

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Karolína Štědrá

Prostorová variabilita PM_{2.5} v zimním ovzduší malého sídla
Spatio-temporal PM_{2.5} variability in village during winter

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Jan Hovorka, Ph.D.

Praha, 2018

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce, ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Tištěná verze práce je shodná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne

Podpis:

Poděkování:

Děkuji panu RNDr. Janu Hovorkovi, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce, za odborné konzultace a za čas, který mi věnoval. Můj velký dík patří také obyvatelům obce Lbín za jejich vstřícnost a ochotnou pomoc při terénním měření. Rovněž děkuji své rodině a zejména mému příteli za velikou podporu a důvěru, kterou do mě vkládají.

Abstrakt

Práce hodnotí prostorovou variabilitu koncentrací $PM_{2.5}$ v průběhu dvou zimních měsíců v malé obci Lbín na Teplicku na přelomu roku 2017/2018. Koncentrace $PM_{2.5}$ byly sledovány prostřednictvím vytvořené monitorovací sítě s použitím celkem osmi laserových nefelometrů DustTrak (model 8520). Šest přístrojů bylo umístěno přímo v obci v údolí, jeden na kopci nad údolím a poslední přibližně v polovině kopce. Pomocí síťového měření jsme se snažili dokázat, že hlavním zdrojem znečištění v obci je vytápění domácností. Společně s koncentracemi $PM_{2.5}$ byly sledovány základní meteorologické parametry – rychlost a směr větru, teplota a vlhkost vzduchu.

Byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi měřícími stanovišti, který poukazuje na nerovnoměrné rozmístění zdrojů znečištění. Koncentrace částic dosahují obvykle maximálních hodnot v dopoledních a ve večerních hodinách. Nejvyšší maximální hodnoty byly v prosinci $2607 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v lednu $4347 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Nejnižší maximální hodnoty byly $223 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $177 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ u přístrojů nacházejících se nad obcí. Významným faktorem, který přispívá k aktuální situaci, je rychlost větru. Od rychlosti větru $1,29 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a vyšší se průměrné koncentrace $PM_{2.5}$ pohybovaly převážně pod $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. To se projevilo při srovnání dvou měřících období – prosince s lednem. Obecně byl prosinec větrnější a dosahoval tak i nižších průměrných hodnot. V prosinci byla průměrná rychlost větru $0,93 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, maximální $4,32 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a průměrná koncentrace $PM_{2.5}$ byla $24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Oproti tomu v lednu byla průměrná rychlost větru $0,67 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, maximální $3,60 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a průměrná koncentrace byla $29 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Nebyl pozorován vliv teploty či vlhkosti vzduchu na průběh koncentrací $PM_{2.5}$.

Monitorování znečištění ovzduší v malých sídlech se v současné době neprovádí. Přitom je potvrzeno, že lokální topeniště jsou významným zdrojem aerosolových částic. Frakce $PM_{2.5}$ má navíc negativní vliv na lidské zdraví. Právě proto je třeba se problematice znečištění ovzduší v malých sídlech více věnovat.

Klíčová slova: $PM_{2.5}$, vesnice, lokální topeniště, kvalita ovzduší, mikroprostředí

Abstract

This thesis evaluates the spatial variability of PM_{2.5} concentrations during two winter months in the small village Lbín close to Teplice at the turn of the year 2017/2018. The PM_{2.5} concentrations were monitored through a dedicated monitoring network using a total of eight DustTrak laser nephelometers (Model 8520). Six DustTraks were located directly in the village in the valley, one of them was located on the hill above the valley and the last one was located approximately in the half of the hill. Using a network measurements, we tried to determine that the household heatings are the main sources of air pollution in the village. The basic meteorological parameters – wind speed and direction, temperature and air humidity were monitored together with PM_{2.5} concentrations.

It was observed statistically significant difference between the measuring stations, which points to the unevenly distribution of pollution sources. The particle concentrations typically reach peak values in the morning and in the evening. The maximum peak values were 2607 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in December and 4347 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in January. The lowest maximum values were 223 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and 177 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ for devices located above the village. An important factor contributing to the current situation was wind speed. If the wind speed was higher than 1,29 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ average PM_{2.5} concentrations were below 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. This was reflected in the comparison of two measuring periods – December and January. December was windier than January and reached even lower average values. In December, the average wind speed was 0,93 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, maximum was 4,32 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ and average PM_{2.5} concentration was 24 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. By contrast, in January, the average wind speed was 0,67 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, maximum was 3,60 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ and the average PM_{2.5} concentration was 29 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. The influence of temperature or air humidity on the concentrations of PM_{2.5} was not observed.

Monitoring of air pollution in small settlements is not currently done. Nevertheless it is confirmed, that the local heatings are significant sources of aerosol particles. In addition, the Fraction PM_{2.5} has a negative impact on human health. That is the reason, why it is necessary to pay more attention to the problem of air pollution in the small settlements.

Key words: PM_{2.5}, village, home heating, air quality, urban microscale

Obsah

1	Seznam použitých zkratk	8
2	Úvod	9
3	Cíl práce	10
4	Velikostní rozlišení a složení aerosolu	10
4.1	Jemné částice	11
4.1.1	Nukleační mód	11
4.1.2	Akumulační mód	11
4.2	Hrubé částice	12
5	Působení aerosolů	12
5.1	Vliv aerosolu na lidské zdraví	12
5.1.1	Účinky PM _{2.5}	13
5.2	Vliv aerosolu na životní prostředí	14
5.2.1	Ovlivňování klimatického systému	14
5.2.2	Ovlivňování ozonové vrstvy	15
6	Sledování kvality ovzduší a legislativa ČR	15
6.1	Monitorování imisí a imisní limity	16
6.2	Emise a jejich zdroje	17
7	Znečištění ovzduší	18
7.1	PM _{2.5}	18
8	Experimentální část	19
8.1	Měřicí přístroje	19
8.1.1	DustTrak	19
8.1.2	Meteorologická stanice	21
8.2	Lokalita měření	21
8.3	Příprava přístrojů a kolokace	23
9	Zpracování dat	23
9.1	Výpočet skutečných hodnot PM _{2.5}	24

9.2	Statistické hodnocení	24
10	Výsledky	25
10.1	Výsledky kolokačního měření	25
10.2	Statistické vyhodnocení terénního měření.....	25
10.3	Výsledky terénního měření.....	28
11	Diskuse.....	37
12	Závěr	39
13	Použitá literatura	40
14	Seznam příloh	45

1 Seznam použitých zkratk

BS – black smoke

CoD – coefficient of divergence (koeficient divergence)

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav

ČÚZK – Český úřad zeměměřický a katastrální

DT – DustTrak

IARC – International Agency for Research on Cancer (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny)

ISKO – Informační systém kvality ovzduší

MS – meteorologická stanice

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

PAH – polycyclic aromatic hydrocarbons (polycyklické aromatické uhlovodíky)

PM – particulate matter (suspendované částice)

PSC – polární stratosférická oblaka

REZZO – Registr znečištění a stacionárních zdrojů

TZL – tuhé znečišťující látky

VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti

WHO – World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)

2 Úvod

Atmosférický aerosol je dvoufázový systém skládající se z částic a z plynu, v němž jsou rozptýlené. Jedná se tedy o soubor kapalných, pevných nebo směsných částic, které jsou rozptýlené v plynu. Částice se pohybují v rozmezí velikostí od přibližně 0,001 do 100 μm . Právě jejich velikost je jedním z nejdůležitějších parametrů mající vliv na jejich chování a vlastnosti. Aerosoly se v atmosféře podílejí na vzniku oblačnosti a srážek, ovlivňují teplotní bilanci Země, viditelnost ale také naše zdraví spolu s kvalitou našeho života.

Do atmosféry se aerosoly dostávají celou řadou procesů, ze zdrojů přírodních i antropogenních. Mezi přírodní zdroje patří půdní prach, sopečné erupce, přirozené lesní požáry, kapičky mořské vody a fotochemické reakce (Hinds, 1999; Braniš et al., 2009). Antropogenním zdrojem může být například spalování fosilních paliv, jenž produkuje oxid siřičitý a oxidy dusíku. Ty v atmosféře podléhají reakcím vedoucím ke vzniku částic – sulfátů a nitrátů, které jsou součástí aerosolů. Nejen spalování fosilních paliv, ale veškeré spalovací procesy jsou zdrojem aerosolových částic (např. spalování biomasy). Dalšími antropogenními zdroji jsou doly, lomy nebo například metalurgický průmysl (Hinds, 1999; Baron et al., 2011). Jsou-li částice emitované do atmosféry přímo ze zdroje, jedná se o primární aerosol. Pokud částice nemají svůj vlastní zdroj a vznikají chemickými či fyzikálními procesy v atmosféře, hovoříme o aerosolu sekundárním (Hinds, 1999; Braniš et al., 2009).

Potřeba sledovat aerosoly se v poslední době zvyšuje. Důvodem je nejen jejich vliv na celou řadu procesů v atmosféře, ale především na lidské zdraví. V závislosti na jejich velikosti je zde riziko poškození dýchacích cest (Baron et al., 2011). Z hlediska účinků na zdraví je zájem především o částice s aerodynamickým průměrem menším než 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$). Důvodem je celá řada epidemiologických studií dávajících do souvislosti nepříznivé účinky na zdraví, dokonce i zvýšenou úmrtnost, s vyššími koncentracemi aerosolových částic. Tyto poznatky vedly k zavedení limitů pro $\text{PM}_{2.5}$, vedle již existujících limitů pro částice s aerodynamickým průměrem menším než 10 μm (PM_{10}) (Finlayson-Pitts & Pitts, 2000; Friedlander, 2000).

V současné době dochází v České republice na některých lokalitách k překračování imisních limitů u aerosolových částic PM_{10} a $\text{PM}_{2.5}$. K tomu výrazně přispívá zejména lokální vytápění domácností (ČHMÚ, 2017a).

3 Cíl práce

Cílem práce bylo za pomoci přístrojů DustTrak - DT (model 8520, TSI) s impaktorem PM_{2.5} vytvořit měřicí síť a zjistit tak prostorovou variabilitu částic o aerodynamickém průměru menším než 2,5 μm během dvou zimních měsíců v malé obci Lbín u Teplíc. Zároveň byly sledovány meteorologické podmínky, aby bylo možné vyhodnotit možnou příčinu aktuálních koncentrací. Za hlavní zdroj znečištění ovzduší v obci je považováno vytápění domácností, ve kterých se používají zejména tuhá paliva – uhlí, popřípadě dřevo.

Cílem práce bylo zjistit, zda jsou domácí topeniště skutečně příčinou znečištění v obci a jakou měrou přispívají ke zhoršené kvalitě ovzduší. Předpokládá se, že koncentrace PM_{2.5} budou v případě nižších teplot a nižší rychlosti větru dosahovat vyšších hodnot.

4 Velikostní rozlišení a složení aerosolu

Existují dvě hlavní kategorie atmosférického aerosolu vymezené na základě velikostní distribuce. Jsou to jemné a hrubé aerosolové částice (Finlayson-Pitts & Pitts, 2000). Whitby ve své studii z roku 1978 dále vyznačil tři různé velikostní módy. Mód nukleační a akumulární, jenž spadají do kategorie jemných částic, a mód hrubý. Toto rozdělení bylo stěžejní pro pochopení základních vlastností aerosolu (Baron et al., 2011).

Jemné a hrubé částice jsou od sebe odděleny rozměrem přibližně 2,5 μm. Každý mód má jiné zdroje, chemické složení a také mechanismy utváření. Vzájemně se navíc prolínají (Braniš et al., 2009; Hinds, 1999). Částice pohybující se svou velikostí v rozmezí 1 – 2,5 μm mohou obsahovat jak jemný (zejména akumulární), tak hrubý mód. Z toho důvodu nelze hranici 2,5 μm považovat za jasně definovanou (Kozáková et al., 2017). Například Baron et al. (2011) uvádějí jako dělicí rozměr 2 μm.

Obvykle bývají aerosoly vícesložkové (složené z mnoha chemických sloučenin) v závislosti na zdroji, ze kterého pocházejí. Typickým příkladem zdroje, který produkuje částice různého chemického složení je spalování uhlí. Závislost složení na zdroji potvrzuje také aerosol vznikající u moře, jenž přesně odráží složení mořské vody (Friedlander, 2000; Braniš et al., 2009). Nejrozmanitější chemické složení najdeme u městského aerosolu, kde se na jeho vzniku podílí celá řada zdrojů. Proto má monitorování lokálních zdrojů znečištění velký význam (Braniš et al., 2009).

Největší zastoupení v atmosférickém aerosolu mají obecně nitráty, sulfáty, amonné ionty. Dále organický materiál, půdní částice a částice ze zvětralých hornin a minerálů, mořská sůl a voda. Sulfáty, nitráty, amonné ionty, organický a elementární uhlík a také některé kovy – to jsou složky tvořící především jemný aerosol (Braniš et al., 2009). Navíc mohou jemné částice obsahovat velké množství adsorbovaných látek, například těkavé organické látky nebo polycyklické aromatické uhlovodíky (Valavanidis et al., 2006). V hrubém aerosolu se vyskytuje materiál zemské kůry a bioaerosol (např. spory hub a pyl) a stejně jako v jemné frakci nitráty (Braniš et al., 2009).

