

SOUHRNÁ ZPRÁVA

Měřicí kampaň kvality ovzduší – pálení v otevřených ohništích

Datum zpracování: 2. 12. 2021

IDENTIFIKAČNÍ ÚDAJE

- **Číslo smlouvy**

SML/9754/2021

- **Název předmětu zakázky**

Měřicí kampaň kvality ovzduší – pálení v otevřených ohništích

- **Objednatel**

Jihomoravský kraj

zastoupen: Mgr. Jan Grolich, hejtman

sídlo: Brno, Žerotínovo nám. 449/3, 601 82

IČ: 70888337

DIČ: CZ70888337

kontaktní osoba: Ing. Tomáš Helán, pracovník odboru životního prostředí Krajského úřadu
Jihomoravského kraje, 541 652 626, helan.tomas@jmk.cz

- **Dodavatel**

Centrum dopravního výzkumu, v. v. i.

Líšeňská 33a, 636 00 Brno

IČ: 44 99 45 75

- **Odpovědný řešitel**

Ing. Vilma Jandová

.....

podpis, datum

- **Řešitelský tým**

Ing. Radek Vít

Ing. Vilma Jandová

RNDr. Jiří Huzlík, Ph.D.

Mgr. Martina Bucková

Ing. Josef Svoboda

Mgr. Roman Ličbinský, Ph.D.

- **Termín realizace zakázky**

21. 9. 2021 – 5. 12. 2021

OBSAH

Seznam použitých zkratk	4
Souhrn	6
1 Metodika měření	9
1.1 Přístroje a zařízení	9
1.2 Hodnocení výsledků	10
1.3 Měřené škodliviny	10
1.3.1 Aerosolové částice frakcí PM ₁₀ , PM _{2,5} a PM ₁	10
1.3.2 Oxidy dusíku	12
1.3.3 Oxid siřičitý.....	12
1.3.4 Oxid uhelnatý	13
1.3.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky	13
1.3.2 PCDD/F	14
2 Výsledky měření a diskuse	16
2.1 Aerosolové částice frakce PM ₁₀ , PM _{2,5} a PM ₁	16
2.2 Oxidy dusíku	20
2.3 Oxid siřičitý	24
2.4 Oxid uhelnatý	26
2.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)	29
2.5.1 Benzo[a]pyren (BaP)	31
2.5.2 Cyclopenta[cd]pyren (CcP).....	32
2.5.3 Dibenz[a,h]antracen (DBA)	33
2.5.4 Dibenzo[a,l]pyren (DBIP).....	34
2.6 Dioxiny (PCDD/F)	35
3 Závěr	36
4 Literatura	39

Seznam použitých zkratk

Ant	anthracen
BaA	benz[a]anthracen
BaP	benzo[a]pyren
BbF	benzo[b]fluoranthen
BcF	benzo[c]fluoren
BjF	benzo[j]fluoranthen
BkF	benzo[k]fluoranthen
BPe	benzo[ghi]perylen
CcP	cyklopenta[cd]pyren
CO	oxid uhelnatý
DBA	dibenz[a,h]anthracen
DBeP	dibenzo[a,e]pyren
DBIP	dibenzo[a,l]pyren
Fen	fenanthren
Fla	fluoranthen
Chr	chrysen
IARC	International Agency for Research on Cancer
Ipy	indeno[1,2,3-cd]pyren
MCh	5-methylchrysen
NO	oxid dusnatý
NO ₂	oxid dusičitý
NO _x	souhrn koncentrací oxidu dusnatého a oxidu dusičitého vyjádřeného jako koncentrace oxidu dusičitého (součet hmotnostních zlomků NO + NO ₂ v ppb převedený na odpovídající hmotnostní koncentraci NO ₂)
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PCDD/F	polychlorované dibenzodioxiny/furany
PM ₁	aerosolové částice s aerodynamickým průměrem menším nebo rovným 2,5 μm dispergované v ovzduší

PM₁₀ aerosolové částice s aerodynamickým průměrem menším nebo rovným 10 μm dispergované v ovzduší

PM_{2,5} aerosolové částice s aerodynamickým průměrem menším nebo rovným 2,5 μm dispergované v ovzduší

POP perzistentní organické polutanty

Pyr pyren

SO₂ oxid siřičitý

Souhrn

Měření bylo realizováno za účelem identifikovat a kvantifikovat škodliviny vznikající při pálení rostlinných materiálů v otevřených ohništích. V současné době je pálení v otevřeném ohništi řízeno zákonem č. 201/2012 Sb. – Zákon o ochraně ovzduší, který povoluje spalování pouze suchých rostlinných materiálů neznečištěných chemickými látkami. Obce mohou podle znění výše uvedeného zákona vyhláškou stanovit podmínky pro spalování suchého rostlinného materiálu v otevřeném ohništi za účelem jeho odstranění nebo jeho spalování zakázat, pokud zajistí jiný způsob pro jeho odstranění podle jiného právního předpisu. Při stanovení podmínek nebo zákazu obec přihlíží zejména ke klimatickým podmínkám, úrovni znečištění ve svém územním obvodu, vegetačnímu období a hustotě zástavby.

V současné době je situace taková, že obce mají vyhlášené tzv. palicí dny, ve kterých může docházet ke spalování rostlinného odpadu, většinou vyprodukovaného na zahradách. V těchto případech může docházet k hromadnému pálení v obcích, kdy dochází k lokálnímu znečištění ovzduší, které může mít vliv na zdraví obyvatel. Z tohoto důvodu došlo k experimentálnímu měření vznikajících škodlivin, které bylo realizováno na území obce Lažánky u Veverské Bítýšky, na pozemku p. č. 237/4.

Na základě literární rešerše došlo k výběru sledovaných škodlivin, konkrétně těch, které působí negativně na své okolí zejména na zdraví člověka, jako jsou oxidy dusíku (NO , NO_2 a NO_x), oxid uhelnatý (CO), oxid siřičitý (SO_2), aerosolové částice frakcí PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ a PM_1 , polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a další zdraví škodlivé látky (polychlorované dibenzodioxiny/furany, PCDD/F). Koncentrace plyných škodlivin byly měřeny kontinuálně a dále byly odebírány vzorkovacím zařízením aerosolové částice frakce PM_{10} , které byly následně analyzovány na přítomnost polycyklických aromatických uhlovodíků a PCDD/F. Současně s měřením škodlivin probíhalo také měření meteorologických parametrů.

Měření bylo prováděno při spalování 4 druhů suchých rostlinných materiálů, trávy (popř. směsi s obsahem trávy min. 80 % objemu), dřeva (směs listnatých a jehličnatých dřevin běžně spalovaných v otevřených ohništích), listí (popř. směs s obsahem listí min. 80 % objemu) a směs trávy, dřeva a listí v objemovém poměru 1:1:1.

V případě spalování materiálu suchá tráva byly měřeny vysoké koncentrace u jednotlivých frakcí aerosolových částic, průměrné hodnoty u všech frakcí byly v řádech tisíců $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a to pro frakci PM_{10} $7518 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dále pro $\text{PM}_{2,5}$ $5502 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v případě PM_1 $2301 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. V případě oxidů dusíku byly naměřeny hodnoty pro NO ($301 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), NO_2 ($121 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a sumu oxidů dusíku NO_x ($615 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Ve srovnání s ostatními materiály v případě oxidů dusíku vychází suchá tráva jako druhý nejméně závadný materiál pro spalování. U oxidu siřičitého byla naměřena koncentrace $470 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Produkce oxidu uhelnatého byla ovlivněna nižší teplotou hoření (podobný jev byl pozorován také v případě oxidů dusíku a polycyklických aromatických uhlovodíků, kdy v případě nižší teploty hoření koncentrace CO a PAU roste vlivem nedokonalého hoření, u oxidů dusíku naopak klesá). Naměřené koncentrace při spalování suché trávy u oxidu uhelnatého byla $19 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Jak již

bylo zmíněno, tak produkce PAU byla ovlivněna teplotou hoření, a proto výsledné koncentrace jsou vysoké. Výsledné koncentrace jsou uvedeny v Tab. 5. Zvlášť byly vyhodnoceny PAU, které jsou dle hodnocení International Agency for Research on Cancer (IARC) hodnoceny jako lidské karcinogeny (skupina 1) (benzo[a]pyren) anebo spadající do skupiny 2A, pravděpodobné lidské karcinogeny (cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren). Ve vzorcích suché trávy nebyly analyzovány žádné PCDD/F, což bylo způsobeno právě spalováním čistých rostlinných materiálů, bez přítomnosti odpadu nerostlinného původu.

V případě spalování materiálu suché dřevo byly měřeny nižší koncentrace u jednotlivých frakcí aerosolových částic než ve zbývajících případech materiálů, průměrné hodnoty u všech frakcí však stále byly v řádech tisíců $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pro frakci PM_{10} 4707 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dále pro $\text{PM}_{2,5}$ 3581 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v případě PM_1 3176 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. U frakce PM_1 se jedná o druhou nejvyšší koncentraci napříč studovanými materiály. V případě oxidů dusíku byly naměřeny hodnoty pro NO 370 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, NO_2 180 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a sumu oxidů dusíku NO_x 741 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ve srovnání s ostatními materiály v případě oxidů dusíku vychází suché dřevo jako nejzávadnější materiál pro spalování. To je způsobeno vyšší teplotou spalování, při které NO_x vznikají. U oxidu siřičitého byla naměřena koncentrace 252 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Produkce oxidu uhelnatého byla ovlivněna vyšší teplotou hoření, proto byla nižší než například v případě spalování suché trávy. Naměřené koncentrace CO byla 14 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Jak již bylo zmíněno, tak produkce PAU byla rovněž ovlivněna teplotou hoření, a proto výsledné koncentrace jsou nižší než v případě zbývajících studovaných materiálů. PAU jsou totiž výsledkem nedokonalého spalování, které se při vyšších teplotách projevuje v menší míře. Výsledné koncentrace jsou uvedeny v Tab. 5. Zvlášť byly vyhodnoceny PAU, které jsou dle hodnocení IARC hodnoceny jako lidské karcinogeny (skupina 1) (benzo[a]pyren) anebo spadající do skupiny 2A, pravděpodobné lidské karcinogeny (cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren). Ve vzorcích suchého dřeva nebyly analyzovány žádné PCDD/F, což bylo způsobeno právě spalováním čistých rostlinných materiálů, bez přítomnosti odpadu nerostlinného původu.

V případě spalování materiálu suché listí byly měřeny nejvyšší koncentrace u všech frakcí aerosolových částic ve srovnání se zbývajícími materiály, průměrné hodnoty u všech frakcí byly v řádu vyšších tisíců $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pro frakci PM_{10} 13340 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dále pro $\text{PM}_{2,5}$ 8722 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v případě PM_1 3334 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. U frakce PM_1 se jedná o nejvyšší koncentraci napříč studovanými materiály. V případě oxidů dusíku byly naměřeny hodnoty pro NO 257 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, NO_2 170 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a sumu oxidů dusíku NO_x 538 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ve srovnání s ostatními materiály v případě oxidů dusíku vychází suché listí jako nejméně závadný materiál pro spalování. U oxidu siřičitého byla naměřena koncentrace 586 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Naměřené koncentrace při spalování suchého listí u oxidu uhelnatého byla 17 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Produkce PAU byla, podobně jak u ostatních materiálů, ovlivněna teplotou hoření, a proto výsledné koncentrace jsou vyšší než v případě suchého dřeva. Suma koncentrací PAU v případě spalování suchého listí dosáhla nejvyšší hodnoty (5755 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$). Výsledné koncentrace jsou uvedeny v Tab. 5. Zvlášť byly vyhodnoceny PAU, které jsou dle IARC hodnoceny jako lidské karcinogeny (skupina 1) (benzo[a]pyren) anebo spadající do skupiny 2A, pravděpodobné lidské karcinogeny (cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren). Ve vzorcích suchého listí nebyly

analyzovány žádné PCDD/F, což bylo způsobeno právě spalováním čistých rostlinných materiálů, bez přítomnosti odpadu nerostlinného původu.

V případě spalování směsi materiálů trávy, dřeva a listů v objemovém poměru 1:1:1 byly měřeny vysoké koncentrace u jednotlivých frakcí aerosolových částic, průměrné hodnoty u všech frakcí byly v řádech tisíců $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, konkrétně pro frakci PM_{10} 6692 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dále pro $\text{PM}_{2,5}$ 5470 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a v případě PM_1 2673 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. V případě oxidů dusíku byly naměřeny hodnoty pro NO 234 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, NO_2 259 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a sumu oxidů dusíku NO_x 626 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ve srovnání s ostatními materiály v případě oxidů dusíku vychází směs materiálů jako méně závadný materiál pro spalování než suché dřevo. U oxidu siřičitého byla naměřena koncentrace 1012 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, což byla nejvyšší naměřená průměrná koncentrace mezi studovanými materiály. Naměřená koncentrace CO při spalování směsi materiálů u oxidu uhelnatého byla 255 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a v porovnání mezi materiály se opět jedná o nejvyšší naměřenou průměrnou koncentraci. Jak již bylo zmíněno, tak produkce PAU byla ovlivněna teplotou hoření, a proto výsledné koncentrace jsou v případě spalování směsi materiálů vysoké. Výsledné koncentrace jsou uvedeny v Tab. 5. Zvlášť byly vyhodnoceny PAU, které jsou dle hodnocení IARC hodnoceny jak lidské karcinogeny (skupina 1) (benzo[a]pyren) anebo spadající do skupiny 2A, pravděpodobné lidské karcinogeny (cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren). Ve vzorcích směsi materiálů nebyly analyzovány žádné PCDD/F, což bylo způsobeno právě spalováním čistých rostlinných materiálů, bez přítomnosti odpadu nerostlinného původu.

