

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Diplomová práce

Vliv lokálních topenišť na PM₁₀ v městském prostředí

Influence of local heating to PM₁₀ levels in urban atmosphere

Student: Martina Píšová

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Jan Hovorka, PhD.

srpen 2014

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne

Martina Pišová

Poděkování

Na prvním místě bych ráda poděkovala panu RNDr. Janu Hovorkovi, PhD. za vedení mé diplomové práce, za odborné konzultace, cenné rady a čas, který mi věnoval. Dále ČHMÚ za poskytnutí meteorologických dat a koncentrací PM₁₀ na území Mladé Boleslavi. Chtěla bych poděkovat i Městskému úřadu v Mladé Boleslavi za jejich ochotnou pomoc při terénním měření. Velké díky patří samozřejmě mé rodině za jejich podporu během studia.

Abstrakt

Tato práce hodnotí prostorovou variabilitu koncentrací PM_{10} na území Mladé Boleslavi, Kosmonos a malé obce Plazy v průběhu jednoho měsíce v zimním období v roce 2013. Pomocí síťového měření jsme se snažili zjistit, jestli se ve městě nachází lokální zdroje znečištění, nebo zda jsou škodlivé látky přenášeny z okolí do města. K měření byla použita sada 9 přenosných laserových nefelometrů DustTrak (8520, TSI), které byly umístěny na střechách škol. Souběžně byly beta-prachoměrem měřeny kontinuálně koncentrace PM_{10} , dále pak byly sledovány základní meteorologické parametry (teplota, vlhkost, rychlost a směr větru). Všechny zmíněné parametry byly kontinuálně měřeny v pětiminutových intervalech. Dále byla při pochůzce městem měřena osobní expozice, byla porovnána s expozicí stacionárních monitorů a na závěr byly její rozdíly kvantifikovány.

V Mladé Boleslavi a v Kosmonosech se dá pozorovat shodný trend koncentrací PM_{10} na všech vybraných lokalitách ve městě. Odlišný trend koncentrací PM_{10} měla obec Plazy, kde byly vyšší a častější maxima, zejména ve večerních hodinách. Hlavní příčinou zvýšené zátěže PM_{10} ve městě je automobilová doprava a lokální topeniště přispívající k městskému pozadí. Výsledky dále ukazují, že nejvyšší koncentrace PM_{10} byly zjištěny ve dnech s nízkou rychlostí větru, kvůli zhoršeným rozptylovým podmínkám. Z pozemního měření bylo potvrzeno, že lokální topeniště a doprava přispívají ve sledované lokalitě ke zvýšeným koncentracím aerosolu. Bylo prokázáno, že průměrná osobní expozice chodícího přístroje je vyšší než průměrná expozice stacionárních monitorů, což je způsobeno přízemními vlivy, které se na stacionárních monitorech ve vyšších výškách nad povrchem země již neprojeví.

Klíčová slova: lokální topeniště, PM_{10} , městské ovzduší, personální expozice

Abstract

This master thesis evaluates the spatial variability of concentrations of PM_{10} on the area of towns Mladá Boleslav, Kosmonosy and small village Plazy during one month in the winter of 2013. Using a network measurements, we tried to determine whether sources of pollution are inside the city, or whether these harmful substances are transferred from the outside of the city to the area of the city. For the measurements we used a set of 9 portable laser nephelometers DustTrak (8520, TSI), which were placed on the roofs of schools. In the same time the device called beta-prachoměr (beta dust-meter) was continuously measuring concentrations of PM_{10} , and we also monitored basic meteorological parameters (temperature, humidity, wind speed and direction). All these parameters were continuously measured at five minutes intervals. Also we did personal walks through the city, during which we measured personal exposure to PM_{10} concentrations. This exposure was compared with exposure of stationary monitors, and finally the differences were quantified.

In Mladá Boleslav and in Kosmonosy, the same trend of concentrations of PM_{10} was observed at all selected locations in the city. Different trend of PM_{10} concentrations was observed in the village Plazy, where the peaks were higher and more frequent, especially in the evening. The main causes of increased concentrations of PM_{10} in the city are automobile transport and local heatings contributing to the urban background. The results also show that the highest concentrations of PM_{10} were observed during days with low wind speeds, due to poor dispersion conditions. Terrestrial measurements confirmed that local heating and transport contribute in the monitored area to increased concentrations of aerosols. It has been proven that the average personal exposure of device measuring during walks is higher than average exposure of stationary monitors. This is caused by the sources of pollution in low heights above ground, which don't impact on stationary monitors in higher heights.

Key words: local heating sources, PM_{10} , urban atmosphere, personal exposure

Obsah

1	Úvod	7
2	Cíle práce	8
3	Zdroje znečištění a legislativa.....	9
3.1	Zdroje znečištění	9
3.2	Legislativa	10
4	Vliv působení aerosolu	12
4.1	Vliv aerosolů na zdraví člověka	12
4.2	Osobní expozice.....	13
4.3	Vliv aerosolů na životní prostředí.....	13
5	Metodika	15
5.1	Použité přístroje	15
5.1.1	DustTrak	15
5.1.2	Beta prachoměr.....	17
5.2	Lokalita měření.....	18
5.3	Zpracování dat.....	20
5.3.1	Kolokace	20
5.3.2	Výpočet chyby měření.....	21
5.4	Výpočet skutečných hodnot PM ₁₀	22
5.4.1	Statistické hodnocení – Wilcoxonův test	22
5.5	Mobilní měření	22
5.5.1	Výpočet osobní expozice	23
6	Výsledky.....	25
6.1	Skutečné hodnoty PM ₁₀	25
6.2	Síťové měření	27
6.3	Mobilní měření	34
7	Diskuze.....	48
8	Závěr	50
9	Seznam literatury	51

1 Úvod

Atmosférický aerosol lze definovat jako koloidní systém pevných a kapalných částic suspendovaných ze vzduchu. Velikost těchto aerosolových částic se pohybuje v rozmezí od 0,001 do 100 μm . Částice aerosolu ovlivňují viditelnost, klima a hlavně mají vliv na lidské zdraví a kvalitu života. Aerosol má také významný vliv na atmosférické děje jako je vznik srážek a teplotní bilance Země.

Nejpoužívanější rozdělení aerosolů je na základě velikosti částic, tedy jemné a hrubé částice. Aerodynamický průměr je průměr hypotetické kulové částice o hustotě $1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, která ve stagnantní vrstvě atmosféry sedimentuje stejně rychle jako částice námi sledovaná. Jemné částice jsou ještě rozlišeny na částice nukleačního modu (menší než 0,1 μm) a částice akumulárního modu (0,1 – 2,5 μm). Částice nukleačního modu vznikají při vysokoteplotních procesech (hoření, tavení rud a kovů, svařování) a fotochemickými reakcemi v atmosféře. Částice akumulárního modu tvoří převážnou část povrchu a podstatnou část hmotnosti atmosférického aerosolu. Vznikají především kondenzací plynů (konverze plyn- částice), chemickou reakcí, kondenzací vody nebo ostatních par na již existující částice a koagulací částic nukleačního modu. Mod hrubých částic, částice větší než 2,5 μm , vznikají mechanickými procesy, patří sem půdní částice, mořský aerosol, částice emitované průmyslem a resuspendované částice (Braniš et al., 2009; Hinds, 1999).

Předpokládá se, že významnou roli při vzniku částic atmosférického aerosolu, má zejména průmysl a doprava, a proto jsou větší města více postižena vyššími koncentracemi znečišťujících látek než venkovské oblasti (Monn et al., 1995, Hoek et al., 1997). V posledních desetiletích výzkumy ukazují, že kvalita ovzduší v malých obcích, obzvláště ve středních Čechách, je s tímto předpokladem v rozporu (Andělová a Braniš, 2009, Dvorščík, 2009, Braniš, 2011). Právě v menších obcích se dosud nejčastěji spalují nekvalitní paliva, nebo dokonce odpady. Rostoucí ceny plynu a elektrické energie vedou k opětovnému zprovoznování kotlů starých někdy i desítky let, často ve špatném technickém stavu. Do ovzduší jsou tímto způsobem uvolňovány také nebezpečné karcinogenní látky, které bývají na jemné prachové částice navázány.

Imisní limity pro atmosférický aerosol frakce PM_{10} jsou překračovány v zimní sezoně za nepříznivých mikroklimatických podmínek a zejména díky geografické poloze sídla (údolí, říční niva).

Často můžeme pozorovat ve městech tzv. weekend effect, kdy koncentrace ve všedních dnech jsou vyšší než o víkendu (Madhavi Latha et Highwood, 2006). Nižší koncentrace PM_{10} jsou připisovány snížené hustotě víkendového provozu. V případě lokálních topenišť očekáváme opačný trend, vyšší koncentrace o víkendu v závislosti na delší době strávené v domácím prostředí.

2 Cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo vystavět síť měřících zařízení DustTrak s impaktory na PM_{10} a změřit prostorovou distribuci PM_{10} v Mladé Boleslavi a jejím okolí během měsíčního měření v zimním období. Z časového chodu měření lze do jisté míry usoudit, zda převládající zdroje PM_{10} na lokalitě jsou lokální nebo vzdálené. V případě lokálních zdrojů předpokládáme rozdílný časový chod koncentrací PM_{10} u monitorů lišících se vzdáleností od zdroje PM_{10} . Naopak, dominuje-li vzdálený zdroj znečištění, koncentrace PM_{10} by se měnily na všech stanovištích stejnou rychlostí.

Druhým cílem diplomové práce bylo při pochůzce městem s pomocí mobilních monitorů změřit personální expozici PM_{10} a tuto personální expozici porovnat s expozicí počítanou z měření stacionárních monitorů. Předpokládáme, že mobilní monitory budou více ovlivněny přízemními zdroji PM_{10} nežli stacionární monitory a případný rozdíl budeme kvantifikovat

3 Zdroje znečištění a legislativa

3.1 Zdroje znečištění

Aerosolové částice se dělí na primární a sekundární podle mechanismu, jakým se dostávají do atmosféry. Primární aerosol se dostává do vzduchu přímým emitováním částic ze zdroje (půda, lomy, spalování), sekundární aerosol vzniká chemickými reakcemi a změnou skupenství plynných látek na kapalné nebo tuhé částičky.

Atmosférický aerosol může být přirozeného nebo antropogenního původu. Hlavním přirozeným zdrojem jsou výbuchy sopek, lesní požáry a prach unášený větrem. Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem jsou spalovací procesy (hlavně automobilová doprava a elektrárny), ale i další vysokoteplotní procesy (tavení kovů a rud, svařování).

Celostátní evidenci uvedených zdrojů emitujících do ovzduší znečišťující látky zajišťuje Registr emisí zdrojů znečištění ovzduší (dále REZZO) a dělí tyto zdroje do 4 kategorií (**tabulka 1**). Registr emisí zdrojů znečištění ovzduší zřizuje ministerstvo životního prostředí, správu databáze vede Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). Domácí topeniště patří mezi malé stacionární zdroje znečištění REZZO 3, jehož tepelný výkon je nižší než 0,2 MW. Do těchto malých zdrojů zahrnujeme kotelny provozované organizacemi, lokální topeniště provozované obyvatelstvem za účelem otopu obytných objektů, ohřevu teplé užitkové vody a vaření a organizacemi pro technologické účely (vaření v jídelnách, lokální ohřev vody, mandly apod.).

Pro celostátní emisní bilanci malých zdrojů je na ČHMÚ využíván model aktualizace údajů ze Sčítání lidu, bytů a domů, prováděného ČSÚ, jehož výstupem jsou údaje o spotřebě základních druhů fosilních paliv spalovaných v domácnostech (Hrubý O., 2009). Tyto údaje jsou od roku 1996 průběžně aktualizovány ve spolupráci s regionálními dodavateli paliv a energií (plynárenské a.s., energetické a.s., teplárenské podniky). Konečným produktem modelu jsou údaje o emisích znečišťujících látek z lokálních topenišť (REZZO 3) na úrovni jednotlivých obcí. Celková emisní bilance malých zdrojů nezahrnuje údaje o emisích z drobných provozoven zpoplatňovaných obecními a městskými úřady.

Emise z malých zdrojů znečištění tvoří podstatnou část celkových emisí. Z pohledu rozptylu a charakteristické výšky komínů se toto konstatování jen umocňuje. Porovnání absolutních hodnot ročních produkcí emisí pro jednotlivé REZZO neposkytuje přesnou informaci o závažnosti postižení životního prostředí. Emise u REZZO 3 jsou místem svého vypouštění do okolí zcela odlišné od emisí z větších zdrojů (Herčík M., 2000). Výška komínů

u malých zdrojů se ve většině případů pohybuje v rozmezí 5 až 12 metrů, zatímco výška komínů u velkých zdrojů je několikanásobně větší. Obecně platí, čím vyšší je komín, tím menší budou koncentrace imisí v přízemní vrstvě (u zemského povrchu) na závětrné straně, podle statické teorie turbulentní difúze a popisu náhodného pohybu částice ve vzduchu (Machálek P. et Machart J., 2003).

Tabulka 1: Dělení zdrojů znečišťujících ovzduší podle tepelného výkonu

REZZO 1	velké zdroje, stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu vyšším než 5 MW a zařízení zvláště závažných technologických procesů
REZZO 2	střední zdroje, stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu 0,2 – 5 MW, uhelné lomy a plochy s možností hoření, zapaření nebo úletu znečišťujících látek
REZZO 3	malé zdroje, stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu nižším než 0,2 MW; lokální topeniště a také plochy, na kterých jsou prováděny práce, které mohou způsobovat znečištění ovzduší, skládky palivových surovin, produktů a odpadů a zachycených exhalátů
REZZO 4	mobilní zdroje

Lokální topeniště jsou zdroji nejvyšších emisí v topném období (topná sezona), které nekopíruje kalendářní rok. V České republice začátek a konec otopného období stanovuje vyhláška Ministerstva průmyslu a obchodu č. 194/2007 Sb., podle které topné období začíná 1. září a končí 31. května. Dodávka tepla se zahájí v topném období, když průměrná denní teplota (součet teplot v 7, 14 a dvakrát ve 21 hodin děleno 4) poklesne pod 13 °C ve dvou po sobě jdoucích dnech a podle vývoje počasí nelze očekávat zvýšení této teploty nad 13 °C následující den. Vytápění se zase omezí nebo přeruší, pokud vystoupí teplota nad 13 °C ve dvou po sobě jdoucích dnech a nelze očekávat pokles následující den. Jsou-li nízké teploty i mimo topnou sezónu, stačí souhlas nejméně dvou třetin konečných spotřebitelů, aby mohlo být vytápění obnoveno, jestliže to technické a zásobovací podmínky dovolí (internet [1]).

3.2 Legislativa

Po roce 1989 došlo k politické a ekonomické restrukturalizaci a k výraznému zlepšení kvality ovzduší, když se změnila právní předpisy většiny zákonů. Zásadní změny se týkaly i

právních předpisů v ochraně ovzduší. Byly zpřísněny emisní limity u velkých a středních zdrojů znečištění ovzduší a byly zavedeny sankce za jejich nedodržování, podniky musely postupně zavést nové technologie pro čištění spalin. Díky novým technologiím došlo ke snížení zejména emisí oxidu siřičitého.

Legislativní opatření se v té době malým zdrojům spalování vyhnula. V zákoně č. 86/2002 o ochraně ovzduší se mluví o lokálních topeništích jen okrajově. S rostoucím vlivem lokálních topenišť rostou i rizika spojená s vlivem znečišťujících látek na zdraví obyvatelstva. U lokálních topenišť dochází často k nedokonalému spalování paliv, neuvědomilí občané spalují i domácí odpad, což vede k produkci karcinogenních a toxických látek a jejich vypouštění do ovzduší.