4.1 Jemné částice

Jemné částice, jak již bylo zmíněno výše, jsou tvořeny dvěma módy – nukleačním a akumulacním. Z celkového aerosolu představují až dvě třetiny jeho hmotnosti, zbytek připadá na hrubý mód. Závisí to ale na lokalitě a také na aktuálních podmínkách. Například vyšší rychlost větru podporuje tvorbu půdních částic, tedy částic hrubých. Naopak nižší rychlost usnadňuje průběh fotochemických reakcí, které produkují jemný mód (Hinds, 1999). Mezi hlavní zdroje jemných částic patří stacionární spalovací zdroje a výfukové plyny motorových vozidel (Siponen et al., 2015). Většina negativních vlivů na lidské zdraví v souvislosti s vyšší toxicitou a také větší dopad na životní prostředí jsou spojeny právě s tímto módem (Mai et al., 2018).

4.1.1 Nukleační mód

Nukleační mód tvoří částice s aerodynamickým průměrem menším než 0,1 μm . Tento mód nemusí být vždy přítomen, jelikož má krátkou dobu setrvání – řádově několik minut až hodin (v závislosti na mnoha faktorech). Ta je dána snadnou koagulací mezi sebou i s většími částicemi, čímž se dostávají do módu akumulacního. Do atmosféry jsou částice přímo emitované ze spalovacích procesů nebo vznikají až v ní, například kondenzací. Pokud nezanikají koagulací, potom mohou být odstraňovány mokrou depozicí (Friedlander, 2000; Hinds, 1999).

4.1.2 Akumulační mód

Akumulační mód se výrazně překrývá s nukleačním (díky koagulaci). Je tvořen částicemi s aerodynamickým průměrem větším než 0,1 μm a menším než 2,5 μm . Jako akumulacní se označuje z toho důvodu, že je poměrně stabilní a má i relativně dlouhou dobu setrvání (Friedlander, 2000). Důvodem jsou slabé mechanismy odstraňování. Stejně jako mód nukleační je odstraňován mokrou depozicí, ale neuplatňuje se zde

v takové míře koagulace (probíhá velice pomalu na to, aby se částice dostaly do hrubého módu) (Hinds, 1999). V atmosféře může setrvávat po dobu dnů až týdnů. Díky tomu jsou částice transportovány na delší vzdálenosti – stovky až tisíce kilometrů (Yassin, AlThaqeb, & Al-Mutiri, 2012).

Do atmosféry jsou přímo emitované opět ze spalovacích procesů. Mohou zde ale také vznikat, a to fotochemickými reakcemi za přítomnosti organických těkavých látek, oxidů dusíku a silného slunečního záření (Hinds, 1999).

4.2 Hrubé částice

Aerodynamický průměr částic, které tvoří hrubý mód je větší než 2,5 μm . Na rozdíl od dvou předchozích módů se jedná zejména o primární částice (Friedlander, 2000). Jsou jimi půdní prach, produkovaný činností větru, mořská sůl či částice generované lidskou činností, například ze stavebnictví, hornictví nebo vznikající vlivem dopravy (Friedlander, 2000; Hinds, 1999). Může ale také vznikat při spalování uhlí. Doba setrvání závisí na dvou procesech – na sedimentaci (tedy usazování částic) a turbulentním promíchávání (udržuje částice v atmosféře). Jelikož mají velký aerodynamický průměr, snadno se usazují a jejich setrvání v atmosféře je tak obvykle několik hodin maximálně dní (Friedlander, 2000).

5 Působení aerosolů

V atmosféře se pohybuje mnoho různorodých částic v závislosti na jejich velikosti, zdroji, mechanismu utváření, chemickém složení apod. Podílejí se na vzniku celé řady jevů, jako jsou například kouř, mlha, opar, smog či mraky. Tyto fenomény přispívají ke snížené viditelnosti, dochází k ovlivňování klimatického systému Země a k negativním účinkům na lidské zdraví (Hinds, 1999).

V následujících dvou kapitolách jsou shrnuty základní vlivy aerosolů na lidské zdraví a na životní prostředí.

5.1 Vliv aerosolu na lidské zdraví

Podle Světové zdravotnické organizace (WHO) patří aerosolové částice vedle ozonu (O_3), oxidu siřičitého (SO_2) a oxidu dusičitého (NO_2) mezi znečišťující látky s prokázaným negativním účinkem na lidské zdraví (WHO, 2018). V roce 2013 byly dokonce Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny (IARC) zařazeny na seznam

karcinogenních látek (do skupiny 1). Důvodem bylo, že s častější expozicí roste riziko vzniku rakoviny plic (WHO, 2013).

Znečištěné ovzduší, v němž bývají PM_{10} a $PM_{2.5}$ významnými složkami (Hamra et al., 2014), způsobuje zejména respirační a kardiovaskulární onemocnění (Nakhlé et al., 2015). Obecně se za nebezpečnější považují částice s aerodynamickým průměrem menším než $2,5 \mu m$ ($PM_{2.5}$), jelikož mohou pronikat hlouběji do dýchacích cest a obsahovat vyšší podíl nebezpečných složek (Hamra et al., 2014). Oproti tomu částice v rozmezí $2,5 - 10 \mu m$ (PM_{10}) zůstávají z větší části zadrženy v horních cestách dýchacích – v jejich ohybech či hned na chloupkách v nosní dutině (Andrade Filho, Artaxo, & Hacon, 2013; Hinds, 1999). Přibližně 70 % částic se zachytí před vstoupením vzduchu do hltanu (Hinds, 1999).

Nejvíce náchylní k onemocnění v souvislosti se znečištěným ovzduším jsou děti, zejména v předškolním věku (Hertz-Picciotto et al., 2007). Dále také starší lidé a osoby, které již nějakou respirační chorobou trpí, např. astmatem (Guo, Huang, & Chen, 2018).

5.1.1 Účinky $PM_{2.5}$

Negativní účinek $PM_{2.5}$ na lidské zdraví je spojen s jejich velikostí ale také složením. Tyto částice jsou dostatečně malé na to, aby snadno pronikly do hlubších částí plic (Riva et al., 2011). Tam se mohou usadit a hromadit, proniknout přes plicní tkáň do krve a mohou se dostat i do jiných orgánů (Li et al., 2017). Problematické je také jejich různorodé složení, jenž se liší v závislosti na zdroji (ovlivňuje ho ale také teplota či vlhkost). Různé chemické látky mohou v těle vyvolat patologické změny (Riva et al., 2011; Li et al., 2017). Nebezpečné jsou například PAH (polycyklické aromatické uhlovodíky), jejichž koncentrace v PM představují potenciální karcinogenní riziko (Riva et al., 2011).

Několik studií zjistilo, že zvýšené koncentrace $PM_{2.5}$ měly za následek vyšší počet hospitalizací s respiračním onemocněním u dětí (Cesar, Nascimento, & De Carvalho, 2013) – nejčastěji s bronchitidou (Hertz-Picciotto et al., 2007; Sheffield, Roy, Wong, & Trasande, 2011) a pneumonií (Patto, Nascimento, & Mantovan, 2016). Studie také poukazují na zvýšený počet návštěv pacientů s astmatem (Guo, Huang, & Chen, 2018), s dalšími respiračními onemocněními jako jsou rhinitida a sinusitida (Riva et al., 2011) a zvýšené hospitalizace s kardiovaskulárním onemocněním (Nakhlé et al., 2015).

Různé složky vyloučené z PM_{2.5} mohou proniknout do oběhu a zvýšit riziko kardiovaskulárních příhod – jako je např. srdeční arytmie (Riva et al., 2011). Také se zvyšuje riziko úmrtnosti na kardiovaskulární choroby v souvislosti s vysokými koncentracemi částic a hrozí riziko vzniku rakoviny plic (Pope et al., 2015; Hamra et al., 2014)

5.2 Vliv aerosolu na životní prostředí

5.2.1 Ovlivňování klimatického systému

Aerosol jakožto významná složka atmosféry se podílí na skleníkovém jevu, čímž přispívá k ovlivňování klimatického systému Země. Na rozdíl od skleníkových plynů mohou aerosolové částice skleníkový jev nejen zesílit, ale také zeslabit (Braniš et al., 2009). K ovlivňování klimatického systému dochází přímým nebo nepřímým působením. Přímé působení spočívá v tom, že aerosoly jsou schopné rozptylovat a absorbovat záření v atmosféře, což přímo ovlivňuje radiační bilanci nebo planetární albedo. Nepřímé působení souvisí s ovlivňováním mikrofyzikálních vlastností (tedy i radiačních), množství a životnosti mraků aerosoly (Haywood & Boucher, 2000).

Přímé účinky aerosolů:

Rozptyl slunečního záření přispívá ke zvyšování planetárního albeda díky tomu, že část rozptýleného světla směřuje zpět do vesmíru. Výsledkem je ochlazení zemského povrchu. Tento efekt se výrazněji projevuje při velkých sopečných erupcích (Jacob, 1999). Částice se při nich mohou dostat až do stratosféry, v jejíž spodní části se nachází tzv. Jungeho vrstva. Jedná se o vrstvu obsahující ve větší míře aerosolové částice, tvořené zejména sulfátovými anionty. Tato vrstva výrazně přispívá k ochlazení zemské atmosféry (Braniš et al., 2009).

Rozptyl je zároveň významným procesem, který snižuje viditelnost v troposféře (Jacob, 1999). Podílet se na něm mohou sulfáty nebo nitráty (Mai et al., 2018). Přidá-li se k rozptylu ještě vysoká relativní vlhkost, objevuje se jev zvaný opar (Jacob, 1999).

Na rozdíl od rozptylu působí absorpce slunečního záření opačně. Tedy výsledný efekt absorpce je oteplování atmosféry. Účinně absorbují uhlíkaté aerosoly, například saze (Rosenfeld et al., 2008; Buseck & Posfai, 1999). Výsledkem zvýšení teploty může být snížená tvorba oblačnosti, čímž se dále podpoří oteplovací účinek (Lohmann & Feichter, 2005).

Nepřímé účinky aerosolů:

Aerosolové částice slouží jako jádra kondenzace v oblacích – tedy všechny kapičky oblaku se tvoří na částicích přítomných v atmosféře (Rosenfeld et al., 2008). Účinnými kondenzačními jádry jsou hygrokopické částice, zejména sulfáty nebo částice mořské soli. Při zvýšených koncentracích aerosolů je k dispozici větší počet jader pro kondenzaci. To ovlivňuje složení oblaků – vzniká více kapiček tvořící oblak a zároveň mají menší velikost. V důsledku této změny se zvyšuje albedo a tedy i chladicí efekt (Buseck & Posfai, 1999). Změna složení oblaků může dále ovlivňovat proces tvorby srážek. Tedy vysoké koncentrace aerosolových částic antropogenního původu mohou způsobit snížení či zvýšení počtu srážek (Rosenfeld et al., 2008). S tím vším souvisí také ovlivňování hydrologického cyklu (Lohmann & Feichter, 2005).

5.2.2 Ovlivňování ozonové vrstvy

Aerosolové částice v Jungeho vrstvě se mohou kromě přímého ovlivňování klimatického systému podílet také na narušování ozonové vrstvy. Při velice nízkých teplotách v zimě vznikají ve stratosféře polární stratosférická oblaka (PSC). I malé množství vodní páry, které se ve stratosféře nachází, za těchto nízkých teplot spolu s kyselinou dusičnou (HNO_3) kondenzuje. K tomu dochází na sulfátových částicích aerosolu, jenž se v této části stratosféry vyskytují ve vysokých počtech. Zde jsou jejich hlavním zdrojem zejména sopečné erupce. Vzniklá PSC slouží jako místa pro katalytickou konverzi chlorových sloučenin na molekulární chlor. Při zvýšené intenzitě slunečního záření molekulární chlor fotolyzuje a dochází k destrukci ozonu (Braniš et al., 2009; Hinds, 1999).

6 Sledování kvality ovzduší a legislativa ČR

Kvalita ovzduší je řešena na úrovni národní, evropské i mezinárodní. Je jí věnována velká pozornost především proto, že látky v ovzduší výrazně působí na lidské zdraví (MŽP, 2018). Zákonem jsou stanoveny: přípustná úroveň znečištění, podmínky pro provozovatele stacionárních zdrojů znečišťujících látek, podmínky posuzování a vyhodnocování kvality ovzduší. Dále také nástroje ke zlepšování znečištění (např. Národní program snižování emisí České republiky) aj. (Zákon č. 201/2012 Sb.).

Sledují se imise vybraných látek – vedle aerosolových částic například benzo(a)pyren, oxidy dusíku, přízemní ozon, oxid siřičitý, oxid uhelnatý, benzen

a další (ČHMÚ, 2017a). Mimo-to se u většiny měří i jejich emise. Kontrolují se tedy jednotlivé zdroje znečištění v závislosti na jejich velikosti, typu (zda se jedná o energetický, metalurgický, chemický či jiný průmysl) a také na tom, zda jde o zdroj stacionární nebo mobilní (Zákon č. 201/2012 Sb.).

