

ZIELONA INFRASTRUKTURA I JEJ WPŁYW NA JAKOŚĆ POWIETRZA

**METODYKA NASADZEŃ ZIELENI
W ŚRODOWISKU MIEJSKIM Z UWZGLĘDNIENIEM
WYCHWYTYWANIA ZANIECZYSZCZEŃ**





978-80-88399-03-2 (oprawa broszurowa)

978-80-88399-04-9 (online: pdf)





AUTORZY:

Doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr., Mgr. Vít Kašpar, Ing. Pavel Samec, Ph.D., Mgr. Jiří Bílek, Ph.D., Mgr. Karel Do-
ležal, Dr., DSc., Bc. Pavlína Víchová, Ing. Tomáš Balcar, Mgr. Gabriela Kalužová, Ing. Stanislav Juráň, Ph.D.,
RNDr. Jan Hladík, Ph.D., Mgr. Pavel Buček, Ph.D., RNDr. Alexandr Martaus, Ph.D., Ing. Veronika Blahůšková,
Ph.D., Mgr. Martina Vráblová, Ph.D., Ing. Petr Maršolek

WSPÓŁPRACUJĄCY EKSPERCI:

RNDr. Bohumil Kotlík, Ph.D. (Państwowy Instytut Zdrowia), Kateřina Stará (K2N Landscape), PhDr. Jan Kraj-
hanzl, Ph.D., Mgr. Renáta Svobodová, Mgr. Tomáš Chabada (Uniwersytet Masaryka w Brnie)

WYDAŁO: MIASTO STATUTOWE OSTRAVA / WYDZIAŁ ROZWOJU STRATEGICZNEGO, 2021

KOORDYNATORZY PROJEKTU CLAIRO – CLEAN AIR AND CLIMATE ADAPTATION IN OSTRAVA AND OTHER CITIES:

Miasto statutowe Ostrawa, Kraj Morawsko-Śląski, Wyższa Szkoła Górnicza – Uniwersytet Techniczny w
Ostrawie, Uniwersytet Śląski w Opawie, Uniwersytet Palackiego w Ołomuńcu, strona czeska Euroregionu
Śląsk Cieszyński - Regionální sdružení územní spolupráce Těšínské Slezsko, SOBIC Smart & Open Base for
innovations in European Cities.

Projekt jest współfinansowany z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach inicjatywy Ur-
ban Innovative Actions.

WYKAZ SKRÓTÓW

SYMBOLE:

b	stała empiryczna równa 14 m^{-1}
c(z)	stężenie składnika na wysokości z nad powierzchnią
C	powierzchnia zewnętrzna korony (m)
b	stała empiryczna równa 14 m^{-1}
D	dyfuzja molekularna gazu
DBH	diameter at breast height (pierśnica)
$D_{\text{H}_2\text{O}}$	współczynnik dyfuzji wody
D_i	współczynnik dyfuzji składnika gazowego
d_k	średni rzut korony (m)
F	strumień depozycji substancji szkodliwej ($\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
F_{sto}	przepływ szparkowy O_3
G	promieniowanie globalne (W/m^2)
g_{O_3}	aktualna przewodność szparkowa
g_{max}	średnia maksymalna przewodność szparkowa O_3 dla drzewa ($\text{mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
g_{phen}	modyfikacja g_{max} w trakcie zmian fenologicznych
g_{light}	modyfikacja g_{max} w trakcie zmian światła ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
g_{temp}	modyfikacja g_{max} w trakcie zmian temperatury powietrza ($^{\circ}\text{C}$)
g_{VPD}	modyfikacja g_{max} w trakcie zmian wartości nasycenia (kPa)
g_{SWP}	modyfikacja g_{max} w trakcie zmian niedosytu wilgotność gleby (Mpa)
g_{min}	minimalna przewodność szparkowa w ciągu dnia
h	wysokość roślinności (m), wysokość korony (m)
k	stała von Kármána (0,4), współczynnik pochłaniania światła dla drzew iglastych 0,52 i dla drzew liściastych 0,65
L	długość Monina-Obuchowa (m)
LA	leaf area (pokrycie liściowe)
LAI	leaf area index (wskaźnik pokrycia liściowego)
LAD	leaf are density (gęstość ulistnienia)
PM_x	kategoria zawieszonych cząstek, gdzie x=1, 2,5 lub 10 to oznaczenie ich średnicy aerodynamicznej (μm)
R_a	opór aerodynamiczny (s cm^{-1})
R_b	opór laminarny (s cm^{-1})
R_c	opór powierzchniowy (s cm^{-1})
R_{ext}	opór kutykuli lub opór zewnętrznej powierzchni rośliny (s cm^{-1})
R_i	opór wejściowy (s cm^{-1})
R_{inc}	opór aerodynamiczny w pokrywie roślinnej (s cm^{-1})
R_m	opór mezofilowy (s cm^{-1})
R_{soil}	opór gleby (s cm^{-1})

R_{sto}	opór szparkowy ($s\ cm^{-1}$)
S	średni współczynnik zacienienia
S	średni współczynnik zacienienia
SAI	surface area index (wskaźnik powierzchni, który w okresie wegetacyjnym jest równy LAI)
Q	ilość zanieczyszczeń wychwycona przez roślinność (g)
Sc	liczba Schmidta
t	czas (s)
T_s	temperatura powierzchni ($^{\circ}C$)
u_*	prędkość tarcia ($m\ s^{-1}$)
u_z	prędkość pozioma wiatru na wysokości z powyżej płaszczyzny zerowej przemieszczenia, ($m\ s^{-1}$)
$v_d(z)$	szybkość depozycji na wysokości z nad powierzchnią ($cm\ s^{-1}$)
V_{st}	prędkość osadzania cząstek ($cm\ s^{-1}$)
z	wysokość nad powierzchnią (m)
z_0	chropowatość powierzchni (cm)
Ψ_m	korekcyjna funkcja stabilizująca pędu
Ψ_c	korekcyjna funkcja stabilizująca stężenia zanieczyszczenia
x_s	średni współczynnik zacienienia gatunków
y	ilość zawieszonych ponownie cząstek PM_{10} ($g\ m^{-2}$)

SKRÓTY:

AIM	Automatyczny monitoring imisji
AV ČR	Akademia Nauk Republiki Czeskiej
CLAIRO	Clean Air and Climate Adaptation in Ostrava and Other Cities
GIS	System informacji geograficznej
GPS	Global Positioning System
ISKO	System informacji o jakości powietrza
VOC	Volatile organic compounds (lotne związki organiczne)
VŠB	Wyższa Szkoła Górnicza

NAZWY:

ČHMÚ	Czeski Instytut Hydrometeorologiczny
ČR	Republika Czeska
EU	Unia Europejska
SZÚ	Państwowy Instytut Zdrowia
US EPA	United States Environmental Protection Agency WHO World Health Organization
ZÚ	Instytut Zdrowia

SPIS TREŚCI

I. Wprowadzenie	11
II. Założenia teoretyczne	12
1. Zielona infrastruktura	12
2. Miasto i zielona infrastruktura	13
2.1. Usługi świadczone przez zieloną infrastrukturę w mieście	13
2.2. Znaczenie zielonej infrastruktury dla ochrony zdrowia człowieka	17
3. Jakość powietrza w miastach, jej wpływ na zdrowie ludności i roślinności	18
3.1. Charakterystyka wybranych substancji zanieczyszczających powietrze	18
3.1.1. Cząstki zawieszone (PM_x)	18
3.1.2. Tlenki azotu (NO_x)	20
3.1.3. Ozon troposferyczny (O_3)	21
3.2. Wpływ wybranych zanieczyszczeń na zdrowie ludności i roślinności	23
3.2.1. Cząstki zawieszone (PM_x)	23
3.2.2. Tlenki azotu (NO_x)	24
3.2.3. Ozon troposferyczny (O_3)	25
4. Monitoring jakości powietrza	26
4.1. Sieć stacjonarna pomiaru jakości powietrza	26
4.2. Technika czujnikowa	26
4.3. Czujniki elektrochemiczne	28
4.4. Projekt sieci czujnikowej w mieście	30
5. Emisja, przepływ i strumień depozycji zanieczyszczeń	31
6. Zasady nasadzania zielonej infrastruktury	34
6.1. Okres trwania pokrycia liściowego	35
6.2. Wielkość i kształt blaszki liściowej	36
6.3. Powierzchnia blaszki liściowej	37
6.4. Struktura drzewostanu	36
6.5. Tolerancja na zanieczyszczenia	38
6.6. Źródło pyłu i lotnych związków organicznych	38
6.7. Baza danych gatunków drzew	39
6.8. Kompozycja	39
7. Pielęgnacja i nawożenie zielonej infrastruktury	40
8. Modelowanie wychwytu zanieczyszczeń przez roślinność	42
8.1. Obliczanie depozycji suchej ozonu, tlenków azotu i cząstek PM_{10}	42
8.2. Wychwytywanie przez roślinność	46
8.3. Określenie właściwości struktury roślinności in-situ	46

III. ZASTOSOWANIE METODYKI	48
9. Wprowadzenie	48
10. Opis przedmiotowych lokalizacji	48
11. Pomiar obciążenia imisyjnego i system informacyjny	55
11.1. Zastosowana technologia czujnikowa	55
11.2. Czujnik Plantower do pomiaru cząstek zawieszonych PM_x	58
11.3. Czujnik Cairnsens® do pomiaru NO_2/O_3	59
11.4. Zarządzanie danymi i portal internetowy	60
11.5. Przykład rzeczywistych wyników	68
12. Projekt nasadzeń zieleni	70
13. Pielęgnacja nasadzonej zieleni	73
14. Określenie charakterystyk roślinności	75
14.1. Istniejąca roślinność	75
14.2. Projektowana roślinność	79
15. Wychwyt ozonu, tlenków azotu i cząstek PM_{10} przez istniejącą i projektowaną roślinność	80
16. Badania opinii publicznej	86
16.1. Definicja problemu	86
16.2. Typ badania	86
16.3. Definicja zbiorowości i próby badawczej	87
16.4. Próba badawcza	87
17. Wyniki badań opinii publicznej	88
17.1. Połączenie wyników badań z 2019 i 2020 roku	89
17.2. Wnioski dla miast i gmin	91
18. Zakończenie	92
19. Literatura	93

I. WPROWADZENIE

Niniejsza praca ma na celu opisanie metod i wyników, które uzyskano do tej pory w ramach projektu CLAIRO (Clean Air and Climate Adaptation in Ostrava and Other cities). Głównym celem projektu CLAIRO jest zaprojektowanie struktury i składu zielonej infrastruktury o maksymalnej zdolności do wychwytywania zanieczyszczeń powietrza (ozonu, tlenków azotu i cząstek PM_{10}) oraz zwiększonej odporności na zanieczyszczenia powietrza. Aby poprawić odporność roślin na zanieczyszczenia powietrza, zaprojektowano i przetestowano ekologiczne nawozy zawierające biostymulatory i fitohormony, które pomagają roślinom przezwyciężyć stres abiotyczny i zapewnić długą żywotność istniejącej i projektowanej zieleni o różnym typie i rozmieszczeniu, wykorzystując przy tym obszary modelowe na terenie miasta Ostrawy. Na podstawie przeprowadzonego badania dendrometrycznego (wysokość, średni rzut korony) oraz ustalenia reprezentacji gatunkowej i stanu zdrowotnego stwierdzono, że odmienne typy zieleni miejskiej mają różne parametry dendrometryczne (np. wskaźnik pokrycia liściowego LAI). W celu określenia charakterystyk roślinności wykorzystano ortofotomapy ze zdjęć lotniczych roślinności oraz przeprowadzono szczegółową inwentaryzację terenową tej roślinności. Na podstawie inwentaryzacji dokonano aproksymacji wartości wskaźnika pokrycia liściowego oraz wysokości drzewostanu. Dzięki temu możliwe było modelowanie wychwyty istniejącej i projektowanej zieleni miejskiej w szczegółowej siatce 1×1 m. Dla potrzeb monitoringu stężenia zanieczyszczeń powietrza i oceny skutków oddziaływania istniejącej i projektowanej zielonej infrastruktury na lokalny stan powietrza, wykorzystano technologię czujników odpowiednio umieszczoną w pobliżu zieleni. Ze względu na prostą instalację i obsługę technologia ta stanowi odpowiednie narzędzie dodatkowe do pomiaru zanieczyszczeń i elementów meteorologicznych, które uzupełnia stacjonarną sieć pomiarową.

