

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA GEOENVIRONMENTÁLNÍCH VĚD



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Problematika emisí biogenních těkavých
organických látek do ovzduší**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: prof. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.

Bakalant: Polina Khoriakova

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Polina Khorjakova

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

Problematika emisí biogenních těkavých organických látek do ovzduší

Název anglicky

The biogenic volatile organic compounds emitted to the atmosphere

Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je pochopení úlohy biogenních těkavých organických látek v chemii atmosféry, poukazování na možnost znečištění ovzduší samotnou přírodou a zjištění stavu této problematiky na území České republiky.

Metodika

Práce bude logicky rozdělena do dvou částí, z nichž první bude tvořena rešeršním zpracováním daného tématu. Zde budou podrobně popsány fyzikální a chemické vlastnosti zájmových látek, jako je isopren, monoterpen a další vylučované z vegetace sloučeniny, a také konkrétní zdroje biogenních emisí, techniky jejich měření a modelování, a účinky těchto látek na životní prostředí a lidské zdraví. V druhé části práce bude rozebrán současný stav řešené problematiky v České republice s využitím volně dostupných informací zejména na webových stránkách programu spolupráce pro monitorování a hodnocení dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě EMEP (www.emep.int) a Českého hydrometeorologického ústavu (www.chmi.cz), kdež jsou dlouhodobě zveřejněny údaje ze stanic Košetice a Praha-Libuš.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

biogenní látky; těkavé látky; organické látky; atmosféra; emise

Doporučené zdroje informací

Bloemen, HJ, Th a Burn, J.: Chemistry and Analyses of Volatile Organic Compounds in the Environment, Springer-Science, 1993, 290 s.

databáze Web of Science

Manahan, S. E.: Fundamentals of Environmental Chemistry, CRC Press, 2009, 1233 s.



Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra geoenvironmentálních věd

Elektronicky schváleno dne 16. 10. 2023

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 30. 10. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 20. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Problematika emisí biogenních těkavých organických látek do ovzduší vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 27.3.2024

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu dané práce prof. RNDr. Vladislavovi Chrastnému, Ph.D především za vždy vstříčný a motivující přístup, věcné rady a cenné připomínky. Dále patří poděkování mé rodině a příteli Bc. Alisherovi Gerdtovi za projevenou trpělivost a velkou podporu během studia.

Abstrakt

Biogenní těkavé organické látky jsou látkami emitovanými vegetací v důsledku působení biotického a abiotického stresu, jejichž uvolňování také závisí na cirkadiánních rytmech. Tyto sloučeniny mohou být použity rostlinami k signalizaci, regulaci teploty a odpuzování hmyzu a býložravců.

Díky své těkavosti snadno pronikají do atmosféry, kde se poměrně rychle podílejí na oxidačních procesech, řada z nichž vede ke tvorbě ozonu. Důležitou roli kromě toho hrají i při tvorbě sekundárních organických aerosolů a možném následném výskytu suspendovaných částic. Tím, že ovlivňují chemické složení atmosféry, přispívají ke zvýšení skleníkového efektu, globálnímu oteplování a znečišťují atmosféru, čímž nepřímo poškozují rostliny a lidské zdraví.

Daná práce je zaměřena na prozkoumání jejich složitého úkolu v chemii atmosféry a možnosti znečištění přírodou bez cizího zásahu. V důsledku analýzy stavu zkoumané problematiky na území České republiky byl zjištěn nesoulad existujících znalostí o pravděpodobném vlivu těchto látek na tvorbu suspendovaných částic $PM_{2,5}$ a PM_{10} . Vzhledem k velmi rozdílným korelačním koeficientům vypočteným na dvou lokalitách nebyla zjištěna ani souvislost těchto látek se srážkami. Jejich výsledné pozitivní korelace s teplotou, slunečním zářením a přízemním ozonem však potvrzují existující znalosti.

Zjištěné trendy změn měsíčních imisí byly v teplejších měsících skutečně vyšší, než v zimě. Odhalený rostoucí trend ročních imisí dále hovoří o zhoršení problematiky a nutnosti jejího pečlivého vyšetření.

Klíčová slova

Biogenní látky, těkavé látky, organické látky, atmosféra, emise.

Abstract

Biogenic volatile organic compounds are substances emitted by vegetation as a result of biotic and abiotic stress, the release of which also depends on circadian rhythms. These compounds can be used by plants to signal, regulate temperature and repel insects and herbivores.

Due to their volatility, they readily enter the atmosphere, where they are relatively rapidly involved in oxidation processes, many of which lead to the formation of ozone. In addition, they play an important role in the formation of secondary organic aerosols and the possible subsequent occurrence of suspended particles. By influencing the chemical composition of the atmosphere, they contribute to the greenhouse effect, global warming and pollute the atmosphere, thereby indirectly damaging plants and human health.

The present work is aimed at exploring their complex role in atmospheric chemistry and the possibility of pollution by nature without foreign intervention. As a result of the analysis of the status of the investigated issue in the Czech Republic, a discrepancy in the existing knowledge about the probable influence of these substances on the formation of suspended particulate matter $PM_{2,5}$ and PM_{10} was found. Due to the very different correlation coefficients calculated at the two sites, the association of these pollutants with precipitation was not established either. However, their resulting positive correlations with temperature, solar radiation and ground-level ozone confirm existing knowledge.

Indeed, the observed trends in changes in monthly immissions were higher in the warmer months than in winter. The revealed increasing trend in annual immissions further speaks to the worsening of the issue and the need for careful investigation.

Keywords

Biogenic compounds, volatile compounds, organic compounds, atmosphere, emissions.

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle	2
3. Metodika.....	3
4. Charakteristika a faktory řídicí uvolňování látek	4
4.1 Fyzikální a chemické vlastnosti	5
4.2 Nejvýznamnější zdroje emisí	6
4.3 Vliv faktorů prostředí a cirkadiánního rytmu.....	7
4.4 Předpokládaná dynamika emisních změn.....	10
4.5 Techniky měření emisí.....	13
4.6 Modelování emisí	14
5. Ekofyziologický význam.....	16
5.1 Obranná funkce	16
5.2 Metabolická regulace.....	18
6. Úloha v atmosférické chemii.....	19
6.1 Oxidační procesy.....	19
6.2 Tvorba sekundárních organických aerosolů.....	23
7. Vliv na životní prostředí.....	27
7.1 Regulace klimatu.....	27
7.2 Poškozování vegetace	30
7.3 Dopady na lidské zdraví	32
8. Současný stav řešené problematiky	37
8.1 Průběh změn imisních hodnot v čase	38
8.2 Analýza vztahů mezi isoprenem a dalšími sledovanými látkami a faktory prostředí.....	40
9. Výsledky a přínosy.....	42
10. Diskuse	43
11. Závěr	46
12. Přehled literatury a použitých zdrojů	47
13. Přílohy	62

Přehled použitých zkratk

BEIS — biogenní emisní inventarizační systém

BEM — model sítě biogenních emisí

BSOA — biogenní sekundární organické aerosoly

BVOC — biogenní těkavé organické látky

CAM_x — komplexní model kvality ovzduší

CCN — cloudová kondenzační jádra

Cl — chlor

CO — oxid uhelnatý

CO₂ — oxid uhličitý

DMAPP — dimetyllallylpyrofosfát

ELVOC — málo těkavé organické látky

FACE — zařízení pro obohacování CO₂ ve volném vzduchu

GLV — zelené listové těkavé látky

HOM — vysoce oxidované multifunkční meziprodukty

HPL — hydroperoxid lyáza

hν — energie fotonu

IDP — isopentenyldifosfát

MEGAN — model emisí aerosolů a plynů uvolňovaných z přírody

MeJA — methyljasmonát

MEP — methylethritol-4-fosfát

MeSA — methylsalicylát

MM5 — meteorologický model

MVA — mevalonát

NH⁴⁺ — amonium

NK — přirozená zabijácká buňka

NO — oxid dusnatý

NO₂ — oxid dusičitý

NO₃ — dusičnan

NO_x — oxidy dusíku

O(¹D) — atomární kyslík

O₂ — kyslík

O₃ — ozon

OA — organické aerosoly

OH — hydroxylový radikál

PAR — fotosynteticky aktivní záření

PEP — fosfoenolpyruvátová kyselina

PM — suspendované částice

PM_{0,1} — ultrajemné suspendované částice o velikosti méně než 0,1 μm

PM_{2,5} — jemné suspendované částice o velikosti méně než 2,5 μm

PM₁₀ — suspendované částice o velikosti méně než 10 μm

RO — oxy radikálová forma

RO₂ — peroxy radikálová forma

SARS-CoV-2 / COVID-19 — koronavir

SOA — sekundární organické aerosoly

USD — americký dolar

VOC — těkavé organické látky

WHO AQG — Světová zdravotnická organizace

1. Úvod

V současné době se lidstvo potýká s řadou výzev spojených s chemickými procesy, protékajícími v atmosféře, mezi které patří tvorba fotochemického smogu, znečištění ovzduší a globální oteplování. Klimatická rizika rovněž jsou rostoucí hnací silou nedobrovolné migrace a vysídlení a jsou faktorem přispívajícím k násilným konfliktům. Zvyšují se také i související s klimatem nemoci, předčasná úmrtí, podvýživa ve všech jejích formách a hrozby pro duševní zdraví a pohodu. Reflexí této problematiky v životním prostředí je rovněž extrémní počasí, změny biodiverzity a ztráta přírodních habitatů (Pörtner a kol., 2022). Na základě tak významných důsledků se považuje výzkum daného tématu za nesmírně důležitý.

Všechny tyto závažné následky mohou být avšak způsobeny samotnou přírodou. Vzhledem k možnému vlivu na tyto problémy, existují předpoklady o podílení se na tom biogenních těkavých organických látek, vylučovaných z vegetací. Po uvolnění do atmosféry dané sloučeniny mohou hrát klíčovou roli v oxidačních procesech (Atkinson, 2008) a tvorbě sekundárních organických aerosolů (Kulmala, 2003). Studium těchto látek je proto nezbytné pro porozumění chemie ovzduší a přetrvávajících v ní procesů. Zkoumání dané problematiky je důležité pro zachování životního prostředí a udržitelného rozvoje.

2. Cíle

Cílem této práce je především identifikování úlohy, kterou hrají biogenní těkavé organické látky v chemii atmosféry, zkoumání jejich vlivu na možnou tvorbu troposférického ozonu, sekundárních organických aerosolů a dalších významných reakcí schopných ovlivnit změny v klimatologii a meteorologii.

Důležitým cílem je také v rámci zkoumaných faktorů poukázat na možné znečišťování samotnou přírodou.

V důsledku práce by také měl být učiněn závěr o stavu řešené problematiky na území České republiky, zjištění trendů změn emisí a role isoprenu v chemii atmosféry Země.

3. Metodika

Práce byla strukturována do dvou hlavních logicky rozdělených částí.

První, rozsáhlejší, část se zaměřila na rešeršní přehled daného tématu. Zde byly detailně popsány charakteristika a faktory řídící uvolňování zájmových látek, jako je isopren, monoterpeny a další sloučeniny emitované z vegetace. Dále byly rozebrány ekofyziologický význam, úloha daných sloučenin v atmosférické chemii a jejich vliv na životní prostředí.

V druhé části práce byl analyzován současný stav problematiky v České republice s využitím dostupných informací z webových stránek kooperativního programu pro monitorování a hodnocení dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě a Českého hydrometeorologického ústavu. Nalezené informace, zahrnující data o imisích isoprenu a dalších uvolněných do ovzduší látek, z monitorovacích stanic v Košeticích a Praze-Libuši, byly shrnuty a upraveny v prostředí tabulkového procesoru Microsoft Excel, kdež pak následně byly vypočítány korelační hodnoty mezi isoprenem a faktory, u nichž byla předpokládána souvztažnost vůči dané problematice. Byly také vypracovány grafy, znázorňující trendy imisních změn isoprenu v průběhu času.

4. Charakteristika a faktory řídicí uvolňování látek

Biogenní těkavé organické sloučeniny (BVOC, angl. biogenic volatile organic compounds) jsou látkami, vykazujícími jedinečné vlastnosti, díky nimž se významně liší od ostatních. Dle zákona č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší, lze za těkavou organickou látku považovat jakoukoli organickou sloučeninu nebo směs organických sloučenin, s výjimkou methanu, která má při 20 °C tlak par 0,01 kPa nebo více, nebo má odpovídající těkavost za konkrétních podmínek jejího použití. Zejména těkavosti VOC (angl. volatile organic compounds, těkavé organické látky) vděčí za svou všudypřítomnost, a proto společně se svými reakčními produkty hrají zásadní roli v chemii atmosféry, následné regulaci zemského klimatu a ovlivňují interakce mezi biosférou a atmosférou, čímž jsou považovány za nepřijatelné riziko.

Od nepřehledného množství volatilních organických sloučenin se biogenní odlišují svým původem: jsou syntetizovány v různých rostlinných orgánech, včetně listů, květů, plodů a kořenů prostřednictvím sekundárních metabolických cest (Laothawornkitkul a kol., 2009). Zájmovým produktem jejich biosyntézy jsou terpenoidní látky, nejjednodušší z nichž je isopren se sumárním vzorcem C_5H_8 (systematický název 2-methylbuta-1,3-dien). Podle empirického isoprenového pravidla (Ruzicka, 1953) se dále z těchto isopentanových jednotek skládají terpeny, kteréž jsou rozděleny na skupiny právě dle počtu takovýchto stavebních bloků, a proto vždy mají počet atomů uhlíku v násobcích pěti (McGarvey a Croteau, 1995). Podle počtu jednotek C_5 se terpenoidy dělí na hemiterpeny (C_5 , např. isopren, prenylrezidua cytokinenu), monoterpeny (C_{10} , např. α -pinen, menthol, kafr), seskviterpeny (C_{15} , např. β -karyofylen, kyselina abscisová), diterpeny (C_{20} , např. gibbereliny, fytol, tokoferol, retinol), triterpeny (C_{30} , např. steroly, saponiny), tetraterpeny (C_{40} , např. karotenoidy) a prenoly a polyterpeny ($>C_{45}$, např. plastochinon, ubichinon, indický kaučuk). Toto dělení dává tušit, jak velké množství terpenoidů je přítomno ve všech životních formách. Pro atmosférickou chemii jsou však důležité především těkavější sloučeniny isopren a monoterpeny. Seskviterpeny se zdají být méně významné, i když některé studie uvádějí míru emisí řádově stejnou jako u monoterpenů (Schuh a kol., 1997).

Terpenoidní látky vznikají u rostlin postupnou kondenzací pouze dvou stavebních bloků: aktivní isoprenové jednotky isopentenylidifosfátu (IDP) a jeho

izomeru dimethallylpyrofosfátu (DMAPP), kteréž se odvozují dvěma různými dráhami: v cytosolu mevalonátem (MVA) a v chloroplastech methylethritol-4-fosfátem (MEP). Obecně platí, že cesta MEP poskytuje IDP a DMAPP pro biosyntézu hemiterpenů a monoterpenů, zatímco cesta MVA poskytuje jednotky C₅ pro tvorbu seskviterpenů. Jsou ale možné křížové metabolické vazby a bylo také odhaleno, že dráha MEP také přispívá k tvorbě seskviterpenů (Loreto a Schnitzler, 2010). Většina bakterií a rostlin má dráhu MEP, zatímco dráhu MVA sdílejí pouze zvířata, některé bakterie a archea, které mají alternativní dráhu MVA (Lombard a Moreira, 2011).

4.1 Fyzikální a chemické vlastnosti

Samotný isopren je plynným uhlovodíkem a spolu s methanem je nejběžnější těkavou organickou sloučeninou v atmosféře. Je to velmi těkává, extrémně hořlavá, pro vodní organismy nebezpečná a podezřelá z mutagenity a karcinogenity bezbarvá kapalina s charakteristickým zápachem, jejíž teplota varu je 34,07 °C. Teplota tání pak činí -145,95 °C. Isopren je prakticky nerozpustný ve vodě, přičemž je ale mísitelný s ethanolem, ethyletherem, acetonem, benzenem, a také rozpustný v éteru a uhlovodíkových rozpouštědlech. Tlak páry při 20 °C — 53,2 kPa. Při nadměrné expozici je tato látka schopná dráždit dýchací cesty. U pracovníků výroby dané sloučeniny byly zaznamenány katarální záněty, subtrofické a atrofické procesy v horních cestách dýchacích a zhoršení čichu, jejichž prevalence a stupeň byly korelovány s rostoucí délkou služby (NCBI, ©2023).

Dalšími významnými zástupci jsou monoterpeny (monoterpenoidy), což jsou látky, rozšířené v rostlinném světě jako součást éterických olejů a mající menší hustotu než voda a běžný bod varu mezi 150 a 185 °C. Vzhledem ke zvýšenému počtu isoprenových jednotek mají těžší molekulu, a proto jsou a priori méně těkávé. Většina z nich je hořlavá a má dráždivé účinky. Právě monoterpeny a estery určují vůni rostlin. Nejběžnějším a nejdůležitějším monoterpenem je bicyklický alfa-pinen. Je to čirá, bezbarvá kapalina terpentýnového zápachu. Daná sloučenina má toxické účinky, je karcinogenní. Mezi cyklické monoterpeny patří také limonen (dipenten), což je monocyklická bezbarvá látka s citronovou vůní, neurotoxin a kožní senzibilizátor. Podobnou vůni mají i neméně důležité acyklické sloučeniny, jakožto citronellal a odpovídající aldehyd citral. Obě jsou bledě žlutými kapalinami (NCBI, ©2023).

Seskviterpenoidní látky jsou díky větší hmotnosti molekul ještě méně těkavé než monoterpeny, mají méně výrazný, ale trvalejší zápach. Typickými zástupci jsou dráždivý farnesol, což je mírně žlutá až bezbarvá kapalina s jemnou květinovou vůní, a bezbarvý, viskózní hořlavý olej s neurotoxickým účinkem kadinen s mírně příjemnou vůní (NCBI, ©2023).

Důležitým stavebním prvkem chlorofylu je kyslíkatý acyklický diterpen fytyl, mající slabou květinovou vůni. Je viskózní, bezbarvou až žlutou dráždivou kapalinou, představující nebezpečí pro vodní organismy (dlouhodobé riziko) (NCBI, ©2023).

Šestičlenné isoprenové polymery (triterpeny) mají ve svém složení 30 atomů uhlíku. Vzhledem k jejich téměř úplné nedostatečné těkavosti nebyly zkoumány v rámci této bakalářské práce.

4.2 Nejvýznamnější zdroje emisí

Celosvětové emise těkavých organických sloučenin z biogenních zdrojů přibližně desetkrát převažují emise těkavých organických látek antropogenního původu, jsou emitované především z vegetace a většinu z nich tvoří alkeny (isopren, monoterpeny a seskviterpeny) a řada kyslíkatých VOC (Guenther a kol., 1995; Fall, 1999), přičemž isopren tvoří téměř 50 procent z celkových emisí. Celkově bylo naměřeno přibližně od 10 000 do 1 000 000 různých organických sloučenin v atmosféře (Goldstein a Galbally, 2007).

Bylo uvedeno, že rostliny emitující signifikantní množství monoterpenů a isoprenů patří do čeledí flovité, kapradiny, jehličnany a mechorosty (Harley a kol., 1999). Jehličnaté lesy jsou tedy jedním z nejvýznamnějších zdrojů emisí, a na rozdíl od listnatých stromů, emitujících především isopren, jehličnany emitují značné množství terpenů (Andreani-Aksoyoglu a Keller, 1995). Vegetativní části dřevin nejčastěji vylučují rozmanitou směs terpenoidů, zahrnující isopren, monoterpeny, seskviterpeny a některé diterpeny (Owen a kol., 2001), zatímco bylinné druhy vylučují poměrně velké množství oksyložených BVOC a některé monoterpeny (Fukui a Doskey, 2000). Některé druhy rostlin, jako třeba *Ficus religiosa*, *Adhatoda vasica*, *Eucalyptus species*, *Casuarina equisetifolia*, *Syzygium jambolanum*, *Psidium guajava*,

Lantana camara jsou známé vyššími emisemi těkavých organických látek, jejichž míra činí více než $5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ suchého listu $\cdot \text{h}^{-1}$ (Padhy a Varshney, 2005).

Rostliny emitují BVOC nejen ze svých nadzemních, ale také i z podzemních orgánů. Obecně platí, že největší počet daných látek je emitován z květů a plodů, přičemž intenzita emisí dosahuje maxima v době zralosti, avšak největší hmotnostní emise je pozorována u listů (Knudsen a kol., 2006).

4.3 Vliv faktorů prostředí a cirkadiánního rytmu

Rozsah emisí BVOC v atmosféře obecně závisí na zeměpisné poloze a meteorologických podmínkách (Kourtchev a kol., 2008; Helmig a kol., 2013). Zeměpisné lokality, které mají slunečné, teplé tropické podmínky a vysokou hustotu biomasy vegetace včetně rostlin, jako jsou duby, jehličnany, borovice, uvolňují do atmosféry větší množství BVOC. Výše uvedené je důvodem, proč se většina studií zabývala chemií atmosféry v subtropických oblastech a lesích (Rissanen a kol., 2006; Hoyle a kol., 2011).

Uvolňování isoprenu z rostlin je zprostředkováno enzymem isopren-syntázou, jenž katalyzuje přeměnu dimethylallyldifosfátu na isopren a pyrofosfát. Pro funkční katalytickou aktivitu tato bílkovina vyžaduje lokalizaci v chloroplastu (Vickers a kol., 2011). Jelikož aktivita mnoha chloroplastových proteinů závisí na světle, byl vyvinut logický předpoklad, že produkce isoprenu souvisí s procesy fotosyntézy a je silně ovlivněna úrovní osvětlení. Emisní koeficienty byly skutečně odpoledne výrazně vyšší než ráno u bavlíku *Populus deltoides* a dubu *Quercus rubra* (Funk a kol., 2003), avšak ve stejné studii nebyla pozorována žádná variabilita pro eukaliptus *Eucalyptus saligna*.

Během dalšího pozorování za umístěnými výhonky šedého topolu *Populus canescens* buď do trvalého světla nebo trvalé tmy (Loivamäki a kol., 2007), byl také sledován zřetelný denní průběh uvolňování isoprenu v podmínkách střídání světla a tmy pro zástupce vzorků, přičemž množství emisí této látky bylo nízké v noci a stabilní během dne. Nejvyšší míra uvolňování v tomto případě byla také vždy subjektivně pozorována v odpoledních hodinách. Po následném vypnutí světla se emise isoprenu velmi rychle klesla a poté klesala pomaleji během následujících 3 dnů. Je ale pozoruhodné, že k emisí isoprenu z výhonů na nízké úrovni docházelo i ve tmě, a po

umístění daných vzorků do trvalého světla byla zjištěna kolísavá rychlost uvolňování s 24hodinovou periodou mezi dvěma vrcholy. Výsledky studie poukázaly nejen na vliv světla, ale především na velký význam cirkadiánního rytmu rostliny.

Podobného závěru bylo dosaženo i při pokusech na listech palmy olejné *Elaeis guineensis* (Wilkinson a kol., 2006). Přetrvávání rytmů při absenci cyklu tma-světlo nebo při absenci jiných exogenních signálů jasně naznačilo, že syntéza isoprenu je regulována vnitřními biologickými hodinami. Byl ale prokázán vliv teploty, pozitivně korelující s absolutními hodnotami emisí.

Podobně jako při uvolňování isoprenu, teplo a světlo mohou způsobit výrazné zvýšení koncentrace a emisí terpenů (Kopaczuk, 2022). Za jejich biosyntézu je zodpovědná terpen-syntáza a rodina terpen-syntázových genů, která zahrnuje 30 až 100 funkčních členů.

Intenzita emise všech BVOC alespoň částečně závisí také na teplotě listů, ovlivňující dostupnost substrátu a aktivitu limitujících enzymů. Intenzita emisí z listů je však omezena nejen fyziologickými, ale také fyzikálně-chemickými omezeními způsobenými teplotou, stomatální vodivostí a strukturou listů (Niinemets a kol., 2004). Omezuje se tím určená parciálním tlakem plynné fáze a koncentrací ve vodné a lipidové fázi těkavost, a také difuze plynnou, vodnou a lipidovou fází v listech a difuzi z povrchu listů. Difuze plynné fáze na rozhraní list-vzduch, určená stomatální vodivostí, může významně ovlivnit syntézu a emise BVOC s nízkými konstantami Henryho zákona, jako je kyselina mravenčí, formaldehyd a methanol. To však neplatí pro méně ve vodě rozpustné sloučeniny, jako je isopren a neoxygenované terpeny (Niinemets a kol., 2004), jejichž emisní rychlost je nezávislá na stomatální vodivosti. Půdní vlhkost, koncentrace oxidu uhličitého (CO_2) a další prostředí, včetně koncentrace ozonu (O_3), mohou tedy ovlivňovat produkci a emise některých BVOC prostřednictvím jejich vlivu na stomatální vodivost.

Závislost emisí BVOC lze snadno vysvětlit i typem listů. Například isopren a terpeny jsou u mnoha druhů listnatých stromů, jakožto dubů a topolů, emitovány z mezofylových buněk, protože nemají specifické struktury pro jejich skladování. Toto vylučování závisí na světle i teplotě. U jehličnanů pak emise pochází z fotosyntetické tkáně a je doplněna volatizací terpenů z pryskyřičných kanálků, proto je také současně závislá na těchto dvou faktorech, ale i na samotné teplotě. Děje se to tak ku příkladu u

smrku ztepilého *Picea abies*. Naopak, listy některých hluchavkovitých rostlin, třeba bazalky pravé *Ocimum basilicum*, jsou závislé jen na teplotě a k uvolňování těkavých terpenů dochází z vnějších žláznatých buněk (Lorento a Schnitzler, 2010). Jedním z důležitých rozdílů ve fyziologii listů u různých druhů rostlin je tedy přítomnost nebo nepřítomnost terpenových zásobníků. Rostliny, které mají specifické zásobní prostory pro monoterpeny, jsou schopny udržet emise monoterpenů, i když u nich dochází ke snížení rychlosti fotosyntézy (Llusia a Peñuelas, 1998).

Důsledkem rozdílů ve fyziologii listů, a také biochemii BVOC a experimentálním protokolu mohou být rozdílné reakce emisí zájmových látek na mírné sucho. Empirické údaje ukazují, že mírné sucho může snížit, zvýšit nebo nemít žádný vliv na emise isoprenu a monoterpenů, ale silný, dlouhotrvající vodní stres, který vede k hrubému vadnutí nebo úplné inhibici fotosyntézy, výrazně snižuje emise BVOC. U seskviterpenů jsou však účinky sucha u čtyř studovaných druhů rostlin konzistentnější a způsobují výrazné snížení emisí (Ormeño a kol., 2007).

Sucho může také zvýšit akumulaci rostlinných sekundárních metabolitů snížením alokace uhlíku na růst rostlin v důsledku kompromisu mezi růstem a obranou (Turtola a kol., 2003). Je možné, že extrachloroplastické zdroje uhlíku dočasně kompenzují snížení uhlíku z chloroplastické, na fotosyntéze závislé, 2-C-methyl-D-erythritol-4-fosfátové dráhy (Funk a kol., 2004; Fortunati a kol., 2008).

Rozdíly v experimentálním uspořádání jednotlivých studií mohou také vysvětlovat kontrastní výsledky pozorované u stresu způsobeného vodou. Ačkoli jsou polní pokusy s použitím přírodních rostlin vhodnější než laboratorní s rostlinami v květináčích, manipulace se suchem v terénu je obtížná, částečně kvůli hlubokému zakořenění polních rostlin (Pegoraro a kol., 2006). Je možné také pozorování deficitů při porovnávání laboratorních a polních studií, a to i přestože období sucha a obsah půdní vlhkosti spolu nemusí nutně souviset (Pegoraro a kol., 2006). Tak, během pozorování za *Quercus coccifera* L. a *Quercus ilex* bylo zjištěno, že oba tyto druhy nemají monoterpenové zásobní oddíly, avšak vykazují odlišnou reakci na sucho. Při snížení obsahu půdní vlhkosti o 82 % byly zachovány emise *Quercus coccifera*, ale emise monoterpenů *Quercus ilex* byla potlačena, když byl obsah půdní vlhkosti snížen pouze o 54 %. To může být důsledkem lepší účinnosti využití vody u *Quercus coccifera* (Vilagrosa a kol., 2003).

Emise biogenních těkavých organických látek tedy nezávisí na konkrétních faktorech, ale na jejich kombinaci a možné interakci, což znemožňuje získat jednoznačné výsledky o jejich vlivu na uvolňování těchto látek. Mnohé z již získaných výsledků jsou navíc rozporuplné. Je třeba vzít v úvahu, že terénní studie se provádějí na vzorcích, které se již delší dobu nacházejí v určitých podmínkách, což vylučuje čistotu experimentu. Kromě toho, vzhledem k možnosti produkování BVOC různými biosyntetickými cestami, nebyl dosud zjištěn způsob jejich řízení, vedoucí ke konkrétní směsi daných sloučenin. K dispozici je momentálně také jen málo informací o molekulárních mechanismech cirkadiánní kontroly uvolňování těchto látek.