6.1 Monitorování imisí a imisní limity

Kvalita ovzduší je u nás sledována prostřednictvím sítě měřících stanic – tzv. imisního monitoringu, kterou provozuje Český hydrometeorologický úřad (ČHMÚ). Data získaná z měřících stanic jsou ukládána do databáze Informačního systému kvality ovzduší (ISKO). Do tohoto systému kromě ČHMÚ přispívají také další organizace sledující znečištění ovzduší, např. Zdravotní ústavy, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM), ČEZ ale i některé městské úřady (MŽP, 2018).

Minimální počet lokalit pro stacionární měření úrovně znečištění je stanoven vyhláškou č. 330/2012 Sb., o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích. Počet lokalit se odvíjí od toho, zda byla překročena horní nebo dolní mez pro posuzování úrovně znečištění. Dále hraje roli také počet obyvatel v dané aglomeraci nebo zóně. Zvláště se vymezují pro PM_{10} a $PM_{2.5}$ a pro ostatní znečišťující látky. Jestliže byla překročena horní mez pro posuzování, pak je počet lokalit zpravidla vyšší než v případě překročení pouze dolní meze. Pro $PM_{2.5}$ jsou meze $17 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro PM_{10} $28 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Doba, za kterou se tyto hodnoty průměrují, je stanovena na jeden kalendářní rok. Je-li to možné, měla by být pro aerosolové částice nejméně jedna stanice pro měření vlivu dopravy a jedna pro sledování pozadových úrovní znečištění. V městských oblastech s počtem obyvatel vyšším než 100 000 má být zřízena alespoň jedna lokalita pro stacionární měření $PM_{2.5}$ (Vyhláška č. 330/2012 Sb.).

Pro jednotlivé znečišťující látky jsou zákonem č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší stanoveny imisní limity. Spolu s nimi je uveden také maximální možný počet jejich překročení. Pro $PM_{2.5}$ je imisní limit $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (doba průměrování – jeden kalendářní rok). V tomto případě ale není povoleno žádné překročení. Oproti tomu jsou u částic PM_{10} stanoveny dva imisní limity, které se liší v průměrování jejich koncentrací. U průměrování každých 24 hodin je $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a zde je také stanoven maximální možný počet překročení 35krát. Druhý limit je $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a je získán jako

průměr hodnot za celý kalendářní rok. Zde stejně jako u PM_{2.5} není povoleno žádné překročení (Zákon č. 201/2012 Sb.).

6.2 Emise a jejich zdroje

Součástí ISKO je vedle imisního monitoringu také emisní databáze – Registr emisí a stacionárních zdrojů (zkratka REZZO). Ten obsahuje údaje nejen o stacionárních, ale i o mobilní zdrojích znečištění. Podle tepelného příkonu se rozlišují celkem čtyři kategorie zdrojů REZZO 1 – 4:

REZZO 1 – Velké stacionární zdroje a REZZO 2 – Střední stacionární zdroje znečištění mají celkový tepelný příkon vyšší než 0,3 MW. Do těchto dvou kategorií patří například zdroje spalující paliva, odpad nebo různé průmyslové podniky.

REZZO 3 – Malé stacionární zdroje znečištění. Jde o zdroje s celkovým tepelným příkonem menším než 0,3 MW. Do této kategorie se započítávají emise z lokálních topenišť, z uhelných dolů, také ze skládek, stavebnictví a zemědělství (včetně chovu hospodářských zvířat).

REZZO 4 – Mobilní zdroje znečištění. Jedná se o emise z dopravy (silniční, železniční, vodní, letecké), ale také z otěrů pneumatik o vozovku či z brzdového obložení.

Zdroje z těchto čtyř kategorií jsou sledovány jednotlivě (REZZO 1 a 2) nebo hromadě (REZZO 3 a 4). Seznam všech jednotlivě sledovaných je uveden v příloze č. 2 zákona o ochraně ovzduší. Údaje o množství emisí se z nich získávají buď přímo od provozovatele, který má povinnost vést evidenci a informace každoročně ohlašovat, nebo prostřednictvím výpočtu na základě dat ohlášených provozovatelem. U hromadě sledovaných se údaje získávají pouze výpočtem na základě dat získaných z národních statistik prováděných Českým statistickým úřadem, například ze Sčítání lidí, bytů a domů nebo ze Sčítání dopravy a registru vozidel (ČHMÚ, 2017b).

Emisní limity nejsou stanoveny pro jednotlivé znečišťující látky obecně, jako tomu bylo u těch imisních. Liší se u jednotlivých zdrojů v závislosti na jejich výkonu, typu a také na druhu použitého paliva. Limity jsou stanovené vyhláškou č. 415/2012 Sb. pro látky SO₂, NO_x, CO a TZL (tuhé znečišťující látky) (Vyhláška 415/2012 Sb.). Označení tuhé znečišťující látky zahrnuje emise aerosolů, které vznikají při spalování paliv či jiných průmyslových procesech.

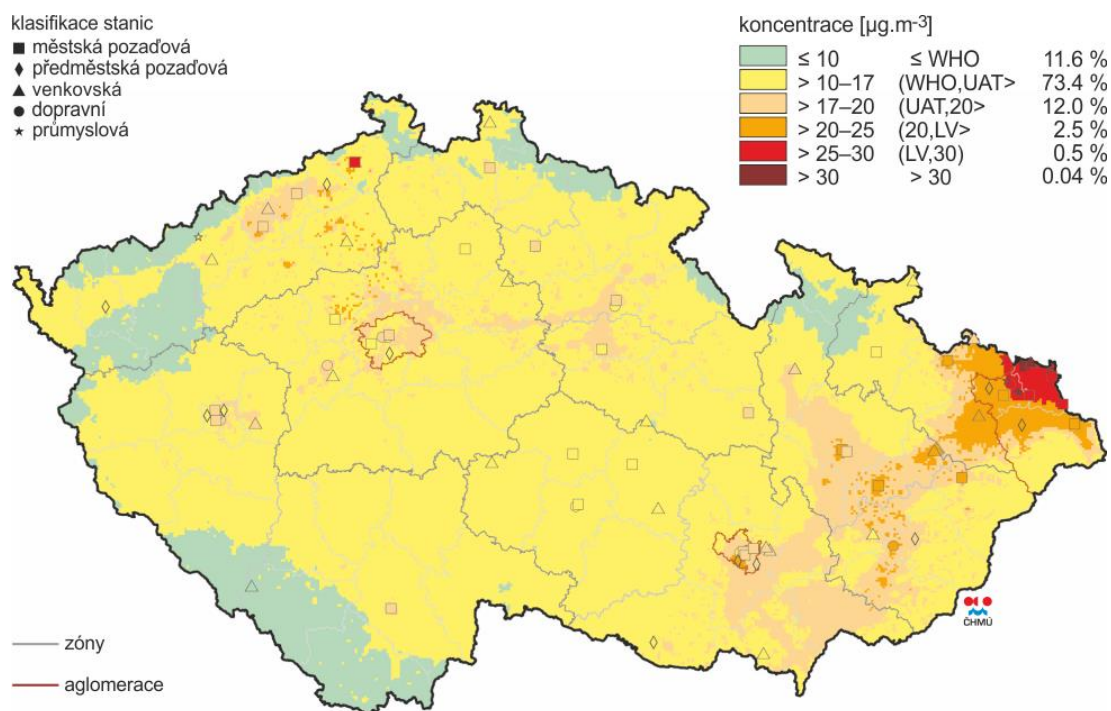
7 Znečištění ovzduší

Koncem 90. let se u nás projevil výrazné zlepšení kvality ovzduší. Bylo to díky přijetí nové legislativy a s ní přísnějších emisních limitů, modernizaci nebo ukončení provozů některých zdrojů znečištění. V důsledku toho se podařilo za období 1990 – 2016 výrazně snížit emise z REZZO 1 a REZZO 2. I přes tento úspěch stále dochází k nedodržování imisních limitů, a proto se pozornost soustředí na zdroje z kategorie REZZO 3 a REZZO 4. Právě lokální vytápění a rozvoj dopravy v současné době přispívají ke zhoršování kvality ovzduší. V jejich případě je navíc regulace ne příliš účinná (ČHMÚ, 2017a).

Na řadě lokalit dochází k překračování imisních limitů u aerosolových částic PM_{10} a $PM_{2.5}$, benzo(a)pyrenu a přízemního ozonu. Zejména tyto látky jsou současným hlavním problémem a přednostně jsou tak řešeny Strategií zlepšení kvality ovzduší v České republice (MŽP, 2018; ČHMÚ, 2017a). Nejedná se o problém pouze velkých měst, ale také malých sídel. Zde se znečištění týká především aerosolových částic a benzo(a)pyrenu, jenž pocházejí z lokálního vytápění. V malých sídlech se obvykle tyto látky neměří, dá se ale předpokládat, že jejich koncentrace zde mohou být zvýšené či dokonce nadlimitní (ČHMÚ, 2017a).

7.1 $PM_{2.5}$

V roce 2016 byl imisní limit pro průměrnou roční koncentraci $PM_{2.5}$ překročen na 0,5 % území České republiky. To odpovídá území s přibližně 3 % obyvateli. Překročení bylo zaznamenáno na několika stanicích v Moravskoslezském kraji a na jedné stanici v Ústí nad Labem (**Obr. 1**). Dlouhodobě jsou ale roční nadlimitní koncentrace $PM_{2.5}$ zaznamenávány na 2 % území. Ve srovnání s rokem 2015, kdy nebyl imisní limit dodržen na 0,9 % území, došlo v roce 2016 ke zlepšení. To však bylo způsobeno příznivějšími meteorologickými podmínkami a vyššími teplotami během topné sezóny. Právě emise z lokálních topenišť se výrazně podílejí na celkových koncentracích $PM_{2.5}$ – za rok 2016 byl jejich podíl téměř 55 % (ČHMÚ, 2017a).



Obr. 1: Mapa zobrazuje průměrné koncentrace $\text{PM}_{2.5}$ za rok 2016. Překročení imisních limitů je zaznamenáno na stanicích v Ústeckém a Moravskoslezském kraji. (zdroj: portal.chmi.cz)

8 Experimentální část

8.1 Měřicí přístroje

Pro sledování koncentrací $\text{PM}_{2.5}$ bylo použito 8 laserových nefelometrů – DustTrak (model 8520, TSI – **Obr. 2**) rozmístěných rovnoměrně po dobu dvou měsíců v obci Lbín na Teplicku. Současně s monitorováním koncentrací $\text{PM}_{2.5}$ byly sledovány meteorologické podmínky za pomoci profesionální meteorologické stanice Oregon Scientific (model WMR300).

8.1.1 DustTrak

DustTrak je laserový fotometr, jenž je založen na technologii rozptylu světla na aerosolových částicích. Je schopný určit hmotnostní koncentraci v reálném čase. Vzduch je přístrojem nasáván do vnitřní komory, ve které se vytváří kontinuální proud aerosolových částic. Tento proud je osvětlován laserovým paprskem pod úhlem 90° . Vlnová délka laserové diody, kterou přístroje



Obr. 2: DustTrak model 8520 (zdroj: www.tsi.com)

využívají je 780 nm. Světlo paprsku je kontinuálním proudem částic rozptýlováno. Samotný rozptyl je závislý nejen na velikosti částic, ale také například na jejich absorpčních vlastnostech. Po rozptýlení dochází ke shromáždění a zaostření světla na fotodetektor a následně k jeho změně na napětí. Toto napětí je úměrné množství světla, které bylo rozptýleno. K získání hmotnostní koncentrace částic je potřeba vynásobit jej vnitřní kalibrační konstantou. Aktuální koncentrace se zobrazuje na displeji přístroje v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a je ukládána do paměti (TSI, 2012). Jelikož je přístroj kalibrován na ISO 12103-1, A1 – tzv. Arizona Road Dust, který je odlišný od aerosolu v našich podmínkách, jsou naměřené hodnoty vyšší než reálné (Grégr, Hovorka, & Pokorná, 2012).

K našemu měření byly použity DustTraky s impaktorem na měření $\text{PM}_{2,5}$. Jelikož se jednalo o měření velikostní frakce menší než PM_{10} , přidávala se k impaktoru nárazová destička potřená tenkou vrstvou maziva. Na této destičce se zachytávají částice větší než je zvolená frakce měření. Průtok byl podle návodu nastaven na 1,7 L/min. Interval záznamu, tedy časový úsek, za nějž je průměrná hodnota uložena do paměti, byl zvolen na 30 sekund. Prostřednictvím počítače se softwarem TrakPro (TSI) byl vedle intervalu záznamu nastaven také aktuální přesný čas. Za pomoci nulového filtru byl přístroj vynulován. Jestliže hodnota na displeji s použitým nulovým filtrem kolísala, byl přístroj opakovaně kalibrován.

Možnosti napájení přístrojů jsou dvě – ze sítě nebo čtyřmi bateriemi typu C. V našem případě byly všechny přístroje napájené ze sítě a baterie sloužily pouze jako záložní zdroj v případě výpadku elektrického proudu.