Ostrawa, trzecie co do wielkości miasto w Czechach, jest stolicą Kraju Morawsko-Śląskiego znajdującego się w północno-wschodniej części Republiki Czeskiej, a także ważna część aglomeracji przemysłowej Europy Środkowo-Wschodniej liczącej prawie 5 milionów mieszkańców żyjących w odległości 100 km w części czeskiej, polskiej i słowackiej. Po wybudowaniu pierwszej huty w 1828 roku Ostrawa stała się ważnym ośrodkiem przemysłowym kraju, jednak stopień uprzemysłowienia i koncentracji przemysłu ciężkiego w drugiej połowie XX wieku przekroczył granicę nośności i spowodował poważne szkody w środowisku, m.in. ogromne zanieczyszczenie powietrza. Pomimo restrukturyzacji sektora i wielu skutecznych działań podejmowanych w celu poprawy sytuacji (skutkiem było zmniejszenie zanieczyszczenia o prawie 90%), jakość powietrza pozostaje jednym z największych problemów środowiskowych miasta, które należy do grona najbardziej zanieczyszczonych w Europie.

Długotrwale utrzymująca się niższa jakość powietrza skłania miasto i region do podejmowania różnych działań na rzecz poprawy sytuacji. Projekt CLAIRO umożliwia połączenie działalności badawczej trzech najważniejszych uczelni regionalnych we współpracy z instytucjami publicznymi i organizacjami non-profit, a także zaangażowanie społeczeństwa w celu realizacji innowacyjnych rozwiązań w zakresie rozwoju miasta.

Analiza pomiarów zanieczyszczeń PM_{10} i $PM_{2,5}$ wykazała, że w okresie 2005–2014 wartość rocznego limitu zanieczyszczenia powietrza ($40 \mu\text{g m}^{-3}$) była często przekraczana. W 2016 roku limit $50 \mu\text{g m}^{-3}$ dla PM został przekroczony w przypadku 45,3 dni z 365. Zanieczyszczenia różniły się na każdej stacji (od 27 do 89 dni w

roku). Najwyższe średnie roczne stężenie PM_{10} zostało odnotowane we wschodniej części Ostrawy (obszar Radwanice) i wynosiło $42,6 \mu g m^{-3}$. Sytuacja jest jeszcze poważniejsza w przypadku $PM_{2,5}$. We wszystkich miejscach monitorowania jakości powietrza w mieście (łącznie 9 stacji) został przekroczony roczny limit ($25 \mu g m^{-3}$). Średnie roczne stężenie $PM_{2,5}$ wahało się od 22,2 do $35,5 \mu g m^{-3}$ (średnio $26,82 \mu g m^{-3}$).

Największym problemem w całym obszarze miejskim jest benzo(a)piren. Przez wiele lat limit tego zanieczyszczenia ($1 ng m^{-3}$) był przekraczany we wszystkich miejscach, w których mierzone są jego stężenia. Najgorsza sytuacja jest ponownie w Radwanicach (średnie roczne stężenie benzo[a]pirenu wynosi $9,3 ng m^{-3}$). Ze względu na powagę tego problemu jakość powietrza jest oczywiście kluczowym priorytetem dla miasta Ostrawy. Dogłębna analiza wykazała, że głównymi źródłami zanieczyszczenia powietrza w Ostrawie są źródła stacjonarne (przemysł hutniczy i energetyczny), domowe źródła ciepła oraz transport. W przypadku Ostrawy czwartym głównym czynnikiem są zanieczyszczenia transgraniczne z pobliskiej aglomeracji przemysłowej Katowic (Polska). Sytuację w Ostrawie pogarszają lokalne warunki klimatyczne/meteorologiczne – czyli występowanie stosunkowo długich okresów bezwietrznych, które prowadzą do długotrwałych inwersji w miesiącach zimowych, powodujących wzrost stężenia zanieczyszczeń niezależnie od spadku emisji. Analizowany obszar znajduje się w dwóch wybranych lokalizacjach na obszarach katastralnych obwodu miejskiego Radwanice (715018) i Bartowice (715085) w aglomeracji ostrawskiej, w najbardziej dotkniętych lokalizacjach pod względem stężenia zanieczyszczeń powietrza.

Lokalizacja Radwanice składa się z czterech sąsiadujących działek rolnych 2601, 2626, 2631 i 2632. Obszar ten jest bardziej zróżnicowany i bogatszy pod względem różnorodności gatunkowej. Znajdują się tu rozproszone pojedyncze drzewa i mniejsze drzewostany. Na obrzeżach terenu rozciąga się drzewostan leśny. W przeciwieństwie do Bartowic, w tej lokalizacji występuje również piętro runa leśnego. Teren jest bardziej wilgotny, co znajduje odzwierciedlenie w występowaniu gatunków drzew lubiących wilgoć, zwłaszcza w okolicznych drzewostanach. Rosną tu na przykład wierzby, olchy. Znajduje się tutaj kilka elementów technicznych, które zapewniają monitorowanie jakości powietrza. Lokalizacja w Bartowicach jest reprezentowana przez zachodnie i południowo-zachodnie obrzeża składowiska odpadów przemysłowych na działce 1217. Obecnie na tym terenie nie ma żadnych elementów technicznych ani roślinnych. Jest to więc całkowicie pusty obszar. W bezpośrednim sąsiedztwie, na wschód od wybranego terenu, są już realizowane nowe nasadzenia elementów roślinności drzewiastej, natomiast w kierunku zachodnim znajduje się polna droga.

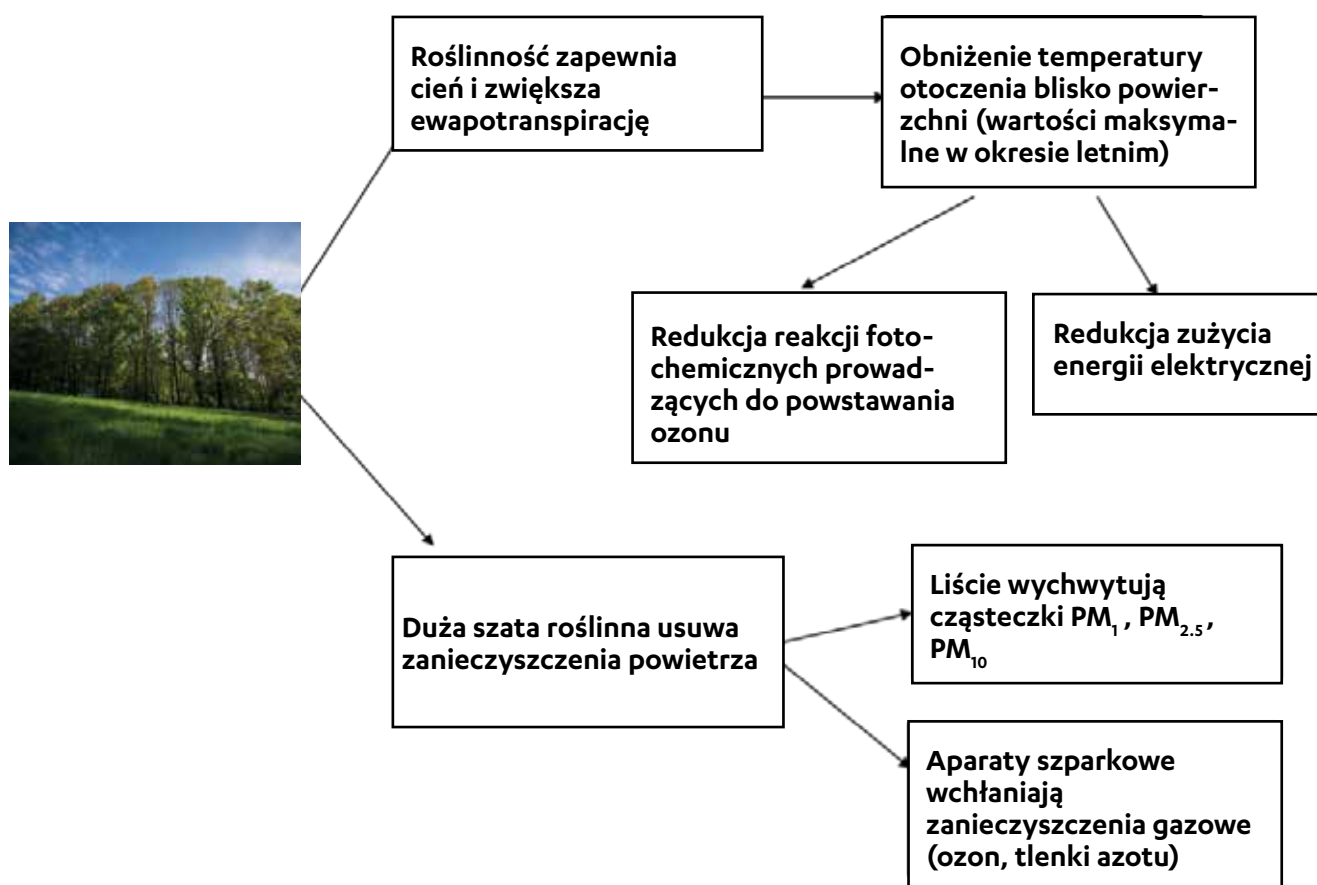
II. ZAŁOŻENIA TEORETYCZNE

1 ZIELONA INFRASTRUKTURA

Zieloną infrastrukturę można ogólnie zdefiniować jako strategicznie zaplanowaną sieć obszarów naturalnych i półnaturalnych wraz z innymi elementami środowiskowymi, która jest zaprojektowana i zarządzana w taki sposób, aby zapewnić szeroki zakres usług ekosystemowych i ochrony różnorodności biologicznej w środowiskach wiejskich i miejskich (European Commission, 2013). Zielona infrastruktura to struktura przestrzenna, która zapewnia ludziom korzyści płynące z natury, ma na celu wzmocnienie zdolności przyrody do dostarczania większej ilości dóbr i usług ekosystemowych, takich jak czyste powietrze lub czysta woda. Tym samym poprawia dobrobyt człowieka i jakość jego życia. Zielona infrastruktura pomaga popra-

wić stan środowiska w mieście w okresie zmian klimatycznych, łagodzi powodzie, zwiększa sekwestrację dwutlenku węgla lub zapobiega erozji gleby (European Commission, 2013).

Zielona infrastruktura składa się z elementów środowiskowych, które mogą występować w różnych skalach, od małych elementów linearnych takich jak żywopłoty lub zielone dachy, aż po całe funkcjonalne ekosystemy, np. nienaruszone tereny zalewowe, lasy, bagna lub wody płynące (European Commission, 2013). Każdy z tych elementów może przyczynić się do powstania zielonej infrastruktury na obszarach miejskich, podmiejskich i wiejskich. Na przykład park miejski w środku miasta można uznać za integralną część zielonej infrastruktury, jeśli usuwa zanieczyszczenia powietrza, chłodzi środowisko, pochłania nadmiar wody lub oferuje atrakcyjną przestrzeń do rekreacji (European Commission, 2013). Rys. 1.1 pokazuje, w jaki sposób zielona infrastruktura poprawia jakość powietrza i redukuje efekt miejskiej wyspy ciepła.



Rys. 1.1. Sposób, w jaki zielona infrastruktura poprawia jakość powietrza i redukuje efekt miejskiej wyspy ciepła.

