao et al., 2000). I v porovnání $PM_{2,5}$, PM_{10} a celkového aerosolu vychází $PM_{2,5}$ jako s největšími genotoxickými i mutagenními účinky způsobenými organickými látkami a výsledky udávané pro celkový aerosol pak může podceňovat skutečnou škodlivost (Buschini et al., 2000). U frakce $PM_{2,5}$ mají tyto účinky také volné radikály vzniklé spalováním. Částice i zde fungují jako jejich nosiče, deponující je do plic a radikály zde pak způsobují poškození DNA a sliznice dýchacích cest (Dellinger et al., 2000).

Z navázaných kovů bývá často olovo (avšak dnes už při používání bezolovnatého benzínu mnohem méně), nikl (při kouření, má karcinogenní účinky na dýchací trakt), železo, chrom a mangan. Například částice z prostředí metra, obsahující až 40hmotnostních % železa mají 8krát větší genotoxicitu a 4krát větší pravděpodobnost způsobení oxidativního stresu v buňkách plic, avšak není to způsobeno asi jen železem, nýbrž i dalšími kovy (Karlsson et al., 2004).

Škodlivé účinky atmosférického aerosolu, tedy mutagenita či genotoxicita také může záležet na povětrnostních podmínkách, které se mění podle lokality, denní či roční doby a dalších proměnných. Například v zimě může být vyšší mutagenita částic kvůli

vytápění domů a s tím spojenými emisemi ze spalování paliv (Gilli et al., 2006). (Traversi et al., 2008) zjistili větší mutagenitu částic $PM_{2,5}$ v zimním období oproti létu, která zřejmě nebude náhodná, neboť podobný sezónní průběh měla ve 3 různých městech. Může záležet také na hustotě dopravy. Poblíž hlavních dopravních tepen a křižovatek se zvyšuje expozice částicím z automobilové dopravy, hlavně z dieselových motorů, kde pak v jejich okolí je vyšší prevalence rakoviny plic, nebo i astmatu (McEntee et al., 2008). Prokázalo se také, že není možné z chemického složení částic a součtu známých zdravotních rizik jednotlivých obsažených prvků odvodit jejich sečtením zdravotní riziko, jež představuje expozice částicím s tímto složením, neboť díky synergii je celkové riziko větší než jen prostý součet rizik (Díaz et al., 2008). Koncentrace $PM_{2,5}$ a jeho mutagenní potenciál jsou různé a částečně nezávislé jevy a proto je důležité zkoumat nejen jeho kvantitu, ale též kvalitu, jako například právě chemické složení (Traversi et al., 2008).

Citlivost jedince také rozhoduje o tom, jaké budou mít stejné expozice škodlivině zdravotní důsledky. Samozřejmě záleží na zdravotním stavu jednotlivce, ale důležitý je také věk, přičemž velice citlivé jsou děti. (Díaz et al., 2008) zkoumal zdravotní rizika představující inhalace $PM_{2,5}$ ve 3 věkových skupinách, kde děti ve věku 2-6 let měly riziko 1,79, ve věku 6-12 let 1,81 a dospělí jedinci pak o mnoho méně – 1,15. Proto obzvláště děti by měly být chráněny před zvýšenými expozicemi $PM_{2,5}$.

1.3. Atmosférický aerosol

Atmosférický aerosol je soubor pevných, kapalných nebo směsných částic o velikosti 1 nm – 100 μm , suspendovaných v atmosféře minimálně po dobu umožňující jejich detekci. Průměrná velikost částice atmosférického aerosolu je 0,37 μm . Částice s touto velikostí mají největší hustotu pravděpodobnosti výskytu v atmosféře. Takto malé částice však není možné spatřit pouhým okem, jelikož takto viditelné mohou být až od velikosti přibližně 50 μm . Toto se ovšem týká pouze jednotlivých částic a jak již bylo výše zmíněno, atmosférický aerosol je právě souborem takovýchto částic, vyskytujících

se v atmosféře a pokud stoupne hustota částic menších než je mez viditelnosti nad určitou mezní hustotu, začnou se nám jevit pouhým okem viditelné, ne však jako jednotlivé částice. Například při koncentraci částic v tomto souboru, přesahující 1% hustoty vzduchu ($1,205 \text{ kg/m}^3$) je tento soubor jasně viditelný v atmosféře jako mrak či oblak s jasně viditelnými hranicemi (Hinds et al., 1999).

Podle typu, skupenství, tvaru či hustoty částic se pak takovéto viditelné soubory částic rozlišují na několik typů s odlišným pojmenováním. V případě aerosolu skládajícího se z kapalných částic, vzniklých kondenzací přesycených vodních par či atomizací kapaliny, kde částice velikostí $0,1 - 100 \mu\text{m}$ mají kulovitý tvar, se tento soubor nazývá mlha. Někdy se tento soubor nazývá též opar. Jsou-li částice pevné, menší než $0,05 \mu\text{m}$, tvořících shluky či řetězce, jedná se o dým. Tyto částice vznikají zejména kondenzací par z vysokoteplotních procesů. Při nedokonalém spalování vznikají navíc k těmto částicím i částice v kapalném skupenství a takovýto soubor se pak nazývá kouř. Své názvy mají však i soubory hrubších částic, které vznikají působením mechanických sil. Působí-li tyto síly na pevnou hmotu, vzniká soubor částic o pevném skupenství, nazývaný prach. V případě působení těchto sil na kapalinu se takto vzniklý soubor částic nazývá sprej nebo tříšť.

Zvláštním případem je pak tzv. smog (z anglických slov smoke a fog, tedy kouř a mlha), což je směs kapalných či pevných částic, ale někdy jen jednoho druhu částic. Podle způsobu a podmínek vzniku se rozlišuje tzv. zimní neboli redukční smog a tzv. letní, neboli fotochemický smog. Aerosol se dále dělí také podle toho, jestli vzniká přímo ze zdroje, nebo teprve chemickými reakcemi v atmosféře. První případ, tedy emise aerosolu přímo ze zdroje, je primární aerosol. Chemickými reakcemi v atmosféře, tedy ne přímo emisemi ze zdroje, vzniká sekundární aerosol (Hůnová et al., 2004).

Chceme-li popisovat v atmosféře chování souborů aerosolových částic, poslouží nám nejlépe jeho velikostní distribuce, tedy rozdělení hmotnosti, četnosti, povrchu a jiných vlastností souboru podle velikostních kategorií aerosolových částic daného souboru. Z hlediska chování a vlastností částic však není příliš dobrou veličinou skutečný průměr, nýbrž tzv. aerodynamický průměr. Je to průměr kulové částice o hustotě 1000

kg/m³ o stejné pádové rychlosti, jakou má sledovaná částice. Teprve podle tohoto aerodynamického průměru sestrojujeme grafy velikostní distribuce souborů částic.

Takto můžeme pak částice rozdělit na 3 základní typy, lišící se genezí, chováním v atmosféře i jejich způsobem zániku a odstranění z atmosféry. Tedy velikostní distribuce částic v atmosféře podle povrchu je trimodální, jelikož má 3 maxima. Jemné částice se dělí na dva módy, nukleační a akumulací, dále je pak tzv. hrubý mód, tedy hrubší částice. Nejjemnější částice nukleačního modu, s D_p pod 0,2 μm , vznikají kondenzací horkých par či konverzí plynů na částice a jsou většinou kulovitého tvaru, tvoří snadno shluky a agregáty. Odstraňují se většinou koagulací s částicemi akumulacíního módu. V atmosféře setrvávají velmi krátce. To částice akumulacíního módu mívají D_p v rozmezí 0,2-2 μm a převážně vznikají z částic nukleačního modu koagulací a kondenzací. Jsou to tedy většinou sekundárně vzniklé částice a odstraňují se hlavně mokrou depozicí (vypršení a vymývání). Setrvávají relativně nejdelší dobu v atmosféře. Částice hrubého módu mají D_p nad 2 μm a jak již bylo výše zmíněno, vznikají působením mechanických sil, tvoří tedy hlavně prach. Z atmosféry se odstraňují sedimentací a právě její rovnováha s turbulentním promícháváním vzduchu určuje dobu jejich setrvání v atmosféře (Hinds et al., 1999).

Výše popsané dělení částic podle aerodynamického průměru je hlavně z hlediska jejich geneze, odstranění z atmosféry a fyzikálních vlastností. Jelikož je zde však i hledisko environmentální a hygienické, je důležité částice popisovat a kategorizovat i z hlediska dopadu na organismy včetně člověka. Důležité je zde jejich chemické složení, které bude také popsáno, ovšem důležitý je i jejich aerodynamický průměr. Ten totiž rozhoduje o jejich dynamice ve vzduchu a tudíž i o schopnosti průniku do dýchací soustavy člověka. Jedná se o tzv. respirabilní frakce částic, které mohou proniknout do dýchací soustavy a kvůli svému chemickému složení (navázané uhlovodíky či kovy) představovat zdravotní riziko v případě jejich expozice. Proto se soubory částic dělí na tzv. frakce PM_x , kde za x se dosazuje aerodynamický průměr částic, který je ve vzorku s 50%ní pravděpodobností, přičemž větší částice jsou s pravděpodobností téměř nulovou a menší naopak s téměř 100%. Dnes se tak rozlišují hlavní 3 frakce, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1 .

PM₁₀ se nazývá thorakální frakce a částice jsou schopny proniknout do průdušnice. Frakce PM_{2,5}, kterou se zabývá i tato práce je tzv. frakce bronchiální, jelikož proniká až do průdušek (bronchů). A konečně nejjemnější frakce PM₁ je frakce alveolární, protože proniká až do plicních sklípků (alveol). Dnes se postupně přechází k měření a pozorování čím dál jemnějších frakcí částic, protože tyto, pronikající hlouběji do dýchacího traktu, mohou představovat větší zdravotní riziko (Hůnová et al., 2004).

1.4. Vliv meteorologických podmínek

Jednou z nejdůležitějších proměnných, ovlivňujících hmotnostní a četnost koncentraci a velikostní distribuci částic ve vzduchu, a tím i expozici, jsou povětrnostní podmínky. Podle různých povětrnostních podmínek se koncentrace částic na stejném místě může lišit i o několik řádů. Zřejmě největší vliv ze všech těchto proměnných má rychlost větru, neboť vítr je tím činitelem, který může lehké částice snadno unášet, jejich koncentrace rozředit, ale na jiná místa je od zdrojů zase přinášet a tam jejich koncentraci zvýšit. Obecně bývá negativní korelace mezi rychlostí větru a expozicí částicím (Kingham et al., 1998). Záleží samozřejmě také na velikosti částic, neboť částice hrubého módu poměrně snadno sedimentují a vypadávají z atmosféry a tak je vítr nezanese tak daleko. Na druhou stranu se zase díky menším kohezním silám snadněji působením větru odtrhnou od povrchu a snadněji se tedy zvíří. (Adams et al., 2001) takto pozoroval nárůst koncentrace PM_{2,5} ve vzduchu s klesající rychlostí větru a to jak na silnicích, tak na městské pozadové stanici (tato proměnná zde vysvětlovala 26% variability koncentrací) a dokonce i v systému metra (zde dokonce vysvětlovala 36% variability koncentrací PM_{2,5}!!!). Ostatně není to jediný případ, kdy byl prokázán vliv rychlosti větru na koncentraci PM_{2,5} v systému metra (Aarnio et al., 2005). Byl ověřen i různý vliv na koncentrace podle toho, jestli jde o hrubé nebo jemné částice, když při rychlejší větru byla menší expozice jemným frakcím částic, ale naopak vyšší u hrubého módu (Alm et al., 1999). Zajímavý je také vliv směru větru z hlediska polohy zdrojů částic a místem expozice (Hitchins et al., 1999). Zde byl zkoumán pokles koncentrací částic v různých vzdálenostech od silnice při směru větru od silnice, k silnici a souběžně

se silnicí. Při větru vanoucím od silnice k měřicí stanici byly obecně koncentrace vyšší při menším větru a nižší při větším větru. Ovšem zatímco při tomto větru klesla koncentrace částic na ½ maxima (tedy na silnici) až ve vzdálenosti 100 - 150 m, při větru souběžně se silnicí klesla koncentrace na ½ maxima už v 50 – 100 m. Vítr vanoucí naopak od měřících zařízení k silnici pak neměl na koncentraci v jednotlivých vzdálenostech žádný vliv. Je tedy zřejmé, že vzdálenost od zdroje je velice důležitou proměnnou, v kombinaci se směrem větru.

O něco menší vliv než rychlost větru má relativní vlhkost vzduchu. (Adams, et al., 2001) pozoroval při měření koncentrací PM_{2,5} v různých dopravních prostředcích a na pozad'ové městské stanici pozitivní korelaci mezi koncentrací PM_{2,5} a relativní vlhkostí vzduchu. Obecně zvýšená relativní vlhkost vzduchu (nad 75%) zvyšuje expozice jemným frakcím aerosolu, ale snižuje expozici u hrubé frakce (Alm et al., 1999). Zřejmě to souvisí s rozdílnými mechanismy odstraňování různě jemných frakcí aerosolu z atmosféry. Ovšem (Levy et al., 2000) pozoroval u částic PM₁₀ větší četnostní i hmotnostní koncentraci při vyšší relativní vlhkosti. Bylo by tedy jistě třeba mít více zdrojů, aby se daly udělat jednoznačnější závěry. Teplota se nezdá být proměnnou, mající na koncentrace částic příliš velký vliv (Adams et al., 2001), koncentrace PM₁₀ může stoupat s vyšší teplotou (Levy et al., 2000). I zde platí, že zdrojů je příliš málo na jednoznačné závěry.

1.5. Vliv denních a sezónních změn

S meteorologickými proměnnými poměrně těsně souvisí další proměnná, a to je roční či denní doba. Variabilita jí způsobená jde totiž hlavně na vrub právě rozdílným meteorologickým podmínkám v různých dnech, či ročních obdobích a ostatní, jako třeba různá hustota dopravy, se na ní podílí jen málo, jelikož její variabilita mezi těmito obdobími není tak velká jako v případě povětrnostních podmínek. Je zřejmé, že se na této variabilitě nebude podílet jediná meteorologická proměnná, ale spíše součinnost více proměnných, způsobujících různé rozptylové podmínky v různých ročních či denních

obdobích. A nestojí za nimi pouze již výše zmiňované 3 proměnné (rychlost větru, relativní vlhkost vzduchu a teplota vzduchu), ale i atmosférický tlak a zvrstvení atmosféry (stabilní vs. nestabilní), které hodně ovlivňuje rozptyl škodlivin i jiných látek v ovzduší a jejich přemísťování v atmosféře a odstraňování z ní. Z tohoto hlediska má velký vliv na rozptylové podmínky v mírném podnebném pásmu výskyt inverzí teplot vzduchu, a to jak výškových, tak přízemních, v zimním pololetí. Tím můžou být částečně vysvětleny rozdíly koncentrací v létě a v zimě, na něž má samozřejmě jistě vliv i další faktory, jako například topení tuhými palivy v zimě (Gilli et al., 2006) a vlivu teploty na přechod částic z plynné do částicové fáze a naopak (Li et al., 2008). Je celkem logické, že vzhledem k významně rozdílné hustotě dopravy se dají očekávat nižší koncentrace mimo dopravní špičku. Tak je tomu samozřejmě v době nočních hodin (Praml et al., 1999) nebo ve velmi časných ranních hodinách (4-5 h ráno) oproti dopolední (Sitzmann et al., 1999). Stejně tak bývají nižší koncentrace o víkendech oproti všedním dnům (Johansson et al., 2002). Vzhledem k horším rozptylovým podmínkám ráno by se dala očekávat vyšší koncentrace v ranní špičce oproti špičce odpolední, což také některé práce potvrzují (Alm et al., 2006; Braniš, 2005), ovšem někdy to bývá i obráceně (Johansson et al., 2002) nebo rozdíly nejsou statisticky významné (Praml et al., 1999), což naznačuje, že faktorů majících na toto vliv bude jistě a vztahy a součinnosti mezi nimi jsou velice komplikované a nelze tedy udělat jednoznačné závěry. Z hlediska časového se variabilita projevuje nejen na úrovni denní, ale také sezónní, tedy roční. Toto samozřejmě přichází v úvahu jedině v těch oblastech, kde existuje výrazná sezónní variabilita počasí, tedy hlavně v temperátním podnebném pásmu, kam patří i naše republika. V úvahu připadá hlavně rozdílnost mezi zimou a létem. Obecně by se dalo předpokládat, že vyšší koncentrace budou v zimě, ale ne kvůli vyšší hustotě dopravy, ale kvůli odlišným meteorologickým podmínkám, hlavně rozptylovým. Další důležitý aspekt je rozdílné chemické složení částic, způsobené hlavně tím, že v zimě se podílejí na emisích jemných částic velkým dílem kromě dopravy i zdroje z vytápění (Gilli et al., 2006). Potom můžou částice obsahovat například mnohem více aromatických uhlovodíků v zimě oproti létu (Li et al., 2008) a mít prokazatelně větší škodlivé účinky na lidské zdraví (Wendy-Hsiao et al., 2000; Traversi et al., 2008). O sezónní variabilitě koncentrací jemných částic toho zatím není příliš známo, někde byla shledána signifikantní variabilita mezi sezónami

(Gilli et al., 2006), jinde zase ovšem ne (Alm et al., 1999). U hrubých částic (PM_{10}) byla větší shoda v sezónní variabilitě (Alm et al., 1999; Johansson et al., 2002; Furuya et al., 2001).