Při měření ve venkovním prostředí je potřeba přístroj ochránit před deštěm a dalšími vlivy, které by ho mohly poškodit. K tomu slouží vodotěsné kufříky – Environmental Enclosure. Každý kufr je z vnější strany opatřen vyčnívající odběrovou hlavicí zajišťující odběr vzorků ze všech směrů. Uvnitř je na hlavicí napojena gumová hadička, která je na druhém konci nasazena na impaktor DustTraku. Tím je zajištěn transport vzorku z venkovního prostředí k přístroji. Nedílnou součástí je plastová lahvička uvnitř kufru zachytávající vodu, která může být nasáta spolu se vzorkem vzduchu. Díky sběrné lahvičce se zamezí proniknutí vody do přístroje, a tak i jeho případnému poškození.

DustTraky uložené v těchto kufrech byly dále nainstalovány na stativy. Výška byla nastavena tak, aby otvor odběrové hlavice dosahoval dýchací zóny, přibližně 1,5 až 1,8 m. Takto připravené přístroje byly rozmístěny rovnoměrně po celé obci v blízkosti rodinných domů.

8.1.2 Meteorologická stanice

Meteorologická stanice Oregon Scientific (model WMR300) byla nainstalována spolu s DustTraky k zaznamenávání meteorologických podmínek. Data o rychlosti a směru větru, teplotě a vlhkosti vzduchu byla ukládána do paměti hlavní jednotky. Interval záznamu byl zvolen na nejnižší možnou hodnotou, na 1 minutu.

8.2 Lokalita měření

Měření se uskutečnilo na území malé obce Lbín u Teplíc v Ústeckém kraji. Lbín leží v údolí podél řeky Bíliny přibližně 5 km jihovýchodně od Teplíc a 2,5 km severozápadně od střediskové obce Bžany (mapy.cz, 2018). Spolu se sousedícími obcemi – Pytlíkovem a Lyscem spadá do katastrálního území Lysec o celkové výměře 282,82 ha (ČÚZK, 2017). K 9. 4. 2018 žije ve Lbíně 111 obyvatel (údaj získán na OÚ Bžany).

Sedm měřících přístrojů bylo od 1. 12. 2017 do 31. 1. 2018 rovnoměrně rozmístěno po obci tak, aby kopírovaly celé údolí. Z toho se jeden (DT12) nacházel na hranici údolí a ten osmý (DT13) byl umístěn na kopci nad ním – obec Pytlíkov, aby sloužil k porovnávání koncentrací nad údolím a v něm (jedná se tedy o pozadřovou lokalitu). Za hlavní zdroj znečištění v obci je považováno vytápění domácností. Nejčastější typy paliva jsou uhlí, popřípadě dřevo. Navíc díky své poloze je ve Lbíně v zimním období možný výskyt inverzí. To znamená zhoršené rozptylové podmínky, což dále ještě přispívá k vyšším koncentracím aerosolových částic.

Šest z osmi přístrojů bylo umístěno na stativěch do zahrad u rodinných domů, jeden na střechu garáže a poslední byl bez stativu nainstalován na střechu venkovního posezení. Tato umístění umožňovala napájení přístrojů ze sítě a zároveň se tak zamezilo případnému odcizení.

Na následující mapě je zobrazené rozmístění přístrojů. Jednotlivá stanoviště jsou označovaná podle čísel DustTraků. Ta jsou vypsána v Tabulce 1.

Tab. 1: Souřadnice a adresy umístění jednotlivých DustTraků (DT) a meteorologické stanice (MS) rozmístěných v obci Lbín.

Přístroj	Souřadnice	Adresa
DT4	50°36'18.142"N, 13°51'30.015"E	Lbín 33, Bžany, 415 01
DT6	50°36'22.269"N, 13°51'34.694"E	Lbín 61, Bžany, 415 01
DT8	50°36'21.801"N, 13°51'26.703"E	Lbín 7, Bžany, 415 01
DT9	50°36'25.830"N, 13°51'24.265"E	Lbín 12, Bžany, 415 01
DT10	50°36'31.426"N, 13°51'27.983"E	Lbín 19, Bžany, 415 01
DT11	50°36'33.028"N, 13°51'25.144"E	Lbín 37, Bžany, 415 01
DT12	50°36'29.995"N, 13°51'14.566"E	Pytlíkov 13, Bžany, 415 01
DT13	50°36'39.987"N, 13°51'24.973"E	Pytlíkov 14, Bžany, 415 01
MS	50°36'22.095"N, 13°51'34.732"E	Lbín 61, Bžany, 415 01



Obr. 3: Mapa s vyznačeným rozmístěním DustTraků ve Lbíně a na Pytlíkově. Červené značky znázorňují DustTaky a modrá značka meteorologickou stanici. Čísla odpovídají jednotlivým přístrojům podle Tabulky 1. (zdroj: www.mapy.cz)

8.3 Příprava přístrojů a kolokace

Před spuštěním měřicí kampaně bylo potřeba přístroje seřadit – nastavit průtok, aktuální čas a interval záznamu a provést srovnávací měření. Jednotlivé přístroje vykazují v měření jisté rozdíly, proto bylo potřeba jejich hodnoty mezi sebou přepočítat. Všechny DustTraky byly umístěny do laboratoře blízko sebe a následně bylo spuštěno kolokační měření na necelých 15 hodin (**Obr. 4**). Sledovala se schopnost přístrojů reagovat na změnu koncentrací aerosolových částic v místnosti. Změna byla vyvolaná zapálením svíčky, jejíž kouř byl po místnosti rozfoukáván větrákem. Na základě dat naměřených při kolokaci byly s použitím lineární regrese ($y = a \cdot x + b$) získány koeficienty pro přepočet. Před spuštěním měření byla u všech přístrojů opakovaně provedena nulová kalibrace – na jejím základě byl DustTrak s nejpozději provedenou kalibrací zvolen jako referenční (v tomto případě se jedná o DT12). K němu byly vztaženy hodnoty ostatních přístrojů.



Obr. 4: Kolokace DustTraků v Laboratoři pro studium kvality ovzduší na Ústavu pro životní prostředí.

9 Zpracování dat

Data ukládaná do paměti DustTraků byla stahována každý týden prostřednictvím softwaru TrakPro (TSI). Po stažení dat byla paměť vymazána, aby se uvolnila pro další týdenní zaznamenávání. Následně bylo vždy obnoveno nastavení aktuálního času a proběhla nulová kalibrace s použitím nulového filtru. Poté byl

přístroj opět spuštěn. Takto získaná data byla zpracována a vyhodnocena v programech Microsoft Excel, CoPlot a R.

9.1 Výpočet skutečných hodnot PM_{2,5}

Před samotným vyhodnocováním výsledků bylo potřeba všechny hodnoty přepočítat vzhledem k referenčnímu DustTraku – DT12, který měl nejpozději provedenou kalibraci. K přepočtu byla použita lineární regrese z kolokačního měření. Postupovalo se podle rovnice $y = a \cdot x + b$, kde „y“ jsou koncentrace naměřené referenčním DT a „x“ jsou koncentrace naměřené druhým přístrojem (v jednotkách $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). Koeficienty „a“ a „b“ a hodnoty koeficientu determinace (R^2) jsou uvedeny v Tabulce 2 v kapitole Výsledky měření.

Po přepočtu dat podle regresních koeficientů je bylo potřeba dále upravit. Jelikož mez detekce přístroje je $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ byly všechny hodnoty ≤ 0 nahrazeny 1.

Dále bylo nutné získat reálné koncentrace, protože DustTraky jsou kalibrované na tzv. Arizona Road Dust (viz kapitola Měřicí přístroje). To znamená, že v našich podmínkách jsou jimi naměřené koncentrace vyšší než reálné. Z toho důvodu byly všechny hodnoty vynásobeny koeficientem 0,32 (Hovorka et al., 2015).

9.2 Statistické hodnocení

Ke statistickému vyhodnocení rozdílů mezi jednotlivými měřicími přístroji byl použit koeficient divergence (CoD). Kritická hodnota CoD je 0,2 – tedy je-li výsledek vyšší než 0,2, je mezi jednotlivými lokalitami statisticky významný rozdíl (Hovorka et al., 2015). Dále byly vypočteny korelační koeficienty, které určují, zda je mezi přístroji přímá či nepřímá lineární závislost. Korelační koeficient nabývá hodnot od -1 (nepřímá lineární závislost) do +1 (přímá lineární závislost). V případě, že je koeficient nulový, mezi daty není závislost. Je-li jeho hodnota vyšší než 0,5, pak se dá říci, že dva soubory dat mohou mít stejnou příčinu podobných hodnot. Pro každou lokalitu měření byly také získány základní statistické údaje. Hodnocení bylo provedeno samostatně pro dvě období 1. 12. 2017 – 31. 12. 2017 a 1. 1. 2018 – 31. 1. 2018.

10 Výsledky

V následujících kapitolách jsou shrnuty výsledky kolokačního měření, statistického hodnocení, a především samotného terénního měření. Vyhodnocení výsledků je zpracováno zvlášť pro dvě období, během kterých měření probíhalo – tedy zvlášť pro prosinec 2017 a leden 2018. Důvodem odděleného vyhodnocování byla snadnější práce s daty v použitých programech.

10.1 Výsledky kolokačního měření

Regresní závislosti kolokačního měření byly velmi těsné s koeficientem determinace 0,99 až 1. Směrnice se pohybovaly v úzkém rozmezí hodnot 1,05 – 1,27 a absolutní hodnoty pod $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (**Tab. 2**).

Tab. 2: Koeficienty přepočtu pro jednotlivé DustTraky (DT) získané z lineární regrese. V tabulce není uveden DT12, jelikož sloužil jako referenční.

	DT4	DT6	DT8	DT9	DT10	DT11	DT13
a	1,05	1,11	1,20	1,06	1,08	1,27	1,15
b	-0,22	-0,01	-0,61	-0,14	0,11	-0,28	0,38
R ²	0,99	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99

10.2 Statistické vyhodnocení terénního měření

Na základě výpočtu koeficientu divergence byly zjištěny statisticky významné rozdíly téměř mezi všemi přístroji na jednotlivých měřicích stanovištích (**Tab. 3 a 4**). V obou obdobích se od sebe statisticky nelišily DT11 a DT12. To poukazuje na to, že každý z přístrojů má kolem sebe buď významný zdroj znečištění, nebo se naopak v jeho blízkosti žádný nenachází. Právě rozdíly mezi jednotlivými stanovišti naznačují, že významný vliv na znečištění v obci mají místní emisní zdroje – lokální topeniště. Statisticky nevýznamný rozdíl mezi již zmíněnými dvěma přístroji může být způsoben tím, že svým umístěním a možnými okolními zdroji znečištění jsou si podobné.

Tab. 3: CoD pro koncentrace PM_{2,5} za období 1. 12. 2017 – 31. 12. 2017.

	DT6	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
DT4	0,25	0,36	0,20	0,28	0,23	0,23	0,33
DT6		0,36	0,26	0,26	0,26	0,26	0,32
DT8			0,35	0,34	0,37	0,32	0,32
DT9				0,27	0,21	0,22	0,33
DT10					0,22	0,25	0,29
DT11						0,17	0,30
DT12							0,28

Tab. 4: CoD pro koncentrace PM_{2,5} za období 1. 1. 2018 – 31. 1. 2018.

	DT6	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
DT4	0,24	0,36	0,23	0,26	0,23	0,23	0,38
DT6		0,39	0,28	0,28	0,27	0,26	0,39
DT8			0,39	0,36	0,36	0,36	0,30
DT9				0,29	0,26	0,26	0,40
DT10					0,22	0,24	0,33
DT11						0,18	0,32
DT12							0,31

Mimo-to, korelační koeficienty za obě dvě období ukazují, že mezi většinou naměřených dat je přímá lineární závislost (**Tab. 5 a 6**). Na koncentracích PM_{2,5} se pravděpodobně u většiny přístrojů podílejí stejné zdroje a koncentrace tak obvykle narůstají ve stejnou dobu. Jen v případě DT6 porovnáním s ostatními přístroji nevyšla jednoznačně přímá lineární závislost. To je způsobeno blízkým komínem lokálního topeniště, který ovlivňuje pouze toto stanoviště. Takovýto výsledek poukazuje na to, že se převážně jedná o jeden zdroj znečištění. Ve skutečnosti je ale korelace způsobená spíše narůstáním koncentrací ve stejnou dobu, kterou zapříčiňuje vícero zdrojů najednou.

Tab. 5: Korelační koeficienty pro koncentrace PM_{2,5} za období 1. 12. 2017 – 31. 12. 2017.

	DT4	DT6	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
DT4	1,00							
DT6	0,43	1,00						
DT8	0,67	0,42	1,00					
DT9	0,66	0,39	0,66	1,00				
DT10	0,59	0,37	0,59	0,61	1,00			
DT11	0,61	0,37	0,63	0,65	0,67	1,00		
DT12	0,68	0,41	0,73	0,72	0,71	0,79	1,00	
DT13	0,60	0,37	0,68	0,63	0,67	0,72	0,87	1,00

Tab. 6: Korelační koeficienty pro koncentrace PM_{2.5} za období 1. 1. 2018 – 31. 1. 2018.