2 MIASTO I ZIELONA INFRASTRUKTURA

2.1 USŁUGI ŚWIADCZONE PRZEZ ZIELONĄ INFRASTRUKTURĘ W MIEŚCIE

Zbyt wysokie stężenia PM₁₀, O₃ i BaP (WHO, 2015) zagrażają prawie 75% ludności miejskiej w UE. Pomimo znacznych inwestycji w redukcję emisji zasięg obszarów o pogarszającej się jakości powietrza waha się znacznie z roku na rok w zależności np. od warunków meteorologicznych. Każdego roku w UE z powodu złego stanu powietrza umiera 400 000 osób (EEA, 2012). Na skutek miejskiej wyspy ciepła temperatury w

miastach są aż o 12°C wyższe w porównaniu z terenami otaczającymi miasto. Wzrastający stres termiczny dotknie 75% populacji UE (EEA, 2012). Wzrasta także śmiertelność spowodowana stresem termicznym (np. w 2003 r. odnotowano 70 000 zgonów). Zielona infrastruktura (zielone dachy, zielone aleje i ulice, ogrody, boksy do nasadzeń, zielone ściany, systemy bioretencji, zwarcie roślin miejskich) wykorzystuje rośliny, glebę i przyrodę do zmniejszenia wpływu zanieczyszczenia powietrza, miejskiej wyspy ciepła i ulewnych opadów oraz tworzy zdrowe środowisko miejskie. Zwiększa wychwytywanie wody i zanieczyszczeń powietrza (cząsteczki aerozolowe PM_{10} , $PM_{2,5}$, tlenki azotu, ozon), deponowanie dwutlenku węgla i sekwestrację węgla. Usprawnia gospodarowanie wodami opadowymi i zapobiega suszy. Zmniejsza zużycie energii w domach, co ma bezpośredni wpływ na emisję dwutlenku węgla (CO_2). Chłodzi środowisko dzięki zielonym dachom, ścianom w połączeniu z odpowiednimi materiałami do budowy obiektów i wychwytywania zanieczyszczeń (powierzchnie zdolne do wiązania i uwalniania wody - tereny podmokłe, nieosłonięta gleba, roślinność, materiały odbijające światło słoneczne). Rycina 2.1 przedstawia zielony dach, na którym jeden z autorów testował wychwytywanie tlenków azotu przez trawę na Uniwersytecie w Tromsø w północnej Norwegii. Rycina 2.2 przedstawia różne gatunki roślin w zielonej ścianie w Toulouse we Francji (Zapletal, 2017).



Rys. 2.1. Trawa na dachu University of Tromsø w północnej Norwegii (zdjęcie Miloš Zapletal).



Rys. 2.2. Różne gatunki roślin w zielonej ścianie w Toulouse we Francji (zdjęcie Miloš Zapletal).

Miasto jest miejscem życia i spotkań ludzi. Obecnie ponad połowa ludzi na świecie mieszka w miastach i szacuje się, że do 2030 roku miasto będzie domem dla trzech piątych światowej populacji (Fuller i Gaston 2009; Smith i Guarnizo 2009). W Czechach wskaźnik urbanizacji jest jeszcze wyższy. Ponad 73% ludności Czech (ponad 7 mln) mieszka na obszarach miejskich (Czeski Urząd Statystyczny ČSÚ, 2018). Przy czym znaczna część osób skupiona jest w małych lub średnich miastach do 50 tys. mieszkańców (ponad 42%). Mimo że miasta nas łączą, ich szybki i bezprecedensowy rozwój przyniósł poważne wyzwania. Rozwój miast przyczynił się do pogorszenia stanu środowiska, utraty naturalnych siedlisk i bioróżnorodności, a także do zwiększonego ryzyka dla zdrowia ludzkiego związanego z przegrzaniem, hałasem i zanieczyszczeniem powietrza. Można też przypuszczać, że skutki degradacji środowiska naturalnego będą jeszcze bardziej znaczące z powodu zmiany klimatu. Dlatego też fundamentalną potrzebą jest znalezienie sposobu na zmniejszenie zagrożeń dla zdrowia oraz zmaksymalizowanie możliwości poprawiających jakość życia w nieustannie rozwijających się środowiskach miejskich.

Zielona infrastruktura oferuje potencjalne rozwiązania, dzięki którym miasta staną się lepszym miejscem do życia. W środowisku miejskim zieloną infrastrukturę mogą tworzyć obszary zielone i niebieskie, takie jak parki, aleje, pojedyncze drzewa przyuliczne, zielone dachy, zielone pasy wzdłuż torowisk lub zielone ściany. Obszary naturalne i półnaturalne są strategicznie zaplanowane i zarządzane w taki sposób, aby zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych.

Usługi świadczone przez zieloną infrastrukturę:

- **Zdrowie obywateli:** oprócz poprawy jakości powietrza, filtrowania substancji szkodliwych, wytwarzania tlenu i tłumienia hałasu, zielona infrastruktura pomaga także zapobiegać wielu chorobom poprzez zachęcanie mieszkańców do aktywności fizycznej. Mieszkańcy zielonych miast częściej uprawiają sport i korzystają z różnych form zrównoważonego transportu.
- **Odporność miast:** zielona infrastruktura pozwala miastom lepiej przystosować się do zmian klimatu oraz wzrostu częstotliwości i intensywności występowania skrajnych temperatur, co wpływa na zdrowie najbardziej wrażliwych grup obywateli. Jednocześnie zielona infrastruktura zapobiega erozji gleby, zatrzymuje wodę opadową oraz zmniejsza zużycie energii elektrycznej.
- **Zwiększanie biodywersyfikacji:** zielona infrastruktura pomaga zachować i rozwijać szereg gatunków zwierząt i roślin żyjących w miastach. Biodywersyfikacja jest doceniana przez mieszkańców miast, którzy wykazują większe zainteresowanie środowiskiem naturalnym i przestrzenią społeczną.
- **Jakość życia mieszkańców:** ilość zieleni jest jednym ze wskaźników jakości życia. W zielonych miastach ludzie są bardziej aktywni i zadowoleni. Zieleń działa prewencyjnie przeciwko chorobom psychicznym.
- **Redukcja stresu:** zielona infrastruktura poprawia koncentrację, pamięć i zdolność uczenia się, a także pomaga się wyciszyć i zregenerować po chorobie.
- **Atrakcyjność otoczenia:** zielone miasta przyciągają grupy ludzi, którzy charakteryzują się często dużą aktywnością, przedsiębiorczością i wykształceniem, interesują się przestrzenią publiczną oraz tym, co dzieje się wokół.
- **Wzrost gospodarczy:** zielona infrastruktura tworzy nowe miejsca pracy, zwiększa wartość nieruchomości i gruntów. Zielone miasta są bardziej atrakcyjne dla inwestorów.
- **Wzmocnienie społeczności:** zielone przestrzenie zachęcają mieszkańców do spotkań. Projekty obejmujące zakładanie wspólnych ogrodów lub wspólne sadzenie roślin pogłębiają stosunki sąsiedzkie. W zielonych miastach zaobserwowano niższy wskaźnik przestępczości.

2.2 ZNACZENIE ZIELONEJ INFRASTRUKTURY DLA OCHRONY ZDROWIA CZŁOWIEKA

Jedną z najbardziej znaczących korzyści zielonej infrastruktury jest jej pozytywny wpływ na zdrowie człowieka i jego samopoczucie. Zielona infrastruktura zapewnia nam przestrzeń do wypoczynku, rekreacji oraz uprawiania sportu, pozytywnie wpływając na nasze zdrowie fizyczne i psychiczne (van den Berg 2015). Dostęp do zieleni w pobliżu obszarów zamieszkania ma bezpośredni wpływ na niższy wskaźnik otyłości lokalnej ludności (Sakar 2017) oraz śmiertelności wynikającej z chorób sercowo-naczyniowych (Gascon et al. 2016).

Podstawowym znaczeniem zielonej infrastruktury z punktu widzenia zdrowia człowieka jest jej funkcja wpływania na lokalne warunki mikroklimatyczne oraz poprawę jakości powietrza. Do podstawowych substancji zanieczyszczających powietrze zaliczyć należy przede wszystkim ozon (O_3), tlenki azotu (NO_x) i cząsteczki pyłu zawieszonego (PM_x), które mają negatywny wpływ na zdrowie ludzi i roślinności. W 2005 roku 89 % światowej populacji zamieszkiwało obszary, w których została przekroczona co najmniej jedna z tych substancji zawartych w wytycznych Światowej Organizacji Zdrowia dotyczących jakości powietrza (Brauer et al. 2012). Światowa Organizacja Zdrowia szacuje, że cząsteczki pyłu zawieszonego przyczyniają się każdego roku do przedwczesnej śmierci 800 000 osób oraz 6,4 miliona utraconych lat zdrowego życia (Brauer et al., 2012). Noworodki i niemowlęta wdychają większe ilości tej mieszaniny, ponieważ oddychają częściej niż osoby dorosłe. W ten sposób nasze dzieci należą do grupy szczególnie narażonej na zanieczyszczenia powietrza podczas ich najbardziej wrażliwej fazy rozwoju (Landrigan et al. 1998).

Zielona infrastruktura poprawia jakość powietrza za pośrednictwem szaty roślinnej, która usuwa zanieczyszczenia powietrza poprzez wychwytywanie zawieszonych cząsteczek (PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10}) na powierzchni liści i igieł oraz absorpcję cząsteczek gazu (O_3 , NO_2). Ilość sedymentowanych cząstek zależy m.in. od wielkości, ew. masy zawieszonych cząsteczek i prędkości przepływu (Janhäll 2015). Po osadzeniu na liściach drobne cząstki poniżej 1 μm mogą zostać przefiltrowane przez aparaty szparkowe liści do przestrzeni międzykomórkowych, gdzie dochodzi do ich absorpcji. Podobna zasada absorpcji obowiązuje także w przypadku cząsteczek ozonu troposferycznego. Większe cząstki pozostałe na powierzchni roślin mogą być ponownie zawieszone w atmosferze, wyplukane przez opady lub osadzone na ziemi po opadnięciu liści (Nowak et al. 2006).

Oba mechanizmy redukcji zanieczyszczeń są uwarunkowane strukturą drzewostanu. Istotną rolę odgrywa już sam kształt i rozmieszczenie liści lub igieł, a także chropowatość ich powierzchni (Florentina i Io 2012). Znaczenie mają nie tylko właściwości organów roślinnych i ich rozmieszczenie, ale także ogólna struktura drzewostanu, czyli wysokość i gęstość zwarcia, kształt korony i układ rozgałęzienia (Litschke i Kuttler 2008). Ogólnie uznaje się, że im większa powierzchnia masy zielonej na jednostkę powierzchni, tym wyższe wychwytywanie zanieczyszczeń. W rezultacie dojrzałe, gęste drzewostany kilkupiętrowe są znacznie bardziej skuteczne niż roślinność niska, składająca się tylko z runa leśnego (Lovett 1994; Powe i Willis 2004; Nowak i Heisler 2010).

Istotne działania redukujące zanieczyszczenia wykazują również zielone ściany wysokich budynków, tzw. ogrody wertykalne (Pugh et al., 2012). Często bowiem na ulicach gęsto zabudowanego środowiska miejskiego występuje zjawisko spowalniania przepływu powietrza przez ściany boczne budynków, co pro-

wadzi do większego stężenia pyłu unoszącego się w powietrzu. Strategiczne położenie tych zielonych ścian może jednak skutecznie wychwytywać tego typu zanieczyszczenia. Podobnie korzystny wpływ ma również nasadzenie roślinności na dachach budynków (Currie i Bass, 2008).

Ponadto zielona infrastruktura wpływa na stężenie cząsteczek zawieszonych w powietrzu poprzez pośrednią zmianę środowiska atmosferycznego w miastach. Główny mechanizm polega w szczególności na zmniejszeniu prędkości przepływu powietrza. Roślinność pełni funkcję efektywnego wiatrochronu. Po stronie zawietrznej, na skutek zmniejszenia prędkości przepływu, cząstki zawieszone osadzają się na ziemi i następuje obniżenie ich ogólnego stężenia w powietrzu.