1 Metodika měření

Měření bylo realizováno v obci Lažánky, poblíž místního fotbalového hřiště. Umístění měřicí techniky je znázorněno na Obr. 1. Měření probíhalo po dobu 2 hodiny, poté došlo k zanesení filtrů v odběrových zařízeních.



Obr. 1: Umístění měřicí techniky

1.1 Přístroje a zařízení

K vlastním měřením bylo využito několik typů přístrojů s ohledem na předpokládanou formu vznikajících škodlivin a možnost jejich následné identifikace.

K identifikaci plyných škodlivin byl použit kontinuálně měřící přístroj Airpointer (Recordum Messtechnik GmbH, Rakousko) který pracuje na principu metod definovaných přílohou č. 6 k vyhlášce č. 330/2012 Sb. ve znění pozdějších předpisů Konkrétně oxid dusnatý (NO), oxid dusičitý (NO₂) a jejich souhrn (NO_x) referenční metodou podle české technické normy ČSN EN 14211: 2014 „Kvalita ovzduší – Normovaná metoda stanovení oxidu dusičitého a oxidu dusnatého na principu chemiluminiscence“. Normovaná metoda stanovení oxidu dusičitého a oxidu dusnatého na principu chemiluminiscence“. Koncentrace oxidu uhelnatého (CO) referenční metodou podle české technické normy ČSN EN 14626: 2013 „Kvalita ovzduší – Normovaná metoda stanovení koncentrací oxidu uhelnatého nedisperzní infračervenou spektrometrií“, koncentrace oxidu siřičitého (SO₂) referenční metodou podle české technické normy ČSN EN 14212: 20013 „Kvalita ovzduší – Normovaná metoda stanovení oxidu siřičitého ultrafialovou fluorescencí“.

Přístroj Airpointer je kompaktní, integrovaný, vícesložkový měřicí systém pro měření škodlivin v ovzduší se zabudovanou jednotkou regulace teploty, nulového vzduchu a systémem pro sběr a zpracování údajů. Hlavice pro průběžné nasávání vzdušiny je ve výšce cca 1,8 m nad terénem. Tímto přístrojem byly rovněž stanoveny kontinuálně koncentrace aerosolových částic PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1 nefelometrickou metodou. Měřicí sestavu znázorňuje Obr. 1.

Za účelem stanovení obsahu benzo[a]pyrenu (BaP) a dioxinů (PCDD/F) byly s využitím stejných odběrových zařízení, odebírány vzorky PM_{10} s tím, že filtračním médiem byl filtr z křemenných vláken. Vlastní stanovení koncentrací BaP pak bylo realizováno v souladu s přílohou č. 6 k vyhlášce č. 330/2012 Sb. ve znění pozdějších předpisů referenční metodou podle české technické normy ČSN EN 15549: 2013 „Normovaná metoda stanovení benzo[a]pyrenu ve venkovním ovzduší“ na plynovém chromatografu s hmotnostní detekcí Triple Quadrupole Agilent GC/QQQ 7000C (Agilent Technologies, Inc., Německo). Podle této metodiky byly měřeny i koncentrace ostatních polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). Stanovení dioxinů bylo provedeno semikvantitativně metodou podle US EPA TO-9A: „Stanovení polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů ze stacionárních zdrojů emisí metodou izotopového zředování s použitím HRGC-HRMS a výpočet parametrů TEQ z naměřených hodnot“. Vzorky v laboratoři byly do doby zpracování uchovávány v chladu a temnu při max. 4°C. Ověření správnosti metody bylo provedeno porovnáním výsledku s externí společností [1].

1.2 Hodnocení výsledků

K vyhodnocení naměřených dat byl využit software Excel od firmy Microsoft.

1.3 Měřené škodliviny

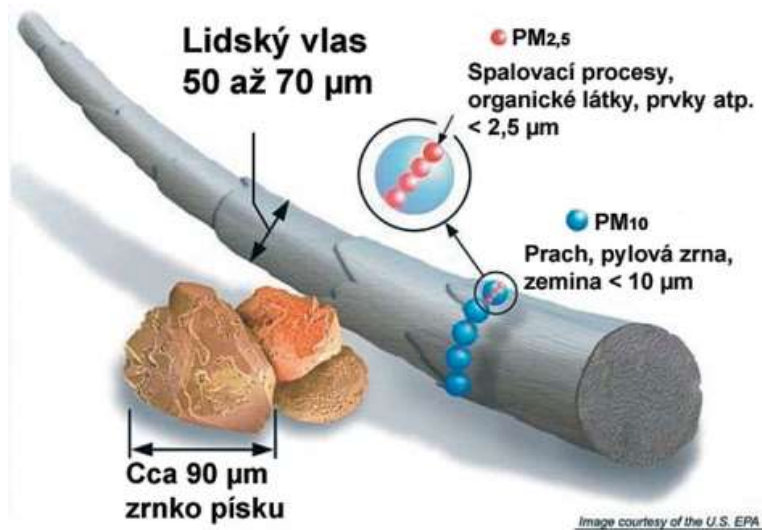
Na základě studia literatury a možnostem vybavení laboratoře byly vybrány následující škodliviny k měření. Jedná se o látky, které jsou produkovány v průběhu spalovacího procesu.

V článku z roku 2017 se Liu a kol. [2] zabývali morfologií a složením částic ze spalovacích zdrojů při spalování rostlin a dřeva. Mimo jiné právě oxidem uhelnatým, oxidy dusíku a také organickými látkami jako jsou např. polycyklické aromatické uhlovodíky [2].

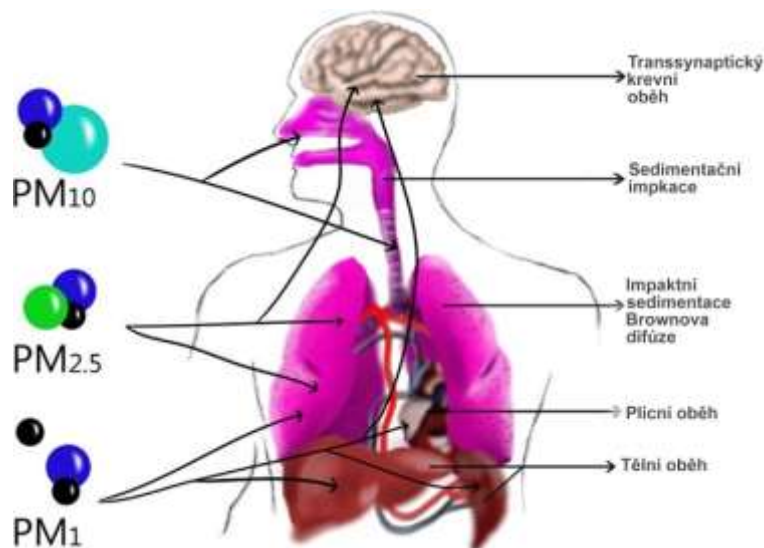
Spalováním rostlinných materiálů a jejich využitím ve formě biomasy se zabývá také řada autorů, mj. mezi produkty spalování rostlinných materiálů řadí také sloučeniny síry, oxidy uhlíku, oxidy dusíku, nebo také sloučeniny chloru (PCDD/F) a PAU [3].

1.3.1 Aerosolové částice frakcí PM_{10} , $PM_{2,5}$ a PM_1

Aerosolové částice frakce PM_{10} jsou částice s aerodynamickým průměrem 10 μm , částice $PM_{2,5}$ pak mají aerodynamický průměr 2,5 μm , PM_1 pak mají aerodynamický průměr 1 μm . Tyto částice pronikají do dolních partií dýchacích cest (thorakální částice). O jaké částice se velikostně jedná, ukazuje následující Obr. 2.



Obr. 2: Srovnání velikostí částic PM10 a PM2,5 se zrnky písku či lidským vlasem, zdroj: upraveno dle US EPA



Obr. 3: Ukázka hloubky pronikání PM10, PM2,5 a PM1 částic do organismu [4]

Pozornost se zaměřuje k čím dál menším částicím, protože platí, že čím menší průměr částice, tím hlouběji se v lidském těle dostane a tím je pro člověka nebezpečnější. Negativní zdravotní účinky PM10 a PM2,5 se projevují již při velmi nízkých koncentracích bez zřejmé spodní hranice bezpečné koncentrace. Zdravotní rizika částic ovlivňuje jejich koncentrace, velikost, tvar a chemické složení. Mohou se podílet na snížení imunity, mohou způsobovat zánětlivá onemocnění plicní tkáně a oxidativní stres organismu. Při chronickém působení mohou způsobovat respirační onemocnění a snižovat funkci plic.

Aerosolové částice jsou emitovány jak přírodními (např. sopky či prašné bouře), tak i antropogenními (např. elektrárny a průmyslové technologické procesy, doprava, spalování uhlí v domácnostech, spalování odpadu) zdroji. Většina těchto antropogenních emisních zdrojů je soustředěna v urbanizovaných oblastech, tj. v oblastech, ve kterých žije velká část populace.

1.3.2 Oxidy dusíku

Oxidy dusíku jsou přirozenou součástí životního prostředí, vznikají především při spalování fosilních paliv za vysokých teplot, během bouřek, mezi producenty se řadí i mikroorganismy. Oxidy dusíku se podílejí na vzniku kyselých dešťů a přízemního ozónu. NO je významným skleníkovým plynem [5].

Pozornost je věnována NO₂ z důvodu jeho negativního vlivu na lidské zdraví. Expozice zvýšeným koncentracím oxidu dusičitého ovlivňuje plicní funkce a způsobuje snížení imunity. Více než 90 % z celkových oxidů dusíku ve venkovním ovzduší je emitováno ve formě NO. NO₂ vzniká relativně rychle reakcí NO s přízemním ozonem nebo s radikály různého typu. Řadou chemických reakcí se část NO_x přemění na HNO₃/NO₃⁻, které jsou z atmosféry odstraňovány suchou a mokrou atmosférickou depozicí. Hraje také klíčovou roli při tvorbě fotochemických oxidantů.

V Evropě vznikají emise oxidů dusíku převážně z antropogenních spalovacích procesů, kde NO vzniká reakcí mezi dusíkem a kyslíkem ve spalovaném vzduchu. Hlavní antropogenní zdroje představuje především silniční doprava (významný podíl má ovšem i doprava letecká a vodní) a dále spalovací procesy ve stacionárních zdrojích [6].

Ze směsi tzv. oxidů dusíku je z hlediska lidského zdraví nejvýznamnější právě NO₂. Ten totiž velice snadno proniká do plic, kde je ho téměř 60 % pohlceno v krvi. Je málo rozpustný ve vodě, to znamená, že snadno proniká do dolních dýchacích cest, na rozdíl od např. dobře rozpustného oxidu siřičitého nebo formaldehydu, které působí zejména v horních cestách dýchacích. Zdraví lidé snesou bez následků krátkodobé zvýšení koncentrace až na 2 000 µg·m⁻³, proto tyto látky představují riziko obtíží zejména pro děti a citlivé jedince nebo lidi s astmatickými potížemi. Pro ně je za bezpečnou považována koncentrace desetkrát nižší než pro zdravé lidi. Proto byl limit pro krátkodobou koncentraci stanoven na 200 µg·m⁻³. Podle lékařů a hygieniků jsou oxidy dusíku asi 6 až 10x nebezpečnější než oxid siřičitý [7].

1.3.3 Oxid siřičitý

Oxid siřičitý je bezbarvý reaktivní dráždivý plyn, snadno rozpustný ve vodě. Zdrojem emisí do ovzduší jsou hlavně elektrárny a doprava. V ovzduší, zejména na povrchu částic v přítomnosti kovových katalyzátorů, podléhá oxidaci na oxid sírový, kyselinu sírovou a sulfáty, tvořící hlavní podíl kyselé složky pevného a kapalného aerosolu. Z ovzduší je oxid sírový a produkty jeho oxidace odstraňován mokrou a suchou depozicí.

V důsledku vysoké reaktivity a rozpustnosti ve vodném prostředí se SO₂ po vdechnutí absorbuje na povrchu nosní sliznice a sliznice horních cest dýchacích a neproniká do nižších partií dýchacích cest a plic. V kombinaci s ultrajemnými pevnými částicemi, které se uplatňují jako nosič, však může pronikat až do plicních sklípků

Při akutní expozici SO₂ dochází k dráždění sliznic dýchacích cest, jež vede následně k bronchokonstrikci (zúžení průdušek), zvýšené tvorbě hlenu, zvýšení dechového odporu a snížení plicních funkcí. Citlivou skupinou populace jsou především astmatici. U obou skupin (normální populace i astmatiků) se však vyskytují velké individuální rozdíly v citlivosti. Intenzita účinků je vyšší

při fyzické námaze kdy zvýšený objem dýchání umožňuje oxidu siřičitému průnik do hlubších partií dýchacího traktu. Akutní účinky nastávají již po několika minutách a další expozice je nezvyšuje. SO₂ může rovněž ovlivňovat autonomní nervový systém a srdeční činnost.