	DT4	DT6	DT8	DT9	DT10	DT11	DT12	DT13
DT4	1,00							
DT6	0,35	1,00						
DT8	0,58	0,29	1,00					
DT9	0,55	0,25	0,50	1,00				
DT10	0,66	0,28	0,53	0,57	1,00			
DT11	0,57	0,25	0,50	0,49	0,66	1,00		
DT12	0,67	0,28	0,59	0,57	0,73	0,71	1,00	
DT13	0,61	0,27	0,59	0,52	0,69	0,66	0,86	1,00

Základní statistické údaje uvedené v Tabulkách 7 a 8 ukazují, že nejvyšší průměrné koncentrace PM_{2.5} byly naměřeny v prosinci u DT8 a v lednu u DT9. Naopak nejnižší průměrné koncentrace byly v prosinci u DT12 a v lednu u DT13. Obecně ale leden dosahoval vyšších průměrných hodnot u všech měřicích přístrojů, vyjma DT13. Celková změna koncentrací PM_{2.5} v prosinci a v lednu je dobře patrná u 75. a 95. percentilu, které ukazují, že hodnoty v lednu byly vyšší. Nejvyšších maximálních koncentrací v obou měsících dosahoval DT6. Relativně vysoké hodnoty směrodatné odchylky znamenají, že soubor dat je velice variabilní. Nejvyšší odchylky je dosaženo právě u DT6. I variabilita dat poukazuje na to, že se na znečištění v obci podílí více zdrojů uvnitř, tedy pravděpodobně lokální topeniště, nikoli zdroj mimo obec.

Tab. 7: Základní statistické charakteristiky hodnot naměřených DustTraky za období 1. 12. 2017 – 31. 12. 2017.

	5%	25%	50%	75%	95%	průměr	max	min	směr. Odchylka
DT4	2	5	11	35	78	24	1093	1	32
DT6	2	6	14	36	71	26	2607	1	45
DT8	1	6	20	35	84	27	842	1	31
DT9	2	5	12	36	81	25	1496	1	30
DT10	3	7	17	38	68	25	1357	1	25
DT11	2	5	11	30	63	21	701	1	24
DT12	3	5	11	30	57	19	223	1	19
DT13	2	6	17	29	62	22	290	1	19

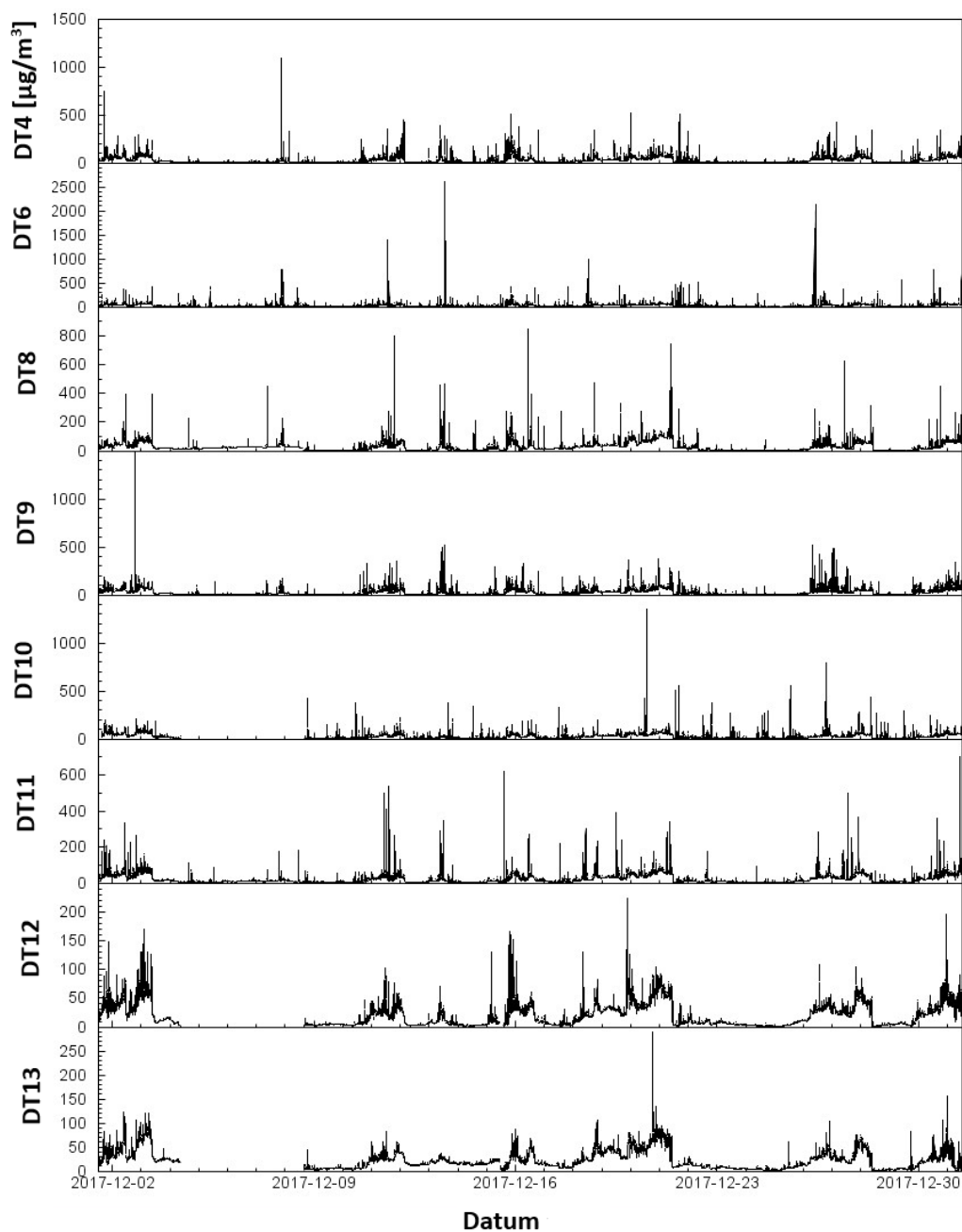
Tab. 8: Základní statistické charakteristiky hodnot naměřených DustTraky za období 1. 1. 2018 – 31. 1. 2018.

	5%	25%	50%	75%	95%	průměr	max	min	směr. odchylka
DT4	2	6	24	48	86	32	715	1	34
DT6	2	8	23	44	78	33	4347	1	62
DT8	1	2	21	37	80	27	1362	1	33
DT9	2	7	28	52	106	38	1270	1	42
DT10	1	7	20	42	70	27	579	1	26
DT11	2	6	21	40	68	27	1096	1	29
DT12	2	5	20	36	64	25	343	1	23
DT13	1	5	17	30	57	21	177	1	19

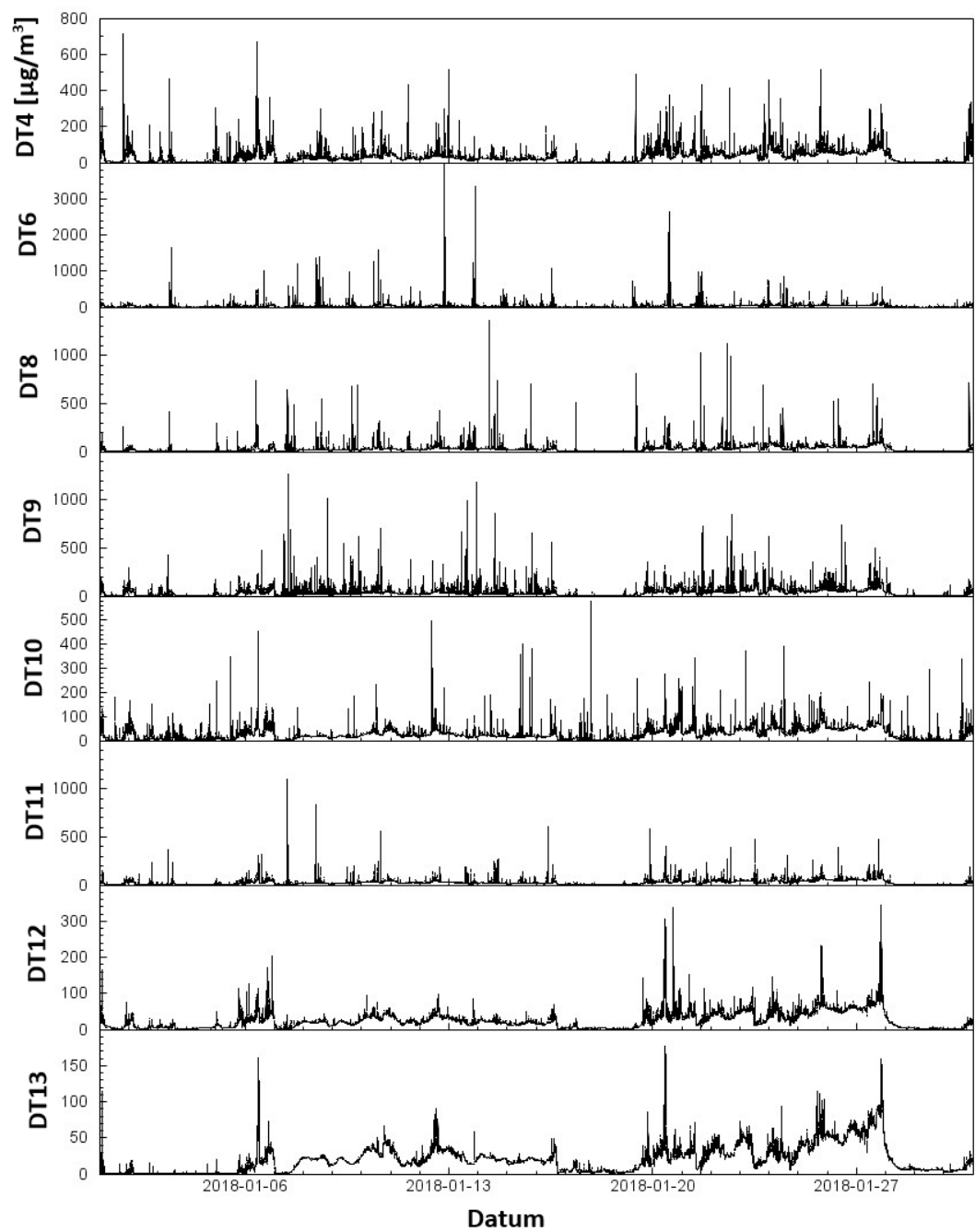
10.3 Výsledky terénního měření

Výsledky potvrdily, že hlavním zdrojem znečištění v obci jsou lokální topeniště. Hodnoty koncentrací kolísají u jednotlivých přístrojů různě v průběhu celého dne s výraznými nárůsty v dopoledních a večerních hodinách. Není patrný postupný nárůst koncentrací na jednotlivých stanovištích uvnitř údolí, který by naznačoval přenos znečištění ze zdroje mimo obec. Naopak prudké zvýšení koncentrací a jejich následné poklesy či velké kolísání, poukazují na blízký zdroj znečištění (**Obr. 5 a 6**). Dálkový přenos byl ale pravděpodobně zaznamenán přístroji umístěnými nad údolím – DT12 a DT13. Na těchto místech je z grafu 5 a 6 patrné, že koncentrace pozvolna synchronně narůstají. Toto potvrzují i vysoké korelační koeficienty, 0,87 v prosinci a 0,86 v lednu.