Roślinność wpływa także na miejscowe warunki termiczne. Lokalny spadek temperatur dobowych wynika głównie z ograniczonej ilości światła słonecznego przechodzącego przez zwarcie drzewostanu oraz zwiększoną ewapotranspirację. Temperatury powietrza są przy tym kluczowe przy powstawaniu wielu zanieczyszczeń. Obniżenie temperatury przyczynia się do redukcji reakcji fotochemicznych prowadzących do powstania ozonu. Lokalne obniżenie temperatury powietrza ma zatem częściowy wpływ także na obniżenie stężenia zanieczyszczeń w powietrzu.

Zielona infrastruktura przyczynia się też do poprawy stanu zdrowia mieszkańców poprzez redukcję stresu i hałasu (Al-Dabbous i Kumar 2014). Sadzenie zieleni pomaga zmniejszyć rozprzestrzenianie się hałasu, ponieważ pochłania i rozprasza dźwięk (Ten Brink et al. 2016). Tereny zielone są również ważnym miejscem różnych wydarzeń i imprez, co wpływa pozytywnie na interakcje społeczne oraz spójność społeczności. Wszystkie te działania oddziałują pozytywnie na zdrowie psychiczne człowieka (Dzhambrov et al. 2018).

3 JAKOŚĆ POWIETRZA W MIASTACH, JEJ WPŁYW NA ZDROWIE LUDNOŚCI I ROŚLINNOŚCI

3.1 CHARAKTERYSTYKA WYBRANYCH SUBSTANCJI ZANIECZYSZCZAJĄCYCH POWIETRZE

3.1.1 CZĄSTKI ZAWIESZONE PM_x

Cząsteczki pyłu w powietrzu to cząstki stałe lub ciekłe, które mogą być emitowane bezpośrednio ze źródeł lub powstają w atmosferze w wyniku reakcji prekursorów gazowych. Cząsteczki pyłu podzielone są na poszczególne grupy według właściwości fizycznych i chemicznych, najczęściej stosowany jest podział według wielkości. Drobne cząstki (poniżej $2,5\ \mu m$) powstają podczas procesów wysokotemperaturowych (spalanie, przetapianie rud, metali, spawanie) oraz reakcji fotochemicznych w atmosferze. Są to cząstki emitowane z transportu (spaliny pojazdów) i działalności przemysłowej oraz aerozol wtórny, który powstaje w wyniku reakcji chemicznych z prekursorów gazowych (cząstki powstałe w wyniku utleniania i kondensacji lotnych związków organicznych, siarczanów, azotanów). Grube cząstki (powyżej $2,5\ \mu m$) powstają głównie w wyniku działania sił mechanicznych. Jeśli mówimy o pył powstającym na skutek ruchu drogowego, to w tej frakcji wymiarowej jest to głównie pył spowodowany erozją nawierzchni drogowej, zużyciem opon, hamulców oraz pył wzbity ponownie z powierzchni jezdni na skutek poruszania się pojazdów. Spośród działalności przemysłowej, w których powstaje frakcja gruboziarnista, wymienić należy działalność budowlaną i wydobywczą, produkcję cementu i cegieł oraz emisje niezorganizowane powstające przy przetadunku materiałów pylistych.

Cząstki pyłu pochodzące bezpośrednio ze źródeł określane są jako cząstki pierwotne. Cząstki wtórne powstają w wyniku procesów fizykochemicznych. Przez pył wtórny rozumiemy cząstki wzbijane ponownie w powietrze w wyniku turbulencji, czasami używa się też terminu cząsteczka zawieszona.

Aerozole w atmosferze mają zazwyczaj średnicę od 0,01 do 10 mikrometrów. Większość aerozoli znajduje się w dolnej troposferze, gdzie pozostają przez kilka dni. Z atmosfery są usuwane na skutek wymycia deszczem lub śniegiem. Większe cząstki osadzają się pod wpływem grawitacji. Aerozole mają różny skład i pochodzenie. Pochodzą ze skał, gleb, mórz, aktywności wulkanicznej, przemysłu (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), metale ciężkie), transportu (WWA, sadza, guma, resuspensja) i ogrzewania paliwem stałym (popioły lotne, sadza, WWA). Mechanizmy fizyczne, które mają decydujący wpływ na usuwanie na mokro substancji z atmosfery, działają zarówno podczas wymywania wewnątrz chmur, jak i pod warstwą chmur. Do głównych mechanizmów fizycznych należy rozpuszczanie składników gazowych, utlenianie składników gazowych, dyfuzjoforeza, ruchy Browna, uderzenia i kondensacja na jądrach kondensacji wewnątrz chmur. Rozpuszczanie i utlenianie składników gazowych jest szczególnie ważne w przypadku związków siarki i azotu. Poprzez dyfuzjoforezę cząsteczki poruszają się w kierunku głównego przepływu cząsteczek pary wodnej lub innej. Ruchy Browna są ważne tylko w przypadku gazów i najmniejszych cząstek, natomiast zderzenia w przypadku większych cząstek aerozolu. Kondensacja za pośrednictwem jąder kondensacji w chmurach jest najważniejszym mechanizmem powstawania cząstek aerozolu.

Duże cząstki aerozolu (zwykle o średnicy od 1 do 10 μm) powstają poprzez wiatr z soli morskiej, pyłu i innych zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery. Drobne cząstki aerozolu o średnicy mniejszej niż 1 mikrometr powstają w atmosferze głównie na skutek kondensacji gazów prekursorowych. Istotnymi składnikami aerozoli drobnych są siarczany, azotany, węgiel organiczny i węgiel elementarny. Siarczany, azotany i cząstki węgla organicznego powstają w wyniku utleniania atmosferycznego SO_2 , NO_x i VOC. Podczas spalania emitowane są cząstki elementarne węgla.

Niektóre aerozole mają chłodzący wpływ na klimat, ponieważ odbijają światło słoneczne z powrotem w przestrzeń kosmiczną. Duże erupcje wulkanów emitują duże ilości aerozoli do stratosfery, co może przez pewien czas znacznie obniżyć średnie globalne temperatury na Ziemi. Natomiast niektóre cząstki aerozolu, takie jak sadza, pochłaniają promieniowanie i działają ogrzewająco. Dużym wyzwaniem naukowym jest oszacowanie bezpośredniego wpływu aerozoli na globalną zmianę klimatu. W związku z tym prowadzone są szczegółowe inwentaryzacje poszczególnych rodzajów aerozoli w atmosferze i ich rozmieszczenia na świecie. Cząsteczki aerozolu mogą również pośrednio wpływać na klimat Ziemi, ponieważ kondensacja za pośrednictwem jąder kondensacji powoduje powstawanie w atmosferze kropel chmurowych a przez to samych chmur, które odbijają promieniowanie z powrotem w przestrzeń kosmiczną.

Pomiar stężenia oraz składu chemicznego cząstek jest skomplikowany, ponieważ cząstki są trudne do wychwycenia bez zmiany ich składu chemicznego. Do pomiaru wykorzystywana jest spektrometria optyczna i masowa, która umożliwia analizę składu chemicznego poszczególnych cząstek bezpośrednio w powietrzu.

Aerозole organiczne są uwalniane do atmosfery bezpośrednio przez spalanie lub powstają w atmosferze z lotnych związków organicznych (VOC) przy obniżaniu ich temperatury wrzenia. Są one określane jako wtórne aerозole organiczne. Samochody, drewno spalane w piecach, działalność rolnicza i spalanie lasów są ważnymi źródłami aerозoli w powietrzu. Utlenianie atmosferycznych antropogenicznych i biogenicznych VOC jest ważnym źródłem wtórnych aerозoli organicznych, zwłaszcza latem. Znaczenie tych wszystkich źródeł aerозoli nadal nie jest pewne, co ogranicza aktualnie naszą zdolność do oceny wpływu antropogenicznego i tworzenia strategii redukcji stężenia aerозoli.

Za główne źródło PM_{10} uważa się obecnie transport i działalność przemysłową. Dotychczasowe informacje na temat składu chemicznego, rozkładu wielkości, proporcji cząstek wtórnych i strumienia depozycji cząstek na różnych typach powierzchni są nadal niekompletne. Pomiar stężenia aerозoli był prowadzony w wielu miastach na poziomie ulicy lub w ramach oceny ekspozycji (Kaur et al., 2005; Longley et al., 2004). Przeprowadzono pomiary kowariancyjne strumienia emisji drobnych i ultradrobnych cząstek w dużych aglomeracjach miejskich, które dostarczyły informacji na temat wznoszącego się przepływu powietrza i pionowej wymiany cząstek w niektórych aglomeracjach miejskich (np. Manchester, Londyn, Helsinki) (Dorsey et al., 2002; Martin et al., 2009). Strumień emisji cząstek był mierzony za pomocą sterowca nad różnymi rodzajami źródeł na różnych wysokościach nad gruntami ornymi z roślinnością i bez (Zapletal et al. (2019a) oraz nad kopalnią odkrywkową węgla (Zapletal et al. (2019b)). Pomiary te dostarczyły informacji na temat pionowego profilu koncentracji cząstek oraz strumienia emisji, ewentualnie depozycji cząstek nad powierzchniami z roślinnością i powierzchniami silnie dotkniętymi działalnością antropogeniczną.

3.1.2 TLENKI AZOTU (NO_x)

Termin NO_x oznacza mieszaninę NO (tlenek azotu) i NO_2 (dwutlenek azotu). NO powstaje jako produkt niedoskonałego spalania lub niektórych procesów chemiczno-technologicznych i jest niestabilny w atmosferze. Stabilniejszy NO_2 utrzymuje się w atmosferze przez około 10 dni. Natomiast wszystko zależy od reakcji fotochemicznych, w których uczestniczą tlenki azotu. Podstawowym źródłem NO, ew. NO_2 , jest transport, dlatego stężenie NO_2 jest głównym problemem we wszystkich większych miastach (EEA, 2012).

Tlenki azotu to wysoce reaktywne gazy, które powstają w wyniku reakcji tlenu i azotu w wysokich temperaturach podczas spalania lub wyładowań atmosferycznych. Azot obecny w paliwie może być również emitowany w postaci NO_x podczas spalania. Emisje są spowodowane przede wszystkim spalaniem paliw kopalnych na północnych i centralnych szerokościach geograficznych oraz spalaniem biomasy na obszarach tropikalnych. Dystrybucję emisji NO_x do atmosfery można monitorować za pomocą pomiarów satelitarnych stężenia NO_2 w atmosferze. Ozon przyziemny O_3 powstaje w atmosferze w wyniku złożonego mechanizmu reakcji łańcuchowej między tlenkami azotu NO_x , lotnymi związkami organicznymi (VOC) i tlenkiem węgla (CO). Wynikiem mechanizmu reakcji jest ostatecznie kwas azotowy (HNO_3), który podobnie jak H_2SO_4 przyczynia się do zakwaszania środowiska i powstawania aerозoli. Można wyróżnić kilka dróg prowadzących do powstania HNO_3 z NO_x . Większość NO_x pochodzi ze spalania paliw kopalnych (azot organiczny w paliwie) lub utleniania azotu atmosferycznego (N_2) w silnikach wysokoprężnych (Wrfvinge i Sverdrup, 1995). NO jest również uwalniany z gleby po nawożeniu i późniejszym oddziaływaniu bakterii.

W powietrzu NO_x ulega wielu reakcjom. NO powstaje w temperaturach powyżej 1000 °C i jest utleniany w powietrzu w wyniku spontanicznej reakcji do NO_2 , który jednak może się rozkładać w toku reakcji foto-

chemicznej na NO i tlen (O). Większość NO_x w końcu przechodzi do najbardziej stabilnej formy, którą jest HNO_3 . W reakcji HNO_3 z pylistymi cząstkami alkalicznymi powstają cząstki stałe, które zarówno sedymentują, jak i są wyłukiwane z atmosfery przez opady atmosferyczne.

