

Lokální kvalita ovzduší

- téma budoucnosti





STÁTNÍ FOND
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
ČESKÉ REPUBLIKY

Společně pro **zelenou** Evropu

Publikace byla vydána v rámci projektu Lokální kvalita ovzduší – věc veřejná, podpořeného Norskem prostřednictvím Norských fondů.



Úvod

Pavla Vachová & Marek Vach

Životního prostředí je téma, které rezonuje celým světem v negativním i pozitivním duchu. Hovoří se o klimatické krizi, znečištění moří, o masovém chovu zvířat, o přirozeném prostoru pro přírodu vytlačovanou civilizační zástavbou. O čem se ale mluví méně, je přímý dopad znečištění ovzduší na lidské zdraví a ekosystémy.

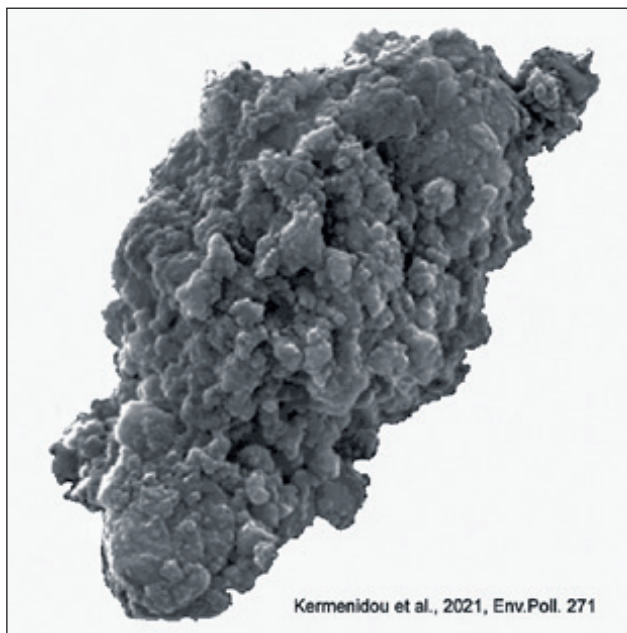
Publikace, kterou držíte v ruce, se snaží oživit diskusi o dnes již trochu opomíjeném tématu kvality ovzduší. Problematice, která se dotýká každého z nás. Znečištěné ovzduší je téma, které by mělo být akcentováno zejména na lokální úrovni. V současnosti světem hýbou různé krize a jedním z nejhorších strašáků je krize energetická.

Lokální topeniště jsou v současnosti nejzávažnějším zdrojem tuhých znečišťujících látek, tedy prachu, jak ho známe. Prachové polutanty ovlivňují nejenom habitus rostlin, ale i související primární a sekundární metabolismus. V publikaci naleznete texty, které jsou zaměřené na možné využití rostlin jako potenciálního indikátoru míry znečištění přízemního ovzduší. Z hlediska možných sekundárních dopadů znečištění ovzduší na zdraví člověka nebude opomenuta problematika zdravotních rizik souvisejících s kontaminací zejména ovoce, zeleniny a také sbíraných léčivých bylin toxickými kovy obsaženými v prachových částicích deponovaných na jejich povrchu.

Znečištění přízemního ovzduší prachovými částicemi a metody jeho sledování

Marek Vach

Údaje dokumentující úroveň znečištění ovzduší v České republice naměřené v posledních dvou dekadách (ČHMÚ 2000–2020) jednoznačně vypovídají o tom, že mezi nejproblematictější znečišťující látky, jejichž koncentrace v přízemním ovzduší často překračují



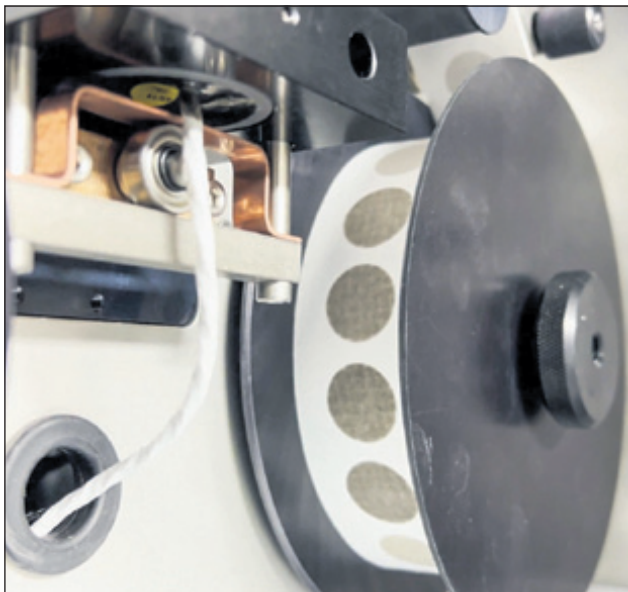
Obr. 1. Mikroskopická prachová částice. Převzato z Kermenidou, M. et al., 2021, *Environmental Pollution*, 271, 116309.

stanovené imisní limity, patří prachové částice PM_{10} , $PM_{2.5}$. Tyto suspendované částice emitované ze spalovacích procesů navíc na rozdíl od ostatních plynných polutantů nerepresentují pouze jednu chemickou látku, nýbrž obsahují celé spektrum různých složek s vyšší či nižší mírou toxicity (Ferretti et al. 2019), které jsou bohatě zastoupeny zejména na složité strukturovaném povrchu těchto částic (Rodriguez, et al. 2019, Liu et al. 2017) – viz Obr. 1.

Vdechování prachových částic jemných frakcí, zejména $PM_{2.5}$ a menších pak reprezentuje zdravotní riziko odpovídající toxicitě látek převážně fixovaných na jejich povrchu. Mezi nejrizikovější chemické sloučeniny vnášené do organismu při vdechování prachových částic ze spalování patří zejména polycyklické aromatické uhlovodíky, jmenovitě pak hojně se vyskytující benzo(a)pyren (Holoubek 1996), který je prokazatelně silně karcinogenní a mutagenní. Další skupinou látek, která je vdechována a šířena do prostředí prostřednictvím prachových částic, jsou toxické kovy a metaloidy (Samara and Voutsas 2005, Zhou et al. 2014 a mnoho dalších). Tyto prvky jsou obsaženy v partikulární hmotě různého původu, ne vždy jde o produkty spalovacích procesů. V případě emisí z automobilové dopravy je nutno počítat i s menším podílem prachových částic souvisejícím s otěrem provozních třecích ploch (brzdy, spojka), pneumatik, povrchu vozovky apod. (Manoli et al. 2002).