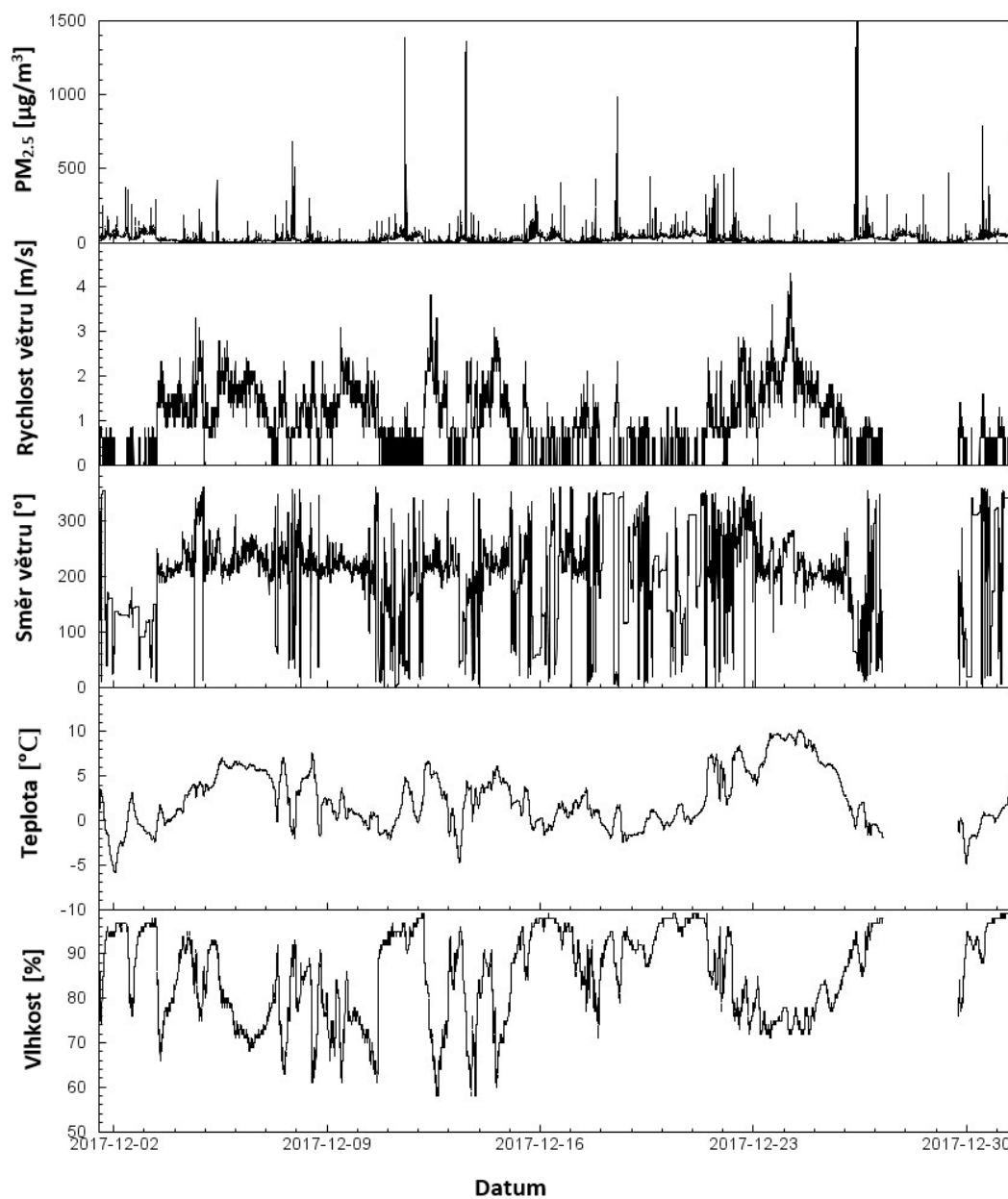
Bylo zjištěno, že aktuální koncentrace jsou závislé na meteorologických podmínkách. Po celou dobu měření byly sledovány prostřednictvím meteorologické stanice rychlost a směr větru, teplota a vlhkost vzduchu. Velmi významně ovlivňuje koncentrace rychlost větru – při nízkých rychlostech jsou obvykle koncentrace nejvyšší. S rostoucí rychlostí větru je potom patrný jejich pokles. Předpoklad, že by nižší teploty mohly přispět k vyšším hodnotám PM_{2.5} nebyl potvrzen. Teplota stejně jako vlhkost neměla na průběh koncentrací vliv. Průběhy sledovaných meteorologických parametrů jsou spolu s průběhy koncentrací PM_{2.5} znázorněny na následujících grafech (**Obr. 7 a 8**). Zde jsou rychlost a směr větru, teplota a vlhkost zobrazeny s koncentracemi PM_{2.5} naměřenými DT6, jelikož v jeho blízkosti byla umístěna meteorologická stanice.



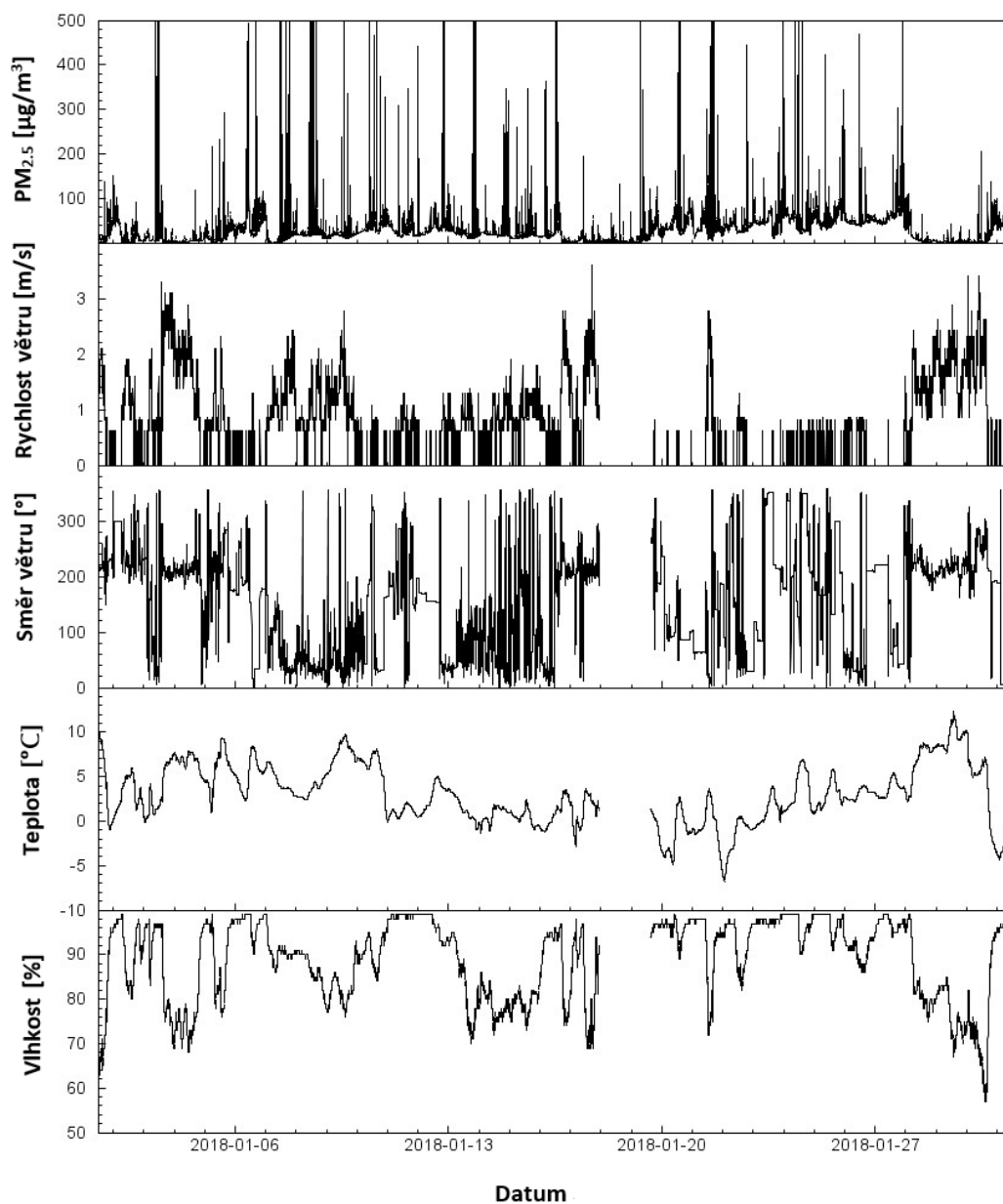
Obr. 5: Průběh koncentrací PM_{2.5} za období 1. 12. – 31. 12. 2017 na jednotlivých lokalitách ve Lbíně. V době, kdy je v grafu křivka přerušovaná u DT10, DT12 a DT13, došlo k výpadku elektrického proudu a tyto přístroje neměřily.



Obr. 6: Průběh koncentrací PM_{2.5} za období 1. 1. – 31. 1. 2018 na jednotlivých lokalitách ve Lbíně.

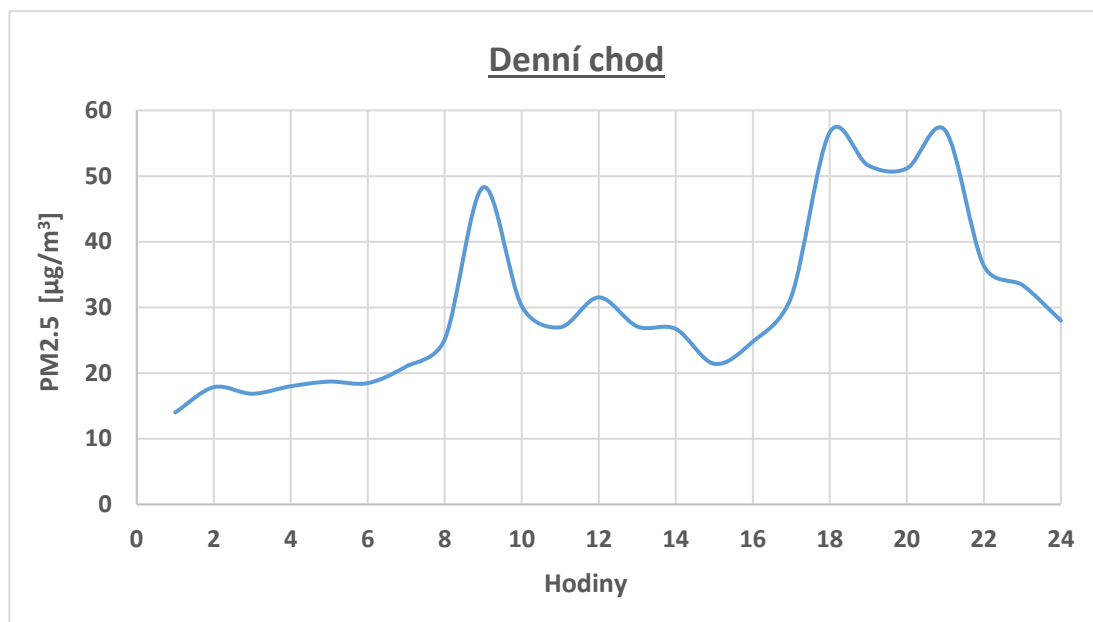


Obr. 7: Vliv rychlosti a směru větru, teploty a vlhkosti na koncentrace $PM_{2.5}$ v období 1. 12. – 31. 12. 2017 ve Lbíně. Pro zobrazení koncentrací $PM_{2.5}$ byl použit DustTrak 6 (DT6), jelikož v jeho blízkosti byla umístěna meteorologická stanice. V době, kdy je v grafu křivka přerušena, došlo k výpadku zaznamenávání dat meteorologickou stanicí.



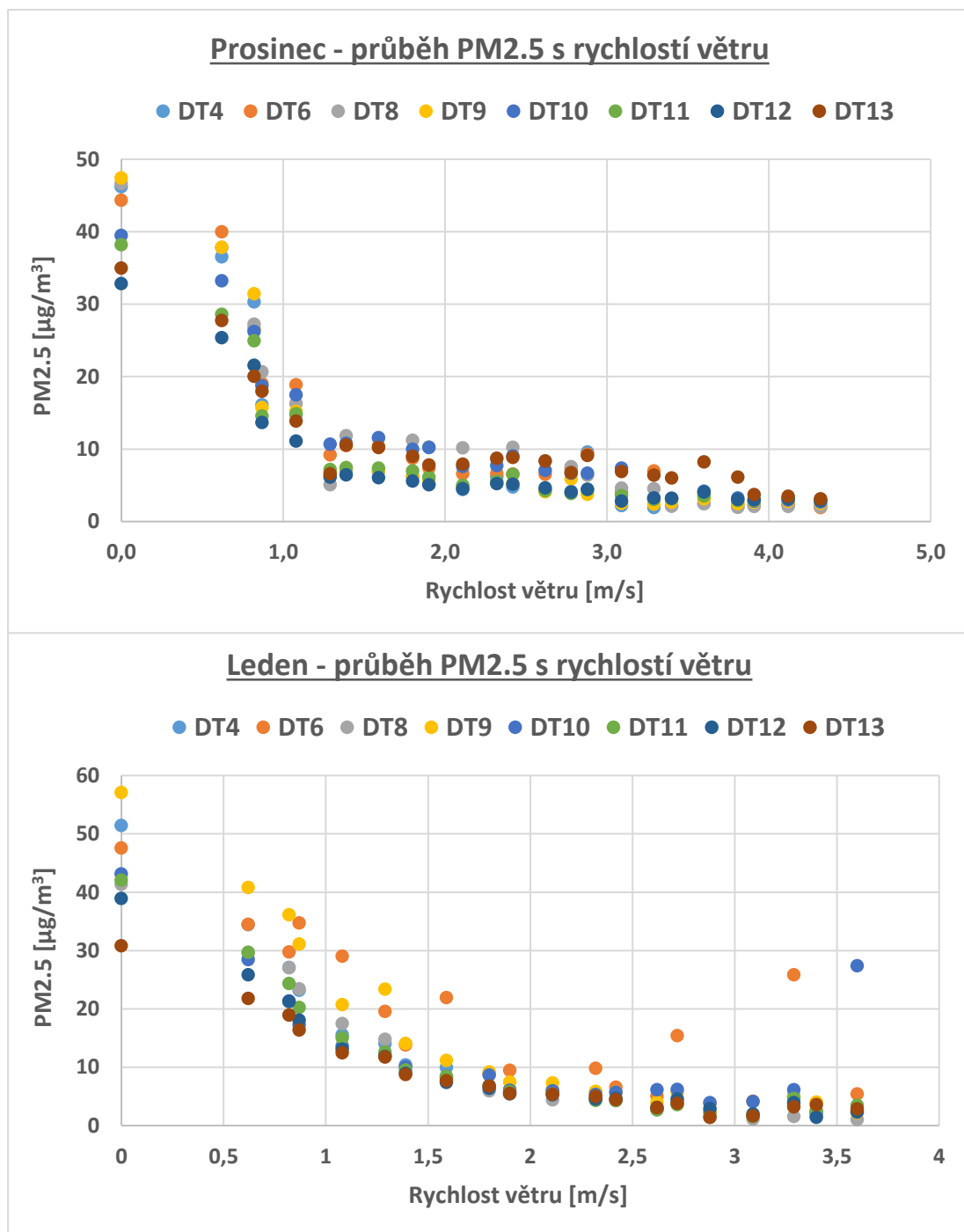
Obr. 8: Vliv rychlosti a směru větru, teploty a vlhkosti na koncentrace $PM_{2.5}$ v období 1. 1. – 31. 1. 2018 ve Lbíně. Pro zobrazení koncentrací $PM_{2.5}$ byl použit DustTrak 6 (DT6), jelikož v jeho blízkosti byla umístěna meteorologická stanice. V době, kdy je v grafu křivka přerušena, došlo k výpadku zaznamenávání dat meteorologickou stanicí.