4.4 Předpokládaná dynamika emisních změn

Klimatické modely naznačují, že v průběhu 21. století se průměrná globální teplota zvýší o 1-6 °C (s nejlepším odhadem 2-3°C) (Parry a kol., 2007). Toto zvýšení teploty bude mít přímý vliv na biochemickou aktivitu rostlin a délku aktivního vegetačního období (Myneni a kol., 1997). Je známo, že emise BVOC jsou silně závislé na teplotě, jelikož vyšší teploty zvyšují rychlost chemických reakcí, zvyšují rychlost buněčné difúze a zvyšují tlak par těkavých látek (Sharkey a Yeh, 2001). Byly učiněny různé pokusy odhadnout, jak zvýšení teploty zvýší míru emisí BVOC, a bylo tedy navrženo, že zvýšení průměrné globální teploty o 2-3 °C by mohlo zvýšit globální emise BVOC o 25-45 % (Peñuelas a Llusà, 2003). V regionálním měřítku na příkladu Velké Británie bylo předpovězeno, že zvýšení teploty o 1 °C by v létě zvýšilo emise isoprenu o 14 %, zatímco zvýšení o 3 °C by zvýšilo emise o 50 % (Stewart a kol., 2003). Při velmi vysokých teplotách (přibližně nad 40 °C) emise isoprenu dramaticky klesají a je možné, že extrémní nárůst teplot nakonec způsobí pokles emisí isoprenu, nejprve v tropech, bez ohledu na další změny ekosystémů.

Oteplování klimatu může také nepřímo ovlivňovat emise BVOC v globálním a regionálním měřítku tím, že mění druhové složení vegetace a její vlastnosti, v důsledku čehož se může změnit šířkové a výškové uspořádání stromů (Wilmking a kol., 2004). Simulační modely předpovídají odumírání lesů v nižších zeměpisných šířkách (Cox a kol., 2004), zejména v Amazonii, ale ukazují expanzi boreálních lesů směrem vzhůru a na sever při oteplování klimatu (Chapin a kol., 2000), což potvrzují i terénní pozorování (Kullman, 2001; Peñuelas a Boada, 2003). Rozšiřování boreálních

lesů může zvyšovat emise BVOC prostřednictvím šíření taxonů s vysokými emisemi BVOC, tj. topolů *Populus sp.* a smrků *Picea spp.* (Lerdau a Slobodkin, 2002), ale degradace lesů v nižších zeměpisných šířkách, například v oblasti Amazonie, může snižovat nárůst produkce BVOC v globálním měřítku.

Kromě toho, rozšíření a vlastnosti rostlinných druhů se mohou změnit prostřednictvím tlaku nejen změn klimatu, ale také urbanizace, zemědělství a agroindustrializace, v důsledku kterých dochází k rozsáhlým změnám využití půdy a půdního pokryvu v nebývalé míře, což může dramaticky ovlivnit také emise BVOC vzhledem k jejím biometickým a druhově specifickým vlastnostem. Inventarizace a prostorové analýzy naznačují, že za cca 300 let v rozmezí 1700 až 1990 došlo ke globálnímu nárůstu plochy obdělávání půdy o 455 % a k více než šestinásobnému nárůstu plochy pastvin (Goldewijk, 2001). Jelikož trávy a obiloviny obecně nejsou významnými emitenty isoprenu, ačkoli emitují oksyložené BVOC, zejména při sklizni (Davison a kol., 2008), byl vyvinut předpoklad, že přeměna lesů na zemědělské plodiny sníží emise BVOC ve velkých zeměpisných oblastech. Tak, v Amazonii se může tok emisí isoprenu po odlesnění snížit až o 90 % (Ganzeveld a Lelieveld, 2004) a ve východní Asii se mohou roční emise isoprenu a monoterpenů snížit o 30 %, resp. 40 % v důsledku rozšíření orné půdy (Steiner a kol., 2002). Obnova lesa výsadbou druhů s vyššími emisemi isoprenu bude mít významný vliv na míru emisí BVOC, zejména v místním a regionálním měřítku (Lathiere a kol., 2006). Velký rozmach pěstování palmy olejné *Elaeis*, ke kterému v současné době dochází v tropech za účelem výroby biopaliv a dalších aplikací, může mít významný vliv na emise BVOC v těchto regionech.

Množství daných emisí může být spjato také se změnou koncentrace CO₂ v atmosféře, kteráž se od předindustriální doby do současnosti zvýšila přibližně o 35 % a podle předpovědí se během 21. století zdvojnásobí (Parry a kol., 2007). Bylo prokázáno, že zvýšená koncentrace CO₂ se zvyšuje (Sharkey a kol., 1991; Staudt a kol., 2001), snižuje (Sharkey a kol., 1991; Loreto a kol., 2001; Rosenstiel a kol., 2003) nebo nemá žádný významný vliv (Buckley, 2000; Centritto a kol., 2004) na produkci a emise BVOC na úrovni celé rostliny, výhonu nebo listu. Tyto protichůdné výsledky mohou vysvětlovat různé faktory, včetně druhu rostliny, stáří, doby trvání experimentu a koncentrace CO₂. Omezení v návrhu a provedení experimentu mohou být také příčinou matoucích výsledků. Ke studiu vlivu zvýšeného CO₂ na emise BVOC byly

použity skleníky (Staudt a kol., 2001), uměle osvětlené komory s řízeným prostředím (Wilkinson a kol., 2008), otevřené a uzavřené sluneční kopule (Buckley, 2000; Loreto a kol., 2001) a zařízení pro obohacování CO₂ ve volném vzduchu (FACE) (Centritto a kol., 2004). Omezení velikosti většiny experimentálních zařízení (s výjimkou FACE) znamená, že se obvykle používají mladé, malé rostliny pěstované v květináčích. Výsledný omezený objem kořenů může snižovat reakce rostlin na zvýšený CO₂ jak vyčerpáním živin (Körner, 2003), tak zhutněním kořenů (Thomas a Strain, 1991). Sluneční kopule a jiné komory mohou ovlivňovat růst vegetace tím, že způsobují rozdíly ve vzdušném mikroklimatu uvnitř komory (Murray a kol., 1996). Navzdory těmto problémům se celkově zdá, že zvyšování CO₂ způsobuje pokles emisí isoprenu na bázi listové plochy, což však může být kompenzováno nárůstem emisí v důsledku zvyšování produktivity vegetace a růstu listové plochy způsobeného zvýšeným CO₂ (Possell a kol., 2005).

Přestože růst při zvýšené koncentraci CO₂ zvyšuje hustotu listové plochy, emise BVOC z většiny rostlinných korun jsou omezeny intenzitou světla a teplotou (Sharkey a kol., 1996). Zvýšení zastínění spojené se zvýšením indexu listové plochy by tedy mohlo přímo ovlivnit i míru emisí v korunách (Possell a kol., 2005).

Je také velmi pravděpodobné, že se koncentrace BVOC v budoucnu změní i s množstvím přízemního ozonu, jelikož BVOC jsou prekurzory tvorby této znečišťující látky (Chameidese a kol., 1988). Jejich míra se bude v průběhu času měnit, čímž ovlivní změny zemského klimatu a způsobí dále změny v cirkulaci atmosféry, a tím bude mít přímý vliv na koncentrace samotného O₃. Přízemní ozon je již nyní v mnoha oblastech světa závažnou látkou znečišťující ovzduší v regionálním měřítku, ale předpověď budoucích trendů závisí v rozhodující míře na předpokladech o emisích prekurzorů. Může se stát, že znečištění přízemním O₃ se v některých regionech, kde jsou zavedeny přísné kontroly emisí, sníží, ale v jiných méně rozvinutých regionech se zhorší (Fowler a kol., 2008).

Vzhledem k tomu, že jak krátkodobé epizody O₃, tak dlouhodobé zvýšené koncentrace mají nepříznivý vliv na růst rostlin, druhové složení a fungování ekosystémů (Ashmore, 2005), je pravděpodobné, že změny v "klimatologii" O₃ změní v průběhu času emise BVOC. Tyto změny mohou být výsledkem přímých účinků O₃ na rostliny nebo mohou být způsobeny nepřímými účinky na druhové složení.

Experimentální důkazy o přímých účincích O₃ na emise BVOC nejsou stejně jako u jiných abiotických stresů jednoznačné a ukazují, že zvýšený O₃ může zvýšit, snížit nebo nemít žádný vliv na míru emisí BVOC. Tyto rozdíly závisí na druhu rostliny (Heiden a kol., 1999), ročním období (Llusià a kol., 2002) a druhu BVOC (Llusià a kol., 2002). Ukázalo se, že dva genotypy hybridních topolů s různou citlivostí na O₃ mají při vystavení O₃ rozdílné reakce na VOC (Ryan a kol., 2009). Genotyp tolerantní k O₃ byl schopen udržet svou míru emisí isoprenu, když byl vystaven působení 120 ppb O₃ po dobu 6 hodin denně po dobu 8 dnů, zatímco genotyp citlivý k O₃ nikoliv; jeho míra emisí isoprenu při působení O₃ klesala. Jiný efekt byl pozorován u tabáku, kde zvýšená koncentrace O₃ významně zvyšuje emise BVOC u klonu citlivého na O₃ (Heiden a kol., 1999), ale ne u tolerantního klonu. V obou případech však došlo k udržení emisí BVOC z tolerantního klonu, což může být způsobeno tím, že tyto rostliny mají vyšší schopnost detoxikovat reaktivní formy kyslíku, které se vyskytují po O₃ přes žaludky, možná proto, že mají vyšší obsah karotenoidů, které umožňují zhášení O₃ uvnitř O₃ tolerantních listů (Ryan a kol., 2009). To by mohlo vést k nižšímu poškození buněčných membrán u O₃-tolerantních rostlin. Tuto hypotézu podporují nízké emise C₆ u rostlin tolerantních k O₃ ve srovnání s rostlinami citlivými k O₃. Je třeba také poznamenat, že zvýšená koncentrace O₃ může vyvolat produkci BVOC, které nejsou přítomny v neexponovaných rostlinách (Heiden a kol., 1999).

4.5 Techniky měření emisí

Jednou z nejpoužívanějších technik měření současně je adsorpce na sorbenty. K zachycení analytů na sorbentu jsou používány dvě metody, při první z nich se analyzovaný plyn prosévá přes sorbent tak, aby nedošlo k vyluhování nejtěžavější složky. Druhý typ metody pak spočívá v prosévání analyzovaného plynu tak dlouho, dokud se koncentrace neustálí jak v proudu vzduchu, tak na povrchu sorbentu (Kumar a Viden, 2006). Pro účinnou adsorpci je zásadní výběr vhodného sorbentu. Množství zadrženého materiálu závisí ale nejen na jeho rychlosti prosévání a objemu, ale také na podmínkách prostředí. Důležitým parametrem je i specifický retenční objem, zabraňující úniku látek. Existuje také rozdíl mezi aktivní metodou vzorkování, umožňující řízení jeho rychlosti a doby, a pasivní metodou, za kteréž látky volně procházejí sorbentem. V případě neznámých směsí je rozhodující kompromis mezi

rychlostí a objemem prosávání přes sorpční trubičky. Optimální rychlost průtoku je tedy 0,5 litru za minutu po dobu 20 minut (Čapoun a Krykorková, 2008).

Další důležitou metodou, založenou na separaci směsí s různými body varu a separačními faktory, je plynová chromatografie, jejíž princip spočívá v rozdělování složek mezi dvě fáze: pohyblivá mobilní, což je nosný plyn, a nepohyblivá stacionární, nacházející se v chromatografické koloně. Po odpařování vzorku a přenesení nosného plynu do kolony složky se sorbují a poté desorbují čerstvým přicházejícím nosným plynem, přičemž každá složka prochází kolonou svou vlastní rychlostí, což umožňuje jejich separaci. Výsledným grafickým záznamem této skutečnosti je chromatogram, obsahující eluční křivky pro každou složku vzorku (Zachář a Sýkora, 2019).

Pro dlouhodobé odběry vzorku bylo Českým hydrometeorologickým ústavem pořízeno vzorkovací zařízení — speciální nerezové kanistry, čímž byla zvýšena vypovídací hodnota měření VOC v optimálních časových intervalech a umožněno využití naměřených údajů z projektových měření. Zařízení pro odběr vzorků na sorpčních trubicích umožňuje řídit časování a průtok podle potřeby, což dále zvyšuje vypovídací hodnotu těchto měření. Údaje lze následně použít pro srovnání s běžným odběrem vzorků a analýzou jinými chemickými analytickými metodami (Sladeček a kol., 2023).

4.6 Modelování emisí

Jedním z nejpoužívanějších je Model emisí plynů a aerosolů z přírody MEGAN (Guenther a kol., 2012), vyvinutý v Národním středisku pro atmosférický výzkum (NCAR, USA). Je současně udržován a dále zdokonalován skupinou Biosphere Atmosphere Interaction Group v laboratoři University of California - Irvine (UCI BAI, ©2019). Jedná se o emisní model hojně využívaný v komunitě atmosférických modelářů pro simulaci BVOC z vegetace a půdy v regionálním a globálním měřítku (Guenther a kol., 2006). Algoritmus MEGAN byl začleněn do řady modelů Zemských systémů a modelů chemického transportu (Emmons a kol., 2010). Model vypočítá emisní tok specifických druhů BVOC F (μg buňky mřížky⁻¹ * h⁻¹) z buňky modelové sítě následovně:

$$[1] \quad F = \gamma - EP - S$$

kde γ je bezrozměrný faktor, který zohledňuje závislost na faktorech prostředí (teplota vzduchu, sluneční záření, koncentrace CO₂ v prostředí, stáří listů atd.); EP ($\mu\text{gm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) je emisní potenciál buňky sítě, tj. jednotka definovaná za standardizovaných podmínek prostředí; a S (m^2) je plocha buňky sítě.

Na stejném principu je založen také model Biogenic Emissions Inventory System (BEIS), odhadující emise těkavých organických sloučenin, které jsou výsledkem biologické aktivity vegetačních druhů na souši, a emise oxidu dusičitého, které jsou výsledkem mikrobiální aktivity určitých typů půd (Vukovich a Pierce, 2002).

Dalším využívaným modelem je Model sítě biogenních emisí (BEM), skládající se ze čtyř hlavních částí, včetně geoprostorově vztažené databáze využití půdy, potenciálu emisí z využití půdy a chemických druhů, databáze hustoty listové biomasy pro využití půdy a databáze teploty a slunečního záření, kterou poskytuje meteorologický model MM5. Tuto strukturu doplňuje kód Fortran90 vyvinutý pro zpracování dat meteorologického modelu a výpočet emisí (Poupkou a kol., 2010). K výpočtu emisí isoprenu E a monoterpenů (i, j) používá danou metodiku (Guenther a kol., 1995):

$$[2] \quad E(i, j) = A(i) * \varepsilon(i, j) * D(i) * \gamma(j)$$

kde A(i) (m^2) je plocha způsobu využití půdy, která emituje, $\varepsilon(i, j)$ ($\mu\text{g} * \text{g} - \text{hmotnost suchého listu}^{-1} * \text{h}^{-1}$) je emisní potenciál při standardní teplotě 303 K a fotosynteticky aktivním zářením (PAR) ($=1000 \mu\text{mole fotonů (400–700 nm)} * \text{m}^{-2} * \text{s}^{-1}$), D(i) ($\text{g} - \text{hmotnost suchého listu} * \text{m}^{-2}$) je hustota listové biomasy a $\gamma(j)$ je bezjednotkový environmentální korekční faktor, který se používá k zohlednění vlivu kolísání teploty listů a záření na emise.

Důležitým modelem je i komplexní eulerovský fotochemický model CAMx (CAMx, ©2024), který simuluje tvorbu různých znečišťujících látek v atmosféře, včetně ozonu, částic PM_{2,5}, PM₁₀ a dalších toxických látek. Model byl vyvinut společností ENVIRON corp. a je veřejně dostupný. Daný model simuluje emise, chemické reakce a odstraňování znečišťujících látek v troposféře a zahrnuje detailní algoritmy pro procesy částic a aplikace pro rozdělení zdrojů ozonu a PM.

5. Ekofyziologický význam

BVOC jsou důležitým prvkem ekofyziologie, ovlivňujícím nejen rostliny, ale i celé ekosystémy. Tyto sloučeniny plní širokou škálu funkcí, včetně interakce s prostředím, fungující jako semiochemikálie, dané látky slouží k signalizaci mezi rostlinami a jinými organismy, jako jsou třeba hmyzí predátoři. Kromě toho BVOC mohou hrát klíčovou roli ve fyziologických procesech rostlin, jako je regulace teploty, reakce na stres a ochrana proti škůdcům. Existuje také hypotéza o tom, že emise isoprenu mohou hrát roli v udržení metabolické rovnováhy. Syntéza isoprenu v tom případě by mohla souviset s konkurencí o uhlíkové substráty v chloroplastech a cytosolu.

5.1 Obranná funkce

Bylo zjištěno, že při poškození rostlin se mohou zvýšit emise BVOC a dalších těkavých organických sloučenin, což jsou tzv. „zelené listové těkavé látky“ (GLV, angl. green leaf volatiles) (Fall a kol., 1999). GLV jsou běžně vylučovány zelenými rostlinami a jejich produkce se dramaticky zvyšuje v podmínkách biotického stresu (Engelberth a kol., 2004). Biotické a abiotické stresy mohou také vyvolat produkci některých BVOC, jako jsou terpeny (Arimura a kol., 2002), methyljasmonát (MeJA), methylalkohol a methylsalicylát (MeSA) (Shulaev a kol., 1997) z listů, jejichž velikost a kvalita závisí na typu poškození (Mithofer a kol., 2005).

Dané sloučeniny mohou sloužit jako vzdušné signály mezi rostlinami (Engelberth a kol., 2004; Kessler a kol., 2006) a mezi orgány téže rostliny (Karban a kol., 2006). Vylučované z květů, listů a kořenů BVOC mohou chránit rostlinné orgány před patogeny díky své antimikrobiální nebo antifungální aktivitě, přičemž tato komunikace může probíhat mezi sousedy stejného nebo různých druhů (Kessler a kol., 2006). Když jsou tyto BVOC vnímány rostlinami příjemci, mohou přímo aktivovat obranné mechanismy herbivorů nebo mohou stimulovat podskupinu genů souvisejících s obranou, aby byly indukovány dříve a/nebo silněji v následném obranném volání (Arimura a kol., 2000; Engelberth a kol., 2004; Kessler a kol., 2006).

Ekologická funkce přirozeného uvolňování GLV byla objasněna během studování reakci huseníčku *Arabidopsis*, jehož biosyntéza GLV byla modifikována, na

herbivorii nebo patogenní infekci. *Arabidopsis* se smyslem pro hydroperoxid lyázu (HPL) vykazovala výrazné zvýšení produkce GLV po herbivorii larvami můry kapustové a infekci patogenem (plísní šedou) v porovnání s kontrolním vzorkem. Modifikace HPLsense vedla ke zvýšení atraktivity rostliny pro parazitickou vosičku *Cotestia glomerata*, což vedlo k vyšší mortalitě motýlů a rovněž k větší inhibici růstu hub. Naproti tomu HPLantisense *Arabidopsis* produkoval méně GLV, přitahoval méně parazitoidů a byl náchylnější k patogenům než kontrolní vzorek. Tato data naznačují, že jedna z ekologických funkcí biosyntézy GLV je spojena s odolností vůči herbivorům i patogenům a genetická modifikace biosyntézy GLV může být jedinečným přístupem ke zvýšení odolnosti rostlin vůči těmto biotickým stresům (Shiojiri a kol., 2006).

Dalším pozoruhodným příkladem může sloužit možnost stimulace rostliny tabáku planého (*Nicotiana attenuata*) k obraně před následným napadením *Manduca sexta* (Kessler a kol., 2006) látkami vylučovanými mechanicky poškozenou šalvějí trojzubou (*Artemisia tridentata tridentata*), zatímco BVOC vylučované samotnými rostlinami tabáku nejsou tohoto schopny (Paschold a kol., 2006). Ke zvýšené odolnosti vůči herbivorii u přijímajících rostlin nevede i komunikace mezi jedinci pelyňku stříbrného (*Artemisia cana*) (Shiojiri a Karban, 2008). Kromě toho, koncentrace BVOC ve vzduchu rychle klesá se vzdáleností od zdroje (Karbon a kol., 2006), což znamená, že rostliny si mohly takovou komunikaci vyvinout především pro vlastní potřebu, konkrétně pro komunikaci uvnitř jednotlivé rostliny. Prostřednictvím svých toxických, repelentních a odstrašujících vlastností tyto sloučeniny mohou také přímo ovlivňovat fyziologii a chování býložravců (Aharoni a kol., 2003).

BVOC také hrají důležitou roli i při abiotickém stresu. Isopren a monoterpeny jsou schopny chránit rostlinný fotosyntetický aparát před poškozením způsobeným přechodnými světelně-teplotními epizodami a mohou zabránit postupnému poklesu fotosyntetické kapacity (Loreto a kol., 1998). Bylo prokázáno, že isopren stabilizuje lipidové membrány a snižuje pravděpodobnost, že fosfolipidová membrána projde fázovým přechodem vyvolaným zahříváním (Siwko a kol., 2007).

V současné době je také známo, že isoprenoidy fungují v listech jako antioxidanty a poskytují ochranu proti oxidačnímu stresu vyvolanému O₃ a akumulaci singletového kyslíku během fotosyntézy (Vickers a kol., 2009). Je možné, že isoprenoidy mají ochranný účinek na úrovni membrán tím, že zhášejí peroxid vodíku

vznikající v listech a snižují oxidanty indukovanou peroxidaci lipidů buněčných membrán (Loreto a Velikova, 2001) a také zasahují do molekulární signalizace vedoucí k programované buněčné smrti (Velikova a kol., 2005). Tento proces může působit proti reakcím přecitlivělosti (např. rychlé buněčné smrti v reakci na patogenní infekci), které vyžadují iniciaci reaktivními formami kyslíku, což naznačuje možnou antagonistickou interakci mezi reakcí přecitlivělosti a antioxidační kapacitou BVOC.

Vzhledem k výše uvedenému je zřejmé, že rovnováha obranných strategií rostlin v reakci na abiotické a biotické stresy je poměrně složitá a úloha, kterou hrají BVOC, musí být ještě objasněna.

5.2 Metabolická regulace

Vysvětlením, proč rostliny syntezují isopren může být také hypotéza „bezpečnostního ventilu“ (zatím ale pouze spekulativní), vyvinutá v pokusech s výživou NO_3 proti NH_4^+ a vlivem zvýšené koncentrace CO_2 na rychlost emise isoprenu (Rosenstiel a kol., 2003). Byl objeven model chování, který nejlépe vysvětluje omezení uhlíkových substrátů způsobených konkurencí o fosfoenolpyruvátovou kyselinu (PEP) mezi procesy v cytosolu a chloroplastech. Za podmínek příznivých pro syntézu organických kyselin zprostředkovanou enzymem fosfoenolpyruvát karboxylázou je PEP přednostně směřován do cytosolických procesů, což ovlivňuje metabolismus isoprenoidů v chloroplastech prostřednictvím dráhy MEP. Silná cytosolická konkurence o PEP by mohla vést ke změnám v kinetických vlastnostech zodpovědného za přenášení PEP přes membránu chloroplastu translokátoru PEP:Pi, což by umožnilo tok PEP do chloroplastu a pokračování biosyntézy karotenoidů a chlorofylu i při konkurenci cytosolických procesů.

Byl vyvinut předpoklad, že pokračující konkurence o PEP byla důležitá zejména v dávných atmosférách, kde byly koncentrace CO_2 mnohem vyšší než dnes. Rovněž bylo předpokládáno, že isopren-syntáza a emise isoprenu jsou mechanismy pro vyrovnávání nabídky a poptávky po DMAPP, což je substrát pro syntézu isoprenu, a tím udržování metabolické homeostázy v biosyntéze isoprenoidů v chloroplastech. Isopren syntáza funguje jako "přepadový ventil" nebo "bezpečnostní ventil" pro uvolňování přebytečného DMAPP u cévnatých rostlin.

6. Úloha v atmosférické chemii

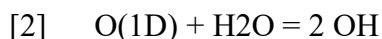
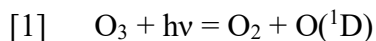
V troposféře se těkavé organické látky přeměňují fotolýzou (při vlnové délce 2290 nm, protože kratší vlnové délky jsou ve stratosféře absorbovány O_2 a O_3), reakcí s hydroxylovým (OH) radikálem, obvykle během denního světla, reakcí s dusičnanovým radikálem (NO_3) ve večerních a nočních hodinách, a také reakce s O_3 (Atkinson a Arey, 2003).

Existují ale velké nejistoty spojené s odhady globálního toku BVOC, ačkoli dálkově snímané koncentrace oxidačních produktů daných látek v atmosféře, invertované a modelované pomocí atmosférického chemického transportního modelu, nyní začínají tyto odhady omezovat. Příkladem je použití pozorování formaldehydu k omezení odhadů emisí isoprenu (Guenther a kol., 2006). V každém případě tok BVOC značně převyšuje globální antropogenní tok VOC. Ačkoli bylo z rostlin identifikováno velmi mnoho druhů BVOC, jak bylo uvedeno výše, většina globálního toku a následného vlivu na chemismus atmosféry je pravděpodobně způsobena relativně malým počtem sloučenin. Největší podíl má isopren, následovaný skupinou monoterpenů (Levis a kol., 2003). V atmosféře mohou být důležité i některé oksličené sloučeniny, jako je methanol, aceton a acetaldehyd (Guenther a kol., 1995). Odhadování míry emisí seskviterpenů C_{15} a příbuzných sloučenin je obtížné, protože představují zvláštní analytické problémy kvůli své reaktivitě a nízkým tlakům par, avšak jsou důležitými prekurzory sekundárních organických aerosolů (SOA) (Hoffmann a kol., 1997).

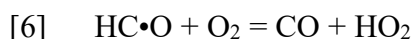
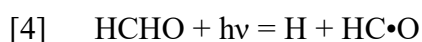
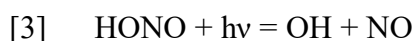
6.1 Oxidační procesy

Když se reaktivní BVOC uvolňují do atmosféry, podléhají oxidačním reakcím, které mohou vést ke konečným produktům CO_2 a vodě. Mnohé z jejich meziproduktů, částečně oxidovaných, jsou rozpustné ve vodě, a proto mohou být z atmosféry odstraněny mokrou depozicí (Fehsenfeld a kol., 1992), nebo mohou mít nižší tlak par než primární sloučeniny, a proto vstupují do fáze částic (pevných látek nebo aerosolů) a mohou být z atmosféry odstraněny suchou depozicí, čímž se z atmosféry odstraní reaktivní uhlík.

Oxidace těkavých organických látek probíhá především reakcí s dominujícími denní chemii troposféry hydroxylovými radikály (OH). Samotné OH vznikají částečně fotolýzou troposférického O₃ a následnou reakcí elektronicky excitovaného atomárního kyslíku, O(¹D) s vodní párou (Atkinson, 2008):



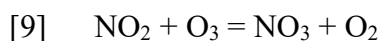
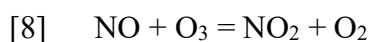
OH radikály také mohou vzniknout reakcemi fotolýzy kyseliny dusité a formaldehydu (Atkinson, 2008):



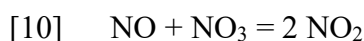
Počáteční produkty reakce VOC-OH mohou být dále oxidovány za vzniku peroxy radikálů (RO₂) v přítomnosti dostatečného množství oxidů dusíku (NO_x = NO plus NO₂). Tak, například, ve znečištěném ovzduší, mohou tyto druhy RO₂ oxidovat NO na NO₂, který může být následně fotodisociován, což vede k tvorbě O₃ a regeneraci OH. V čistém ovzduší s nízkými koncentracemi NO_x může RO₂ rekombinovat nebo reagovat s HO₂ za vzniku méně reaktivních peroxidů, které mohou být z atmosféry odstraněny depozičními procesy (Fehsenfeld a kol., 1992), což vede k čisté spotřebě O₃. Provedená terénní pozorování koncentrací OH a BVOC, podpořená laboratorními experimenty, naznačila, že chápání oxidačních procesů BVOC může být ve skutečnosti nedostatečné a že v podmínkách s nízkým obsahem NO_x může docházet k větší regeneraci OH těmito reakcemi, než se dříve předpokládalo (Lelieveld a kol., 2008). To má významné důsledky pro pochopení rozpočtu oxidantů v ovzduší, do kterého se dostávají velké množství BVOC, například v mezní vrstvě nad tropickými a boreálními lesy.