Od konce šedesátých let byl v ČR atmosférický aerosol měřen jako celkové suspendované částice (SPM = suspended particulate matter nebo TSP = total suspended particles) gravimetrickou metodou, pár let byl díky AIM měřen také radiometricky (Braniš a Hůnová, 2009). Měřicí stanice v ČR v průběhu devadesátých let přešly na měření PM₁₀ (PM = particulate matter), což jsou částice o aerodynamickém průměru menším než 10 μm, které jsou zachytávány s právě 50 % účinností. Od roku 2003 se na některých stanicích ČHMÚ měří menší částice PM_{2,5}.

V současné době platí v České republice denní imisní limit pro PM₁₀ 50 μg/m³ s maximálním možným počtem 35 překročení za kalendářní rok.

4 Vliv působení aerosolu

Znečištění ovzduší poškozuje lidské zdraví i životní prostředí, proto je důležité sledovat jeho negativní účinky a určit jeho příčinu, abychom se mu mohli vyvarovat. Sledovat kvalitu ovzduší je důležité s ohledem na lidské zdraví, které nepřímo ovlivňuje i pracovní docházku a náš celkový výkon a kvalitu života.

4.1 Vliv aerosolů na zdraví člověka

Údaje o koncentraci sledovaných látek ve většině těchto studií pochází ze stacionárních měřicích stanic, přestože ve většině případů neodráží skutečnou osobní expozici sledovaným škodlivinám.

Aerosoly v ovzduší mají negativní vliv na zdravotní stav. Hlavní a nejčastější cestou vstupu aerosolových částic do lidského organismu jsou dýchací cesty. Hrubé prachové částice jsou zadržovány v horních cestách dýchacích. Pohybem řasinkového epitelu, kterým je vystlána nosní dutina, se dostávají s hlenem do nosohltanu a jsou spolknuty nebo vykašlány či vykýchány. Větší částice postupně v dýchacích cestách sedimentují (horní cesty dýchací zachytí většinu částic větších než 5 μm), menší částice pronikají hlouběji. Se zmenšující se velikostí částic pravděpodobnost průchodu do plicních sklípků stoupá, pro částice velikosti 3 μm je tato pravděpodobnost vyšší než 50 %. Kromě dýchacích obtíží mohou mít aerosoly negativní vliv na podráždění spojivek očí a pokožky, u citlivých osob se projevují i alergické reakce, avšak v porovnání s účinky na dýchací ústrojí je tento vliv zanedbatelný (Hinds, 1999).

Doba expozice hraje zásadní roli při poškození zdraví. Účinky krátkodobě zvýšených denních koncentrací atmosférického aerosolu frakce PM₁₀ způsobují nárůst celkové nemocnosti i úmrtnosti, zejména na onemocnění srdce a cév, zvýšení kojenecké úmrtnosti, zvýšení výskytu kašle a ztíženého dýchání. Mezi účinky dlouhodobě zvýšených koncentrací patří snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, zvýšení nemocnosti na onemocnění dýchacího ústrojí a výskytu symptomů chronického zánětu průdušek, zkrácení délky života hlavně z důvodu vyšší úmrtnosti na choroby srdce a cév a pravděpodobně i na rakovinu plic (Pope et al., 1991). Celkově však dlouhodobá expozice byť nízkým koncentracím může způsobit předčasné úmrtí zejména lidem se srdečními nebo dýchacími problémy, případně poruchy kardiovaskulárního systému (Aunan et Pan, 2004, U.S.EPA, 2013)

Citlivost jedince také rozhoduje o tom, jaký dopad na zdraví budou mít expozice. Záleží na zdravotním stavu jednotlivce a také na věku, přičemž velice citlivé jsou děti a starší lidé.

4.2 Osobní expozice

Z hlediska zdravotního výzkumu a ochrany atmosféry je také důležité zjištění expozice. Cílem hodnocení expozice je provést kvantitativní nebo kvalitativní odhad dávky nebo koncentrace, které je obyvatelstvo vystaveno. Pro zjišťování expozice ekosystémů byla vyvinuta řada metodik a modelů, které se liší podle toho, pro koho expozici počítáme (jednotlivec/populace), v jakém prostředí se exponované subjekty pohybují a za jakým účelem expozici zjišťujeme. Pro určení expozice člověka v městském prostředí je potřeba uvážit časové měřítko – je-li expozice dlouhodobá nebo krátkodobá a je také nutno přihlídnout k tomu, že lidé se mohou pohybovat různými prostředími a mikroprostředími, kde dochází k expozici ze specifických zdrojů (Braniš a Hůnová, 2009).

4.3 Vliv aerosolů na životní prostředí

Z ovzduší se aerosol dostává do ostatních složek životního prostředí pomocí suché nebo mokré depozice (buď se částice aerosolu sama usadí, nebo ji zachytí kapka vody při dešti nebo sněžení a snese ji na povrch země). Dá se říct, že platí pravidlo - čím menší částice, tím déle zůstane ve vzduchu. Nejmenší částice (menší než 1 μm) mohou v ovzduší zůstávat i několik týdnů, zatímco hrubší částice (10 μm a větší) většinou sedimentují na zemský povrch v průběhu několika hodin.

Jemné a hrubé částice se také liší ve svém složení. U hrubších částic představuje většinu hmotnosti materiál zemské kůry (částice půdy, zvětraných hornin a minerálů, prach) a bioaerosol. Jemné částice se skládají především ze síranů, amonných solí, organického a elementárního uhlíku a některých kovů. Významnou složkou jak hrubého, tak i jemného aerosolu jsou dusičnany. Velké nebezpečí představuje schopnost aerosolových částic absorbovat jiné látky. Aerosol se pak stává nosičem například těžkých kovů (rtuť, olovo, kadmium, ...) nebo těkavých organických látek. Mnohé z látek, obsažených v aerosolových částicích, jsou toxické a způsobují kontaminaci půdy, vod a rostlin. Aerosol může působit na

organismy mechanicky zaprášením. Zaprášení listů rostlin snižuje jejich aktivní plochu, u živočichů prach vstupuje do dýchacích cest (internet [2])

Aerosolové částice mohou rozptýlit, odrážet, nebo absorbovat sluneční záření, což ovlivňuje množství sluneční energie, která vstupuje do klimatického systému Země. To se nazývá „přímý efekt aerosolu“ (direct aerosol effect). Dále aerosolové částice mohou působit jako semínka pro kapky obsažené v mraku. Povaha takových semínek potom může ovlivnit teplotu, při které kapalina v kapkách mrzne. Tím je zároveň ovlivněna i schopnost mraku se vysrážet. Takové efekty aerosolových částic nazýváme „nepřímé aerosolové efekty“ (indirect aerosol effects) (internet [3]).

5 Metodika

5.1 Použité přístroje

Monitorování hmotnostních koncentrací PM_{10} bylo prováděno pomocí laserových nefelometrů a beta-prachoměru. Nefelometry jsme rovnoměrně rozestavili po městě, aby vytvořily měřicí síť, a jejich data jsme použili pro sledování dynamiky koncentrací v průběhu dne na jednotlivých stanovištích. Bodové měření s beta prachoměrem jsme využili pro korekci hodnot naměřených nefelometry.

5.1.1 DustTrak

Pro kontinuální monitorování venkovní hmotnostní koncentrace bylo použito 9 přenosných laserových nefelometrů DustTrak (model 8520, TSI), s impaktorem PM_{10} (**obrázek 1**). Aktuální koncentrace se zobrazují na displeji přístroje v mg/m^3 , které se podle nastaveného intervalu ukládají do paměti. Pro naše kontinuální měření byla nastavena integrační doba měření koncentrací na 5 minut, aby bylo možno sledovat dynamiku koncentrací částic PM_{10} v průběhu dne.

Princip měření je založen na rozptylu koherentního infračerveného záření na souboru částic. Infračervený paprsek (780 nm) dopadá z laserové diody na procházející proud aerosolu pod úhlem 90° a měří se intenzita odraženého záření, která je úměrná hmotnostní koncentraci částic aerosolu. Tímto způsobem lze spolehlivě detekovat částice o velikosti v rozmezí 0,15 až 10 μm . Podle návodu byl před měřením nastaven průtok vzduchu na 1,7 l/min a pomocí nulového filtru byl přístroj vynulován. Jestliže se hodnota na displeji při nasazení nulového filtru nepohybovala v intervalu $-0,001$ až $+0,001$ mg/m^3 , byla nulová kalibrace opakována.

V našich urbánních podmínkách ukazují DustTraky vyšší hodnoty než jsou skutečné koncentrace, jelikož jsou kalibrovány na tzv. Arizona road dust (ISO 12103-1, A1 test dust), který má odlišnou hustotu částic, jiný refrakční index a jinou velikostní distribuci částic než běžné aerosolové částice v městském prostředí (Grégr et al., 2012). Na naměřenou hmotnostní koncentraci částic má dále vliv vzdušná vlhkost a teplota.



Obrázek 1: DustTrak (TSI, 8520)

Pro měření v terénu byly DustTraky uloženy do přenosných vodotěsných kufříků Environmental Enclosures (model 8520-1, TSI). Vzduch je nasáván všesměrovou odběrovou hlavicí (inlet), která vyčnívá na horní straně kufříku, a je propojena k přístroji umělohmotnou hadičkou. Přístroje byly nasazeny na tripody a vyzdviženy do výšky, aby otvor hlavice pro nasávání vzduchu dosahoval výšky dýchací zóny, tzn. 150 – 170 cm nad zemí. Napájení přístrojů bylo zajištěno napojením adaptéru do elektrické sítě, aby se nemusely baterie u DustTraků vyměňovat každých 42 – 60 hodin, nemluvě o případném nebezpečí vybití baterie vlivem nízkých zimních teplot a nedošlo k následné ztrátě dat. Pouze jeden přístroj (v Kosmonosech) byl po dobu 1,5 dne (13. – 15. 2.) napájen z nabíjecí baterie, než byl zapojen do elektrické sítě. Pro případ výpadku proudu z elektrické sítě má každý DustTrak uloženy 4 monočlánky typu AA jako záložní zdroj.

V případě krátkých pochůzek byl přístroj DustTrak vložen do batohu a vystlán bublinkovou fólií, pro nasávání vzduchu byla připojena všesměrová odběrová hlavice, která čněla 5 – 10 cm z batohu (**obrázek 2**). Toto umístění bylo vybráno proto, že se nachází ve výšce dechové zóny člověka a sběr vzorků je proto reprezentativní. Vzhledem ke krátkým cestám po městě byl DustTrak připojen k nabíjecí baterii společně se záložními monočlánky.

Spuštění přístrojů pro síťové měření proběhlo ve 3 fázích. Šestice přístrojů byla rozestavena 6. 2. 2013, jeden přístroj byl zapojen po příjezdu mobilní stanice Laboratoře pro měření kvality ovzduší, která je součástí Ústavu pro životní prostředí na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze, na atletickém stadionu (13. 2. 2013) a poslední dva přístroje byly spuštěny do 19. 2. 2013, až pro ně byla zvolena vhodná a bezpečná stanoviště (**tabulka 2**). Kromě stažení dat z přístrojů se každý týden kontrolovala procenta volné paměti, seřízení času či vylití vody z nádoby. Měřicí kampaň byla ukončena 18. 3. 2013. Z důvodu obavy o poškození nebo odcizení přístroje na stanici ČHMÚ na atletickém stadionu muselo být jeho měření ukončeno s odjezdem hlavní měřicí stanice, dne 1. 3. 2013. Zbývající přístroje byly v březnu kontrolovány po 14 dnech.



Obrázek 2: DustTrak uložený v batohu, všesměrová hlavice je zafixována ve svislé poloze

5.1.2 Beta prachoměr

Abychom zjistili, o kolik DustTrak přeměřuje, bylo potřeba uskutečnit srovnávací měření, kde by se naměřené hodnoty z DustTraku porovnály s měřením z přímých metod. Beta prachoměr sloužil jako referenční metoda pro přepočtení dat z DustTraků na skutečné hodnoty PM_{10} . Beta prachoměr měří kontinuálně hmotnostní koncentraci PM_{10} na základě absorpce beta záření aerosolem zachytávaným na filtrační pásce. Beta prachoměr byl umístěn v měřicí stanici Laboratoře pro měření kvality ovzduší – LMKO patřící Ústavu pro životní prostředí na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze, na atletickém stadionu (**obrázek 3**). Jeho data byla použita pro výpočet převodních koeficientů u DustTraku, nejbližší DustTrak stál na stanici ČHMÚ na atletickém stadionu. Integrační doba beta prachoměru byla také 5 minut.



Obrázek 3: Stanice LMKO a vzorkovací hlavice beta prachoměru na atletickém stadionu

5.2 Lokalita měření

Měření probíhalo na území statutárního města Mladá Boleslav (plocha 28,9 km²) ležící asi 50 km severovýchodně od Prahy. Na východním konci města se nachází průmyslový závod Škoda Auto (součástí areálu je i teplárna). Ještě dál na východ se nachází průmyslová zóna Mladé Boleslavi (cca 400 m východně areálu Škoda Auto), která obsahuje hned několik firem (dalších potenciálních zdrojů znečištění). Jižně se nachází cukrovar a lihovar v Dobrovicích. Jedna z těchto firem, Proseat Mladá Boleslav, vyrábí polyuretanové tvarovky do aut. Počet obyvatel je 39 526 (k 31. 12. 2010, internet [4]).

K síťovému měření jsme celkem použili 9 přístrojů DustTrak. Rozestavení těchto monitorů jsme provedli rovnoměrně po městě; 7 nefelometrů v Mladé Boleslavi, jeden přístroj byl postaven v sousedním městě Kosmonosy (plocha 11,6 km², počet obyvatel 4876), které těsně navazují na Mladou Boleslav, a jeden měřicí přístroj ve vesničce Plazy (plocha 333 ha, počet obyvatel 522), která je vzdálena asi 3 km východně od Mladé Boleslavi. Přístroje byly instalovány na vodorovné střechy budov, umístění monitorů 10 m nad zemí umožnilo eliminovat vliv přízemních emisí PM z dopravních prostředků i procházejících kuřáků. Tabulka 2 ukazuje, že se jednalo především o školní budovy (ZŠ Pastelka, ZŠ Václavkova, ZŠ Dukelská,

MŠ Dukelská) a další vysoké budovy – radnice města, panelákový dům, kostelní věž, hasičárna dobrovolných hasičů či stanice ČHMÚ.

Tabulka 2: Seznam lokalit jednotlivých DustTraků použitých při síťovém měření, jejich GPS pozice, výška nad terénem a období, kdy byly přístroje spuštěny

Přístroj	Lokalita	GPS	Výška	Období
DT5	Plazy	50°24'52.862"N, 14°58'25.825"E	16 m	17.2.-18.3.
DT6	radnice	50°24'40.833"N, 14°54'11.653"E	13,5 m	6.2.-18.3.
DT7	ZŠ Václavkova	50°25'34.470"N, 14°54'18.633"E	14,5 m	6.2.-18.3.
DT8	Kosmonosy	50°26'23.449"N, 14°55'37.045"E	3,4 m	19.2.-18.3.
DT9	ZŠ Pastelka	50°26'2.981"N, 14°54'38.358"E	17 m	6.2.-18.3.
DT10	Forum	50°25'53.504"N, 14°55'15.100"E	24 m	6.2.-18.3.
DT11	MŠ Dukelská	50°24'54.126"N, 14°55'2.435"E	10,4 m	6.2.-18.3.
DT12	ZŠ Dukelská	50°24'43.746"N, 14°55'45.799"E	17,5 m	6.2.-18.3.
DT13	stanice ČHMÚ	50°25'43.078"N, 14°54'50.027"E	3,5 m	13.2.-1.3.



Obrázek 3: Mapa s vyznačenými DustTraky při síťovém měření v Mladé Boleslavi, Kosmonosech a v Plazech. Bod S značí měřicí stanici LMKO, bod DT13 představuje referenční DustTrak na stanici ČHMÚ a body DT5 – DT12 jsou zbývající měřicí nefelometry.

5.3 Zpracování dat

Výpočty byly vyhodnoceny v programu Microsoft Excel, pro analýzu dat byl použit program CoStat a CoPlot (CoHort Software) a vyhodnocení dat z pozemního měření koncentrace PM₁₀ bylo zpracováno v programu ArcGIS (ESRI).