Měření koncentrace prachových částic, resp. jejich jednotlivých velikostních frakcí v přízemním ovzduší

je založeno na jejich zachytávání na membráně s otvory definované velikosti, přes kterou proudí nasávaný vzduch. Kvantita, tj. hmotnost částic kumulovaných ze známého objemu vzorkovaného vzduchu může být vyhodnocována kontinuálně na principu zachytu beta záření prostupujícího vrstvou partikulární hmoty aktuálně nahromaděné na membráně (viz obr.2) nebo automaticky vážena pomocí instalovaných mikrováh. U kontinuálního měření (sít' AIM provozovaná ČHMÚ) je membrána v podobě pásky, která se průběžně posouvá a zajišťuje tak přesné odměření kumulované kvantity prachových částic odpovídající protečení definovaného objemu vzduchu (viz obr.2). Kvalita, tedy chemické složení prachových částic, zejména pak obsah výše zmiňovaných látek s vysokou mírou toxicity může být vyhodnocována následně laboratorní analýzou partikulární hmoty kumulované



Obr. 2. Membrána ve formě posuvné pásky s kruhovými stopami kumulované partikulární hmoty v zařízení Měření kvality ovzduší ČHMÚ Praha Libuš.

na membráně. Lze shrnout, že přímé metody vzorkování prachových částic z nasávaného vzduchu poskytují exaktní informace o imisní zátěži přízemního ovzduší tímto typem polutantů reprezentované kontinuálně měřenými hodnotami imisních koncentrací, nicméně vyžadují relativně náročné přístrojové zázemí a prakticky se realizují jako sít' měřících kontejnerů



Obr. 3. Odběr vzorku třtiny křovištní z okolí dopravně zatížené komunikace

(provozovaná ČHMÚ a dalšími subjekty) rozmístěných ve vybraných imisně exponovaných lokalitách.

Z hlediska současných požadavků na informace o kvalitě ovzduší však často vyvstává potřeba vyhodnotit konkrétní imisní zátěž prachovými částicemi v různých zájmových lokalitách ležících mimo dosah měřících míst provozované sítě imisního monitoringu. Zde se nabízí využití metod nepřímých založených na vyhodnocování míry depozice prachových částic, které ulpívají na listech rostlin a v delším časovém horizontu ovlivňují chemické charakteristiky půdy. Tyto přístupy jsou typicky využívány pro posuzování vlivu automobilové dopravy z hlediska depozice toxických kovů v okolí různě zatížených komunikací. Řada publikovaných prací na toto téma je zaměřena na vyhodnocování obsahu

potenciálně toxických prvků v půdě a prachu v okolí dopravních komunikací (Duong and Lee, 2011, Faiz et al., 2009, Christoforidis and Stamatis, 2009, Wei et al., 2010 a mnoho dalších). Jiný typ výzkumných prací využívá pro sledování zátěže toxickými kovy vzorky rostlin a listů stromů z blízkého okolí silnic (viz obr.3). Z hlediska vyhodnocování aktuální úrovně depozice prachových částic jsou publikovány postupy založené na efektivním oplachu, resp. extrakci povrchu listů a chemických analýzách získaného extraktu (Mori et al. 2015, Simon et al. 2011, Tomasevic et al. 2005).

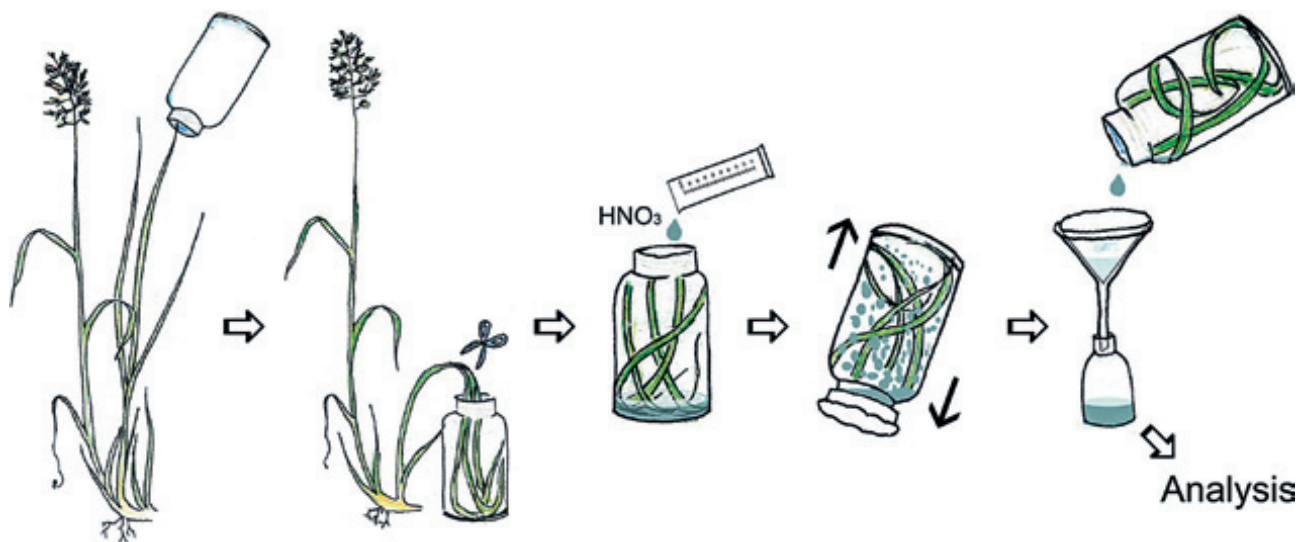
K tomuto typu metod se řadí i postup extrakce povrchu odebraných listů rostlin (zejména některých druhů trav) zředěnou kyselinou dusičnou přímo v odběrové láhvi (viz obr.4), který byl vyvinut na Fakultě



Obr. 4. Vzorek listů třtiny křovištní z okolí dopravní komunikace je odebírán do plastové láhve, kde je následně extrahován zředěnou kyselinou dusičnou.

Životního Prostředí ČZU (Vachová et al. 2017) jako jednoduchá a levná alternativa k přístrojově náročným postupům měření koncentrací toxických kovů a metaloidů v přízemním ovzduší, která je vhodná zejména pro nepřímé vyhodnocování vlivu automobilové dopravy. Metoda je navržena jako jednoduchý postup minimalizující manipulaci se vzorkem. V laboratoři se k odebranému (a zváženému) rostlinnému vzorku přileje do vzorkovnice 100 ml zředěné kyseliny dusičné. Vzorek je následně extrahován ručním nebo strojovým třepáním po dobu nejméně 6 min. Po filtraci je extrakt připraven k prvkové analýze – stanovení toxických prvků (viz obr. 5.). Jako kontaminovaný vzorek jsou nejčastěji využívány druhy trav s hojným výskytem – např. třtina křovištní.

Nepřímé metody založené na vyhodnocování dlouhodobějšího spadu prachových částic v okolí zdrojů neumožňují měřit aktuální koncentrace těchto látek v přízemním ovzduší a porovnávat je s imisními limity. Pro lokalitu, kde je odběr vzorků trav prováděn, však poskytují informace o dlouhodobější úrovni znečištění ovzduší prachovými částicemi a toxickými látkami, které jsou v nich obsaženy. Je-li odebírána třtina křovištní, odpovídá množství prachových částic kumulovaných na jejich listech depozici trvající od počátku vegetačního období. Provedený výzkum prokázal, že prachové částice jsou na listech fixovány a nesmývají se dešťovými srážkami. Konkrétní míra takto nepřímo zjištěného znečištění je pak vyhodnocena jako relativní prostřednictvím porovnání výsledků z různě imisně exponovaných lokalit.



Obr. 5. Schéma metody extrakce povrchu odebraných listů rostlin zředěnou kyselinou dusičnou přímo v odběrové láhvi. Převzato z Vachová, et al., 2017. *Environmental Pollution* 229, 94-101.