1.6. Vliv prostředí

Dalším důležitým faktorem, majícím vliv na expozici atmosférickému aerosolu je prostředí, ve kterém se člověk pohybuje. A to jak prostředí vnější (klidná či rušná ulice, přírodní prostředí) či vnitřní (kancelář, byt, učebna, restaurace), tak cestování dopravními prostředky (automobil, autobus, vlak, letadlo, jízdní kolo, metro). Důležitými faktory, ovlivňujícími expozici jsou délka pobytu v příslušném prostředí, skladba místních (ale někdy i vzdálených) zdrojů aerosolu a v případě uzavřených prostředí způsob jejich ventilace. Další důležité faktory u vnitřních prostředí mohou být použití či nepoužití klimatizace a kouření cigaret. Jelikož naše měření bylo primárně zacíleno na autobus, bude jistě účelné se věnovat hlavně jemu, avšak nezbytné je také porovnání s ostatními prostředími, už jen proto, že jako srovnání posloužila tato ostatní prostředí i v naší práci. Všechny výzkumy a experimenty se však nutně nemusí odehrávat v terénu, dnes v době počítačů se rozvíjí i počítačové modelování různých situací. Byl například vyvinut systém pro modelování cestovních expozic škodlivinám z dopravy využívající GIS (Gulliver et al., 2004). Nazývá se STEMS (Space Time Exposure Modeling System) a integruje data o aktivitách zdrojů, rozptylu škodlivin a chování cestujících. Používá se tedy pro modelování individuálních či skupinových odhadů expozic vzdušným škodlivinám, včetně například $PM_{2,5}$.

Mnoho prací se zabývalo srovnáváním expozice částicím různých velikostních frakcí v různých prostředích, kde se často tyto expozice lišily kvůli mnoha faktorům, hlavně zdrojům částic (spalovací procesy, mechanické procesy), cirkulaci vzduchu či ventilaci (klimatizaci) v případě uzavřených prostor a mnoha dalším. Z hlediska ventilace dopravních prostředků je důležitá studie (Chan et al., 2003), která sledovala na základě poměrů koncentrací NO_x a CO vně a uvnitř vozidla možnosti pronikání a

případné kumulování škodlivin v dopravním prostředku a to v různých prostředích, lišících se hlavně koncentracemi škodlivin. I při použití jednoho ventilačního systému se může tento poměr významně měnit (u klimatizace až 3krát a u prostého větrání otevřenými okny až 2krát). V husté dopravě bylo výhodné použít uzavřenou recirkulaci vzduchu, avšak je zde na druhou stranu nebezpečí akumulace škodlivin ve vozidle. V oblastech s malou koncentrací škodlivin, tedy na venkovských silnicích se ukázala jako jednoznačně nejvýhodnější ventilace obyčejné otevření okýnek. Ventilace se dá ovlivnit i používáním různých filtračních zařízení, jež jsou součástí každé klimatizace a bylo tomu tak i u výše popsaného případu. (Jones et al., 2005) zjistil, že u klimatizovaných autobusů a tramvají byla koncentrace PM_{10} díky filtrům o řád nižší a bylo také zjištěno, že expozice jemným částicím (pod $0,3 \mu m$) v kuřáckém vagonu vlaku TGV se dá snížit použitím speciálního filtru H10 oproti standardnímu až o 34%. Kouření je vůbec jedním z nejdůležitějších zdrojů jemných částic ve vnitřních mikroprostředích, tedy v budovách a v dopravních prostředcích. Ve většině hromadné dopravy je však kouření nyní již zakázáno a tak se dá v případě dopravy uvažovat hlavně jen v letadlech či vlacích (kuřácké sekce či vagony) a pak samozřejmě v individuální dopravě. U letů s povoleným kouřením byly zaznamenány koncentrace jemných částic vyšší o 1 (Lindgren et al., 2001) ale i až o 2 řády!!! oproti nekuřáckým (Lee et al., 1999). Podobný výzkum byl dělán i ve vlaku (Leutwyler et al., 2001), ovšem s frakcí PM_{10} , kdy byly v kuřáckých vagoncích naměřeny 4,5krát vyšší koncentrace. Maxima korelovala s kuřáckou aktivitou, maximum bylo naměřeno po zapálení cigarety, po vykouření se vrátily hodnoty opět k normálu. Sedadla v nekuřáckém oddělení měla vyšší koncentrace než ta vzdálenější a dále bylo zjištěno, že příspěvek expozice 2,5 hodinové cesty nekuřáka v kuřáckém oddělení vlaku je rovna součtu expozic ze všech ostatních mikroprostředí ve zbytku dne.

Některé práce se zabývaly pouze jedním prostředím, u kterého posuzovaly různé aspekty, avšak většina prací, stejně jako ta naše, se zabývala porovnáváním více typů mikroprostředí, z hlediska expozice škodlivinám a případně i hledala příčiny těchto rozdílů. Velké množství studií se zabývá prostředím podzemní dráhy, jelikož má velice specifické podmínky, hlavně z hlediska ventilace celého podzemního systému. Jedna práce se zabývala i podzemní příměstskou železnicí, když ji porovnávala ve stejném

městě s nadzemní sekci (Li et al., 2007). Všechny složky a frakce aerosolu (TSP, PM₁₀, PM_{2,5} a PM₁) byly výrazně méně zastoupeny v nadzemní části, kvůli lepší ventilaci (menší kumulace). O 2 řády větší koncentrace částic frakce PM₁₀ v metru oproti přilehlé ulici byla zaznamenána v Londýně (Priest et al., 1998) a (Karlsson et al., 2004) zaznamenal u koncentrace v metru oproti ulici větší o 1 řád. U nekuřáckých cestujících představovala expozice částicím z metra až 70% celkové denní expozice částicím (Priest et al., 1998). V případě porovnání koncentrace v metru a na ulici a posouzení frakcí PM₁₀ a PM_{2,5} zvlášť se ukázalo zvýšení koncentrace v metru oproti ulici v případě částic frakce PM₁₀ 5-10krát v případě PM_{2,5} 10krát (Johansson et al., 2002). V jiné práci (Aarnio et al., 2005) se porovnávalo metro s povrchovým prostředím z hlediska koncentrací pouze frakce částic PM_{2,5} a bylo zjištěno, že v podzemní stanici je koncentrace PM_{2,5} větší 3-4krát oproti blízké ulici a 5-6krát ve srovnání s městským pozadím. Ovšem koncentrace na povrchových stanicích a ve vozech metra byly podobné jako na ulicích. Avšak práce zabývající se porovnáváním PM₁₀ v takovýchto prostředích přinesla poněkud jiné závěry, když nejvíce znečištěné bylo prostředí vlaku, pak podzemní prostory metra a nakonec nejméně ulice (Braniš, 2005). Byla zde dělána i korelační analýza a nejsilnější korelace byla mezi vlakem a podzemními prostory metra, což poukazuje na společný zdroj prašného aerosolu. O něco slabší pak byla korelace mezi podzemními prostory a ulicí a mezi vlaky a ulicí. Poměrně silná byla i korelace mezi městskými pozadřovými stanicemi a všemi třemi sledovanými mikroprostředími, z čehož vyplývá silný vliv znečištění venku na prostředí v metru. Zajímavé výsledky přinesla práce, zabývající se profesní expozicí manganu, ale i TSP a PM_{2,5} u úředníků a taxikářů ve velkoměstě (Pfeifer et al., 1999). Ta byla o 1 řád menší, než expozice v tunelech metra. Obdobně o 1 řád byla větší expozice částicím PM₅ u cyklistů na silnici ve srovnání s metrem (Sitzmann et al., 1999).

Zajímavé výsledky poskytla studie, porovnávající různé způsoby povrchové dopravy z hlediska expozice respirabilním částicím (Kingham et al., 1998). Vůbec nejmenší expozice měli cyklisti na cyklostezce, o něco více pak cestující ve vlaku, ještě více cyklisti na silnici a úplně nejvíce byli exponováni řidiči automobilů. Obecně byla v automobilu větší expozice než v jiném typu povrchové dopravy. Naše práce se zabývá hlavně autobusem a tak bude jistě užitečné přiblížit i některé práce, do kterých byl

autobus zahrnut. (Adams et al., 2001) porovnával expozice $PM_{2,5}$ při jízdě na kole, autobusem, automobilem a metrem na stanovených trasách. Zatímco trasa se ukázala být faktorem dosti významným, způsob přepravy nikoliv, stejně jako hustota dopravy. Příčin bude nejspíše více, avšak zajímavý je výsledek ze srovnání s koncentracemi z městské pozad'ové stanice, když byla obecně expozice z dopravy až o 100% vyšší, z metra až 8krát. S pozad'ovými stanicemi srovnávala koncentrace z dopravy i další studie (Praml et al., 1999), tentokrát ovšem částice PM_{10} a z dopravních prostředků to byl městský autobus a tramvaj. Obecně měly dopravní prostředky vyšší koncentrace ve srovnání s pozad'ovými stanicemi 1,7-3,9krát a zajímavé je to, že radiální autobusové linky měly nižší koncentrace než okružní linky. (Levy et al., 2000) studoval ve velkoměstě částice 4 velikostních frakcí a ve velkém množství mikroprostředí. V případě částic PM_{10} byla obecně jejich koncentrace vyšší ve vnitřních mikroprostředích a více jich bylo tam, kde bylo více pěší dopravy, tedy například muzea či obchody. Výrazně více než venku bylo částic PM_{10} také v metru. Jemné částice ($PM_{0,5-1}$) byly nejvíce poblíže významných spalovacích zdrojů, tedy hlavně v restauraci a v autobusu, v jehož případě byly dány zvýšené koncentrace hlavně emisemi z vozidel. To, že v interiéru autobusu je velká část expozice respirabilním částicím způsobena emisemi z ostatních vozidel (hlavne s dieselovým motorem) potvrzuje studie (Mukherjee et al., 2003), která srovnávala expozice průvodčích a řidičů autobusů MHD respirabilním částicím. Průvodčí měli větší expozice než řidiči, poněvadž byli více u dveří a tudíž více exponováni zplodinám ze silnice. Porovnávání byli i cyklisti s cestujícími v autobuse (Gee et al., 1999), přičemž se měřilo v kabinách autobusů a cyklisti měli přenosné přístroje. V autobuse byly zjištěny velice proměnlivé koncentrace, ale i tak měli cyklisté daleko menší expozice respirabilním částicím, možná proto, že jezdí na okraji vozovky, kde je méně částic než přímo za vozidly a také asi proto, že se mohou vyhnout dopravní zácpě.

Je tedy zřejmé, že doprava, autobusovou nevyjímaje, má velký význam z hlediska expozice člověka respirabilním částicím. V případě silniční (a tedy i autobusové) dopravy je významná její těsná provázanost s emisemi ze spalovacích motorů silničních vozidel a tím pádem je zde i vysoká expozice jimi generovaným jemným frakcím částic, tedy $PM_{2,5}$ a PM_1 , které jsou ze zdravotního hlediska nejrizikovějšími. Dnešní moderní člověk v

civilizovaných zemích a hlavně pak ve velkoměstech, stráví v dopravních prostředcích na frekventovaných komunikacích značnou část svého života a tak příspěvek expozice z dopravy není zrovna zanedbatelný. Vezmeme-li například Hlavní město Prahu, tak dopravní prostředky Dopravního podniku hl. města Prahy přepravily za rok 2007 1,192 mld. osob. Nejvíce osob sice přepravilo za rok metro (537,266 mil., tedy 45,38% přepravního objemu), na druhém místě následovaly tramvaje (352,1 mil., 29,74% přepr. obj.), ale i autobusy se podílí významně s přepravním objemem 303,56 mil. osob ročně, což činí 24,88% celkového přepravního objemu (DP Praha, 2008). Má tedy jistě smysl se zabývat expozicí v tomto dopravním prostředku, týká-li se to ročně tolika osob.

1.7. Legislativa

Většina škodlivých látek v ovzduší, u nichž byla vědecky prokázána škodlivost pro lidské zdraví, případně pro ekosystémy, a tato škodlivost byla nějak kvantifikována a zhodnocena, má v národních i případně nadnárodních legislativách nějaké limitní, varovné, či alespoň doporučené hodnoty. Tedy zjednodušeně řečeno, jejich množství v atmosféře, potažmo expozice obyvatelstvu či ekosystémům upravuje legislativa. Škodliviny, jako jsou CO, NO_x, SO₂, O₃, kovy jako Pb či As nebo dnes už i frakce aerosolu PM₁₀ jsou dobře prozkoumané včetně jejich negativního vlivu. Tudíž jsou zapracovány do legislativ téměř všech států. Jinak je tomu, bohužel, v případě frakce aerosolu PM_{2,5}, ačkoliv by si to vzhledem ke své prokázané škodlivosti jistě zasloužila. V USA je sice legislativně ošetřena zákony, nicméně v Evropě byla zařazena teprve do poslední evropské direktivy zabývající se čistotou ovzduší, tedy 2008/50/EC, která byla přijata 21. května 2008. Členské státy musí tuto směrnici implementovat do svých národních legislativ do 2 let od jejího přijetí. To se týká samozřejmě i České republiky, která má takto ošetřenu pouze frakci PM₁₀ a novou směrnici se chystá včlenit do národní legislativy v roce 2010. Světová zdravotnická organizace (WHO) se touto problematikou zabývá také, nicméně její směrné hodnoty nejsou pro žádný stát závazné, ale toliko doporučující.



V USA se environmentální legislativou zabývá EPA (Environmental Protection Agency). Z hlediska imisních limitních hodnot, tedy těch, které jsou závazné a neměly by se překračovat má tzv. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), týkající se také PM_{2,5}. Jsou to národní standardy pro kvalitu vnějšího ovzduší. Dělí se na tzv. Primary standards, které se týkají hlavně ochrany veřejného zdraví a dále tzv. Secondary standards, které mají limity pro ochranu veřejného blaha.

Kromě těchto imisních limitů počítá americká legislativa s PM_{2,5} také v případě vypracovávání tzv. Air Quality Index (AQI), indexu kvality ovzduší. Ten neobsahuje závazné hodnoty, nýbrž slouží k informování veřejnosti o stavu ovzduší a je tedy obdobou našich zvláštních imisních limitů.

Dosti odlišná situace je v evropské legislativě, českou nevyjímaje. Jelikož jsme členem Evropské unie, jsme povinni implementovat směrnice, vydané Evropskou komisí, do naší národní legislativy. To znamená, že naše předpisy musí být minimálně stejně přísné. Dosud u nás platí zákon č. 86/2002 Sb. o ochraně ovzduší a nařízení č. 350/2002 Sb. o imisních limitech a podmínkách a způsobu sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší. Toto vychází z donedávna platné rámcové směrnice Evropské komise 96/62/EC „On ambient air quality and management“ (EC, 1996). Její dceřinné směrnice se zabývaly jednotlivými škodlivinami a jejich imisními limity, avšak nebyla tenkrát ještě zahrnuta frakce atmosférického aerosolu PM_{2,5}. Toto se však již změnilo, neboť 21. května 2008 byla přijata nová rámcová směrnice 2008/50/ES o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu. Ta již zahrnuje imisní limity i pro PM_{2,5} a naše legislativa ji podle vyjádření Ministerstva pro životní prostředí ČR implementuje během roku 2010.

Horní a dolní meze posuzování v případě PM_{2,5} se týkají pouze ročního průměru (narozdíl od PM₁₀, kde je i denní průměr). Horní mez posouzení je 70% mezní hodnoty a je to tedy 17 µg/m³ a dolní mez posouzení je 50% mezní hodnoty a je to 12 µg/m³. Nad horní mezí posouzení je nutné měření, pod ní pouze odborný odhad či modelování a mezi nimi kombinace obojího. Jak již bylo zmíněno, je zde již i limitní hodnota. Ovšem není to tak jednoduché. Kromě limitní hodnoty je zde také cílová hodnota a maximální expoziční koncentrace. Tyto hodnoty jsou založeny na tzv. AEI (average exposure

indicator, tedy indikátor průměrné koncentrace), který je určen jako tříletý klouzavý průměr koncentrace PM_{2,5} na vybraných monitorovacích stanicích v aglomeracích a městech, kterým se hodnotí expozice populace. Podle tohoto je maximální expoziční koncentrace určena na 20 µg/m³, přičemž závazná bude od 1. ledna 2015 a bude se vztahovat k měřením z let 2013, 2014 a 2015. Cílová a limitní hodnota je roční průměr a je nastavena na 25 µg/m³, přičemž cílové hodnoty je záhodno dosáhnout do 1. ledna 2010 a limitní hodnota musí být dosažena do 1. ledna 2015. Meze tolerance jsou v této 1. fázi 11% k 20. červnu 2008, následujícího 1. ledna a poté každých 12 měsíců je snížení o stejné roční procento až na 0% k 1. lednu 2015, kdy je třeba dosáhnout limitní hodnoty. Toto všechno se týkalo 1. fáze snižování. Ve 2. fázi se počítá s přitvrzením limitní hodnoty na 20 µg/m³ ročně s tím, že této má být dosaženo k 1. lednu 2020. Tato hodnota je prozatím orientační a Evropská komise ji v roce 2013 ještě přezkoumá s ohledem na nové poznatky o dopadech na zdraví a životní prostředí, technickou proveditelnost a zkušenosti členských států s cílovou hodnotou.