Z epidemiologických studií (zaměřených na expozici směsi průmyslových a dopravních emisí v ovzduší) byly zjištěny účinky na celkovou, kardiovaskulární i respirační úmrtnost a nemocnost. [8].

1.3.4 Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý je bezbarvý plyn bez chuti a zápachu, není dráždivý a je lehčí než vzduch. Přírodní koncentrace ve vzduchu se pohybují v rozmezí 50-230 mg·m⁻³ vzduchu, v místech s hustou dopravou nebo například v silničních tunelech mohou krátkodobé koncentrace přesahovat desítky mg·m⁻³.

Je produktem nedokonalého spalování – vzniká při hoření jakéhokoliv druhu paliva. Je jednou z nejběžnějších a nejrozšířenějších látek znečišťujících vnitřní a venkovní ovzduší.

Když pomineme přírodní zdroje, na emisích CO se podílí především doprava a veškeré průmyslové procesy, kde probíhá spalování. Člověk je CO běžně vystaven vdechováním. Toxicita CO závisí na množství a době expozice a je spojena především se vznikem karboxyhemoglobinu, který není schopen vázat kyslík jako hemoglobin.

V organismu působí na srdce a cévní a nervový systém. Při jeho nízkých koncentracích může zdravý člověk pociťovat únavu a bolest hlavy, člověk se srdečními problémy „tíží“ či bolest na prsou. Při vyšších koncentracích dochází k poruchám vidění a koordinace, silným bolestem hlavy, závratím, zmatečnému chování a může být pociťována žaludeční nevolnost. Velmi vysoké koncentrace jsou pak smrtelné [9].

1.3.1 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky je skupina více jak sta látek tvořených pouze uhlíkem a vodíkem ve formě benzenových jader. PAU jsou běžnou součástí životního prostředí. Člověk může být PAU vystaven vdechnutím, pozřením i kožním kontaktem. Při expozici dochází k podráždění kůže a očí. PAU poškozují ledvinovou a jaterní tkáň. Řada PAU je řazena mezi lidské karcinogeny (rakovina plic, trávicího traktu nebo kůže).

Typicky se tyto látky uvolňují při nedokonalém spalovacím procesu. Do prostředí se tedy dostávají zejména při výrobě energie, spalování odpadů, ze silniční dopravy, při krakování ropy, při výrobě hliníku, z metalurgických procesů, při výrobě koksu, asfaltu, při výrobě cementu, z rafinerií, krematorií, z požárů a v neposlední řadě při kouření. Ve všech případech, kdy pozorujeme vznik sazí a tmavého kouře, vznikají velká množství PAU. Mezi přirozené zdroje PAU v prostředí řadíme především vulkanickou činnost a požáry.

PAU charakteristicky zapáchají, páry mají dráždivé účinky na oči a kůži, působí fotosensibilizaci a byly prokázány i negativní účinky na ledviny a játra. Studie na zvířatech prokázaly vliv na snížení plodnosti a vývojové vady potomků. K nejzávažnějším vlivům PAU patří jejich karcinogenita. Rakovinnotvornost PAU na člověka byla prokázána u cigaretového kouře či sazí. Nejznámější z kancerogenních PAU je

benzo(a)pyren, u kterého byl objasněn i mechanismus, kterým přímo poškozuje genetickou informaci buněk [10].

Dále jsou uvedeny informace o PAU spadajících dle hodnocení IACR do kategorií 1 (potvrzený lidský karcinogen a 2A (pravděpodobný lidský karcinogen). Z tohoto důvodu byly také dále zvlášť vyhodnoceny.

Benzo[a]pyren je krystalický aromatický uhlovodík sestávající se z pěti kondenzovaných benzenových kruhů, který vzniká při nedokonalém spalování organické hmoty. Primárně se vyskytuje v benzínu a naftě, cigaretovém kouři, černouhelném dehtu a smoly z černouhelného dehtu, potravinách grilovaných na dřevěném uhlí a některých dalších potravinách, aminokyselinách, mastných kyselinách a produktech pyrolýzy uhlohydrátů, kouři ze sazí, kreosotovém oleji, ropě asfaltové a břidlicové oleje [11]

V hodnocení IARC spadá do skupiny 1, tj. jde o potvrzený lidský karcinogen.

Cyclopenta[cd]pyren je aromatický uhlovodík, který se skládá z pěti kondenzovaných kruhů a vzniká při nedokonalém spalování organické hmoty. Cyklopenta[c,d] pyren se primárně vyskytuje ve výfukových plynech benzínových motorů. Patří mezi genotoxické chemikálie, které ovlivňují přímo DNA [12].

V hodnocení IARC spadá do skupiny 2A, tj. pravděpodobně karcinogenní pro člověka.

Dibenz[a,h]antracen je krystalický karcinogenní aromatický uhlovodík skládající se z pěti kondenzovaných benzenových kruhů, který vzniká nedokonalým spalováním organické hmoty. Dibenz(a,h)anthracen se nachází především v benzínových výfukových plynech, tabákovém kouři, černouhelném dehtu, sazích a některých potravinářských produktech, zejména uzených a grilovaných potravinách [13].

V hodnocení IARC spadá do skupiny 2A, tj. pravděpodobně karcinogenní pro člověka

Dibenzo[a,l]pyren je žluto-načervenalý karcinogenní aromatický uhlovodík sestávající ze šesti kondenzovaných kruhů, který vzniká nedokonalým spalováním organické hmoty. Dibenz(a,l)pyren se vyskytuje především v produktech zplyňování uhlí, cigaretovém kouři a fosilních palivech [14].

V hodnocení IARC spadá do skupiny 2A, tj. pravděpodobně karcinogenní pro člověka.

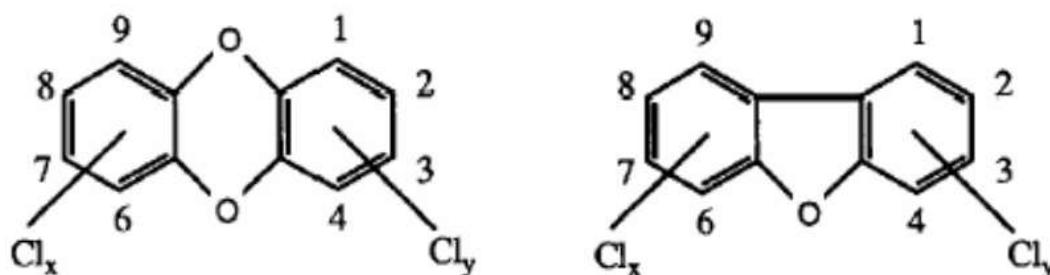
1.3.2 PCDD/F

Jako dioxiny souhrnně označujeme 210 chemických látek ze dvou skupin nazývaných polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a polychlorované dibenzo-p-furany (PCDF). Jsou to chlorované tricyklické aromatické uhlovodíky, které ve svých molekulách obsahují atomy uhlíku, kyslíku, vodíku a chloru.

Zdroje emisí PCDD/F je možné rozdělit na antropogenní (důsledek činnosti člověka) a přírodní. Dioxiny obecně vznikají při nekontrolovaném hoření rozličných materiálů, kde největší nebezpečí představuje spalování materiálů obsahujících chlor.

Molekulární stavba je znázorněna na obrázku 2.1 a 2.2 Existuje 75 kongonerů PCDD a 135 kongonerů PCDF. Díky svým fyzikálním a chemickým vlastnostem patří do kategorie persistentních organický polutantů. Dioxiny jsou jedovaté mírně těkavé látky bez zápachu s teplotou tání v rozmezí od 190 °C do 332 °C pro PCDD a od 198 °C do 258 °C pro PCDF. Se zvyšujícím se obsahem chloru roste i teplota tání. Jsou dobře rozpustné v organických rozpouštědlech. Dioxiny jsou značně chemicky stabilní a termostabilní látky, které jsou odolné vůči kyselinám. PCDD i PCDF jsou jen málo rozpustné ve vodě a jejich rozpustnost klesá se vzrůstajícím obsahem chloru, hromadí se v tucích, ochotně sorbují na povrch pevných částic a pouze mírně podléhají rozpadu.

Jedná se o skupinu velmi nebezpečných látek pro životní prostředí, život organismů i život člověka. Dioxiny patří mezi velmi jedovaté látky, které jsou životu nebezpečné již v koncentracích jedna ku miliardě Z počtu 210 izomerů má toxické vlastnosti pouze sedmnáct. Toxické působení bylo zjištěno u těch dioxinů, které jsou chlorované v polohách 2, 3, 7, 8 a případně v dalších, přitom toxikologicky nejzávažnější je 2, 3, 7, 8-tetrachlor-dibenzo-p dioxin (2, 3, 7, 8- TCDD). Naopak PCDD/F, které obsahují 1 až 3 atomy chloru, nejsou považovány za nebezpečné [15].



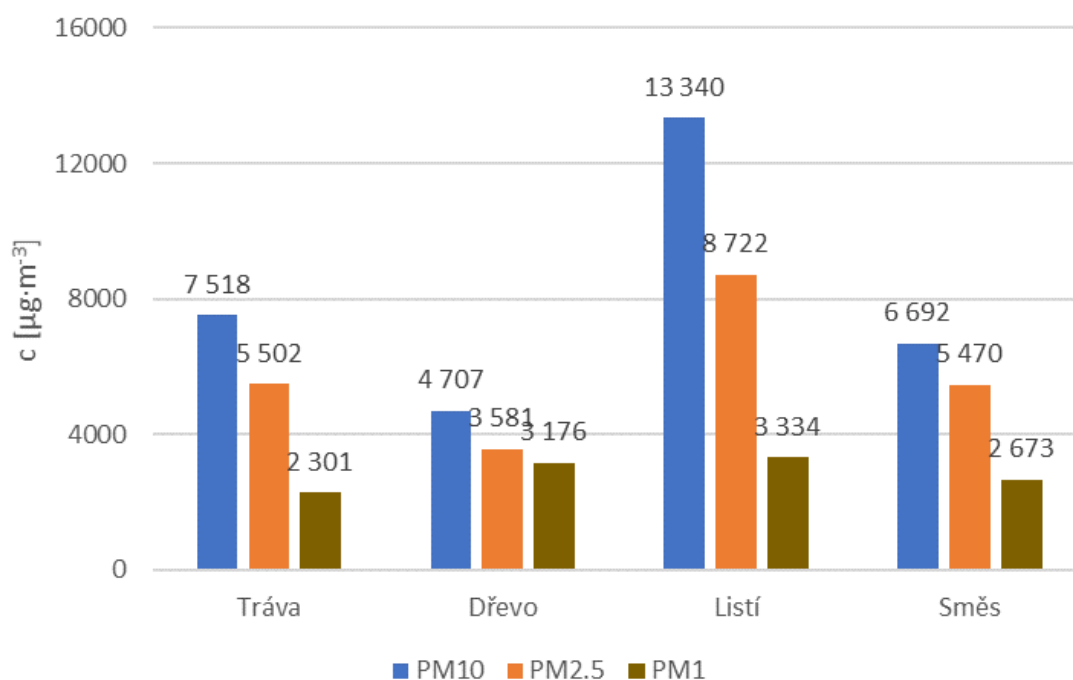
Obr. 4: Schéma struktury PCDD a PCDF [15]

2 Výsledky měření a diskuse

2.1 Aerosolové částice frakce PM₁₀, PM_{2,5} a PM₁

Obecně se jedná o směs různorodých částic pevného a kapalného skupenství rozptýlených v ovzduší. Zdroje aerosolových částic v ovzduší jsou různé, od přírodních zdrojů po činnosti spojené s člověkem, jako jsou např. právě spalovací procesy.