Jak rostliny reagují na znečištění atmosféry

František Hnilička

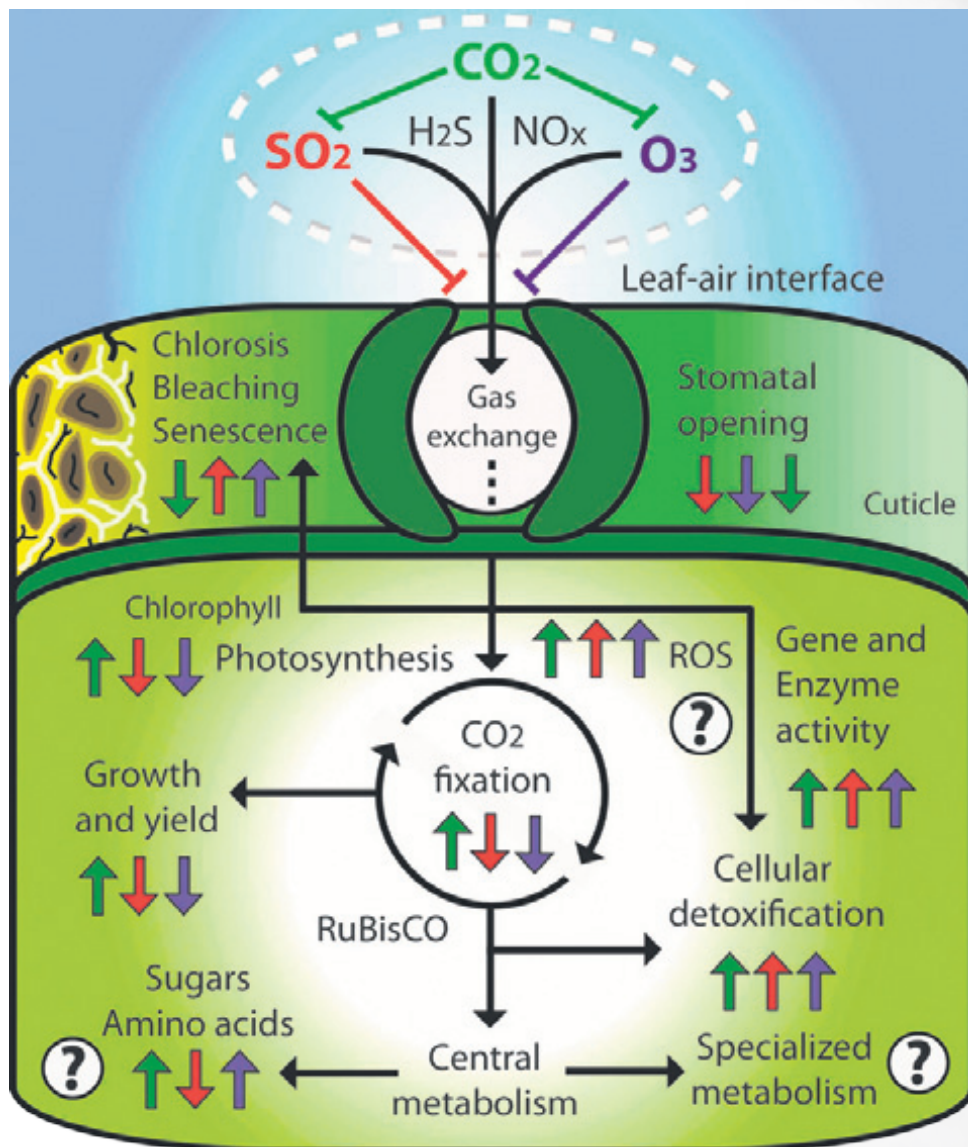
Znečištění ovzduší představuje jeden z významných environmentálních stresorů, které ovlivňuje vitalitu rostlin. Podle Koziola a Whatleye (1984) bylo poprvé imisní poškození rostlin popsáno Evelynem roku 1661, avšak první výzkum na rostlinách uskutečnil roku 1871 Stockhardt. Ten se zaměřil na studium vlivu kouře na porosty smrku a jedle v Německu. Ve 20. století byla pozornost zaměřena především na vliv polutantů na fyziologické a ultrastrukturální změny rostlinné buňky (Heumann 2002; Veliková a kol. 2000).

Znečišťující látky v ovzduší lze dělit na primárně emitované a sekundárně vznikající v důsledku těchto emisí. Mezi první skupinu patří zejména polutanty emitované v plynné fázi – oxidy dusíku (NO_x), oxid siřičitý (SO_2), těkavé organické sloučeniny (VOC) a prachové částice (PM), které mohou na svém povrchu obsahovat další látky jako polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) a toxické kovy. Nejčastěji vznikajícími sekundárními polutanty je přízemní ozon (O_3), silné anorganické kyseliny, jejichž důsledkem je významné snížení pH atmosférických srážek – vznikají kyselé deště a v případě iniciace specifických fotochemických procesů vedoucích k tvorbě oxidačního smogu i toxické peroxyacetylitráty.

Uvedené látky působí na rostliny buď v rámci akutní expozice, která se vyznačuje působením toxických látek v krátkém časovém úseku, nebo vlivem chronického působení. Toto působení se vyznačuje dlouhodobým působením spíše nízkých koncentrací polutantů. Podle Rai et al. (2011) má akutní poškození polutanty jasně patrné

symptomy, které zahrnují nekrotické a chlorotické skvrny na listech, které se nachází na okraji listové čepele nebo jsou v mezi listovou žilnatinou. Oproti patogenním organismům jsou spíše barvy červené, hnědé nebo černé.

Príznaky poškození rostlin se mohou projevit jako latentní poškození, které souvisí se změnou fyzikálních pochodů. Jedná se především o změny na úrovni fotosystémů rostlin, transportu elektronů a výměnu plynů. Např. podle Räsänen et al. (2017) znečišťující látky typu CO , SO_2 , NO_x a O_3 reagují s povrchem listů a do rostlinných pletiv pronikají přes průduchovou štěrbinu a odtud se dostávají do intracelulárních prostor, kde následně mohou narušit otevírání a uzavírání průduchů, transpiraci a výměnu plynů, jak dokládají Rai et al., (2011), tím dochází k narušení uhlíkového metabolismu, jak demonstrovuje obr. 6. Z něho vyplývá, že vystavení různým znečišťujícím látkám může mít za následek řadu efektů, které formují metabolickou reakci rostlin. Hlavní místo interakce mezi rostlinami a znečišťujícími látkami se nachází na rozhraní list-vzduch. Přes průduchy mohou hlavní antropogenní polutanty, jako je CO_2 , SO_2 , O_3 , stejně jako H_2S a NO_x vstupovat a difundovat do intracelulárního prostoru rostliny. Rostliny mohou omezit vstup škodlivin regulujících výměnu plynů uzavřením průduchů, ale tím také dochází ke snížení absorpce CO_2 s negativním vlivem na fixaci uhlíku a fotosyntézu. Nízká absorpce CO_2 a snížení tvorby chlorofylu negativně ovlivňují centrální metabolismus rostlin, což má za následek snížení biosyntézy cukrů a aminokyselin. Což se v konečném důsledku projeví snížením růstu a výnosu a viditelnými symptomy na listech (Papazian et Blande, 2020).