Světová zdravotnická organizace (WHO) také vypracovává analýzy, týkající se škodlivých účinků látek v ovzduší. Z těchto analýz zjištěné hodnoty však samozřejmě nejsou pro nikoho závazné a jsou toliko doporučené, jsou to tedy pouze směrné hodnoty. Mezi jinými se zabývá také prašným aerosolem, a to jak částicemi frakce PM₁₀, tak PM_{2,5}. Avšak dostupné informace o dlouho- a krátkodobých expozicích PM₁₀ i PM_{2,5} podle nich neumožňují posoudit limitní koncentrace, pod nimiž by se daly očekávat zanedbatelné škodlivé účinky. Z tohoto důvodu pro ně nedoporučuje žádné směrné hodnoty, místo nich poskytuje odhady rizik. Navíc mnoho odhadů se bohužel zatím týká pouze frakce PM₁₀.

1.8. Cíle diplomové práce

Ve vnitřních mikroprostředích dnes trávíme většinu svého času a nezanedbatelný díl z toho tvoří mikroprostředí dopravních prostředků. Jelikož dopravní prostředky, zvláště ty pohybující se v městském prostředí, patří k mikroprostředím s poměrně dosti

znečištěným vzduchem, představuje pobyt v nich zvýšené zdravotní riziko. Naše práce se zaměřuje na autobusy městské hromadné dopravy a osobní expozici atmosférickému aerosolu frakce $PM_{2,5}$ při cestování s nimi. Práce byla pojata jako opakující se experimentální cesta s pevně danou trasou a kromě autobusu zahrnuje i další prostředí, které je potom možné s prostředím autobusu porovnávat z hlediska expozice. Cesty se konaly po celý rok, aby se pokryla období s různými podmínkami, a jezdilo se v ranní i večerní špičce. Bylo tak možné porovnat rozdíly v expozici v různých sezónách i denních dobách. Naše data byla také porovnáována s daty ze stanic AIM a byly zahrnuty i povětrnostní podmínky. Takto pak bylo možné zjistit nejen samotnou expozici $PM_{2,5}$, ale i zjistit, jaký vliv na ni mají různé faktory.

2. Metodika práce

2.1. Použité přístroje

Měření hmotnostních koncentrací prашného aerosolu frakce $PM_{2,5}$ se provádělo pomocí nefelometru DustTrak 8520 od firmy TSI. U přístroje se před měřením seřídil čas s hodinkami, byla zkalibrována nulová hodnota a pomocí rotametru byl změřen průtok vzduchu přístrojem, který byl podle návodu výrobce nastaven na hodnotu 1,7 l/min. Přístroj byl vybaven impakční destičkou pro částice frakce $PM_{2,5}$, která byla pravidelně čištěna a mazána speciální pastou, která měla napomáhat usazování částic s větším aerodynamickým průměrem než 2,5 μm na destičce. Interval záznamu dat byl nastaven vždy na 1 minutu. To znamená, že výstupem přístroje byly jednominutové průměry hmotnostních koncentrací, které přístroj vypočítal z hodnot, zaznamenávaných přístrojem každých 10 sekund. Tyto údaje byly pomocí firemního softwaru staženy do počítače a převedeny do tabulek programu MS Excel a následně statisticky zpracovány pomocí statistického programu NCSS. Byly použity i normalizované hodnoty, aby byl odstraněn vliv přílišné variability mezi jednotlivými cestami a bylo tak bez těchto vlivů možné analyzovat variabilitu mezi prostředími v souboru více jízd.

Použitý přístroj patří do kategorie tzv. nefelometrů a jeho výhodou je v tom, že poskytuje okamžité hodnoty. Je to přístroj, který vzduch aktivně nasává pomocí pumpy, napájené baterií nebo ze sítě. Nejprve jsou při vstupu vzduchu do přístroje na impakční destičce odděleny částice s aerodynamickým průměrem větším, než mají částice, jejichž velikostní frakci měříme. V našem případě jsou to částice s aerodynamickým průměrem větším než 2,5 μm . Takovýto impaktor pracuje na principu toho, že větší částice nestíhají sledovat proudnice vzduchu kvůli své větší setrvačnosti a jsou zachyceny na impakční destičce. Menší částice se stačí vyhnout a proudí do analytického členu přístroje, kterým je již zmíněné optické čidlo rozptylu světla na částicích. Tyto hodnoty rozptylu jsou pak převedeny na hmotnostní koncentraci. Přístroj je zkalibrován na určitou průměrnou hmotnost částic, která je pak částicím přiřazena. Proto se ještě často provádí tzv. referenční měření, které spočívá v gravimetrickém měření hmotnostní koncentrace částic v dané lokalitě, například pomocí Harvard impaktorů. Jinak mají naměřené hodnoty smysl spíše v porovnání jednotlivých mikroprostředí, situací a podmínek, nedají se však z něj odvodit závěry, týkající se expozice obyvatel.

2.2. Způsob měření

Měření se konalo ve čtyřech mikroprostředích. Důvodem tohoto rozhodnutí bylo, aby se porovnal znečištění ovzduší částicemi frakce $\text{PM}_{2,5}$ v autobuse i s jinými mikroprostředími, ve kterých se člověk běžně při svých denních aktivitách pohybuje a je v nich též exponován těmito částicím. Prostředí byla vybrána tak, aby pokud možno reprezentovala nejběžnější prostředí, ve kterých člověk obývající město a dojíždějící za prací, pobývá. Průběh měření tak vlastně simuloval běžné denní aktivity. Proto byly jako tato mikroprostředí vybrány – 1) interiér bytu, 2) klidná ulice a park bez velkého dopravního zatížení, 3) rušná ulice s velkou frekvencí dopravy, včetně křižovatek, a 4) interiér autobusu městské hromadné dopravy. Všechny nástupní i výstupní zastávky se nacházely na rušných městských ulicích. Mikroprostředí ve skutečnosti však nebyla pouze 4, jelikož autobusem se jelo tam i zpět, v bytě se měřilo před i po jízdě a rušné ulice byly tři, křižovatka na Spojovací před a po jízdě a uprostřed mezi oběma jízdami

autobusem křižovatka v Běchovicích. Výsledky z těchto dílčích mikroprostředí byly proto později testována párovým T-testem a rušné křižovatky Spojovací a v Běchovicích byly při $p < 0,05$ vyhodnoceny jako odlišné a dál byly tedy zpracovávány zvlášť.

Zapnutý přístroj byl nošen v batohu, ve kterém se nalézal i v případě mikroprostředí bytu. Vrchní část batohu byla pootevřena a tudíž byl vyveden nasávací otvor (inlet) aparátu. Toto místo bylo úmyslně vybráno proto, že leží přibližně ve výšce dechové zóny dospělého člověka a tudíž sběr vzorků v této výšce je nejrepresentativnější.

Měření se konalo v autobusu pražské MHD linky 109, operující na trase Palmovka – Sídliště Rohožník, a to mezi zastávkami Spojovací – Běchovice v obou směrech jízdy. Měření vždy začalo v bytě, kde přístroj běžel po dobu cca 10ti minut, poté byl průchod parkem a klidnými ulicemi na rušnou křižovatku ulic Českobrodská, Koněvova a Spojovací. Odtud jsem jel autobusem do Běchovice, odkud jsem po několikaminutovém měření na zastávce, též na rušné ulici, jel autobusem po stejné trase zpět na zastávku Spojovací, odtud po rušné Spojovací ulici opět domů, kde přístroj opět několik minut běžel, než byl vypnut. Celé měření mezi zapnutím a vypnutím trvalo většinou mezi 1 a 1,5 hodiny.

Zároveň s měřením jsem zapisoval do deníku časy, kdy jsem přestupoval z jednoho mikroprostředí do jiného. Hodinky byly nastaveny tak, aby se kryly s hodinami analyzátoru. Kromě těchto časů byly do deníku psány ještě různé události, které mohly mít vliv na naměřené hodnoty. V bytě to bylo například otevření oken (větrání), vaření v kuchyni na sporáku, na ulici průjezd silně kouřícího vozidla či přítomnost kuřáka na zastávce, v autobuse, stejně jako v bytě pak otevření okýnek. Samozřejmě byly zaznamenávány i takové události, jako dešťové srážky, mlha či sněžení a jejich počátek a konec. Byla zaznamenávána na počátku měření i orientační meteorologická data (teplota, síla větru, oblačnost), což ovšem nemá příliš velkou hodnotu a tak na statistické vyhodnocení jsou použita data z měřicí stanice ČHMÚ.

Měření bylo časově rozvrženo tak, aby se pokryly doby, ve kterých se znečištění ovzduší aerosolem frakce $PM_{2,5}$ může z různých důvodů výrazně lišit. Bylo tedy měřeno v době ranní i odpolední špičky (hlavně z meteorologických důvodů, např. ranní nepříznivé rozptylové podmínky), v letním i zimním pololetí (z téhož důvodu) a pro srovnání bylo měřeno několikrát i o víkendu a v sedle všedního dne. Pro zajímavost byla provedena i jízda, při které byly do deníku zapisovány časy otevření dveří autobusu na zastávkách.

2.3. Referenční měření

Jak již bylo řečeno, přístroj DustTrak od firmy TSI je tzv. nefelometr, který převádí rozptyl na částicích na hmotnostní koncentrace. Aby mohl signál z rozptylu na částicích převádět na hmotnostní koncentraci, musí být nastaven (nakalibrován) na určitou hmotnost, kterou každé částici přiřadí a z toho teprve jejich hmotnostní koncentraci vypočítá. DustTrak je od výrobce nakalibrován na tzv. "Arizona road dust" (ISO 12103-1, A1 test dust). A protože tento arizonský prach má velikostní distribuci se převahou velkých a hmotných částic (je z oblasti pouště, převaha mechanicky generovaných částic hrubého módu), ve většině míst musí tedy nadhodnocovat. Nejinak je tomu u směsi tzv. "městského aerosolu", kde převládají jemnější částice nukleačního a akumulárního módu (generované z dopravy, topenišť a průmyslu, hlavně tedy spalovacími procesy, pro městské aglomerace typickými). Protože jsem měřil koncentraci $PM_{2,5}$ v Praze, i v tomto případě máme co do činění s touto typickou městskou směsí. Ovšem toto nadhodnocování se kromě lokality liší i podle ročního období. Poněvadž v létě je teplo a sucho a tím pádem více částic hrubého módu, zatímco v zimě je chladno a vlhko a tedy více jemných částic nadhodnocuje v letním období DustTrak poněkud méně než v zimě (Braniš, 2005). Proto, abychom zjistili o kolik DustTrak přeměňuje, bylo potřeba uskutečnit i tzv. srovnávací, tedy referenční měření, kde by se naměřené hodnoty z DustTraku porovnály s měřeními z některé z přímých metod, ze stejného měřicího období. Jednou z takovýchto metod, poskytujících přímé hodnoty hmotnostní koncentrace (i když také ne úplně přímé) je metoda gravimetrie, kde se měří hmotnost

částic, usazených na filtru. Takovou metodu jsem pro referenční měření použil i já, konkrétně Harvard impaktor.

Jelikož se většina měření odehrávala ve venkovním prostředí, proběhla kolokační měření na balkoně bytu, z něhož začínala i v němž končila každá experimentální cesta. Na balkon bytu byl do "kontejneru" umístěn DustTrak a poblíže něj Harvard impaktor. Celkem se měřilo 11 dní, interval DustTraku byl nastaven na logování každých 30 minut a filtry v impaktoru se měnily vždy po 24 hodinách. Počítány tedy byly denní koncentrace. Poslední, 12. den se již operovalo pouze se slepým filtrem±, který byl podroben všem operacím, prováděným s ostatními filtry, jen nebyl exponován. Tedy pouze byl vsazen do impaktoru a hned zase vyndán, aby se zjistilo, na kolik může manipulace s filtrem ovlivnit naměřené hodnoty.

Harvard impaktor nasával aktivně vzduch pomocí pumpy, průtok byl vždy měřen před i po výměně filtru pomocí rotametru, z těchto dvou hodnot byl pak vypočten průměr jako průtok za celý den a vynásoben počtem minut, odečteným z displeje pumpy. Rotameter je svislá, zužující se skleněná trubice s plovákem uvnitř, který je vytlačován vzhůru proudem vzduchu a táhnut dolů gravitací. Při vyšším průtoku je potřeba větší plocha mezi trubicí a plovákem k umístění plováku a plovák stoupne. Ze stupnice na trubici se odečte jeho poloha odpovídající průtoku. Údaje z rotametru bylo ještě nutno převést pomocí kalibrační křivky na skutečné údaje v litrech za minutu. Označené membránové filtry byly nejdříve předváženy na mikrováhách, poté byly na 24 hodin uzavřeny v exsikátoru a pak uzavřeny do kazet, zajištěny lepenkou, uloženy do příslušně označených Petriho misek a poté transportovány na místo měření. Po exponování všech filtrů byly tyto znovu na mikrováhách zváženy a spočítán rozdíl průměrných hmotností před a po expozici, což pak tvořilo hmotnost navážky. Z ní a z objemu vzduchu proteklého přístrojem za 24 hodin byly spočítány průměrné denní hmotnostní koncentrace aerosolu $PM_{2,5}$ a tyto následně porovnány s údaji z DustTraku, provedena korelační analýza. Souběžně se měřila i teplota a vlhkost vzduchu, jež byla korelována s poměrem mezi hodnotami naměřenými nefelometrem a Harvard impaktorem pro zjištění, jak DustTrak přeměňuje za různých povětrnostních podmínek.

2.4. Převzatá data

Kromě vlastních dat získaných měřením DustTrakem při cestách a dat z referenčního měření byla použita i data převzatá. Pro porovnání naměřených hodnot s pozadím byla převzata data ze dvou stanic automatického imisního monitoringu (AIM) v rámci ČHMÚ, které měří koncentrace aerosolu beta atenuací. Jedna, která sice měřila $PM_{2,5}$, ale byla umístěna poněkud stranou trasy, což byla stanice v Praze na Vysočanské (1521) a druhá, která sice měřila jen PM_{10} , ale zase ležela u silnice prakticky v polovině trasy, a to byla stanice na Praze 10 v Průmyslové ulici (1539). Porovnávány byly průměrné hodnoty z celé jízdy s hodinovými průměry z obou stanic AIM. Dále byla převzata data ze stanice ČHMÚ v Praze-Libuši (11520), konkrétně teplota a relativní vlhkost vzduchu a rychlost větru. Zde byly průměry z celé jízdy porovnávány s celodenními průměry z meteorologické stanice. Jak data ze stanic AIM, tak data z meteorologické stanice ČHMÚ byla poté podrobena korelační analýze.

3. Výsledky

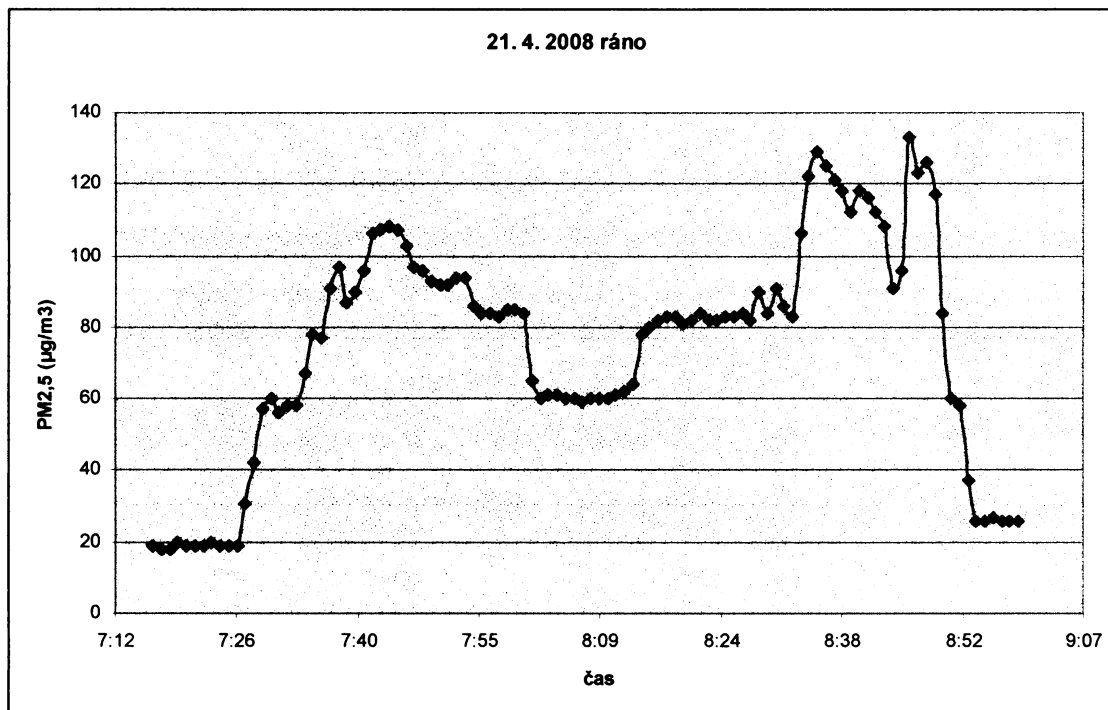
3.1. Schéma jízdy

Celkem bylo použito 77 jízd, z nichž 27 bylo v létě a 50 v zimě a 33 večer a 38 ráno (71 ranní a večerní špičky všedních dní, 6 víkendy). Pro odhad expozice bylo důležité znát střední hodnoty a míry rozptylu délky pobytu v jednotlivých zkoumaných prostředích (Tab.1). Jelikož byla mikroprostředí rušných ulic rozdělena na 2 různá mikroprostředí, uvádím je i v této statistice zvlášť. Celá cesta od chvíle počátku měření přístroje až po konec měření trvala průměrně $90,66 \pm 13,32$ minut, tedy 1,5 hodiny. Nejkratší kompletní cesta trvala 63 minut, nejdelší pak 135 minut, rozkolísanost je tedy poměrně velká i přes pečlivé dodržování trasy. Nejkratší dobu jsem průměrně strávil na klidné ulici a v parku, kudy jsem se dostával na zastávku, pouhých $5,56 \pm 2,18$ minuty. V bytě jsem strávil průměrně $22,05 \pm 6,51$ minuty, přičemž je to součet pobytů před i po

jízdě. Obě frekventované křižovatky měly podobné časy, které jsem na nich strávil. V případě křižovatky Spojovací byla průměrná délka pobytu $12,13 \pm 4,67$ minut, v Běchovicích to pak bylo $10,94 \pm 6,61$ minut. V autobuse (jde o součet jízdy tam i zpět) jsem průměrně strávil $39,99 \pm 6,86$ minut. Dále je představen graf typického časového průběhu průměrných minutových koncentrací $PM_{2,5}$. (Obr. 1). Měření vždy začínalo doma, poté byl přesun klidnou a rušnou ulicí na zastávku autobusu, poté jízda autobusem do Běchovic, tam čekání na autobus zpět a pak se vše opakovalo v obráceném gardu. Je zde vidět minimum na začátku a konci měření, tedy v době pobytu v bytě, což je v soulasu s mými výsledky. Nejvyšší koncentrace se pak shodují s dobou pobytu v autobusu.