5.3.1 Kolokace

Před spuštěním měřicí kampaně bylo třeba přepočítat hodnoty DustTraků mezi sebou, protože koncentrace PM₁₀ jednotlivých nefelometrů byly ve stejný čas a na stejném místě rozdílné. Proto byly DustTraky zkolokovány v podzemní laboratoři Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty (**obrázek 4**). Během kolokačního měření se zkoumala rychlost reagovat na změny v prostředí (např. zapálení/zhasnutí svíčky, větrák promíchával kouř ze svíčky). Při kolokaci byla nastavena integrační doba 5 minut, celkem bylo získáno 72 hodnot. Jako referenční DustTrak byl zvolen DT, který měl nejnovější kalibraci (DT11), od něho byl vypočten převodní koeficient pro přepočet koncentrací PM₁₀ u ostatních DT. Pro přepočet dat byla použita lineární regrese ($y = ax + b$), podle které je **y** koncentrace PM₁₀ referenčního přístroje rovna koncentraci **x** druhého měřicího přístroje, upraveno koeficienty **a** a **b**.



Obrázek 4: Kolokace DustTraků v podzemní laboratoři Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty

5.3.2 Výpočet chyby měření

Před statistickým vyhodnocením dat byla určena standardní chyba Ch kolokovaných dat podle rovnic:

$$S_{ey} = S_x * \sqrt{1 + r^2} * \sqrt{n / n - 2}$$

$$Ch = \sqrt{S_{ey} + 1^2}$$

a vypočtena relativní chyba měření podle rovnice:

$$dx = (Ch/x^-) * (100) [\%]$$

Kde S_{ey} je standardní chyba regresní závislosti, S_x je odhad standardní směrodatné odchylky měřené hodnoty, n je počet naměřených hodnot během kolokace. DustTrak měří s přesností na

$\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V datovém souboru byly odstraněny hodnoty koncentrací PM_{10} menší nebo rovné $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ naměřené přístrojem DustTrak.

5.4 Výpočet skutečných hodnot PM_{10}

Vzhledem k tomu, že nefelometr DustTrak za podmínek měření udává vyšší hodnoty PM než jsou správné hodnoty, bylo třeba data přepočítat. Abychom získali přehled, zda došlo k překročení imisního limitu, potřebovali jsme mít reálné hodnoty. Během měření v Mladé Boleslavi měřil koncentrace PM_{10} i betaprachoměr, umístěný na měřicí stanici na fotbalovém stadionu, jehož data byla použita pro výpočet převodních koeficientů s nejbližší stojícím DustTrakem (DT13 na stanici ČHMÚ na atletickém stadionu). Jelikož beta prachoměr a DT13 zaznamenávaly data od 13.2. do 1.3., vypočtený koeficient pro přepočet na skutečné hodnoty byl uvažován pro celou měřicí kampaň. Korigované hodnoty PM_{10} měřené DT13 byly poté považovány vzhledem k měření ostatních DustTraků za referenční.

5.4.1 Statistické hodnocení – Wilcoxonův test

Nejprve byl s daty PM_{10} měřenými stacionárními monitory proveden Kolmogorov-Smirnovův test normality, který prokázal nenormální rozdělení dat. Při statistickém testování byly ze souborů dat odstraněny odlehle hodnoty vzdálené od bližšího kvartilu více než jeden a půl násobek kvartilového rozpětí. Ke statistickému posouzení rozdílů mezi jednotlivými monitory byl použit neparametrický Wilcoxonův znaménkový test rozdílu pro dva závislé výběry rozlišující řazení. Pro hladinu testu 0,05 je kritická hodnota z-skóre 1,96. Je-li z-skóre nižší než kritická hodnota, nulová hypotéza o rovnosti dat mezi měřicími stanovišti se zamítá.

5.5 Mobilní měření

Při vyhodnocování síťových měření PM_{10} se v místech mezi stacionárními monitory, kde neprobíhá měření, koncentrace PM_{10} obvykle dopočítávají pomocí jednoduché funkční závislosti. Cílem mobilních měření bylo zjistit skutečný průběh koncentrací PM_{10} mezi stacionárními místy měření a případné rozdíly mezi mobilním a stacionárním měřením vysvětlit. Platnost závěrů analýzy dat je ale omezena tím, že se porovnávají mezi sebou data s rozdílnou integrační dobou (stacionární stanice zaznamenávaly každých 5 minut, zatímco

chodící DustTraky ukládaly data po 10 vteřinách) a že doba mobilních měření v porovnání s dobou stacionárních měření je obvykle krátká (60 – 90 minut). Data ze stacionárních měřidel se mohou oproti pozemnímu měření lišit kvůli umístění na střechách budov, které dosahuje výšky od 3,4 – 24 m nad zemí (**tabulka 2**). Koncentrace PM_{10} u stacionárních měřidel mohou nabývat nižších hodnot v důsledku oprostění od krátkodobých náhodných přízemních vlivů (např. kuřáci, doprava) anebo vyšších hodnot, které mohou být způsobeny atmosférickými podmínkami (rychlost větru, vertikální teplotní gradient, sluneční záření), které ovlivňují transport znečišťujících látek v ovzduší a tím i heterogenitu v prostoru.

Během pozemního měření byl veden deník, do kterého se zapisovaly události v okolí (kuřáci, projíždějící či nastartované auto, kouřící komín, přechod přes křižovatku aj.). Při popisu jednotlivých chodících měření byly porovnávány hodnoty průměrných koncentrací PM_{10} z monitorů síťového měření a z chodícího DustTraku. Vyšší hodnoty při pozemním měření byly dány kratší integrační dobou než u stacionárních monitorů a tím, že se měřil vliv z přízemních emisí aerosolu z dopravních prostředků.

Při procházkách s DustTrakem se prováděla i vizuální měření pomocí Ringelmannovy stupnice tmavosti kouře, zda kouř vycházející z komínů lokálních topenišť nepřekračuje přípustnou tmavost kouře. Tato stupnice byla pro lepší porovnání vytištěna na průhledné folii. Při spalování paliv nesmí být kouř vycházející z komína tmavší než 2. stupeň Ringelmannovy stupnice, přičemž stupnice obsahuje 0 – 5 odstínů šedé barvy. Protože se zároveň provádělo měření koncentrací PM_{10} pomocí DustTraku, které probíhalo v odpoledních až večerních hodinách, bylo při každém chodícím měření provedeno jen několik málo odečtů, než se setmělo.

Pozemní měření jsem zpracovala v počítačovém programu ArcGIS (ESRI) v aplikaci ArcMap 10. Naměřené koncentrace PM_{10} a souřadnice GPS z Mladé Boleslavi a z Kosmonos byly zobrazeny na leteckých snímcích v jednotném měřítku 1:7 000, měření v malé obci Plazy mělo rozlišení 1 : 4 000, v souřadnicovém systému S-JTSK.

5.5.1 Výpočet osobní expozice

Pro účely této práce jsme zkoumali osobní expozici (expozici jednotlivce) v pouze jednom prostředí (venkovní měření v ulicích města). Toto prostředí jsme si rozdělili na několik mikroprostředí po časových úsecích tak, aby v daném úseku byly stejné nebo hodně podobné koncentrace. Tedy prudší změna v koncentraci znamenala nové mikroprostředí. Pokud nebyly hodnoty koncentrace konstantní, ale jen podobné, použili jsme jejich aritmetický průměr. K vyhodnocení osobní expozice využijeme model časově vážené průměrné expozice. Jedná se

o časově vážený průměr koncentrací získaných z měření kontaminantů ve vzduchu (WHO, 1982). Pro výpočet použijeme vztah:

$$E = \frac{\sum_i ti * ci}{\sum_i ti}$$

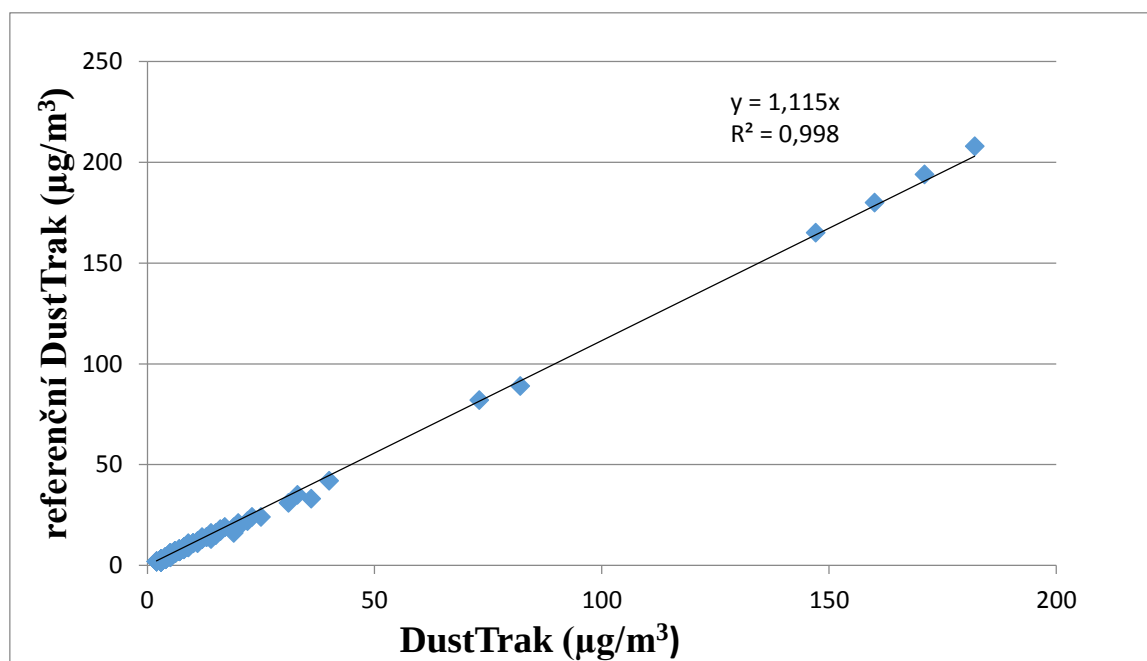
6 Výsledky

Tato kapitola je rozdělena na přepoččet naměřených hodnot na skutečné hodnoty PM_{10} a prezentování výsledků ze síťového měření stacionárních monitorů a z mobilního měření v terénu.

6.1 Skutečné hodnoty PM_{10}

Před samotným vyhodnocením výsledků bylo třeba všechna data, naměřená v Mladé Boleslavi, Kosmonosech a v Plazech, přepočítat vzhledem k referenčnímu přístroji. Ke korekci mezi jednotlivými DustTraky byla použita lineární regrese (**graf 1**). Regresní koeficienty se pohybovaly mezi 0,839 – 1,806, hodnota spolehlivosti se pohybovala v rozmezí $R^2 = 0,894 - 0,999$ (**tabulka 3**). Relativní chyba měření se pohybovala v rozmezí 4 - 17%.

Graf 1: Lineární regrese dvou DustTraků po kolokaci, referenční DustTrak DT11 vztažen k hodnotám naměřeným DT1

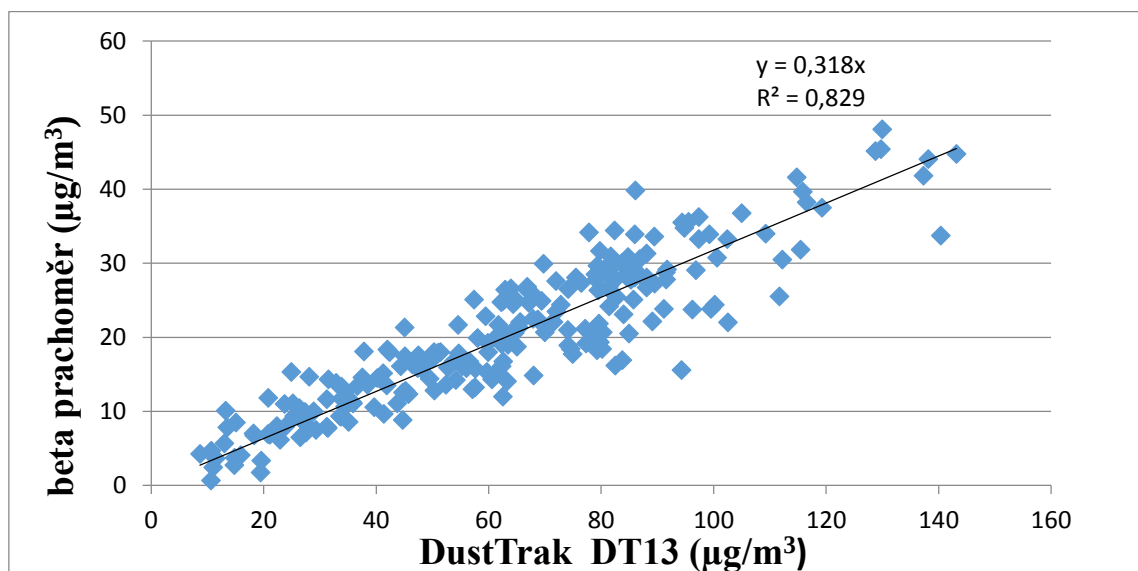


Tabulka 3: Koeficienty a hodnoty spolehlivosti lineární regrese pro přepočet mezi jednotlivými přístroji DustTrak; referenční DustTrak byl zvolen DT11

	DT1	DT5	DT6	DT7	DT8	DT9	DT10	DT12	DT13
a	1,115	1,806	0,998	1,073	1,078	0,839	1,033	1,057	0,875
b	0	0	0	0	0	0	0	0	0
r²	0,998	0,982	0,894	0,994	0,998	0,999	0,997	0,994	0,999

Vzhledem k nepřesnosti fotometrické detekce byly hodnoty PM₁₀ porovnány se standardizovaným měřením beta prachoměru umístěným na atletickém stadionu na stanici LMKO. **Graf 2** ilustruje lineární regresi mezi DT13 a beta prachoměrem, z níž byl vypočten převodní koeficient, který sloužil pro přepočet všech DustTraků na skutečné hodnoty PM₁₀.

Graf 2: Lineární regrese PM₁₀ měřené DustTrakem DT13 a beta prachoměrem



Z Wilcoxonova testu byl na 95% hladině spolehlivosti zjištěn statisticky významný rozdíl pouze mezi dvěma stanovišti (**tabulka 4**). Jedná se o zvýrazněnou hodnotu 0,1 mezi stanovišti ZŠ Pastelka a přístrojem umístěným na stanici ČHMÚ na atletickém stadionu. Wilcoxonův test byl počítán pro období 19.2. – 18.3., DT13 (stanice ČHMÚ) však ukončil měření 1.3.2013. Z toho vyplývá, že nízká hodnota z-skóre mohla vzniknout sníženým počtem spárovaných hodnot v počítaném časovém období. Tuto hypotézu potvrzuje i skutečnost, že hodnota mediánů u těchto dvou stanovišť, počítané v období, kdy měřila obě zařízení (19.2. – 1.3.2013), se liší o méně než 1% (**tabulka 5**).

Tabulka 4: Z-skóre stacionárních monitorů v Mladé Boleslavi a jejím okolí. Hodnoty z-skóre jsou hodnoty Wilcoxonova znaménkového testu, testujícího hypotézu, že mezi jednotlivými stanovišti není statisticky významný rozdíl při měření PM₁₀. Kritická hodnota pro z-skóre je 1,96.