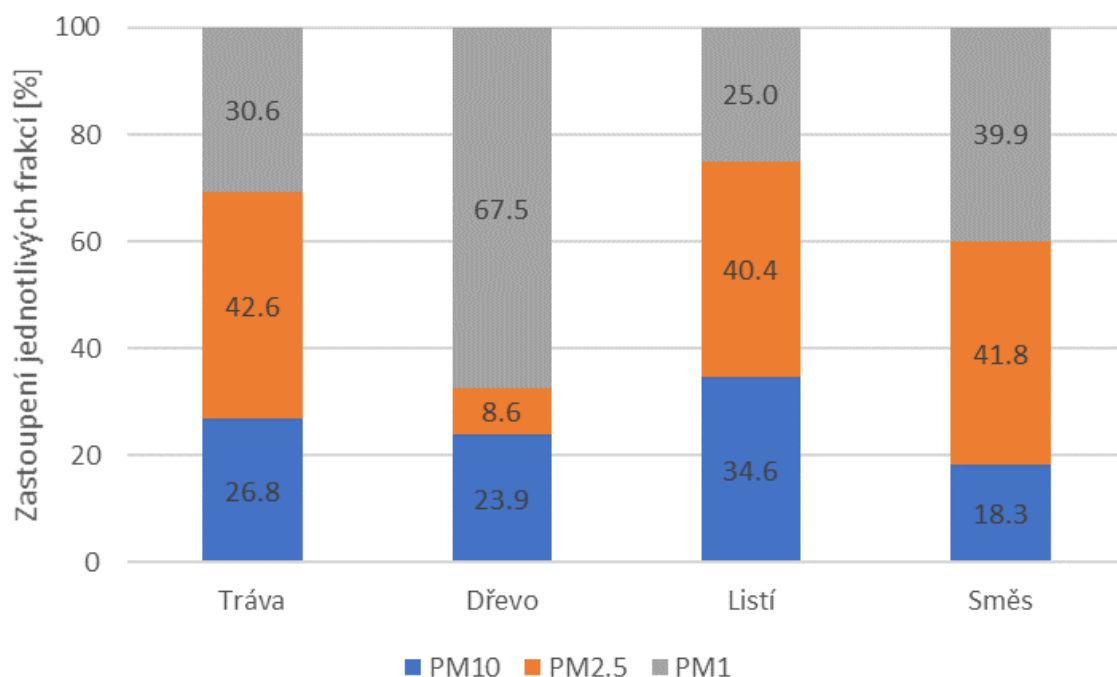
Na následujícím grafu (Obr. 5) jsou znázorněny průměrné naměřené koncentrace aerosolových částic, které se do ovzduší uvolňovaly v důsledku spalování jednotlivých materiálů. Z grafu je patrné, že nejnižší průměrné koncentrace byly uvolňovány při spalování suchého dřeva. V případě spalování suché trávy, listí a směsi materiálů pozorujeme vyšší koncentrace, z toho nejvyšší v případě suchého listí. Při srovnání jednotlivých frakcí aerosolových částic sledujeme nejvyšší koncentraci frakce PM₁₀ při spalování suchého listí (koncentrace v průměru nad 13000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). V porovnání suché trávy a směsi pozorujeme podobné výsledky u frakce aerosolových částic PM_{2,5}, kde měřené koncentrace byly kolem 5500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, nejvyšší koncentrace PM_{2,5} byla měřena opět při spalování suchého listí, přibližně 8700 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. U frakce PM₁ byla nejvyšší koncentrace naměřena v případě spalování suchého listí přibližně 3300 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a suchého dřeva přibližně 3200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, naopak nejnižší koncentrace byla zaznamenána při spalování suché trávy (cca. 2300 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).



Obr. 5: Srovnání průměrných naměřených koncentrací aerosolových částic u jednotlivých spalovaných materiálů

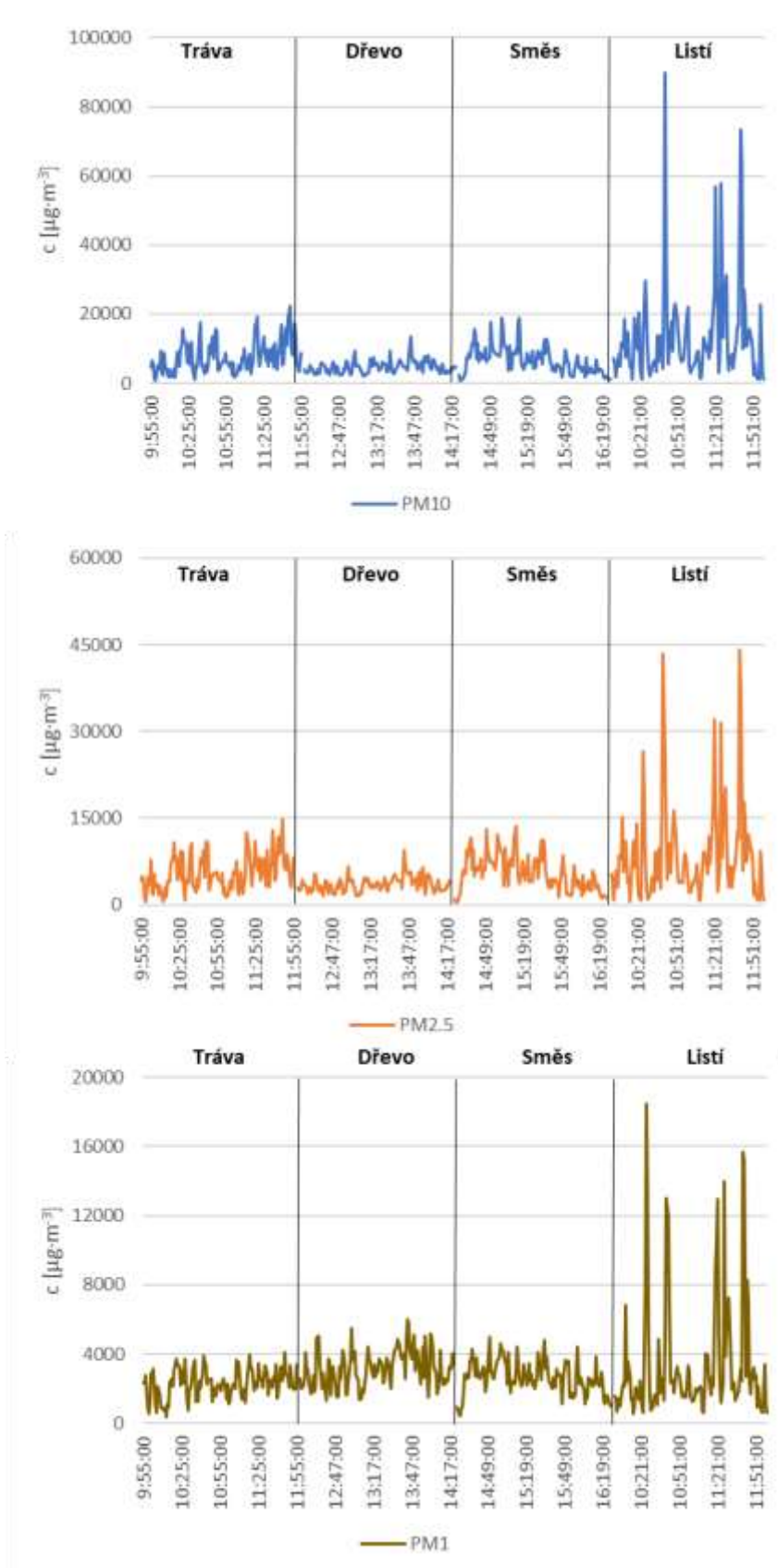
Na Obr. 6 je znázorněna distribuce jednotlivých frakcí aerosolových částic při spalování studovaných materiálů (tráva, dřevo, listí, směs). Z grafu vidíme, že v případě materiálu suchá tráva, listí a směs

tráva:dřevo:listí má nejvyšší zastoupení frakce částic $PM_{2,5-1}$, u materiálu suché dřevo vidíme nejvyšší zastoupení u frakce PM_1 . Frakce $PM_{10-2,5}$ byla nejvíce produkována v případě suché trávy, nejméně v případě směsného materiálu. Při pohledu na graf také vidíme, že poměrově si jsou blízké hodnoty v případě suché trávy a suchého listí. Vysoký podíl aerosolových částic frakce PM_1 u suchého dřeva je dán vyšší teplotou spalování, kdy dochází vlivem vysokých teplot k tvorbě menších částic.



Obr. 6: Srovnání distribucí aerosolových částic u jednotlivých spalovaných materiálů

Pro vývoj koncentrací PM ve volném ovzduší mohou být důležité meteorologické podmínky, zejména pak teplota vzduchu, rychlost větru a relativní vlhkost vzduchu. V tomto případě však vzhledem k charakteru měření lze meteorologické podmínky zanedbat, krom rychlosti a směru větru. Na následujícím grafu (Obr. 7) lze pozorovat velký rozptyl koncentrací u jednotlivých spalovaných materiálů. Tento rozdíl je způsoben právě již zmiňovaným vlivem rychlosti a směru větru. V momentě kdy vítr vanul jiným směrem, než směrem k přístrojům, byly zaznamenány nejnižší koncentrace. Nejvyšší koncentrace byly naopak zaznamenány v případech, kdy vítr vanul směrem k přístrojům. Z tohoto důvodu byla data statisticky zpracována (Tab. 1).



Obr. 7: Vývoj průměrných minutových koncentrací aerosolových částic frakcí PM₁₀, PM_{2,5} a PM₁ [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

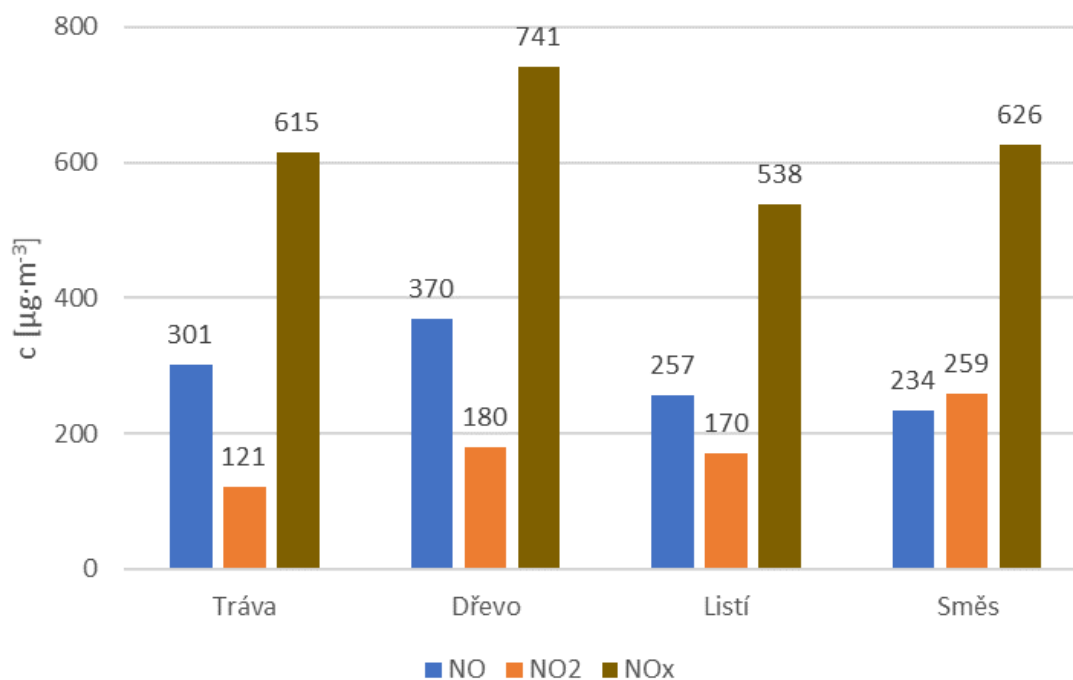
V následující tabulce (Tab. 1) je možné vidět velké rozdíly mezi naměřenými maximálními a minimálními koncentracemi. Toto platí pro všechny frakce aerosolových částic u všech sledovaných spalovaných materiálů. Jak bylo popsáno výše, tyto rozdíly jsou způsobeny hlavně měnící se silou větru a také změnami směru jeho proudění. Tabulka také potvrzuje grafické znázornění z Obr. 5. Nejvyšší průměrné koncentrace aerosolových částic všech frakcí PM byly měřeny při spalování suchého listí. Nejnižší průměrné koncentrace aerosolových částic frakce PM₁₀ i PM_{2,5} byly v případě spalování suchého dřeva, pro PM₁ byly naměřeny nejnižší koncentrace v případě spalování suché trávy. Rozdíly mezi nejnižšími a nejvyššími koncentracemi lze také vnímat jako rozpětí koncentrací v případě přímého či nepřímého vystavení se vznikajícím polutantům.