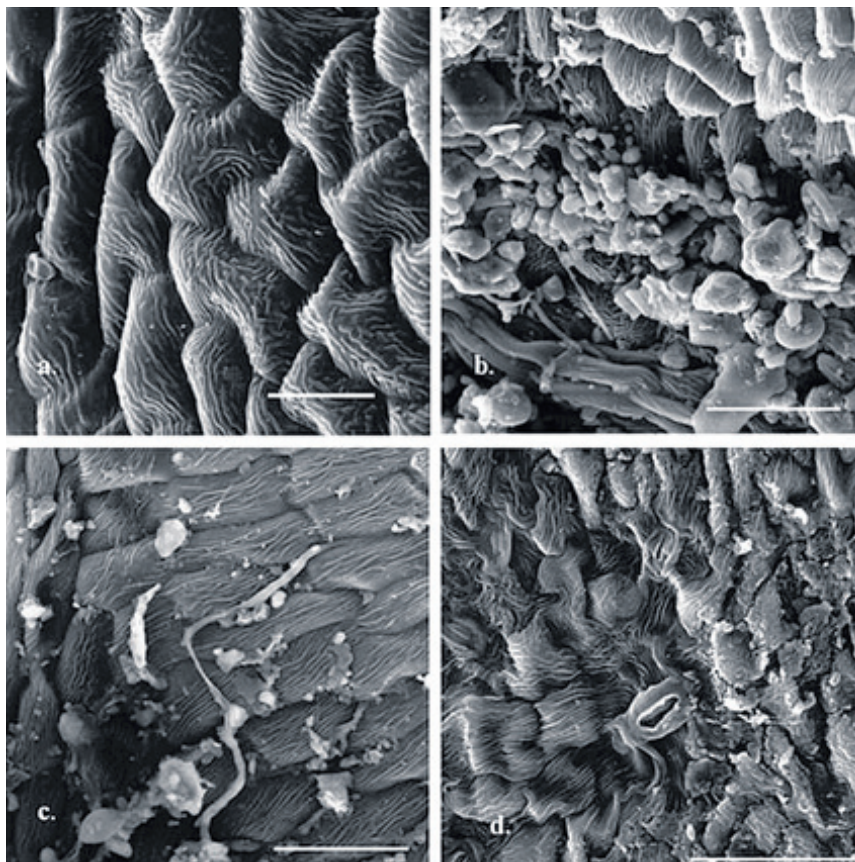


Obr. 6: Buněčné a fyziologické reakce rostlin na kombinaci látek znečišťujících ovzduší (upraveno podle Papazian et Blande, 2020).

Zároveň se tvoří reaktivní formy kyslíku (ROS), které souvisí se vznikajícím oxidativním stresem, ale také s obrannou reakcí rostlin (Ainsworth et al. 2012; Yendrek a kol. 2015). Dále se jedná o akutní poškození, které se vyznačuje destrukcí pletiv, zasycháním okrajů listů, žloutnutím mezi žilnatinou, usycháním, vybělením, opadem až smrtí jedince (Bagard et al. 2008; Couture et al. 2017). V případě chronického působení rostliny na polutanty reagují také žloutnutím pletiv, opadem listů, změnami na úrovni biochemické a fyziologické, chřadnutím a odumřením jedince (Muneer et al. 2014).

V případě polutantů se jedná o vzájemnou kombinaci SO_2 , H_2S , NO_x nebo O_3 , které ovlivňují primární i sekundární metabolismus rostlin. Podle (Khaling a kol. 2015; Papazian a kol. 2016) dochází ke změnám ve složení cukrů, polyaminů, fenylypropanoidů a fytohormonů. Mezi základní projevy obranné reakce rostlin lze zařadit morfologické změny, které souvisí se změnami vegetativních a generativních orgánů, které jsou často doprovázeny změnami na buněčné úrovni. Změny často souvisí s degradací tylakoidů a destrukcí chlorofylů, což se projevuje chlorózami a nekrotizacemi (Da Silva a kol. 2005).

Další bariérou pro vstup toxických látek je kutikula a epikutikulární vosk, jak je patrné z mikrofotografií z rastrovací elektronové mikroskopie – obr. 7.



Obr. 7: Mikrofotografie z rastrovacího elektronového mikroskopu povrchu listu topolu černého (*Populus nigra*). a) horní epidermis kontrolního listu, b) horní epidermis znečištěného listu, c) dolní epidermis kontrolních rostlin, d) dolní epidermis znečištěného listu, měřítko = 50 μm (použito z Gostlin, 2016).

Obrana rostlin vůči znečišťujícím látkám

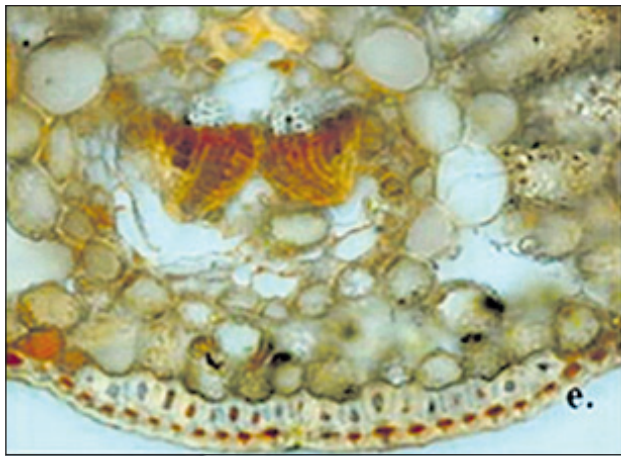
V případě pevných částic hraje významnou roli v obranných mechanismech rostlin především anatomicko-morfologické charakteristiky listové čepele, jak je uvedeno na obr. 8. Podle Zhang et al. (2017) jsou významné rozdíly v příjmu pevných částic a jejich transportu dále do rostliny v rámci listnáčů a jehličnanů. Uvedení autoři konstatují, že povrch listů koreluje s ukládáním PM do listů, kdežto v případě jehlic má významnou pozitivní korelaci kutikula, epikutikulární vosk a hustota průduchů (Sæbø. et al., 2012; Weerakkody et al., 2017; Viecco, et al., 2018; Wang et al., 2015).

Rostliny se brání příjmu SO₂ tím, že uzavírají průduchy, aby tím zabránily jeho transportu do buněčných kompartmentů, což však v konečném důsledku snižuje rychlost fotosyntézy. Na straně druhé může docházet v buňkách k hromadění rozpustných cukrů. Např. u borovice Banksovy (*Pinus banksiana* L.) se po expozici 0,34-0,51 ppm SO₂ zvýšila koncentrace několika aminokyselin a posunula poměr v celkovém množství redukcujících a neredukujících cukrů, což je patrně způsobeno aktivní přeměnou polysacharidů na monosacharidy (Malhotra a Sarkar 1979). Tausz et al. (1996) uvádí, že u smrku ztepilého (*Picea abies* L.) se při nízké koncentraci SO₂ (0,6 ppm) zvýšil obsah sulfátu, cysteinu a celkového glutathionu (s vyššími hladinami sníženého GSH).

Podle Di Carlo et al. (2004) se rostliny brání zvýšené hladině ozonu v atmosféře na základě chemických reakcí s rostlinnými monoterpeny. Jud et al. (2016) dále uvádějí, že polotěkavé organické sloučeniny (např. diterpenoidy), které vylučují trichomy na listech jsou velmi účinným sinkem O₃.