	DT6	DT7	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
DT5	38,8	22,3	9,5	31,1	12,8	43,4	19,5	27,0
DT6		65,8	43,4	63,2	44,0	10,8	43,9	36,0
DT7			41,4	20,2	46,1	68,3	49,0	8,4
DT8				45,7	4,7	50,8	11,9	29,7
DT9					56,8	67,3	50,5	0,1
DT10						58,0	10,2	34,3
DT11							55,3	41,3
DT12								27,3

Tabulka 5: Statistické údaje na jednotlivých měřicích místech v období 19. 2. – 1. 3. 2013

Statistika	DT5	DT6	DT7	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
min	2	2	2	2	2	2	3	1	2
median	23	23	21	23	20	22	25	22	20
max	531	76	70	92	93	83	62	62	67
prumer	26	23	21	23	21	23	25	23	20
sm.odch	20,07	12,07	10,54	11,57	10,86	12,03	12,59	11,79	10,34

6.2 Síťové měření

V období 19. 2. – 1. 3. byly nejvyšší průměrné koncentrace hrubého aerosolu (PM₁₀) naměřeny na stanovišti v Plazech a u MŠ Dukelská, zatímco nejnižší průměrné hodnoty naměřil monitor na stanici ČHMÚ na atletickém stadionu, na ZŠ Václavkova a na ZŠ Pastelka (**tabulka 5**). V období 19.2. – 18.3., kdy neměřil DT13, dosáhl nejvyšších průměrných hodnot monitor na MŠ Dukelská a přístroj umístěný na radnici (**tabulka 6**). Naopak nejnižší průměr koncentrací PM₁₀ byl naměřen na ZŠ Václavkova a ZŠ Pastelka, což se shoduje i z naměřených hodnot v kratším období.

Tabulka 6: Statistické údaje na jednotlivých měřicích místech v období 19. 2. – 18. 3. 2013

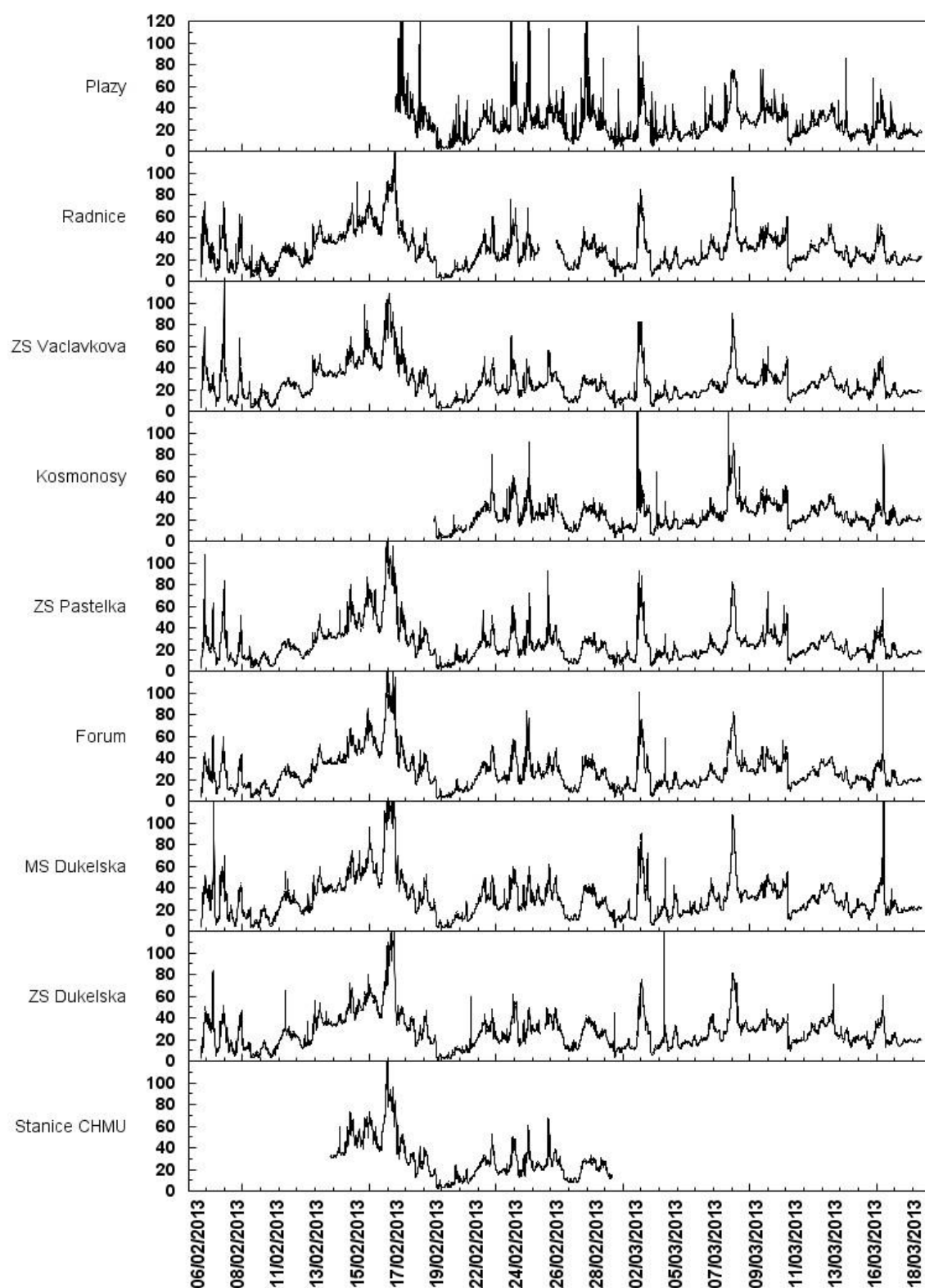
Statistika	DT5	DT6	DT7	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
min	2	2	2	2	2	2	3	1	*
median	21	24	20	22	20	22	24	22	*
max	531	96	90	529	93	153	250	175	*
prumer	24	26	22	24	22	24	27	24	*
sm.odch	15,6	12,9	11,5	14,6	12,0	12,9	15,3	12,2	*

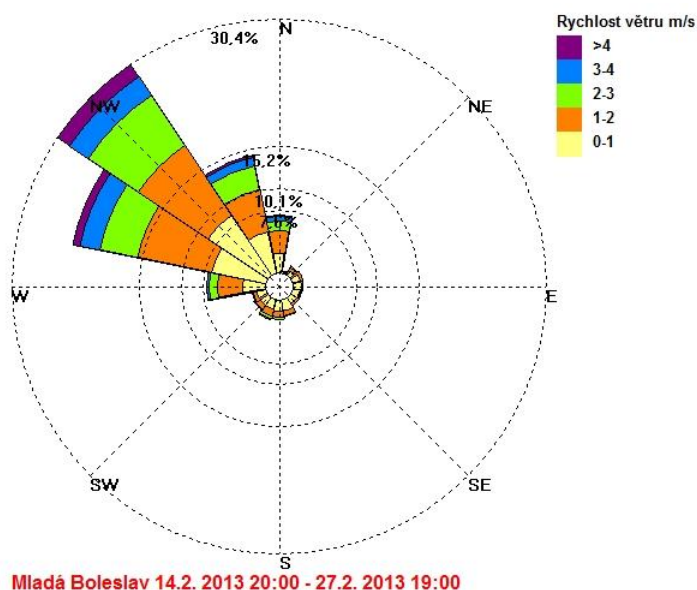
* měření nelze hodnotit, proběhlo v kratším čase

Na **grafu 3** je vidět, jak se všechny zvýšené koncentrace postupně zobrazují u všech monitorů. Můžeme tedy předpokládat, že se zdroj znečištění nenachází přímo ve městě Mladá Boleslav ani Kosmonosy. Naopak v Plazech je pozorován jiný ráz vysokých koncentrací PM₁₀. To naznačuje, že se v malé obci vyskytuje lokální zdroj znečištění.

Dále z měření vyplývá, že městské ovzduší je dobře smíchané, tudíž poloha stanice ČHMÚ na atletickém stadionu je reprezentativní a její umístění podává odpovídající informace o znečištění ovzduší nad územím města Mladá Boleslav.

Graf 3: Prostorová variabilita PM₁₀ v Mladé Boleslavi, v Kosmonosech a v Plazech v období 6.2. – 18.3.2013



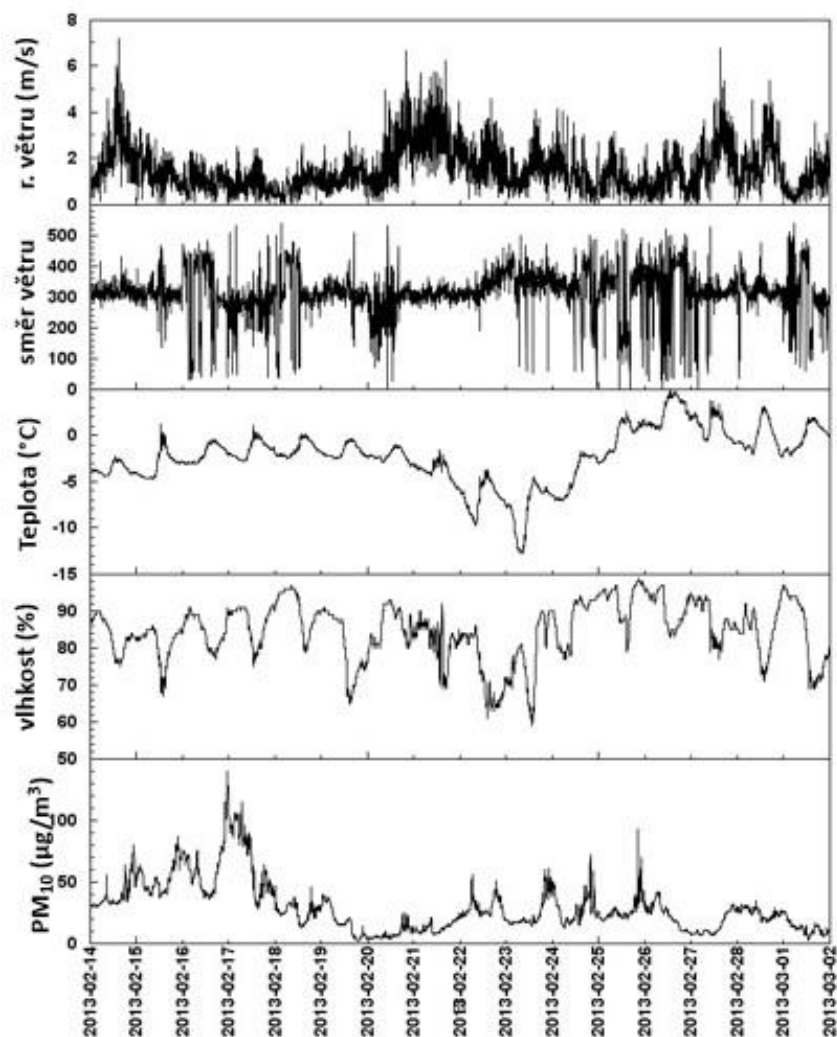


Obrázek 5: Větrná růžice pro měřicí stanici LMKO v Mladé Boleslavi

Úroveň znečištění ovzduší na určitém místě velmi významně ovlivňují meteorologické podmínky. Měření teploty, vlhkosti vzduchu, směru a rychlosti větru probíhalo na stanici LMKO na atletickém stadionu, proto zejména rychlost a směr větru nejsou zcela vypovídající pro všechny monitory rozmístěné po celém městě. Všechny parametry byly zaznamenávány se stejnou integrační dobou 5 minut. V období 14.2. - 27.2. 2013 převládalo v MB SZ proudění (**obrázek 5**).

Nejvyšší koncentrace PM_{10} jsou obvykle měřeny při malých rychlostech větru (**graf 4**). S rostoucí rychlostí větru koncentrace viditelně klesají. Vliv teploty je nepřímý, ale může indikovat inverzní situace, které zhoršují rozptylové podmínky. Vlhkost vzduchu indikuje možnost srážek, může docházet k odstraňování částic z atmosféry, tzv. jevům rainout (vypršení) a rainwash (vymývání). Na druhou stranu, mohou být srážky během zimních měsíců doprovázeny inverzními situacemi.

Graf 4: Vliv rychlosti a směru větru, teploty a vlhkosti na koncentrace PM_{10} v Mladé Boleslavi, pro zobrazení koncentrací PM_{10} byl použit DustTrak na ZŠ Pastelka



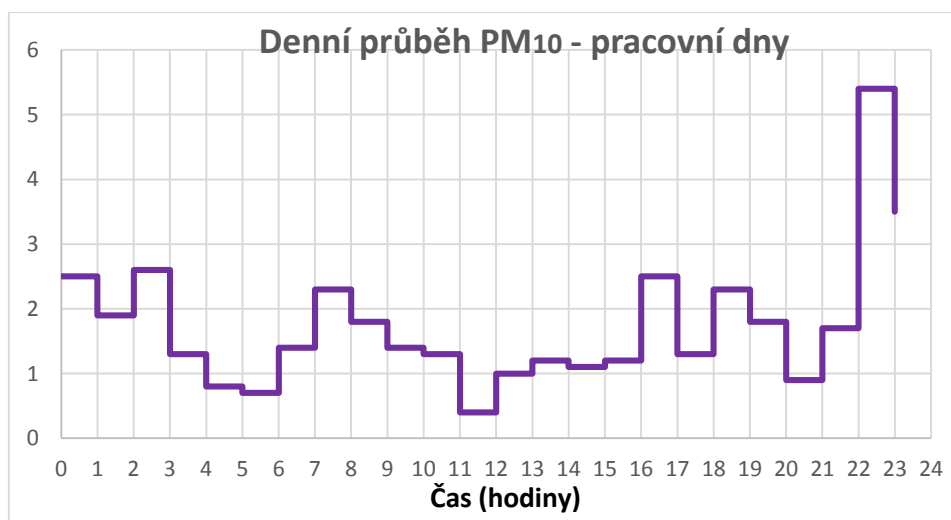
Pro zobrazení denního chodu (**grafy 5 – 10**) jsme vypočítali příspěvek nadměrných koncentrací PM_{10} na dané lokalitě jako rozdíl koncentrací PM_{10} na určitém místě (např. monitor DT5 v Plazech) a průměrných koncentrací zbývajících přístrojů (monitory DT6 – DT12). Hodnoty PM_{10} jsme uvažovali, pokud byl jejich rozdíl větší než $3 \text{ } PM_{10} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ a poté jsme tyto pětiminutové příspěvky zprůměrovali na hodinové koncentrace (0 – 23 hodin). Denní chod byl počítán pro období 19.2. – 18.3. (20 pracovních dní a 8 víkendových dní).

Denní chod příspěvků PM_{10} je nestálý a kulminuje ve večerních hodinách. Při zkoumání nadprůměrných koncentrací PM_{10} bylo zjištěno, že denní maxima v obci Plazy jsou během pracovních dnů (pondělí – pátek) mezi 6.-11. hodinou dopoledne a večer mezi 22. a 23. hodinou (**graf 5**), o víkendu (sobota a neděle) se objevuje velký příspěvek nadprůměrných koncentrací zejména mezi 18. a 21. hodinou (**graf 6**). Můžeme pozorovat souvislost znečištění ovzduší

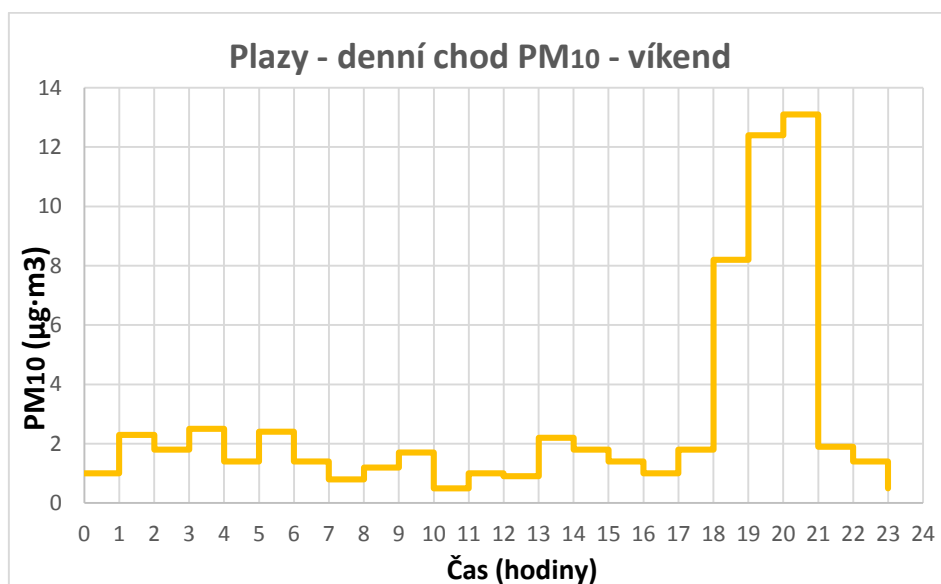
s větrnými podmínkami; v dopoledních hodinách se začíná zvyšovat rychlost větru, dochází k rozptýlu škodlivin a koncentrace PM_{10} na všech měřicích stanovištích klesají. Ve večerních hodinách vítr ustává a výsledkem je nárůst koncentrací PM_{10} . Lze předpokládat, že zvýšené hodnoty také souvisí s lidskou aktivitou, tedy že v odpoledních hodinách se lidé vracejí ze zaměstnání a zatopí si v kamnech.