Tab.1: Průměrné časy strávené v různých mikroprostředích při měření (v min)

	průměr \pm směrodatná odchylka	medián (min - max)
byt	$22,05 \pm 6,51$	21 (12-66)
klidná ulice	$5,56 \pm 2,18$	5 (4-21)
rušná ulice Spojovací	$12,13 \pm 4,67$	11 (4-26)
rušná ulice Běchovice	$10,94 \pm 6,61$	10 (2-30)
autobus	$39,99 \pm 6,86$	39 (19-75)
celá cesta	$90,66 \pm 13,32$	89 (63-135)



Obr.1: Průběh koncentrace během typické jízdy

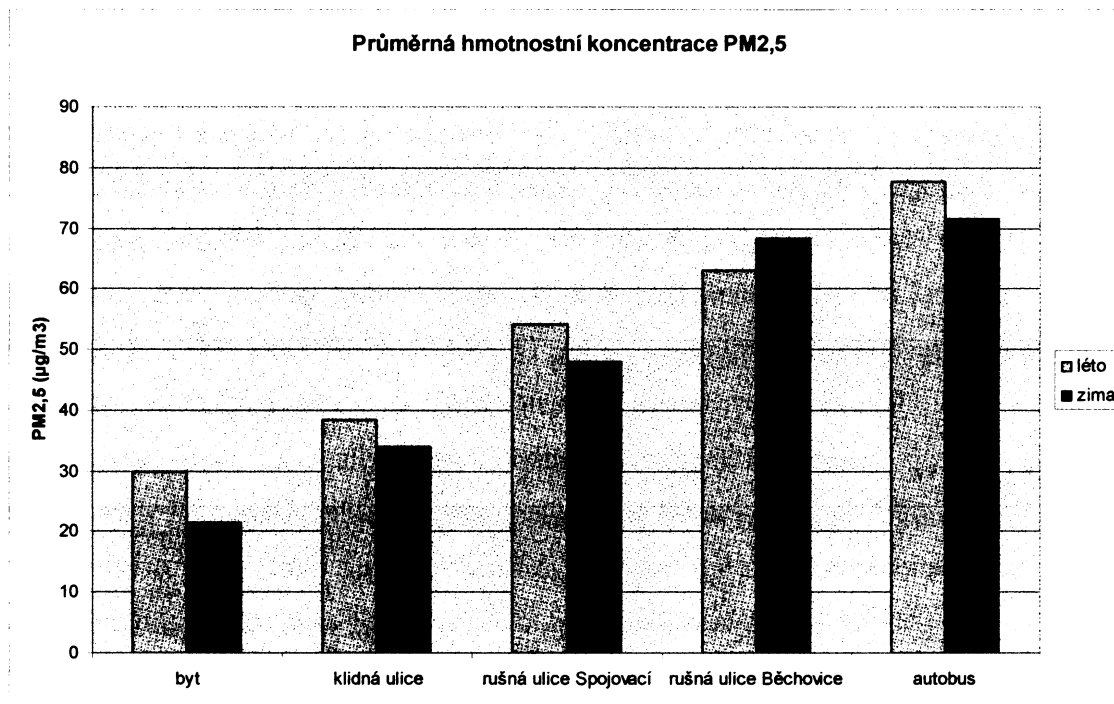
3.2. Průměrné hodnoty koncentrací PM_{2,5} podle prostředí

Zde jsou prezentovány průměrné hodnoty koncentrací částic v jednotlivých prostředích v letním i zimním pololetí (Tab.2, Obr.2). V létě, stejně jako v zimě byly nejvyšší hodnoty naměřeny v autobusu, kdy mediány činily v létě 67 µg/m³ a v zimě 68 µg/m³, takže mezi zimou a létem nebyly prakticky rozdíly, ačkoliv průměry se lišily více (léto 78 µg/m³ a zima 71 µg/m³). Na druhém místě byla rušná křižovatka v Běchovicích, kde byly mediány v létě 54 µg/m³ a v zimě 57 µg/m³, tady tedy bylo v zimě o trochu více prašného aerosolu. Podobně to bylo i u průměrů, které činily pro léto 63 µg/m³ a pro zimu 68 µg/m³. Třetí v pořadí byla další rušná křižovatka Spojovací, která měla poměrně menší koncentrace než křižovatka v Běchovicích, když mediány byly pro léto 47 µg/m³ a pro zimu 41 µg/m³, tedy opačně než v Běchovicích, což platí i u průměrů, které vyšly pro léto 54 µg/m³ a pro zimu 48 µg/m³. Opět o něco méně měla klidná ulice parkového charakteru, když mediány byly pro letní období 32 µg/m³ a v zimě 31 µg/m³, tedy se mezi obdobími téměř nelišily, stejně jako průměry, které se lišily navzájem jen o něco

málo více, v létě $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a v zimě $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A úplně nejnižší koncentrace byly naměřeny v domácím prostředí, kde mediány pro léto činily $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro zimu pouhých $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tedy v létě o něco více, stejně jako u průměrů, kde léto vykazovalo $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a zima $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mediány i průměry jednotlivých prostředí a období se tedy v některých případech poměrně výrazně lišily, byť někde byly rozdíly nevýrazné. V letním období byly hodnoty mediánů i průměrů obecně vyšší, ale rozdíly nebyly většinou nijak výrazné oproti zimě.

Tab.2: Základní statistické údaje o jednotlivých mikroprostředích (v $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

		průměr±směrodat. odchylka	medián (min- max)
Byt	Léto	29,85±23,52	22,79 (8-119)
	Zima	21,5±14,43	18,32 (4-69)
Klidná ulice	Léto	38,29±23	31,5 (11-106)
	Zima	34,12±21,06	30,5 (7-90)
Rušná ulice Spojovací	Léto	54,2±25,57	46,67 (14-119)
	Zima	48,05±28,18	40,56 (8-140)
Rušná ulice Běchovice	Léto	63,14±38,8	54,14 (13-214)
	Zima	68,19±35,6	56,9 (15-166)
Autobus	Léto	77,64±30,63	66,67 (29-135)
	Zima	71,4±33,9	67,85 (19-164)



Obr.2: Průměrné hmotnostní koncentrace v jednotlivých mikroprostředích v létě a v zimě

3.3. Porovnání koncentrací PM_{2,5} z jednotlivých prostředí a vliv různých faktorů

Tab.3: Absolutní a normalizované střední hodnoty hmotnostních koncentrací podle mikroprostředí

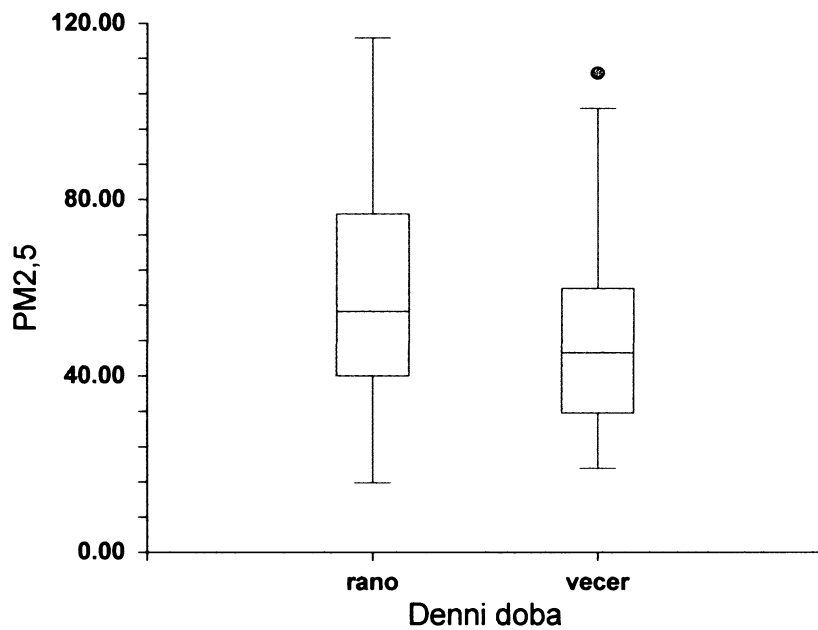
prostředí	medián absolutních hodnot (µg/m ³)	medián normalizovaných hodnot (µg/m ³)
byt	20	0,38
klidná ulice	31	0,63
rušná ulice Spojovací	43	0,92
autobus	67	1,31
rušná ulice Běchovice	57	1,14

Průměrné koncentrace a jejich rozptyl se lišily poměrně významně podle typů prostředí, ve kterém se měřilo (Tab.3). Analýza rozptylu prokázala, že prakticky všechna prostředí se mezi sebou liší, jedinou výjimkou byl autobus a rušná křižovatka v

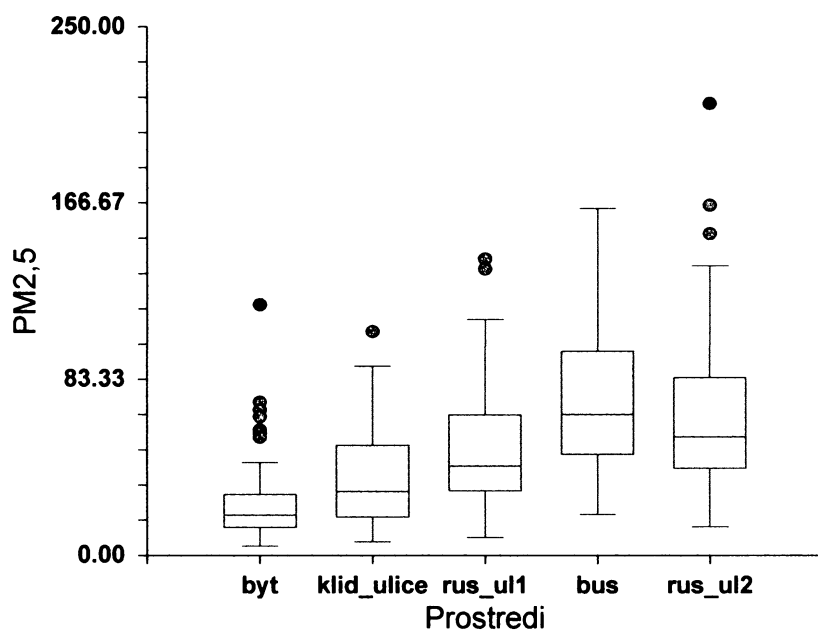
Běchovicích, kde byla prokázána shoda (Obr.4). Největší rozptyl hodnot byl na rušné křižovatce v Běchovicích, následován prostředím autobusu. O něco menší rozptyl měla rušná křižovatka Spojovací, ještě menší klidná ulice parkového charakteru a úplně nejmenší domácí prostředí. Téměř ve stejném sestupném pořadí pak byly mediány, kde byly pouze obráceny hodnoty u autobusu, který zde měl nejvyšší hodnoty a Běchovické křižovatky, která je měla druhé nejvyšší. Autobus měl medián $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$, za ním následovala křižovatka v Běchovicích s $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na třetím místě křižovatka Spojovací s $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dále klidná ulice s $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a nejméně domácí prostředí s $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Poněkud jiné to ovšem bylo u normalizovaných hodnot, kde rozptyl byl zdaleka největší opět na křižovatce v Běchovicích a na druhém místě hodně daleko za ní pak ostatní prostředí, která měla rozptyly téměř stejné, přičemž byly sestupně v pořadí domácí prostředí, klidná ulice, autobus a křižovatka Spojovací (Obr.5). Pořadí mediánů však bylo u normalizovaných hodnot shodné s absolutními, když nejvíce, $1,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ měl autobus, druhé místo obsadila křižovatka v Běchovicích s $1,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dále křižovatka Spojovací s $0,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$, klidná ulice s $0,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a nejméně domácí prostředí s $0,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Porovnávaly se také rozdíly v koncentracích mezi letním a zimním pololetím roku (Obr.6). Zde však nebyly příliš markantní rozdíly ani v rozptylech, ani ve středních hodnotách obou souborů dat, což potvrdila i analýza rozptylu, když prokázala shodu obou období. Mediány byly v létě $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zatímco v zimě o něco méně, $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, což však není příliš podstatný rozdíl. Ani rozptylové charakteristiky nebyly příliš rozdílné, o něco větší rozptyl dat byl však v létě.

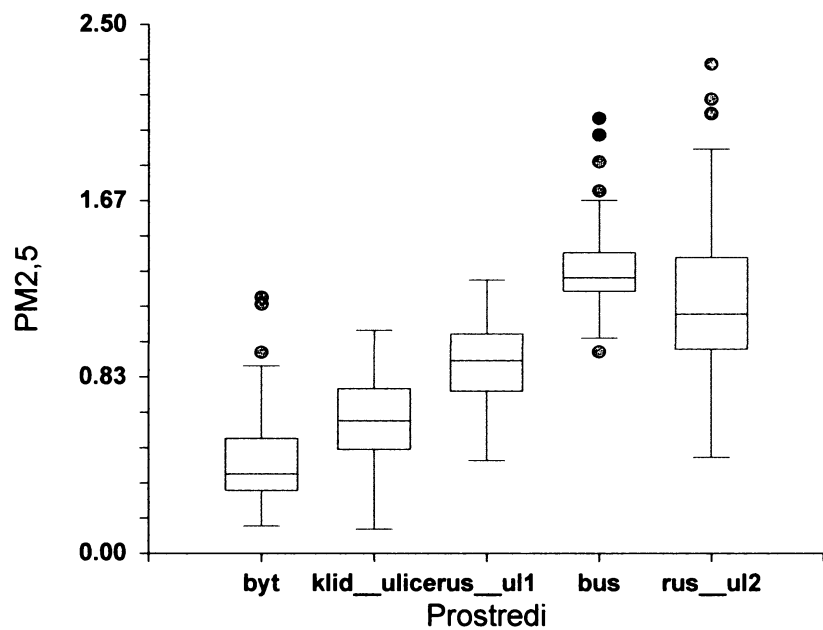
Stejně tak byly porovnávány koncentrace prашného aerosolu ráno a večer, respektive v ranní a odpolední (večerní) dopravní špičce (Obr.3). Větší koncentrace byly naměřeny ráno, když medián ranních měření činí $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zatímco ve večerní špičce $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Rozptylové charakteristiky nejsou výrazně odlišné, avšak očividně větší rozptyl je ráno než večer. Analýza rozptylu však prokázala shodu.