Tab. 1: Statistické zpracování koncentrací aerosolových částic jednotlivých frakcí

Frakce	Průměr	Medián	Minimum	Maximum
Suchá tráva				
PM ₁₀	7517,88	6071,14	847,92	22322,62
PM _{2,5}	5502,39	4834,25	515,47	14855,28
PM ₁	2300,70	2304,80	344,54	4112,62
Suché dřvo				
PM ₁₀	4706,60	4444,24	2086,87	13483,45
PM _{2,5}	3581,21	3475,64	1544,87	9450,82
PM ₁	3176,14	3139,22	1298,33	5976,80
Suché listí				
PM ₁₀	13340,09	9519,43	1067,98	89843,24
PM _{2,5}	8722,04	7011,51	660,46	44128,19
PM ₁	3334,00	2166,46	547,82	18469,18
Směs 1:1:1 (tráva:dřvo:listí)				
PM ₁₀	6692,42	6209,17	756,48	18788,90
PM _{2,5}	5469,62	5075,47	483,31	13650,34
PM ₁	2673,46	2647,46	431,55	4997,50

2.2 Oxidy dusíku

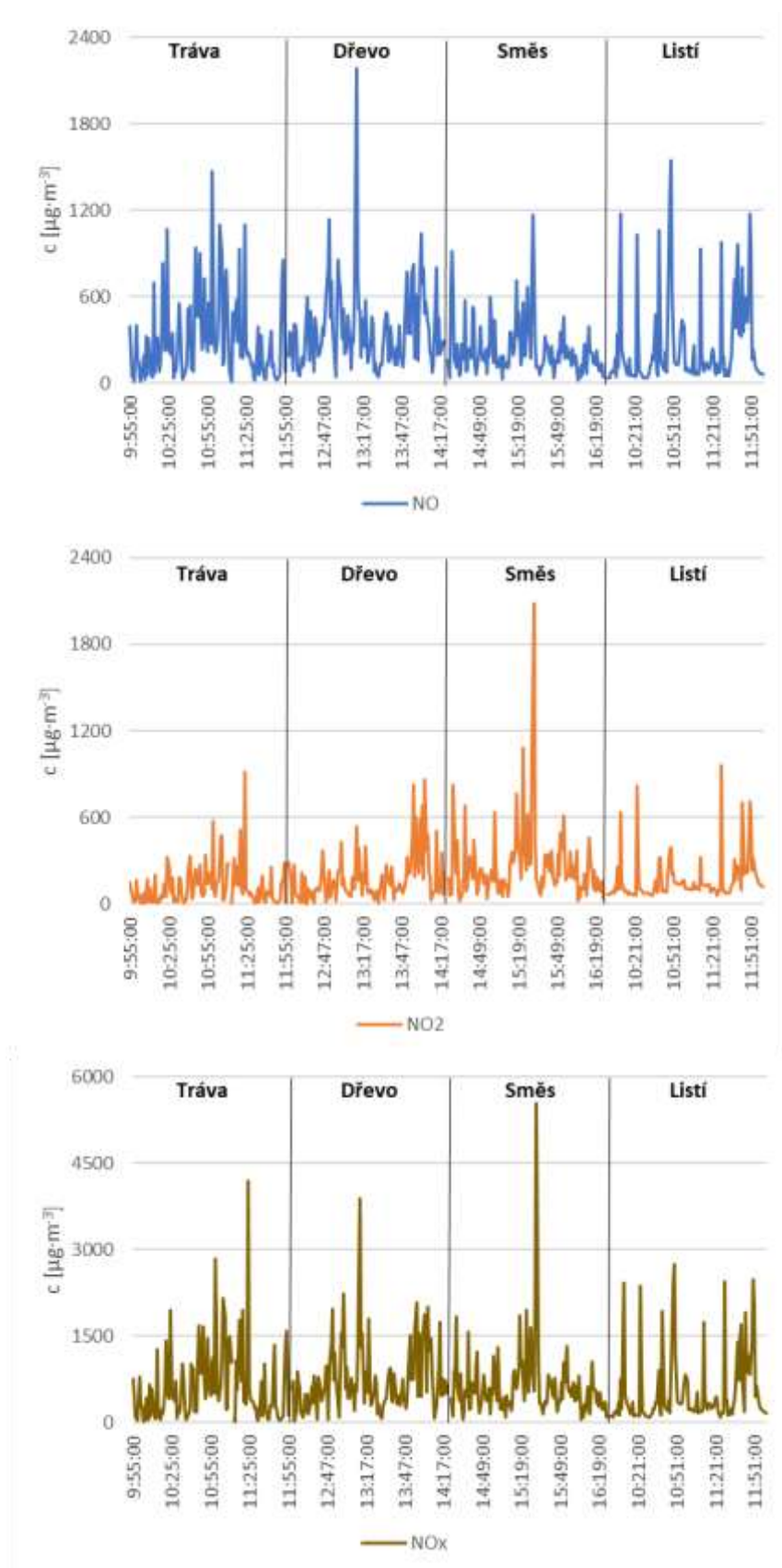
Na následujícím grafu (Obr. 8) jsou znázorněny průměrné naměřené koncentrace oxidů dusíku, které se do ovzduší uvolňovaly v důsledku spalování jednotlivých materiálů. Z grafu je patrné, že nejnižší průměrné koncentrace byly uvolňovány při spalování suchého listí. Nejvyšší koncentrace pozorujeme v případě suchého dřeva (v případě plynu NO_2 však v případě směsi). Při srovnání průměrných koncentrací jednotlivých oxidů dusíku sledujeme nejvyšší průměrnou koncentraci NO při spalování suchého dřeva (koncentrace v průměru kolem $370 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší průměrná koncentrace byly zaznamenány při spalování směsi ($234 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejvyšší průměrná koncentrace NO_2 byla měřena při spalování směsi (přibližně $259 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší v případě suché trávy ($121 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). U NO_x (součet koncentrací NO a NO_2) byla nejvyšší průměrná koncentrace naměřena v případě spalování suchého dřeva (přibližně $741 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), naopak nejnižší koncentrace byla zaznamenána při spalování suchého listí (cca. $540 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). V případě NO_x pozorujeme podobné koncentrace v případě suché trávy a suchého listí.



Obr. 8: Srovnání průměrných naměřených koncentrací oxidů dusíku u jednotlivých spalovaných materiálů

Pro detekci plyných škodlivin ve volném ovzduší mohou být důležité meteorologické podmínky, zejména pak teplota vzduchu, rychlost větru a relativní vlhkost vzduchu. V tomto případě však vzhledem k charakteru měření lze meteorologické podmínky zanedbat, krom rychlosti a směru větru. Na následujícím grafu (Obr. 9) lze pozorovat velký rozptyl koncentrací u jednotlivých spalovaných materiálů. Tento rozdíl je způsoben právě již zmiňovaným vlivem rychlosti a směru větru. V momentě kdy vítr vanul jiným směrem, než směrem k přístrojům, byly zaznamenány

nejnižší koncentrace. Nejvyšší koncentrace byly naopak zaznamenány v případech, kdy vítr vanul směrem k přístrojům. Z tohoto důvodu byla data statisticky zpracována, viz. Tab. 2.



Obr. 9: Vývoj průměrných minutových koncentrací oxidů dusíku, NO, NO₂ a NO_x [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

V následující tabulce (Tab. 2) je možné pozorovat velké rozdíly mezi naměřenými maximálními a minimálními koncentracemi. Toto platí pro všechny tři hodnocené formy oxidu dusíku, u všech sledovaných spalovaných materiálů. Jak bylo popsáno výše, tyto rozdíly jsou způsobeny hlavně měnící se silou větru a také změnami směru jeho proudění. Tabulka také potvrzuje grafické znázornění z Obr. 9. Nejvyšší průměrné koncentrace NO byly měřeny při spalování suchého dřeva, pro NO₂ v případě směsi tráva:dřevo:listí a u NO_x opět při spalování suchého dřeva. Nejnižší průměrná koncentrace NO byla měřena v případě směsi, u NO₂ v případě suché trávy a u NO_x v případě suchého listí. Rozdíly mezi nejnižšími a nejvyššími koncentracemi lze také vnímat jako rozpětí koncentrací v případě přímého či nepřímého vystavení se vznikajícím polutantům.

Tab. 2: Statistické zpracování naměřených koncentrací NO, NO₂ a NO_x (μg·m⁻³)

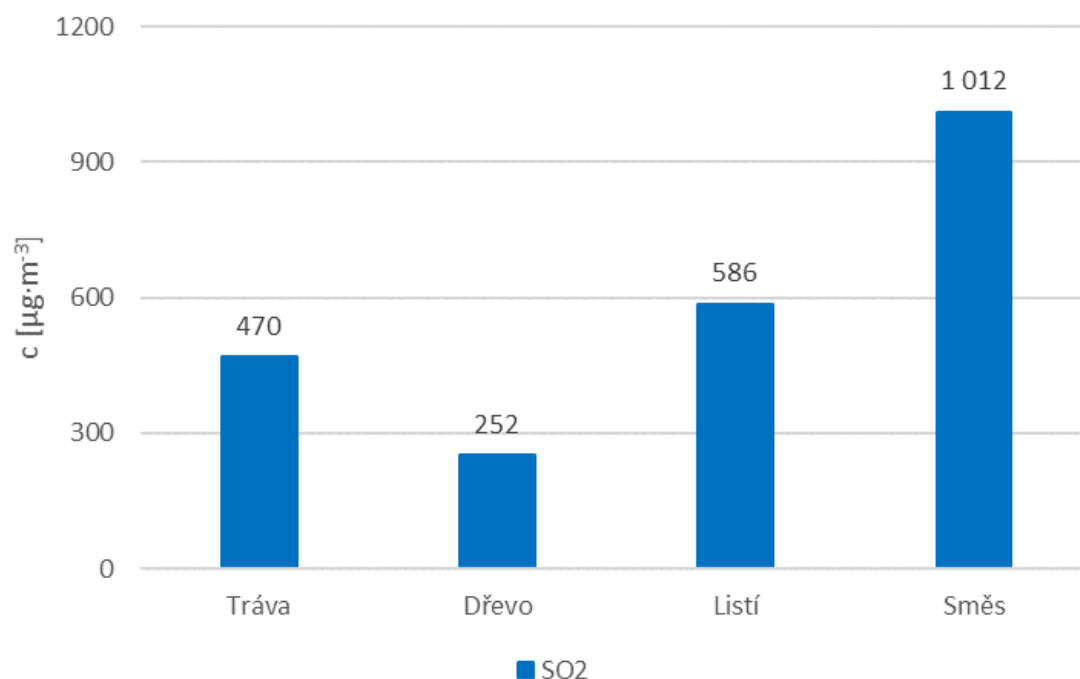
Oxid dusíku	Průměr	Medián	Minimum	Maximum
Suchá tráva				
NO	300,89	207,73	9,60	1474,44
NO₂	121,15	77,59	4,09	912,92
NO_x	614,61	390,28	21,59	4195,17
Suché dřevo				
NO	369,77	331,69	42,29	2183,67
NO₂	180,06	130,16	0,39	865,02
NO_x	741,29	591,93	20,84	3883,07
Suché listí				
NO	256,61	127,18	30,94	1543,62
NO₂	170,43	112,47	60,21	958,47
NO_x	538,10	286,33	89,27	2744,89
Směs 1:1:1 (tráva:dřevo:listí)				
NO	234,00	183,99	17,34	1169,62
NO₂	258,59	196,97	25,63	2086,17
NO_x	626,48	485,32	43,97	5537,38

Z tabulky (Tab. 2) je patrné, že maximální koncentrace NO dosáhla hodnoty až 2184 μg·m⁻³ a to při spalování suchého dřeva, u NO₂ bylo nejvyšší koncentrace (2086 μg·m⁻³) dosaženo při spalování směsi tráva:dřevo:listí. Nejvyšší koncentrace NO_x byla naměřena v případě směsi tráva:dřevo:listí, a to 5537 μg·m⁻³.

Při spalovacím procesu ovlivňuje tvorbu oxidů dusíku teplota, se stoupající teplotou vzrůstá množství NO_x vzniklého oxidací dusíku atmosférického i oxidací palivového dusíku. Z hlediska materiálu s nejvyšší výhřevností se jeví jako správná nejvyšší průměrná koncentrace NO_x u suchého dřeva [16].

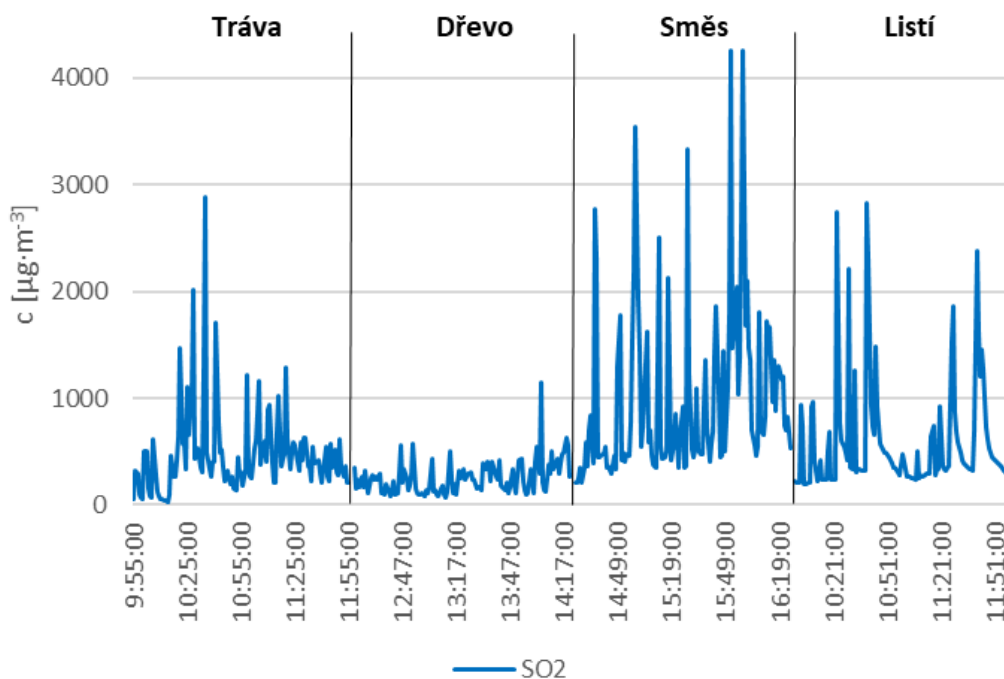
2.3 Oxid siřičitý

Na následujícím grafu (Obr. 10) jsou znázorněny průměrné naměřené koncentrace oxidu siřičitého, které se do ovzduší uvolňovaly v důsledku spalování jednotlivých materiálů. Z grafu je patrné, že nejnižší průměrné koncentrace byly uvolňovány při spalování suchého dřeva. Nejvyšší koncentrace pozorujeme v případě spalování směsi tráva:dřevo:listí ($1012 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší průměrnou koncentraci pak při spalování suchého dřeva ($252 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).