Průměrný příspěvek za měřicí kampaň v Plazech dosáhl $1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ během pracovních dnů, o víkendu se vyšplhal na $2,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,

Graf 5: Denní chod koncentrace PM_{10} v Plazech ve všední dny

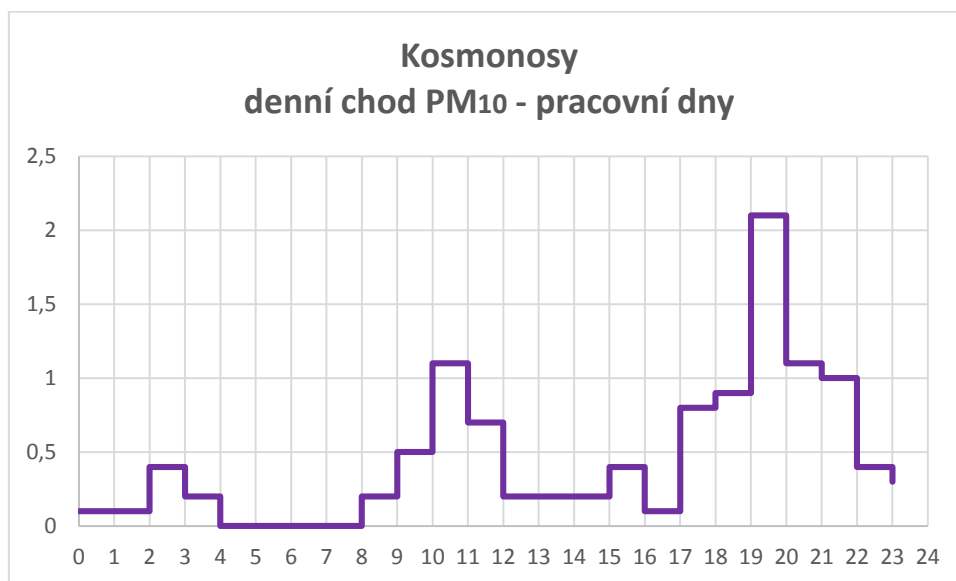


Graf 6: Denní chod nadprůměrných koncentrací PM_{10} v Plazech o víkendech

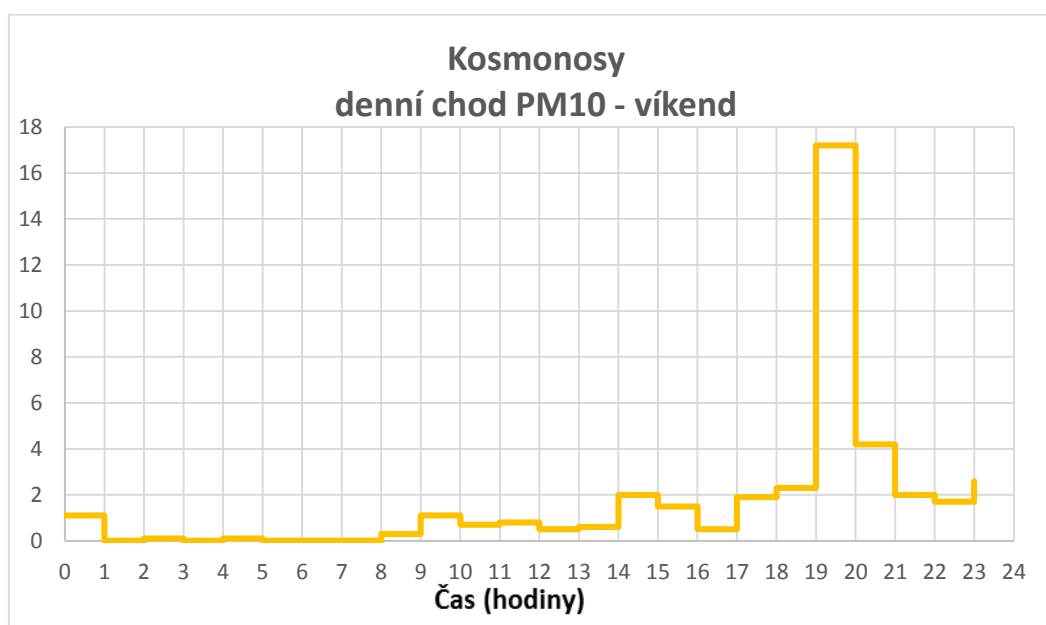


Objevují se ranní a večerní maxima během pracovních dní na monitoru v Kosmonosech (**graf 7**). Tato maxima se shodují s očekávanými periodami, kdy lidé ráno vstanou a odpoledne se vracejí z práce. V Kosmonosech a v malé obci Plazy jsou víkendové koncentrace (sobota – neděle) nižší než během pracovního týdne (pondělí – pátek, **graf 8**). Průměrný příspěvek během pracovního týdne měl hodnotu $1,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, o víkendu bylo dosaženo nižšího příspěvku PM_{10} $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Graf 7: Denní chod koncentrace PM_{10} v Kosmonosech ve všední dny

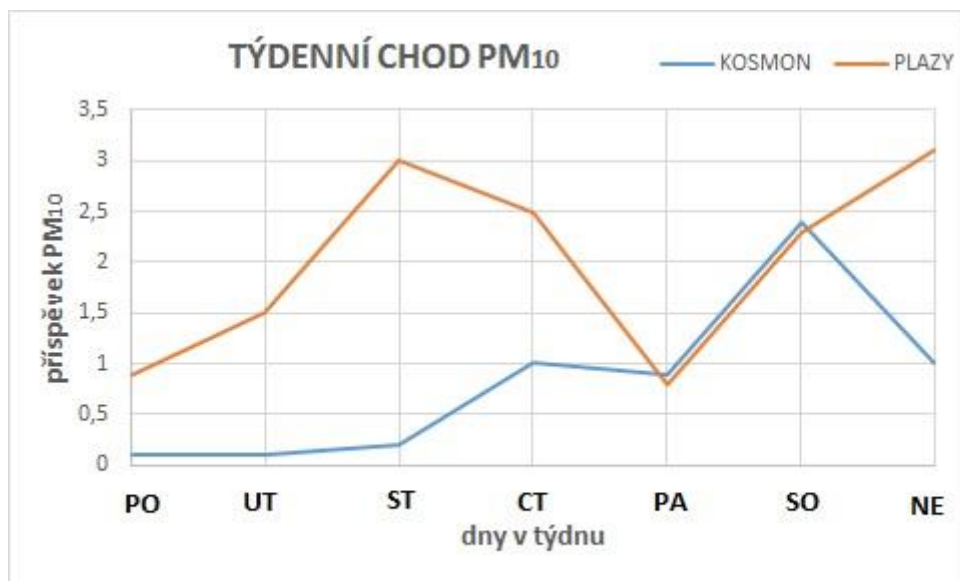


Graf 8: Denní chod koncentrace PM_{10} v Kosmonosech o víkendech



Na **grafu 9** je vidět týdenní chod pro koncentrace PM_{10} v Kosmonosech a v Plazech byl vypočten jako průměrný příspěvek hodnot koncentrace aerosolu v ovzduší pro jednotlivé dny v týdnu. Na monitoru v Kosmonosech jsou nejnižší nadprůměrné koncentrace PM_{10} od pondělí do středy, maximum se objevuje v sobotu. I v malé obci Plazy se nadprůměrné koncentrace PM_{10} zobrazují o víkendu, navíc také ve středu a ve čtvrtek.

Graf 9: Nadprůměrné koncentrace PM_{10} v jednotlivých dnech v týdnu pro Kosmonosy a Plazy



6.3 Mobilní měření

Význam pozemního měření tkví především v tom, že umožnil přesněji měřit personální expozici PM_{10} . Měřilo se v oblastech, které reprezentovaly běžná prostředí, která člověk obývající město navštíví, např. ulice s vysokou frekvencí dopravy včetně křižovatky, klidná ulice a park na kraji města, s v pozadí rozvinutou průmyslovou výrobou. Personální expozici lze aplikovat i při trávení volného času na vlastní zahradě, která se také nachází ve městě.

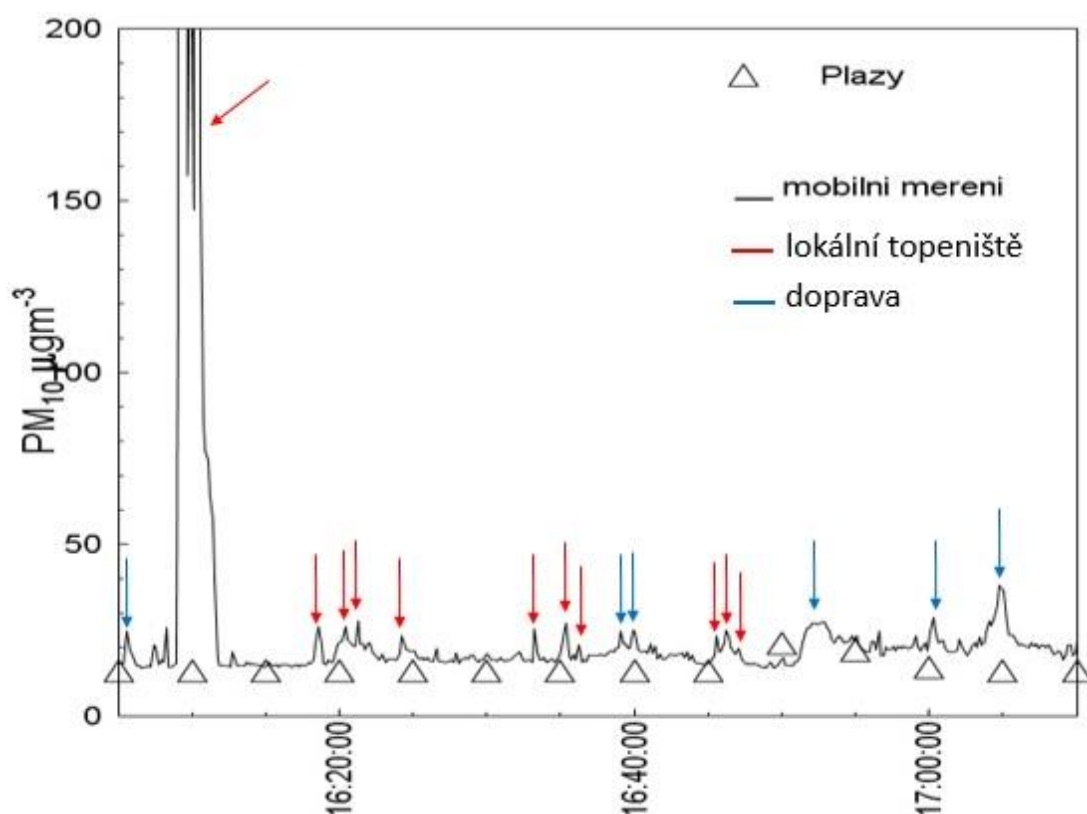
Celkem bylo během února 2013 provedeno 12 mobilních měření. Čtyři měření bylo nutno vyřadit, protože nebyly zaznamenány GPS souřadnice z měření. Pokud by se jednalo vždy o stejnou trasu, nebylo by nutné data vyřazovat, ale měření probíhala na jiné trase do Kosmonos a v obci Debř a Podlázky.

První trasa vedla skrz malou obec Plazy (**obrázek 6**) blízko Mladé Boleslavi. Mobilní měření koncentrace PM_{10} proběhlo 21. 2. 2013 od 16:05 do 17:10, zároveň byl uprostřed vesnice umístěn DustTrak na kostelní věži (výška 16 m). Rozdíl průměrných expozic PM_{10} naměřených chodícím DustTrakem a monitorem DT5 byl $13,1 \mu g \cdot m^{-3}$ (**tabulka 7**). Data PM_{10} naměřená chodícím přístrojem se od monitoru na věži odlišují kromě krátkých maxim v přízemní vrstvě i jedním výrazným maximem v 16:08 – 18:12 (**graf 10**). Tento prudký nárůst hmotnostní koncentrace, který se neprojevil na monitoru na věži, způsobil silně zápachající tmavý dým (2.-3. stupeň na Ringelmannově stupnici) z rodinného domku v severní části obce. Setrváním v jeho vlečce koncentrace PM_{10} dosáhly hodnoty až $795 \mu g \cdot m^{-3}$. Stacionární monitor umístěný na kostele tak vysoké koncentrace nezaznamenal. Důvodem by mohlo být, že kostel stál proti větru vůči zdroji, anebo se mohla vlečka kouře z nízkého komína rozptýlit v nižší části atmosféry, než byl umístěný stacionární monitor. Během experimentální pochůzky v obci Plazy bylo zaznamenáno celkem 19 kouřících komínů.

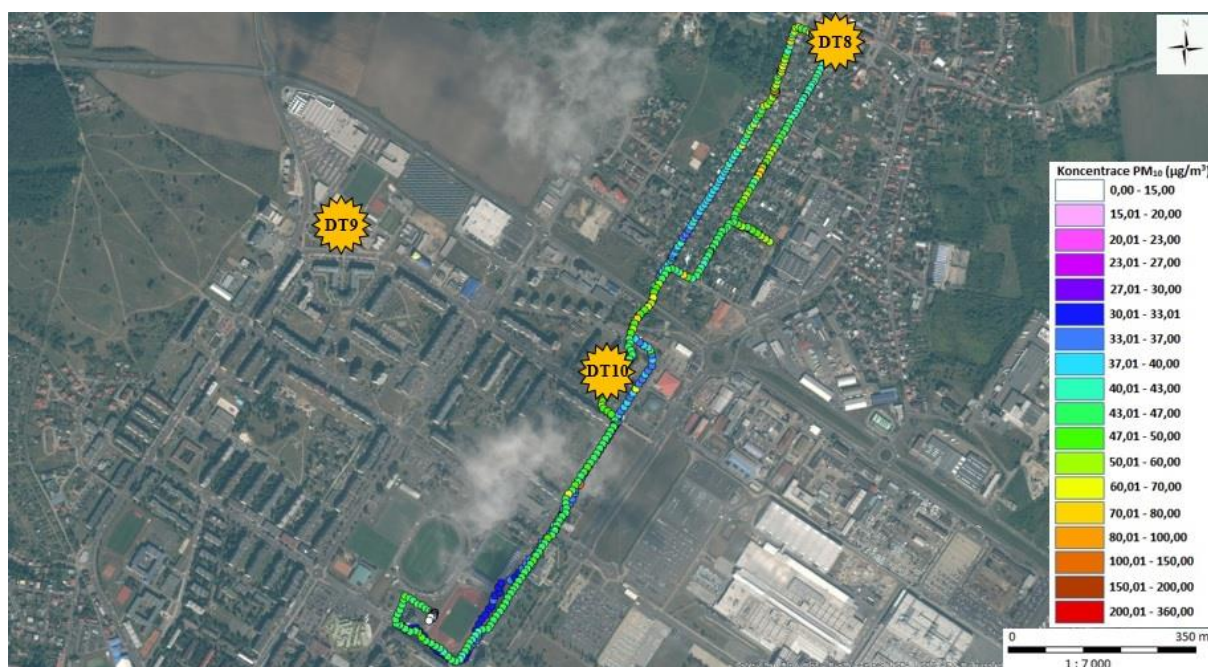


Obrázek 6: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} v Plazech (21.2.2013 16:05 – 17:10), v okolí měřil jeden měřicí přístroj DustTrak, který byl umístěn na věži Kostela Sv. Šimona a Judy.