Stejně jako OH může i O₃ působit jako oxidační činidlo pro nenasycené BVOC. Adice O₃ na dvojnou vazbu uhlík-uhlík vede ke vzniku ozonidů, které jsou nestabilní a podléhají rychlému rozkladu. Tím mohou vznikat organické volné radikály, které mohou tvořit OH a RO₂, a tak zprostředkovávat výše popsaný rozpočet O₃ v troposféře.

V noci, kdy jsou koncentrace OH fakticky nulové, může být oxidace BVOC řízena reakcí s nitrátovým radikálem (NO_3) (Ng a kol., 2017), vznikajícím následujícími reakcemi (Atkinson, 2008):

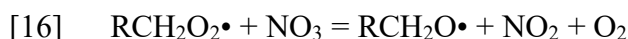
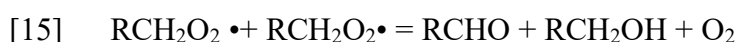
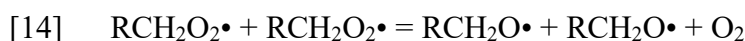
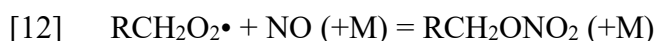


Vzhledem k jeho rychlé reakci s NO a krátké době života (přibližně 5 sekund) ve slunečním světle v důsledku fotolýzy jsou koncentrace NO_3 přes den nízké (Atkinson, 2008):



V noci se ale tyto koncentrace mohou zvýšit, což může vést k odstranění BVOC, které by jinak byly k dispozici pro denní tvorbu O_3 . Reakční rychlosti NO_3 s většinou BVOC jsou však poměrně nízké (jedna pětina reakční rychlosti s OH v případě isoprenu), a proto je reakce s OH obvykle dominantní cestou oxidace.

Obecně mechanismy degradace BVOC v atmosférické chemii byly popsány následujícím způsobem (Atkinson, 2008) (Obr. 1):

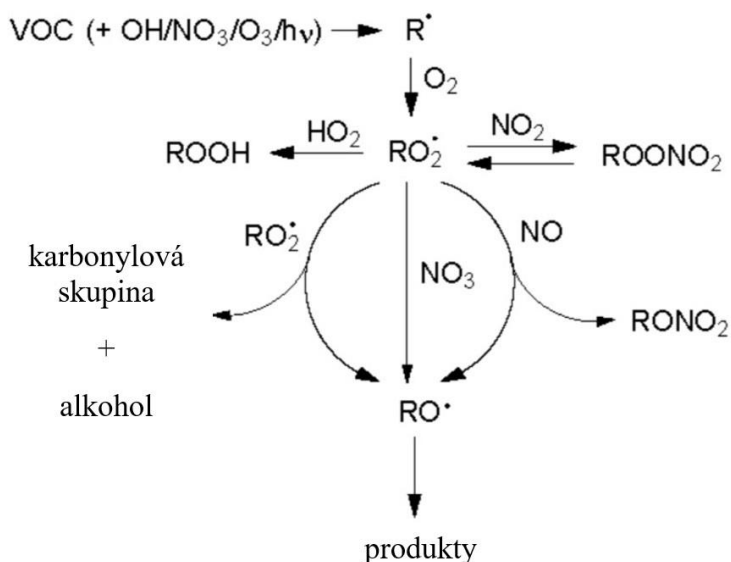


Ačkoli podrobnosti oxidačních reakcí BVOC nejsou dosud s úplnou jistotou známy, je zřejmé, že oxidace BVOC může ovlivnit oxidační kapacitu troposféry, a tím i rychlost oxidace, tvorbu a koncentraci ostatních stopových plynů (Fehsenfeld a kol., 1992; Lelieveld a kol., 2008).

Jak bylo uvedeno výše, oxidace BVOC pomocí OH může za přítomnosti dostatečného množství NO_x , vést k tvorbě O_3 v troposféře narušením fotochemického ustáleného stavu O_3 (tj. umožnit oxidaci NO na NO_2 bez odstranění molekuly O_3), a tak způsobit zvýšené koncentrace O_3 . Emise NO_x mohou být důsledkem spalování fosilních paliv, aplikace hnojiv a spalování biomasy, stejně jako přirozené produkce bleskem. Kvůli tomu, že troposférická fotochemie je vzhledem k emisím prekurzorů

O₃ značně nelineární, je pro určení vlivu emisí BVOC na koncentrace O₃ v troposféře nutné modelování (Fowler a kol., 2008).

Obr. 1: Mechanismy degradace BVOC. Převzato a upraveno: Atkinson, 2008.



Emise BVOC mohou být důležitými prekurzory fotochemického smogu a produkce O₃ na regionální úrovni (Chameidese a kol., 1988). Kromě toho, protože OH je hlavním oxidačním činidlem methanu, třetího nejvýznamnějšího skleníkového plynu v atmosféře (po vodní páře a CO₂), mohou emise BVOC zvyšovat životnost methanu v atmosféře, a tak nepřímou ovlivňovat radiační bilanci Země (Wuebbles a kol., 1989). Výsledné změny klimatu mohou následně přímo i nepřímou ovlivnit míru emisí BVOC a potenciálně tak vytvořit pozitivní zpětnou vazbu v klimatickém systému. Vývoj nové generace spojeného systému emisí BVOC a atmosférická chemie-klima je nutný, aby bylo možné omezit velikost tohoto účinku.

Ačkoli oxid uhelnatý (CO) je emitován přímo živými, stárnoucími a odumřelými listy (Tarr a kol., 1995), oxidace BVOC také přispívá významným množstvím oxidu uhelnatého. CO ovlivňuje oxidační kapacitu atmosféry stejným způsobem jako isopren tím, že funguje jako pohlcovač OH (Logan a kol., 1981). Oxidace CO tedy může působit jako zdroj nebo pohlcovač O₃ v závislosti na dostupnosti NO_x. Jakmile CO vznikne, může být přenášen na velké vzdálenosti díky své relativně dlouhé životnosti v atmosféře, která činí několik měsíců, a proto mohou BVOC tímto způsobem ovlivňovat chemismus atmosféry v globálním měřítku (Fehsenfeld a kol., 1992; Lerda a Slobodkin, 2002).

6.2 Tvorba sekundárních organických aerosolů

BVOC nejen ovlivňují chemii plynné fáze atmosféry, ale mohou také vést k tvorbě sekundárních organických aerosolů (SOA). Mechanismy, kterými může oxidace BVOC vést ke vzniku SOA v čistém ovzduší, nejsou dosud zcela objasněny (Kulmala, 2003), je však zřejmé, že oxidační produkty BVOC mají obecně nižší tlak par než primární sloučeniny, a mohou tedy snadněji kondenzovat na již existujících molekulárních shlucích (Joutsensaari a kol., 2005). Laboratorní studie a terénní pozorování naznačují, že terpeny a seskviterpeny emitované vegetací mohou být významnými zdroji SOA (Joutsensaari a kol., 2005), přičemž výtěžnost dosahuje až 80 % (Hoffmann a kol., 1997), SOA vznikají rovněž oxidací isoprenu (Claeys a kol., 2004).

Aerosoly hrají důležitou roli v atmosférických procesech tím, že rozptylují a pohlcují sluneční záření, ovlivňují tvorbu oblačnosti a účastní se heterogenních chemických reakcí, čímž ovlivňují distribuci a množství stopových plynů v atmosféře (Andreae a Crutzen, 1997; Haywood a Boucher, 2000; Choi a kol., 2015). Kromě toho aerosoly přímo ovlivňují klima tím, že rozptylují sluneční záření. Nepřímo také mění radiační bilanci Země tím, že působí jako kondenzační jádra mraků, mění albedo mraků a stupeň oblačnosti, takže potenciálně vedou k čistému ochlazení zemského povrchu během dne (Ramanathan a kol., 2001; Malavelle a kol., 2019; Mahilang a kol., 2020). Ačkoli je známo, že podstatnou část aerosolových částic v odlehlých oblastech tvoří organický materiál a že oxidace BVOC může vést k tvorbě SOA, není zatím jasné, jak důležitá je tvorba SOA pro změnu klimatického systému. Zvýšená oblačnost může také snížit výskyt nízkých nočních přízemních teplot, které mohou poškodit rostliny (Hayden, 1998). Možnost, že tvorba SOA z emisí BVOC ochlazuje Zemi a zmírňuje tak emise BVOC z rostlin závislé na teplotě a další podobné zpětné vazby v zemském systému jsou předmětem mnoha současných výzkumů., proto existuje možnost zpětné vazby mezi BVOC, SOA a klimatem.

Atmosférické aerosoly se dělí na dvě části podle jejich zdrojů: antropogenní, kteréž pocházejí ze spalovacích činností využívajících biomasu, fosilní paliva a pevná paliva v domácnostech, a přírodní, což jsou třeba sopečné erupce, větrem hnaná resuspenze půdy a minerální prach (Majumdar a kol., 2012). Bylo uvedeno, že sekundární aerosolové částice vznikají procesem přeměny plynu na částice, nukleací, kondenzací a různými vícefázovými chemickými reakcemi (Mahilang a Deb, 2020).

Biogenní těkavé organické sloučeniny produkované rostlinami jsou v troposféře extrémně reaktivní a jejich životnost se pohybuje v rozmezí minut až hodin. Při kontaktu BVOC s atmosférickými oxidanty dochází k tvorbě SOA prostřednictvím postupných heterogenních reakcí (Tajuelo a kol., 2019). BVOC podléhají fotochemickému rozkladu za vzniku oxidačních produktů v plynné fázi a v důsledku různých heterogenních reakcí plynných prekurzorů vznikají SOA, tedy biogenní sekundární organické aerosoly (BSOA) (Marais a kol., 2016; Boy a kol., 2019).

Rozklad emitovaných těkavých organických látek je iniciován buď oxidanty přítomnými v atmosféře, tedy radikály OH, NO₃, O₃, nebo fotolýzou. Za určitých podmínek iniciuje oxidaci VOC také radikál chloru (Cl). V zeměpisných lokalitách s nízkým množstvím radikálů Cl vznikajícího heterogenní reakcí nad mořským povrchem probíhá oxidace VOC mechanismem iniciovaným OH. Byl vyvinut předpoklad vysokého zatížení Cl nad kontinentálními oblastmi (Wennberg a kol., 2018; Guo a kol., 2020). Degradace VOC iniciovaná radikálem Cl tedy zcela závisí na ovlivňující dostupnost zájmového radikálu geografické poloze, a tyto kompetitivní oxidační procesy — buď na nabídce mateřské VOC, nebo na atmosférických podmínkách (Atkinson a Arey, 2003; Bianchi a kol., 2019). Byla předpovězena postupná degradace, při níž počáteční oxidace podporuje vznik produktů první generace, které zahrnují soubor organických produktů obsahujících jednu nebo více oksyločených funkčních skupin, jako —CHO, —OH, >CO, —NO₂, —COONO₂, —COOH, —OOH a —COOOH atd. Další oxidace těchto sloučenin vede k tvorbě vysoce těkavých a rozpustných organických sloučenin druhé generace, v nichž se přidávají další oxidované funkční skupiny. Oxygenované produkty s nižším řetězcem jsou těkavější než produkty s vyšším nebo dlouhým řetězcem. O osudu těchto organických sloučenin rozhodují tři postupné procesy, a to fragmentace na CO₂, funkcionalizace za vzniku méně těkavých produktů nebo usazování za mokra či za sucha (Atkinson a kol., 2006).

Nad aerosoly mohou vznikat různé typy oligomerů, jako je asociace druhů s nízkým obsahem uhlíku (oxidační produkty glyoxalu), epoxidů isoprenu a prekurzorů s vysokým obsahem uhlíku (oxidační produkty pinenu) (Hall a Johnston, 2011). Byla rovněž zaznamenána tvorba oligomerů ve vodné fázi glykolaldehydu, glyoxalu a methylglyoxalu prostřednictvím oxidace těchto plynných druhů s NO_x a OH (Lin a kol., 2014).

S rostoucím obsahem kyselých aerosolů zvyšuje se i tvorba organických síranů, což jsou sulfátové deriváty SOA. Bylo uvedeno, že zvyšující se kyselost sulfátových semen může významně zvýšit tvorbu sulfátových derivátů SOA (Surratt a kol., 2007), a byla zaznamenána tvorba organosulfátů z C₅-alkentriolů, 2-methyltetrolů, kyseliny 2-methylglycerové, hydroxyacetonu, glyoxalu, methylglyoxalu a metakroleinu přítomných v aerosolech. Za vznik SOA není odpovědná pouze těkavost vznikajícího produktu, zásadní roli v chemii tvorby SOA hrají také některé atmosférické parametry, jako je obsah vody, kationtů, aniontů a relativní vlhkost vzduchu (Surratt a kol., 2006). V atmosféře se nachází nesčetné množství organických sloučenin, které buď roste nebo se tyto látky rozkládají. Nejvíce studovaným aspektem degradační chemie VOC je chemie iniciovaná OH radikály (OH), kteréž jsou je dominantní v denní době (Pagonis a kol., 2019). Mechanismus iniciovaný OH je většinou upřednostňován pro tvorbu SOA v níž dochází k reakci radikálových peroxy RO₂ a oxy RO forem, přičemž RO vzniká z RO₂ za přítomnosti vysokého obsahu NO_x v atmosféře. Z toho také vyplývá, že tvorba produktu je silně závislá na struktuře emitovaných těkavých organických sloučenin a také na meteorologické proměnné, tedy na teplotě, relativní vlhkosti atd. (Atkinson, 2007). Existují tři cesty, kterými RO reaguje: tvorbou karbonylových skupin a HO₂, rozkladem za vzniku menších karbonylů a radikálů organických sloučenin, anebo tvorbou hydroxyderivátů karbonylů a HO₂ prostřednictvím izomerace s následnou reakcí posunu vodíkového atomu. NO tvoří při interakci s RO₂ RONO₂, zatímco NO₂ při reakci s RO₂ vede ke vzniku atmosféricky stabilních peroxyhydrátů (RO₂NO₂). NO₃ hraje klíčovou roli v noční atmosférické chemii, zatímco O₃ působí jako oxidant ve dne i v noci. Někde, zejména v mořské atmosféře, působí Cl• jako aktivní oxidant a podílí se na rozkladu těkavých organických látek (Guo a kol., 2020).

Těkavé organické látky procházející se několika stupňovitými degradačními procesy, vedou dále ke vzniku extrémně málo těkavých organických látek (angl. extremely low volatility organic compounds, ELVOC), kteréž jsou poté kondenzovány do již existujících atmosférických partikulí, na nichž probíhá zbytek procesu tvorby SOA. Bylo uvedeno také budování vysoce oxidovaných multifunkčních (angl. highly oxidized multifunctional, HOM) meziproduktů v plynné fázi troposféry (Kulmala a kol., 1998; Ehn a kol., 2012). Vznik HOM v plynné fázi je důležitým kanálem oxidace

monoterpenů, prostřednictvím autooxidace alkylperoxyradikálu intramolekulárním posunem atomu vodíku (Jokinen a kol., 2014).

Jakmile se SOA vytvoří v částicové fázi, jejich osud v atmosféře pokračuje růstem částic, stárnutím a nakonec odstraněním buď prostřednictvím odpařování, nebo suchou a mokrou depozicí (Wong a kol., 2019). V souvislosti s BSOA bylo provedeno mnoho komorních studií a filmových prací, ale pochopení dynamiky vzniku a charakterizace BSOA je stále náročné a také je důležité pochopit jejich nepřímé účinky na klima a lidské zdraví (Oberdörster a kol., 2005; Mauree a kol., 2019).

7. Vliv na životní prostředí

Vzhledem k významnému vlivu BVOC na atmosférickou chemii a přetrvávající v ní procesy, lze celkově říci, že tyto sloučeniny mají podstatný vliv na kvalitu ovzduší, čímž dokážou ovlivnit různé aspekty životního prostředí. I když samotné BVOC nepředstavují značné riziko, přispívají ale k tvorbě troposférického ozonu a SOA, jakožto látek, patřících do významných atmosférických znečišťovatelů. Dochází tedy k nepříznivým klimatickým a zdravotním účinkům, a také poškozování vegetace.

Podílejíc na tvorbě SOA, BVOC zásadně ovlivňují nejen složení atmosféry, ale i tvorbu kondenzačních jader mraků. Zvýšené emise zkoumaných látek se rovněž mohou podílet na zvýšení zemského albeda a prodloužit životnost methanu, čímž se zvyšuje skleníkový efekt, ke kterému přispívá i vzniklý oxidačními atmosférickými reakcemi těchto sloučenin ozon a zvýšený v důsledku potlačení danými látkami fotosyntézy listů CO₂.

Kromě toho, navzdory významné produkci BVOC samotnou vegetací, jejich zvýšené emise pozitivně korelují s koncentrací troposférického ozonu, což má za následek snížení produkce a výnosnosti zemědělských kultur a poškozování rostlinstva obecně, přičemž zjištěný nepříznivý vliv byl objeven jak na pastvinách, tak v lesích.

Vzniklé SOA a ozon jsou schopné také vyvolávat dráždění dýchacích cest a kašel, ovlivňovat psychické i fyziologické funkce organismu. Kdyžto expozice přírodním prostředím, jako jsou lesy a zelené plochy, celkově přispívá ke snížení stresu, a dokonce i prevenci násilí a kriminality, zvýšené koncentrace SOA a jemných částic (PM) v ovzduší, naopak, vykazují negativní účinky na kardiovaskulární a respirační systém. Dlouhodobá expozice ozonu je též spojena se zvýšenou úmrtností a morbiditou kardiovaskulárního systému, a rovněž se snížením plicních funkcí a zvýšeným rizikem kardiovaskulární mortality.

7.1 Regulace klimatu

V minulosti byla klimatickým účinkům BVOC věnována menší pozornost, protože se předpokládalo, že krátká životnost BVOC by jim zabránila mít jakýkoli významný přímý vliv na klima. S postupem času však bylo objeveno velké množství

důkazů, že tento vliv může být významný v různých prostorových měřítcích, od místních po regionální a globální prostřednictvím tvorby kondenzačních jader aerosolu a mraků a přímých a nepřímých skleníkových efektů. Tento efekt může být ještě významnější vzhledem k zvyšujícím se emisím v reakci na oteplování a globální změny.

Jak již bylo zmíněno, BVOC mohou být nejdůležitějším faktorem, podporujícím tvorbu a růst SOA, při tom velké a okysličené BVOC, často se vyskytující v emisích rostlinných druhů, se zdají být zvláště důležité při nukleaci a růstu částic (Mentel a kol., 2009). Bylo prokázáno, že terpenoidy vedou k tvorbě aerosolu rychlými reakcemi s atmosférickými oxidanty, jako je ozon, hydroxylové a dusičnanové radikály (Kulmala a kol., 2004), a velmi málo těkavé produkty vznikají také ozonolýzou některých terpenů (Hoffmann a kol., 1998). Tyto produkty s nízkou těkavostí se potom snadno účastní procesů konverze plynu na částice (Atkinson, 2000). Zvýšené emise BVOC projektované pro blízkou budoucnost nebo ve srovnání s předchozími desetiletími tak generují více kondenzovatelných par a aerosolové částice teoreticky narostou na velikost cloudových kondenzačních jader (CCN) za kratší dobu, čímž se také zvýší koncentrace CCN (Kurtén a kol., 2003) a následně i optická tloušťka jednotlivých mraků, což zároveň s tím má za následek zvýšení odrazu slunečního světla zpět do vesmíru. Jelikož mraky značně ovlivňují rozpočet záření Země, a přispívají tím k albedu a skleníkovým efektům, v důsledku čehož by mělo docházet k intenzivnějšímu čistému ochlazování povrchu Země během dne kvůli zachycení radiace, nárůst aerosolů, buď přímo, odrazem více slunečního záření, nebo nepřímo, zvýšením CCN, snižuje množství slunečního záření dopadajícího na povrch Země s následným chladícím efektem. Tak, byla pozorována optická tloušťka aerosolu způsobená BVOC, která v létě postačila k vytvoření regionálního chladícího oparu nad jihovýchodem USA, a tímto představila významný potenciál pro regionální negativní zpětnou vazbu na oteplování klimatu (Goldstein a kol., 2009). Kromě toho, aerosoly rozptylují světlo přijímané vrchlíkem, čímž zvyšují fixaci CO₂ a poskytují další nepřímou, potenciálně negativní zpětnou vazbu na oteplování (Niyogi a kol., 2004).

Při měření a modelování dopadů radiační bilance a chemického složení ovzduší přimícháním jedle bělokoré (*Abies alba*) do evropských bukových porostů (*Fagus sylvatica*), jakožto strategii pro snížení zranitelnosti lesů v průběhu očekávaného oteplování, včetně změn v emisích biogenních těkavých organických látek, bylo

sledováno způsobené zvýšenou frakcí jedle bělokoré menší albedo a simulována větší evapotranspirace, což vedlo k suššímu a teplejšímu lesu. Zatímco emise isoprenu byly u obou druhů zanedbatelné, emise seskviterpenů a monoterpenů byly větší u jedle než u buku. Z těchto rozdílů bylo odvozeno, že koncentrace ozonu i sekundárních organických aerosolů a kondenzačních jader mraků se regionálně zvýší, a relativně mírný scénář změny dřevin změní i energetickou bilanci a kvalitu ovzduší způsobem, který by mohl potenciálně ovlivnit klima v krajinném měřítku (Bonn a kol., 2020).

Bylo také pozorováno, že BVOC pomáhají zpomalit noční ochlazování v oblastech s relativně suchými vzduchovými hmotami a aktivní fotosyntézou (Hayden, 1998). Extrémní noční inverze (o 5–10 °C teplejší ve výšce 50 m nad zemí než při zemi) byly hlášeny v terénu v oblastech pokrytých vysokými terpenovými zářiči (Larom a kol., 1996). Tyto zpomalené tepelné ztráty a přidávání tepla do spodní atmosféry byly interpretovány jako výsledek skleníkového působení některých BVOC v kombinaci s latentním teplem kondenzace vody na aerosoly odvozené od BVOC, které se uvolňují do životního prostředí (Fuentes a kol., 2001). Zmíněná pozitivní zpětná vazba na oteplování by mohla být také zesílena zvýšenými emisemi BVOC.

Kromě toho, provedením rozsáhlého výzkumu procesů, vedoucích ke vzniku SOA, včetně atmosférické oxidace těkavých organických sloučenin (VOC) z biogenních a antropogenních zdrojů, dělení plyn-částice a vícefázových/heterogenních reakcí, bylo hlášeno, že řada chemických a fotochemických procesů stárnutí primárních aerosolů a SOA vede k tvorbě „hnědého uhlíku“, což je termín, který označuje rozpustné a nerozpustné složky absorbující světlo a ovlivňující tím mnoha způsoby zemské klima (Al-Abadleh, 2021).

Navíc, jak bylo uvedeno výše, BVOC také zvyšují produkci ozonu a životnost methanu v atmosféře, čímž zvyšují skleníkový efekt těchto plynů. Tak, z hlediska interakcí O₃ s vegetačním pokryvem je známo, že poškozují rostlinné buňky a potlačují fotosyntézu listů, což může dále snížit příjem pozemského uhlíku a zanechat více oxidu uhličitého (CO₂) v atmosféře, v důsledku čehož koncentrace CO₂ v ovzduší významně narůstá, což je patrnější ve vegetačním období. Takové dopady O₃ by měly být brány v úvahu v globálním uhlíkovém cyklu a budoucí změně klimatu (Xie a kol., 2019). Bylo také prokázáno, že zvýšení koncentrace ozonu ovlivňuje produktivitu rostlin, čímž dochází k výraznému potlačení globálního propadu uhlíku v půdě (Sitch

a kol., 2007). V důsledku toho se v atmosféře hromadí více oxidu uhličitého, výsledné nepřímé radiační působení vlivu ozonu na rostliny by mohlo takto přispět ke globálnímu oteplování více než přímé radiační působení v důsledku zvýšení troposférického ozonu.

Zdá se tedy, že nárůst emisí BVOC očekávaný v důsledku současného oteplování a globálních změn by tak mohl významně přispět, buď to prostřednictvím negativních, anebo pozitivních zpětných vazeb, ke komplexním procesům spojeným s globálním oteplováním. Zda zvýšené emise BVOC ochlazují nebo oteplují klima, závisí na relativních vahách negativních, jakožto zvýšené albedo a fixace CO₂, a pozitivních, jako třeba zvýšené působení skleníkových plynů, zpětných vazeb (Peñuelas a Llusà, 2003). Laboratorní experimenty, globální modelování klimatu a rozsáhlé mezinárodní měřicí kampaně jsou nezbytné pro zodpovězení této otázky a pro vypracování kvantitativnějších odhadů jejího klimatického významu.

7.2 Poškození vegetace

Ačkoli jsou BVOC syntetizovány samotnými rostlinami a mohou mít ochranné účinky, existují i negativní aspekty vlivu těchto látek na vegetaci, a to konkrétně v důsledku nepřímého poškození troposférickým ozonem, vznikajícím při atmosférických reakcích BVOC jako prekurzorů dané látky. Je známo, že přízemní ozon poškozuje rostlinné buňky a potlačuje fotosyntézu listů (Xie a kol., 2019). Bylo potvrzeno, že současné úrovně koncentrace O₃ způsobují značné škody na výnosech plodin po celém světě. Reakce emitovaných prekurzorů (většinou methanu a oxidů dusíku) se slunečním zářením přispívá k úrovním O₃, které překračují stanovené prahové hodnoty pro poškození plodin (Sampedro a kol., 2020). Předpokládaný roční ekonomický dopad ztrát způsobených O₃ od roku 2010 do roku 2080 je v miliardách amerických dolarů v cenách roku 2015 5,0–6,0 pro kukuřici, 9,8–18,8 pro sójové boby, 6,7–10,6 pro rýži a 10,4–12,5 pro pšenici v Číně, s velkými ztrátami u pšenice a sóji způsobenými jejich srovnatelně vysokou odezvou na O₃. Existují tedy přímý dopad na budoucí zemědělské trhy. Souhrnná čistá současná hodnota rostlinné produkce by se proto na celosvětové úrovni snížila přibližně o 90,8 miliardy USD. Tyto změny však nejsou rovnoměrně rozloženy mezi regiony a čistá současná tržní hodnota plodin by se zvýšila až o 118,2 miliardy USD (Indie) nebo klesla až o 59,2 miliardy USD (Čína).

Tak, během pozorování vlivu hladiny O_3 na rýži, bylo potvrzeno, že ozon může snížit výšku rostlin, inhibovat vývoj odnožování a počet lat na rostlinách, a také významně snížit počet klásků na latu, procento a hmotnost plně naplněných zrn, a tím mít negativní účinky na všechny výnosové vlastnosti (Shao a kol., 2020).

Ozon také nepříznivě ovlivňuje vegetaci lesů a pastvin, což bylo zjištěno během provedení několika experimentů. Bylo vypočteno třeba, že ozon snižuje čistou fotosyntézu stromů o 11 % a hmotnost stromů o 7 % (Wittig a kol., 2007; Wittig a kol., 2009).

Snížením růstu a zvýšenou spotřebou vody dospělých lesních stromů při epizodicky vysokých koncentracích O_3 v prostředí bylo také naznačeno, že O_3 je schopen zesílit nepříznivé účinky zvyšujících se teplot na růst lesa a jeho hydrologii (McLaughlin a kol., 2007). Okolní O_3 způsobil periodické zpomalení sezónního růstu, které lze částečně přičíst zesílení denních ztrát vody ve stoncích stromů. Tato reakce byla zprostředkována statisticky významným zvýšením denního průtoku mízy vyvolaného O_3 a vedla u většiny druhů k sezónním ztrátám v růstu kmene o 30-50 % ročně.

Během sedmiletého pěstování tří modelových společenstev osiky třeslicové jako monokultury a ve směsi s břízou papírovou nebo javorem cukrovým za zvýšené koncentrace CO_2 a O_3 bylo pozorováno, že přítomnost zvýšeného O_3 urychlila přeměnu porostů na břízu papírovou, zatímco přítomnost zvýšeného CO_2 ji oddálila (Kubiske a kol., 2006). Zvýšený O_3 tedy mírně zvyšuje rychlost přeměny porostů osiky na javor cukrový, ale javor se při zvýšeném CO_2 dostává do konkurenční nevýhody vůči osice. Existuje tedy vazba mezi hladinou O_3 a přeměnou porostů, je zde ale rozhodující citlivost druhu na ozon. Po vypočítání indexu relativní citlivosti na ozon byly tedy testovány spojené s ní vlastnosti a zjištěny některé vztahy ve srovnání s fyziologickými a ekologickými vlastnostmi rostlin (Hayes a kol., 2007). Zvláště citlivé na ozon byly rostliny terofytní životní formy. Druhy s vyšší koncentrací dusíku v dospělých listech byly citlivější než druhy s nižší koncentrací dusíku v listech. Naproti tomu nebyly zjištěny žádné vztahy mezi relativní citlivostí k ozonu a koncentrací P ve zralých listech, délkou trvání listů, obdobím kvetení, hustotou stomat a maximální nadmořskou výškou.