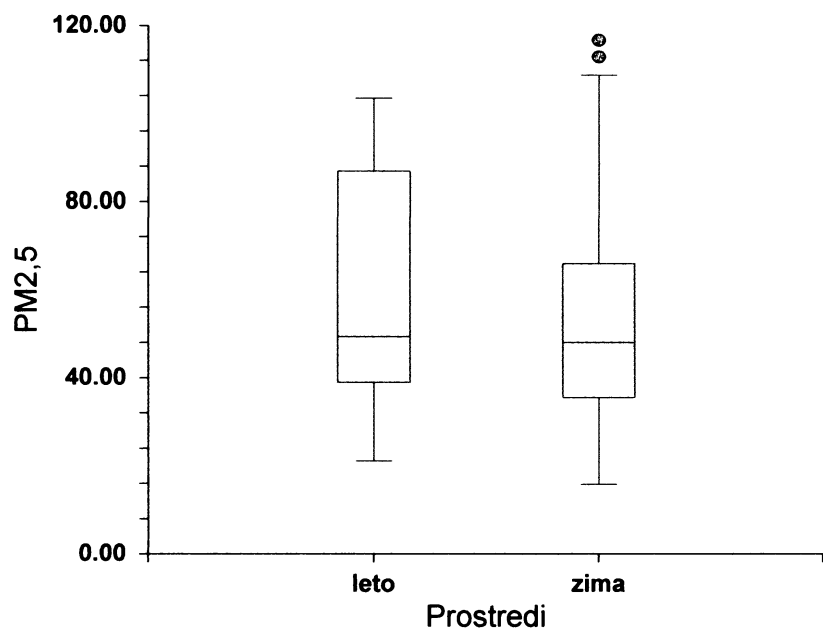
Obr.3: Analýza rozptylu dat podle denní doby ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Obr.4: Analýza rozptylu absolutních dat podle prostředí (klid_ulice – klidná ulice, rus_ul1 – Spojovací, rus_ul2 – Běchovice) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



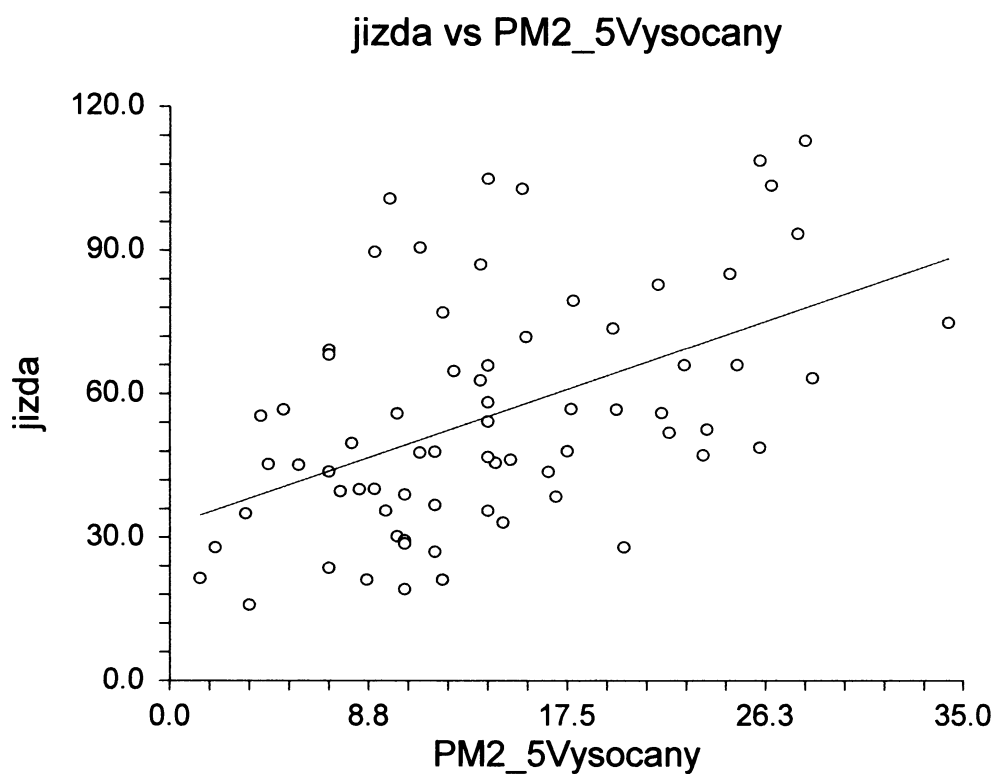
Obr.5: Analýza rozptylu normalizovaných dat podle prostředí (klid_ulice – klidná ulice, rus_ul_1 – Spojovací, rus_ul_2 – Běchovice) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



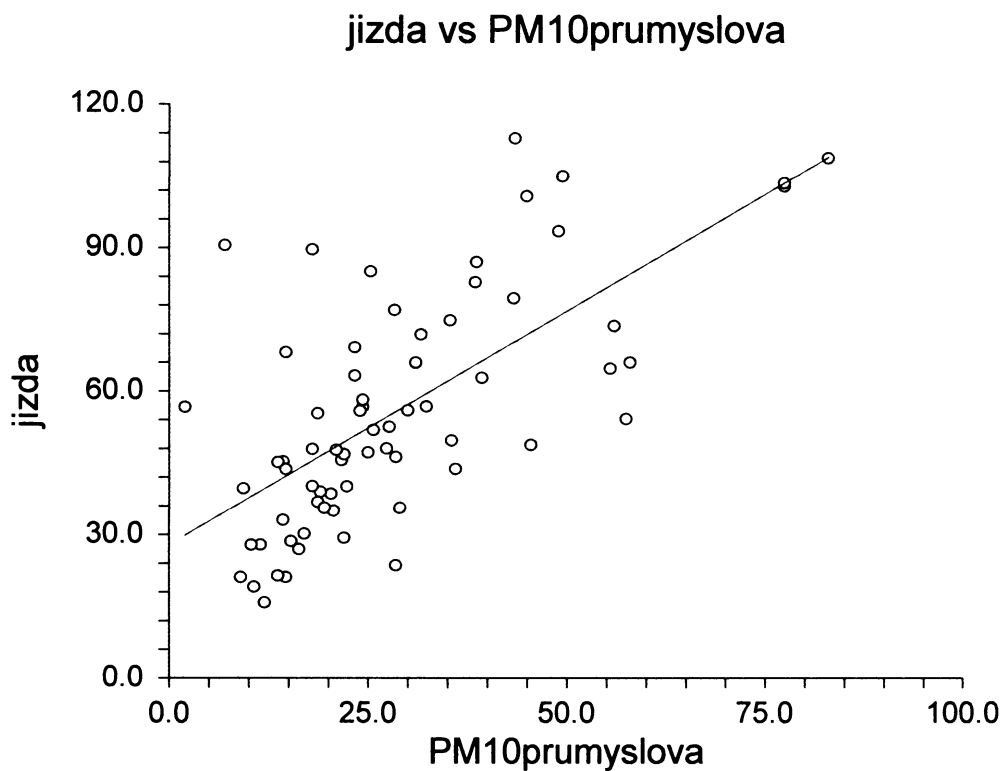
Obr. 6: Analýza rozptylu dat podle ročního období ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

3.4. Korelační analýzy – stanice AIM a prostředí

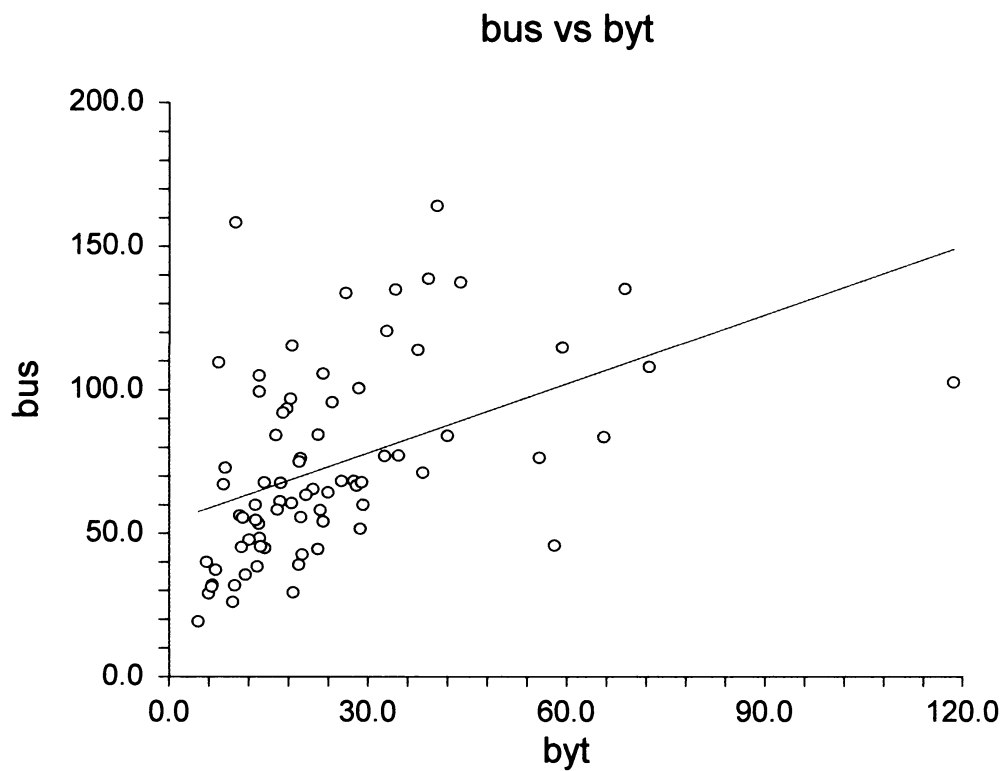
Zde jsou prezentovány výsledky korelace naměřených hodnot mezi stanicemi AIM a jednotlivými měřeními mikroprostředími, jakož i korelace hodnot mezi mikroprostředími. V případě porovnání celé jízdy s daty ze stanice AIM na Vysočanské (PM_{2,5}) byla hodnota korelačního koeficientu 0,49, čili ne příliš těsná korelace. Těsnější korelace vyšla u stanice AIM Průmyslová (PM10), kde hodnota korelačního koeficientu činila 0,68 (Obr. 7, 8). V případě korelace koncentrací z autobusu a z dalších zkoumaných prostředí vyšly korelace následovně (Obr. 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15). U domácího prostředí byla korelace 0,45, u klidné ulice 0,62, u křižovatky Spojovací 0,77 a u křižovatky v Běchovicích 0,71. V případě obou frekventovaných křižovatek (koncových uzlů trasy jízdy) se tedy dá již hovořit o poměrně těsné korelaci. Dále byla provedena korelace mezi bytem a klidnou ulicí, kde činila korelace 0,81, mezi bytem a křižovatkou Spojovací, kde byla korelace 0,65 a mezi oběma rušnými křižovatkami v koncových uzlech jízdy autobusem, tedy mezi Spojovací a Běchovicemi, kde byla korelace 0,67. Korelace mezi bytem a k němu přilehlou klidnou ulicí je vůbec nejtěsnější ze všech korelací.



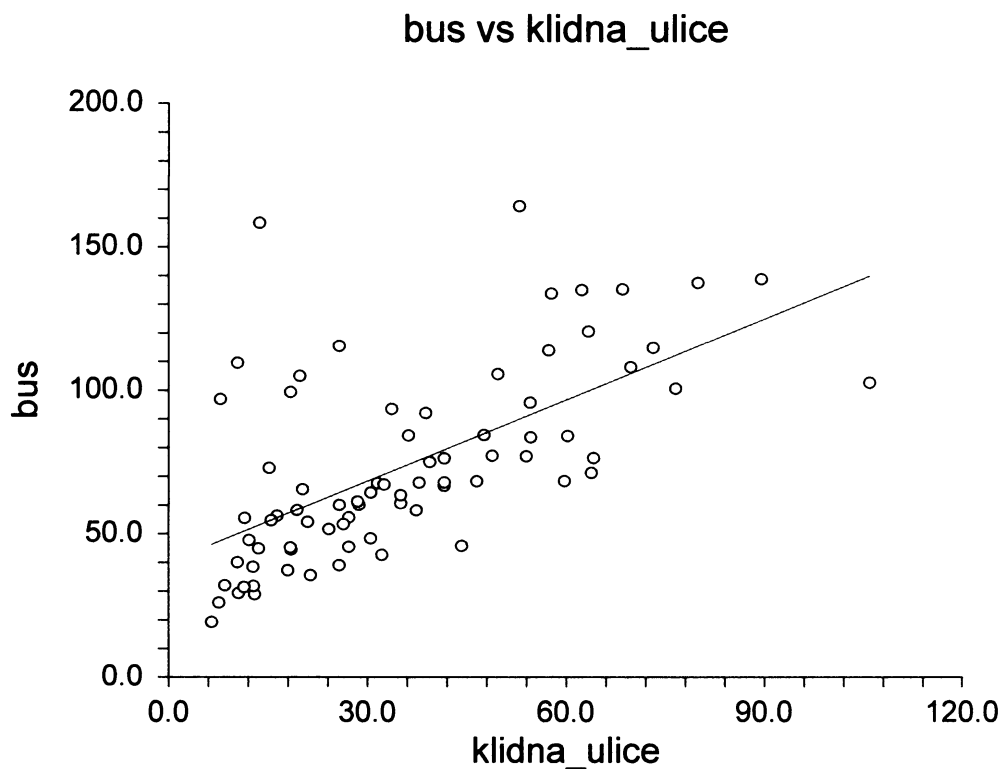
Obr. 7: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z celé jízdy a $PM_{2,5}$ ze stanice AIM Vysočanská ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



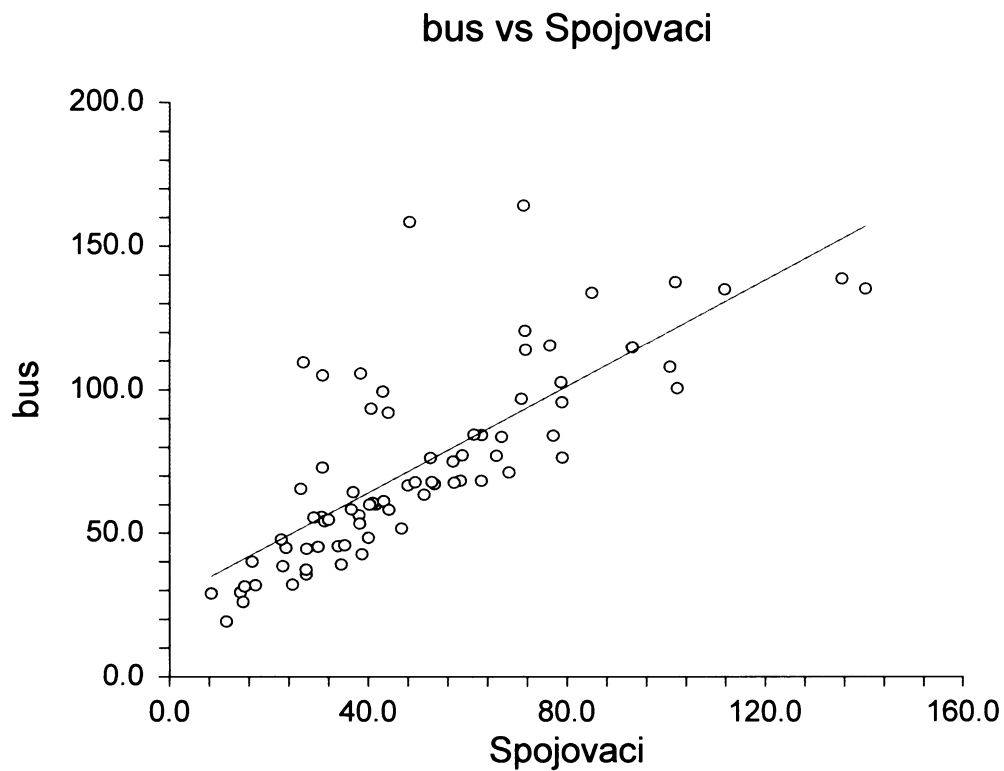
Obr. 8: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z celé jízdy a PM_{10} ze stanice AIM Průmyslová ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



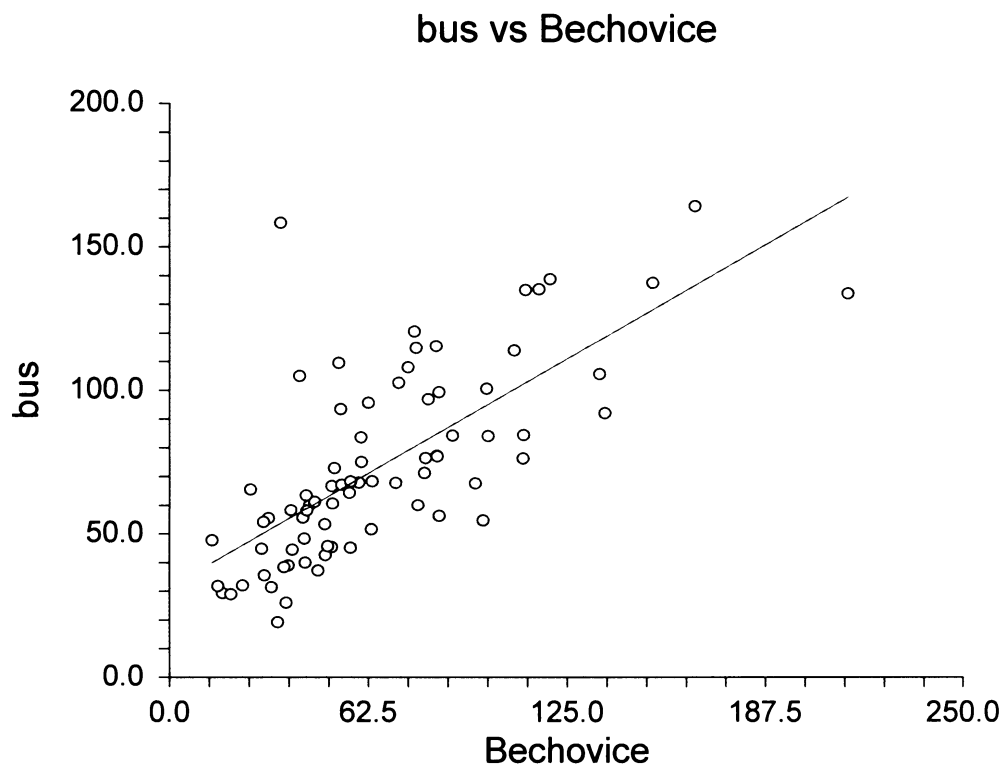
Obr. 9: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z autobusu a domácího prostředí ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