Graf 10: Srovnání koncentrací PM₁₀ stacionárních stanic a mobilního měření v Plazech

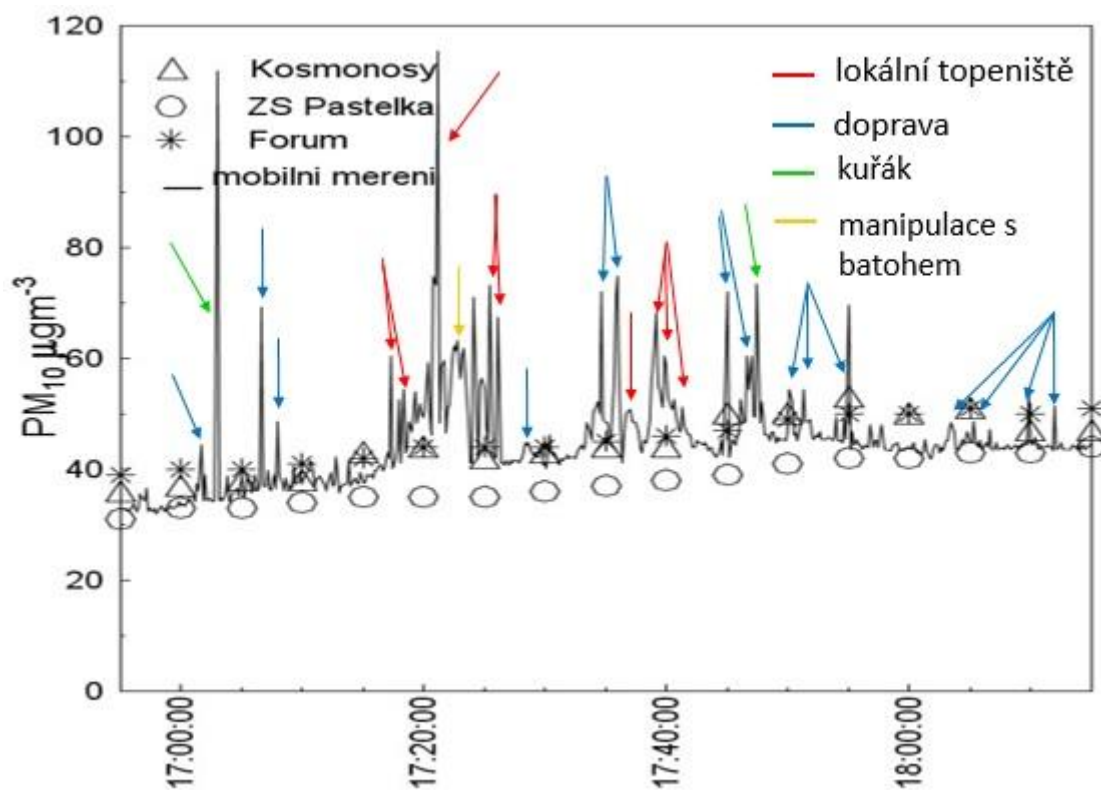


Při druhé procházce, z atletického stadionu (umístění stanice LMKO) do Kosmonos (22. 2. 2013 v 16:55 – 18:15, **obrázek 7**) se data z chodícího přístroje nejvíce shodovaly s měřicím monitorem v Kosmonosech, ke konci měření (od 18:00 – 18:15) se zřejmě otočil směr větru a hodnoty PM₁₀ se více blížily k hodnotám měřeným na ZŠ Pastelka. Monitor na ZŠ Pastelce do té doby vykazoval mnohem nižší hodnoty. Na tento monitor mohl působit silnější vítr, který rozptyloval částice aerosolu do okolí. Za příčinou vyšších koncentrací mohly stát nízké zimní teploty (kolem -11°C), inverzní situace a s tím spojené zhoršené rozptylové podmínky. Průměrná expozice PM₁₀ byla vyšší při pozemním měření o 2,0 µg·m⁻³ než při sítovém měření monitory DT8, DT9 a DT10 (**tabulka 7**). Z **grafu 11** vyplývá, že doprava a topeniště přispívají nejvíce k lokálnímu znečištění ovzduší. Nicméně i v přítomnosti osob kouřících cigaret se hodnoty vyšplhaly nahoru a vytvořily krátká, přesto vysoká maxima (17:03, 17:47).



Obrázek 7: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} v Kosmonosech (22.2.2013 16:55 – 18:15), v okolí měřily tři měřicí přístroje DustTrak; DT8 v Kosmonosech, DT9 na ZŠ Pastelce a DT10 na paneláku u kina Forum.

Graf 11: Srovnání koncentrací PM_{10} stacionárních stanic a mobilního měření v Kosmonosech

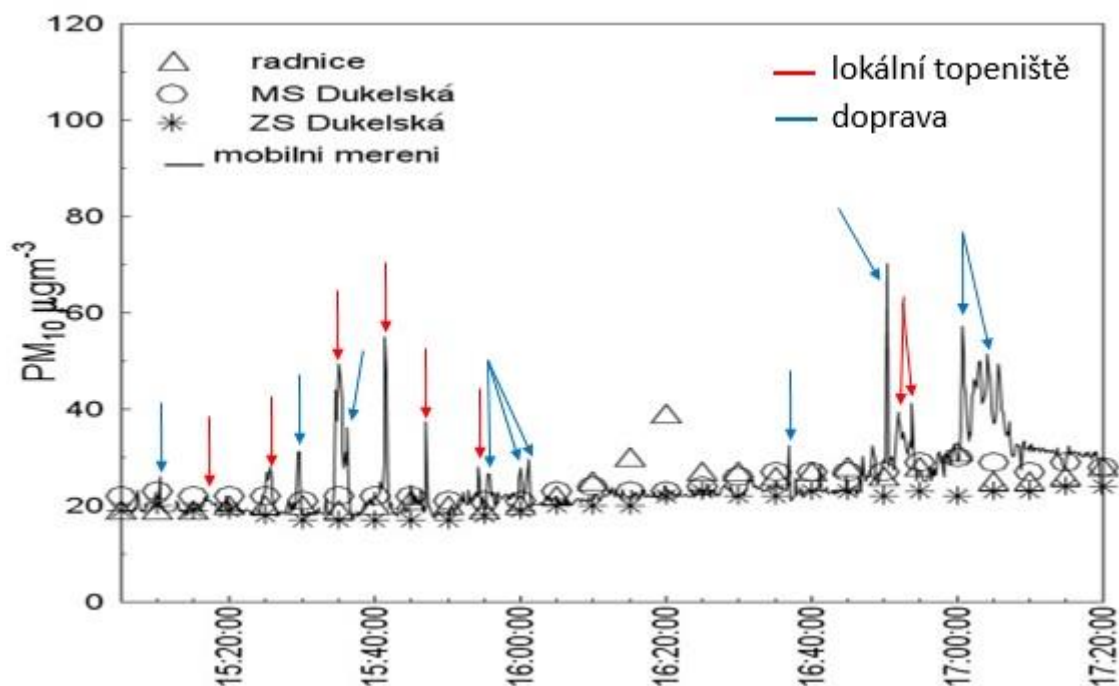


Třetí pozemní měření proběhlo 23. 2. od 15:05 do 17:20 v okolí parku Štěpánka (**obrázek 8**). Byly naměřeny nižší hodnoty, což je důsledek toho, že sněžilo a docházelo k vymývání atmosféry. Přesto se v průběhu měření projevila menší maxima způsobená dopravou i spalováním v malých spalovacích zařízeních (**graf 12**). Po 16. hodině sněžení ustalo a koncentrace PM_{10} se zvedly. Nejvyšší hodnoty byly na mobilním přístroji naměřeny v závěru měření podél silnice (16:50 – 17:05). Hodnoty z chodícího DustTraku jsou srovnatelné téměř se všemi hodnotami monitorů rozmístěných v okolí měřené oblasti (DustTrak na radnici, na MŠ a ZŠ Dukelská). Přesto byla průměrná expozice PM_{10} chodícího DustTraku vyšší o $1,5 \mu g \cdot m^{-3}$ než průměrná expozice PM_{10} monitorů (**tabulka 7**). Zvýšené hodnoty PM_{10} na monitoru DT6 na radnici města (16:10 – 16:25) mohly být projevem lokálního zdroje, protože na ostatních monitorech v okolí se zvýšené hodnoty neobjevily.

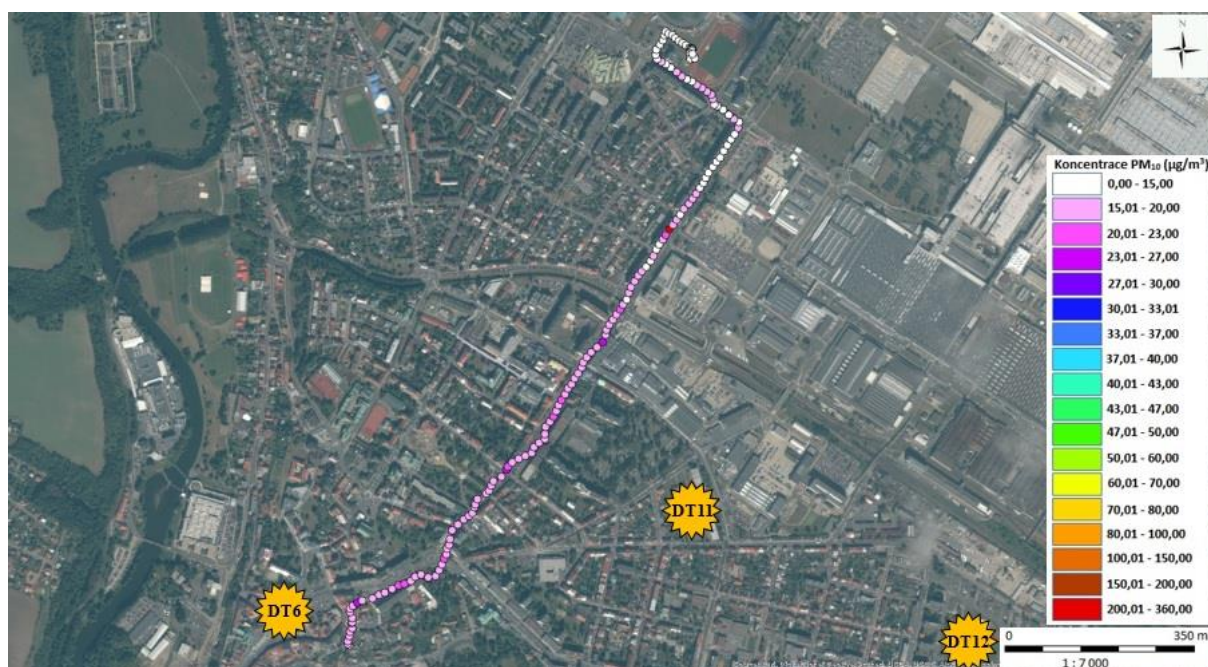


Obrázek 8: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} u parku Štěpánka (23.2.2013 15:05 – 17:20), v okolí měřily tři měřicí přístroje DustTrak; DT6 na radnici, DT11 na MŠ Dukelská a DT12 na ZŠ Dukelská.

Graf 12: Srovnání koncentrací PM₁₀ stacionárních stanic a mobilního měření v okolí parku Štěpánka

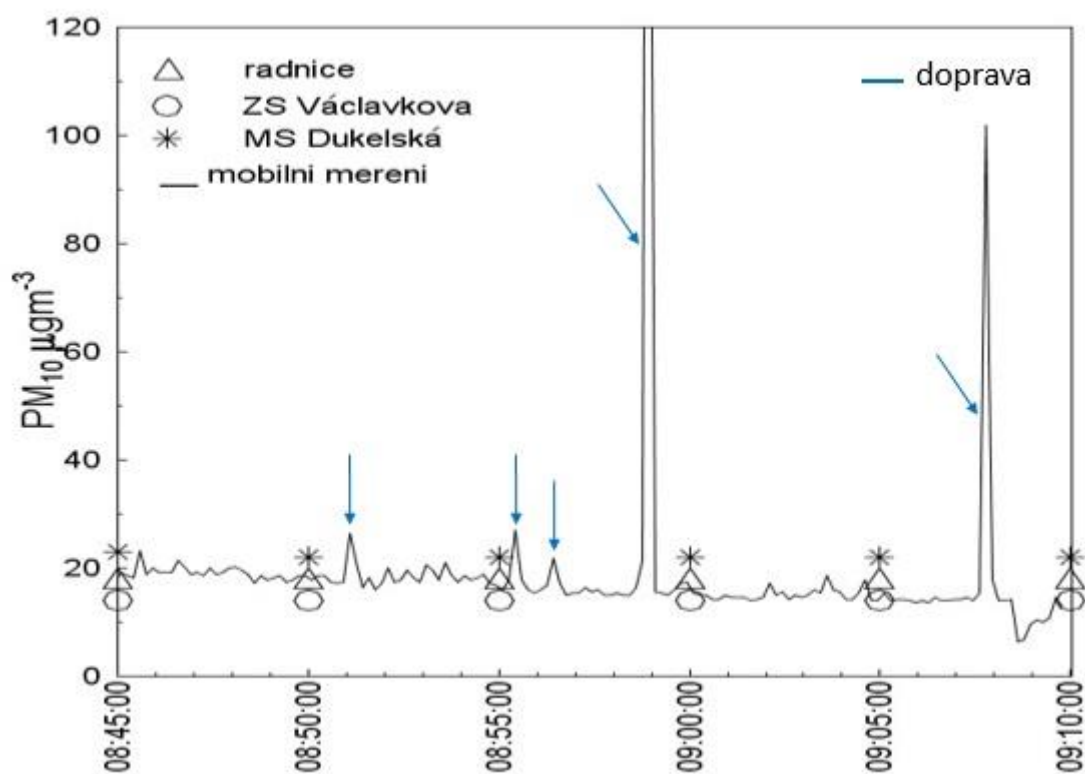


Nedělní procházka z hotelu na atletický stadion (24. 2. od 8:42 do 9:08) podél komunikace demonstruje slabší provoz ve městě (**obrázek 9**). Během tohoto měření nebyly zapisovány žádné poznámky, jelikož se jednalo o průzkum hustoty provozu o víkendu. Maximum v 8:58 – 8:59 ($298 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a v 9:08 ($101,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) je způsobeno buď setrváním u startujícího auta, nebo delší přítomností kuřáka. Monitor na MŠ Dukelská ukazuje po celou dobu procházky vysoké hodnoty PM₁₀, naopak monitor na ZŠ Václavkova vykazuje nižší hodnoty PM₁₀ než chodící DustTrak (**graf 13**), pravděpodobně zde působilo silnější odvětrávání škodlivin než na monitoru na radnici a na MŠ Dukelská. Navzdory dopravní situaci se průměrná expozice PM₁₀ naměřená monitory a chodícím DustTrakem shodují (**tabulka 7**).