NO stanowi ponad 90% NO_x emitowanych do warstwy przyziemnej atmosfery. W ciągu dnia szybko przekształca się w NO_2 . Konwersja NO_2 do HNO_3 jest powolna i zależy od promieniowania słonecznego. Waha się od 2% na godzinę zimą do 30% na godzinę latem.

Głównym emitowanym utlenionym związkiem azotu jest NO, który w atmosferze utlenia się do NO_2 i dalej do azotanów. W ciągu dnia NO_2 jest utleniany w fazie gazowej do HNO_3 za pomocą rodników OH. NO_2 reaguje z wodą zaabsorbowaną na różnych powierzchniach tworząc HNO_3 i kwas azotawy (HNO_2). HNO_2 jest uwalniany z powierzchni, podczas gdy HNO_3 jest absorbowany. Daje to mniejsze możliwości tworzenia azotanów w aerozolu (Hov et al., 1987). HNO_2 może również powstawać w wyniku reakcji N_2O z OH- (Pitts i Pitts, 1986). Wysokie stężenia HNO_2 były zmierzone w niektórych zanieczyszczonych obszarach Europy, mimo że HNO_2 bardzo szybko ulega fotolizie (Slanina et al., 1990). NO_2 jest utleniany w nocy za pomocą O_3 , na skutek czego powstają rodniki azotanowe, które mogą być znaczącym źródłem HNO_3 . W przeciwieństwie do gazowych związków azotu, HNO_3 charakteryzuje się większą szybkością depozycji i krótszym czasem utrzymywania się w powietrzu.

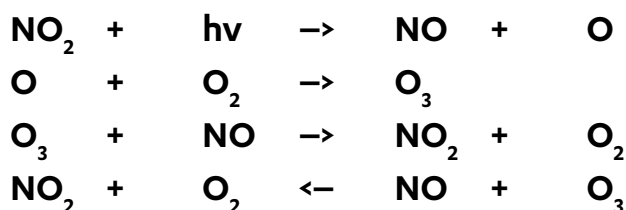
Tlenki azotu biorą udział w powstawaniu przyziemnego ozonu i smogu fotochemicznego. Część NO_2 reaguje z kwasem azotowym, który tworzy kwaśne deszcze. Azot, który dostaje się do gleby, działa jak nawóz, co jest pozytywne. Jednak przy wyższych stężeniach ma to negatywny wpływ. Wysokie stężenie azotu w wodzie sprzyja eutrofizacji, przerostowi niektórych roślin wodnych i w konsekwencji obumieraniu ryb.

3.1.3 OZON TROPOSFERYCZNY (O_3)

Istnienie ozonu w troposferze znane jest od ponad 150 lat. Należy koniecznie rozróżnić terminy ozon stratosferyczny i ozon troposferyczny, których oznaczenie pochodzi od warstw atmosfery, w której się znajdują. Ozon stratosferyczny jest korzystny dla Ziemi i istnienia na niej życia, ponieważ tworzy warstwę ozonową. Natomiast ozon troposferyczny lub przyziemny jest szkodliwy. W normalnych warunkach ozon jest niebieskim gazem reaktywnym o charakterystycznym zapachu i niezwykle silnym działaniu utleniającym. Występowanie ozonu zależy od aktywności słonecznej.

Ozon przyziemny (O_3) to wtórne zanieczyszczenie powietrza, które jest toksyczne dla ludzi i roślinności. Powstaje w troposferze przez utlenianie VOC i CO w obecności NO_x . Mechanizm jest skomplikowany i obejmuje setki reakcji chemicznych opisujących degradację VOC. Ważnym aspektem tego mechanizmu jest to, że NO_x i rodniki OH działają jak katalizatory. Oznacza to, że przyspieszają tempo tworzenia O_3 , nie zużywając się przy tym. Ten mechanizm powstawania O_3 w przyziemnej warstwie atmosfery jest zupełnie inny niż mechanizm powstawania O_3 w stratosferze, gdzie znajduje się 90% całkowitego O_3 atmosferycznego, odgrywającego kluczową rolę w ochronie życia na Ziemi przed promieniowaniem UV. O_3 stratosferyczny powstaje w wyniku fotolizy tlenu. Proces ten nie zachodzi w troposferze, ponieważ silne promieniowanie UV (<240 nm) potrzebne do dysocjacji tlenu cząsteczkowego jest pochłaniane przez O_3 w stratosferze.

O₃ jest jednym z najsilniejszych utleniaczy. Powstaje w warstwie przyziemnej w mniejszych ilościach w wyniku fotolizy tlenu, a także przedostaje się do niej schodząc ze stratosfery na skutek wyższego ciężaru właściwego (około 10-15%). W troposferze większość O₃ powstaje pośrednio przez działanie promieniowania słonecznego na NO_x w obecności VOC. Nie istnieją żadne znaczące bezpośrednie emisje antropogeniczne O₃ do atmosfery. Procesy wytwarzania i usuwania O₃, które polegają na absorpcji promieniowania słonecznego przez dwutlenek azotu, można scharakteryzować na podstawie następujących reakcji:



Obecność w powietrzu rodników OH i lotnych związków organicznych pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego wpływa na przesunięcie równowagi na korzyść znacznie wyższych stężeń O₃. Do VOC należą C6 - alkany, aldehydy, ketony, różne estry i węglowodory chlorowane. Wiele z nich znajduje się w spalinach silników spalinowych oraz emisjach różnych chemicznych procesów produkcyjnych, środkach czyszczących i rozpuszczalnikach. Oprócz O₃ podczas procesów fotochemicznych powstają inne utleniacze, takie jak HNO₃, nadtlenek wodoru (H₂O₂), wtórne aldehydy itp.

Maksymalne stężenie O₃, jakie można osiągnąć w zanieczyszczonym powietrzu, zależy prawdopodobnie nie tylko od bezwzględnych stężeń VOC i NO_x, ale także od ich stosunku. Przy średnich wartościach stosunków tych stężeń (4:1 do 10:1) warunki do powstawania wysokich stężeń O₃ są korzystne. Ponieważ stosunki stężeń VOC do stężeń NO_x w powietrzu na gęsto zaludnionym i silnie uprzemysłowionym obszarze Czech zwykle niewiele się zmieniają, głównymi czynnikami są warunki meteorologiczne panujące na tym obszarze, które określają tempo procesów fotochemicznych (Grennfelt, 1984). Stężenie ozonu jest najwyższe w czasie, gdy dzieci najczęściej przebywają na zewnątrz (popołudnie latem).

Stężenia ozonu przyziemnego zależą od aktywności słonecznej i są zmienne na przestrzeni lat, mimo wszystko wiadomo jednak, że stężenie w perspektywie długoterminowej powoli rośnie w związku z częstym występowaniem ekstremalnych temperatur. Analiza trendów czasoprzestrzennych pomiarów długookresowych prowadzonych przez 26 stacji różnego typu (miejskich, wiejskich, górskich) w latach 1994–2015 wykazała, że pomimo znacznych redukcji emisji prekursorów, w przypadku większości stacji O₃ nadal stanowi duży problem w Republice Czeskiej (ČHMÚ, 2019).

Obecność ozonu w miastach jest niepożądana, ponieważ może prowadzić do smogu fotochemicznego, który zawiera szereg rodników organicznych stanowiących istotne zagrożenie dla zdrowia ludzi (więcej szczegółów np. Hůnová i Baumelt, 2018).

3.2 WPŁYW WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ NA ZDROWIE LUDNOŚCI I ROŚLINNOŚCI

3.2.1 CZĄSTKI ZAWIESZONE (PM_x)

Istnieje wiele udokumentowanych badań, które wyraźnie wskazują, iż narażenie na PM_x ma wpływ na zdrowie człowieka. Dotyczy to głównie chorób układu krążenia i układu oddechowego. Według US EPA cząstki te powodują pogorszenie problemów oddechowych (podrażnienie dróg oddechowych, kaszel), pogorszenie czynności płuc, astmę, przewlekłe zapalenie oskrzeli, zawały serca, nieregularne bicie serca i przedwczesną śmierć osób z chorobami serca lub płuc (US EPA, 2008). Za pośrednictwem cząstek zawieszonych do organizmu przedostają się także inne niebezpieczne substancje, np. węglowodory poliaromatyczne, metale ciężkie, dioksyny. Substancje te mogą mieć działanie rakotwórcze, mutagenne lub teratogenne i zwiększać ogólną śmiertelność.

Z jednej strony główne skutki zdrowotne obejmują ostre objawy – kaszel, ostre choroby układu oddechowego, podrażnienia błon śluzowych, nasilenie istniejących chorób układu oddechowego i sercowo-naczyniowego, zwiększoną liczbę hospitalizacji i śmiertelność. Z drugiej strony są to objawy przewlekłe, czyli choroby układu oddechowego (stany zapalne oskrzeli, płuc) i układu krążenia, przedwczesne zgony, pogorszenie czynności płuc, alergie, astma. Możliwe są również działania rakotwórcze i mutagenne - nowotwory, wady rozwojowe.

PM_{10} - gruboziarniste cząstki pyłu (poniżej 10 μm) zatrzymywane są w górnych drogach oddechowych, mogą zostać usunięte przez połknięcie, kaszel lub kichnięcie.

$PM_{2,5}$ - mniejsze cząstki (poniżej 2,5 μm) są stopniowo wychwytywane w górnych drogach oddechowych.

PM_1 - najmniejsze cząsteczki (poniżej 1 μm) wnikają głębiej do pęcherzyków płucnych.

Obciążenie ludności cząstkami stałymi, ciekłymi lub mieszanymi o wielkości 1 nm - 100 μm zawieszonymi w atmosferze jest jednym z największych problemów nie tylko w Czechach, ale praktycznie w całej Europie. Wysokie stężenia cząstek powodują problemy zdrowotne wśród ludności. Należą do nich zaburzenia oddechowe i zwiększone ryzyko raka płuc i skóry (WHO, 2006). Wysokie stężenie aerozolu jest główną przyczyną chorób sercowo-naczyniowych, a także może być przyczyną chorób onkologicznych. Szczególnie niebezpieczne są drobne i ultradrobne cząsteczki, ponieważ mogą wnikać głęboko do płuc i krwioobiegu. W ramach badań naukowych nad szkodliwym wpływem pyłu zawieszonego na zdrowie ludzi określono limity narażenia w przypadku cząstek o średnicy 10 mikrometrów lub mniejszej oraz cząstek o średnicy 2,5 mikrometra lub mniejszej. Aerozole mają również znaczący wpływ na promieniowanie w atmosferze. W Czechach długotrwałe narażenie na cząstki jest ważnym czynnikiem odpowiedzialnym za obniżenie jakości życia ludności. Jednym z najpoważniejszych skutków pod względem ogólnego obciążenia zdrowia jest znaczne skrócenie oczekiwanej długości życia (WHO, 2006).

Limit emisji PM_{10} dla ochrony zdrowia ludzi został ustalony jako średnia roczna i jego wartość wynosi 40 $\mu g m^{-3}$, ewentualnie jako średnia 24-godzinowa 50 $\mu g m^{-3}$, która może być przekroczona 35razy w roku. W tab. 3.1 przedstawiono limity PM_x dla zdrowia człowieka.

Tab. 3.1. Limity PM_{10} (ČHMÚ, 2019) według ustawy nr 201/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, o ochronie powietrza, w obowiązującym brzmieniu oraz rozporządzenia nr 330/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, w sprawie sposobu określania i oceny poziomu zanieczyszczenia, zakresu informowania społeczeństwa o poziomie zanieczyszczenia oraz sytuacjach smogowych.