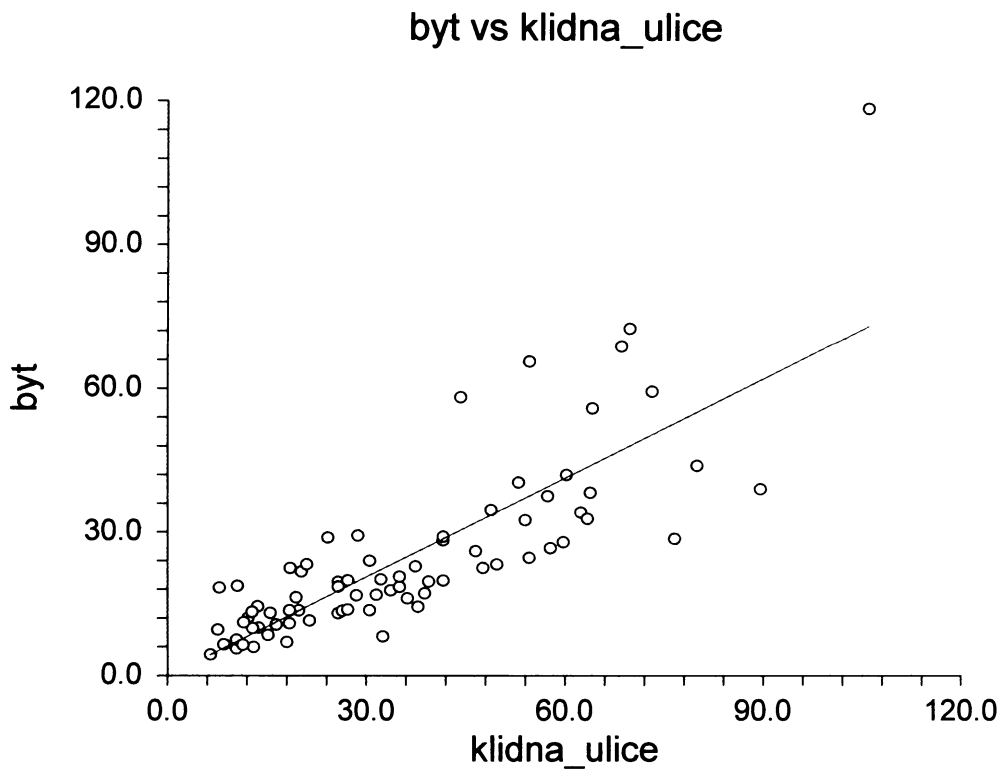
Obr. 10: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z autobusu a z klidné ulice ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



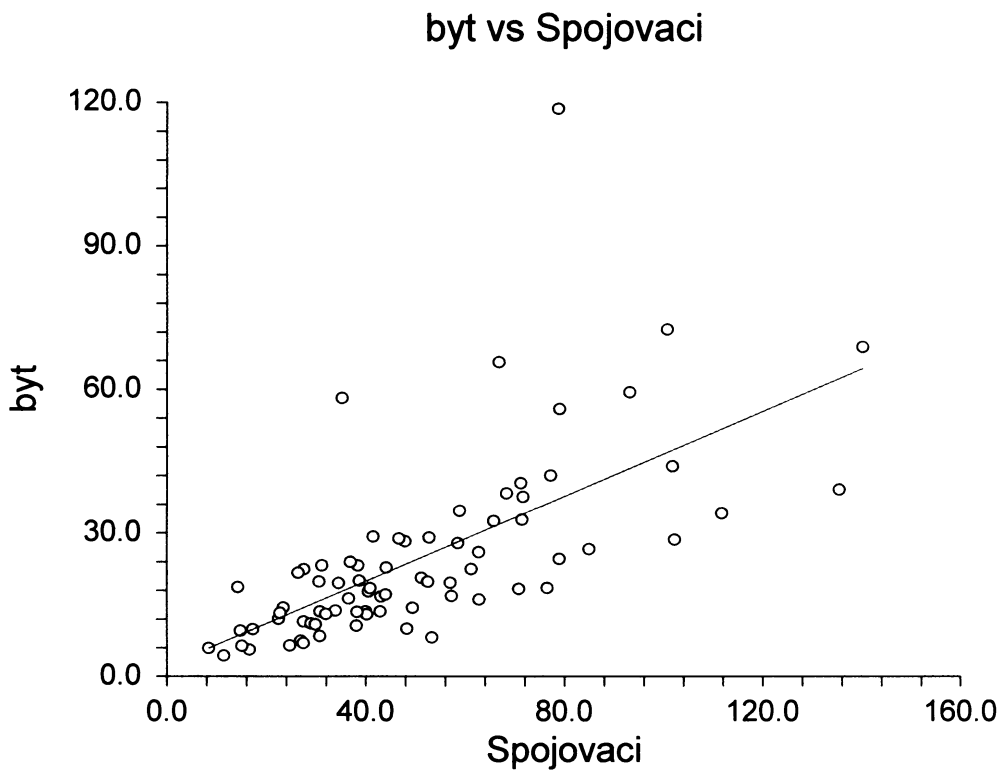
Obr. 11: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z autobusu a z křižovatky Spojovací ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



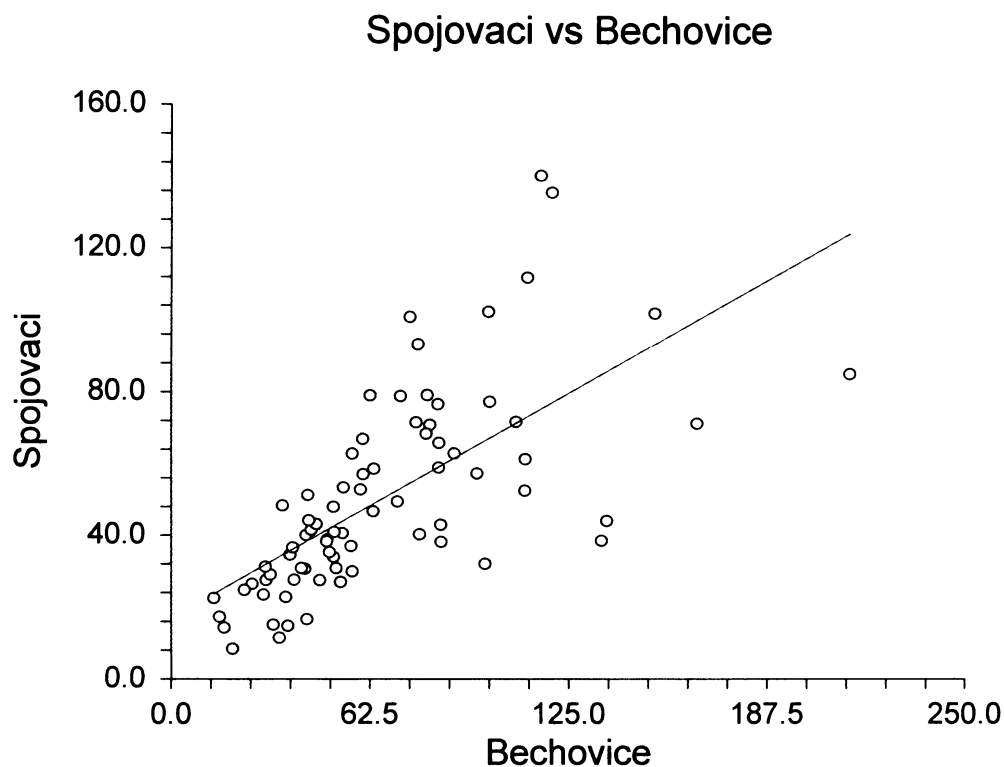
Obr. 12: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ z autobusu a z křižovatky v Běchovicích ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Obr. 13: Korelace mezi hodnotami PM_{2.5} z bytu a z klidné ulice ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Obr. 14: Korelace mezi hodnotami PM_{2.5} z bytu a z křižovatky Spojovaci ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

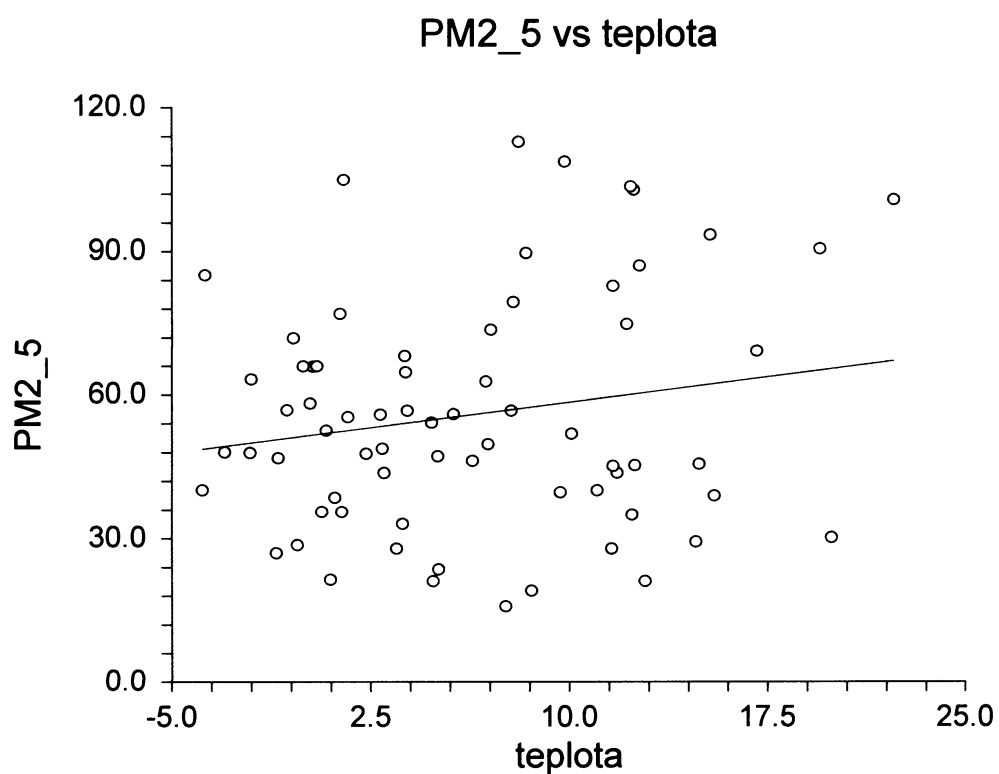


Obr. 15: Korelace mezi hodnotami PM_{2,5} z křižovatek Spojevací a Běchovice (µg/m³)

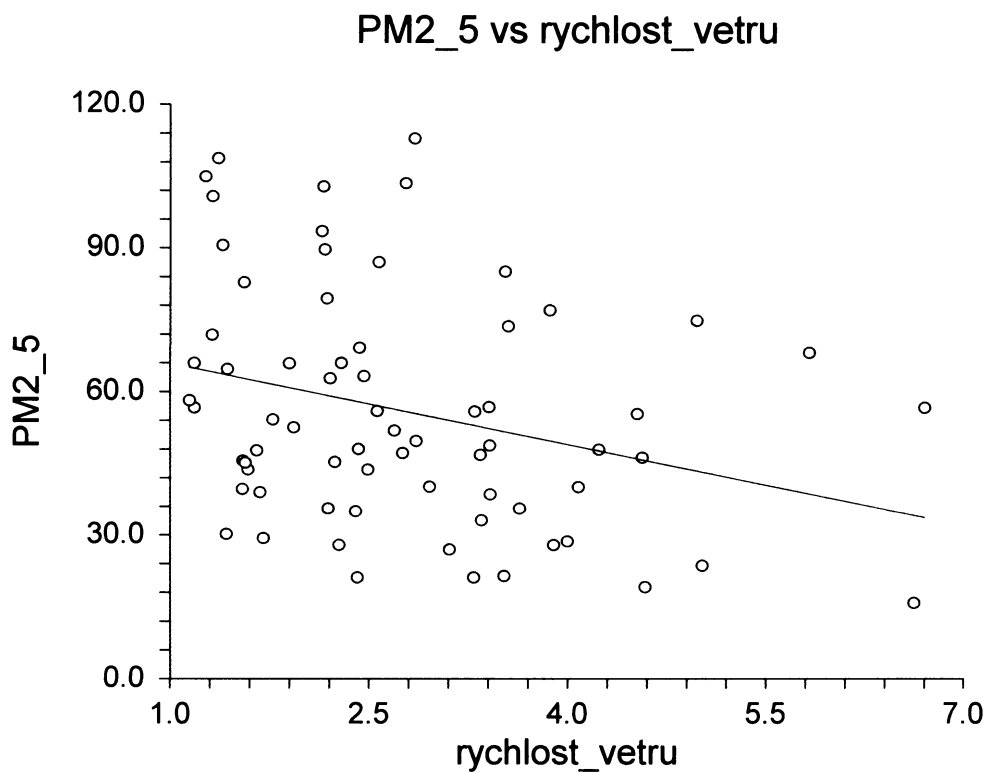
3.5. Výsledky analýzy meteorologických podmínek

Jako proměnné, které mohou mít vliv na koncentraci prašného aerosolu PM_{2,5} jsem uvažoval povětrnostní podmínky, jmenovitě rychlost větru, teplotu vzduchu a relativní vlhkost vzduchu (Obr. 16, 17, 18). Tyto denní průměry byly podrobeny korelační analýze s průměry koncentrací prašného aerosolu PM_{2,5} naměřených DustTrakem ve dnech měření. Dále byla provedena regresní analýza ($p < 0,05$) závislosti koncentrace PM_{2,5} na jednotlivých meteorologických faktorech. Jelikož byly údaje o teplotě k dispozici v kelvinech, byly tyto převedeny na Celsiovy stupně. Rychlost větru je udávána v m/s a relativní vlhkost v %. Stanice v Praze-Libuši je sice dosti daleko od trasy, kterou jsem měřil, avšak bližší nebyla k dispozici. Korelační analýza ukázala velmi slabou závislost mezi koncentrací prašného aerosolu PM_{2,5} a jednotlivými meteorologickými faktory. Korelační koeficient v případě teploty činil 0,18, u rychlosti

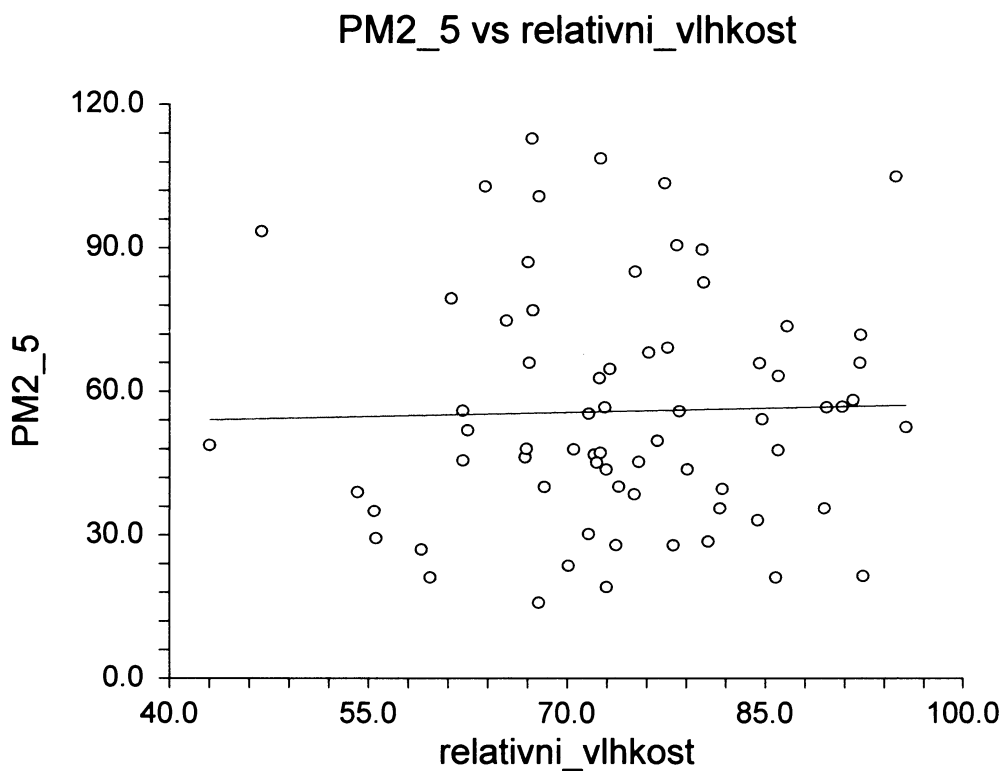
větru byl záporný a měl hodnotu -0,3 a u relativní vlhkosti se korelace blížila téměř nule, když činila pouhých 0,03. U regresní závislosti se podařilo teplotou vysvětlit pouhá 3% variability a regresní závislost nebyla prokázána. U rychlosti větru se podařilo vysvětlit 8% variability a na výše zmíněné hladině spolehlivosti byla závislost prokázána. V případě vlhkosti se podařilo vysvětlit pouhá 0,07% variability a závislost prokázána nebyla.



Obr. 16: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) s teplotou ($^{\circ}\text{C}$) ze stanice ČHMÚ



Obr. 17: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) s rychlostí větru (m/s) ze stanice ČHMÚ



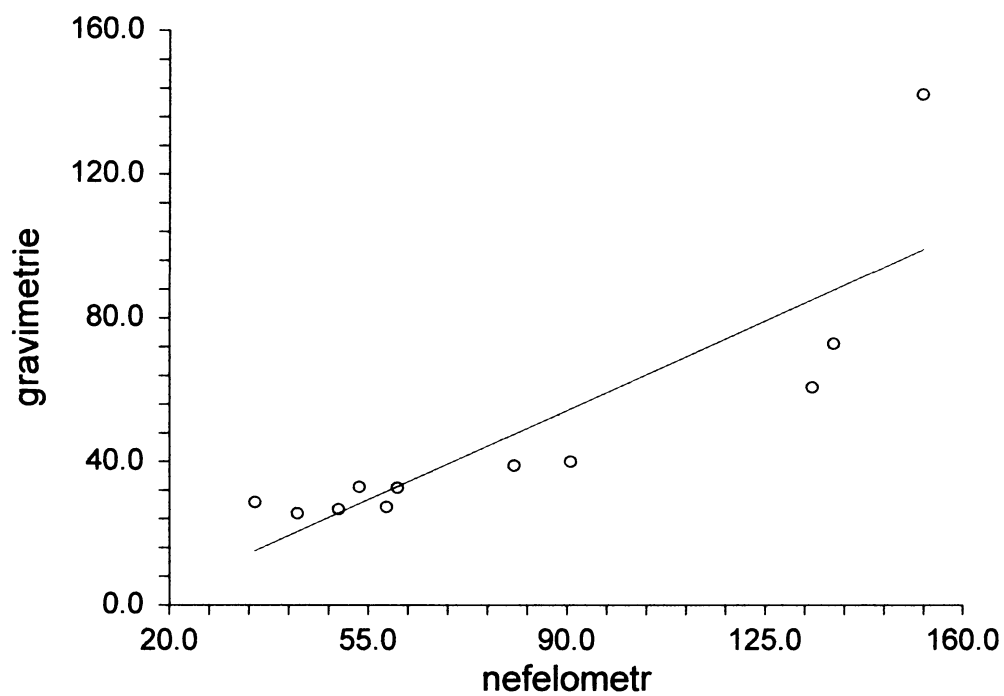
Obr. 18: Korelace mezi hodnotami $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) s relativní vlhkostí (%) ze stanice ČHMÚ

3.6. Výsledky referenčního měření

Referenční měření konané souběžně nefelometrem DustTrak a gravimetrickým Harvard impaktorem posloužilo k odhalení "systematické chyby", které se DustTrak kvůli principu svého měření dopouští. Měření trvalo 11 dní, konalo se v první polovině dubna 2009 a z již uvedených důvodů pouze ve venkovním prostředí. Zároveň se souběžně měřila teplota a relativní vlhkost vzduchu. Poslední den pak bylo naloženo se slepým filtrem (blankem) tak jako s ostatními filtry, avšak bez 24hodinové expozice. Rozdíl hmotnosti slepého filtru před a po manipulaci činil 0,01633 mg, což je hodnota cca o téměř 2 řády menší než u exponovaných filtrů.