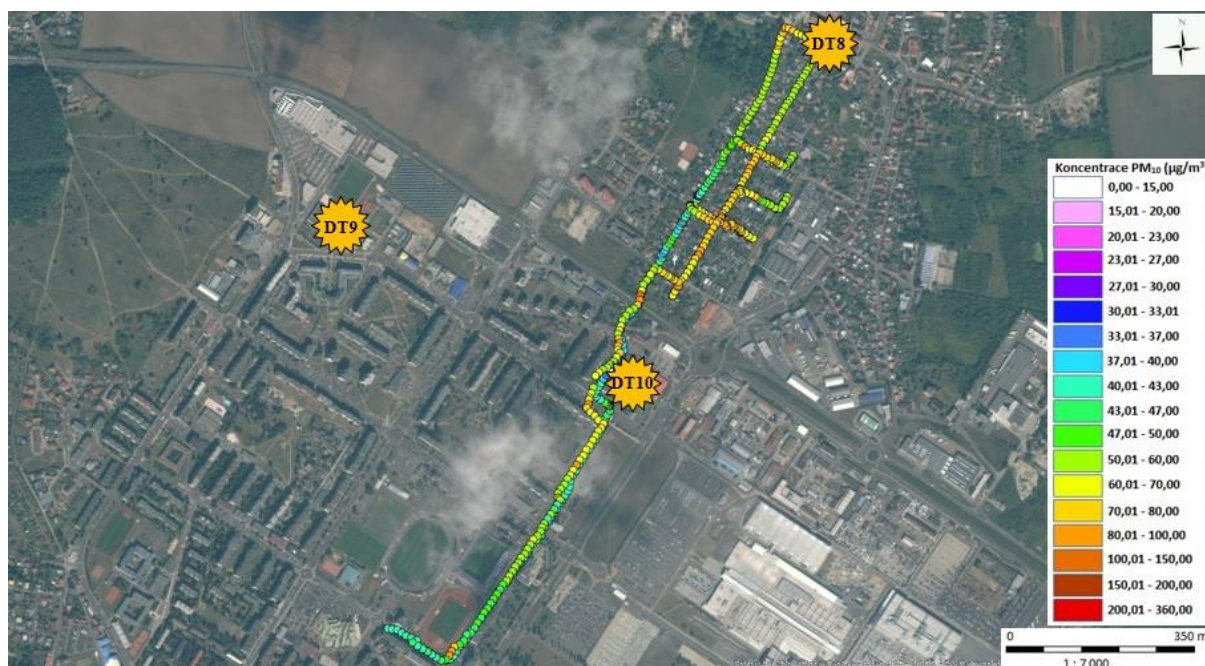
Obrázek 9: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} , cesta z hotelu na atletický stadion (24.2.2013 v 8:45 – 9:08). V okolí měřily tři měřicí přístroje DustTrak; DT6 na radnici, DT11 na MŠ Dukelská a DT12 na ZŠ Dukelská

Graf 13: Srovnání koncentrací PM_{10} stacionárních stanic a mobilního měření při cestě z hotelu na atletický stadion



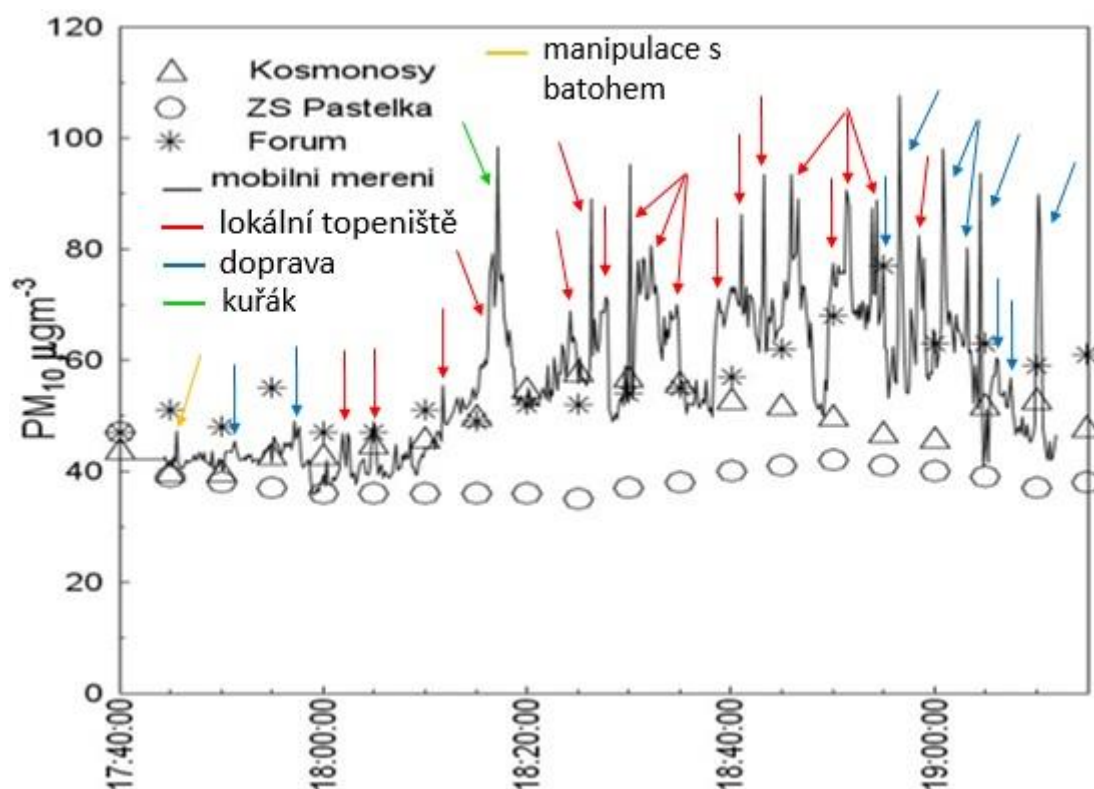
V neděli 24.2.2013 odpoledne (17:43 – 19:12) bylo mobilní měření v Kosmonosech po celou dobu měření doprovázeno zhoršenými rozptylovými podmínkami. Zhoršená viditelnost navíc přispěla k obtížnějšímu určování zdrojů. Během měření (**obrázek 10**) byl cítit zápach ze spalování (18:16 – 18:20, 18:47 – 18:50), ale kvůli zhoršené viditelnosti se nedalo se 100% jistotou prohlásit, že se vždy jednalo o kouřící komíny z domků. Z pozemního měření vzešlo, že ve většině případů se jednalo o lokální topeniště jako zdroje PM₁₀ a v menším množství případů se jednalo o projíždějící automobily. Přestože během procházení projelo více aut, než je zobrazeno v **grafu 14**, jejich výfukové plyny se nezobrazily zvýšenou koncentrací PM₁₀, protože projely rychle a chodící DustTrak nestál v jejich kouřové vlečce. Kvůli dopravě a zejména kvůli lokálnímu vytápění byla naměřena průměrná expozice chodícího DustTraku o 8,5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ více než průměrná expozice PM₁₀ monitorů (**tabulka 7**).

Do 18:35 chodící DustTrak odpovídal hodnotám PM₁₀ na monitoru DT8 umístěném v Kosmonosech. Vyšší hodnoty na monitoru DT10 na paneláku u kina Forum (17:40 – 18:10 a 18:40 – 19:15) mohly být způsobeny tím, že v té době panovalo bezvětří. Naopak nízké hodnoty na monitoru DT9 na ZŠ Pastelka by mohly být spojeny s lepší intenzitou odvětrávání škodlivin.



Obrázek 10: Mapa pozemního měření koncentrací PM₁₀ v Kosmonosech (24.2.2013 17:43 – 19:12), v okolí měřily tři měřicí přístroje DustTrak; DT8 v Kosmonosech, DT9 na ZŠ Pastelce a DT10 na paneláku u kina Forum.

Graf 14: Srovnání koncentrací PM₁₀ stacionárních stanic a mobilního měření v Kosmonosech

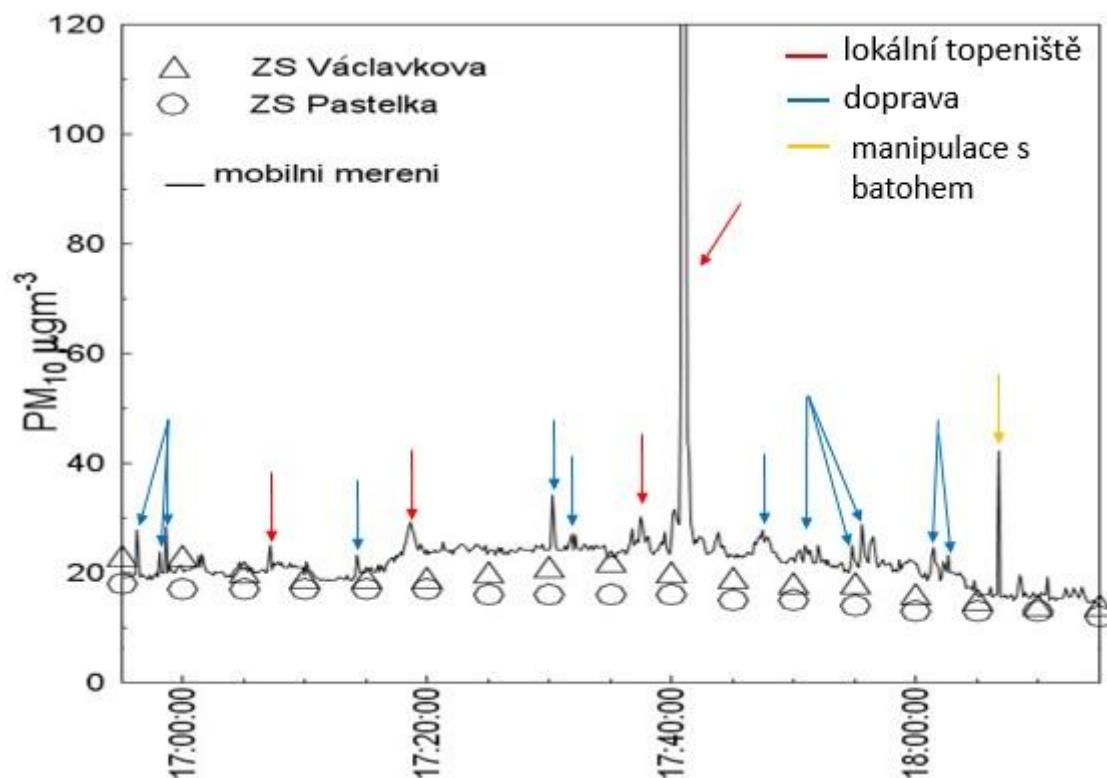


Sedmé pozemní měření proběhlo 26. 2. od 16:53 do 18:15 v okolí Národní přírodní památky Radouč (dále NPP, **obrázek 11**). Hodnoty na chodícím DustTraku byly vyšší než na stacionárním. Protože NPP Radouč se nachází v údolí řeky Jizery, koncentrace PM₁₀ se mohly hromadit v údolí na rozdíl od výše položených monitorů DT7 a DT9. To potvrzuje i průměrná expozice PM₁₀ chodícího přístroje větší o $5,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ než průměrná expozice monitorů (**tabulka 8**). **Graf 15** dokazuje, že většinu maxim způsobuje doprava. Přesto se objevil jeden vysoký peak ($357 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v 17:42 – 17:43), jehož zdrojem bylo lokální topeniště.



Obrázek 11: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} na NPP Radouč (26.2.2013 16:55 – 18:15), v okolí měřily dva měřicí přístroje DustTrak; DT7 na ZŠ Václavkova a DT9 na ZŠ Pastelce.

Graf 15: Srovnání koncentrací PM_{10} stacionárních stanic a mobilního měření na Radouči

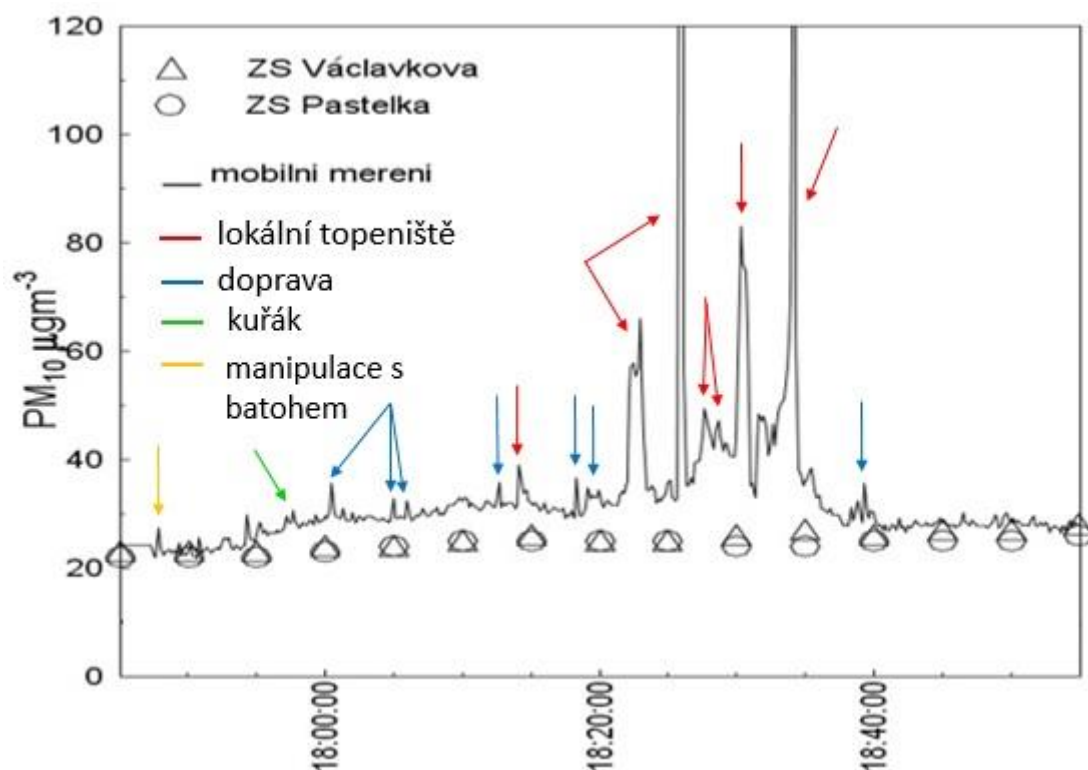


Při dalším pozemním měření směrem k NPP Radouč (27.2.2013 17:45 – 18:55) se koncentrace PM_{10} opět pohybovaly ve vyšších hodnotách než na stacionárních monitorech DT7 a DT9 (**graf 16**), protože probíhalo v údolí Jizery (v období 17:54 – 18:55). Většina cesty byla ovlivněna projíždějícími 6 auty, dole v údolí čoudil jeden dům velmi tmavým a silným kouřem. V 18:25 a v 18:34 klesla jeho vlečka až k silnici a DustTrak naměřil její hodnoty až $261 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (**obrázek 12**). Tmavost kouře se nedala podle Ringelmannovy stupnice určit, protože se již setmělo, ale byl dlouze cítit výrazný zápach ze spalování. Přízemní vliv lokálního topeniště, dopravy a měření v údolních podmínkách, kde se hromadí škodliviny a jsou špatně odvětrávány, způsobily vyšší průměrnou expozici PM_{10} chodícího DustTraku o $9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ než průměrná expozice monitorů umístěných na střechách budov (**tabulka 7**).