V pastvinách je situace složitější: travní porosty jsou velmi rozmanité, vícedruhové společenstva se širokou škálou produktivity. Proto je zde předpovídání komplikovanější, závisí na citlivosti jednotlivých druhů, vzájemných a konkurenčních interakcích a specifických mikroklimatických podmínkách, které mohou ovlivňovat reakce jednotlivých druhů na O₃. Ačkoli byla prokázána snížená produktivita pastvin za zvýšené koncentrace této látky (Bassin a kol., 2006), dalšími experimenty se zavedením mírného pásma (Volk a kol., 2010), vápencových (Thwaites a kol., 2006) a vysokohorských stanovišť (Bassin a kol., 2007) bylo objeveno, že čistá produkce organické hmoty těchto systémů je relativně odolná vůči rostoucímu O₃. Bylo také prokázáno, že druhy reagují na O₃ různě v závislosti na konkurenci (Scebba a kol., 2005), a O₃ může mít vliv na růst a přezimování lučních druhů (Hayes a kol., 2006). O₃ také způsobuje jemnější změny v asimilaci uhlíku, životnosti listů a biomasy u travních druhů, což naznačuje, že produktivita travních porostů může klesat v dlouhodobějším horizontu v reakci na O₃ (Dentener a kol., 2010).

7.3 Dopady na lidské zdraví

Samotné BVOC nejsou užitečnými biomarkery pro diagnostiku sledování onemocnění. Isopren, jakožto základní stavební jednotka pro dané sloučeniny, může dokonce být také produkován lidským tělem, zejména ve svalové tkáni (King a kol., 2010). Naopak, na základě aktuální situace v Číně a analýze vztahu mezi městskou zelení a zdravím dospělých středního a vyššího věku (Li a kol., 2023) bylo zjištěno, že obyvatelé žijící v parcích a dalších zelených prostředích mohou přispět ke zlepšení svého fyzického a duševního zdraví, snížit stres, a dokonce předcházet kriminalitě a násilí. Z výše zmíněného výzkumu vyplývá, že zvýšení ploch městské zeleně může výrazně zlepšit zdravotní stav dospělých středního a vyššího věku.

Obdobné výsledky byly dosaženy i během pozorování za 60 dospělými muži ve věku 19 až 24 let s podobným zdravotním stavem (Lyu a kol., 2019). U účastníků vystavených třídní terapii v bambusovém lese bylo pozorováno zvýšení pozitivní nálady, saturace krve kyslíkem a počtu a aktivity buněk přirozených zabíječů (NK). Výsledky poukázaly také snížení krevního tlaku a hladiny kortikosteronu. Celkově se třídní terapie bambusovým lesem zlepšila psychickou a fyziologickou pohodu a posílila imunitní funkce vysokoškolských studentů mužského pohlaví. Zvýšené

procento a aktivita buněk NK byla odhalena i zkoumáním vlivu éterických olejů ze stromů na imunitní funkce člověka u dvanácti zdravých mužů ve věku 37-60 let, kteří pobývali v městském hotelu po dobu 3 nocí od 19.00 do 8.00 (Li a kol., 2009). Aromatické těkavé látky (fytoncidy) byly vyráběny odpařováním oleje z kmene cypřiše *Chamaecyparis obtusa (hinoki)* pomocí zvlhčovače vzduchu v hotelovém pokoji během nočního pobytu. Ve vzduchu hotelového pokoje byly zjištěny fytoncidy, jako je α -pinen a β -pinen. Těmito zjištěními bylo naznačeno, že expozice fytoncidům a snížené hladiny stresových hormonů mohou částečně přispívat ke zvýšené aktivitě NK.

Během další studie s lidmi (Im a kol., 2016) byl prozkoumán vliv dvouhodinové expozice v lese na různé imunologické parametry, jakožto hladiny cytokinů, antioxidantů a stresu u vysokoškolských studentů. Výsledky byly porovnány s výsledky naměřenými v městském ovzduší. Bylo zjištěno, že po vystavení lesnímu prostředí došlo k významným změnám v hladinách cytokinů, které snižují hyperaktivitu imunitních buněk, kromě toho bylo pozorováno významné zvýšení antioxidačního účinku. Jedna studie navíc hodnotila změny v klinickém skóre pacientů s astmatem a atopickou dermatitidou po krátkodobém pobytu v lese a dospěla k závěru, že došlo ke zmírnění klinických příznaků a příznivému vlivu na spirometrické výsledky (Seo a kol., 2014).

Z jiného pozorování za dobrovolníky různého věku a pohlaví, u nichž bylo zaznamenáno sezónní astma, avšak bylo odhaleno, že zvýšený obsah pinenu, kafru, linaloolu, linalyl-acetátu, benzaldehydu a benzoové kyseliny předpovídají respirační symptomy (Gibbs, 2019). Byl tedy potvrzen předpoklad, že BVOC přispívají k sezónnímu astmatu, alergické rýmě a k astmatu "bouřky". Emise pinenu z druhů čeledi *Myrtaceae* (*Eucalyptus*, *Melaleuca*, *Leptospermum*, *Callistemon*), *Brassicaceae* (řepka) a jehličnanů po celém světě mohou vyvolávat a udržovat zánět dýchacích cest tím, že inhibují eozinofilní apoptózu. Široce používané éterické olejové produkty obsahující BVOC, jako je linalool, jsou zde spojovány s respiračními příznaky. Zpožděné reakce naznačily, že kognitivní asociace mezi expozicí a reakcí uživatelů jsou nepravděpodobné, což zvyšuje potenciál pro zhoršení zdraví zranitelných dětí.

Kromě toho, nedávným systematickým přehledem 22 klinických studií analyzujících účinky lesní koupele na stres bylo zjištěno, že hladiny kortizolu ve

slinách byly významně nižší u lesních skupin ve srovnání s kontrolními skupinami, a to jak před intervencí, tak po ní (Antonelli a kol., 2019), čímž bylo poukázáno, že ačkoli je zapotřebí dalšího výzkumu, důležitou roli v tom, že lesní koupele mohou krátkodobě významně ovlivnit hladinu kortizolu, čímž se sníží stres, může hrát předpokládaný placebo efekt, jelikož návštěva lesa je považována za antistresovou praxi a zdá se, že její plánování může pozitivně ovlivnit úroveň kortizolu ještě před fyzickou interakcí, proto pozorování lesa a možná i samotná mentální vizualizace této události, může mít roli při spouštění očekávaných placebo efektů.

Dokázaný účinek čerstvého primárního aerosolu je však velmi odlišný od vznikajících při oxidaci prekurzorů plynné fáze v atmosféře SOA, vlastnosti jejichž částicové fáze ovlivňují složení a mění se s postupem času charakteristiky letitého aerosolu (Li a kol., 2019). Porovnáním pomocí aerosolové hmotnostní spektrometrie charakteristik submikronových aerosolů před a po stárnutí ve dvou předměstských lokalitách v Číně byly odhaleny odlišné klíčové faktory a mechanismy, ovlivňující tvorbu SOA, a tím i odlišné oxidační potenciály částic v ovzduší různých lokalit. Dalšími experimenty, prováděnými v ekologické komoře Carnegie Mellon za účelem vytvoření SOA z fotooxidace toluenu a dalších malých aromatických těkavých organických sloučenin v přítomnosti NO_x za různých oxidačních podmínek, byly zkoumány účinky oxidačních podmínek na složení organického aerosolu (OA), hmotnostní výtěžek, těkavost a hygroskopicitu (Hildebrandt Ruiz a kol., 2015). Bylo objeveno, že vyšší expozice hydroxylovému radikálu vedla k odlišnému složení OA, průměrnému oxidačnímu stavu uhlíku a hmotnostnímu výtěžku. Oxidační stav OA se během fotooxidace obecně zvýšil, a těkavost OA vytvořeného v těchto různých experimentech se změnila až o faktor 30, což dokazuje, že OA vytvořený za různých oxidačních podmínek může mít významně odlišnou koncentraci nasycení hygroskopicitou a oxidačním stavem.

Bylo ale potvrzeno, že bez ohledu na složení, dlouhodobé vystavení okolním SOA způsobuje zdravotní účinky v důsledku vdechování jemných částic (Hasegawa a kol., 2023). Během provedené studie, spočívající v shromáždění a následném hodnocení údajů o počtu denních hospitalizací, údajů o znečišťujících ovzduší látkách a údajů o meteorologických podmínkách zaznamenaných od dubna 2016 do března 2019 ve 139 japonských městech, bylo prokázáno, že souvislosti mezi denními PM_{2,5} a každodenními kardiorespiračními hospitalizacemi mohou přetrvávat i při nízkých

koncentracích, včetně těch, které jsou pod nejnižší hodnotou směrnice pro kvalitu ovzduší Světové zdravotnické organizace (WHO AQG). Zjištění naznačilo, že aktualizovaná směrná hodnota koncentrací PM_{2,5} pod 15 µg/m³ může být z hlediska veřejného zdraví stále nedostatečná.

Několika epidemiologickými a toxikologickými studiemi bylo prokázáno, že jemné částice působí závažný problém i tím, že jsou schopné pronikat do orgánů, včetně mozku a srdce, po vdechnutí. Je také možné i následné usazování aerosolu v dýchacím traktu (Schraufnagel, 2020; Collivignarelli a kol., 2023). Vyskytující se ve vzduchu ve velkém množství ultrajemné částice (PM_{0,1}) také představují velké zdravotní riziko, vstupující obvykle do těla plícemi, kde ale následně translokují se v podstatě do všech orgánů. Ve srovnání s jemnými částicemi (PM_{2,5}) způsobují více plicního zánětu, jsou déle zadržovány v plicích, a jejich toxicita se zvyšuje s menší velikostí, větším povrchem, adsorbovaným povrchovým materiálem a fyzikálními vlastnostmi částic. Expozice PM_{0,1} vyvolává kašel a zhoršuje astma, dané částice způsobují také systémový zánět, endoteliální dysfunkci a změny koagulace, které jedince predisponují k ischemickému kardiovaskulárnímu onemocnění a hypertenzi. PM_{0,1} jsou spojeny s cukrovkou a rakovinou, a mohou cestovat čichovými nervy do mozku, čímž způsobit mozkovou a autonomní dysfunkci. Kromě toho expozice in utero zvyšuje riziko nízké porodní hmotnosti. Celkový potenciál PM_{0,1} způsobit poškození zdraví je velký, ale jejich přesná role u mnoha nemocí je stále neznámá a vyžaduje další výzkum (Schraufnagel, 2020).

Byl také vyvinut předpoklad o existenci souvislosti mezi částicemi PM a SARS-CoV-2. Předpokládá se, že PM hraje v COVID-19 dvojí roli: chronickou a akutní. Chronická role souvisí s možným vlivem dlouhodobé a krátkodobé expozice vysokým koncentracím PM u rozvíjejících se těžkých forem COVID-19 včetně úmrtí. Akutní role je spojena s možnou nosnou funkcí PM u SARS-CoV-2. Bylo zjištěno, že zánětlivý účinek na dýchací systém při krátkodobé expozici vysoké koncentraci PM a další negativní účinky na lidské zdraví v případech delší expozice zvyšují riziko rozvoje závažnější formy COVID-19 v případech nákazy. Výsledky ohledně PM působících jako přenašeče SARS-CoV-2 jsou ale rozporuplnější, zejména pokud jde o možnou inaktivaci viru v prostředí, proto se nepředstavuje možným odvodit žádné konečné vysvětlení předpokládané akutní role PM v šíření COVID-19 (Collivignarelli a kol., 2023).

Nepříznivé účinky na lidské zdraví vykazuje i další produkt chemické aktivity BVOC v atmosféře, — ozon. Jak už bylo popsáno výše, emise VOC jsou spojeny s výskytem fotochemického smogu. Je známo, že ozon způsobuje zánět průdušek a hyperreaktivitu dýchacích cest prostřednictvím oxidačního poškození a zánětu, přičemž zatímco ostatní látky znečišťující ovzduší, jako jsou částice PM a oxid dusičitý, vykazují klesající trendy v průměrných ročních koncentracích, koncentrace ozonu v poslední době ve většině zemí světa neklesly. Krátkodobé vystavení vysokým koncentracím ozonu bylo v mnoha oblastech světa spojeno se zvýšenou úmrtností a kardiovaskulární a respirační morbiditou, dlouhodobé účinky ozonu však byly prozkoumány méně než krátkodobá expozice kvůli obtížnosti modelování expozice a propojení mezi jednotlivými expozicemi a údaji o zdravotních výsledcích. Bylo odhaleno, že dlouhodobá expozice ozonu je spojena se zvýšeným rizikem kardiovaskulární a respirační mortality, a také s větším poklesem plicních funkcí a progresí emfyzému (Kim a kol., 2020).

Podle údajů z velkého národního průzkumu mezi dospělými staršími 40 let v Číně bylo také zjištěno, že populace může být vystavena zvýšenému riziku cévní mozkové příhody související s O_3 , i když hypotéza o celkovém riziku první mrtvice, spojené s krátkodobým zvýšením jeho hladiny nebyla potvrzena (Xue, 2019).

8. Současný stav řešené problematiky

V rámci dané kapitoly byly nalezeny a zanalyzovány dlouhodobě sledované imisní údaje ze dvou českých stanic, kterýmiž jsou pražská Libuš a nacházející se na Vysočině Košetice. Z veřejně přístupných na internetových stránkách Českého hydrometeorologického ústavu informací, dostupných také na webu kooperativního programu pro monitorování a hodnocení dálkového přenosu látek znečišťujících ovzduší v Evropě (neoficiálně angl. „European Monitoring and Evaluation Program“, EMEP), byly staženy a upraveny výsledky několikaletého pozorování koncentrace isoprenu, nejznámější biogenní těkavé organické látky, měřené během sledování za nemethanovými VOC v ovzduší (Př. 1; Př. 2). Za tímto účelem je od roku 2020 v České republice využívány plynové chromatografy s hmotnostní detekcí, jakožto technika, umožňující následné stanovení lehkých i standardních sloučenin daného typu, a také využívá naměřených koncentrací v projektových měřeních znečištění ovzduší (Sladeček a kol., 2023). Dalšími zpracovanými datami jsou údaje o imisích přízemního ozonu, oxidu dusíku, suspendovaných částic frakcí PM_{2,5} a PM₁₀, a také informace o teplotě, slunečním záření a srážkách v zkoumaných lokalitách, což jsou hodnoty s předpokladanou souvztažností vůči řešené problematice (Př. 3; Př. 4).

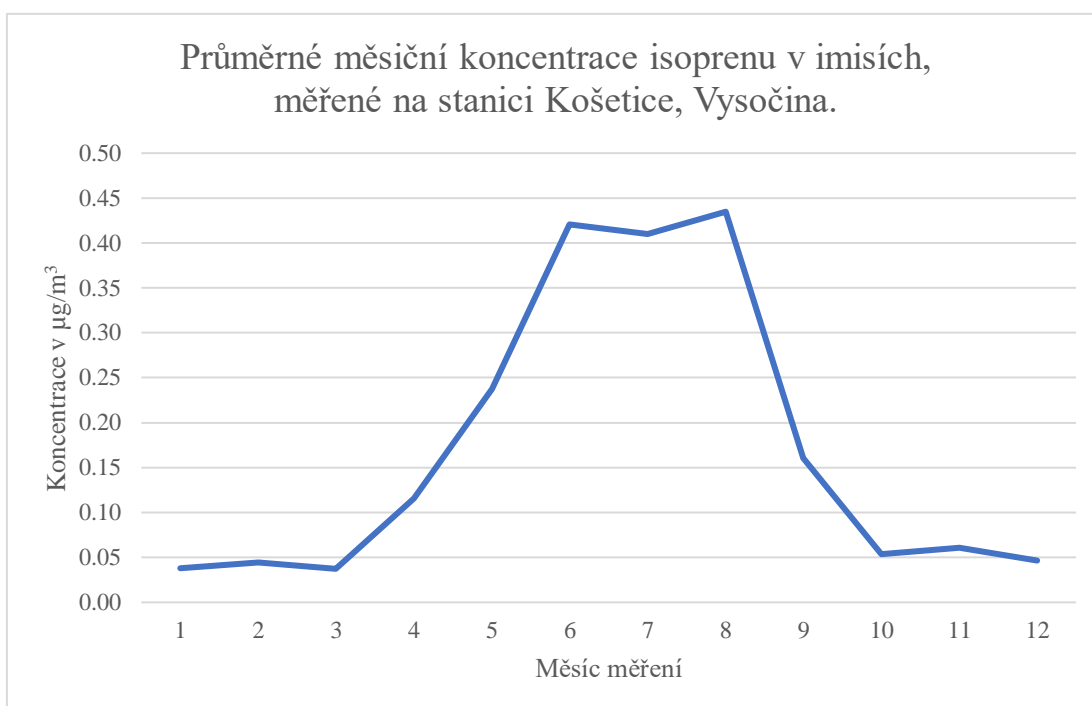
Nalezená data byly následně přepsány a upraveny dle potřeb v tabulkovém procesoru Microsoft Excel, v němž pomocí měsíčních a ročních aritmetických průměru, výpočítaných použitím funkce AVERAGEA, byly zkoumány dlouhodobé trendy vývoje isoprenových imisí během kalendářního roku a také v průběhu 26 let od 1997 až po 2022 rok pro každou zkoumanou stanicí zvlášť. Výstupem této úlohy slouží spojnicové grafy časových tendencí, vytvořené prostřednictvím nabídky Grafy v záložce Vložení.

Ze dvou dalších vytvořených tabulek, znázorňujících průběh změn středních hodnot pozorování více látek a faktorů prostředí, byly zjištěny jejich vztahy s isoprenem, odrážející se v korelačních koeficientech. Daná úloha byla také zcela vypracována v prostředí výše zmíněného softwaru s použitím funkce CORREL. Výsledné údaje uvádí hodnoty pro každou stanicí odděleně, výstupem je ale tabulka se shrnutými daty.

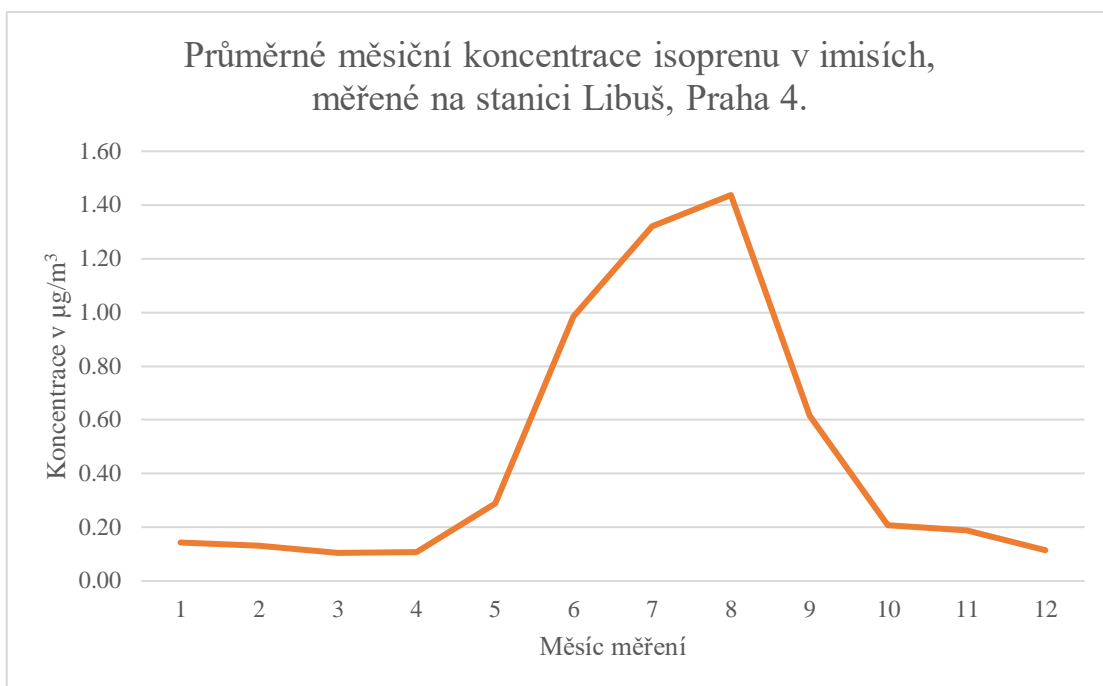
8.1 Průběh změn imisních hodnot v čase

Z výsledného grafu, zobrazujícího průměrné měsíční koncentrace isoprenu v imisích, měřených na stanicích Košetice (Obr. 2), je zřejmé, že nejvyšších středních hodnot bylo dosaženo někdy kolem šestého a osmého kalendářních měsíců, což je v plném souladu s existujícími poznáními o sezonním výkyvu dané látky v atmosféře, stejně je tomu i u resultátů měření libušské stanici (Obr. 3), kde nejvyšší koncentrace však byla pozorována jedině v osmém měsíci. Celkově byly průměrné imise v létě, a také na konci jara a začátku podzimu výrazně odlišné od mnohem nižších zimních ukazatelů. Pozoruhodnou zmínkou je zde i rozdíl v chování spojnic během letní sezony, který by mohl být objasněn jak odlišným vegetačním obdobím ovlivňujících imise rostlin, tak i různorodostí působících faktorů prostředí a probíhajících v chemii atmosféry reakcí. Vzhledem k nedostatku informací, potřebných pro vysvětlení sledovaných výkyvu, nepředstavuje se možným shrnutí důvěryhodného závěru, obsahujícího objasnění tohoto jevu, lze ale s jistotou konstatovat, že emise isoprenu na území České republiky převládají především v teplejším období, což by mohlo být spojeno nejen s příznivými teplotními podmínky, ale také s úrovní slunečního záření a aktivitou emisních zdrojů.

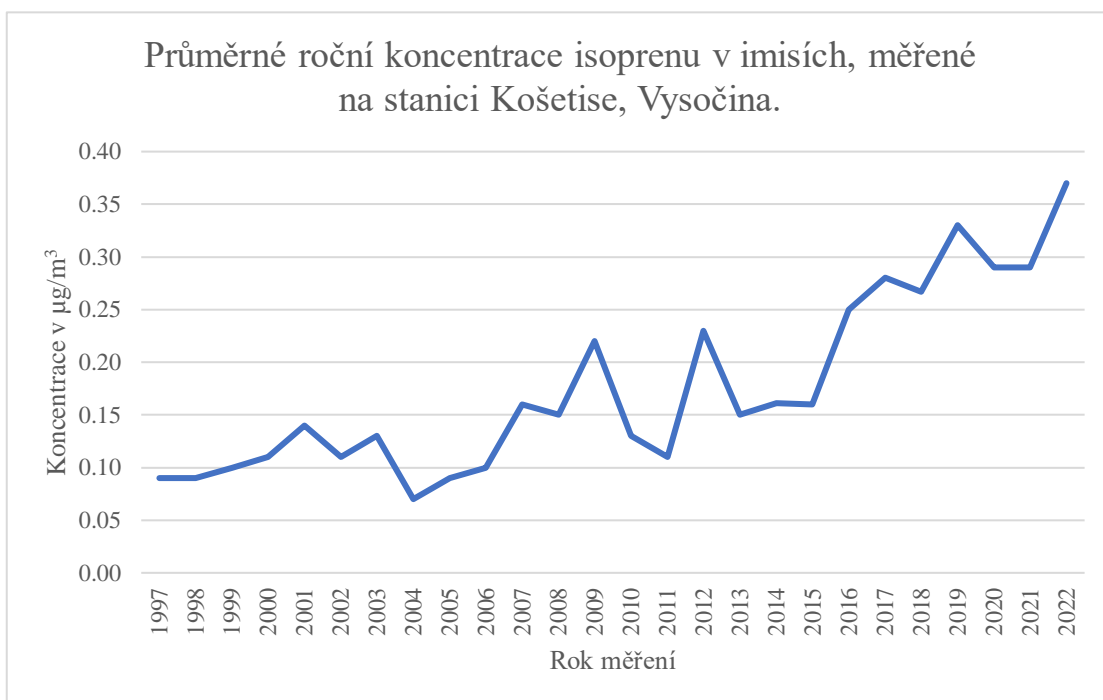
Obr. 2. Průměrné měsíční koncentrace isoprenu v imisích, měřené na stanici Košetice, vypočtené na základě dat od roku 1997 do 2022, převzatých a upravených z CHMI, ©2023.



Obr. 3. Průměrné měsíční koncentrace isoprenu v imisích, měřené na stanici Libuš, vypočtené na základě dat od roku 1997 do 2022, vyjímá 2013 a 2018, převzatých a upravených z CHMI, ©2023.



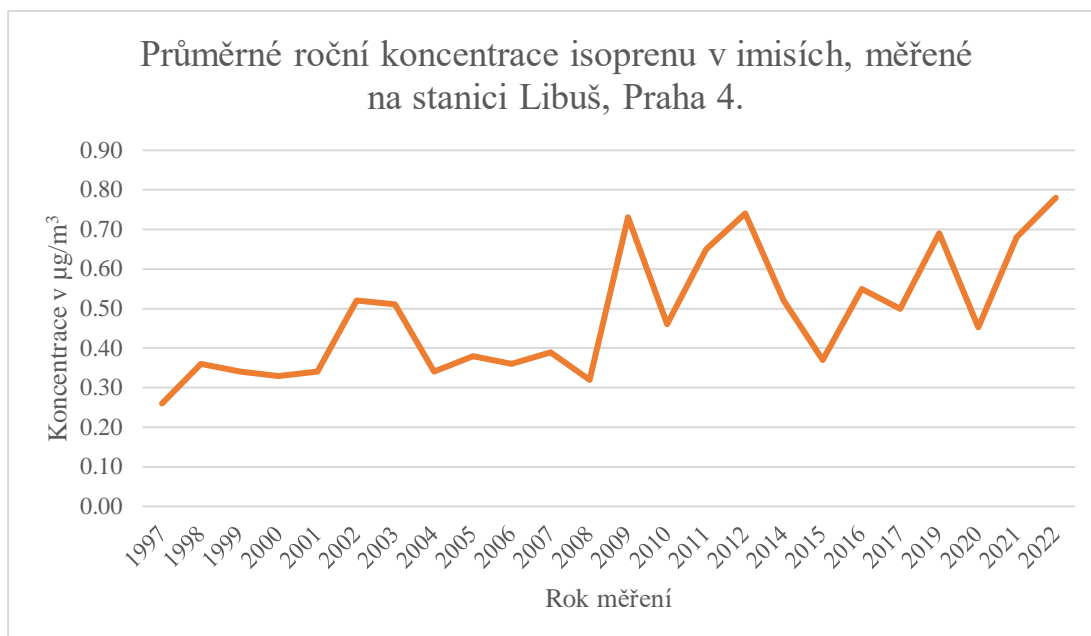
Obr. 4. Průměrné roční koncentrace isoprenu v imisích, měřené na stanici Košetice, vypočtené na základě dat od roku 1997 do 2022, převzatých a upravených z CHMI, ©2023.



Neméně důležitým a přínosným výsledkem jsou též trendy změn imisních koncentrací v průběhu let. Z obou grafů (Obr. 4; Obr. 5) vyplývá, že se kolísající imise isoprenu s postupem času rostou, poukazujíc zvyšující se trend, což by mohlo být způsobeno změnou klimatických podmínek, které, jak již bylo v rámci této bakalářské práce zmíněno, prostřednictvím ovlivňování přírodních ekosystému jsou schopné

stimulovat rostliny k větší produkci BVOC. Lze tedy předpokládat zachování sledované tendence imisních změn ve velkém časovém měřítku a jejich spjatost s globálním oteplováním.

Obr. 5. Průměrné roční koncentrace isoprenu v imisích, měřené na stanici Libuš, vypočtené na základě dat od roku 1997 do 2022, vyjímá 2013 a 2018, převzatých a upravených z CHMI, ©2023.



8.2 Analýza vztahů mezi isoprenem a dalšími sledovanými látkami a faktory prostředí

Vzhledem k považování BVOC za prekurzory vzniku přízemního ozonu, byla daná sloučenina zařazena do zkoumání souvztažnosti s hladinou isoprenu v první řadě. Výsledky ze dvou českých stanic v tomto případě se velice navzájem podobaly a činily 0,47 v lokalitě Praha-Libuš a 0,43 v lokalitě Košetice (Tab. 1), což naznačuje očekávaný pozitivně korelovaný vztah mezi zkoumanými látkami. Existuje tedy pravděpodobnost výskytu fotochemického smogu, spojeného se zvýšeným uvolňováním BVOC, na území České republiky.