Obr. 10: Srovnání průměrných naměřených koncentrací SO₂ u jednotlivých spalovaných materiálů

Pro detekci plyných škodlivin ve volném ovzduší mohou být důležité meteorologické podmínky, zejména pak teplota vzduchu, rychlost větru a relativní vlhkost vzduchu. V tomto případě však vzhledem k charakteru měření lze meteorologické podmínky zanedbat, krom rychlosti a směru větru. Na následujícím grafu (Obr. 11) lze pozorovat velký rozptyl koncentrací u jednotlivých spalovaných materiálů. Tento rozdíl je způsoben právě již zmiňovaným vlivem rychlosti a směru větru. V momentě, kdy vítr vanul jiným směrem než k přístrojům, byly zaznamenány nejnižší koncentrace. Nejvyšší koncentrace byly naopak zaznamenány v případech, kdy vítr vanul směrem k přístrojům. Z tohoto důvodu byla data statisticky zpracována (Tab. 3).



Obr. 11: Vývoj průměrných minutových koncentrací SO₂ [µg·m⁻³]

V následující tabulce (Tab. 3) je možné vidět velké rozdíly mezi naměřenými maximálními a minimálními koncentracemi. Toto platí pro všechny sledované spalované materiály. Jak bylo popsáno výše, tyto rozdíly jsou způsobeny hlavně měnící se silou větru a také změnami směru jeho proudění. Tabulka také potvrzuje grafické znázornění z Obr. 10. Nejvyšší průměrná koncentrace SO₂ byla naměřena v případě směsi tráva:dřevo:listí. Nejnižší průměrné koncentrace SO₂ byly v případě spalování suchého dřeva. Rozdíly mezi nejnižšími a nejvyššími koncentracemi lze také vnímat jako rozpětí koncentrací v případě přímého či nepřímého vystavení se vznikajícím polutantům.

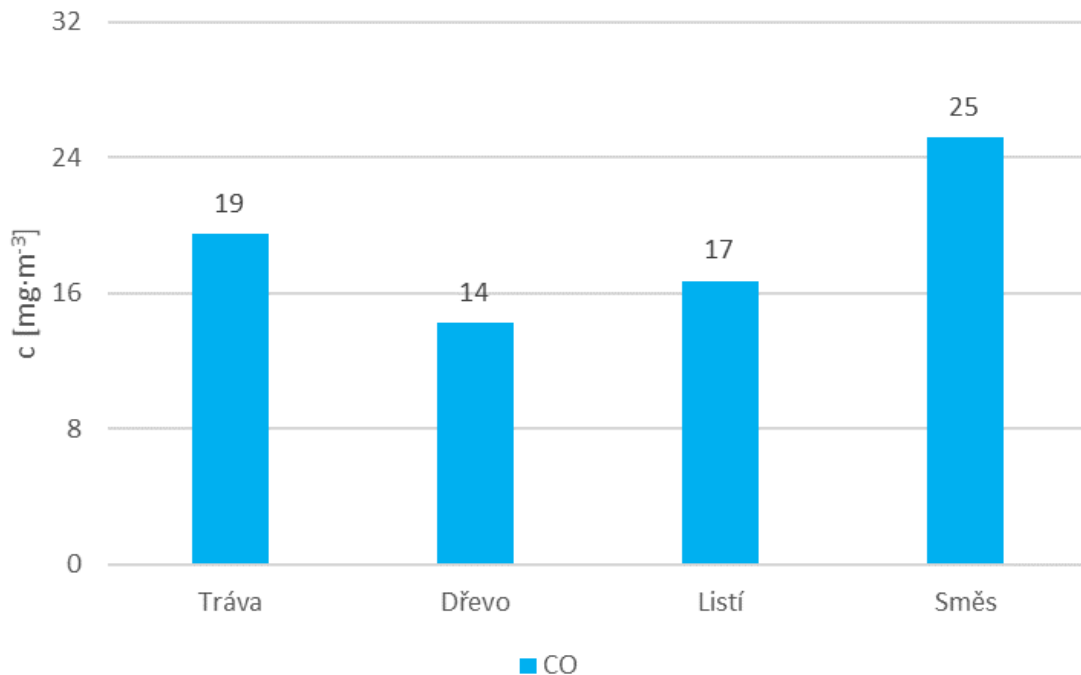
Tab. 3: Statistické zpracování naměřených koncentrací SO₂ (µg·m⁻³)

Škodlivina	Průměr	Medián	Minimum	Maximum
Suchá tráva				
SO ₂	469,77	367,96	34,80	2881,45
Suché dřevo				
SO ₂	251,97	231,23	74,14	1140,49
Suché listí				
SO ₂	586,48	375,71	195,80	2826,79
Směs 1:1:1 (tráva:dřevo:listí)				
SO ₂	1011,83	701,16	210,88	4251,42

Z tabulky je rovněž patrné, že maximální koncentrace SO₂ dosáhly hodnoty 4251 µg·m⁻³ a to při spalování směsi tráva:dřevo:listí. Vůbec nejnižší koncentrace byly měřeny při spalování suché trávy (35 µg·m⁻³).

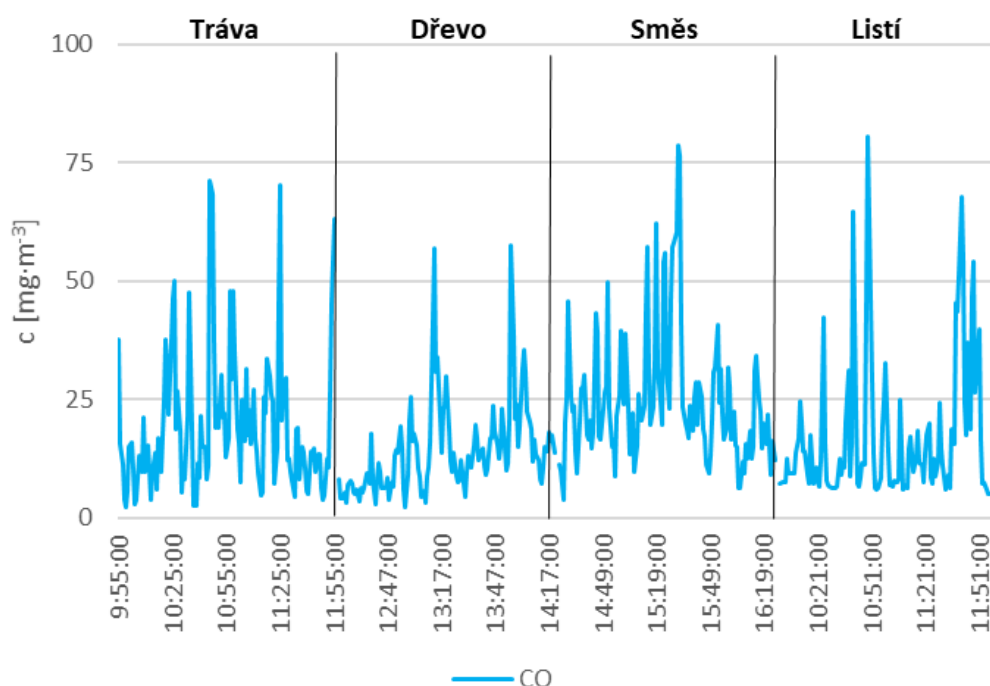
2.4 Oxid uhelnatý

Na následujícím grafu (Obr. 12) jsou znázorněny průměrné naměřené koncentrace oxidu uhelnatého, které se do ovzduší uvolňovaly v důsledku spalování jednotlivých materiálů. Z grafu je patrné, že nejnižší průměrné koncentrace byly uvolňovány při spalování suchého dřeva ($14 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejvyšší koncentrace pozorujeme v případě spalování směsi tráva:dřevo:listí ($25 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$).



Obr. 12: Srovnání průměrných naměřených koncentrací CO u jednotlivých spalovaných materiálů

Pro detekci plynných škodlivin ve volném ovzduší mohou být důležité meteorologické podmínky, zejména pak teplota vzduchu, rychlost větru a relativní vlhkost vzduchu. V tomto případě však vzhledem k charakteru měření lze meteorologické podmínky zanedbat, krom rychlosti a směru větru. Na následujícím grafu (Obr. 13) lze pozorovat velký rozptyl koncentrací u jednotlivých spalovaných materiálů. Tento rozdíl je způsoben právě již zmiňovaným vlivem rychlosti a směru větru. V momentě, kdy vítr vanul jiným směrem než směrem k přístrojům, byly zaznamenány nejnižší koncentrace. Nejvyšší koncentrace byly naopak zaznamenány v případech, kdy vítr vanul směrem k přístrojům. Z tohoto důvodu byla data statisticky zpracována (Tab. 4).



Obr. 13: Vývoj průměrných minutových koncentrací CO [mg·m⁻³]

V následující tabulce (Tab. 4) je možné vidět velké rozdíly mezi naměřenými maximálními a minimálními koncentracemi. Toto platí pro všechny sledované spalované materiály. Jak bylo popsáno výše, tyto rozdíly jsou způsobeny hlavně měnící se silou větru a také změnami směru jeho proudění. Tabulka také potvrzuje grafické znázornění z Obr. 12. Nejvyšší průměrná koncentrace CO byla naměřena v případě směsi tráva:dřevo:listí. Nejnižší průměrné koncentrace CO byly v případě spalování suchého dřeva. Rozdíly mezi nejnižšími a nejvyššími koncentracemi lze také vnímat jako rozpětí koncentrací v případě přímého či nepřímého vystavení se vznikajícím polutantům.

Tab. 4: Statistické zpracování naměřených koncentrací CO (mg·m⁻³)

Škodlivina	Průměr	Medián	Minimum	Maximum
Suchá tráva				
CO	19,46	15,29	2,07	71,12
Suché dřevo				
CO	14,26	12,13	2,26	57,68
Suché listí				
CO	16,74	11,34	4,94	80,53
Směs 1:1:1 (tráva:dřevo:listí)				
CO	25,17	22,31	3,82	78,70

Z tabulky je rovněž patrné, že maximální koncentrace CO dosáhly hodnoty 81 mg·m⁻³ a to při spalování suchého listí, naopak nejnižší hodnoty byly naměřeny při spalování suché trávy a to 2 mg·m⁻³. Nižší hodnoty v případě suchého listí naznačují změnu okolních podmínek a změny

proudění větru. Možné vysvětlením výrazně odlišné maximální koncentrace (ale také i průměrné koncentrace) v případě CO je teplota hoření materiálu. Při spalování dřeva, které má nejvyšší výhřevnost (viz.2.2), dochází k lepší oxidaci oxidu uhelnatého na oxid uhličitý. V případech kdy je oheň „přidušen“ trávou, resp. trávou a listím, dochází ke snížení teploty hoření a tím pádem i k nedostatečné oxidaci (proto byla nejvyšší naměřená průměrná koncentrace měřena při spalování směsi tráva:dřevo:listí).

2.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

Naměřené výsledky jsou uvedeny v

Polycyklické aromatické uhlovodíky	Tráva	Dřevo	Listí	Směs - tráva, dřevo, listí	Porovnání distribuce
(PAU)	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]
Naftalen	7.92	3.87	31.13	7.00	
Acenaftylen	51.27	45.24	216.75	71.20	
Acenaften	0.24	0.18	1.58	0.22	
Fluoren	23.47	0.45	56.05	22.89	
Fenantren	705.26	47.79	1543.04	974.74	
Antracen	181.46	10.35	487.55	286.93	
Fluoranten	534.09	181.62	665.26	634.57	
Reten	184.86	36.54	270.88	200.63	
Pyren	498.59	174.97	605.68	576.29	
Benzo[c]fluoren	106.29	22.24	158.70	114.43	
Benz[a]antracen	194.38	79.44	207.49	220.73	
Trifenylen	60.98	32.65	78.81	83.04	
Chrysen	210.46	136.55	366.75	268.14	
Cyclopenta[cd]pyren	354.50	65.39	215.73	388.10	
5-Metylchrysen	4.85	0.69	1.46	4.32	
Benzo[b]fluoranten	129.15	64.83	130.16	161.07	
Benzo[k]fluoranten	54.22	23.53	55.40	70.84	
Benzo[j]fluoranten	87.54	37.09	85.02	107.17	
Benzo[e]pyren	83.67	43.54	90.02	87.19	
Benzo[a]pyren	179.05	55.20	148.97	187.65	
Perylen	33.45	10.44	26.19	38.10	
Dibenz[a,h]antracen	14.86	4.84	12.11	15.51	
Indeno[1,2,3-cd]pyren	111.10	42.84	85.02	111.72	
Benzo[ghi]perylene	125.40	43.14	101.93	136.10	
Dibenzo[a,l]pyren	4.98	2.39	5.52	5.55	
Dibenzo[a,e]pyren	33.54	14.50	34.20	41.63	
Koronen	98.93	38.77	44.84	86.51	
Dibenzo[a,i]pyren	14.19	4.85	13.49	10.93	
Dibenzo[a,h]pyren	8.06	1.54	15.14	6.14	
suma PAU	4 097	1 225	5 755	4 919	
suma 16 US EPA PAU	3 021	915	4 715	3 746	
suma EUPAH	1 633	599	1 637	1 850	

Tab. 5. Ve druhém až čtvrtém sloupci jsou uvedeny průměrné koncentrace jednotlivých PAU pro daný spalovaný materiál, v posledním sloupci tabulky jsou uvedeny minigrafy, znázorňující distribuci jednotlivých PAU ve sledovaných materiálech (tráva, dřevo, listí, směs).