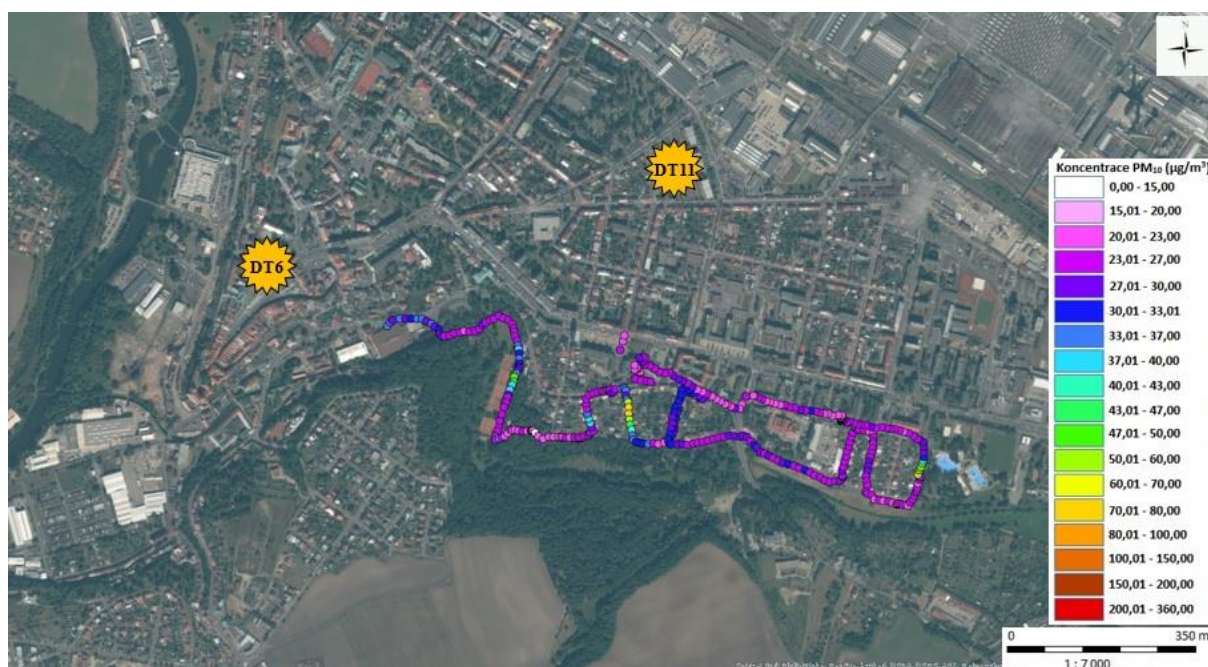


Obrázek 12: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} při cestě k NPP Radouč (27.2.2013 17:45 – 18:55), v okolí měřily dva měřicí přístroje DustTrak; DT7 na ZŠ Václavkova a DT9 na ZŠ Pastelce.

Graf 16: Srovnání koncentrací PM₁₀ stacionárních stanic a mobilního měření při cestě k NPP Radouč

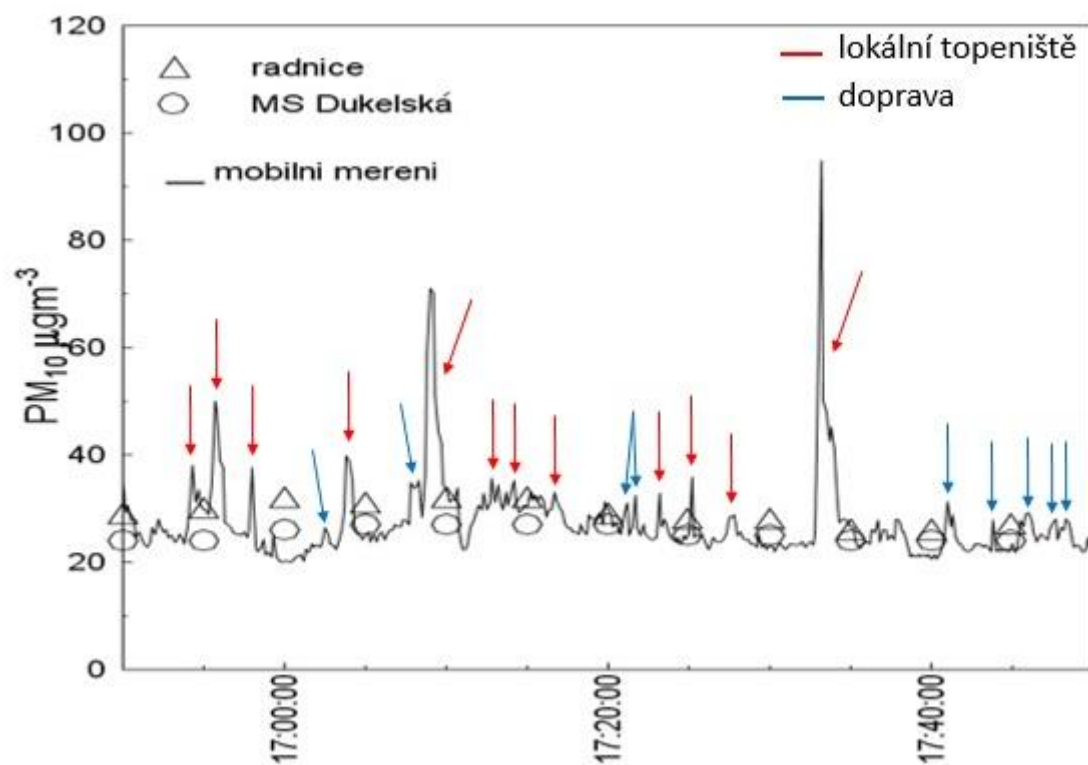


Kolem parku Štěpánka (**obrázek 13**, 28.2.2013 v 16:50 – 17:50) dosahovaly koncentrace PM₁₀ nižších hodnot do 17:08 než na vystavených stacionárních přístrojích v okolí (DT6 na radnici a DT11 na MŠ Dukelská). Tento stav se dá vysvětlit tím, že až do 17:01 se měřilo v klidné části parku Štěpánka, kde jako jediný zdroj vystupovaly vzdálenější kouřící domy (**graf 17**). Navíc pozemní měření probíhalo na volnějším prostranství, kde docházelo k většímu rozptylu částic než na monitorech. Mezi 17:12 až 17:18 byl cítit zápach bez zřejmého viditelného zdroje, pravděpodobně se jednalo o kouřící dům v okolí. V průběhu měření se projevily kromě lokálních topenišť i projíždějící auta, zejména v 17:41 – 17:50, kdy se procházelo podél silnice. Průměrná expozice PM₁₀ monitorů byla větší o $1,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ než průměrná expozice PM₁₀ chodícího nefelometru (**tabulka 7**).



Obrázek 13: Mapa pozemního měření koncentrací PM_{10} při cestě v okolí parku Štěpánka (28.2.2013 16:50 – 17:50), v okolí měřily dva měřicí přístroje DustTrak; DT6 na radnici města a DT11 na MŠ Dukelská.

Graf 17: Srovnání koncentrací PM_{10} stacionárních stanic a mobilního měření v okolí parku Štěpánka



Tabulka 7: Porovnání průměrných osobních expozic z pozemního měření a z nejbližších monitorů

Č. trasy	Průměrná expozice z chodícího DT ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Průměrná expozice z nejbližších monitorů ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Rozdíl ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Trasa 1	27,0	13,9	13,1
Trasa 2	44,6	42,6	2,0
Trasa 3	24,6	23,1	1,5
Trasa 4	18,9	18,9	0,0
Trasa 5	56,3	47,8	8,5
Trasa 6	22,7	17,1	5,6
Trasa 7	34,4	24,6	9,8
Trasa 8	27,2	29,1	-1,9

Ve většině případů byla průměrná expozice PM_{10} chodícího DustTraku větší než průměrná expozice monitorů. Vyšší hodnoty průměrné expozice byly způsobeny přízemními vlivy, zejména lokálními topeništi a automobilovou dopravou. Pouze v jednom případě, během posledního pozemního měření, vyšla průměrná expozice PM_{10} stacionárních monitorů vyšší.

7 Diskuze

V této práci byly zjištěny jako nejvýznamnější zdroje znečištění lokální topeniště společně s dopravou. Shodné výsledky vyšly i v polské studii (Juda-Rezler et al., 2011). V rakouské studii Sturm et al. (2007) také porovnávali zdroje znečištění z dopravy a z lokálních topenišť. Jako důležitý zdroj znečištění během zimní sezony se kromě emisí ze spalování tuhých paliv v lokálních topeništích ukázaly silniční služby, zejména odmrazování a broušení.

V práci Hykyšové a Brejcha (2009) bylo zjištěno, že v menších sídlech byla často vysoká koncentrace PM_{10} způsobená lokálními. V jednom případě byl dokonce podíl na znečištění ovzduší lokálními topeništi až 86%. To potvrzuje hypotézu, že v menších sídlech, kde lidé často využívají jako zdroj vytápění, jsou koncentrace škodlivin v ovzduší výrazně vyšší než ve městech, kde je podíl lokálních topenišť menší nebo nižší a teplo je do domácnosti distribuováno např. z topáren.

U denního chodu v Plazech i v Kosmonosech se projevují vyšší příspěvky o víkendech než během pracovního týdne, což potvrzuje hypotézu, že lidé tráví o víkendu více času doma a tedy topí ve svých kamnech déle kvůli vaření nebo vytápění než během pracovního dne. Maxima se zobrazují ve večerních hodinách (18-21 hodin).

Zvýšené koncentrace $PM_{2,5}$ pozorovali i Glaucius et al. (2006) v malém dánském městě obklopeném zemědělskou krajinou. Vyšší hodnoty příspěvku $PM_{2,5}$ se objevily ve dvou situacích během dne; ráno, když lidé vstanou a chystají se do práce/školy, a večer, když se vrátí z práce.

Podle předpokladu se ukázalo, že týdenní chod v Plazech a v Kosmonosech má výrazná maxima v sobotu a v neděli. Může to být důsledek delšího pobytu v domácím prostředí vytápění v domácnostech a inverzní situace. V Plazech se navíc vykreslily maxima i ve středu a ve čtvrtek. Příčinou nadprůměrných koncentrací PM_{10} pravděpodobně stály emise ze spalování malých zdrojů znečišťování. Ani v Plazech a ani v Kosmonosech se neprojevil „weekend effect“ spojovaný se sníženou intenzitou dopravy na komunikacích (Zhao et al., 2013). V naší práci se koncentrace PM_{10} naopak v sobotu a v neděli zvýšili.

Umístění stacionárních monitorů na střechách budov přineslo výhodu, že jsme mohli pozorovat chod koncentrací v promíchaném ovzduší bez vnějšího zásahu přímých zdrojů v přízemní vrstvě, jako jsou emise z dopravy a kouř z cigaret. Na druhou stranu, se monitory

nacházely ve větší výšce než samotné komíny rodinných domů a pokud vanul vítr blízko od zdroje, mohla se vlečka rozšířit odlišným směrem, než stál monitor.

Při porovnání koncentrací PM_{10} během zimní kampaně 2013 s meteorologickými parametry vyšla, kromě rychlosti větru, nepřímá úměra. Vzdálenost od zdroje hraje společně s rychlostí větru významnou roli při ředění městského ovzduší.

8 Závěr

Tato práce se snažila zjistit, zda jsou lokální topeniště hlavním zdrojem znečištění v Mladé Boleslavi. Zvýšené koncentrace v Mladé Boleslavi způsobuje více zdrojů, mezi které patří doprava a dálkový přenos z lokálních topenišť z okolních obcí. Je zajímavé, že koncentrace PM_{10} jsou ve městě nižší než v malé obci Plazy. S určitostí se dá říci, že jako hlavní zdroj znečištění působí lokální topeniště v blízké obci Plazy, kde byl tento jev potvrzen i mobilním měřením v přízemní části. Lokální zdroj v Plazech neovlivnil kvalitu ovzduší v Mladé Boleslavi, převažující směr větru váł na opačnou stranu než leží Mladá Boleslav.

Pro věrohodnější zjištění situace se znečištěním ovzduší v Mladé Boleslavi by bylo třeba změřit imise i v okolních obcích. Pak by se dalo s větší určitostí říci, do jaké míry se lokální topeniště podílejí na lokálním znečištění ovzduší.

Ve srovnání personální expozice PM_{10} chodícím a stacionárním monitorem vyšly větší průměrné expozice PM_{10} chodícím, které byly způsobeny přízemními vlivy, zejména lokálními topeništi a automobilovou dopravou.

Rychlost větru měla velký vliv na množství aerosolu ve městě. Další meteorologické parametry nejsou v porovnání s koncentracemi PM_{10} významné.

9 Seznam literatury

Andělová, L., Braniš, M. (2009) Sledování koncentrace aerosolu (PM10 a „black smoke“) v malé obci na Liberecku – vliv lokálního topení na kvalitu ovzduší. *Ochrana Ovzduší* 2/2009, 10-14.

Aunan, K., Pan, X.Ch. (2004) Exposure-response functions for health effects of ambient air pollutants applicable for China – a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 329, 3-16

Braniš, M. (2011) Londýnský smog v českých vesnicích. *Vesmír* 90, str. 13-15.

Braniš, M., Hůnová, I., kolektiv autorů (2009) *Atmosféra a klima, aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, Praha.

Dvorščík P. (2009): *Znečištění ovzduší v malých sídlech se zaměřením na konkrétní situaci v obci Lobeč na Mělnicku*. Bakalářská práce. PřF UK, Praha.

Glausius, M., Ketzell, M., Wahlin, P., Jansen, B., Monster, J., Berkowicz, R., Palgren, F. (2006) Impact of wood combustion on particle levels in residential area in Denmark. *Atmospheric Environment*; 40: 7115-7124

Herčík M. (2000) *Životní prostředí - Úvod do studie*. VŠB-TU Ostrava. 141 s. ISBN 80-7078-340-0

Hinds, W. C. (1999) *Aerosol technology: properties, behaviour and measurement of airborne particles*. A Wiley-Interscience publication, New York.

Hoek, G., Forsberg, B., Borowska, M., Hlawiczka, S., Vaskovi, E., Welinder, H., Braniš, M., Beneš, I., Kotešovec, F., Hagen, L.O. et al. (1997) Wintertime PM10 and black smoke concentrations across Europe: results from the peace study, *Atmospheric Environment*, 31, (21), 3609-3622.

Hrubý, O. (2009) Stacionární zdroje znečišťování ovzduší REZZO 2009 [online]. Počítačové aplikace, zpracování dat, energetické poradenství, Praha. [cit. 2014-07-10]. Dostupné na: http://www.iprpraha.cz/uploads/assets/soubory/data/projekty/zdrije_znecist_ovzdusi/rezzo_2009_zprava.pdf

Hykyšová, Brejcha (2009) Monitoring znečištění ovzduší PM₁₀ v malých sídlech v blízkosti povrchových lomů severočeské hnědouhelné pánve. Příloha Zpravodaje HNĚDÉ UHLÍ, 4, 38-44

Juda-Rezler, K., Reizer, M., Oudinet, J.P. (2011) Determination and analysis of PM₁₀ source apportionment during episodes of air pollution in Central Eastern European urban areas: The case of wintertime 2006. *Atmospheric Environment*, 45, 6557-6566

Madhavi Latha, K., Highwood, E.J. (2006) Studies on particulate matter (PM₁₀) and its precursors over urban environment of Reading, UK. *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer*, 101, 367-379

Machálek, P., Machart J. (2003) Emisní bilance vytápění bytů malými zdroji od roku 2001 - ČHMÚ, Milevsko 2003.

Monn, Ch., Braendli, O., Schaeppi, G., Schindler, Ch., Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, Ph., Sapaldia Team (1995) Particulate matter <10 µm (PM₁₀) and total suspended particulates (TSP) in urban, rural and alpine air in Switzerland, *Atmospheric Environment*, 29, (19), 2565-2573.

Pope, C.A, Dockery, D.W., Spengler, J.D., Raizene, M.E. (1991) Respiratory Health and PM₁₀ Pollution – A Daily Time Series Analyses. *American Reviews of Respiratory Diseases*, 144, 668-674.

Sturm, P., Kurz, Ch., Vogelsang, S., Ottl, D., Hafner, W. (2007) Effects of PM₁₀ emission abatement strategies on air quality in urban and rural areas. *Dustconf*, 1-15

World Health Organisation (WHO) (1982): Estimating human exposure to air pollutants. WHO Offset Publication No. 69.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2013): "Particulate Matter (PM): Health, <http://www.epa.gov/pm/health.html>, přístupné online 10. 5. 2014

Zhao, H., Che, H., Zhang, X., Ma, Y., Wang, Y., Wang, H., Wang, Y. Characteristic of visibility and particulate matter (PM) in urban area of Northeast China. Atmospheric Pollution Research, 4, 427-434

Internetové zdroje:

internet [1]: <http://www.ekn.cz/>

internet [2]: http://www.irz.cz/repository/latky/poletavy_prach.pdf

internet [3]: <http://caice.ucsd.edu/index.php/welcome/>

internet [4]: (<http://www.mb-net.cz/zakladni-udaje-a-symboly/ms-924/p1=924>)