Tab. 1. Korelační vztahy mezi sledovanými látkami a faktory prostředí s hladinou isoprenu na dvou českých stanicích. Údaje jsou vypočtené z dat od roku 1997 až 2022. Vypracováno na základě dat, převzatých a upravených z CHMI, ©2023.

	př. ozon	NO _x	PM _{2,5}	PM ₁₀	teplota	sl.zářen	srážky
LIBUŠ	0,47	-0,36	-0,29	-0,22	0,67	0,64	0,47
KOŠETICE	0,43	-0,49	-0,31	-0,33	0,62	n.d.	0,17

Dalšími pozitivními korelacemi jsou s isoprenem propojeny i takové faktory, jakožto teplota, vykazující korelaci 0,67 na stanici Libuš a 0,62 v Košetících (Tab. 1), a také sluneční záření, kteréž bylo dlouhodobě pozorováno v Libuši, se silou vztahu 0,64. Tento jev je v souladu s fyzikálními vlastnostmi isoprenu, vypočítané údaje potvrzují předpoklad vlivu globálních změn klimatu na emise BVOC a na spojenost dlouhodobě rostoucího trendu imisních koncentrací isoprenu s danou problematikou.

Rozporuplnější jsou ale výsledky korelace se srážkami, jelikož jsou velice od sebe odlišné. I když zkoumaný vztah není tak výrazný jako u teploty a slunečního záření, v lokalitě Libuš však činí 0,47, zatímco daná hodnota v Košetících tvoří pouhé 0,17 (Tab. 1). Nelze tedy z toho uvazovat uzávěr ohledně vzájemné vazby zmíněného jevu s imisemi BVOC. Tak významný výkyv by mohl být vysvětlen třeba rozdílným chováním atmosférických složek, anebo přítomností v ovzduší různých zdrojů znečištění. V lokalitě Libuš byly, ku-příkladu, pravidelně měřené poměrně vyšší koncentrace oxidu dusíku, což by mohlo vést k jinému chemickému složení obklopujícího stanici ovzduší, a tím ovlivnit probíhající v atmosféře reakce a oxidační procesy.

Co se týče již zmíněného NO_x , výsledná negativní korelace (-0,36 v Libuši a -0,49 v Košetících) (Tab. 1) naznačuje, že koncentrace isoprenu mohou klesat s rostoucími koncentracemi těchto látek, což může být způsobeno buď jejich vzájemnými fyzikálními interakcemi, nebo konkurenčními procesy v ovzduší.

Obdobných výsledků, vykazujících však slabší vztahy, bylo dosaženo u suspendovaných částic frakcí $\text{PM}_{2,5}$ (-0,29 v lokalitě Libuše a -0,31 na stanici v Košetících) a PM_{10} (-0,22 a -0,33) (Tab. 1). Tyto partikule mohou být také ovlivněny emisemi dalších látek, pocházejících z různých zdrojů, jakož jsou třeba doprava a průmysl, schopné vykazovat významnější souvztažnost s problematikou emisí těchto částic.

Zajímavým pozorováním je střídání se slabších pozitivních korelací sledovaných v Košetících se silnějšími negativními relativně vztahů, objevených v pražské Libuši (Tab. 1). To může být spojeno především s odlišným atmosférickým složením, a také jinými lokálními faktory a emisemi.

9. Výsledky a přínosy

Objevené výsledky dokonale demonstrují roli BVOC v chemii atmosféry na území České republiky, konkrétně v Praze a na Vysočině. Rychle rostoucí trendy koncentrace těchto látek, pozorované v měřítku několika let, naznačují závažnost problému a také zdůrazňují možnou souvislost emisí těchto látek s globálním oteplováním. Tento závěr lze učinit nejen na základě grafů ročních trendů; souvislost byla také nalezena ve změnách koncentrací isoprenu v průběhu roku, což ukazuje na pravděpodobnou propojenost mezi teplotou, osvětlením a související s těmito faktory prostředí vegetační aktivitou. Dalším důkazem toho slouží pozitivně korelované vztahy mezi hladinami isoprenu, teplem a osvětlením. Nejvyšší koncentrace této známé látky v ovzduší České republiky a její zvýšený vliv na chemické složení atmosféry lze tedy očekávat v teplejších měsících. Je také možné předpokládat nadále zvyšující se trend průměrných ročních imisí zájmových sloučenin.

O významu a sehrávání velké role v chemii atmosféry navíc svědčí pozitivní korelace isoprenu s koncentrací ozonu v ovzduší, což potvrzuje teorii o vlivu BVOC na vznik fotochemického smogu a jejich vidění jako prekurzory trikyslíku. Tyto znalosti naznačují možnost nezávislého znečištění přírodou, a způsobeného tím následného poškození vegetace a lidského zdraví.

Byl také pozorován očekávaný negativní korelační vztah s NO_x , hrajícího roli v reakci BVOC s hydroxylovými radikály, a tím vyvolaném zvýšení koncentrace ozonu. Bylo to patrné především v kontextu stanici Praha-Libuš, kdež při vyšších hodnotách NO_x bylo dlouhodobě poznamenáno i zvýšení souvztažnosti isoprenu s ozonem. Výsledek ukazuje na možný vliv daného oxidu na míru korelace těchto dvou látek.

Nebyl však identifikován vztah mezi hladinami isoprenu a množstvím srážek, jelikož výsledky naměřené na obou stanicích se výrazně lišily, což může naznačovat přítomnost vlivu neprozkoumaných faktorů na výsledky. Lze to také potvrdit slabším negativním vztahem mezi suspendovanými částicemi a emisemi isoprenu, které by mohly být ovlivněny faktory, jako je průmysl a doprava. BVOC tedy nepřispívají k tak výraznému růstu jemných částic na území České republiky.

10. Diskuse

Resultát práce s daty, naměřenými na dvou českých stanicích, se částečně shoduje s výsledky studií prezentovaných v rešeršní části této bakalářské práce. Tak, náhody pozitivních korelací s teplotou a osvětlením byly pozorovány v pracích Funka a kol. (2003), Loivamäki a kol. (2007), Wilkinsona a kol. (2006) a také Kopaczyka od roku 2022. Potvrzením tomu slouží i přítomnost trendů ve zvyšování průměrných hodnot imisí isoprenu během 26 studovaných let. Výsledky pozorované na Košeticích a Libuši jednoznačně potvrzují předpoklad možného vztahu mezi nárůstem úrovně emisí BVOC a globálním oteplováním (Peñuelas a Llusia, 2003).

Obdobně je tomu i u ozonu, který u rostlin vyvolává oxidační stres (Vickers a kol., 2009). K zvýšené koncentraci této látky dochází prostřednictvím oxidační reakce BVOC za přítomnosti OH při dostatečném množství NO_x v ovzduší (Fowlers a kol., 2008), což potvrzují vypracované výsledky, ze kterých je také zřejmé, že BVOC jsou prekurzory vzniku dané sloučeniny. Podobné myšlenky bylo dosaženo v práci autora Chameidese a kol. (1988). Souvztažností emisí s ozonem BVOC mohou vděčit i citlivosti rostlin k zmíněnému atmosférickému polutantu (Ryan a kol., 2009). Podstatný význam zde může hrát i druh vegetace (Heiden a kol., 1999). Za nedostatek provedené datové analýzy by pak bylo možné považovat absence informací o původu imisí isoprenu, jelikož nejsou tedy známy údaje konkrétních emisí a charakteristik zdrojů uvolňování zkoumaných látek. Interakce rostliny s ozonem může být dále ovlivněna emitovaným rostlinou druhem BVOC (Llusia a kol., 2002), v dané práci, avšak byl zkoumán jedině isopren, nepředstavuje se proto možným tvrzení o podobném chování ostatních zájmových sloučenin. Byla také zdůrazněna nutnost provedení modelování emisí (Fowler a kol., 2008) v souvislosti s nelineárním chováním prekurzorů ozonu v chemii troposféry.

Potřeba modelování existuje i kvůli pravděpodobnosti změn obklopujícího prostředí v důsledku změn klimatu (Wilmking a kol., 2004), způsobeného tím globálního oteplování, schopného ovlivnit i složení rostoucí vegetace v dané lokalitě, a také urbanizaci, zemědělství a agroindustrializaci (Ganzeveld a Lelieveld, 2004; Steiner a kol., 2006). Existuje i pravděpodobnost vlivu vytvořeného ozonu na následné změny emisí BVOC s postupem času. Tak, bez provedení modelování nepředstavuje se možným udělat nepochybné předpoklady o změně imisí daných sloučenin.

Je potřeba také uvažovat i to, že výsledky měření dvou českých stanic byly provedeny za nelaboratorních, avšak přírodních podmínek, což se může na první pohled zdát výhodou, jelikož je v tomto případě možné vidět skutečný stav věci. Je avšak nutné vzít ohled na rozličnost mezi lokalitami měření a věnovat větší pozornost studiu faktorů prostředí ovlivňujících tyto podmínky, aby bylo možné přesněji formulovat závěry práce. Důležitou roli v tomto případě hraje i skutečnost, že výsledek by mohl být ovlivněn nejen samotnými faktory, ale také jejich možnými interakcemi, které rovněž nebyly v rámci této práce studovány. Vzhledem k rozmanitosti faktorů ovlivňujících imise BVOC a jejich složitým interakcím je nezbytné tedy provést další studie a analýzy, aby bylo možné lépe porozumět jejich vlivu na kvalitu ovzduší a globální klimatické změny.

Tak, třeba bylo by možné lépe porozumět tomu, jak vznikly natolik odlišné korelační vztahy, vypočtené u srážek. Pozorované rozdíly ve výsledcích mohly být způsobeny různými faktory prostředí, jakožto jsou lokální podmínky nebo charakteristiky srážek v daných oblastech. Ovlivnit konkrétní emise by mohly i určité nezahrnuté do studie faktory, například, biotický stres z útoků hmyzu a býložravců.

Nebyl tedy třeba v rámci provedené práce zkoumán vztah mezi isoprenem a CO₂. V tomto případě je důležitá interakce faktorů, jakožto je druh rostliny nebo její stáří. Obecně však lze předpokládat, že zvýšení koncentrace oxidu uhličitého přispívá ke snížení emisí isoprenu z listové plochy, což může být ale kompenzováno zvýšením emisí v důsledku zvýšení produktivity vegetace a růstu listové plochy, vyvolaného zvýšením úrovně koncentrace tohoto oxidu (Possell a kol., 2005). Z provedené datové analýzy nelze tedy poskytnout ucelený obraz.

Ačkoli existuje domněnka o vlivu BVOC na CO (Tarr a kol., 1995), nebyly ale rovněž zmíněny i vztahy mezi nimi, i když daný oxid se může přenášet na velké vzdálenosti a spolu s dlouhou dobou života této látky v atmosféře může ovlivňovat atmosférickou chemii v globálním měřítku (Fensehsheld a kol., 1992; Lerdau a Slobodkin, 2002).

Nebyl v rámci provedené práce zohledněn i tak důležitý faktor, jako je interakce isoprenu s hydroxylovým radikálem, hrajícím klíčovou roli v chemii BVOC (Atkinson, 2008). OH je také schopen iniciovat rozklad vypouštěných do ovzduší VOC, čímž přispívá k tvorbě SOA, které jsou základem pro tvorbu suspendovaných

částic $PM_{2,5}$ a PM_{10} (Fan a kol., 2022; Wang a kol., 2022). Existuje proto možnost objasnění objevené slabé korelaci mezi nimi a isoprenem, kterouž by bylo lze vysvětlit studiem vztahu isoprenu a hydroxyradikálu.

Natolik odlišné výsledky by mohly být také způsobeny nedostatky ve zkoumaných údajích, zejména v poměrně často chybějících v databázi hodnotách, což je patrné především u jemných suspendovaných částic. Tak, nebyly třeba nalezeny žádné údaje o úrovni slunečního záření na stanici Košetice, výsledky korelace proto nebyly porovnány a nemají tak významnou sílu, jako ostatní výsledky. Korelační koeficienty v dané práci v důsledku chybějících hodnot měření byly vypočteny pro různé ovlivňující faktory s různou přesností. Lze v tomto případě konstatovat potřebu dosbírání dat.

Celkově lze tedy říci, že provedená datová analýza poskytuje určitý vzhled do problematiky BVOC, jejich vztahu k atmosférickým jevům, a také potvrzuje důležitou roli daných látek v chemii ovzduší na území České republiky. Byly tedy nalezeny trendy vývoje imisních hodnot s postupem času a také souvztažnost imisí isoprenu s teplotou, slunečním zářením, koncentracemi přízemního ozonu. Dále byla sledována negativní korelace s NO_x , za přítomnosti kteréhož je podpořena reakce OH radikálu a BVOC za vzniku O_3 v troposférické vrstvě. Některé výsledky, například, korelace s úhrnem atmosférických srážek a vztah s suspendovanými částicemi, byly ale rozporuplnější, existuje proto potřebnost vzít v úvahu jak nedostatky a chybějící údaje v již zpracovaných datech, tak i potřebu dalšího zkoumání souvztažnosti zájmových látek s jinými faktory prostředí a sloučeninami, hrajícími klíčovou roli zejména v chemické oxidaci BVOC, jakožto to třeba OH radikály, a nebo s látkami, schopnými vykazovat nepříznivé účinky v globálním měřítku, což dokáže CO, vliv na vznik kterého nebyl v rámci dané práce zkoumán. Důležité je zde vzít zřetel nejen na pozorování více faktorů, vykazujících možné korelační vztahy, ale i na studování možných interakcí mezi nimi. Je také potřeba zohlednit zdroje konkrétních emisí daných sloučenin a jejich charakteristiky. Aby bylo možné udělat závěr o komplexním účinku těchto látek, je nutno také provést analýzu více látek než samotný isopren, poskytující ale jako hlavní stavební jednotka BVOC základní vzhled o jejich chování. Důležité je zde i provedení dalšího modelování, bez kterého nelze udělat nepochybné závěry o změně emisí daných sloučenin.

11. Závěr

V rámci této bakalářské práce byla pochopená především úloha BVOC v chemii atmosféry, jakožto látek, hrajících v ní klíčovou roli, neboť jsou považovány za prekurzory tvorby významného polutantu — troposférického ozonu, čímž jsou schopné k kontaminaci ovzduší fotochemickým smogem, a v neposlední řadě přispívají také k vytváření SOA a následném výskytu suspendovaných částic, což jasně poukazuje na možnost znečištění atmosféry samotnou přírodou. Tímto způsobem zkoumané sloučeniny nepřímo poškozují vegetaci, ohrožují lidské zdraví a působí na globálním oteplování. Kromě toho, dané látky se účastní i oxidačních procesů, probíhajících díky reakcím těchto sloučenin s hydroxylovými radikály, dominujícími chemii ovzduší ve dne, a s nitrátovými zejména v večerních a nočních hodinách. Jako oxidační činidlo díky adici na dvojnou vazbu molekul BVOC zde může působit i již výše zmíněný ozon. Popsaná chemická vlastnost zkoumaných látek je pak schopna ovlivnit oxidační kapacitu troposféry, a tím i rychlost oxidace, tvorbu a koncentraci ostatních stopových plynů, čímž významně působí na následné klimatické změny.

Byl také zjištěn stav řešené problematiky na území České republiky, potvrzující souvztažnost imisí isoprenu, jakožto nejvýznamnějšího zástupce těchto sloučenin, s globálním oteplováním. Vykazující se rostoucí s postupem času trend může hovořit o potřebě věnovat větší pozornost sledování daných látek v kontextu této země. Byly také prokázány pozitivně korelované souvislosti dosažených hodnot imisí isoprenu se změnami teplot a slunečním zářením. Tak, měřené hodnoty byly významně vyšší během teplejších letních měsíců a klesaly v zimě. Dalším důležitým objeveným vztahem byla pozitivní korelace isoprenu s hladinou přízemního O_3 , což přehledně ukazuje na podílení se BVOC na možném výskytu fotochemického smogu a znečišťování ovzduší. Nebyla ale objevena značná míra souvztažnosti mezi isoprenem a suspendovanými částicemi, pozorovaný vztah byl negativně korelován, a proto lze z toho odvést závěr o absenci značného vlivu přírodních VOC na zvýšení hodnot $PM_{2,5}$ a PM_{10} v ovzduší České republiky.

12. Přehled literatury a použitých zdrojů

Aharoni A., Giri A. P., Deuerlein S., Griepink F., de Kogel W.-J., Verstappen F. W. A., Verhoeven H. A., Jongsma M. A., Schwab W., Bowmeester H. J., 2003: Terpenoid metabolism in wild-type and transgenic *Arabidopsis* plants. *The Plant Cell* 15: 2866 – 2884.

Al-Abadleh H. A., 2021: Aging of atmospheric aerosols and the role of iron in catalyzing brown carbon formation. *Environmental Science: Atmospheres* 1: 297 – 345.

Andreae M. O., Crutzen P. J., 1997: Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. *Science* 276: 1052 – 1058.

Andreani-aksoyoglu S., Keller J., 1995: Estimates of monoterpene and isoprene emissions from the forests in Switzerland. *Journal of Atmospheric Chemistry* 20, 71–87.

Antonelli M., Barbieri G., Donelli D., 2019: Effects of forest bathing (shinrin-yoku) on levels of cortisol as a stress biomarker: a systematic review and meta-analysis. *International Journal of Biometeorology*, 63: 1117 – 1134.

Arimura G.-i., Ozawa R., Nishioka T., Boland W., Koch T., Kühnemann F., Takabayashi J., 2002: Herbivore-induced volatiles induce the emission of ethylene in neighboring lima bean plants. *The Plant Journal* 29: 87 – 98.

Ashmore M. R. 2005: Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment* 28: 949 – 964.

Atkinson R., 2000: Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment* 34: 2063 – 2101.

Atkinson R., 2007: Rate constants for the atmospheric reactions of alkoxy radicals: An updated estimation method. *Atmospheric Environment* 41: 8468 – 8485.

Atkinson R., 2008: Our present understanding of the gas-phase atmospheric degradation of VOCs. *NATO Science for Peace and Security Series C - Environmental Security*: 1 – 19.

Atkinson R., Arey J., 2003: Atmospheric degradation of volatile organic compounds. *Chemical Reviews* 103: 4605 – 4638.

Atkinson R., Baulch D. L., Cox R. A., Crowley J. N., Hampson R. F., Hynes R. G., Jenkin M. E., Rossi M. J., Troe J., 2006: Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Volume II – gas phase reactions of organic species. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6: 3625 – 4055.

Bassin S., Volk M., Fuhrer J., 2006: Factors affecting the ozone sensitivity of temperate European grasslands: An overview. *Environmental Pollution* 146: 678 – 691.

Bassin S., Volk M., Suter M., Buchmann N., Fuhrer J., 2007: Nitrogen deposition but not ozone affects productivity and community composition of subalpine grassland after 3 yr of treatment. *New Phytologist* 175: 523 – 534.

Bianchi F., Kurtén T., Riva M., Mohr C., Rissanen M. P., Roldin P., Berndt T., Crouse J. D., Wennberg P. O., Mentel T. F., Wildt J., Junninen H., Jokinen T., Kulmala M., Worsnop D. R., Thornton J. A., Donahue N., Kjaergaard H. G., Ehn M., 2019: Highly oxygenated organic molecules (HOM) from gas-phase autoxidation involving peroxy radicals: a key contributor to atmospheric aerosol. *Chemical Reviews* 119: 3472 – 3509.

Bonn B., Kreuzwieser J., Magh R.-K., Rennenberg H., Schindler D., Sperlich D., Trautmann R., Yousefpour R., Grote R., 2020: Expected impacts of mixing European beech with silver fir on regional air quality and radiation balance. *Climate* 8: 1 – 20.

Boy M., Thomson E. S., Acosta Navarro J.-C., Arnalds O., Batchvarova E., Bäck J., Berninger F., Bilde M., Brasseur Z., Dagsson-Waldhauserova P., Castarède D., Dalirian M., de Leeuw G., Dragosics M., Duplissy E.-M., Duplissy J., Ekman A. M. L., Fang K., Gallet J.-C., Glasius M., Gryning S.-E., Grythe H., Hansson H.-C., Hansson M., Isaksson E., Iversen T., Jonsdottir I., Kasurinen V., Kirkevåg A., Korhola A., Krejci R., Kristjansson J. E., Lappalainen H. K., Lauri A., Leppäranta M., Lihavainen H., Makkonen R., Massling A., Meinander O., Nilsson E. D., Olafsson H., Pettersson J. B. C., Prisle N. L., Riipinen I., Roldin P., Ruppel M., Salter M., Sand M., Seland Ø., Seppä H., Skov H., Soares J., Stohl A., Ström J., Svensson J., Swietlicki E., Tabakova K., Thorsteinsson T., Virkkula A., Weyhenmeyer G. A., Wu Y., Zieger P., Kulmala M., 2019: Interactions between the atmosphere, cryosphere, and ecosystems at northern high latitudes. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19: 2015 – 2061.

Buckley P. T., 2000: Isoprene emissions from a Florida scrub oak species grown in ambient and elevated carbon dioxide. *Atmospheric Environment* 35: 631 – 634.

CAMx, ©2024: CAMx Overview (online) [cit. 2024.02.02], dostupné z <<https://www.camx.com/about/>>

Centritto m., Nascetti P., Petrilli L., Raschi A., Loreto F., 2001: Profiles of isoprene emission and photosynthetic parameters in hybrid poplars exposed to free-air CO₂ enrichment. *Plant, Cell and Environment* 27: 403 – 412.

Clayes M., Graham B., Vas G., Wang W., Vermeulen R., Pashynska V., Cafmeyer J., Guyon P., Andaea M. O., Artaxo P., Maenhaut W., 2004: Formation of secondary organic aerosols through photooxidation of isoprene. *Science* 303: 1173 – 1176.

Collivignarelli M. C., Bellazi S., Caccamo F. M., Miino M. C., 2023: Discussion about the latest findings on the possible relation between air particulate matter and COVID-19. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20: 1 – 9.

Cox P. M., Betts R. A., Collins M., Harris P. P., Huntingford C., Jones C. D., 2004: Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology* 78: 137 – 156.

Čapoun T., Krykorková J., 2008: Analýza látek v ovzduší metodou GC/MS se sorpčními trubičkami Tenax. *The Science for Population Protection* 0: 1 – 12.

Davison b., Btunner A., Ammann C., Spirig C., Jocher M., Neftel A., 2008: Cut-induced VOC emissions from agricultural grasslands. *Plant Biology* 10: 76 – 85.

Dentener F., Keating T., Akimoto H., 2010: Evidence for effects of ozone and PM on ecosystems. Hemispheric transport of air pollution 2010. Part A: ozone and particulate matter. United Nations, New York and Geneva: 278 s.

Ehn M., Kleist E., Junninen H., Petäjä T., Lönn G., Schobesberger S., Dal Maso M., Trimborn A., Kulmala M., Worsnop D. R., Wahner A., Wildt J., Mentel T. F., 2012: Gas phase formation of extremely oxidized pinene reaction products in chamber and ambient air. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12: 5113 – 5127.

Emmons L. K., Walters S., Hess P. G., Lamarque J.-F., Pfister G. G., Fillmore D., Granier C., Guenther A., Kinnison D., Laepple T., Orlando J., Tie X., Tyndall G., Wiedinmyer C., Baughcum S. L., Kloster S., 2010: Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *Geoscientific Model Development* 3: 43 – 67.

Engelberth J., Alborn H. T., Schmelz E. A., Tumlinson J. H., 2004: Airborne signals prime plants against insect herbivore attack. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 1781 – 1785.

Fall R., 1999: Biogenic emissions of volatile organic compounds from higher plants. *Reactive Hydrocarbons in the Atmosphere*. Institute of Environmental and Natural Sciences Lancaster, Lancaster: 322 s.

Fall R., Karl T., Hansel A., Jordan A., Lindinger W., 1999: Volatile organic compounds emitted after leaf wounding: on-line analysis by proton-transfer-reaction mass spectrometry. *Journal of Geophysical Research* 104: 15963 – 15974.

Fan W., Chen T., Zhu Z., Zhang H., Qiu Y., Yin D., 2022: A review of secondary organic aerosols formation focusing on organosulfates and organic nitrates. *Journal of Hazardous Materials* 430: 1 – 28.

Fechsenfeld F., Calvert J., Fall R., Goldan P., Guenther A. B., Hewitt C. N., Lamb B., Liu S., Trainer M., Westberg H., Zimmerman P., 1992: Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 389 – 430.

Fortunati A., Barta C., Brillì F., Centritto M., Zimmer I., Schnitzler J.-P., Loreto F., 2008: Isoprene emission is not temperature-dependent during and after severe drought-stress: a physiological and biochemical analysis. *The Plant Journal* 55: 687 – 697.

Fowler D., Amann M., Anderson R., Ashmore M., Cox P., Deolegde M., Derwent D., Grennfelt P., Hewitt N., Hov O., Jenkin M., Kelly F., Liss P., Pilling M., Pye J., Slingo J., Slevenson D., Garthwaite R., Newton R., Darkin B., Read D., Donaldson K., Hoskins B., Isaksen I., Keating T., Kuenzli N., Mansfield T., Mauzerall D., 2008: *Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications*. The Royal Society, London: 132 s.

Fuentes J. D., Hayden B. P., Garstang M., Lerdau M., Fitzjarrald D., Baldocchi D. D., Monson R., Lamb B., Geron C., 2001: New directions: VOCs and biosphere-atmosphere feedbacks. *Atmospheric Environment* 35: 189 – 191.

- Fukui Y., Doskey P. V., 2000: Identification of nonmethane organic compound emissions from grassland vegetation. *Atmospheric Environment* 34: 2947 – 2956.
- Funk J. L., Jones C. G., Baker C. J., Fuller H. M., Giardina C. P., Lerdau M. T., 2003: Diurnal variation in the basal emission rate of isoprene. *Ecological Applications* 13: 269 – 278.
- Funk J. L., Mak J.E., Lerdau M., 2004: Stress-induced changes in carbon sources for isoprene production in *Populus deltoides*. *Plant, Cell and Environment* 27: 747 – 755.
- Ganzeveld L., Lelieveld J., 2004: Impact of Amazonian deforestation on atmospheric chemistry. *Geophysical research letters* 31: 1 – 5.
- Gibbs J. M. S, 2019: Essential oils, asthma, thunderstorms, and plant gases: a prospective study of respiratory response to ambient biogenic volatile organic compounds (BVOCs). *Journal of Asthma and Allergy* 12: 169 – 182.
- Goldewijk K. K., 2001: Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE Database. *Global Biochemical Cycles* 15: 417 – 433.
- Goldstein A. H., Galbally, 2007: Known and unexplored organic constituents in the Earth's atmosphere. *Environmental Science and Technology* 41: 1514 – 1521.
- Goldstein A. H., Koven C. D., Heald C. L., Fung I. Y., 2009: Biogenic carbon and anthropogenic pollutants combine to form a cooling haze over the southeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 8835 – 8840.
- Guenther A. B., Hewitt C. N., Erickson D., Fall R., Geron C., Graedel T., Harley P., Klinger L., Lerdau M., McKay W. A., Pierce T., Scholes B., Steinbrecher R., Tallamraju R., Taylor J., Zimmerman P., 1995: A global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of Geophysical Research* 100: 8873 – 8892.
- Guenther A., Karl T., Harley P., Wiedinmyer C., Palmer P. I., Geron C., 2006: Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics* 6: 3181 – 3210.
- Guenther A. B., Jiang X., Heald C. L., Sakulyanontvittaya T., Duhl T., Emmons L. K., Wang X., 2012: The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. *Geoscientific Model Development* 5: 1471 – 1492.
- Guo X., Ma F., Liu C., Niu J., He N., Chen J., Xie H.-B., 2020: Atmospheric oxidation mechanism and kinetics of isoprene initiated by chlorine radicals: a computational study. *Science of the Total Environment* 712: 1 – 9.
- Hall W. A., Johnston M. V., 2011: Oligomer content of α -pinene secondary organic aerosol. *Aerosol Science and Technology* 45: 37 – 45.
- Harley P. C., Monson R. K., 1999: Ecological and evolutionary aspects of isoprene emission from plants. *Oecologia* 118:109 – 123.