Substancja	Limit ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Typ limitu	Skutki przekroczenia limitu
PM_{10}	50	24-godzinowy	Wzrost ogólnej śmiertelności o 0,5 % przy podwyższeniu średniego 24-godzinnego stężenia cząstek PM_{10} o $10 \mu\text{g/m}^3$
PM_{10}	40	roczny	Wzrost ogólnej śmiertelności o 3 % przy podwyższeniu średniego rocznego stężenia PM_{10} o $10 \mu\text{g/m}^3$
$PM_{2.5}$	25	roczny	Podobnie jak w przypadku PM_{10}

3.2.2 TLENKI AZOTU (NO_x)

Tlenek azotu silnie podrażnia drogi oddechowe, powoduje sinicę i tym samym utrudnia przenoszenie tlenu we krwi, ponieważ hemoglobina przekształca się w utlenioną methemoglobinę. Nawet w bardzo niskich stężeniach działa drażniąco na drogi oddechowe. Ostre zatrucie objawia się uporczywym kaszlem, obrzękiem płuc lub innym uszkodzeniem płuc. We krwi pojawia się methemoglobina, co skutkuje sinicą (zasinieniem). W cięższych przypadkach prowadzi do wstrząsu, drgawek, zatrzymania oddechu i śmierci (SZÚ, 2019).

Dwutlenek azotu jest agresywnym, silnie toksycznym gazem o charakterystycznym nieprzyjemnym słodkawym zapachu. Powoduje zapalenie dróg oddechowych od łagodnych postaci do obrzęku płuc. Podejrzewa się, że gazy azotowe mają działanie rakotwórcze. Niszczą rośliny, przyczyniają się do powstawania smogu i niszczą warstwę ozonową. W tab. 3.2 przedstawiono limity NO_x dla zdrowia ludzi i roślinności.

Tab. 3.2. Limity dla NO_2 (ČHMÚ, 2019) według ustawy nr 201/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, o ochronie powietrza, w obowiązującym brzmieniu oraz rozporządzenia nr 330/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, w sprawie sposobu określania i oceny poziomu zanieczyszczenia, zakresu informowania społeczeństwa o poziomie zanieczyszczenia oraz sytuacjach smogowych.

Substancja	Limit ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Typ limitu
NO_2	200	1 godzina
NO_2	40	rok
NO_x	30	rok

Znaczenie tlenków azotu polega na ich udziale w szeregu reakcji, które prowadzą do powstawania znacznie bardziej złożonych i niebezpiecznych cząsteczek. Powodem wysokiej reaktywności jest powstawanie tlenu atomowego z wolnym elektronem (rodnikiem), który jest ekstremalnie reaktywny i reaguje z sub-

stancjami organicznymi mającymi ponownie wolny rodnik. Podejrzewa się, że substancje te mają działanie rakotwórcze i są szkodliwe dla zdrowia. W skali regionalnej oddziaływanie NO_x na komponenty środowiska obejmuje w szczególności eutrofizację naturalnych ekosystemów, ich zakwaszenie oraz fotochemiczne zanieczyszczenie warstwy przyziemnej powietrza.

3.2.3 OZON TROPOSFERYCZNY O_3

Ozon jest bardzo toksycznym i reaktywnym gazem. Wykazuje szczególnie szkodliwe działanie ze względu na powstawanie wysoce reaktywnych wolnych rodników (cząstek z niesparowanym elektronem). Działa drażniąco na drogi oddechowe i może powodować obrzęk płuc. Czynność płuc obniża się przy średnim stężeniu $160 \mu\text{g m}^{-3}$ trwającym od kilku godzin do kilku dni. Działa również niekorzystnie na centralny układ nerwowy, co objawia się rozdrażnieniem, bólami głowy i zmęczeniem. Ostre skutki podrażnienia to pieczenie oczu, nosa, gardła lub ucisk w klatce piersiowej, kaszel i ból głowy (SZÚ, 2019).

Limit dla ochrony zdrowia ludzi został określony jako maksymalna dobowo ośmiogodzinna średnia krocząca i jej wartość wynosi $120 \mu\text{g m}^{-3}$. Maksymalna dozwolona liczba przekroczeń to 25razy, oceniana na podstawie średniej z trzech lat. W tab. 3.3 określono limity O_3 dla zdrowia ludzi i roślinności.

Tab. 3.3. Limity ozonu troposferycznego (ČHMÚ, 2019) według ustawy nr 201/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, o ochronie powietrza, w obowiązującym brzmieniu oraz rozporządzenia nr 330/2012 Dz. U. Republiki Czeskiej, w sprawie sposobu określania i oceny poziomu zanieczyszczenia, zakresu informowania społeczeństwa o poziomie zanieczyszczenia oraz sytuacjach smogowych.

Substancja	Limit ($\mu\text{g/m}^{-3}$)	Typ limitu
O_3	120	8 godz. średnia krocząca
O_3 dla ochrony roślinności	6000	z wartości 1godz. (maj - lipiec)

Uszkodzenia roślinności przez O_3 zaobserwowano po raz pierwszy w latach 40. XX wieku w rejonie Los Angeles w Stanach Zjednoczonych. Od tego czasu O_3 przyziemny jest uważany (jeśli występuje w wysokich stężeniach) za najważniejsze fitotoksyczne zanieczyszczenie w powietrzu. Rośliny są szczególnie wrażliwe na zwiększone stężenia, na skutek których dochodzi do przewlekłych i ostrych uszkodzeń. O_3 przyziemny jest uważany za jeden z głównych czynników mających wpływ na współczesny syndrom obumierania lasów. Szkody w uprawach rolnych powodowane przez przyziemny O_3 osiągają znaczne rozmiary ekonomiczne w różnych krajach świata (Europa, USA, Meksyk, Indie) (Avnery et al., 2011). W tych krajach wykazano straty w plonach (Avnery et al., 2011). Negatywny wpływ O_3 na plony zostały również dostrzeżony w UE (EP, 2002).

4 MONITORING JAKOŚCI POWIETRZA

4.1 SIEĆ STACJONARNA POMIARU JAKOŚCI POWIETRZA

Obecnie istnieją dwie podstawowe linie monitoringu powietrza. Monitoring jakości powietrza prowadzi Czeski Instytut Hydrometeorologiczny (ČHMÚ) Praga jako organizacja powołana w tym celu przez Ministerstwo Środowiska. Wyniki są wykorzystywane do zarządzania jakością powietrza w Republice Czeskiej oraz do wszelkich raportów. Pomiary ČHMÚ są od dawna powiązane z Systemem monitorowania stanu zdrowia obywateli w stosunku do środowiska, który jest realizowany przez Państwowy Instytut Zdrowia (SZU) oraz Instytut Zdrowia (ZÚ) autoryzowany przez Ministerstwo Zdrowia. Oba systemy współpracują ze sobą i dzielą się danymi.

Wszystkie informacje są dostępne na stronie ČHMÚ, natomiast dane częściowe na stronie Instytutów Zdrowia SZU i ZÚ. Oprócz ČHMÚ, SZU i ZÚ monitoring jest również prowadzony przez miasta, regiony, firmy prywatne i inne podmioty.

Podstawowy monitoring zanieczyszczenia powietrza wykonuje ČHMÚ. Wyniki monitoringu są wykorzystywane przez Ministerstwo Środowiska do zarządzania jakością powietrza poprzez regulację zasobów. Zgodnie z zasadą pomiaru istnieje automatyczny monitoring zanieczyszczenia powietrza (AIM) oraz ręczny monitoring zanieczyszczenia powietrza (MIM) (ČHMÚ, 2019).

AIM opiera się na ciągłym pomiarze stacjonarnymi za pomocą stacjonarnych analizatorów automatycznych, najczęściej z bezpośrednim transferem danych. Stacje pomiarowe AIM są zwykle wyposażone w analizatory do pomiaru stężeń SO_2 , NO , NO_2 , O_3 , CO oraz pyłu zawieszonego PM_{10} lub $\text{PM}_{2,5}$. Prawie wszystkie stacje monitorują również parametry pogodowe – prędkość i kierunek wiatru, temperaturę, ciśnienie, wilgotność.

MIM jest prowadzony głównie dla substancji, które muszą być analizowane w laboratorium. Ręczne pobieranie próbek jest wymagane w szczególności w przypadku substancji organicznych.

4.2 TECHNIKA CZUJNIKOWA

Z uwagi na niskie koszty finansowe, prostą instalację i obsługę, technika czujnikowa do pomiaru stężeń zanieczyszczeń powietrza i elementów meteorologicznych jest źródłem odpowiednich pomiarów dodatkowych do stacjonarnej sieci pomiarowej. Za pomocą danych przestrzennych dotyczących stężeń zanieczyszczeń i elementów meteorologicznych zmierzonych przez czujniki, można modelować wychwytywanie zanieczyszczeń przez zieleni miejską, a także analizować i oceniać zieleni miejską oraz świadczone przez nią usługi ekosystemowe. Wychwytywanie zanieczyszczenia w danym miejscu w określonym czasie (np. w okresie wegetacyjnym) można obliczyć na podstawie ilości zanieczyszczeń powietrza (cząstek kurzu, ozonu itp.) wychwyconych przez roślinność na określonym obszarze i w danym okresie, a także na podstawie strumienia depozycji zanieczyszczeń powietrza, całkowitej powierzchni roślinności i okresu. Jeśli na ulicy nie ma ruchu drogowego, wychwytywanie zanieczyszczeń przez roślinność jest największe. Gdy na ulicy znajduje się źródło zanieczyszczeń, wtedy znaczenie ma prawidłowe rozmieszczenie drzew w taki

sposób, aby wychwytywanie zanieczyszczeń nie zostało zmniejszone poprzez ograniczenie dyspersji zanieczyszczeń. Nieprawidłowo rozmieszczone drzewa mogą przyczynić się do zanieczyszczenia. Prędkość i kierunek wiatru mają decydujący wpływ na oddziaływanie drzewa w kanionie ulicznym. Przy równoległym kierunku wiatru i kierunku kanionu ulicznego obecność drzew prowadzi do zmniejszenia stężenia zanieczyszczeń. Te dokładne pomiary zanieczyszczeń powietrza w środowisku miejskim wymagają dużej liczby punktów monitorowania, dlatego wskazane jest wykonywanie tych pomiarów za pomocą niedrogich czujników. Parametry meteorologiczne oraz stężenia zanieczyszczeń zmierzone przez czujniki umożliwiają optymalizację nasadzeń drzew i krzewów. Czujniki szybko reagują na aktualną sytuację meteorologiczną i środowiskową, a wraz z modelami dyspersji, depozycji, wychwytywania i ponownego zawieszania zanieczyszczeń umożliwiają dokładną ocenę obszarów zmian stężenia i kierunku rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Pozwala to m.in. na optymalizację przestrzennego nasadzania drzew. Depozycja i wychwytywanie zanieczyszczeń są w znacznym stopniu uzależnione od rodzaju powierzchni. Jeśli pominiemy możliwości ograniczenia emisji zanieczyszczeń powietrza (cząstek pyłu, ozonu, tlenków azotu itp.), istnieje wariant redukcji tych zanieczyszczeń poprzez ich wychwytywanie przez roślinność. Ocena zieleni miejskiej zawiera również rekomendacje dla urbanistów dotyczące lokalizacji budynków przeznaczonych dla wrażliwych populacji, sadzenia zieleni miejskiej oraz zwiększania wychwytywania przez roślinność pyłu zawieszonego PM_{10} , ozonu (O_3) i innych zanieczyszczeń powietrza w środowisku miejskim. Istnieje możliwość określenia powierzchni zieleni, która jest w stanie wchłonać wymaganą ilość wymienionych substancji emitowanych przez dowolne źródło zanieczyszczenia powietrza.