V obou měsících hodnoty koncentrací $PM_{2.5}$ v průběhu dne kolísají na jednotlivých stanovištích různě. Jak již bylo zmíněno výše, u většiny dní je ale patrný jejich nárůst v dopoledních a ve večerních hodinách. Nebyl zaznamenán žádný rozdíl mezi pracovními a víkendovými dny. Na grafu znázorňujícím denní chod (**Obr. 9**) jsou během dne zachyceny dva peaky – v 9 hodin a mezi 17. a 22. hodinou. Lze předpokládat, že tento průběh souvisí s lidskou aktivitou.



Obr. 9: Graf zobrazuje průměrné hodinové koncentrace $PM_{2.5}$ za jeden den. Patrné jsou zvýšené koncentrace kolem 9. hodiny a mezi 17. a 22. hodinou.

Na průběh má ale silný vliv zejména rychlost větru. Byly zaznamenány dny, kdy koncentrace v průběhu dne prakticky nekolísaly a zároveň byla vyšší rychlost větru. Na následujících grafech je proto znázorněn průběh průměrných koncentrací v závislosti na aktuální rychlosti větru (**Obr. 10**). Pro každou rychlost větru byly vypočtené průměrné koncentrace $PM_{2.5}$, které byly při dané rychlosti ve stejný čas naměřeny. Tím byly každé rychlosti větru přiřazeny průměrné koncentrace $PM_{2.5}$, které jsou znázorněny v grafu 10.

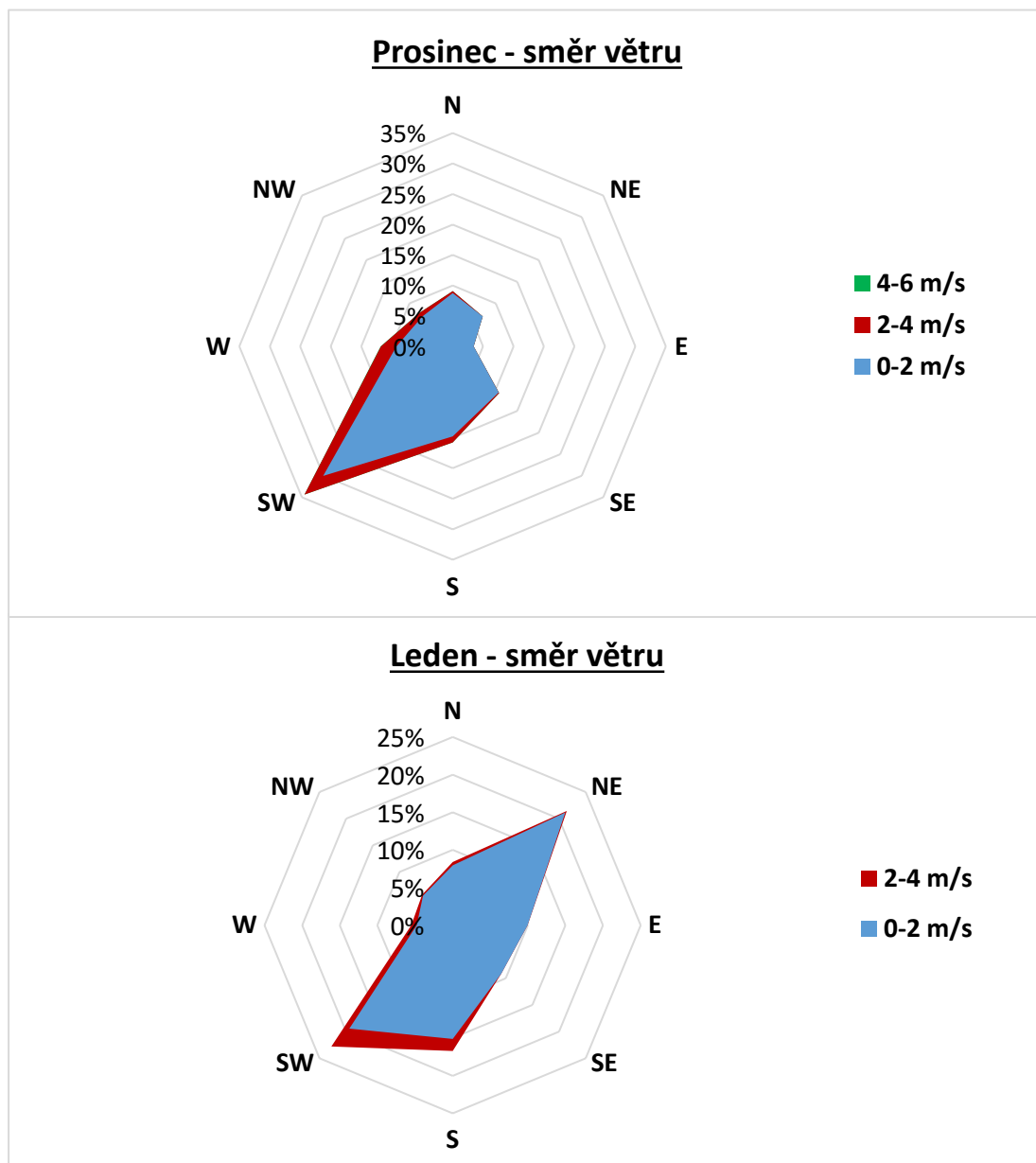


Obr. 10: Průměrné koncentrace PM_{2.5} pro jednotlivé rychlosti větru. Pro každou rychlost větru byly vytvořeny průměry z koncentrací PM_{2.5}, které byly při dané rychlosti naměřeny.

Do rychlosti větru 1,29 m·s⁻¹ koncentrace PM_{2.5} výrazně klesají. Od této rychlosti dále již není patrný výrazný pokles a průměrné hodnoty se drží převážně pod 15 µg·m⁻³ u obou měsíců. Prosinec byl na rozdíl od ledna větrnější. To dokazuje procento dní s rychlostí ≥ 1,29 m·s⁻¹, které v prosinci bylo 34 % a v lednu 22 %. Zbytek dní se pohybuje v rychlostech od 0 m·s⁻¹ do 1,08 m·s⁻¹. I maxima bylo dosaženo v prosinci – 4,32 m·s⁻¹. Tímto je zároveň možné vysvětlit, že celkově byly koncentrace

v lednu vyšší, jak ukázalo základní statistické hodnocení. V prosinci převládalo JZ proudění a v lednu proudění JZ spolu se SV (**Obr. 11**).

Pro úplnost jsou statistické údaje – průměr, medián, maximum a minimum pro meteorologické parametry uvedeny v Tabulkách 9 a 10.



Obr. 11: Větrné růžice pro měsíc prosinec a leden.

Nejvyšší i nejnižší teplota byla naměřena v lednu, který zároveň dosahoval vyšší průměrné teploty než prosinec. Jelikož vyšších koncentrací $PM_{2.5}$ bylo dosaženo v lednu a nižší průměrná teplota byla naměřena v prosinci, nepotvrdil se předpoklad, jak již bylo výše zmíněno, že by při nižší teplotě byly koncentrace částic vyšší. Leden sice dosáhl nižší teploty než prosinec, ale zároveň měl také větší hodnotu

maximální teploty. Co se vlhkosti týče, nebyl pozorován přímý vliv na průběh koncentrací PM_{2,5}.

Tab. 9: Statistické údaje pro meteorologické parametry za období 1. 12. – 31. 12. 2017.

	rychlost větru [m/s]	teplota [°C]	vlhkost [%]
průměr	0,93	2,46	85,13
medián	0,87	1,70	86,00
maximum	4,32	11,70	99,00
minimum	0,00	-5,90	58,00

Tab. 10: Statistické údaje pro meteorologické parametry za období 1. 1. – 31. 1. 2018.

	rychlost větru [m/s]	teplota [°C]	vlhkost [%]
průměr	0,67	3,10	89,00
medián	0,62	2,80	92,00
maximum	3,60	12,40	99,00
minimum	0,00	-6,80	57,00

11 Diskuse

V období 1. 12. 2017 až 31. 1. 2018 bylo prováděno síťové měření koncentrací $PM_{2.5}$ v malé obci Lbín. K měření bylo použito celkem osm laserových fotometrů DustTrak (model 8520, TSI). Ty byly po obci rozmístěny rovnoměrně, aby bylo možné sledovat průběh znečištění a vyhodnotit jeho hlavní zdroje. Zároveň byl jeden z přístrojů umístěn mimo obec na pozadí, aby sloužil k porovnání situace. Za hlavní zdroj znečištění v obci byla považována lokální topeniště, což se také potvrdilo.

Braniš a Domasová ve studii z roku 2003 na svých výsledcích ukázali, že znečištění suspendovanými částicemi nemusí být problémem pouze velkých měst, ale také malých obcí. A to zejména v zimním období, kdy jsou významnými zdroji znečištění domácí topeniště.

V roce 2007 Braniš et al. publikovali studii s výsledky z monitorování ve stejné obci jako v předchozím případě (obec Žloukovice ve Středočeském kraji). Sledovány byli PM_{10} , $PM_{2.5}$ a BS (black smoke) přímo v obci a v jejím blízkém pozadí. Porovnáním těchto dvou lokalit bylo zjištěno, že průměrné koncentrace frakcí PM a BS jsou v obci oproti pozadové lokalitě vyšší. My jsme při měření zaznamenali podobný výsledek v koncentracích $PM_{2.5}$. V obou měsících byly námi naměřené koncentrace v údolí obce vyšší, než tomu bylo u DustTraku 13 (DT13), který se nacházel na kopci nad údolím a neměl kolem sebe žádný významný zdroj znečištění. Porovnáním meteorologických parametrů s koncentracemi částic ve zmíněné studii zjistili, že největší vliv má rychlost větru, což se potvrdilo i v našem měření. Stejně tak se naše výsledky shodují u vlhkosti, kde nebyl pozorován žádný vliv na průběh koncentrací částic.

Předpokládali jsme, že se objeví rozdíl v denním průběhu koncentrací v pracovních dnech a o víkendech. Tento trend totiž zaznamenali ve studii prováděné v Mladé Boleslavi Hovorka et al. (2015), kde navíc koncentrace výrazně stoupaly ve večerních hodinách. V našem případě se tento trend nepotvrdil. Rozdíl mezi pracovními a víkendovými dny nebyl zaznamenán. Bylo však pozorováno pravidelně se opakující zvyšování hodnot v dopoledních a ve večerních hodinách. V těchto hodinách pravděpodobně narůstají koncentrace, protože lidé v obci začínají topit. Převážná část obyvatel Lbína je v důchodovém věku. To může být možná příčina stejného denního chodu po celý týden. Jejich návyky a denní aktivity se neodvíjejí od pracovní doby, tudíž není důvod, proč by měl být v jejich aktivitách v jednotlivých dnech rozdíl. Glasius et al. (2006) také zaznamenali zvýšené koncentrace $PM_{2.5}$

v zimním období v malém venkovském městě vlivem lokálního vytápění. Zvýšené koncentrace částic se v jejich případě objevovaly ráno (když lidé vstávali) a pozdě odpoledne až večer, kdy se lidé obvykle vracejí z práce.

Umístění DustTraků v zahradách rodinných domů mělo tu výhodu, že nedocházelo ke zkreslování měření automobilovou dopravou. Zároveň pozice odběrové hlavice v dýchací zóně umožňovala zaznamenávat koncentrace, kterým je člověk reálně vystaven. Na druhou stranu mohlo ale docházet k ovlivňování lidskými aktivitami – například kouřením. Toto je pravděpodobně případ DT10, kdy byl při sběru dat zaznamenán cigaretový kouř přenášející se ze sousední zahrady. Mohla by to být příčina rozdílu maxim v prosinci a v lednu u DT10.

Umístění meteorologické stanice v blízkosti pouze jednoho přístroje (u DT6) znamená, že sledované parametry nemusí být zcela reprezentativní pro každé stanoviště měření. Nicméně i přesto, byl u všech přístrojů zaznamenán pokles hodnot při vyšších rychlostech větru. Totéž zaznamenali také Glasius et al. (2006).