- Hasegawa K., Tsukahara T., Nomiya T., 2023: Short-term associations of low-level fine particulate matter (PM_{2.5}) with cardiorespiratory hospitalizations in 139 Japanese cities. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 258: 1 – 9.
- Hayden B. P., 1998: Ecosystem feedbacks on climate at the landscape scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 353: 5 – 18.
- Hayes F., Mills G., Williams P., Harmens H., Büker P., 2006: Impacts of summer ozone exposure on the growth and overwintering of UK upland vegetation. *Atmospheric Environment* 40: 4088 – 4097.
- Hayes F., Jones M. L. M., Mills G, Ashmore M., 2007: Meta-analysis of the relative sensitivity of semi-natural vegetation species to ozone. *Environmental Pollution* 146: 754 – 762.
- Haywood J., Boucher O., 2000: Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: a review. *Reviews of Geophysics*, 38: 513 – 543.
- Heiden A. C., Hoffmann T., Kahl J., Kley D., Klockow D., Langebartels C., Mehlhorn H., Sandermann H., Schraundner M., Schuh G., Wildt J., 1999: Emission of volatile organic compounds from ozone-exposed plants. *Ecological Applications* 9: 160 – 1167.
- Helmig D., Daly R. W., Milford J., Guenther A., 2013: Seasonal trends of biogenic terpene emissions. *Chemosphere* 93: 35 – 46.
- Hildebrandt Ruiz L., Paciga A. L., Cerully K. M., Nenes A., Donahue N. M., Pandis S. N., 2015: Formation and aging of secondary organic aerosol from toluene: changes in chemical composition, volatility, and hygroscopicity. *Atmospheric Chemistry and physics* 15: 8301 – 8313.
- Hoffmann T., Odum J. R., Bowman F., Collins D., Klockow D., Flagan R. C., Seinfeld J. H., 1997: Formation of organic aerosols from the oxidation of biogenic hydrocarbons. *Journal of Atmospheric Chemistry* 26: 189 – 222.
- Hoffmann T., Bandur R., Marggraf U., Linscheid M., 1998: Molecular composition of organic aerosols formed in the α -pinene/O₃ reaction: implications for new particle formation processes. *Journal of Geophysical Research* 103: 25569 – 25578.
- Hoyle C. R., Boy M., Donahue N. M., Fry J. L., Glasius M., Guenther A., Hallar A. G., HuffHartz K., Petters M. D., Petäjä T., Rosenoern T., Sullivan A. P., 2011: A review of the anthropogenic influence on biogenic secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11: 321 – 343.
- Chameides W. L., Lindsay R. W., Richardson J., Kiang C. S., 1988: The role of biogenic hydrocarbons in urban photochemical smog: Atlanta as a case study. *Science* 241: 1473 – 1475.
- Chapin F. S., McGuire A. D., Randerson J., Pielke R., Baldocchi D., Hobbie S. E., Roulet N., Eudster W., Kasischke E., Rastetter E. B., Zimov S. A., Running S. W., 2000: Arctic and boreal ecosystems of western North America as components of the climate system. *Global Change Biology* 6: 211 – 223.

CHMI, ©2023: Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika (online) [cit. 2024.03.04.], dostupné z <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/tab_roc_CZ.html>.

Choi J.-K., Ban S.-J., Kim Z.-P, Kim Y.-H., Yi S.-M., Zoh K.-D., 2015: Molecular marker characterization and source appointment of particulate matter and its organic aerosols. *Chemosphere* 134: 482 – 491.

Im S. G., Choi H., Jeon Y.-H., Song M.-K., Kim W., Woo J.-M., 2016: Comparison of effect of two-hour exposure to forest and urban environments on cytokine, anti-oxidant, and stress levels in young adults. *International Journal of Environment Research and Public Health* 13: 1 – 11.

Parry M. L., Canziani O. F., Palutikof J. P., van der Linden P. J., Hanson C. E., 2007: IPCC, 2007: Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge: 976 s.

Pörtner H.-O., Roberts D. C., Tignor M., Poloczanska E. S., Mintenbeck K., Alegria A., Craiq M., Langsdorf S., Löschke S., Möller V., Okem A., Rama B., 2022: IPCC, 2022: Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge and New York: 3056 s.

Jokinen T., Sipilä M., Richters S., Kerminen V.-M., Paasonen P., Stratmann F., Worsnop D., Kulmala M., Ehn M., Herrmann H., Berndt T., 2014: Rapid autoxidation forms highly oxidized RO₂ radicals in the atmosphere *Angewandte Chemie International Edition* 53: 14596 – 14600.

Joutsensaari J., Loivamäki M., Vuorinen T., Miettinen P., Nerg A.-M., Holopainen J. K., Laaksonen A., 2005: Nanoparticle formation by ozonolysis of inducible plant volatiles. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5: 1489 – 1495.

Karban R., Shiojiri K., Huntzinger M., McCall A. C., 2006: Damage-induced resistance in sagebrush: volatiles are key to intra- and interplant communication. *Ecology* 87: 922 – 930.

Kessler A., Halitschke R., Diezel C., Baldwin I. T., 2006: Priming of plant defense responses in nature by airborne signaling between *Artemisia tridentata* and *Nicotiana attenuate*. *Oecologia* 148: 280 – 292.

Kim S.-Y., Kim E., Kim W. J., 2020: Health effects of ozone on respiratory diseases. *Tuberculosis and Respiratory Diseases* 83: S6 – S11.

King J., Mochalski P., Kupferthaler A., Unterkofler K., Koc H., Filipiak W., Teschl S., Hinterhuber H., Amann A., 2010: Dynamic profiles of volatile organic compounds in exhaled breath as determined by a coupled PTR-MS/GC-MS study. *Physiological Measurement* 31: 1169 – 1184.

Knudsen J. T., Eriksson R., Gershenzon J., Ståhl B., 2006: Diversity and distribution of floral scent. *The Botanical Review* 72: 1 – 120.

- Kopaczyk J. M., Warguła J., Jelonek T., 2022: The variability of terpenes in conifers under developmental and environmental stimuli. *Environmental and Experimental Botany*: 1 – 11.
- Körner C., 2003: Climate change and plant pathosystems – future disease prevention starts here. *New Phytologist* 159: 531 – 538.
- Kourtchev I., Warnke J., Maenhaut W., Hoffmann T., Clayes M., 2008: Polar organic marker compounds in PM_{2,5} aerosol from a mixed forest site in western Germany. *Chemosphere* 73: 1308 – 1314.
- Kubiske M. E., Quinn V. S., Marquardt P. E., Karnosky D. F., 2006: Effects of elevated atmospheric CO₂ and/or O₃ on intra- and interspecific competitive ability of aspen. *Plant Biology* 9: 342 – 355.
- Kullmann L., 2001: 20th century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. : *A Journal of the Human Environment*, 30: 72 – 80.
- Kulmala M., 2003: How particles nucleate and grow. *Science* 302: 1000 – 1001.
- Kulmala M., Toivonen A., Mšakelša M., Laaksonen A., 1998: Analysis of the growth of nucleation mode particles observed in Boreal forest. *Tellus* 50B: 449 – 462.
- Kulmala M., Suni T., Lehtinen K. E. J., Dal Maso m., Boy M., Reissell A., Rannik Ü., Aalto P., Keronen P., Hakola H., Bäck J., Hoffmann T., Vesala T., Hari P., 2004: A new feedback mechanism linking forests, aerosols, and climate. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4: 557 – 562.
- Kumar A., Viden I., 2006: Volatile organic compounds: sampling methods and their worldwide profile in ambient air. *Environmental Monitoring and Assessment* 131: 301 – 321.
- Kurtén T., Kulmala M., Dal Maso M., Suni T., Reissell A., Vehkamäki H., Hari P., Laaksonen A., Viisanen Y., Vesala T., 2003: Estimation of different forest-related contributions to the radiative balance using observations in southern Finland. *Boreal Environment Research* 8: 275 – 285.
- Laothawornkitkul J., Taylor J. E., Paul N. D., Hewitt C. N., 1993: Biogenic volatile organic compounds in the Earth system. *New Phytologist* 183: 27–51.
- Larom D., Garstang M., Payne K., Raspert R., Lindeque M., 1996: The influence of surface atmospheric conditions on the range and area reached by animal vocalizations. *The Journal of Experimental Biology* 200: 421 – 431.
- Lelieveld J., Butler T. M., Crowley J. N., Dillon T. J., Fischer H., Ganzeveld L., Harder H., Lawrence M. G., Martinez m., Taraborrelli D., Williams J., 2008: Atmospheric oxidation capacity sustained by a tropical forest. *Nature* 452: 737 – 740.
- Lerdau M., Slobodkin L., 2002: Trace gas emissions and species dependent ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 309 – 312.

Levis S., Wiedinmyer C., Bonan G. B., Guenther A., 2003: Simulating biogenic volatile organic compound emissions in the Community Climate System Model. *Journal of Geophysical Research* 108: 1 – 9.

Li Q., Kobayashi M., Wakayama Y., Inagaki H., Katsumata M., Hirata Y., Hirata k., Shimizu T., Kawada T., Rark B. J., Ohira T., Kagawa T., Miyazaki Y., 2009: effect of phytoncide from trees on human natural killer cell function. *International Journal of Immunopathology and Pharmacology* 22: 951 – 959.

Li J., Liu Q., Li Y., Liu T., Huang D., Zheng J., Zhu W., Hu M., Wu Y., Lou S., Hallquist Å. M., Hallquist M., Chan C. K., Canonaco F., Prévôt A. S. H., Fung J. C. H., Lau A. K. H., Yu J- Z., 2019: Characterization of aerosol aging potentials at suburban sites in Northern and Southern China utilizing a potential aerosol mass (Go:PAM) reactor and an aerosol mass spectrometer. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124: 5629 – 5649.

Li Q., Liu Y., Yang L., Ge J., Chang X., Zhang X., 2023: The impact of urban green space on the health of middle-aged and older adults. *Environmental Health and Exposome* 11: 1 – 15.

Lin G., Sillman S., Penner J. E., Ito A., 2014: Global modeling of SOA: the use of different mechanisms for aqueous-phase formation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14: 5451 – 5475.

Llusià J., Peñuelas J., 1998: Changes in terpene content and emission in potted Mediterranean woody plants under severe drought. *Canadian Journal of Botany* 76: 1366 – 1373.

Llusià J., Peñuelas J., Gimeno B. S., 2002: Seasonal and species-specific response of VOC emissions by Mediterranean woody plant to elevated ozone concentrations. *Atmospheric Environment* 36: 3931 – 3938.

Logan J. A., Prather M. J., Wofsy S. C., McElroy M. B., 1981: Tropospheric chemistry: a global perspective. *Journal of Geophysical Research* 86: 7210 – 7254.

Loivamäki M., Louis S., Cinege G., Zimmer G., Fischbach R. J., Schnitzler J.-P., 2007: Circadian rhythms of isoprene biosynthesis in Grey poplar leaves. *Plant Physiology* 143: 540 – 551.

Lombard J., Moreira D., 2011: Origins and early evolution of the mevalonate pathway of isoprenoid biosynthesis in the three domains of life. *Molecular Biology and Evolution* 28: 87 – 99.

Loreto F., Förster A., Dürr M., Csiky O., Seufert G., 1998: On the monoterpene emission under heat stress and on the increased thermotolerance of leaves of *Quercus ilex* L. fumigated with selected monoterpenes. *Plant, Cell and Environment* 21: 101 – 107.

Loreto F., Fischbach R. J., Schnitzler J.-P., Ciccioli P., Brancaleoni E., Calfapietra C., Seufert G., 2001: Monoterpene emission and monoterpene synthase activities in the Mediterranean evergreen oak *Quercus ilex* L. grown at elevated CO₂

concentrations. *Global Change Biology* 7: 709 – 717. *Plant Physiology* 127: 1781 – 1787.

Loreto F., Velikova V., 2001: Isoprene produced by leaves protects the photosynthetic apparatus against ozone damage, quenches ozone products, and reduces lipid peroxidation of cellular membranes.

Loreto F., Schnitzler J.-P., 2010: Abiotic stresses and induced BVOCs. *Trends in Plant Science* 15: 154 – 166.

Lyu B., Zeng C., Xie S., Li D., Lin W., Li N., Jiang M., Liu S., Chen Q., 2019: Benefits of A three-day bamboo forest therapy session on the psychophysiology and immune system responses of male college students. *International Journal of Environment Research and Public Health* 16: 1 – 18.

Mahilang M., Deb M. K., 2020: Seasonal variation and health implications of long-range transported and provincial size distributed aerosols at eastern central India. *Journal of the Indian Chemical Society* 97: 85 – 100.

Mahilang M., Deb M. K., Nirmalkar J., Pervez S., 2020: Influence of fireworks emission on aerosol aging process at lower troposphere and associated health risks in an urban region of eastern central India. *Atmospheric Pollution Research* 11: 1127 – 1141.

Majumdar D., Rajaram B., Meshram S., Rao C. V. C., 2012: PAHs in road dust: ubiquity, fate, and summary of available data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42: 1191 – 1232.

Malavelle F. F., Haywood J. M., Mercado L. M., Folberth G. A., Bellouin N., Sitch S., Artaxo P., 2019: Studying the impact of biomass burning aerosol radiative and climate effects on the Amazon rainforest productivity with an Earth system model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19: 1301 – 1326.

Marais E. A., Jacob D. J., Jimenez J. L., Campuzano-Jost P., Day D. A., 2016: Aqueous-phase mechanism for secondary organic aerosol formation from isoprene: application to the southeast United States and co-benefit of SO₂ emission controls. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16: 1603 – 1618.

Mauree D., Naboni E., Coccolo S., Perera A. T. D., Nik V. M., Scartezzini J.-L., 2019: A review of assessment methods for the urban environment and its energy sustainability to guarantee climate adaptation of future cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 112: 733 – 746.

McGarvey D. J., Croteau R., 1995: Terpenoid metabolism. *The Plant Cell* 7: 1015 – 1026.

McLaughlin S. B., Nosal M., Wullschleger S. D., Sun G., 2007: Blackwell Publishing Ltd Interactive effects of ozone and climate on tree growth and water use in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174: 109 – 124.

Mentel T. F., Wildt J., Kiendler-Scharr A., Kleist E., Tillmann R., Dal Maso D., Fisseha R., Hohaus T., Spahn H., Uerlings R., Wegener R., Griffiths P. T., Dinar

- E., Rudich Y., Wahner A., 2009: Photochemical production of aerosols from real plant emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9: 4387 – 4406.
- Mithöfer A., Wanner G., Boland W., 2005: Effects of feeding spodoptera littoralis on lima bean leaves. II. Continuous mechanical wounding resembling insect feeding is sufficient to elicit herbivory-related volatile emission. *Plant Physiology* 137: 1160 – 1168.
- Murray M. B., Leith I. D., Jarvis P. G., 1996: The effect of long term CO₂ enrichment on the growth, biomass partitioning and mineral nutrition of Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.). *Trees* 10: 393 – 402.
- Myneni R. B., Keeling C. D., Tucker C. J., Asrar G., Nemani R. R., 1997: Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386: 698 – 702.
- NCBI, ©2023: Explore chemistry (online) [cit. 2023.07.02], dostupné z <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>>.
- Ng N. L., Brown S. S., Archibald A. T., Atlas E., Cohen R. C., Crowley J. N., Day D. A., Donahue N. M., Fry J. L., Fuchs H., Griffin R. J., Guzman M. I., Herrmann H., Hodzic A., Linuma Y., Jimenez J. L., Kiendler-Scharr A., Lee B. H., Luecken D. J., Mao J., McLaren R., Mutzel A., Osthoff H. D., Ouyang B., Picquet-Varrault B., Platt U., Pye H. O. T., Rudich Y., Schwantes R. H., Shiraiwa M., Stutz J., Thornton J. A., Tilgner A., Williams B. J., Zaveri R. A., 2017: Nitrate radicals and biogenic volatile organic compounds: oxidation, mechanisms, and organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17: 2103 – 2162.
- Niinemets Ü., Loreto F., Reichstein M., 2004: Physiological and physicochemical controls on foliar volatile organic compound emissions. *Trends in Plant Science* 9: 180 – 186.
- Niyogi D., Chang H.-I., Saxena V. K., Holt T., Alaparty K., Booker F., Chen F., Davis K. J., Holben B., Matsui T., Meyers T., Oechel W. C., Pielke R. A., Wells R., Wilson K., Xue Y., 2004: Direct observations of the effects of aerosol loading on net ecosystem CO₂ exchanges over different landscapes. *Geophysical Research Letters* 31: 1 – 5.
- Oberdörster G., Oberdörster E., Oberdörster J., 2005: Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 113: 823 – 839.
- Ormeño E., Mévy J. P., Vila B., Bousquet-Mélou A., Greff S., Bonin G., Fernandez C., 2007: Water deficit stress induces different monoterpene and sesquiterpene emission changes in Mediterranean species. Relationship between terpene emissions and plant water potential. *Chemosphere* 67: 276 – 284.
- Owen S. M., Boissard C., Hewitt C. N., 2001: Volatile organic compounds (VOCs) emitted from 40 Mediterranean plant species: VOCspeciation and extrapolation to habitat scale. *Atmospheric Environment* 35: 5393 – 5409.

- Padhy P. K., Varshney C. K., 2005: Emission of volatile organic compounds (VOC) from tropical plant species in India. *Chemosphere* 59: 1643 – 1653.
- Pagonis D., Price D. J., Algrim L. B., Day D. A., Handschy A. V., Stark H., Miller S. L., de Gouw J., Jimenez J. L., Ziemann P. J., 2019: Time-resolved Measurements of indoor chemical emissions, deposition, and reactions in a university art museum. *Environment Science and Technology* 53: 4794 – 4802.
- Paschold A., Halitschke R., Baldwin I. T., 2006: Using ‘mute’ plants to translate volatile signals. *The Plant Journal* 45: 275 – 291.
- Pegoraro E., Rey A., Abrell L., Vanharen J., Lin G., 2006: Drought effect on isoprene production and consumption in Biosphere 2 tropical rainforest. *Global Change Biology* 12: 456 – 469.
- Peñuelas J., Boada M., 2003: A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131 – 140.
- Peñuelas J., Llusà J., 2003: BVOCs: plant defense against climate warming? *Trends in Plant Science* 8: 105 – 109.
- Possel M., Hewitt C. N., Beerling D. J., 2005: The effects of glacial atmospheric CO₂ concentrations and climate on isoprene emissions by vascular plants. *Global Change Biology* 11: 60 – 69.
- Poupkou A., Giannaros T., Markakis K., Kiotsiukis I., Curci G., Melas D., Zerefos C., 2010: A model for European biogenic volatile organic compound emissions: software development and first validation. *Environmental Modelling and Software* 25: 1845 – 1856.
- Ramanathan V., Crutzen P. J., Kiehl J. T., Rosenfeld D., 2001: Aerosols, climate, and the hydrological cycle. *Science* 294: 2119 – 2124.
- Rissanen T., Hyötyläinen T., Kallio M., Kronholm J., Kulmala M., Riekkola M.-L., 2006: Characterization of organic compounds in aerosol particles from a coniferous forest by GC–MS. *Chemosphere* 64: 1185 – 1195.
- Rosentiel T. N., Potosnak M. J., Griffin K. L., Fall R., Monson P. K., 2003: Increased CO₂ uncouples growth from isoprene emission in an agriforest ecosystem. *Nature* 421: 256 – 259.
- Ruzicka L., 1953: The isoprene rule and the biogenesis of terpenic compounds. *Experientia* 9: 357 – 396.
- Ryan A., Cojocariu C., Possell M., Davies W. J., Hewitt C. N., 2009: Defining hybrid poplar (*Populus deltoides* × *Populus trichocarpa*) tolerance to ozone: identifying key parameters. *Plant, Cell and Environment* 32: 31 – 45.
- Sampedro J., Waldhoff S. T., Van de Ven D.-J., Pardo G., Van Dingenen R., Arto I., del Prado A., Sanz M. J., 2020: Future impacts of ozone driven damages on agricultural systems. *Atmospheric Environment* 231: 1 – 11.

- Scebba F., Canaccini F., Castagna A., Bender J., Weigel H.-J., Ranieri A., 2005: Physiological and biochemical stress responses in grassland species are influenced by both early-season ozone exposure and interspecific competition. *Environmental Pollution* 142: 540 – 548.
- Seo S. C., Park S. J., Park C.-W., Yoon W. S., Choung J.T., Yoo Y., 2014: Clinical and immunological effects of a forest trip in children with asthma and atopic dermatitis. *Iranian Journal of Allergy, Asthma and Immunology* 14: 28 – 36.
- Shao Z., Zhang Y., Mu H., Wang Y., Wang Y., Yang L., 2020: Ozone-induced reduction in rice yield is closely related to the response of spikelet density under ozone stress. *Science of the Total Environment* 712: 1 – 11.
- Sharkey T. D., Loreto F., Delwiche C. F., 1991: High carbon dioxide and sun/shade effects on isoprene emission from oak and aspen tree leaves. *Plant, Cell and Environment* 14: 333 – 338.
- Sharkey T. D., Singsaas E. L., Vanderveer P. J., Geron C., 1995: Field measurements of isoprene emission from trees in response to temperature and light. *Tree Physiology* 16: 649 – 654.
- Sharkey T.D., Yeh S., 2001: Isoprene emission from plants. *Physiology and Molecular Biology of Plants* 52: 407 – 436.
- Shiojiri K., Kishimoto K., Ozawa R., Kugimiya S., Urashimo S., Arimura G., Horiuchi J., Nishioka T., Matsui K., Takabayashi J., 2006: Changing green leaf volatile biosynthesis in plants: an approach for improving plant resistance against both herbivores and pathogens. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 16672 – 16676.
- Shiojiri K., Karban R., 2008: Plant age, communication, and resistance to herbivores: young sagebrush plants are better emitters and receivers. *Oecologia* 149: 214 – 220.
- Shulaev V., Silverman P., Raskin I., 1997: Airborne signaling by methyl salicylate in plant pathogen resistance. *Nature* 385: 718 – 721.
- Schraufnagel E., 2020: The health effects of ultrafine particles. *Experimental and Molecular Medicine* 52: 311 – 317.
- Schuh G., Heiden A. C., Hoffmann T., Kahl J., Rockel P., Rudolph J., Wildt J., 1997: Emissions of volatile organic compounds from sunflower and beech: dependence on temperature and light intensity. *Journal of Atmospheric Chemistry* 27: 291 – 318.
- Sithch S., Cox P. M., Collins W. J., Huntingford C., 2007: Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448: 791 – 795.
- Siwko M. E., Marrink S. J., de Vries A. H., Kozubek A., Schoot Uiterkamp A. J. M., Mark A. E., 2007: Does isoprene protect plant membranes from thermal shock? A molecular dynamics study. *Biochimica et Biophysica Acta* 1768: 198 – 206.

Sládeček J., Novák V., Schovánková J., Vlášáková L., 2023: Imise. In: Vlasáková L., Škáchová H., 2023: Systém sběru, zpracování a hodnocení dat v roce 2022. Český hydrometeorologický ústav, Praha: 11 – 22.

Staudt M., Joffre R., Rambal S., Kesselmeier J., 2001: Effect of elevated CO₂ on monoterpene emission of young *Quercus ilex* trees and its relation to structural and ecophysiological parameters. *Tree Physiology* 21: 437 – 445.

Steiner A., Luo C., Huang Y., Chemeides W. L., 2002: Past and present-day biogenic volatile organic compound emissions in East Asia. *Atmospheric Environment* 36: 4895 – 4905.

Stewart H. E., Hewitt C. N., Bunce R. G. H., Steinbrecher R., Smiatek G., Schoenemeyer T., 2003: A highly spatially and temporally resolved inventory for biogenic isoprene and monoterpene emissions: model description and application to Great Britain. *Journal of Geophysical Research* 108, 1 – 22.

Surrat J. D., Kroll J. H., Kleindienst T. E., Edney E. O., Claeys M., Sorooshian A., Ng N. L., Offenberg J. H., Lewandowski, Jaoui M., Flagan R. C., Seinfeld J. H., 2007: Evidence for organosulfates in secondary organic aerosol. *Environment Science and Technology* 41: 517 – 527.

Tajuelo M., Rodríguez D., Baeza-Romero M. T., Díaz-de-Mera Y., Aranda A., Rodríguez A., 2019: Secondary organic aerosol formation from styrene photolysis and photooxidation with hydroxyl radicals. *Chemosphere* 231: 276 – 286.

Tarr m., Miller W. L., Zepp R. G., 1995: Direct carbon monoxide photoproduction from plant matter. *Journal of Geophysical Research* 100: 11403 – 11413.

Thomas R. B., Strain B. R., 1991: Root Restriction as a factor in photosynthetic acclimation of cotton seedlings grown in elevated carbon dioxide. *Plant Physiology* 96: 627 – 634.

Thwaites R. H., Ashmore M. R., Morton A. J., Pakeman R. J., 2006: The effects of tropospheric ozone on the species dynamics of calcareous grassland. *Environmental Pollution* 144: 500 – 509.

Turtola S., Manninen A.-M., Rikala R., Kainulainen P., 2003: Drought stress alters the concentration of wood terpenoids in Scots pine and Norway spruce seedlings. *Journal of Chemical Ecology* 29: 1981 – 1995.

UCI BAI, ©2019: Biosphere Atmosphere Interactions Group (online) [cit. 2024.03.05], dostupné z <<https://bai.ess.uci.edu/>>.

Velikova V., Pinelli P., Pasqualini S., Reale L., Ferranti F., Loreto F., 2005: Isoprene decreases the concentration of nitric oxide in leaves exposed to elevated ozone. *New Phytologist* 166: 419 – 426.

Vickers C. E., Possell M., Cojocariu C. I., Velikova V. B., Laothawornkitkul J., Ryan A., Mullineaux P. M., Hewitt C. N., 2009: Isoprene synthesis protects transgenic tobacco plants from oxidative stress. *Plant, Cell and Environment* 32: 520 – 531.

- Vickers C. E., Possell M., Laothawornkitkul J., Ryan A., Hewitt C. N., Mullineaux P. M., 2011: Isoprene synthesis in plants: lessons from a transgenic tobacco model. *Plant, Cell and Environment* 34: 1043 – 1053.
- Vilagrosa A., Bellot J., Vallejo V. R., Gil-Pelegrin E., 2003: Cavitation, stomatal conductance, and leaf dieback in seedlings of two co-occurring Mediterranean shrubs during an intense drought. *Journal of Experimental Botany* 54: 2015 – 2024.
- Volk M., Obrist D., Novak K., Giger R., Bassin S., Fuhrer J., 2010: Subalpine grassland carbon dioxide fluxes indicate substantial carbon losses under increased nitrogen deposition, but not at elevated ozone concentration. *Global Change Biology* 17: 366 – 376.
- Vukovich J. M., Pierce T., 2002: The Implementation of BEIS3 within the SMOKE modeling framework. (online) [cit. 2024.03.02], dostupné z <<https://www.epa.gov/stationary-sources-air-pollution>>.
- Wang Q., Wang S., Cheng Y. Y., Chen H., Zhang Z., Li J., Gu D., Wang Z., Yu J. Z., 2022: Chemical evolution of secondary organic aerosol tracers during high-PM_{2,5} episodes at a suburban site in Hong Kong over 4 months of continuous measurement. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22: 11239 – 11253.
- Wennberg P. O., Bates K. H., Crouse J. D., Dodson L. G., McVay R. C., Mertens L. A., Ngyuen T. B., Pracke E., Shwantes R. H., Smarte M. D., St Clair J. M., Teng A. P., Zhang X., Seinfeld J. H., 2018: Gas-phase reactions of isoprene and its major oxidation products. *Chemical Reviews* 118: 3337 – 3390.
- Wilkinson M. J., Owen S. M., Possell M., Hartwell J., Gould P., Hall A., Vickers C., Hewitt C. N., 2006: Circadian control of isoprene emissions from oil palm (*Elaeis guineensis*). *The Plant Journal* 47: 960 – 968.
- Wilkinson M. J., Monson R. K., Trahan N., Lee S., Brown E., Jackson R. B., Polleys H. W., Fay P. A., Fall R., 2008: Leaf isoprene emission rate as a function of atmospheric CO₂ concentration. *Global Change Biology* 15: 1189 – 1200.
- Wilmking M., Juday G. P., Barber V., 2004: Recent climate warming forces contrasting growth responses of white spruce at treeline in Alaska through temperature thresholds. *Global Change Biology* 10: 1724 – 1736.
- Wittig V. E., Ainsworth E. A., Long S. P., 2007: To what extent do current and projected increases in surface ozone affect photosynthesis and stomatal conductance of trees? A meta-analytic review of the last 3 decades of experiments. *Plant, Cell and Environment* 30, 1150 – 1162.
- Wittig V. E., Ainsworth E. A., Naidu S. L., Karnosky D. F., Long S. P., 2009: Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396 – 424.
- Wong J. P. S., Tsagkaraki M., Tsiodra I., Mihalopoulos N., Violaki, Kanakidou M., Sciare J., Nenes A., Weber R. J., 2019: Atmospheric evolution of molecular-

weight-separated brown carbon from biomass burning. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19: 7319 – 7334.

Wuebbles D. J., Grant K. E., Connell P. S., Penner J. E., 1989: The role of atmospheric chemistry in climate change. *Journal of the Air and Waste Management Association* 39: 22 – 28.

Xie X., Wang T., Yue X., Li S., Zhuang B., Wang M., Yang X., 2019: Numerical modeling of ozone damage to plants and its effects on atmospheric CO₂ in China. *Atmospheric Environment* 217: 1 – 13.

Xue T., Guan T., Liu Y., Zheng Y., Guo J., Fan S., Zhang Q., 2019: A national case-crossover study on ambient ozone pollution and first-ever stroke among Chinese adults: Interpreting a weak association via differential susceptibility. *Science of the Total Environment* 654: 135 – 143.

Zachář P., Sýkora D., 2019: Plynová chromatografie. (online) [cit. 2024.03.02], dostupné z < <https://old.vscht.cz/anl/lach2/GC.pdf>>.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší.