Niedrogie, małe i łatwe do przenoszenia czujniki (mikroczujniki lub małe czujniki) do pomiaru jakości powietrza można ogólnie podzielić na kilka kategorii w oparciu o zasadę pomiaru, a mianowicie na czujniki elektrochemiczne (dla gazów NO_2 , NO , SO_2 , O_3 , CO), metalowo-tlenkowe (dla gazów NO_2 , O_3 i CO), fotojonizacyjne (dla VOC) lub optyczne (dla aerozoli PM_1 , $PM_{2,5}$ i PM_{10}) (Gerboles et in., 2017; Lewis et in., 2018). Chociaż te niedrogie przyrządy są stosunkowo korzystne pod względem pozyskiwania danych również z wcześniej niepokrytych lokalizacji (zarówno w poziomie, jak i w pionie), dzięki czemu można je wykorzystać do zagęszczenia krajowych sieci monitoringu lub do identyfikacji nowych hotspotów (Kumar et in., 2015; McKercher et al., 2017), technologia ta ma również swoje niedoskonałości, które należy wziąć pod uwagę przy ocenie zmierzonych danych (Bauerová i Keder, 2019).

Technika czujnikowa to jedna z wielu nowoczesnych technik. Jak faktycznie działa, co może mierzyć i jak dokładna może być, zależy od odpowiedniego dostosowania aplikacji. Rys. 4.1 przedstawia czujnik CO i wielofunkcyjne urządzenie do pomiaru aż 6 substancji.



Rys. 4.1. Czujnik CO i wielofunkcyjne urządzenie do pomiaru aż 6 substancji.

Pierwsze czujniki do mierzenia powietrza pojawiły się już 20 lat temu. Próba zminiaturyzowania mierzenia natrafiła jednak na problemy z niezawodnością i dokładnością urządzenia. Dlatego też pierwsze czujniki były wykorzystywane do pomiaru wyższych stężeń, szczególnie w środowisku pracy. Po raz pierwszy masowo zostały wykorzystane czujniki tlenku węgla (CO) w kopalniach, a także w domach i mieszkaniach. Głównym celem czujnika do mierzenia CO było monitorowanie stężenia, aby nie doszło do zatrucia ludzi. Niemal równocześnie pojawiły się czujniki do mierzenia metanu (CH_4), jego stężenie było mierzone razem z tlenem (O_2) w kopalniach oraz monitorowano tzw. wybuchowość lub palność. Istnieje wiele rodzajów czujników i ich praktycznych zastosowań (Gerboles et al., 2017).

Dzięki dostępności czujników można je podłączać do sieci i szczegółowo monitorować obszar zainteresowania. Dane zmierzone przez czujniki umożliwiają następnie szczegółową analizę zanieczyszczeń, np. ze strefy przemysłowej, sieci drogowej lub zakładu przemysłowego. Sieci czujników umożliwiają pomiar dużej ilości wartości i dlatego są wyposażone we własną inteligencję. Istnieją przykłady podłączania czujników do tzw. sieci neuronowych. Powstałe modele mierzonych stężeń pozwalają następnie wyjaśnić obecne zanieczyszczenie powietrza, a także oszacować przyszły rozwój jego jakości.

4.3 CZUJNIKI ELEKTROCHEMICZNE

Czujnik elektrochemiczny to właściwie ogniwo z elektrodami zanurzonymi do żelowego elektrolitu, które jest oddzielone od zewnętrznego środowiska membraną dyfuzyjną. Przez tę membranę przechodzą molekuły gazu, w elektrolicie dochodzi do procesów utleniająco-redukcyjnych, a wynikiem jest zmiana potencjału elektrycznego ogniwa. Elektrody powoli się rozpuszczają, dlatego żywotność ogniwa jest ograniczona.

Czujniki elektrochemiczne bywają z reguły bardzo selektywne – mierzą rzeczywiście monitorowaną substancję, potrzebują bardzo mało energii do eksploatacji, a ich żywotność wynosi zazwyczaj ok. 1 roku. Cena zależy od typu detektora i waha się od 5 do 30 tysięcy CZK. Urządzenia są obecnie konstruowane w

taki sposób, aby po upływie żywotności można było wymienić tylko ogniwo. Czujniki elektrochemiczne są niezwykle popularne, ich jakość ciągle wzrasta, a cena spada. Na rys. 4.2 przedstawiono przykład czujników elektrochemicznych.



Rys. 4.2. Przykład czujników elektrochemicznych.

Zasada działania czujnika polega na zmianie oporu półprzewodnika, na powierzchnię którego jest absorbowana mierzona substancja. Półprzewodnik w przeciwieństwie do czujników elektrochemicznych nie zużywa się i dzięki temu jego żywotność wynosi dziesiątki lat. Obecnie istnieją zastosowania dla ponad 150 substancji. Zaletą czujników półprzewodnikowych jest wyższa czułość oraz zastosowanie również dla niskich stężeń mierzonych substancji. Z uwagi na zasadę działania są jednak mniej selektywne niż czujniki elektrochemiczne. Na rys. 4.3 przedstawiono przykłady czujników półprzewodnikowych do mierzenia gazów oraz czujników podczerwieni.



Obr. 4.3. Przykłady polowodičových senzorů pro měření plynů (vlevo) a infračervených senzorů (vpravo).

Czujniki wykorzystują zdolność niektórych molekuł (CO_2 , CH_4 , NO_2) do absorbowania czerwonego światła, dzięki czemu molekuły drgają (wibrują). Mierzony jest stopień vibracji. Czujniki są bardzo selektywne, pracują również w środowisku beztlenowym. Jest to jednak znacznie droższy wariant.

4.4 PROJEKT SIECI CZUJNIKOWEJ W MIEŚCIE

Projektowanie sieci czujnikowej obejmuje dobór lokalizacji do montażu zestawu czujników (we współpracy z przedstawicielami miasta) w taki sposób, aby pomiar wskaźników odbywał się równolegle z monitorin-
giem podstawowych wskaźników klimatycznych (stacje mikrometeorologiczne), które następnie zostaną
uwzględnione w pierwotnej ocenie uzyskanych danych w celu wykluczenia wahań i błędów zmierzonych
wartości na skutek wpływu zjawisk klimatycznych.

Sieć czujników do pomiaru zanieczyszczenia powietrza w wybranym obszarze powinna umożliwiać pomi-
ary stężeń pyłów PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 , O_3 oraz parametrów meteorologicznych w odniesieniu do istnieją-
cej i projektowanej zieleni miejskiej. Stacja czujnikowa powinna być wyposażona w wewnętrzny rejestrator
danych, który umożliwia przechowywanie danych w urządzeniu, późniejsze pobieranie danych przez
połączenie USB oraz wizualizację danych za pomocą zaawansowanego oprogramowania.

Dzięki temu, że zmierzone monitorowane dane mogą być przesyłane ze stacji niemal w czasie rzeczywis-
tym i przechowywane w bazie danych za pomocą platformy internetowej, użytkownicy będą oceniać i
przetwarzać bieżące dane dotyczące zanieczyszczenia powietrza.

System czujników powinien zawierać housing ochronny - z komunikacją bezprzewodową do transmisji
danych online. System powinien być wyposażony w zintegrowaną baterię do autonomicznej pracy oraz
moduł GPRS (karta SIM 1 M2M) i umożliwiać podłączenie panelu słonecznego. Zgodnie z istniejącymi spe-
cystycznymi warunkami, w niektórych skrzynkach należy umieścić czujniki do pomiaru parametrów meteo-
rologicznych: prędkości i kierunku wiatru, temperatury powietrza, wilgotności powietrza, promieniowania
globalnego.

Stacje powinny mieć możliwość pomiaru niskich stężeń (ppb) z odstępem czasowym ustawionym na 1 mi-
nutę. Kalibracja sprzętu jest wymagana raz w roku. Zgodnie z prawem Unii Europejskiej urządzenie musi
spełniać parametry dla pomiarów wskaźnikowych (z maksymalnym błędem +/- 30% zgodnie z 2008/50/
WE).

Rejestrator danych musi przysyłać dane na serwer, który powinien być dostępny poprzez aplikację in-
ternetową, umożliwiającą przeglądanie i eksportowanie danych do formatu xls. Aby uzyskać dostęp do
Internetu, należy umieścić koniecznie kartę SIM w module GPRS. Dane są przesyłane na serwer, na któ-
rym można zainstalować oprogramowanie Visualis. Czujniki mogą być wyposażone w płytkę Arduino (z
zapisem danych na karcie SD). Czujniki powinny umożliwiać odłączenie od stacji i ich oddzielne używanie,
ponieważ posiadają wewnętrzną baterię wystarczającą do krótkotrwałych pomiarów. Te cechy spełnia na
przykład producent CAIRPOL. Dane z sensorów i czujników meteorologicznych są gromadzone w zinte-
growanym rejestratorze danych i przesyłane przez sieć do środowiskowej bazy danych miasta.

Czujniki dla poszczególnych substancji powinny być dostarczone i skalibrowane, tzn. muszą mieć zwery-
fikowany i zadany współczynnik korekcyjny dla wszystkich mierzonych substancji. Współczynnik korek-
cyjny należy obliczyć po przeprowadzeniu min. dwudniowego pomiaru porównawczego z urządzeniem
referencyjnym spełniającym warunki przesyłania danych do systemu ISKO (tj. urządzenie musi spełniać

europiejskie normy dotyczące pomiaru danych substancji i powinno być odpowiednio skalibrowane, operator urządzenia musi posiadać autoryzację lub akredytację do mierzenia jakości powietrza). Dla każdej substancji (typ czujnika) wymagany jest osobny współczynnik. Pomiar i ustalenie współczynników walidacyjnych powinny zostać wykonane przez dostawcę na jego koszt. Podczas montażu urządzenia dostawca przekazuje zamawiającemu protokół z wykonania pomiarów.

Takie pomiary polegają w praktyce na wykonaniu pomiarów porównawczych za pomocą wybranych urządzeń do pomiaru jakości powietrza w stacjach państwowej sieci referencyjnej. Aby móc zidentyfikować wadliwe części czujników i walidować ze sobą różne jednostki, wszystkie czujniki powinny znajdować się najpierw w jednym miejscu w bezpośrednim sąsiedztwie urządzeń pomiarowych sieci referencyjnej. Wzajemnie zwalidowane zespoły czujnikowe powinny być następnie dalej porównywane z pomiarami w stacjach państwowej sieci referencyjnej, co pozwoli wyznaczyć współczynniki korekcyjne i następnie zainstalować zespoły w wybranych miejscach. Współczynniki korekcyjne określone w ramach tych pomiarów porównawczych zostaną wykorzystane do walidacji zmierzonych danych z jednostek czujnikowych.

5 EMISJA, PRZEPŁYW I STRUMIEŃ DEPOZYCJI ZANIECZYSZCZEŃ

Ogólnie uważa się, że zielona infrastruktura działa korzystnie na stan powietrza (Willis i Petrokofsky, 2017). Jednak związek między roślinnością a jakością otaczającego powietrza jest złożony. W celach opisowych potencjalnie korzystny wpływ roślinności na jakość powietrza jest rozdzielony na ogół na kategorie według procesów depozycji atmosferycznej i dyspersji atmosferycznej. Zgodnie ze złożoną dynamiką systemu, kolektywne oddziaływania tych procesów są zróżnicowane i zależą od kontekstu powiązanych zjawisk w różnych skalach.