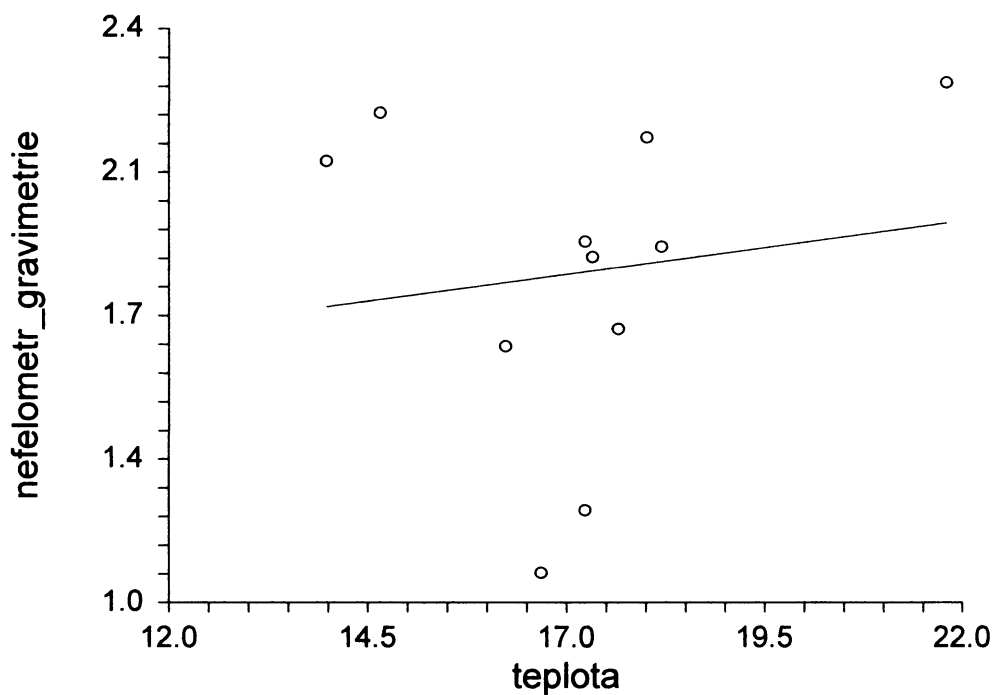
V korelační analýze byly porovnány průměrné denní koncentrace zjištěné DustTrakem s průměrnými denními koncentracemi získanými z gravimetrického měření pomocí Harvard impaktoru (Obr. 22). Korelační koeficient v tomto případě činil 0,89, tedy velice těsnou korelaci. Dále bylo zjištěno, že použitý nefelometr nadhodnocoval 1,8krát.. Zjišťovali jsme i to, jaký vliv může mít na tento poměr teplota a relativní vlhkost vzduchu a tak byly tyto poměry korelovány s teplotou i vlhkostí (Obr. 23, 24). Korelační koeficient s teplotou byl roven 0,14, tedy se dá říci, že alespoň podle tohoto skromného měření zde šlo o naprosto nezávislé jevy. V případě relativní vlhkosti tento koeficient činil -0,2, tedy závěr je stejný.

gravimetrie vs nefelometr

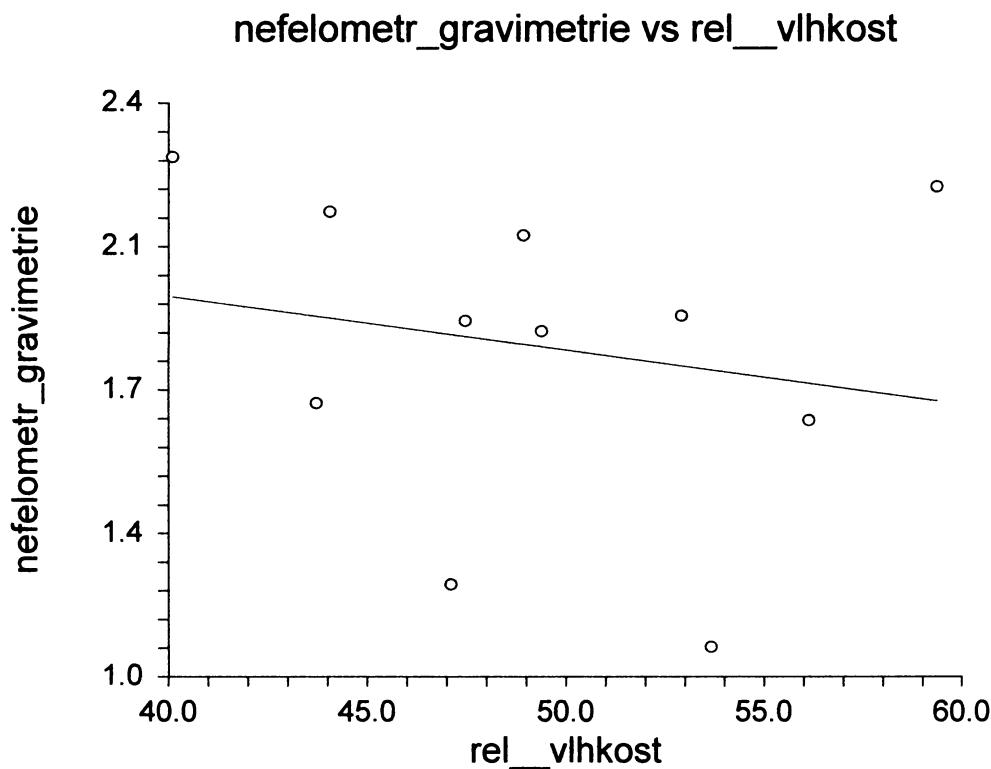


Obr. 22: Korelace mezi hodnotami PM_{2.5} z DustTraku a z Harvard impaktoru ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

nefelometr_gravimetrie vs teplota



Obr. 23: Korelace mezi poměrem nefelometrie/gravimetrie a teplotou vzduchu ($^{\circ}\text{C}$)



Obr. 24: Korelace mezi poměrem nefelometrie/gravimetrie a relativní vlhkostí vzduchu (%)

4. Diskuse

Tato práce se zabývala expozicí prašnému aerosolu frakce $PM_{2,5}$ v městském prostředí, s důrazem kladeným na dopravní prostředky MHD a cestovní expozici této škodlivině u běžného obyvatele velkoměsta, jakým je Praha. Pokoušeli jsme se co nejvěrněji simulovat běžnou dojížděku obyvatel ve městě za prací a naopak z práce, a proto byly do této práce zahrnuty i mikroprostředí, které s dojížděním úzce souvisí, tedy nikoliv jen samotnou cestu dopravním prostředkem, ale i čekání na zastávkách, chůzi po ulici i krátký pobyt v bytě před vyjetím a po něm. Celý experiment byl uskutečněn tak, aby nebyl ničím úmyslně ovlivňován (aby se třeba "vešel" do nějakého stanoveného času jízdy) a mohly působit náhodné události, tak jak je to při skutečných situacích běžné. Když se tedy například autobus dostal do dopravní zácpy, tak jsem projel celou trasu, byť s velkým zpožděním, stejně tak jsem se nevrátil zpět při náhlé přehánce. Byla snaha o

reprezentativnost výsledků a proto se experiment uskutečnil za různých podmínek, tedy jezdilo se ráno i večer, v zimě i v létě a za různých meteorologických podmínek.

Analýza rozptylu prokázala, že prakticky všechna prostředí se navzájem od sebe lišila. Jedinou výjimkou byl autobus a rušná křižovatka v Běchovicích, kde statisticky nebyl prokázán rozdíl. V případě bytu a klidné ulice sice byly mediány podobně blízko sebe, avšak byl zde velký rozdíl v rozptylech, který však už v případě křižovatky v Běchovicích a autobusu nebyl. To poukazuje na to, že by mohl být mezi těmito dvěma prostředími společný zdroj prašného aerosolu $PM_{2,5}$, kterým nejspíše bude automobilová doprava. Otázkou zůstává proč tato shoda není i v případě křižovatky na Spojovací, která je také frekventovanou křižovatkou. I zde ovšem byly koncentrace o dosti vyšší než v klidné ulici a na té byly o dost vyšší než v bytě, což podporuje hypotézu, že převažujícím zdrojem $PM_{2,5}$ ve městě jsou emise z automobilové dopravy. Na studii v Bostonu bylo prokázáno, že větší koncentrace prašného aerosolu $PM_{2,5}$ je v místech blízko spalovacích zdrojů (u něj metro, autobus a restaurace) než v místech jim více vzdálených (muzeum, obchody, nemocnice) (Levy et al., 2000). Na první pohled se může zdát divné, že se zde metro uvažovalo jako prostředí poblíž spalovacích zdrojů, avšak vliv vnější automobilové dopravy na koncentrace $PM_{2,5}$ v metru může být poměrně veliký, jak prokázal (Aarnio et al., 2005), když v metru byla podobná četnostní koncentraci $PM_{2,5}$ a velikostní distribuci částic na městské pozadové stanici a pravděpodobně je tedy společným zdrojem pouliční automobilová doprava. Že je významným zdrojem prašného aerosolu $PM_{2,5}$ silniční doprava prokázal (Hitchins et al., 1999), když měřil pomocí DustTraku koncentrace částic $PM_{2,5}$ v různých vzdálenostech od frekventované silnice a při větru, vanoucím různými směry. Při větru vanoucím od silnice k měřicím bodům byl postupně od silnice zaznamenáván pokles koncentrace $PM_{2,5}$, zatímco při větru vanoucím od měřicích bodů (tedy z volné krajiny bez významnějších zdrojů) směrem k silnici (uvažovanému zdroji) nebyl žádný vztah mezi vzdáleností od silnice a koncentrací $PM_{2,5}$. Podobně i v naší práci jsou analogií těchto měřicích bodů prostředí bytu (i když tam jsou ještě jiné aspekty jako uzavření oken atd.) a hlavně klidná ulice. Jelikož prostředí rušných ulic i autobusu je přímo u zdrojů, mají obecně vyšší koncentrace, zatímco klidná ulice a byt mohou mít zvýšené koncentrace jen při větru vanoucím směrem od zdroje a tedy v průměru menší

koncentrace. Toto jsme však prokázat nemohli, neboť jsme v těchto lokalitách směr větru nepozorovali.

Prostředí však byla podrobena i korelační analýze, která měla za účel odhalit, nakolik mohou být zdroje $PM_{2,5}$ v jednotlivých prostředích společné. Ještě lépe se zde tento aspekt porovnává než v případě analýzy rozptylu, poněvadž tam není tak jednoznačné, jestli jsou podobné rozptylové charakteristiky dány právě společným zdrojem. Největší korelace mezi prostředími byla v případě bytu a klidné ulice, dvou sousedních mikroprostředích, zároveň charakteristických nejmenšími koncentracemi $PM_{2,5}$. Tedy tyto nejmenší koncentrace u nich zřejmě budou mít podobné důvody, pravděpodobně větší vzdálenost od zdroje aerosolu, jež zde nejspíše bude opět automobilová doprava. Obdobně byly poměrně silně spolu korelovány i prostředí, která mají vysoké koncentrace $PM_{2,5}$, tedy autobus s křižovatkou na Spojovací a autobus s křižovatkou v Běchovicích, takže i zde je vidět velký vliv automobilové dopravy. Naopak poměrně malá byla korelace mezi autobusem a domácím prostředím, takže vazba mezi nimi z hlediska společných zdrojů částic $PM_{2,5}$ je poměrně slabá, když do bytu, navíc umístěného dále od rušných ulic málo proniknou částice emitované automobilovou dopravou a zdroje částic zde budou spíše jiné, například vaření, jako například i v případě restaurace (Levy et al., 2000). To, že u frekventovaných silnic je převažujícím zdrojem jemných částic doprava podporuje i studie (Gee et al., 1999), ve které se porovnávaly osobní expozice cyklistů a cestujících autobusem. Je možné, že cyklisti měli menší expozice i kvůli tomu, že se mohli vyhnout dopravním zácpám, avšak důvod může být i ten, že cyklisti jezdí po okrajích vozovky, kde není tolik částic jako přímo za vozidly, za kterými přímo jezdí autobus. Proto jsme možná i v naší studii naměřili více jemných částic v autobuse než při pohybu po chodnicích či na nástupním ostrůvku u frekventované silnice. Podobné to bylo i u práce zabývající se porovnáním expozice částicím při různých způsobech cestování (Kingham et al., 1998), kde nejnižší expozici měli cyklisti na cyklostezce, tedy je zde analogie s klidnou ulicí v naší práci. Cyklisti na silnici (vlastně analogie se stáním na refýži u kraje silnice) měli expozici vyšší a řidič automobilu (analogie s autobusem) měl expozici vůbec nejvyšší, tedy pořadí bylo i zde podobné. O zplodinách z dieselových motorů jako o hlavním zdroji jemných částic se

zmiňuje i práce (Mukherjee et al., 2003), kde vyšší expozice těmto částicím u průvodčích autobusů MHD oproti řidičům je vysvětlována jejich větší blízkostí dveřím, které se často otvírají.

S často se otvírajícími a zavírajícími se dveřmi jsem původně počítal jako s dalším aspektem, jež by mohl mít vliv na znečištění ovzduší uvnitř autobusu. Avšak příliš dlouhý interval záznamu a velmi krátké vzdálenosti mezi zastávkami způsobily, že na grafu zaznamenávající časový průběh koncentrací se doby souhlasící s otevřením dveří (či spíše nedlouho po jejich zavření kvůli době rozptylu částic) na grafu neprojeví ani nejmenšími "peaky". Tyto "peaky" se však projeví ve studii zabývající se kouřením v letadlech, kde se v případě nekuřáckých letů projevovaly při nástupu a výstupu (Lee et al., 1999). Zde je ale nutno poznamenat, že otevření dveří u letadla trvá mnohem déle než u autobusu. I tak poskytly tyto grafy zajímavé informace a ze 4 náhodně vybraných grafů pouze jeden odporoval obecnému schématu koncentrací během celé cesty, což bylo způsobeno nejspíše tím, že se v době pobytu doma smažilo jídlo, což je proces, který generuje dosti částic, jak již popsal (Levy et al., 2000) v případě restaurace. Stejně tak se musí počítat s kuřáky, se kterými se u nás v prostředcích MHD setkat nelze, avšak je možné na ně narazit na ulicích a ačkoliv to odporuje zákonu, tak i na refýžích. Již zmíněné "peaky" při kouření cigarety byly pozorovány ve studii z vlaku, i když zde s frakcí částic PM_{10} (Leutwyler et al., 2001). Některé takovéto "peaky" byly způsobeny kuřáky i v případě naší studie.

Uvažovali jsme dále, že významný vliv na expozici $PM_{2,5}$ by mohly být povětrnostní podmínky, jmenovitě jsme brali v potaz teplotu a relativní vlhkost vzduchu a rychlost větru. U všech tří byly velmi slabé korelace s koncentrací $PM_{2,5}$ a jedině u rychlosti větru se podařilo prokázat na zvolené hladině spolehlivosti nějakou závislost, byť i zde byla korelace slabá. Problém byl pravděpodobně v hodně velké vzdálenosti meteorologické stanice od experimentální trasy a pouze celodenní průměry meteorologických proměnných. Povětrnostní podmínky se tedy mohly lišit v lokalitě trasy a v lokalitě meteorologické stanice. Právě u větru jsme očekávali ze všech tří proměnných největší účinek, jelikož i jiné studie jeho vliv prokázaly. Například u studie

expozice $PM_{2,5}$ z různých dopravních prostředků včetně autobusu (Adams et al., 2001) vysvětlovala rychlost větru 26% variability v létě (ne však v zimě), v metru dokonce z 36%, přičemž s rostoucí rychlostí větru koncentrace klesaly. V létě (pouze) byla sice pozitivní korelace s vlhkostí, ale teplota neměla žádný účinek. I jiná studie (Alm et al., 1999) prokázala snížení expozice jemným částicím při rychlejším větru a větší vlhkosti a ve studii v Mexico City vysvětlovala rychlost větru u minibusů 50% a u autobusů 54% variability koncentrací $PM_{2,5}$ (Gómez-Perales et al., 2003). Je to tedy značně více než 8% v případě naší práce. Rychlost větru měla významný vliv na expozici $PM_{2,5}$ dokonce i v metru, nejspíše kvůli ventilačnímu systému (Aarnio et al., 2005).