13. Přílohy

Př. 1. Koncentrace isoprenu v $\mu\text{g}/\text{m}^3$, měřené na stanici Košetice od roku 1997 až po 2022. Data jsou převzata a upravena z CHMI, ©2023.

KOŠETICE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	roční průměr
1997	0,01	0,01	0,03	0,02	0,07	0,11	0,17	0,28	0,17	0,06	0,05	0,04	0,09
1998	0,02	0,02	0,01	0,08	0,08	0,01	0,04	0,23	0,07	0,06	0,04	0,03	0,09
1999	0,05	0,03	0,02	0,03	0,20	0,10	0,28	0,16	0,15	0,03	0,05	0,03	0,10
2000	0,02	0,02	0,03	0,04	0,16	0,25	0,23	0,33	0,07	0,07	0,04	0,06	0,11
2001	0,04	0,02	0,04	0,03	0,13	0,13	0,25	0,65	0,17	0,06	0,13	0,04	0,14
2002	0,06	0,04	0,02	0,02	0,12	0,23	0,19	0,26	0,11	0,13	0,07	0,10	0,11
2003	0,04	0,04	0,05	0,03	0,13	0,44	0,30	0,25	0,11	0,03	0,04	0,11	0,13
2004	0,04	0,02	0,04	0,03	0,04	0,13	0,17	0,26	0,06	0,03	0,03	0,03	0,07
2005	0,06	0,01	0,03	0,02	n.d.	0,11	0,32	0,14	0,17	0,03	0,02	0,02	0,09
2006	0,03	0,02	0,01	0,09	0,09	0,22	0,34	0,16	0,15	0,04	0,03	0,03	0,10
2007	0,02	0,08	0,06	0,13	0,17	0,39	0,30	0,46	0,16	0,04	0,06	0,05	0,16
2008	n.d.	0,03	0,01	0,05	0,08	0,39	0,20	0,30	0,09	0,03	0,42	0,09	0,15
2009	n.d.	0,03	0,09	0,20	0,11	0,21	0,79	0,63	0,20	0,04	0,04	0,04	0,22
2010	0,02	0,02	0,01	0,05	0,09	0,42	0,51	0,28	0,07	0,03	0,05	0,02	0,13
2011	0,04	0,02	0,01	0,07	0,20	0,22	0,16	0,32	n.d.	n.d.	0,04	0,04	0,11
2012	0,03	0,34	0,02	0,06	0,21	0,98	0,39	0,47	0,13	0,07	0,03	0,02	0,23
2013	0,06	0,02	0,02	0,12	0,14	0,45	0,34	0,42	0,06	0,02	0,03	n.d.	0,15
2014	0,05	0,03	0,07	n.d.	n.d.	0,48	0,47	0,19	0,15	0,09	0,06	0,02	0,16
2015	0,02	0,04	0,02	0,07	0,1	0,21	0,41	0,73	0,24	0,06	0,02	0,01	0,16
2016	0,02	0,09	0,11	0,13	0,35	0,48	0,75	0,56	0,43	0,05	0,02	0,03	0,25
2017	0,02	0,03	0,02	0,06	0,77	0,68	0,54	0,85	0,17	0,06	0,07	0,07	0,28
2018	0,06	0,06	0,02	0,3	0,65	0,51	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,27
2019	0,06	0,04	0,04	0,43	0,15	1,29	0,7	0,74	0,22	0,13	0,07	0,03	0,33
2020	0,03	0,01	0,04	0,49	0,48	0,23	0,78	0,94	0,2	0,04	0,03	0,06	0,29
2021	0,08	0,07	0,08	0,17	0,15	1,28	0,72	0,38	0,34	0,04	0,03	0,03	0,29
2022	0,03	0,01	0,07	0,17	1,03	0,99	0,91	0,88	0,17	0,05	0,05	0,11	0,37
měsíční průměr	0,04	0,04	0,04	0,12	0,24	0,42	0,41	0,43	0,16	0,05	0,06	0,05	

Př. 2. Koncentrace isoprenu v $\mu\text{g}/\text{m}^3$, měřené na stanici Libuš od roku 1997 až po 2022. Data jsou převzata a upravena z CHMI, ©2023.

LIBUŠ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	roční průměr
1997	0,03	0,02	0,06	0,05	0,38	0,42	0,68	1,00	0,25	0,08	0,11	0,10	0,26
1998	0,09	0,06	0,05	0,04	0,20	0,46	1,88	0,69	0,39	0,11	0,16	0,15	0,36
1999	0,09	0,06	0,15	0,07	0,32	0,33	1,33	0,70	0,63	0,16	0,17	0,06	0,34
2000	0,07	0,03	0,11	0,09	0,50	0,58	0,60	1,28	0,17	0,13	0,16	0,13	0,33
2001	0,23	0,05	0,09	0,04	0,38	0,33	0,68	1,14	0,50	0,29	0,14	0,15	0,34
2002	0,12	0,05	0,05	0,04	0,11	1,71	0,96	1,72	0,46	0,24	0,70	0,20	0,52
2003	0,09	0,46	0,17	0,05	0,20	1,95	0,68	1,73	0,26	0,10	0,32	0,07	0,51
2004	0,11	0,13	0,07	0,10	0,08	0,70	0,74	1,37	0,28	0,21	0,07	0,30	0,34
2005	0,04	0,04	0,14	0,11	0,38	0,75	1,19	0,59	0,56	0,09	0,36	0,28	0,38
2006	0,11	0,12	0,37	0,07	0,20	0,82	1,36	0,50	0,43	0,14	0,12	0,06	0,36
2007	0,08	0,14	0,14	0,07	0,23	1,80	0,77	0,56	0,21	0,10	0,52	0,06	0,39
2008	n.d.	0,02	0,01	0,58	0,22	0,92	0,64	0,68	0,41	0,09	0,04	0,02	0,32
2009	n.d.	0,09	0,07	0,16	0,36	0,43	0,81	3,84	1,54	0,41	0,13	0,07	0,73
2010	0,64	0,17	0,01	0,07	0,13	0,47	1,03	2,44	0,30	0,15	0,03	0,04	0,46
2011	0,11	0,07	0,34	0,05	0,56	0,99	1,10	2,64	0,95	0,62	0,24	0,18	0,65
2012	0,31	0,28	0,12	0,30	0,42	2,44	1,36	2,08	0,73	0,36	0,23	0,26	0,74
2013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2014	0,26	0,09	n.d.	n.d.	n.d.	0,68	1,27	1,54	0,55	0,17	0,09	0,04	0,52
2015	0,06	0,11	0,01	0,03	0,15	0,69	1,35	1,23	0,59	0,10	0,03	0,03	0,37
2016	0,04	0,08	0,11	0,14	0,23	0,72	2,24	1,50	1,22	0,18	0,07	0,10	0,55
2017	0,18	0,77	0,08	n.d.	n.d.	1,50	1,58	0,91	0,46	0,10	0,08	0,08	0,50
2018	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2019	0,11	0,08	0,01	0,03	0,59	1,51	2,26	1,79	1,14	0,30	0,17	n.d.	0,69
2020	0,17	0,03	0,09		0,11	0,48	0,86	1,69	0,98	0,47	0,05	0,05	0,45
2021	0,11	0,10	0,08	0,04	0,13		3,21	1,47	1,28	0,19	0,16	n.d.	0,68
2022	0,09	0,10	0,08	0,13	0,50	1,95	3,12	1,40	0,49	0,22	0,38	n.d.	0,78
měsíční průměr	0,14	0,13	0,10	0,11	0,29	0,98	1,32	1,44	0,62	0,21	0,19	0,12	

Př. 3. Měřené hodnoty imisí a faktorů prostředí a jejich korelační vztahy s hladinou isoprenu na stanici Libuš. Data jsou vypočtena od roku 1997 až po 2022, převzata a upravena z CHMI, ©2023.

období		hladina							
rok	měsíc	isopren [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	př. ozon [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO _x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PM _{2,5} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PM ₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	teplot a [°C]	sl.zářen [W/m ²]	srážky [mm]
201997	1	0,03	21,0	84,0	n.d.	71,0	-4,2	n.d.	16,6
	2	0,02	47,0	31,0	n.d.	30,0	2,5	n.d.	24,3
	3	0,06	47,0	39,0	n.d.	42,0	4,5	n.d.	37,0
	4	0,05	62,0	32,0	n.d.	29,0	5,5	n.d.	27,1
	5	0,38	74,0	30,0	n.d.	25,0	13,8	n.d.	14,2
	6	0,42	70,0	30,0	n.d.	25,0	16,6	n.d.	58,6
	7	0,68	66,0	24,0	n.d.	20,0	17,3	n.d.	110,2
	8	1,00	67,0	35,0	n.d.	30,0	19,0	n.d.	77,8
	9	0,25	45,0	46,0	n.d.	32,0	13,4	n.d.	19,8
	10	0,08	32,0	55,0	n.d.	23,0	6,5	n.d.	25,7
	11	0,11	13,0	84,0	n.d.	28,0	3,0	n.d.	32,2
	12	0,10	24,0	53,0	n.d.	19,0	1,4	n.d.	37,8
1998	1	0,09	31,0	47,0	n.d.	23,0	0,8	n.d.	9,3
	2	0,06	40,0	45,0	n.d.	25,0	3,5	n.d.	22,0
	3	0,05	58,0	30,0	n.d.	21,0	3,9	n.d.	23,7
	4	0,04	67,0	31,0	n.d.	23,0	10,0	n.d.	5,2
	5	0,20	76,0	25,0	n.d.	22,0	14,4	n.d.	36,6
	6	0,46	67,0	23,0	n.d.	15,0	17,5	n.d.	86,0
	7	1,88	58,0	26,0	n.d.	15,0	17,5	n.d.	70,2
	8	0,69	71,0	30,0	n.d.	19,0	17,6	n.d.	18,8
	9	0,39	40,0	41,0	n.d.	16,0	12,9	n.d.	72,9
	10	0,11	31,0	32,0	n.d.	15,0	8,8	n.d.	83,9
	11	0,16	25,0	50,0	n.d.	42,0	0,9	n.d.	31,6
	12	0,15	32,0	45,0	n.d.	38,0	-0,6	n.d.	8,4
1999	1	0,09	38,0	29,0	n.d.	26,0	0,6	n.d.	34,6
	2	0,06	49,0	36,0	n.d.	17,0	-0,9	n.d.	32,5
	3	0,15	47,0	39,0	n.d.	36,0	5,2	n.d.	22,4
	4	0,07	60,0	36,0	n.d.	29,0	9,2	n.d.	22,3
	5	0,32	71,0	30,0	n.d.	24,0	14,3	n.d.	55,7
	6	0,33	61,0	30,0	n.d.	20,0	15,8	n.d.	62,7
	7	1,33	69,0	24,0	n.d.	19,0	19,3	n.d.	40,5
	8	0,70	62,0	29,0	n.d.	21,0	17,5	n.d.	33,1
	9	0,63	55,0	32,0	n.d.	23,0	16,7	n.d.	38,8
	10	0,16	28,0	40,0	n.d.	22,0	8,6	n.d.	20,5
	11	0,17	17,0	56,0	n.d.	31,0	2,3	n.d.	34,2
	12	0,06	38,0	31,0	n.d.	19,0	0,8	n.d.	25,5
2000	1	0,07	36,0	34,0	n.d.	27,0	-1,2	n.d.	28,2

	2	0,03	45,0	26,0	n.d.	31,0	3,1	n.d.	21,7
	3	0,11	48,0	32,0	n.d.	41,0	4,3	n.d.	91,5
	4	0,09	60,0	33,0	n.d.	64,0	11,5	n.d.	8,1
	5	0,50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	15,6	n.d.	65,3
	6	0,58	79,0	24,0	n.d.	n.d.	18,0	n.d.	31,9
	7	0,60	59,0	21,0	n.d.	25,0	16,0	n.d.	71,9
	8	1,28	69,0	29,0	n.d.	29,0	19,2	n.d.	46,4
	9	0,17	46,0	31,0	n.d.	30,0	13,5	n.d.	26,6
	10	0,13	28,0	44,0	n.d.	34,0	11,0	n.d.	72,4
	11	0,16	21,0	47,0	n.d.	34,0	5,3	n.d.	23,1
	12	0,13	20,0	48,0	n.d.	33,0	1,1	n.d.	10,8
	2001	1	0,23	21,3	58,0	n.d.	35,0	-1,2	n.d.
2		0,05	37,9	42,0	n.d.	28,0	1,0	n.d.	17,5
3		0,09	42,2	39,0	n.d.	27,0	4,1	n.d.	49,9
4		0,04	61,5	29,0	n.d.	17,0	7,5	n.d.	68,8
5		0,38	65,4	29,0	n.d.	21,0	14,9	n.d.	48,5
6		0,33	64,5	25,0	n.d.	18,0	14,8	n.d.	84,7
7		0,68	58,4	28,0	n.d.	23,0	18,5	n.d.	88,7
8		1,14	59,3	30,0	n.d.	25,0	18,8	n.d.	95,8
9		0,50	36,9	29,0	n.d.	18,0	11,8	n.d.	68,8
10		0,29	23,6	48,0	n.d.	32,0	11,9	n.d.	20,2
11		0,14	22,5	56,0	n.d.	26,0	2,3	n.d.	53,0
12		0,15	27,2	48,0	n.d.	26,0	-2,2	n.d.	39,9
2002	1	0,12	34,4	47,0	n.d.	34,0	-0,3	n.d.	13,6
	2	0,05	45,3	35,0	n.d.	23,0	4,3	n.d.	43,4
	3	0,05	48,6	44,0	n.d.	35,0	4,7	n.d.	29,3
	4	0,04	63,9	38,0	n.d.	31,0	8,3	n.d.	18,9
	5	0,11	63,9	38,0	n.d.	26,0	16,0	n.d.	83,2
	6	1,71	63,1	32,0	n.d.	24,0	18,1	n.d.	143,5
	7	0,96	63,0	30,0	n.d.	27,0	18,9	n.d.	120,6
	8	1,72	60,3	38,0	n.d.	41,0	19,3	n.d.	197,4
	9	0,46	41,4	42,0	n.d.	31,0	12,6	n.d.	65,9
	10	0,24	35,2	35,0	n.d.	25,0	7,6	n.d.	39,2
	11	0,70	19,1	70,0	n.d.	37,0	4,7	n.d.	79,1
	12	0,20	17,7	55,0	n.d.	43,0	-1,9	n.d.	39,2
2003	1	0,09	28,6	45,5	n.d.	39,8	-1,5	n.d.	27,0
	2	0,46	37,0	67,2	n.d.	58,4	-3,7	n.d.	5,8
	3	0,17	51,6	47,1	51,3	54,2	4,5	n.d.	5,5
	4	0,05	72,0	33,0	40,6	42,0	8,0	n.d.	22,4
	5	0,20	73,2	27,1	33,4	32,6	15,7	n.d.	55,5
	6	1,95	86,2	28,2	29,6	33,6	20,2	n.d.	24,4
	7	0,68	70,8	27,9	24,2	37,6	19,2	n.d.	56,6
	8	1,73	82,4	31,3	30,9	44,3	21,0	n.d.	37,0

	9	0,26	56,0	38,0	27,9	45,2	14,0	n.d.	15,0
	10	0,10	30,8	40,6	24,7	44,3	5,6	n.d.	18,4
	11	0,32	14,6	63,0	n.d.	60,5	4,8	n.d.	7,5
	12	0,07	24,8	46,2	23,9	51,1	0,0	n.d.	25,1
2004	1	0,11	29,5	69,7	44,8	49,7	-3,2	n.d.	50,2
	2	0,13	44,8	33,1	22,4	29,0	1,7	n.d.	23,6
	3	0,07	57,4	3,4	30,2	36,0	3,5	n.d.	33,1
	4	0,10	64,2	31,3	22,7	30,7	9,5	n.d.	13,6
	5	0,08	63,9	25,1	14,6	21,0	12,1	n.d.	38,4
	6	0,70	61,4	23,1	15,5	24,4	16,0	n.d.	76,2
	7	0,74	70,4	25,7	17,3	24,9	17,9	n.d.	34,6
	8	1,37	72,7	30,6	20,5	29,3	19,0	n.d.	64,6
	9	0,28	53,7	35,1	18,9	27,7	13,7	n.d.	43,1
	10	0,21	28,8	45,0	n.d.	31,2	9,5	n.d.	20,4
	11	0,07	24,6	46,9	19,6	29,8	3,9	n.d.	49,2
	12	0,30	21,4	47,1	n.d.	40,4	-0,1	n.d.	13,0
2005	1	0,04	40,5	29,1	18,4	21,6	0,7	n.d.	31,2
	2	0,04	49,1	44,6	37,1	39,3	-2,9	n.d.	39,7
	3	0,14	68,6	40,4	39,4	45,6	2,1	n.d.	15,2
	4	0,11	65,8	34,6	27,2	36,9	9,8	n.d.	17,0
	5	0,38	78,4	24,3	15,7	22,9	13,8	n.d.	42,7
	6	0,75	76,5	24,1	14,7	20,6	16,8	n.d.	51,4
	7	1,19	68,5	22,9	17,0	23,6	18,5	n.d.	135,2
	8	0,59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	16,5	n.d.	75,2
	9	0,56	48,3	39,0	23,2	32,0	14,9	n.d.	13,8
	10	0,09	34,8	49,3	32,3	40,4	9,8	n.d.	9,6
	11	0,36	19,7	48,8	28,3	35,5	2,6	n.d.	15,4
	12	0,28	25,1	41,8	22,1	26,1	-0,4	n.d.	29,0
2006	1	0,11	25,3	68,7	63,0	48,3	-5,3	n.d.	13,5
	2	0,12	41,7	56,8	30,7	26,3	-2,1	n.d.	24,2
	3	0,37	61,9	41,7	n.d.	21,1	1,0	n.d.	44,6
	4	0,07	65,0	32,0	n.d.	18,0	8,8	n.d.	45,0
	5	0,20	76,3	23,0	n.d.	21,1	13,4	n.d.	95,8
	6	0,82	73,7	23,7	12,5	22,5	17,6	n.d.	82,6
	7	1,36	86,2	19,7	13,8	24,9	22,2	n.d.	11,2
	8	0,50	53,3	15,5	n.d.	19,3	15,7	n.d.	106,2
	9	0,43	52,3	27,3	13,9	22,7	16,4	n.d.	4,4
	10	0,14	31,1	43,2	19,2	n.d.	10,6	n.d.	22,8
	11	0,12	27,9	37,7	19,5	16,8	6,2	n.d.	22,9
	12	0,06	24,7	38,5	22,7	16,3	3,0	n.d.	19,4
2007	1	0,08	45,4	20,6	9,2	14,4	4,1	n.d.	43,0
	2	0,14	35,5	n.d.	21,8	30,7	3,7	n.d.	25,4
	3	0,14	50,8	36,4	22,4	37,7	5,8	n.d.	19,8

	4	0,07	69,9	31,5	16,7	31,3	11,2	n.d.	1,2	
	5	0,23	75,5	20,5	11,9	22,8	15,1	n.d.	53,8	
	6	1,80	74,9	18,6	13,8	20,8	18,8	n.d.	63,6	
	7	0,77	71,9	14,8	11,3	18,6	18,9	n.d.	57,0	
	8	0,56	58,3	23,6	13,4	22,1	18,3	n.d.	100,4	
	9	0,21	42,3	24,7	10,7	20,1	12,0	n.d.	85,4	
	10	0,10	25,0	46,7	16,7	34,5	7,9	n.d.	15,4	
	11	0,52	29,8	35,1	11,1	24,9	2,0	n.d.	39,0	
	12	0,06	n.d.	37,1	30,6	36,0	0,1	n.d.	13,3	
	2008	1	n.d.	34,5	39,8	22,5	27,0	2,1	n.d.	23,0
		2	0,02	39,6	44,9	25,8	35,0	3,2	n.d.	13,2
		3	0,01	59,6	26,0	13,0	17,1	3,8	n.d.	22,3
4		0,58	60,8	25,6	17,8	23,4	8,4	n.d.	46,1	
5		0,22	65,1	24,2	16,5	23,9	14,3	n.d.	72,3	
6		0,92	72,5	19,9	18,2	22,9	18,1	n.d.	78,5	
7		0,64	67,4	19,1	15,4	21,8	18,6	n.d.	83,1	
8		0,68	67,2	16,6	13,2	18,1	18,3	n.d.	64,9	
9		0,41	47,7	27,5	n.d.	20,9	12,8	n.d.	17,3	
10		0,09	28,9	39,4	18,0	24,3	8,7	n.d.	44,8	
11		0,04	25,9	39,4	21,2	26,5	4,7	n.d.	23,3	
12		0,02	25,7	37,4	20,9	23,6	1,2	n.d.	33,2	
2009	1	n.d.	22,9	61,2	31,2	49,5	-3,7	n.d.	17,0	
	2	0,09	37,0	30,2	13,7	18,1	-0,2	n.d.	24,8	
	3	0,07	53,9	25,2	15,1	18,0	4,1	n.d.	37,9	
	4	0,16	76,0	26,0	24,8	32,6	12,9	n.d.	22,3	
	5	0,36	68,9	16,9	13,1	17,8	14,1	n.d.	98,1	
	6	0,43	61,3	18,6	12,2	17,9	15,5	n.d.	80,2	
	7	0,81	61,3	16,6	13,3	18,3	18,7	n.d.	77,6	
	8	3,84	66,9	20,7	15,5	23,0	19,4	n.d.	22,2	
	9	1,54	45,6	30,4	20,2	26,8	15,6	n.d.	17,6	
	10	0,41	29,5	29,8	17,5	22,7	8,0	n.d.	40,4	
	11	0,13	27,5	39,7	22,1	28,9	6,3	n.d.	31,3	
	12	0,07	22,8	41,7	25,4	29,6	-0,5	n.d.	53,0	
2010	1	0,64	32,8	45,6	31,8	40,6	-4,4	n.d.	56,1	
	2	0,17	50,7	41,2	26,4	39,0	-1,2	n.d.	15,4	
	3	0,01	58,6	25,7	20,5	26,2	3,6	n.d.	19,2	
	4	0,07	66,1	24,3	19,7	27,1	8,9	n.d.	26,1	
	5	0,13	57,0	17,9	13,0	19,2	12,1	n.d.	94,4	
	6	0,47	71,4	39,8	15,4	20,9	17,4	n.d.	58,6	
	7	1,03	77,9	20,7	18,5	24,2	20,9	n.d.	93,8	
	8	2,44	57,2	18,4	11,9	17,4	17,7	n.d.	157,7	
	9	0,30	39,4	25,0	13,3	19,7	11,9	n.d.	90,2	
	10	0,15	30,0	40,2	22,8	30,5	6,8	n.d.	11,8	

	11	0,03	23,0	41,5	16,7	22,2	5,2	n.d.	55,8
	12	0,04	27,5	66,3	32,1	40,7	-4,7	n.d.	46,9
2011	1	0,11	31,5	42,6	24,1	29,9	-0,5	n.d.	29,7
	2	0,07	38,3	41,6	n.d.	46,1	-1,2	n.d.	5,5
	3	0,34	48,6	36,3	29,0	38,6	4,7	n.d.	26,7
	4	0,05	66,6	24,6	19,4	27,0	11,4	n.d.	19,4
	5	0,56	73,3	16,6	14,2	20,6	14,2	n.d.	40,1
	6	0,99	70,7	18,0	8,7	19,0	17,7	n.d.	87,9
	7	1,10	63,1	18,0	10,4	16,9	17,0	n.d.	151,5
	8	2,64	51,9	30,4	11,8	22,4	18,5	n.d.	74,0
	9	0,95	38,0	33,1	10,8	21,2	15,2	n.d.	25,4
	10	0,62	30,9	32,9	13,8	25,2	8,5	n.d.	43,0
	11	0,24	19,3	54,0	30,0	48,3	3,0	n.d.	0,6
	12	0,18	40,0	17,4	11,6	16,6	3,0	n.d.	34,1
2012	1	0,31	41,4	28,8	n.d.	20,3	1,1	n.d.	43,2
	2	0,28	37,9	41,4	33,8	n.d.	-4,3	n.d.	14,3
	3	0,12	53,7	30,8	18,1	33,7	6,2	n.d.	9,4
	4	0,30	71,8	23,3	n.d.	29,1	9,1	n.d.	36,5
	5	0,42	81,5	17,9	12,9	26,4	15,3	n.d.	72,0
	6	2,44	68,8	15,9	11,0	21,3	17,6	n.d.	67,5
	7	1,36	67,4	18,3	12,1	23,5	18,7	n.d.	97,5
	8	2,08	68,2	25,3	n.d.	22,5	19,0	n.d.	72,4
	9	0,73	n.d.	28,4	12,3	23,5	13,8	n.d.	43,5
	10	0,36	31,4	37,2	16,7	n.d.	7,7	n.d.	42,2
	11	0,23	21,4	n.d.	25,1	36,0	5,1	n.d.	43,6
	12	0,26	27,0	36,8	24,8	30,0	-0,4	n.d.	50,9
2013	1	0,26	21,4	46,3	27,2	37,8	1,1	n.d.	24,4
	2	0,09	40,5	32,2	21,0	29,0	2,7	n.d.	2,5
	3	n.d.	46,7	41,8	30,7	43,0	6,9	n.d.	36,5
	4	n.d.	57,5	28,7	18,8	35,6	10,7	n.d.	26,1
	5	n.d.	63,7	18,1	7,8	22,0	12,6	n.d.	101,9
	6	0,68	71,7	18,0	7,1	22,4	16,7	n.d.	17,8
	7	1,27	73,1	22,9	10,4	25,0	20,1	n.d.	172,3
	8	1,54	57,3	19,1	9,2	19,2	16,6	n.d.	91,7
	9	0,55	40,5	31,5	13,3	28,7	14,8	n.d.	81,9
	10	0,17	23,8	33,5	18,4	31,7	10,6	n.d.	65,2
	11	0,09	16,7	41,7	22,8	35,0	6,5	n.d.	n.d.
	12	0,04	33,9	23,1	15,8	24,3	2,5	n.d.	n.d.
2014	1	0,06	38,7	23,2	n.d.	21,7	1,9	27,1	25,8
	2	0,11	40,3	35,0	27,8	38,3	0,6	70,1	3,4
	3	0,01	51,1	27,5	19,1	26,8	4,9	128,0	35,5
	4	0,03	63,8	20,5	13,4	16,8	8,5	202,2	25,8
	5	0,15	66,0	18,3	14,9	18,7	13,3	233,2	35,7

	6	0,69	73,0	16,3	13,0	17,8	16,6	248,6	68,7
	7	1,35	84,0	15,9	11,4	17,3	20,9	260,2	24,1
	8	1,23	87,4	20,5	n.d.	24,0	22,2	218,2	63,6
	9	0,59	52,4	24,8	8,9	14,1	13,7	146,7	25,5
	10	0,10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8,4	n.d.	53,8
	11	0,03	37,9	21,6	12,1	16,2	6,6	n.d.	50,8
	12	0,03	29,9	27,6	13,6	17,6	5,0	27,6	9,8
2015	1	0,04	32,2	39,8	25,4	25,6	-0,4	35,5	30,8
	2	0,08	44,1	24,1	14,4	15,0	3,6	61,3	50,4
	3	0,11	47,8	24,6	16,5	17,9	4,0	103,7	25,1
	4	0,14	58,5	22,1	13,3	20,1	8,3	172,5	26,7
	5	0,23	77,6	16,3	12,5	19,3	14,2	231,8	73,8
	6	0,72	68,2	14,6	10,3	15,3	17,8	248,7	62,5
	7	2,24	68,7	13,3	11,3	15,7	19,3	234,4	112,9
	8	1,50	63,1	16,2	11,8	16,1	17,9	214,7	25,6
	9	1,22	61,9	26,3	18,3	24,3	16,8	165,3	41,5
	10	0,18	27,4	24,8	14,4	17,4	8,2	63,3	62,5
	11	0,07	22,8	40,5	20,3	23,9	3,1	43,8	27,0
	12	0,10	28,1	30,0	20,9	24,2	0,5	26,4	27,0
2016	1	0,18	34,7	53,2	40,7	48,9	-5,0	41,9	18,7
	2	0,77	40,1	40,8	34,8	41,1	1,8	66,3	20,9
	3	0,08	55,7	23,0	14,5	18,4	6,7	127,1	32,1
	4	n.d.	63,1	14,6	13,2	16,6	7,7	161,9	60,7
	5	n.d.	67,1	16,7	13,3	16,9	14,5	259,0	44,9
	6	1,50	74,9	14,4	10,8	14,6	18,8	292,3	106,6
	7	1,58	67,6	12,6	11,1	15,2	19,2	239,4	66,8
	8	0,91	64,6	16,6	11,1	15,8	19,2	224,8	88,8
	9	0,46	41,9	21,2	11,7	16,0	12,4	127,4	32,4
	10	0,10	36,7	21,3	11,3	15,9	10,4	82,9	53,5
	11	0,08	28,8	24,9	15,1	18,8	4,5	39,4	33,8
	12	0,08	35,1	24,7	13,6	15,6	1,7	29,1	26,3
2017	1	0,11	43,5	24,4	16,3	18,2	-0,5	31,3	20,6
	2	0,08	42,2	30,2	22,8	26,2	2,3	74,5	17,6
	3	0,01	60,4	15,9	11,5	17,2	6,5	104,2	23,8
	4	0,03	71,5	22,0	17,3	22,2	10,0	190,4	28,2
	5	0,59	66,8	16,0	9,4	12,8	11,4	175,7	69,5
	6	1,51	89,7	13,3	11,2	16,1	21,5	281,3	50,1
	7	2,26	77,6	14,9	10,4	15,1	19,8	220,2	41,9
	8	1,79	66,9	17,4	10,0	13,9	19,5	202,9	65,3
	9	1,14	51,4	21,1	7,7	12,5	14,1	130,2	36,4
	10	0,30	33,1	33,4	11,6	16,9	9,8	80,0	32,6
	11	0,17	27,3	28,7	13,9	17,0	5,8	31,3	35,3
	12	n.d.	36,3	46,8	14,1	17,3	2,7	28,0	11,3