U dosažených výsledku můžeme také pozorovat, obdobně jako u plynných škodlivin NO_x a CO, vliv teploty hoření. U suchého dřeva pozorované nízké koncentrace u všech PAU značí, že u spalování dřeva dochází ke spalování při vyšších teplotách. V případě suché trávy, listí a směsi tráva:dřevo:listí je předpoklad, že docházelo k hoření při nižších teplotách a tím pádem k nedokonalému hoření.

Nejnižší koncentrace z hlediska sumy PAU byly měřeny u suchého dřeva, které ve všech případech dosahuje nejnižších koncentrací v porovnání s ostatními materiály. Nejvyšší koncentrace v sumě PAU byly měřeny při spalování suchého listí, které dosahovalo nejvyšších, resp. vysokých koncentrací u 15 z 29 analyzovaných PAU. V případě Koronenu byly měřeny blízké koncentrace u materiálů dřevo a listí. Výraznější rozdíl lze pozorovat také u spalování suché trávy, v případě Acenaftylenu, Antracenu a Trifenylu, kdy lze říct, že jejich koncentrace jsou významně nižší než v případě spalování směsi. V případě Acenaftenu, Dibenzo[a,i]pyrenu a Dibenzo[a,h]pyrenu zase pozorujeme menší průměrné koncentrace ve směsi oproti suché trávě. U zbylých PAU si jsou koncentrace v materiálech suchá tráva a směs blízké.

Nejvyšší koncentrace PAU u spalovaného materiálu suchá tráva byla stanovena pro Fenantren ($705,26 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), v případě suchého dřeva pro Fluoranten ($182 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), v případě suchého listí pro Fenantren ($1543 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$) a v případě směsi opět Fenantren ($975 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejnižší koncentrace PAU byla pro spalované materiály měřena u Acenaftenu (tráva $0,24 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, dřevo $0,18 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ a směs $0,22 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$) a .5-methylchrysenu (listí $1,45 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$).

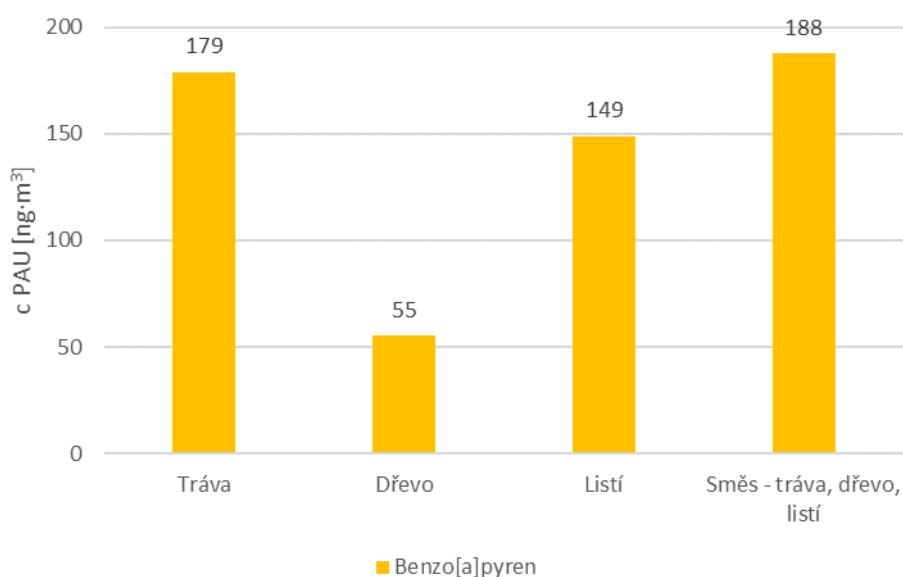
Dále jsou v Obr. 5 tučně zvýrazněny PAU, které jsou dle hodnocení IARC hodnoceny jak lidské karcinogeny (skupina 1) (benzo[a]pyren) anebo spadající do skupiny 2A, pravděpodobné lidské karcinogeny (cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren). Tyto výše uvedené PAU budou komentovány v následujících kapitolách.

Polycyklické aromatické uhlovodíky	Tráva	Dřevo	Listí	Směs - tráva, dřevo, listí	Porovnání distribuce
(PAU)	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]	c PAU [ng/m ³]
Naftalen	7.92	3.87	31.13	7.00	
Acenaftylen	51.27	45.24	216.75	71.20	
Acenaften	0.24	0.18	1.58	0.22	
Fluoren	23.47	0.45	56.05	22.89	
Fenantren	705.26	47.79	1543.04	974.74	
Antracen	181.46	10.35	487.55	286.93	
Fluoranten	534.09	181.62	665.26	634.57	
Reten	184.86	36.54	270.88	200.63	
Pyren	498.59	174.97	605.68	576.29	
Benzo[c]fluoren	106.29	22.24	158.70	114.43	
Benz[a]antracen	194.38	79.44	207.49	220.73	
Trifenylen	60.98	32.65	78.81	83.04	
Chrysen	210.46	136.55	366.75	268.14	
Cyclopenta[cd]pyren	354.50	65.39	215.73	388.10	
5-Metylchrysen	4.85	0.69	1.46	4.32	
Benzo[b]fluoranten	129.15	64.83	130.16	161.07	
Benzo[k]fluoranten	54.22	23.53	55.40	70.84	
Benzo[j]fluoranten	87.54	37.09	85.02	107.17	
Benzo[e]pyren	83.67	43.54	90.02	87.19	
Benzo[a]pyren	179.05	55.20	148.97	187.65	
Perylen	33.45	10.44	26.19	38.10	
Dibenz[a,h]antracen	14.86	4.84	12.11	15.51	
Indeno[1,2,3-cd]pyren	111.10	42.84	85.02	111.72	
Benzo[ghi]perylene	125.40	43.14	101.93	136.10	
Dibenzo[a,l]pyren	4.98	2.39	5.52	5.55	
Dibenzo[a,e]pyren	33.54	14.50	34.20	41.63	
Koronen	98.93	38.77	44.84	86.51	
Dibenzo[a,i]pyren	14.19	4.85	13.49	10.93	
Dibenzo[a,h]pyren	8.06	1.54	15.14	6.14	
suma PAU	4 097	1 225	5 755	4 919	
suma 16 US EPA PAU	3 021	915	4 715	3 746	
suma EUPAH	1 633	599	1 637	1 850	

Tab. 5: Výsledky měření PAU, modře jsou vyznačeny PAU spadající do rozdělení US EPA

2.5.1 Benzo[a]pyren (BaP)

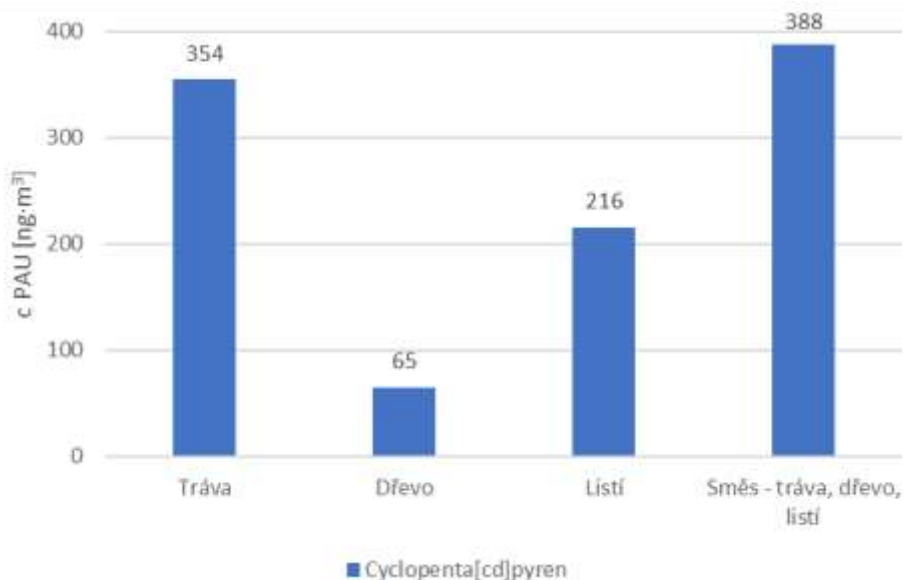
Z grafu (Obr. 14) vidíme porovnání koncentrací BaP vznikajících při spalování jednotlivých komodit. Z grafu je jasně patrné, že nejvyšší koncentrace se uvolňují při spalování směsi rostlinného materiálu (tráva, dřevo, listí), $188 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Naopak nejnižší koncentrace byly analyzovány ze vzorku spalování suchého dřeva, $55,2 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$.



Obr. 14: Koncentrační zastoupení benzo[a]pyrenu v jednotlivých spalovaných materiálech

2.5.2 Cyclopenta[cd]pyren (CcP)

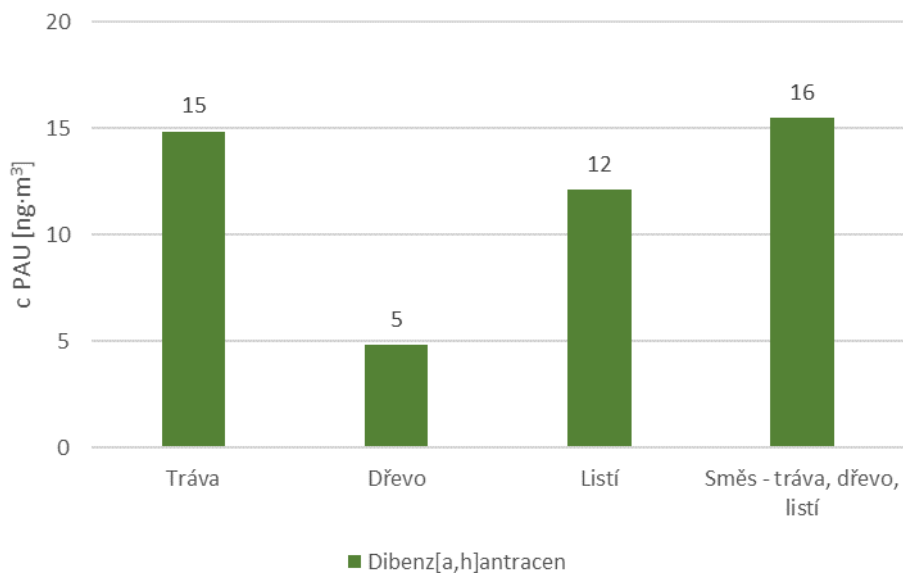
Z grafu Obr. 15 vidíme porovnání koncentrací CcP vznikajících při spalování jednotlivých komodit. Z grafu je jasně patrné, že nejvyšší koncentrace se uvolňují při spalování směsi rostlinného materiálu (tráva, dřevo, listí), 388 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Naopak nejnižší byly analyzovány ze vzorku spalování suchého dřeva, 65,4 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$.



Obr. 15: Koncentrační zastoupení cyclopenta[cd]pyrenu v jednotlivých spalovaných materiálech

2.5.3 Dibenz[a,h]antracen (DBA)

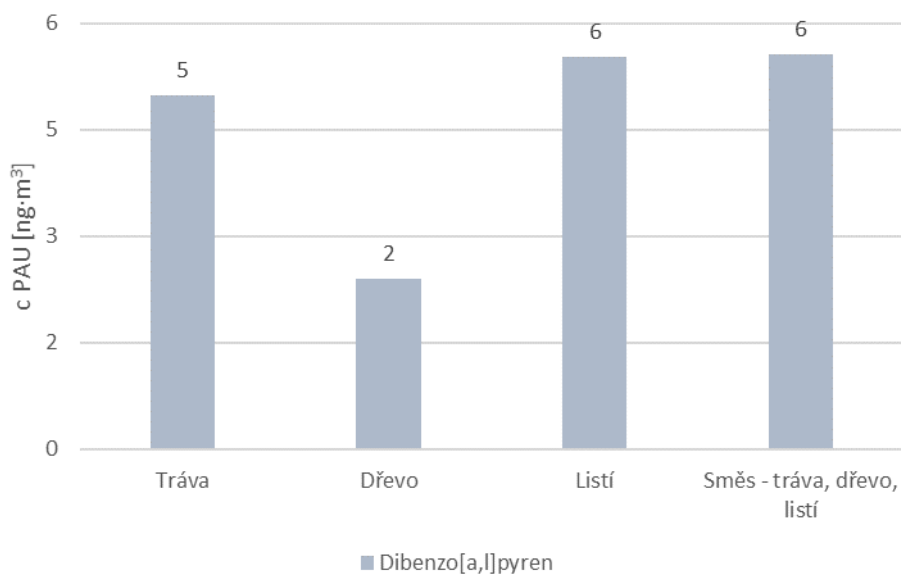
Z grafu Obr. 16 vidíme porovnání koncentrací DBA vznikajících při spalování jednotlivých komodit. Z grafu je jasně patrné, že nejvyšší koncentrace se uvolňují při spalování směsi rostlinného materiálu (tráva, dřevo, listí), $15,5 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Naopak nejnižší byly analyzovány ze vzorku spalování suchého dřeva, $4,84 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$.