12 Závěr

Bylo zjištěno, že lokální topeniště jsou hlavním důvodem zhoršené kvality ovzduší v zimním období v obci Lbín. Koncentrace v obci jsou mnohem vyšší než na jejím pozadí. Tam nedochází k ovlivňování lokálními topeništi, ale pravděpodobně byl zaznamenán dálkový přenos znečištění. Průměrné koncentrace v obci dosahovaly v prosinci $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v lednu $31 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Oproti tomu na kopci nad údolím $21 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $23 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Téměř mezi všemi stanovišti byl zjištěn statisticky významný rozdíl, který poukazuje na nerovnoměrné rozmístění zdrojů znečištění. Maximálních koncentrací bylo v obou měsících dosaženo v dopoledních nebo ve večerních hodinách. Nejvyšší maximální koncentrace byly naměřeny u DT6 uvnitř údolí u řeky a dosahovaly hodnot $2607 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v prosinci a $4347 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v lednu. To odpovídá dennímu průběhu koncentrací $\text{PM}_{2.5}$, které právě v těchto částech dne narůstají. Významný vliv na průběh $\text{PM}_{2.5}$ má zejména rychlost větru. Z tohoto hlediska je také patrný rozdíl mezi prosincem a lednem. Obecně byl prosinec větrnější, díky čemuž dosahoval nižších průměrných koncentrací $\text{PM}_{2.5}$. V prosinci bylo totiž v 34 % dní dosaženo rychlosti větru v rozmezí $1,29$ až $4,32 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Naproti tomu v lednu dosahovalo rychlosti větru $1,29$ až $3,60 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 22 % dní. Bylo zjištěno, že od rychlosti $1,29 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ většina průměrných koncentrací $\text{PM}_{2.5}$ nepřekračuje $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

V současné době se pravidelný monitoring znečištění malých obcí neprovádí. Měřicí stanice se obvykle nacházejí ve městech nebo poblíž frekventovaných silnic. Studie naznačují, že znečištění způsobené domácím vytápěním, kde se navíc topí uhlím nebo dřevem, může být významné (např. Braniš & Domasová, 2003; Glasius et al., 2006; Hovorka et al., 2015; Liao et al., 2017). Z toho navíc plynou i možná zdravotní rizika. Z těchto důvodů by bylo zapotřebí věnovat problematice domácího vytápění v malých sídlech větší pozornost.

Cíl práce byl naplněn – podařilo se identifikovat domácí topeniště jako hlavní zdroj znečištění. Potvrdil se předpoklad, že rychlost větru má vliv na koncentrace částic, ale nebyl potvrzen vliv teploty.

13 Použitá literatura

- Andrade Filho, V. S. de, Artaxo, P., & Hacon, S. (2013). Aerosol from biomass burning and respiratory diseases in children, Manaus, Northern Brazil. *Revista de Saúde Pública*, 47(2), 239–247. <https://doi.org/10.1590/S0034-8910.2013047004011>
- Baron, P. A., Kulkarni, P., & Willeke, P. (2011). *Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications*. 3rd edition. Hoboken, New Jersey, J. Wiley&Sons. ISBN: 978-0-470-38741-2
- Braniš, M., & Domasová, M. (2003). PM10 and black smoke in a small settlement: Case study from the Czech Republic. *Atmospheric Environment*, 37(1), 83–92. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00700-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00700-8)
- Braniš, M., Domasová, M., & Řezáčová, P. (2007). Particulate air pollution in a small settlement: The effect of local heating. *Applied Geochemistry*, 22(6), 1255–1264. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.03.016>
- Braniš M., Hůnová I., & kolektiv autorů (2009). *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Praha, Karolinum. ISBN: 978-80-246-1598-1
- Buseck, P. R., & Posfai, M. (1999). Airborne minerals and related aerosol particles: Effects on climate and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3372–3379. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3372>
- Cesar, A. C. G., Nascimento, L. F. C., & De Carvalho, J. A. (2013). Association between exposure to particulate matter and hospital admissions for respiratory disease in children. *Revista de Saude Publica*, 47(6), 1209–1212. <https://doi.org/10.1590/S0034-8910.2013047004713>
- Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts, J. N., (2000). *Chemistry of the upper and lower atmosphere: Theory, Experiments and Applications*. San Diego, Academic Press. ISBN: 0-12-257060-X
- Friedlander, S. K. (2000). *Smoke, dust and haze: Fundamentals of aerosol dynamics*. 2nd edition. New York, Oxford University Press, Topics in chemical engineering. ISBN: 0-19-512999-7
- Glasius, M., Ketznel, M., Wählin, P., Jensen, B., Mønster, J., Berkowicz, R., & Palmgren, F. (2006). Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. *Atmospheric Environment*, 40(37), 7115–7124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.047>

- Grégr, M., Hovorka, J., & Pokorná, P. (2012). Síťové měření variability PM 1 a PM 10 v mikroměřítku a mezi sezónami. *Ochrana Ovzduší*, 24(3), 26–30.
- Guo, H., Huang, S., & Chen, M. (2018). Air pollutants and asthma patient visits: Indication of source influence. *Science of the Total Environment*, 625, 355–362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.298>
- Hamra, G. B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J. M., ... Loomis, D. (2014). Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 122(9), 906–911. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408092>
- Haywood, J., & Boucher, O. (2000). Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review. *Reviews of Geophysics*, 38(4), 513–543. <https://doi.org/10.1029/1999RG000078>
- Hertz-Picciotto, I., Baker, R. J., Yap, P., Dostál, M., Joad, J. P., Lipsett, M., Greenfield, T., ... Šrám, R. (2007). Early childhood lower respiratory illness and air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 115(10), 1510–1518.
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol technology: Properties, Behavior and Measurement of airborne particles*. 2nd edition. New York, Wiley. ISBN: 0-471-19410-7
- Hovorka, J., Pokorná, P., Hopke, P. K., Křůmal, K., Mikuška, P., & Pišová, M. (2015). Wood combustion, a dominant source of winter aerosol in residential district in proximity to a large automobile factory in Central Europe. *Atmospheric Environment*, 113, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.068>
- Jacob, D. J. (1999). *Introduction to atmospheric chemistry*. Princeton, N. J., Princeton University Press. ISBN: 0691001855 <http://acmg.seas.harvard.edu/people/faculty/djj/book/index.html>
- Kozáková, J., Pokorná, P., Černíková, A., Hovorka, J., Braniš, M., Moravec, P., & Schwarz, J. (2017). The association between intermodal (PM1-2.5) and PM1, PM2.5, coarse fraction and meteorological parameters in various environments in central Europe. *Aerosol and Air Quality Research*, 17(5), 1234–1243. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.06.0242>
- Li, X. Y., Hao, L., Liu, Y. H., Chen, C. Y., Pai, V. J., & Kang, J. X. (2017). Protection against fine particle-induced pulmonary and systemic inflammation by omega-3 polyunsaturated fatty acids. *Biochimica et Biophysica Acta - General Subjects*, 1861(3), 577–584. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2016.12.018>

- Liao, J., Zimmerman Jin, A., Chafe, Z. A., Pillarisetti, A., Yu, T., Shan, M., ... Smith, K. R. (2017). The impact of household cooking and heating with solid fuels on ambient PM_{2.5} in peri-urban Beijing. *Atmospheric Environment*, *165*, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.053>
- Lohmann, U., & Feichter, J. (2005). Global indirect aerosol effects : a review. *Atmospheric Chemistry and Physics, European Geosciences Union*, *5*(3), 715– 737.
- Mai, B., Deng, X., Xia, X., Che, H., Guo, J., Liu, X., ... Ling, C. (2018). Column-integrated aerosol optical properties of coarse- and fine-mode particles over the Pearl River Delta region in China. *Science of the Total Environment*, *622–623*, 481–492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.348>
- Nakhlé, M. M., Farah, W., Ziadé, N., Abboud, M., Salameh, D., & Annesi-Maesano, I. (2015). Short-term relationships between emergency hospital admissions for respiratory and cardiovascular diseases and fine particulate air pollution in Beirut, Lebanon. *Environmental Monitoring and Assessment*, *187*(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4409-6>
- Patto, N. V., Nascimento, L. F. C., Mantovani, K. C. C., Viera, L. C. P. F. S., & Moreira, D. S. (2016). Exposure to fine particulate matter and hospital admissions due to pneumonia : Effects on the number of hospital admissions and its costs. *Rev Assoc Med Bras* *2016*, *62*(4), 342–346. <https://doi.org/10.1590/1806-9282.62.04.342>
- Pope, C. A., Turner, M. C., Burnett, R. T., Jerrett, M., Gapstur, S. M., Diver, W. R., ... Brook, R. D. (2015). Relationships between fine particulate air pollution, cardiometabolic disorders, and cardiovascular mortality. *Circulation Research*, *116*(1), 108–115. <https://doi.org/10.1161/CIRCRESAHA.116.305060>
- Riva, D. R., Magalhães, C. B., Lopes, A. A., Lanças, T., Mauad, T., Malm, O., ... Zin, W. A. (2011). Low dose of fine particulate matter (PM_{2.5}) can induce acute oxidative stress, inflammation and pulmonary impairment in healthy mice. *Inhalation Toxicology*, *23*(5), 257–267. <https://doi.org/10.3109/08958378.2011.566290>
- Rosenfeld, D., Lohmann, U., Raga, G. B., O'Dowd, C. D., Kulmala, M., Fuzzi, S., Reisell, A. (2008). Flood or Drought: How do aerosols affect precipitation? *Science*, *321*(5894), 1309–1313.
- Sheffield, P., Roy, A., Wong, K., & Trasande, L. (2011). Fine particulate matter pollution linked to respiratory illness in infants and increased hospital costs. *Health Affairs*, *30*(5), 871–878. <https://doi.org/10.1377/hlthaff.2010.1279>

Siponen, T., Yli-Tuomi, T., Aurela, M., Dufva, H., Hillamo, R., Hirvonen, M. R., ... Lanki, T. (2015). Source-specific fine particulate air pollution and systemic inflammation in ischaemic heart disease patients. *Occupational and Environmental Medicine*, 72(4), 277–283. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102240>

Valavanidis, A., Fiotakis, K., Vlahogianni, T., Bakeas, E. B., Triantafyllaki, S., Paraskevopoulou, V., & Dassenakis, M. (2006). Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece). *Chemosphere*, 65(5), 760–768. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.052>

WHO (2013). Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. *International Agency for Research on Cancer*, 1–4. <https://doi.org/10.1002/em>

Yassin, M. F., AlThaqeb, B. E. Y., & Al-Mutiri, E. A. E. (2012). Assessment of indoor PM 2.5 in different residential environments. *Atmospheric Environment*, 56, 65–68. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.051>

Internetové zdroje:

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav (2017a): Grafická ročenka 2016
http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/16groc/gr16cz/Obsa_CZ.html

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav (2017b): Oddělení emisí a zdrojů (dokumenty) – Metodiky inventarizace emisí jednotlivě a hromadně sledovaných zdrojů.
<http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/embil/dokumentySpolecne.html>

ČÚZK – Český úřad zeměměřický a katastrální (2017): Digitalizace a vedení katastrálních map – Lysec
https://www.cuzk.cz/Dokument.aspx?AKCE=META:SESTAVA:MDR002_XLT:WEBCUZZK_ID:689653

MAPY.cz (2018): Seznam.cz a.s.
<https://en.mapy.cz/zakladni?x=13.8597605&y=50.6071119&z=14&source=wad&id=13611&q=Lb%C3%ADn>

MŽP – Ministerstvo životního prostředí (2018): Téma: Ochrana ovzduší – Kvalita ovzduší. <https://www.mzp.cz/cz/ovzdusi>

TSI Incorporated (2012): DustTrak Aerosol Monitor – Theory of Operation
[http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Application Notes/ITI-036.pdf](http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Application_Notes/ITI-036.pdf)

Vyhláška č. 330/2012 Sb., o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích.
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-330>

Vyhláška č. 415/2012 Sb., o přístupné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší.
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-415>

WHO – World Health Organization (2018): Ambient air pollution: Pollutants
<http://www.who.int/airpollution/ambient/pollutants/en/>

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší.
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-201>

14 Seznam příloh

Příloha č. 1: Umístění DustTraku 4 (DT4).

Příloha č. 2: Umístění DustTraku 6 (DT6).

Příloha č. 3: Umístění DustTraku 8 (DT8).

Příloha č. 4: Umístění DustTraku 9 (DT9).

Příloha č. 5: Umístění DustTraku 10 (DT10).

Příloha č. 6: Umístění DustTraku 11 (DT11).

Příloha č. 7: Umístění DustTraku 12 (DT12).

Příloha č. 8: Umístění DustTraku 13 (DT13).

Příloha č. 9: Meteorologická stanice.



Příloha č. 1: Umístění DustTraku 4 (DT4).



Příloha č. 2: Umístění DustTraku 6 (DT6).



Příloha č. 3: Umístění DustTraku 8 (DT8).



Příloha č. 4: Umístění DustTraku 9 (DT9).



Příloha č. 5: Umístění DustTraku 10 (DT10).



Příloha č. 6: Umístění DustTraku 11 (DT11).



Příloha č. 7: Umístění DustTraku 12 (DT12).



Příloha č. 8: Umístění DustTraku 13 (DT13).



Příloha č. 9: Meteorologická stanice.