Na rostlinu však nepůsobí pouze jeden stresový faktor, ale vždy se jedná o kombinaci několika stresorů, proto i reakce rostlin na kombinaci stresorů se může lišit od reakce na jednotlivé polutanty (Holopainen a Gershenson 2010).

Z výsledků Souza et al. (2013) vyplývá, že v případě vzájemné kombinace NO_x a O₃ u rostlin fazolu měsíčního dochází k tomu, že samotná expozice O₃ vyvolala mnohem silnější reakci než od NO. Na základě těchto výsledků je možné konstatovat, že expozice NO může zvýšit odolnost rostlin vůči O₃. Vuorinen a kol. (2005) studovali vliv dvojnásobné koncentrace CO₂, O₃ a jejich vzájemnou kombinaci na emise VOC břízy bělokoré. Z jejich výsledků je patrné, že CO₂ snižuje emise VOC. U borovice deskovité bylo zjištěno, že v případě zvýšené koncentrace O₃ dochází k průkaznému zvýšení emise VOC, zatímco CO₂ snížil negativní vliv ozonu (Xu et al., 2012).



Obr. 8: Průřez střední částí jehlice *Abies alba* z kontrolní oblasti; hypodermis je nespojitá pod spodní i horní epidermis; palisádový parenchym je jednovrstevný. (b) Průřez přes střední část jehlice z nečištěné oblasti. Akumulace taninu a polyfenolické sloučeniny jsou indikovány jak v palisádovém, tak houbovém parenchymu. (c) Průřez přes střední část poškozené jehlice. Spodní buňky epidermis a podkožky jsou naplněny taninem; v buňkách houbového parenchymu je možné pozorovat tmavé skvrny – polyfenolické sloučeniny; struktura centrálního válce je změněna; transfuzní pletivo se zhroutilo; a floém je hypertrofován. (měřítko = 100 μm), (Gostlin, 2010).

Znečišťující látky a jejich vliv na rostliny

Prachové částice – PM

Prachové (tuhé) částice jsou obvykle ve spojení s vnějším povrchem rostlin, kdy významnou roli především hrají fyzikální a morfologické vlastnosti listu. Jedná se zejména o jeho tvar, velikost, počet průduchů, kutikula a trichomy. Z výsledků např. Chen et al., (2017) vyplývá, že jehlice akumulují více prachových částic o velikosti 2,5 μm

než listy široké. V případě povrchové kontaminace dochází ke změnám odrazivosti světla a jeho absorpce listy, čímž se omezuje uhlíkový metabolismus. Terzaghi et al. (2013) uvádí, že také průduchy se podílí na akumulaci pevných částic, kdy mohou zadržet nebo absorbovat částice o velikosti 10 μm a menší (PM10, PM2,5).

Oxidy dusíku – NO_x

Příjem oxidů dusíku je ovlivněn vodním filmem na povrchu listů a chemickým složením vosků a kutikuly (Wang et al., 2015; Burkhardt, 2010). Rostliny však rychleji absorbují plynný NO₂ než NO, neboť NO₂ rychle reaguje s vodou a NO je ve vodě prakticky nerozpustný. Law et Mansfield (1982) uvádějí, že právě NO₂ je toxičtější než NO.

Fytotoxicita NO₂ se projevuje velkými, nepravidelnými hnědými nebo černými skvrnami na listech. Avšak v porovnání s dalšími polutanty je relativně vzácná. Tato skutečnost je dána tím, že se jedná o rostlinné živiny, které uvnitř listových buněk tvoří nejenom NO₃⁻, ale i NO₂⁻ nebo „dusičnanový“, ale i dusitanový anion“. využitelné v dusíkatém metabolismu rostlin.

Přízemní ozon – O₃

Jako toxické koncentrace pro 10% snížení výnosu je pro citlivé rostliny 80 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro vysoce odolné rostliny 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ozonu. Rostlina přijímá O₃ přes průduchy a odtud je transportován apoplastem. V rámci apoplastu a plazmatické membrány reaguje s vodou a vytváří další reaktivní formy kyslíku. Tyto formy kyslíku, včetně vlastního ozonu mohou narušit integritu buněčné membrány a poškodit SH skupiny aminokyselin. Příznaky poškození ozonem jsou bílé, žluté nebo hnědé skvrny na listech. Vedle těchto vizuálních příznaků dochází podle Elliott-Kingston et al. (2014) ke snížení obsahu chlorofylů v listech a jejich následnou degradaci, poškození fotosystémů, které souvisí s rychlou peroxidací lipidů v membránách chloroplastů. V rámci uhlíko-

vého metabolismu (fotosyntézy) dochází k degradaci RUBISCO, čímž se následně snižuje fixace CO₂ a snižuje se tvorba biomasy, omezuje se transport produktů metabolismu do kořenů (Grantz et al. 2006). Dochází také k uzavírání průduchů. V případě akutní expozice ozonu dochází u fazolů obecného k tvorbě metanolu, produktům lipoxygenázové dráhy, VOC a methylsalicylátu (Li et al. 2017).

Vedle těchto negativních dopadů na rostliny se ozon a další reaktivní formy kyslíku (ROS) podílí na obraně rostlin vůči patogenům, v rámci hypersenzitivní reakce, což lze považovat za programovanou buněčnou smrt (Overmyer et al. 2005) a ovlivňuje genovou transkripci.

Těkavé organické látky – VOC

Rostliny tyto látky přijímají přes průduchy, viz. obr.3, a jsou často součástí jejich metabolismu. Jejich koncentrace v rostlinném těle se obvykle zvyšuje v rámci stresové reakce na abiotické stresory, jako je například sucho, vysoká teplota (Blande et al. 2014) a biotické stresory (Pareja a Pinto-Zevallos, 2016). Reakce rostliny na některé těkavé organické látky je shodná

s reakcí na xenobiotika, což znamená jejich detoxikaci v rámci metabolismu xenobiotik. Tento metabolismus zahrnuje enzymatický rozklad pomocí oxidoreduktáz, popř. hydroláz. Poté následuje biokonjugace s cukry, aminokyselinami, organickými kyselinami nebo peptidy a poté jsou odstraněny z cytoplazmy do vakuoly (Edwards et al., 2011).

Znečišťující látky a léčivé rostliny

Jan Kubeš

Příroda, volná i udržovaná v rámci lidské činnosti, nám slouží odnepaměti nejen jako zdroj potravy a jiných surovin, ale také jako místo odpočinku a zotavení po fyzické i duševní stránce (Vujčić et al. 2015). Z hlediska zdraví je dodnes využívána celá řada rostlin, samostatně či v kombinacích, pro přímou léčbu různých onemocnění nebo jako její doplněk. Kromě pěstování léčivých rostlin je k jejich získávání v České republice povolen (Nařízení Rady (ES) č. 834/2007) sběr pro vlastní potřebu či výkup. Podobně jako v případě hub či volně rostoucího ovoce by však neměly být sklizeny v blízkosti pozemních komunikací, průmyslových komplexů či jiných zdrojů znečištění. Tyto zdroje nemusí být v bezprostřední blízkosti, přesto však mohou produkovat nežádoucí kontaminanty na poměrně velké vzdálenosti (Chwil et al. 2015). Vzhledem k tomu, že by se většinou tyto sbírané rostliny neměly před usušením omývat, aby nevznikly podmínky pro růst nežádoucích hub a plísní (Leros, 2023), nelze tak odstranit všechny nečistoty pocházející z ovzduší, které na povrchu před sběrem ulpěly. Některé léčivé rostliny, jako například třezalka tečkovaná (Bruni et Sacchetti 2009) se mohou stát i akumulátory těžkých kovů, a ve svých pletivech je tak koncentrovat Fahimirad et Hatami(2017).