Koncentrace škodlivin ve vzduchu včetně $PM_{2,5}$ se může také lišit podle období a to jak období denní, tak období roční. V případě denního průběhu má na to vliv hlavně různá intenzita zdrojů během dne (například proměnlivá hustota automobilové dopravy) a také, i když poněkud méně, mění se rozptylové podmínky, což se ovšem týká hlavně zimního období, neboť v létě bývají stálé. V případě roční variability je hlavní příčina rozdílů právě meteorologického charakteru (opět rozptylové podmínky, zhoršené v zimě), ale do jisté míry i zde může být proměnlivost daná zdroji, například lokální topeniště v zimním období (Gilli et al., 2006). V této práci prokázala analýza rozptylu shodu mezi ranním a večerním měřením, stejně jako mezi letním a zimním. Pouze nepatrně větší koncentrace byly naměřeny v létě oproti zimě, o něco větší byly rozdíly u denní variability, kde mělo ráno o něco vyšší koncentrace než večer. Bylo sice provedeno několik měření o víkendu či v dopravním sedle všedního dne, ale bylo jich jen několik a tudíž jejich srovnávání by bylo stěží statisticky průkazné. Je tedy vidět, že pouhé rozdělení na ráno-večer, případně léto-zima na vysvětlení variability nestačí, jelikož ve hře je velké množství faktorů a například dělení na dvě roční období jsou dosti nepřesná, neboť během nich se mohou podmínky dosti měnit. Podobně jako v naší práci, ani (Alm et al., 1999) nesezal v koncentracích $PM_{2,5}$ v automobilu rozdíly mezi ročními obdobími, avšak narozdíl od této práce se podařilo prokázat významně vyšší koncentrace v ranních hodinách oproti večerním, což zde vysvětlovali hustší dopravou a menší rychlostí větru ráno. Naproti tomu v jiné studii byla u $PM_{2,5}$ prokázána významná sezónní variabilita koncentrací, byť nebylo specifikováno v jakém smyslu (Gilli et al., 2006).

Práce zabývající se expozicí $PM_{2,5}$ v autobusech, minibusích a metru zjistila, že zatímco ráno měly minibusy největší koncentrace $PM_{2,5}$, večer měly ze všech typů dopravy nejméně (Gómez-Perales et al., 2003). Proč tomu tak bylo, však zde opět nebylo vysvětleno. Vypadá to, že toto dělení na dvě období je velmi hrubé a zjednodušené a nezahrnuje další proměnné a různé okolnosti (smogová situace atd.), aby mohly být udělaný jednoznačné závěry.

Poněvadž vybraná trasa nemusí být vůbec reprezentativní z hlediska cestovní expozice $PM_{2,5}$ v Praze, byly naše výsledky porovnány s údaji z pevných monitorovacích stanic AIM z co možná nejbližšího okolí. Jedna poněkud vzdálenější měřicí $PM_{2,5}$ a jedna blízká, avšak měřicí pouze PM_{10} . Paradoxně byla korelace mezi našimi daty a AIM menší u stanice měřicí $PM_{2,5}$ než PM_{10} . Patrně to však bylo způsobeno tím, že stanice $PM_{2,5}$ byla vzdálená od trasy několik kilometrů, zatímco stanice AIM měřicí PM_{10} byla přímo uprostřed trasy. Navíc stanice $PM_{2,5}$ byla umístěná, narozdíl od experimentální trasy, v údolní uzavřené poloze v zástavbě činžovních domů poblíž rušné křižovatky, zatímco stanice AIM měřicí PM_{10} byla umístěna na vyvýšené pláni v málo zastavěné oblasti, což by spíše odpovídalo charakteristice projížděné trasy. Silné korelace pozoroval (Braniš, 2005) při měření koncentrací PM_{10} DustTrakem mezi pozadřovými stanicemi a různými prostředími, jmenovitě ulicí, metrem a vlakem. V části trasy, kde chodil chodec s přístrojem po ulici byla hodnota korelačního koeficientu se stanicí AIM 0,62, tedy skoro jako v případě naší práce, kde byla korelace $PM_{2,5}$ z DustTraku a PM_{10} z AIM 0,68. I v případě korelace $PM_{2,5}$ z různých typů dopravy (kolo, bus, metro, automobil) se stanicí AIM v Londýně byly tyto korelace poměrně silné (Adams et al., 2001). Průměrné hodnoty cca o 100% převyšovaly průměrné hodnoty ze stanice AIM v centru Londýna. Například koncentrace naměřené cyklisty na pevně daných trasách měly korelační koeficient se stanicí AIM roven 0,58, tedy opět o něco nižší než v případě korelace s PM_{10} v naší práci, ale zase o něco vyšší než korelace s $PM_{2,5}$ (zde 0,49).

Jak již bylo výše řečeno, nefelometr DustTrak měří se systematickou chybou a proto bylo potřeba ho kolokovat, tedy provést referenční měření s přístrojem, který měří přesně, v našem případě s Harvard impaktorem. Korelace mezi těmito dvěma přístroji

byla rovna 0,89, což se dá považovat za korelaci velmi těsnou, je tedy vidět, že chyba DustTraku je opravdu systematická a nikoliv náhodná. Z hlediska relativních údajů je tedy možné tyto údaje poskytnuté DustTrakem poměrně dobře interpretovat, ačkoliv doba měření 11 dní s celodenními průměry není úplně reprezentativní. Bylo zjištěno, že DustTrak nadhodnocuje v průměru 1,8krát a tedy tímto číslem by bylo možno jeho údaje dělit, abychom zjistili skutečné koncentrace. Tak tomu ovšem není, jelikož měření trvalo pouze 11 dní a navíc za relativně stálých povětrnostních podmínek a tak by bylo potřeba přístroj kolokovat za všech podmínek (povětrnostní, různá prostředí atd.), kdy se měřilo DustTrakem, aby se dalo takto uvažovat a interpretovat i absolutní data z DustTraku. A poněvadž filtry pro gravimetrické měření jsou drahé a náš projekt nebyl podpořen grantem, více měření jsme neprováděli. Závislost mezi povětrnostními podmínkami (teplota a relativní vlhkost vzduchu) a systematickou chybou DustTraku byla velice slabá a tak se dá s velkou rezervou uzavřít, že alespoň při tomto referenčním měření šlo o nezávislé jevy. Použit byl jen 1 slepý filtr a výsledek, tedy rozdíl hmotnosti před a po měření o cca 2 řády menší než u exponovaných filtrů, je tedy pouze orientační. Nedá se tedy jednoznačně usoudit, zdali má manipulace s filtrem podstatný vliv na výsledky. (Braniš, 2005) kolokoval DustTrak měřící PM_{10} v létě i v zimě pomocí beta zářiče a hodnota systematické chyby byla v zimě 3,4, zatímco v létě pouze 2,02, což se dá vysvětlit tím, že v létě je více hrubých částic než v zimě.

5. Závěr

Tato práce se zabývala expozicí atmosférickému aerosolu $PM_{2,5}$ v autobusech MHD v Praze a srovnávala je i s ostatními prostředími, ve kterých se člověk ve městě běžně pohybuje. Bylo prokázáno, že ze všech těchto prostředí je v autobusu MHD nejvyšší expozice aerosolu $PM_{2,5}$ a tedy běžná dojíždka městským autobusem může představovat zvýšená zdravotní rizika, způsobená právě nadměrnou expozicí této škodlivině. Poměrně vysokým koncentracím je však podle našich výsledků člověk i při pobývání na frekventovaných městských ulicích.

Bylo dále zjištěno, že roční ani denní doba neměly na expozici významný vliv, což mohlo být ale ovlivněno mnoha dalšími faktory a náhodnými událostmi, jelikož počet

jízd nebyl až tak velký. Stejně tak ne to mohlo mít vliv zvolený způsob dělení na léto a zimu, což je dělení dosti hrubé, jelikož i v těchto obdobích může být velká variabilita podmínek. Bylo by lepší dělit tedy rok na více částí a pro srovnání měřit i v dopravním sedle všedních dní a o víkendech či svátcích.

Vliv meteorologických podmínek se s výjimkou rychlosti větru ukázal zanedbatelný, což bylo způsobeno velkou vzdáleností vybrané meteorologické stanice a pouze celodenními průměry. Bylo by tedy třeba vybrat trasu blíže meteorologické stanici a průměrovat po kratších intervalech.

Dále by bylo dobré vzít v potaz takové proměnné jako hustota dopravy, počet cestujících nebo způsob ventilace v autobusu. Referenční měření by mělo být jistě delší a pokrývat větší škálu ročních dob a různých dalších podmínek.

Jelikož jsou již dnes poměrně dobře známy negativní účinky expozice $PM_{2,5}$ na lidské zdraví, bylo by jistě prospěšné, kdyby i pro tento polutant byly v České republice zavedeny imisní limity, včetně mezí tolerance a posuzování. Takto škodlivá látka si jistě zaslouží být začleněna do naší environmentální legislativy, včetně zvláštních imisních limitů coby preventivního opatření.

6. Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat především vedoucímu diplomové práce Doc. RNDr. Martinu Branišovi CSc. za asistenci při řešení různých problémů spojených s touto diplomovou prací a za konzultace a věcné připomínky k práci a dále také RNDr. Janu Hovorkovi Ph.D. a RNDr. Ivě Hůnové CSc. za poskytnutí užitečných vědomostí při přednáškách a cvičeních týkajících se problematiky v této práci řešené.

7. Seznam zdrojů

Aarnio, P., Yli-Tuomi, T., Kousa, A., Mäkelä, T., Hirsikko, A., Hämeri, K., Räisänen, M., Hillamo, R., Koskentalo, T., Jantunen, M., 2005. The concentrations and composition

of and exposure to fine particles (PM_{2,5}) in the Helsinki subway system. *Atmospheric Environment* 39, 5059-5066.

Abadie, M., Limam, K., Bouilly, J., Génin, D., 2004. Particle pollution in the French high-speed train (TGV) smoker cars: measurement and prediction of passengers exposure. *Atmospheric Environment* 38, 2017-2027.

Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colvile, R.N., 2001. Determinants of fine particle (PM_{2,5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Atmospheric Environment* 35, 4557-4566.

Alm, S., Jantunen, M.J., Vartiainen, M., 1999. Urban commuter exposure to particle matter and carbon monoxide inside an automobile. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 237-244.

Braniš, M., 2005. The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system. *Atmospheric Environment* 40, 348-356.

Buschini, A., Cassoni, F., Anceschi, E., Pasini, L., Poli, P., Rossi, C., 2000. Urban airborne particulate: genotoxicity evaluation of different size fractions by mutagenesis tests on microorganisms and comet assay. *Chemosphere* 44, 1723-1736

Dellinger, B., Pryor W.A., Cueto, R., Squadrito, G. L., Deutsch, W.A., 2000. The role of combustion-generated radicals in the toxicity of PM_{2,5}. *Proceedings of the Combustion Institute* 28, 2675-2681.

Díaz, R.V., Dominguez, E.R., 2008. Health risk by inhalation of PM_{2,5} in the metropolitan zone of the City of Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 866-871.

Dopravní podnik hl. města Prahy, 2008. Výroční zpráva 2007

EPA, 2006. National Air Quality Standards for Particle Pollution.

EPA, 2007. Air Quality Index Reporting and Significant Harm Level for Fine Particulate Matter.

EPA 2009. Proposed revisions to Air Quality Index Reporting and Significant Harm Level for Fine Particulate Matter.

Fromme, H., Oddoy, A., Piloty, M., Krause, M., Lahrz, T., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *The Science of the Total Environment* 217, 165-173.

Furuya, K., Kudo, Y., Okinaga, K., Yamuki, M., Takahashi, S., Araki, Y., Hisamatsu, Y., 2001. Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations. *Trace and microprobe techniques* 19, 469-485.

Gee, I. L., Raper, D. W., 1999. Commuter exposure to respirable particles inside buses and by bicycle. *The science of the Total Environment* 235, 403-405.

Gilli, G., Pignata, C., Schiliro, T., Bono, R., La Rosa, A., Traversi, D., 2006. The mutagenic hazards of environmental PM_{2,5} in Turin. *Environmental Research* 103, 168-175

Gómez-Perales, J.E., Colvile, R.N., Nieuwenhuijsen, M.J., Fernández-Bremauntz, A., Gutiérrez-Avedoy, V.J., Páramo-Figueroa, V.H., Blanco-Jiménez, S., Bueno-López, E., mandujano, F., Bernabé-Cabanillas, R., Ortiz-Segovia, E., 2003. Commuters exposure to PM_{2,5}, CO and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment* 38, 1219-1229.

Gulliver, J., Briggs, D.J., 2004. Time-space modeling of journey-time exposure to traffic-related air pollution using GIS. *Environmental Research* 97, 10-25.

Hinds, W., C., 1999. *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. Wiley-Interscience, New York.

Hitchins, J., Morawska, L., Wolff, R., Gilbert, D., 1999. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmospheric Environment* 34, 51-59.

Hůnová, I., Janoušková, S., 2004. *Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší*. Karolinum, Praha.

Chan, A.T., Ching, M.W., 2003. Indoor-outdoor air quality relationships in vehicle: effect of driving environment and ventilation modes. *Atmospheric Environment* 37, 3795-3808.

Chillrud, S.N., Epstein, D., Ross, J.M., Sax, S.N., Pederson, D., Spengler, J.D., Kinney, P.L., 2004. Elevated Airborne Exposures of Teenagers to Manganese, Chromium, and Iron from Steel Dust and New York City's Subway System. *Environ. Sci, Technology* 38, 732-737.

Johansson, Ch., Johansson, P., 2002. Particulate matter in the underground of Stockholm. *Atmospheric Environment* 37, 3-9.

Jones, A.Y.M., Lam, P.K.W., Dean, E., 2005. Respiratory health of bus drivers in Hong Kong. *Int Arch Occup Environ Health* 79, 414-418

Karlsson, H.L., Nilsson, L., Möller, L., 2004. Subway Particles Are More Genotoxic than Street Particles and Induce Oxidative Stress in Cultured Human Lung Cells. *Chem. Res. Toxicol.* 18, 19-23.

- Kingham, S., Meaton, J., Sheard, A., Lawrenson, O., 1998. Assessment of exposure to traffic-related fumes during the journey to work. *Transp. Res. D* 3, 271-274.
- Lee, S., Poon, C., Li, X., Luk, F., 1999. Indoor Air Quality Investigation on Commercial Aircraft. *Indoor Air* 9, 180-187.
- Leutwyler, M., Siegmann, K., Monn, Ch., 2001. Suspended particulate matter in railway coaches. *Atmospheric Environment* 36, 1-7.
- Levy, J.I., Houseman, E.A., Ryan, L., Richardson, D., Spengler, J.D., Students from the 1998 Summer Program in Biostatistics, 2000. Particle Concentrations in Urban Microenvironments. *Environ Health Prospect* 108, 1051-1057.
- Lindgren, T., Norbäck, D., 2001. Cabin air quality: indoor pollutants and climate during intercontinental flights with and without tobacco smoking. *Indoor Air* 12, 263-272.
- Li, T., Bai, Y., Liu, Z., Li, J., 2007. In-train air quality assessment of the railway transit system in Beijing: A note. *Transportation Research Part D* 12, 64-67.
- Li, Z., Sjodin, A., Porter, E.N., Patterson, D.G., Needham, L.L., Lee, S., Russell, A.G., Mulholland, J.A., 2008. Characterization of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Atlanta. *Atmospheric Environment* 43, 1043-1050.
- McEnte, J.C., Ogneva-Himmelberger, Y., 2008. Diesel particulate matter, lung cancer, and asthma incidences along major traffic corridors in MA, USA: A GIS analysis. *Health and Place* 14, 817-828.
- Mukherjee, A.K., Bhattacharya, S.K., Ahmed, S., Roy, S.K., Roychowdhury, A., Sen, S., 2003. Exposure of drivers and conductors to noise, heat, dust and volatile organic compounds in the state transport special buses of Kolkata city. *Transportation Research Part D* 8, 11-19.

Pfeifer, G.D., Harrison, R.M., Lynam, D.R., 1999. Personal exposures to airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996. *The Science of Total Environment* 235, 253-260.

Praml, G., Schierl, R., 1999. Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-year survey in buses and trams. *Int Arch Occup Environ Health* 73, 209-214

Priest, N.D., Burns, G., Gorbunov, B., 1998. Dust levels on the London underground: A health hazard to commuters? Urban Pollution Research Centre.

Sitzmann, B., Kendall, M., Watt, J., Williams, I., 1999. Characterisation of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy. *The Science of the Total Environment* 241, 63-73.

Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2008/50/ES

Traversi, D., Degan, R., De Marco, R., Gilli, G., Pignata, C., Ponzio, M., Rava, M., Sessarego, F., Villani, S., Bono, R., 2008. Mutagenic properties of PM_{2,5} air pollution in the Padana Plain (Italy) before and in the course of XX Winter Olympic Games of "Torino 2006". *Environmental International* 34, 966-970.

Wendy Hsiao, W.L., Mo, Z., Fang, M., Shi, X., Wang, F., 2000. Cytotoxicity of PM_{2,5-10} ambient air pollutants assessed by the MTT and the Comet assays. *Mutation Research* 471, 45-55.

WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe, 2nd edition. Copenhagen.