Obr. 16: Koncentrační zastoupení dibenz[a,h]antracenu v jednotlivých spalovaných materiálech

2.5.4 Dibenzo[a,l]pyren (DBIP)

Z grafu Obr. 17 vidíme porovnání koncentrací DBIP vznikajících při spalování jednotlivých komodit. Z grafu je jasně patrné, že nejvyšší koncentrace se uvolňují při spalování směsi rostlinného materiálu (tráva, dřevo, listí), 5,55 ng·m⁻³ a suchého listí 5,53 ng·m⁻³. Naopak nejnižší byly analyzovány ze vzorku spalování suchého dřeva, 2,39 ng·m⁻³.



Obr. 17: Koncentrační zastoupení dibenzo[a,l]pyrenu v jednotlivých spalovaných materiálech

2.6 Dioxiny (PCDD/F)

V rámci semikvantitativního stanovení nebyla přítomnost dioxinů ve vzorcích prokázána. Pro potvrzení výsledku byly vzorky předány ke stanovení obsahu dioxinů do akreditované laboratoře s totožným výsledkem.

Důvodem nepřítomnosti PCDD/F ve vzorcích je fakt, že byly spalovány čisté rostlinné materiály, bez příměsí odpadu nerostlinného původu. Tyto látky se totiž do ovzduší dostávají právě při spalování fosilních paliv a odpadů.

3 Závěr

Měření bylo realizováno za účelem identifikace a kvantifikace vybraných škodlivých látek vznikajících v průběhu spalování rostlinných materiálů v otevřených ohništích. Pro účel měření byly vybrány 4 druhy suchých rostlinných materiálů, tráva (popř. směs s obsahem trávy min. 80 % objemu), dřevo (směs listnatých a jehličnatých dřevin běžně spalovaných v otevřených ohništích), listí (popř. směs s obsahem listí min. 80 % objemu) a poté směs výše uvedených materiálů v objemovém poměru 1:1:1, ve složení tráva:dřevo:listí. Měření pro každý z materiálů probíhalo po dobu 2 hodin. Z plynných škodlivin byly hodnoceny oxidy dusíku (NO, NO₂, NO_x), oxid siřičitý (SO₂) a oxid uhelnatý (CO) a současně byly měřeny koncentrace aerosolových částic frakcí PM₁₀, PM_{2,5} a PM₁. Dále byly pomocí odběrových zařízení odebírány na křemenné filtry vzorky částic frakce PM₁₀, ve kterých byly stanovovány obsahy PAU a PCDD/F.

Naměřené koncentrace aerosolových částic se pohybují v řádech tisíců $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Největší celkové množství aerosolových částic vzniká při spalování suchého listnatého materiálu, dále v případě suchého travního materiálu, popř. směsi s obsahem trávy, dřeva a listí. Nejnižší koncentrace aerosolových částic byly měřeny v případě suchého dřeva. V případě jednotlivých frakcí byly největší průměrné koncentrace PM₁₀ měřeny při spalování suchého listí ($13340 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší koncentrace byly měřeny u spalování suchého dřeva ($4707 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). U PM_{2,5} byly nejvyšší koncentrace měřeny při spalování suchého listí ($9519 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší opět při spalování suchého dříví ($3581 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejvyšší koncentrace v případě PM₁ byly naměřeny při spalování suchého listí ($3334 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a suchého dřeva ($3176 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší v případě suché trávy ($2301 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). V případě koncentrací aerosolových částic má vliv teplota spalování jednotlivých materiálů. S rostoucí teplotou dochází ke spalování částic, čímž dochází ke zmenšování jejich velikost. Při analýze podílu jednotlivých frakcí aerosolových částic u jednotlivých komodit, byl sledován podobný trend u trávy, listí a směsi, kde procentuální poměry jednotlivých frakcí si jsou blízké, s převažujícím zastoupením frakce PM_{2,5-1}. V případě spalování suchého dřeva vidíme oproti zbývajícím dvěma materiálům, vyšší podíl frakce PM₁. Při pohledu na minutové koncentrace lze pozorovat, výrazné rozdíly mezi maximálními a minutovými koncentracemi u jednotlivých frakcí aerosolových částic. Tyto rozdíly jsou způsobeny změnami směru a intenzity větrného proudění. V případě nízkých koncentrací se jedná o stav, kdy vznikající kouř a spaliny hoření mířily mimo měřící jednotku, v případě maximálních hodnot jde o přímé vystavení se vznikajícím spalinám hoření.

Koncentrace oxidů dusíku (NO, NO₂ a NO_x) produkované spalováním v místě ohniště dosahovaly rovněž velmi vysokých koncentrací. Nejvyšší koncentrace byly měřeny v případě spalování suchého dřeva (pro NO a NO_x) a směsi materiálů (pro NO₂). Vliv na tvorbu oxidů dusíku má především teplota hoření. Ta byla nejvyšší v případě suchého dřeva, což se nám projevilo právě v případě nejvyšších koncentrací NO ($370 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a sumy oxidů dusíku NO_x ($741 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Nejvyšší naměřená koncentrace pro NO₂ ($259 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) byla měřena při spalování směsného materiálu tráva, dřevo, listí. Nejnižší koncentrace NO byly měřeny při spalování směsi ($234 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), NO₂ v případě suché trávy ($121 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a v případě NO_x u suchého listí ($538 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Opět byl pozorován také vliv směru

a rychlosti větru, které se projevilo v rozdílech maximálních a minimálních naměřených koncentracích.

Koncentrace oxidu siřičitého byly nejvyšší v případě spalování směsného materiálu ($1012 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nejnižší v případě suchého dřeva ($252 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Vliv meteorologických podmínek, konkrétně směru a rychlosti větru, byl rovněž pozorován.

U oxidu uhelnatého byly pozorovány menší rozdíly než v případě předchozích plynných polutantů. Nejnižší koncentrace CO byly měřeny při spalování suchého dřeva ($14 \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$), nejvyšší při spalování směsného materiálu ($25 \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Tento výsledek odpovídá předpokladu, že při spalování suchého dřeva materiál hoří vyšší teplotou, než u ostatních materiálů. V případě suché trávy, suché listí a směsi docházelo k „dušení“ ohně a tím pádem k nedokonalému hoření, při kterém dochází právě k vzniku oxidu uhelnatého. Opět byl také pozorován vliv větru, díky čemuž vidíme rozdíly mezi přímým a nepřímým vystavením se vznikajícím zplodinám hoření.

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou produkovány výhradně spalovacími procesy. Vznikají při nedokonalém spalování, což se projevuje při srovnání jednotlivých materiálů. Obecně nejnižší koncentrace PAU byly měřeny při spalování suchého dřeva (v sumě PAU $1225 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$). Naopak nejvyšší koncentrace PAU byly měřeny v případě spalování suchého listí (v sumě PAU $5755 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$). V případě suché trávy a směsi materiálů byla naměřena suma PAU pro suchou travu $4097 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$, v případě spalování směsi $4919 \text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$. U suchého dřeva pozorované nízké koncentrace u všech PAU značí, že u spalování dřeva dochází ke spalování při vyšších teplotách. V případě suché trávy, listí a směsi tráva:dřevo:listí je předpoklad, že docházelo k hoření při nižších teplotách a tím pádem k nedokonalému hoření. Navíc k celkovému vyhodnocení PAU byly popsány a samostatně vyhodnoceny vybrané 4 polycyklické aromatické uhlovodíky. Ty byly vybrány na základě hodnocení karcinogenity podle IARC, která karcinogenní látky dělí do 4 skupin dle míry karcinogenity. Vybrané 4 PAU patří do dvou skupin. Do skupiny 1 karcinogenní pro člověka patří benzo[a]pyren a do skupiny 2A pravděpodobně karcinogenní pro člověka patří cyclopenta[cd]pyren, dibenz[a,h]antracen a dibenzo[a,l]pyren. U všech vybraných látek byl pozorován stejný průběh, nejvyšší koncentrace byly měřeny v případě spalování směsného materiálu, naopak nejnižší v případě suchého dřeva.

V odebraných vzorcích nebyly stanoveny žádné PCDD/F. Toto bylo s největší pravděpodobností způsobeno faktem, že docházelo ke spalování čistě rostlinného materiálu. K případné tvorbě PCDD/F by docházelo např. v případě použití akcelerantu hoření jako je benzín, popř. jiného materiálu nerostlinného původu např. plastových odpadů.

Ze srovnání jednotlivých spalovaných materiálů vyplývá, že nejméně sledovaných škodlivin vznikalo při spalování suchého dřeva, konkrétně byly naměřeny nejnižší koncentrace aerosolových částic, a také v případě polycyklických aromatických uhlovodíků. U oxidu siřičitého a oxidu uhelnatého byly naměřeny nejnižší koncentrace při spalování suchého dřeva. U oxidů dusíku byly nejvyšší koncentrace měřeny v případě suchého dřeva. Tyto výsledky v případě dřeva jsou způsobeny vyšší teplotou hoření, kdy dochází k rychlejší oxidaci dusíku na NO_x . Nejvíce plynných škodlivin vznikalo při spalování směsného materiálu, jelikož nedochází k dostatečnému hoření a oxidaci látek, čímž

dochází k nedokonalému hoření a tím k nárůstu koncentrací CO a hlavně karcinogenních PAU. Nejvyšší koncentrace PAU byly měřeny v případě spalování suchého listí.

4 Literatura

- [1] United States Environmental Protection Agency (US EPA), „Compendium Method TO-9A, Determination Of Polychlorinated, Polybrominated And Brominated/Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins And Dibenzofurans In Ambient Air,“ Cincinnati, 1999.
- [2] L. Lei a kol, „Morphology, composition, and mixing state of primary particles from combustion sources - crop residue, wood, and solid waste,“ 11 8 2017.
- [3] T. Adáme, *Pozitivní a negativní dopady spalování biomasy na životní prostředí*, Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, 2011, p. 39.
- [4] F. Bálin, „tzbinfo,“ 5 12 2016. [Online]. Available: <https://vetrani.tzb-info.cz/potrubi-a-jeho-soucasti/15062-pm-frakce-nejmensich-a-nejskodlivejsich-castic-nove-zamereni-na-ochranu-lidskeho-zdravi>. [Přístup získán 2 12 2021].
- [5] J. S. Hůnová I., „Úvod do problematiky znečištění venkovního prostředí,“ Univerzita Karlova, Praha, 2004.
- [6] ČHMÚ, „Znečištění ovzduší na území České Republiky,“ 1996 - 2016. [Online]. Available: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/grafroc_CZ.html.
- [7] M. Havel, V. Vebr a P. Válek, „Oxidy dusíku,“ 22 4 2020. [Online]. Available: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/oxidy-dusiku>. [Přístup získán 2 12 2021].
- [8] Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, „Oxid siřičitý (SO₂),“ 2 6 2020. [Online]. Available: <https://zuova.cz/Home/Clanek/oxid-siricity-so2>. [Přístup získán 12 11 2021].
- [9] S. z. ú. (SZÚ), „Státní zdravotní ústav - Oxid uhelnatý,“ [Online]. Available: <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/cely-clanek-1#article>. [Přístup získán 15 11 2021].
- [10] M. Havel a P. Válek, „Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs),“ Arnika, 14 12 2010. [Online]. Available: <https://arnika.org/polycyklicke-aromaticke-uhlovodiky-pahs>. [Přístup získán 1 12 2021].
- [11] National Center for Biotechnology Information, „PubChem Compound Summary for CID 2336, BENZO(a)PYRENE,“ 2021. [Online]. Available: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/BENZO_a_PYRENE. [Přístup získán 1 12 2021].
- [12] National Center for Biotechnology Information, „PubChem Compound Summary for CID 33743, Cyclopenta[cd]pyrene,“ 2021. [Online]. Available: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Cyclopenta_cd_pyrene. [Přístup získán 2 12 2021].
- [13] National Center for Biotechnology Information, „PubChem Compound Summary for CID 5889, Dibenz[a,h]anthracene,“ 2021. [Online]. Available: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Dibenz_a_h_anthracene. [Přístup získán 2 12 2021].
- [14] National Center for Biotechnology Information, „PubChem Compound Summary for CID 9119, Dibenz[a,l]pyrene,“ 2021. [Online]. Available: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Dibenzo_a_l_pyrene. [Přístup získán 2 12 2021].
- [15] T. Ferdan, „Způsoby odstraňování perzistentních látek (dioxinů),“ *Bakalářská práce*, p. 31, 2008.
- [16] M. Rybín, Ústav pro výzkum a využití paliv, 1977.