Proto, aby byla zachována kvalita i bezpečnost, existují limity pro nejmenší povolený obsah skupin sekundárních metabolitů, které by měly rostliny obsahovat, a které jsou odpovědné za předpokládaný účinek. Zároveň je i předepsáno, jaký může být maximální obsah prvků typu kadmia, olova nebo rtuti, které jsou brány jako toxické a pro člověka nebezpečné. U některých rostlinných látek, tedy u čerstvých nebo usušených celých rostlin či jejich částí (Zákon č. 378/2007 Sb.), je po-

volená míra kontaminace uvedena konkrétně, u jiných se řídí obecným předpisem pro léčivé rostliny (Lékopis, 2017). U rostlin sbíraných pro vlastní potřebu, v případě že nejsou provedeny příslušné analýzy, je tak potřeba brát v potaz jednak jejich účinnost, ale právě také možné riziko zatížení nežádoucími látkami z prostředí, které se pak mohou cestou doma připravených nálevů či jiných extraktů dostat do lidského organismu (Abou-Arab et Abou Donia, 2000).

Kromě volně rostoucích rostlin jsou znečištěním ovzduší samozřejmě ohroženy i rostliny pěstované v rámci balkónů, truhlíků na parapetech či v komunitních zahradách. Toxický vliv některých prvků a jiných látek se tak projevuje u rostlin, a to přímo na listech a dalších nadzemních orgánech nebo sekundárně přes půdu (Liu et Ding; 2008; Falusi et al. 2016). **Listy** rostlin pěstovaných v blízkosti zdrojů kontaminace měly snížený obsah pigmentů, jak chlorofylu (Falusi et al. 2016) **tak i karotenoidů (Sirohi et al. 2018), a také obsahovaly méně kyseliny askorbové – vitamínu C.** Tento vitamín má výraznou antioxidační aktivitu, podílí se na vychytávání volných radikálů a účastní se u dalších procesů živočichů i rostlin (Njus et al. 2020). Jeho pokles v znečištěném prostředí však právě může být vysvětlen zvýšenou spotřebou v rámci obranných reakcí (Ghosh et al. 2021).

Jedním z úkolů obranných mechanismů je reagovat na vyvolaný stres původu neživého (fyzikálního, chemického) i biotického (škůdci, mikroorganismy či produkty jiných rostlin). V případě těžkých kovů může dojít k jejich přesunu z povrchu dovnitř listů v závislosti na formě kovu, rostlinném druhu, povrchu a stáří listů a dalších faktorech (Shahid et al. 2017). V rostlinných pletivech pak podporují tvorbu volných radikálů narušu-

jících buněčné struktury, a tyto reaktivní formy kyslíku a dalších prvků, je třeba vrátit na normálně se vyskytující množství. Z toho důvodu rostliny produkují různé enzymy a další látky, díky kterým pak pro ně právě my nacházíme využití.

V současné době existuje velmi mnoho studií, které se zabývají většinou vlivem pouze jednoho kontaminantu na určitou složku sekundárního metabolismu, nicméně v otevřeném prostředí je třeba brát v úvahu i další vnější i vnitřní faktory (Khare et al. 2020). Přesto lze pozorovat, že obsah látek typu fenolů, flavonoidů či silic byl v případě působícího stresu těžkými kovy u řady druhů zvýšen (Fahimirad et Hatami2017; Khare et al. 2020). V některých případech může být ve větším množství produkována pouze určitá složka, jako u bazalky, kde aplikace zachycených zplodin z diesellového motoru vyvolala nárůst obsahu linaloolu, ne však eugenolu (Hubai

et al. 2021). V případě této rostliny pěstované na půdě kontaminované kadmíem a olovem se obsah různých složek silice také změnil, obsah kovů však průkazně vzrostl i v celé rostlině, a to zejména v listech (Fattahi et al. 2019).

Změna ve složení silice, jako i v obsahu dalších látek pak může ovlivnit i výslednou vůni a chuť pěstovaných či sbíraných rostlin. Rostliny produkované v městských a příměstských oblastech tak díky zvýšené přítomnosti rizikových látek (Tusher et al. 2021) **mohou mít změněné vlastnosti** (Stevović et al 2011), kvůli kterým si je ceníme, zároveň však je třeba vzít v úvahu jejich schopnost akumulace potencionálně nebezpečných látek z prostředí. V tom případě, kdy jsou nevhodné ke sběru, nám však stále přinášejí užitek tím, že jsou schopny zadržet tyto kontaminanty, a tím zlepšovat prostředí kolem nás.

Přehled použité literatury

- Abou-Arab, A. A. K., & Abou Donia, M. A. (2000). Heavy metals in Egyptian spices and medicinal plants and the effect of processing on their levels. *Journal of agricultural and food chemistry*, 48(6), 2300-2304.
- Ainsworth, E. A., Yendrek, C. R., Sitch, S., Collins, W. J., Emberson, L. D. (2012). The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. *Annual Review of Plant Biology*, 63(1), 637-661.
- Bagard, M., Le Thiec, D., Delacote, E., Hasenfratz-Sauder, M. P., Banvoy, J., Gérard, J., Dizengremel, P., Jolivet, Y. (2008). Ozone-induced changes in photosynthesis and photorespiration of hybrid poplar in relation to the developmental stage of the leaves. *Physiologia Plantarum*, 134(4), 559-574.
- Blande, J. D., Holopainen, J. K., Niinemets, Ü. (2014). Plant volatiles in polluted atmospheres: stress responses and signal degradation. *Plant, Cell & Environment*, 37(8), 1892-1904.
- Bruni, R., & Sacchetti, G. (2009). Factors affecting polyphenol biosynthesis in wild and field grown St. John's Wort (*Hypericum perforatum* L. Hypericaceae/Guttiferae). *Molecules*, 14(2), 682-725.
- Burkhardt, J. (2010). Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? *Ecological Monographs*, 80, 369-399
- Couture, J. J., Meehan, T. D., Rubert-Nason, K. F., Lindroth, R. L. (2017) Effects of elevated atmospheric carbon dioxide and tropospheric ozone on phytochemical composition of trembling aspen (*Populus tremuloides*) and paper birch (*Betula papyrifera*). *Journal of Chemical Ecology*, 43, 26-38.
- ČHMÚ, Úsek kvality ovzduší: Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika, tabulární ročenky 2000 – 2022 https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/tab_roc_CZ.html
- Da Silva, C. L., Oliva, M., Azevedo, A. A., Araújo, J. M., Aguiar, R. M. (2005) Micromorphological and anatomical alterations caused by simulated acid rain in Restinga plants: *Eugenia uniflora* and *Clusia hilariana*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 168:129-143
- Di Carlo, P., Brune, W. H., Martinez, M., Harder, H., Leshner, R., Ren, X. (2004). Missing OH reactivity in a forest: evidence for unknown reactive biogenic VOCs. *Science* 304, 722-725.
- Duong, T.T.T., Lee, B.K., 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management* 92, 554-562. doi:10.1016/j.jenvman.2010.09.010
- Edwards, R., Dixon, D. P., Cummins, I., Brazier-Hicks, M., Skipsey, M. (2011). "New perspectives on the metabolism and detoxification of synthetic compounds in plants," in *Organic Xenobiotics and Plants*, eds P. Schrode and C. D. Collins (New York, NY: Springer), 125-148
- Elliott-Kingston, C., Haworthb, M., McElwain, J. C. (2014). Damage structures in leaf epidermis and cuticle as an indicator of elevated atmospheric sulphur dioxide in early Mesozoic floras. *Review of Palaeobotany and Palynologyjournal*, 208, 25-42
- Fahimirad, S., & Hatami, M. (2017). Heavy metal-mediated changes in growth and phytochemicals of edible and medicinal plants. In *Medicinal plants and environmental challenges* (pp. 189-214). Springer, Cham.

- Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M.T., Chaudhry, M.M., Naila-Siddique, 2009. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchemical Journal* 92, 186–192. doi:10.1016/j.microc.2009.03.009
- Falusi, B. A., Odedokun, O. A., Abubakar, A., & Agoh, A. (2016). Effects of dumpsites air pollution on the ascorbic acid and chlorophyll contents of medicinal plants. *Cogent Environmental Science*, 2(1), 1170585.
- Fattahi, B., Arzani, K., Souri, M. K., & Barzegar, M. (2019). Effects of cadmium and lead on seed germination, morphological traits, and essential oil composition of sweet basil (*Ocimum basilicum* L.). *Industrial Crops and Products*, 138, 111584.
- Feretti D., R. Pedrazzani, E. Ceretti, M. Dal Grande, I. Zerbini, G.C.V. Viola, U. Gelatti, F. Donato, C. Zani, “Risk is in the air”: polycyclic aromatic hydrocarbons, metals and mutagenicity of atmospheric particulate matter in a town of northern Italy (Respira study) *Mutat. Res. Toxicol. Environ. Mutagen.*, 842 (2019), pp. 35-49, 10.1016/j.mrgentox.2018.11.002
- Ghosh, P., Chatterjee, S., Choudhury, S., Sarkar, T., Sarkar, A., & Poddar, S. (2021). Some roadside medicinal weeds as bio-indicator of air pollution in Kolkata. *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, 9(2), 1-6.
- Gostin, I. (2010). Structural changes in silver fir needles in response to air pollution. *Analele Universitatii din Oradea, Fascicula Biologie*. 17(2), 300–305
- Gostin., I. (2016). Air pollution stress and plant response. In *Plant responses to air pollution*, Springer, Singapore, pp. 99-117.
- Grantz, D., Gunn, S., Vu, H. (2006) O₃ impacts on plant development: A meta-analysis of root/shoot allocation and growth. *Plant, Cell & Environment*, 29, 1193-1209.
- Heumann, H. G. (2002) Ultrastructural localization of zinc in zinc-tolerant *Armeria maritima* ssp. *halleri* by autometallography. *Journal of Plant Physiology*, 159, 191–203
- Holopainen, J. K., Gershenzon, J. (2010) Multiple stress factors and the emission of plant VOCs. *Trends in Plant Science*, 15, 176-184.
- Holoubek I. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí. Český ekologický ústav, Praha 1996, ISBN: 80-85087-44-8
- Hubai, K., Székely, O., Teke, G., & Kováts, N. (2021). Is essential oil production influenced by air pollution in *Ocimum basilicum* L.?. *Biochemical Systematics and Ecology*, 96, 104248.
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., Zhang, Z. (2017). Variation in tree species ability to capture and retain airborne fine particulate matter (PM_{2.5}). *Scientific Reports*. 7, 3206.
- Christoforidis, A., Stamatis, N., 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala’s region, Greece. *Geoderma* 151, 257–263. doi:10.1016/j.geoderma.2009.04.016
- Chwil, S., Kozłowska-Strawska, J., Tkaczyk, P., Chwil, P., & Matraszek, R. (2015). Assessment of air pollutants in an urban agglomeration in Poland made by the biomonitoring of trees. *Journal of Elementology*, 20(4).
- Kermenidou, M., Balcells, LI, Martinez-Boubeta, C., Chatziavramidis, A., Konstantinidis, I., Samaras, T., Sarigiannis, D., Simeonidis, K., 2021. Magnetic nanoparticles: an indicator of health risks related to anthropogenic airborne particulate matter. *Environ.*

- Pollut. 271, 116309. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116309>.
- Khaling, E., Papazian, S., Poelman, E. H., Holopainen, J. K., Albrechtsen, B. R., Blande, J. D. (2015). Ozone affects growth and development of *Pieris brassicae* on the wild host plant *Brassica nigra*. *Environmental Pollution*, 199, 119-129
- Khare, S., Singh, N. B., Singh, A., Hussain, I., Niharika, K., Yadav, V., ... & Amist, N. (2020). Plant secondary metabolites synthesis and their regulations under biotic and abiotic constraints. *Journal of Plant Biology*, 63(3), 203-216.
- Kozioł, M. J., Whatley, F. R. (1984). *Gaseous air pollutants and plant metabolism*. Butterworths, London
- Law, R. M., Mansfield, T. A. (1982). "Oxides of nitrogen and the greenhouse atmosphere," in *Effects of Caseous Air Pollution in Agriculture and Horticulture*, eds M. H. Unsworth and D. P. Ormrod, (London: Butterworth Scientific), 93–112.
- Lékopis, Č. (2017). Grada Publishing: Praha, 2017.
- Leros (2023) https://www.leros.cz/vykup-bylin?gclid=EAIaIQobChMIw8KZwaSy-gIV6oODBx3udgwfEAAAYASABEgJ1pPD_BwE
- Li, S., Harley P. C., Niinemets Ü. (2017) Ozone-induced foliar damage and release of stress volatiles is highly dependent on stomatal openness and priming by low-level ozone exposure in *Phaseolus vulgaris*. *Plant, Cell and Environment*, 40, 1984-2003.
- Liu, L., Kong, S., Zhang, Y. et al. Morphology, composition, and mixing state of primary particles from combustion sources — crop residue, wood, and solid waste. *Sci Rep* 7, 5047 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05357-2>
- Liu, Y. J., & Ding, H. U. I. (2008). Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implication for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and development*, 4(1), 24-32.
- Malhotra S., Sarkar S. (1979) Effects of sulfur dioxide on sugar and free amino-acid content of pine seedlings. *Physiologia Plantarum*, 47, 223-228.
- Manoli E., Voutsas D., Samara C. Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. *Atmos. Environ.*, 36 (2002), pp. 949-961, 10.1016/S1352-2310(01)00486-1
- Miszalski Z., Mydlarz J. (1990) SO₂ influence on photosynthesis of tomato plants (*Lycopersicon esculentum* L.) at different CO₂ concentrations. *Photosynthetica*, 24, 2-8.
- Mori, J., Hanslin, H.M., Burchi, G., Sæbø, A., 2015a. Particulate matter and element accumulation on coniferous trees at different distances from a highway. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 170–177. doi:10.1016/j.ufug.2014.09.005
- Muneer, S., Kim, T. H., Choi, B. C., Lee, B. S., Lee, J. H. (2014) Effect of CO, NO_x and SO₂ on ROS production, photosynthesis and ascorbate-glutathione pathway to induce *Fragaria x annasa* as a hyperaccumulator. *Redox Biology*, 2, 91-98.
- Nařízení Rady (ES) č. 834/2007 ze dne 28. června 2007 O ekologické produkci a označování ekologických produktů a o zrušení nařízení (EHS) č. 2092/91
- Njus, D., Kelley, P. M., Tu, Y. J., & Schlegel, H. B. (2020). Ascorbic acid: The chemistry underlying its antioxidant properties. *Free Radical Biology and Medicine*, 159, 37-43.
- Overmyer, K., Brosche, M., Pellinen, R., Kuittinen, T., Tuominen, H., Ahlfors, R., Keinanen, M., Saarma, M., Scheel, D., Kangasjärvi, J. (2005) Ozone-induced