2018	1	0,17	32,8	37,4	19,5	23,4	1,4	33,3	10,1
	2	0,03	60,4	12,4	5,3	7,6	4,8	55,7	53,1
	3	0,09	60,1	19,8	14,2	18,2	4,6	125,4	51,3
	4	n.d.	77,3	17,7	17,3	21,1	10,1	211,8	14,0
	5	0,11	68,2	15,3	9,5	11,8	11,7	201,4	82,2
	6	0,48	63,0	14,2	8,5	11,8	17,0	197,4	110,9
	7	0,86	65,9	14,6	8,4	11,8	18,7	231,2	21,6
	8	1,69	66,4	15,0	10,9	14,8	19,6	190,1	130,1
	9	0,98	52,3	21,6	10,6	14,9	14,8	145,0	63,7
	10	0,47	33,8	19,7	8,6	12,5	9,6	66,2	56,2
	11	0,05	24,1	23,5	13,5	17,8	4,4	32,6	11,0
	12	0,05	28,7	19,2	13,9	15,9	2,5	24,2	12,3
2019	1	0,11	33,3	21,0	11,5	16,3	-0,3	29,2	42,4
	2	0,10	34,3	37,6	24,0	28,5	-0,3	68,2	35,3
	3	0,08	47,0	19,2	15,3	19,1	3,5	102,0	23,5
	4	0,04	60,1	12,6	11,0	14,7	6,1	164,9	16,8
	5	0,13	62,8	9,8	5,8	8,5	11,1	179,3	115,3
	6	n.d.	74,8	13,8	11,6	16,8	19,5	257,6	99,1
	7	3,21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	19,0	n.d.	103,8
	8	1,47	56,8	9,8	7,7	10,7	16,7	170,9	73,2
	9	1,28	55,8	17,0	12,2	16,0	15,1	140,9	14,4
	10	0,19	41,2	23,6	16,0	20,3	8,5	99,6	14,1
	11	0,16	28,6	24,1	16,5	19,2	4,2	31,4	33,3
	12	n.d.	30,2	24,1	14,3	15,7	1,5	24,2	26,7
2020	1	0,09	45,1	15,6	10,3	12,1	1,6	28,3	16,3
	2	0,10	59,5	12,0	7,8	9,8	2,8	65,3	13,9
	3	0,08	59,1	29,7	25,9	28,6	3,1	153,5	15,9
	4	0,13	64,1	16,7	12,3	14,6	6,4	157,7	34,7
	5	0,50	79,8	14,1	12,9	16,4	14,3	228,1	34,5
	6	1,95	80,5	12,1	10,4	14,9	18,7	246,7	196,0
	7	3,12	73,0	13,0	11,0	16,4	18,6	229,3	49,4
	8	1,40	67,4	16,5	11,4	17,7	19,1	194,7	142,5
	9	0,49	43,4	15,9	8,2	12,0	12,0	127,3	50,0
	10	0,22	24,2	24,8	12,6	18,9	10,7	80,2	29,8
	11	0,38	16,9	31,1	15,7	19,4	4,1	35,9	54,8
	12	n.d.	29,5	25,9	19,0	21,8	0,3	20,6	27,2
KORELACE	—	0,47	-0,36	-0,29	-0,22	0,67	0,64	0,47	

Př. 4. Měřené hodnoty imisí a faktorů prostředí a jejich korelační vztahy s hladinou isoprenu na stanici Košetice. Data jsou vypočtena od roku 1997 až po 2022, převzata a upravena z CHMI, ©2023.

období		hladina						
rok	měsíc	isopren [µg/m ³]	př. ozon [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	PM _{2,5} [µg/m ³]	PM ₁₀ [µg/m ³]	teplota [°C]	srážky [mm]
1997	1	0,01	42,0	n.d.	n.d.	50,0	-4,7	15,3
	2	0,01	68,0	13,0	n.d.	22,0	0,7	32,1
	3	0,03	69,0	15,0	n.d.	35,0	2,9	63,2
	4	0,02	81,0	14,0	n.d.	24,0	4,1	74,2
	5	0,07	89,0	9,0	n.d.	20,0	12,6	45,1
	6	0,11	87,0	8,0	n.d.	21,0	15,7	55,4
	7	0,17	77,0	7,0	n.d.	19,0	15,9	186,8
	8	0,28	85,0	9,0	n.d.	25,0	17,7	48,9
	9	0,17	69,0	10,0	n.d.	21,0	12,4	15,7
	10	0,06	51,0	12,0	n.d.	20,0	5,3	49,1
	11	0,05	35,0	19,0	n.d.	26,0	2,5	44,5
	12	0,04	37,0	15,0	n.d.	18,0	0,1	42,8
1998	1	0,02	48,0	16,0	n.d.	24,0	-0,5	18,9
	2	0,02	65,0	15,0	n.d.	28,0	2,3	10,5
	3	0,01	75,0	10,0	n.d.	20,0	2,0	64,5
	4	0,08	85,0	n.d.	n.d.	23,0	8,7	20,2
	5	0,08	91,0	n.d.	n.d.	20,0	12,8	48,3
	6	0,10	80,0	7,0	n.d.	14,0	16,5	92,3
	7	0,37	74,0	6,0	n.d.	15,0	16,8	84,5
	8	0,23	88,0	8,0	n.d.	18,0	16,9	59,2
	9	0,07	60,0	8,0	n.d.	17,0	12,0	80,6
	10	0,06	46,0	10,0	n.d.	12,0	7,6	93,2
	11	0,04	44,0	15,0	n.d.	24,0	-0,3	35,0
	12	0,03	50,0	14,0	n.d.	25,0	-2,6	20,9
1999	1	0,05	48,0	12,0	n.d.	20,0	-1,3	31,7
	2	0,03	66,0	13,0	n.d.	16,0	-2,4	61,9
	3	0,02	69,0	11,0	n.d.	27,0	3,9	31,8
	4	0,03	80,0	10,0	n.d.	24,0	8,2	18,0
	5	0,20	90,0	8,0	n.d.	19,0	13,0	54,9
	6	0,10	77,0	8,0	n.d.	14,0	14,9	60,2
	7	0,28	82,0	7,0	n.d.	17,0	18,2	111,5
	8	0,16	78,0	8,0	n.d.	18,0	16,4	24,2
	9	0,15	n.d.	10,0	n.d.	20,0	15,6	65,1
	10	0,03	46,0	11,0	n.d.	17,0	7,4	33,4
	11	0,05	37,0	17,0	n.d.	25,0	1,0	27,4
	12	0,03	53,0	12,0	n.d.	17,0	-1,2	45,9

2000	1	0,02	53,0	16,0	n.d.	22,0	-3,3	61,2
	2	0,02	61,0	11,0	n.d.	19,0	1,5	44,1
	3	0,03	67,0	11,0	n.d.	19,0	2,7	119,3
	4	0,04	85,0	12,0	n.d.	25,0	10,8	11,5
	5	0,16	92,0	11,0	n.d.	16,0	14,4	60,6
	6	0,25	91,0	10,0	n.d.	13,0	16,8	63,2
	7	0,23	68,0	7,0	n.d.	12,0	14,9	113,2
	8	0,33	81,0	8,0	n.d.	20,0	18,3	37,4
	9	0,07	61,0	10,0	n.d.	22,0	12,2	38,2
	10	0,07	49,0	12,0	n.d.	23,0	10,4	62,5
	11	0,04	38,0	11,0	n.d.	19,0	5,0	20,0
	12	0,06	36,0	13,0	n.d.	25,0	-0,1	28,2
2001	1	0,04	43,7	13,6	n.d.	29,9	-2,4	37,1
	2	0,02	57,0	13,7	n.d.	28,9	-0,3	19,2
	3	0,04	63,7	10,3	n.d.	25,2	3,1	54,4
	4	0,03	77,9	9,1	n.d.	21,1	6,4	62,3
	5	0,13	78,9	11,3	n.d.	26,2	14,0	78,9
	6	0,13	78,0	9,3	n.d.	18,3	13,6	79,7
	7	0,25	73,0	5,3	n.d.	17,4	17,4	93,7
	8	0,65	73,4	5,7	n.d.	23,7	17,8	82,1
	9	0,17	47,6	5,5	n.d.	15,2	10,6	87,1
	10	0,06	44,1	6,7	n.d.	24,9	10,9	17,0
	11	0,13	40,3	8,2	n.d.	20,3	0,9	53,1
	12	0,04	43,5	10,6	n.d.	22,9	-4,5	64,0
2002	1	0,06	51,9	10,0	n.d.	27,3	-1,9	28,0
	2	0,04	62,6	6,0	n.d.	23,1	2,8	62,9
	3	0,02	70,3	6,0	n.d.	31,2	3,7	49,5
	4	0,02	80,1	6,0	n.d.	31,5	7,0	15,0
	5	0,12	82,1	6,0	n.d.	25,2	15,0	34,1
	6	0,23	83,0	5,0	n.d.	22,9	17,0	103,2
	7	0,19	80,8	5,0	n.d.	21,3	18,1	63,4
	8	0,26	84,4	4,0	n.d.	26,3	18,1	192,6
	9	0,11	65,4	5,0	n.d.	22,0	11,5	44,9
	10	0,13	53,1	4,0	n.d.	18,1	6,2	74,5
	11	0,07	34,6	6,0	n.d.	21,2	4,5	62,4
	12	0,10	34,2	9,0	n.d.	34,0	-3,2	43,5
2003	1	0,04	46,6	14,5	n.d.	28,9	-2,8	25,5
	2	0,04	69,3	18,0	n.d.	45,8	-5,8	2,1
	3	0,05	79,3	16,7	n.d.	36,7	3,4	1,9
	4	0,03	88,8	14,2	n.d.	30,4	6,7	1,8
	5	0,13	88,8	10,5	n.d.	23,4	14,9	57,3
	6	0,44	96,8	10,4	n.d.	31,8	19,1	25,3
	7	0,30	87,0	10,0	n.d.	30,4	17,9	41,4

	8	0,25	103,6	10,0	n.d.	34,2	20,2	28,8
	9	0,11	78,7	11,0	17	29,7	12,9	10,8
	10	0,03	49,9	11,2	15,7	23,9	4,6	41,8
	11	0,04	35,2	14,1	22,4	27,4	4,4	9,8
	12	0,11	46,4	13,5	22,6	24,4	-1,2	26,7
2004	1	0,04	54,0	14,3	n.d.	22,9	-4,5	76,4
	2	0,02	66,1	13,1	15,9	26,7	-0,2	44,2
	3	0,04	80,8	12,0	21,5	32,3	1,6	55,7
	4	0,03	79,7	10,7	19,5	32,1	8,3	34,5
	5	0,04	76,0	8,3	31,1	18,2	10,8	34,3
	6	0,13	74,4	6,2	12,9	21,9	14,9	99,5
	7	0,17	52,2	5,1	11,8	24,5	16,7	73,4
	8	0,26	83,2	n.d.	12,8	25,8	17,8	64,0
	9	0,01	67,6	7,3	11	23,9	12,4	54,3
	10	0,03	42,4	7,3	15,2	27,6	8,9	26,0
	11	0,03	40,3	n.d.	12,4	25,8	3,0	61,9
	12	0,03	36,1	n.d.	17	32,3	-1,4	11,0
2005	1	0,06	54,5	9,7	n.d.	20,4	-1,0	76,2
	2	0,01	71,6	13,1	n.d.	34,8	-4,2	65,0
	3	0,03	89,1	12,5	n.d.	40,6	0,6	23,2
	4	0,02	84,4	11,6	n.d.	32,3	8,6	30,7
	5	n.d.	86,6	9,4	n.d.	20,1	12,6	62,2
	6	0,11	84,1	8,2	n.d.	19,3	15,5	51,4
	7	0,32	78,1	6,4	n.d.	24,4	17,5	134,1
	8	0,14	66,1	7,3	n.d.	25,2	15,5	104,5
	9	0,17	64,9	7,7	n.d.	27,3	13,8	50,7
	10	0,03	53,5	10,7	n.d.	38,1	8,9	5,0
	11	0,02	36,3	14,5	n.d.	34,8	1,4	17,6
	12	0,02	42,0	15,6	n.d.	23,9	-2,0	60,2
2006	1	0,03	55,5	18,2	n.d.	47,8	-6,1	47,1
	2	0,02	65,1	17,2	n.d.	34,7	-3,7	37,1
	3	0,01	85,2	12,5	n.d.	35,8	-0,6	79,2
	4	0,09	84,0	9,3	n.d.	23,6	7,7	80,5
	5	0,09	89,9	8,1	n.d.	24,5	12,3	72,9
	6	0,22	82,4	9,3	n.d.	n.d.	16,5	110,9
	7	0,34	92,4	7,5	n.d.	25,5	20,9	39,9
	8	0,16	54,9	6,1	n.d.	11,9	14,4	97,2
	9	0,15	64,4	7,4	n.d.	26,3	15,2	4,3
	10	0,04	52,2	10,0	n.d.	27,3	9,9	21,8
	11	0,03	43,9	10,6	n.d.	n.d.	5,1	38,5
	12	0,03	38,7	11,6	n.d.	18,8	1,6	19,9
2007	1	0,02	54,5	9,1	n.d.	10,8	2,5	61,2
	2	0,08	50,7	11,1	n.d.	19,2	2,1	43,7

	3	0,06	68,3	10,9	n.d.	27,8	4,6	44,6	
	4	0,13	89,0	10,1	n.d.	n.d.	10,0	1,8	
	5	0,17	78,9	n.d.	n.d.	16,9	13,8	71,4	
	6	0,39	77,6	n.d.	n.d.	15,5	17,9	34,6	
	7	0,30	79,0	12,7	n.d.	13,7	18,1	93,9	
	8	0,46	73,2	10,0	n.d.	17,8	17,7	60,2	
	9	0,16	55,8	7,6	n.d.	13,7	11,0	112,8	
	10	0,04	42,7	11,1	n.d.	21,5	6,8	26,9	
	11	0,06	43,3	11,9	n.d.	15,4	0,6	81,4	
	12	0,05	36,4	17,0	n.d.	26,2	-1,8	31,7	
	2008	1	n.d.	48,1	11,6	16,2	18,0	0,5	33,9
		2	0,02	57,1	11,3	18,0	21,3	1,6	25,2
3		0,01	74,1	8,4	10,9	12,7	2,5	57,9	
4		0,58	75,3	n.d.	18,0	n.d.	7,6	28,4	
5		0,22	82,6	7,1	n.d.	19,7	13,4	49,6	
6		0,92	77,6	7,1	14,2	17,9	17,1	49,5	
7		0,64	76,6	5,9	14,4	16,2	17,6	44,5	
8		0,68	74,2	6,9	10,9	13,1	17,3	65,7	
9		0,41	56,5	7,8	13,3	16,1	11,8	27,5	
10		0,09	40,6	10,0	15,0	n.d.	8,0	38,4	
11		0,04	40,9	11,1	15,0	17,8	4,2	58,5	
12		0,02	36,4	15,4	14,7	16,8	0,0	25,4	
2009	1	n.d.	43,3	18,9	29,6	33,5	-4,4	18,4	
	2	0,03	49,8	15,8	13,0	13,9	-1,7	64,1	
	3	0,09	64,8	11,4	11,8	13,6	2,5	77,0	
	4	0,20	89,9	9,3	20,3	26,2	11,9	21,9	
	5	0,11	78,5	6,7	12,8	14,2	12,9	60,4	
	6	0,21	70,5	5,7	14,2	13,4	14,4	111,0	
	7	0,79	67,6	4,4	14,3	13,6	17,7	85,4	
	8	0,63	72,9	5,9	15,9	17,0	18,1	103,2	
	9	0,20	60,2	6,9	16,4	19,4	14,4	14,7	
	10	0,04	39,8	12,1	14,4	15,9	6,8	66,9	
	11	0,04	42,2	10,1	13,0	15,8	4,9	30,5	
	12	0,04	39,7	13,0	16,1	19,9	-1,3	50,9	
2010	1	0,02	49,7	15,3	23,4	32,0	-5,2	112,4	
	2	0,02	72,1	14,1	21,9	30,9	-2,4	36,4	
	3	0,01	73,9	10,7	14,4	19,1	2,0	64,8	
	4	0,05	78,7	10,9	15,3	20,4	7,7	94,0	
	5	0,09	66,5	7,9	12,0	13,7	11,3	227,2	
	6	0,42	77,1	6,8	12,2	15,6	16,2	159,4	
	7	0,51	86,8	6,7	14,3	18,2	19,5	186,6	
	8	0,28	67,6	5,4	11,8	13,2	16,7	490,4	
	9	0,07	54,5	7,1	11,9	14,5	11,0	170,0	

	10	0,03	48,7	12,0	17,7	20,7	5,7	11,6
	11	0,05	34,8	13,2	12,7	14,5	4,6	107,8
	12	0,02	43,8	18,7	15,5	21,8	-5,1	96,0
2011	1	0,04	51,4	14,8	12,9	21,1	-1,6	15,7
	2	0,02	55,3	18,0	25,1	33,5	-2,4	3,7
	3	0,01	79,6	11,5	22,0	26,9	3,6	25,9
	4	0,07	79,4	8,2	15,9	21,2	10,1	20,5
	5	0,2	85,3	9,3	n.d.	n.d.	13,0	40,2
	6	0,22	77,5	8,4	n.d.	11,6	16,5	58,5
	7	0,16	67,9	7,0	10,5	12,1	16,0	55,0
	8	0,32	66,9	7,2	11,7	16,7	17,9	73,1
	9	n.d.	58,1	8,6	12,7	14,7	14,5	55,4
	10	n.d.	n.d.	n.d.	15,6	n.d.	7,4	24,6
	11	0,04	38,4	16,5	28,9	36,2	2,0	0,0
	12	0,04	47,1	12,7	7,2	10,9	1,1	8,8
2012	1	0,03	53,1	13,5	12,8	16,5	-0,8	46,2
	2	0,34	53,9	23,2	23,7	n.d.	-5,9	16,4
	3	0,02	64,5	14,4	16,2	25,1	4,8	4,0
	4	0,06	78,8	10,5	12,4	19,7	8,0	41,3
	5	0,21	87,5	9,4	10,6	17,9	14,1	16,0
	6	0,98	74,5	7,4	6,2	n.d.	16,8	41,6
	7	0,39	68,4	5,9	11,5	17,4	17,9	72,3
	8	0,47	77,6	8,3	n.d.	14,9	18,1	38,5
	9	0,13	59,1	11,2	9,9	16,6	13,1	28,7
	10	0,07	43,5	12,7	11,6	16,5	7,2	28,4
	11	0,03	37,3	n.d.	15,0	20,1	4,6	13,9
	12	0,02	42,4	11,9	13,1	18,5	-1,9	34,8
2013	1	0,06	42,7	18,5	24,5	21,8	-2,2	57,0
	2	0,02	55,2	14,8	22,0	27,3	-1,6	28,3
	3	0,02	73,7	14,0	22,9	27,5	-0,8	11,1
	4	0,12	79,0	12,2	16,8	22,5	8,0	3,6
	5	0,14	66,1	7,9	10,2	14,4	11,8	63,0
	6	0,45	69,1	6,5	11,2	17,1	15,5	139,9
	7	0,34	83,0	6,1	14,8	20,2	19,3	36,0
	8	0,42	70,4	8,2	14,8	19,1	17,7	69,7
	9	0,06	54,1	7,4	10,0	12,7	11,5	35,1
	10	0,02	49,0	8,6	12,7	17,9	8,8	16,0
	11	0,03	35,9	12,2	13,0	16,9	3,6	8,5
	12	n.d.	39,9	10,6	10,8	14,5	0,7	6,4
2014	1	0,05	37,5	14,8	19,5	25,0	0,0	15,5
	2	0,03	59,3	8,9	13,6	18,3	1,4	1,7
	3	0,07	70,9	12,8	23,3	27,9	6,0	26,2
	4	n.d.	72,3	10,2	16,8	22,6	9,3	48,1

	5	n.d.	73,3	6,6	8,5	12,5	11,6	82,4
	6	0,48	74,4	6,3	8,9	13,4	15,8	22,7
	7	0,47	73,7	6,3	11,9	17,2	19,0	42,9
	8	0,19	52,1	6,7	8,3	13,1	15,4	39,9
	9	0,15	45,7	8,0	12,9	18,7	13,6	57,1
	10	0,09	41,1	9,2	14,8	20,2	9,6	29,7
	11	0,06	n.d.	n.d.	15,5	20,6	5,6	7,2
	12	0,02	45,3	8,9	8,9	11,8	1,1	16,5
2015	1	0,02	n.d.	10,1	n.d.	n.d.	0,5	22,1
	2	0,04	59,6	11,3	19,2	26,0	-0,5	1,3
	3	0,02	64,9	9,8	15,2	21,8	3,6	15,5
	4	0,07	73,5	9,0	9,5	15,7	7,4	6,8
	5	0,10	74,6	7,6	11,6	16,0	12,0	19,6
	6	0,21	76,5	7,2	10,3	16,9	16,0	41,7
	7	0,41	90,2	6,1	9,7	15,9	20,2	5,5
	8	0,73	92,6	7,7	15,0	22,9	21,1	69,1
	9	0,24	60,6	n.d.	7,5	11,8	12,7	12,9
	10	0,06	38,3	10,9	14,4	20,8	7,6	57,5
	11	0,02	48,3	7,9	10,5	16,2	5,4	57,5
	12	0,01	43,2	6,2	8,8	13,4	3,2	6,4
2016	1	0,02	49,2	8,9	16,0	19,7	-1,9	13,0
	2	0,90	56,6	7,4	9,0	1,8	2,8	28,1
	3	0,11	58,7	8,7	12,6	14,6	2,9	13,8
	4	0,13	75,6	5,9	10,9	14,0	7,4	22,4
	5	0,35	89,8	5,9	10,3	16,1	13,0	46,4
	6	0,48	74,8	4,3	7,8	13,0	16,9	42,5
	7	0,75	79,7	4,5	6,6	n.d.	18,4	63,5
	8	0,56	77,1	3,9	8,9	15,7	16,8	15,5
	9	0,43	81,9	5,5	13,4	22,8	15,8	4,2
	10	0,05	42,5	n.d.	10,6	16,1	6,9	35,8
	11	0,02	39,9	8,8	14,2	21,0	2,1	10,5
	12	0,03	41,6	9,7	14,7	20,5	-1,1	13,9
2017	1	0,02	60,2	11,6	20,7	28,8	-6,2	14,7
	2	0,03	62,9	12,6	23,9	32,6	0,6	12,9
	3	0,02	68,9	7,7	9,2	12,8	5,6	25,5
	4	0,60	76,7	7,3	9,3	15,0	6,3	60,8
	5	0,78	82	7,3	10,5	16,0	13,6	14,9
	6	0,68	85,6	6,5	8,3	13,9	18,0	45,3
	7	0,54	76,7	4,8	8,5	18,3	18,3	81,8
	8	0,85	82,4	4,9	8,6	13,8	18,8	34,8
	9	0,17	58,8	6,0	9,0	12,4	11,4	31,2
	10	0,06	52,6	6,0	8,4	9,9	9,2	56,1
	11	0,07	40,7	9,1	9,4	11,8	3,2	18,0

	12	0,07	47,0	8,1	8,7	12,2	0,2	16,6
2018	1	0,06	48,9	6,8	12,3	18,7	1,2	13,7
	2	0,06	57,4	9,4	24,5	36,7	-4,2	6,7
	3	0,02	73	5,3	20,7	30,8	0,4	10,2
	4	0,30	86,9	3,5	14,2	24,8	12,6	3,2
	5	0,65	93,3	3,7	14,4	23,9	16,1	46,1
	6	0,51	79,5	3,7	11,3	18,1	17,1	31,6
	7	n.d.	93,7	3,2	12,2	18,5	19,4	35,4
	8	n.d.	87,3	3,6	11,9	17,7	20,6	24,4
	9	n.d.	69,8	4,4	10,6	15,8	14,3	80,8
	10	n.d.	61,6	4,7	16,8	28,2	9,9	25,9
	11	n.d.	37,4	7,6	n.d.	27,7	4,0	9,4
	12	n.d.	47,3	6,3	9,6	11,6	0,4	39,2
2019	1	0,06	55	6,9	11,2	13,1	-2,4	33,2
	2	0,04	61,9	7,3	12,8	15,3	1,3	12,9
	3	0,04	69,8	3,7	8,2	11,2	5,1	20,7
	4	0,43	84,4	4,0	15,0	19,1	9,0	4,8
	5	0,15	74,2	3,6	8,2	10,8	10,2	61,7
	6	1,29	89,6	2,7	11,2	15,1	20,3	31,8
	7	0,70	81,2	3,1	10,6	15,0	18,3	41,8
	8	0,74	74,9	3,0	9,6	13,0	18,9	49,2
	9	0,22	61,7	3,4	6,7	10,8	13,0	22,9
	10	0,13	45,8	4,6	8,9	13,3	9,1	29,5
	11	0,07	41,5	4,8	10,0	12,9	5,2	24,8
	12	0,03	50,7	5,0	9,0	11,9	1,2	1,5
2020	1	0,03	48,6	6,0	12,1	15,2	-0,5	6,4
	2	0,01	67,0	3,8	5,4	7,4	3,1	29,6
	3	0,04	75	3,6	11,1	14,9	3,7	21,4
	4	0,49	89,8	3,3	12,6	16,1	9,1	14,0
	5	0,48	73,4	3,1	7,0	9,8	10,6	46,3
	6	0,23	66,7	2,3	6,8	10,3	15,9	141,5
	7	0,78	67,4	1,7	6,9	11,3	17,3	58,4
	8	0,94	68,8	2,2	9,5	14,7	18,5	153,9
	9	0,20	62,5	2,6	8,7	11,8	13,7	47,8
	10	0,04	44,8	3,5	6,6	9,9	8,5	52,9
	11	0,03	34,1	4,5	10,9	14,6	3,4	12,5
	12	0,06	36,3	4,3	9,2	13,7	1,1	6,1
2021	1	0,80	44,6	6,2	8,8	10,9	-1,6	34,4
	2	0,07	54,4	5,9	16,4	22,1	-0,8	24,8
	3	0,08	63,1	4,2	13,4	17,0	2,1	7,7
	4	0,17	73,6	3,3	9,6	13,4	4,9	13,0
	5	0,15	72,6	2,8	4,6	7,0	10,1	91,2
	6	1,28	81,7	4,3	10,0	13,7	18,5	58,2

	7	0,72	72,7	2,3	7,7	11,1	18,4	83,1
	8	0,38	62,3	2,4	5,8	8,9	15,7	37,9
	9	0,34	64	3,1	8,9	12,9	13,9	6,9
	10	0,04	54,7	3,9	10,5	15,0	7,8	7,3
	11	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,1	21,7
	12	0,03	44,1	5,6	8,7	10,5	0,1	20,2
2022	1	0,03	53,1	4,7	7,2	9,4	0,0	11,2
	2	0,01	63,5	3,6	5,9	7,9	2,3	0,0
	3	0,07	74,7	4,9	19,2	22,7	3,1	7,4
	4	0,17	74,0	4,0	9,2	11,9	6,0	17,8
	5	1,03	79,5	3,4	9,0	12,2	13,9	30,0
	6	0,99	82,4	3,2	8,7	11,9	18,4	62,4
	7	0,91	78,7	3,3	9,4	13,3	18,2	35,6
	8	0,88	75,3	3,7	8,9	13,2	18,9	123,1
	9	0,17	58,2	3,7	6,1	8,7	11,6	48,6
	10	0,05	43,2	3,9	8,9	14,7	10,4	16,1
	11	0,05	37,4	4,5	8,8	11,6	4,0	n.d.
	12	0,11	42,8	7,2	14,2	16,1	-0,3	n.d.
KORELACE		—	0,43	-0,49	-0,31	-0,33	0,62	0,17