- programmed cell death in the Arabidopsis radical-induced cell death1 mutant. *Plant Physiology*, 137, 1092-1104.
- Papazian, S., Blande, J. D. (2020), Dynamics of plant responses to combinations of air pollutants, *Review, Plant Biology (Stuttg)*, 1, 68-83
- Papazian, S., Khaling, E., Bonnet, C., Lassueur, S., Reymond, P., Moritz, T., Blande, J. D., Albrechtsen B. R. (2016). Central metabolic responses to ozone and herbivory affect photosynthesis and stomatal closure. *Plant Physiology*, 172, 2057-2078.
- Pareja, M., Pinto-Zevallos, D. M. (2016). Impacts of induction of plant volatiles by individual and multiple stresses across trophic levels. In: Blande J.D., Glinwood R. (Eds), *Deciphering Chemical Language of Plant Communication*. Springer International Publishing, pp. 61-94.
- Rai, R., Rajput, M., Agrawal, M., Agrawal, S. B. (2011) Gaseous air pollutants: A review on current and future trends of emissions and impact on agriculture. *Journal of Scientific Research*, 55, 77-102.
- Räsänen, J. V., Leskinen, J. T. T., Holopainen, T., Joutsensaari, J., Pasanen, P., Kivimäenpää, M. (2017) Titanium dioxide (TiO₂) fine particle capture and BVOC emissions of *Betula pendula* and *Betula pubescens* at different wind speeds. *Atmospheric Environment*, 152, 345-353.
- Rennenberg, H. (1984). The fate of excess sulfur in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology*. 35, 121-153.
- Rodriguez, M.G., Heredia Rivera, B., Rodriguez Heredia, M. et al. A study of dust airborne particles collected by vehicular traffic from the atmosphere of southern megalopolis Mexico City. *Environ Syst Res* 8, 16 (2019). <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0143-3>
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gawronsk, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of The Total Environment*. 427-428, 347-354
- Samara C., Voutsas D. Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. *Chemosphere*, 59 (2005), pp. 1197-1206, 10.1016/j.chemosphere.2004.11.061
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., & Niazi, N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of hazardous materials*, 325, 36-58.
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábrián, I., Tóthmérész, B., 2011. Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution* 159, 1229-1233. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.034
- Sirohi, S., Chauhan, S., Singhal, S., & Srivastava, A. (2018). Effect of air pollution on the carotenoids and ascorbic acid content in different medicinal and non-medicinal plants. *J Energy Environ Carbon Credit*, 8(2), 7-11.
- Souza, S. R., Blande, J. D., Holopainen, J. K. (2013). Pre-exposure to nitric oxide modulates the effect of ozone on oxidative defenses and volatile emissions in lima bean. *Environmental Pollution*, 179, 111-119.
- Stevović, S., Čalić-Dragosavac, D., Mikovilović, V. S., Zdravković-Korać, S., Milojević, J., & Cingel, A. (2011). Correlation between environment and essential oil production in medical plants. *Advances in Environmental Biology*, 5(2), 465-68.
- Tausz, M., De Kok, L. J., Stulen, I., Grill, D. (1996) Physiological responses of Norway spruce trees to

- elevated CO₂ and SO₂. *Journal of Plant Physiology*, 148, 362–367.
- Terzaghi, E., Wild, E., Zacchello, G., Cerabolini, E. L., Jones, K. V., Di Guardo, A. (2013). Forest filter effect: role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHS. *Atmospheric Environment*. 74, 378–384.
- Tomašević, M., Vukmirović, Z., Rajšić, S., Tasić, M., Stevanović, B., 2005. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere* 61, 753–760. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.077
- Tusher, T. R., Sarker, M. E., Nasrin, S., Kormoker, T., Proshad, R., Islam, M. S., ... & Tareq, A. R. M. (2021). Contamination of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rooftop vegetables and human health risks in Bangladesh. *Toxin reviews*, 40(4), 736–751.
- Vachová, P., Vach, M. Najnarová, E., 2017. Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads. *Environmental Pollution* 229, 94–101. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.069
- Velikova, V., Yordanov I., Edrevamm A. (2000) Oxidative stress and some antioxidant systems in acid rain-treated bean plants. *Plant Science*, 151, 59–66
- Viecco, M. et, Sergio, V., Jorquera, H., Bustamante, W., Gironás, J., Dobbs, C., Leiva, E. (2018). Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semiarid climates. *Sustainability* 10, 2431
- Vuorinen, T., Nerg, A., Vapaavuori, E., Holopainen, J. (2005) Emission of volatile organic compounds from two silver birch (*Betula pendula* Roth) clones grown under ambient and elevated CO₂ and different O₃ concentrations. *Atmospheric Environment*, 39, 1185–1197.
- Wang, L., Gong, H., Liao, W. Wang, Z. (2015). Accumulation of particles on the surface of leaves during leaf expansion. *Science of The Total Environment*. 532, 420–434
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P. Reiling, K. (2017). Particulate matter pollution capture by leaves of seventeen living wall species with special reference to railtraffic at a metropolitan station. *Urban For. Urban Green*. 27, 173–186
- Wei, B., Jiang, F., Li, X., Mu, S., 2010. Contamination levels assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment. *Environmental Earth Sciences* 61, 1187–1196. doi:10.1007/s12665-009-0441-6
- Xu, S., Chen, W., Huang, Y., He, X. (2012) Responses of growth, photosynthesis and VOC emissions of *Pinus tabulaeformis* Carr. Exposure to elevated CO₂ and/or elevated O₃ in an urban area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88, 443–448
- Yendrek, C. R., Koester, R. P., Ainsworth, E. A. (2015) A comparative analysis of transcriptomic, biochemical, and physiological responses to elevated ozone identifies species-specific mechanisms of resilience in legume crops. *Journal of Experimental Botany*, 66, 7101–7112.
- Zákon č. 378/2007 Sb., O léčivech a o změnách některých souvisejících zákonů (Zákon o léčivech)
- Zhang, W., Wang, B. Niu, X. (2017). Relationship between leaf surface characteristics and particle capturing capacities of different tree species in Beijing. *Forests*, 8, 92
- Zhou S-Z, Yuan Q, Li W-J, Lu Y-L, Zhang Y-M, Wang W-X (2014) Trace metals in atmospheric fine particles in one industrial urban city: spatial variations, sources, and health implications. *J Environ Sci* 26:205–213. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60399-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60399-X)



© ČZU, 2023

© Pavla Vachová, Marek Vach, František Hnilička, Jan Kubeš

© Typografie a tisková příprava: Eva Maříková