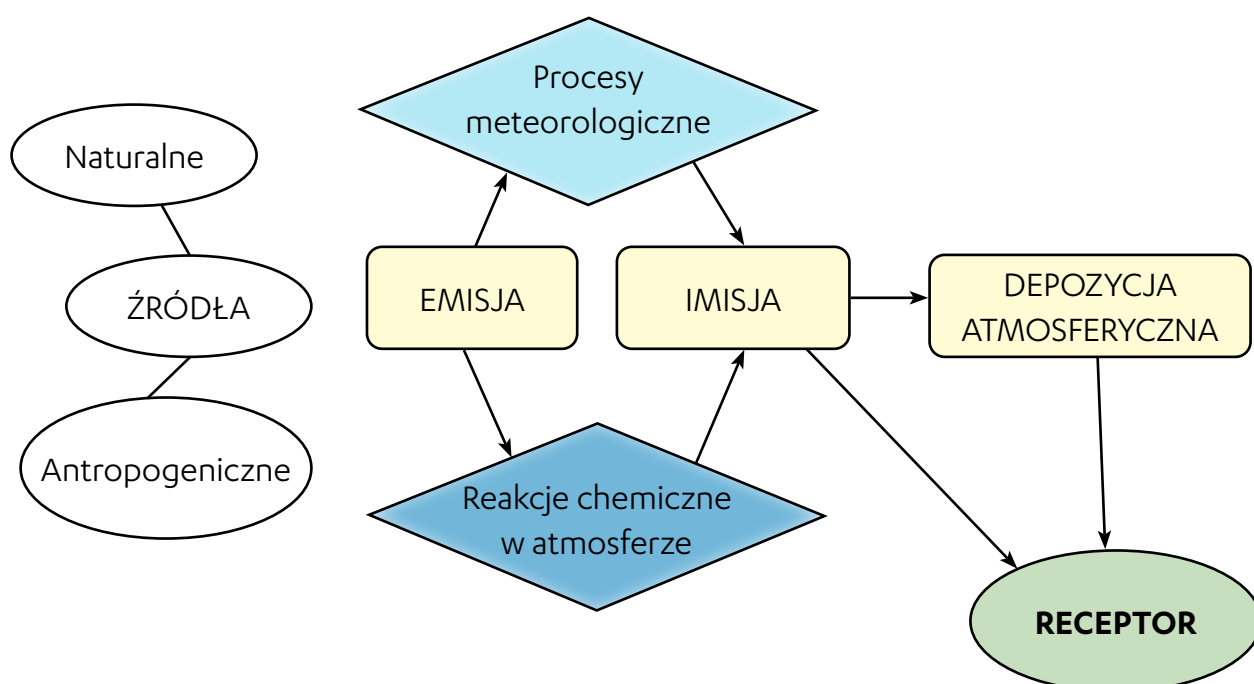
W ramach procesów, którym podlegają substancje w atmosferze od początkowej emisji ze źródła, poprzez przenoszenie na duże odległości i dyspersję w wyniku procesów meteorologicznych oraz przemiany na skutek reakcji chemicznych, depozycja atmosferyczna wpływa na znaczną redukcję substancji w powietrzu. Ze względu na istnienie szeregu procesów, które łącznie określa się mianem depozycji, nie dochodzi do akumulacji substancji w atmosferze, ale znajdują się one w stanie tzw. równowagi dynamicznej. Depozycja atmosferyczna bierze udział w samooczyszczaniu atmosfery: usuwa substancje, które są emitowane do atmosfery lub powstają tam w wyniku reakcji chemicznych. Jednak dla innych składników środowiska (hydrosfera, pedosfera, biosfera) jest często bardzo ważnym źródłem zanieczyszczeń (Zapletal, 1997).

Substancje chemiczne są uwalniane do atmosfery z wielu źródeł. Emisje antropogeniczne pochodzą z działalności człowieka, takiej jak spalanie paliw kopalnych, produkcja przemysłowa, transport, rolnictwo. Emisje powstają podczas wytwarzania produktów końcowych, związków pomocniczych, półproduktów, są wynikiem reakcji fotochemicznych w atmosferze. Są to substancje organiczne i nieorganiczne.

Emisje biogenne powstają w wyniku naturalnych funkcji biologicznych organizmów, takich jak mikrobiologiczne uszkodzenia materiałów organicznych. Emisje mogą pochodzić ze źródeł naturalnych, w szczególności z erupcji wulkanów, aktywności geotermalnej, pożarów, huraganów i pyłu pustynnego. Są to również substancje organiczne i nieorganiczne (Zapletal, 1997).

Wiele reakcji chemicznych w atmosferze tworzy, przetwarza i zużywa zanieczyszczenia chemiczne. Wiatry mogą przenosić zanieczyszczenia daleko od ich źródeł, więc emisje w jednym obszarze wpływają na elementy środowiska znajdujące się bardzo daleko od źródła emisji. Transmisja zanieczyszczeń na duże odległości komplikuje wysiłki mające na celu kontrolę zanieczyszczenia powietrza, ponieważ trudno czasami odróżnić skutki emisji lokalnych od tych pochodzących z odległych źródeł. Wtedy trudno jest zidentyfikować emitorów, którzy powinni ponosić koszty redukcji emisji.

Zanieczyszczenia atmosferyczne powracają na Ziemię, ponieważ są bezpośrednio absorbowane przez receptor (np. gleba), lub też jako część reakcji chemicznej (takiej jak fotosynteza), albo osadzają się na Ziemi poprzez deszcz, śnieg lub mgłę. Schemat procesów, którym podlegają zanieczyszczenia powietrza przedstawiono na rys. 5.1.



Rys. 5.1. Schemat procesów, którym podlegają zanieczyszczenia w powietrzu (według Hůnová, 2003).

Zanieczyszczenia powietrza utrzymują się przez 1 do 3 dni, a średnia odległość przenoszenia przez wiatr w atmosferze wynosi od 500 do 1000 km dziennie. Zakwaszenie jest problemem regionalnym, związanym z przepływem zakwaszających zanieczyszczeń przez granice państw. Ograniczenie tego problemu wymaga wysiłków międzynarodowych (czystsze paliwa, redukcja emisji).

Duży wpływ na zanieczyszczenie powietrza mają warunki atmosferyczne, takie jak temperatura powietrza, ciśnienie powietrza, wilgotność, prędkość i kierunek wiatru oraz promieniowanie globalne. Na przykład wiatry przenoszą niektóre zanieczyszczenia daleko od ich źródła, przekraczając granice państw i oceany. Transmisja jest najszybsza na trasie wschód-zachód. Wiatry w tym kierunku mogą przemieścić powietrze przez całą kulę ziemską zaledwie w ciągu kilku tygodni. Transport zanieczyszczeń z północy na południe na skutek przesuwania się powietrza trwa kilka miesięcy lub dłużej (Zapletal, 1997).

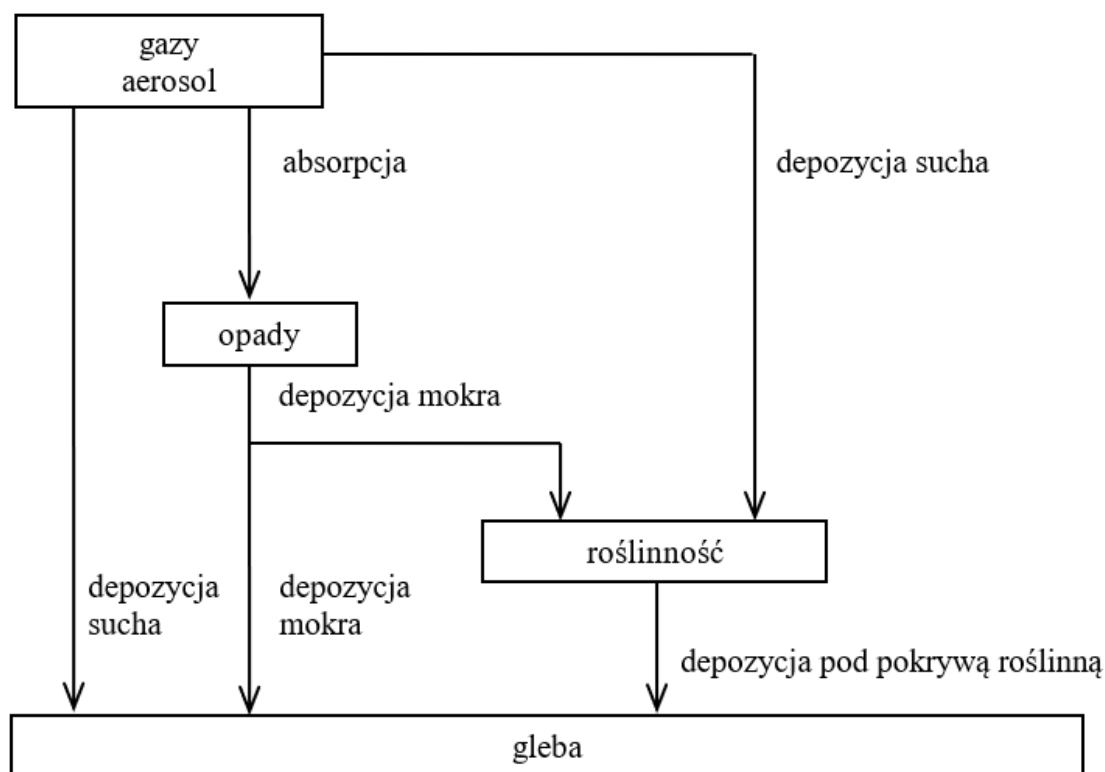
Lokalne warunki meteorologiczne znacząco wpływają na zanieczyszczenie powietrza na określonym obszarze. Deszcz i śnieg przenoszą zanieczyszczenia przez atmosferę na powierzchnię ziemi. Inwersja tem-

peratury, która spowodowała np. wielki smog w Londynie w 1952 roku, powstaje, gdy powietrze przy powierzchni ziemi jest zimniejsze niż powietrze na wyższej wysokości. Zimne powietrze jest cięższe niż ciepłe, więc inwersja temperatury ogranicza pionowe mieszanie się powietrza, a zanieczyszczenia są utrzymywane blisko powierzchni ziemi. Takie warunki często występują w nocy w miesiącach zimowych. Łatwiej występują lekkie wiatry, które mogą prowadzić do akumulacji zanieczyszczeń nad powierzchnią ziemi przez kilka dni. Na świecie jest wiele miejsc, w których związek między warunkami meteorologicznymi i klimatycznymi a zanieczyszczeniem powietrza w połączeniu ze specyficznymi warunkami orograficznymi (np. doliny otoczone górami) powoduje poważne problemy z jakością powietrza. Dotyczy to głównie terenów miejskich lub przemysłowych. Emisje zanieczyszczeń powietrza z małych źródeł mają zwykle stosunkowo niską wysokość, ponieważ temperatura w miejscu emisji nie jest wyższa niż temperatura powietrza otoczenia (Zapletal, 1997). Emisje z tych źródeł wpływają na poziom stężeń zanieczyszczeń powietrza, zwłaszcza w ich bezpośrednim sąsiedztwie. Emisje z dużych i średnich źródeł przemysłowych mają wyższe temperatury i szybciej się wznoszą. Z drugiej strony emisje te mają wpływ na poziom stężeń zanieczyszczeń powietrza w większych odległościach od źródła i na dużych obszarach. Wysokie kominy pomagają obniżyć stężenia emisji i rozproszyć je na dużym obszarze. Kominy są zwykle używane w elektrowniach i innych głównych źródłach przemysłowych. Zanieczyszczenia powietrza emitowane z tych źródeł są przenoszone na duże odległości, często przez granice państw i są deponowane daleko od źródła (Zapletal, 1997).

Zazwyczaj nie ma bezpośredniego związku między ilością emisji emitowanych do powietrza przez poszczególne źródła zanieczyszczeń a wynikającym z tego stężeniem zanieczyszczeń powietrza na danym obszarze. Ta bezpośrednia zależność nie istnieje również w przypadku relacji emisje-depozycja. Źródła obszarowe (zabudowa mieszkaniowa i małe źródła punktowe) stanowią tylko niewielką część całkowitego bilansu emisji wsi lub miasta (około 30-40%), ale mogą przyczyniać się do 60-80% stężeń zanieczyszczeń powietrza. Różnica ta wynika głównie z niskich kominów budynków mieszkalnych, małej mocy cieplnej źródeł ciepła tych budynków, złych warunków dyspersyjnych na wsi lub w mieście oraz ukształtowania terenu. Natomiast źródła z wysokimi kominami (100-160 m), które wytwarzają dużą ilość emisji i mają wysoką moc cieplną, przyczyniają się do zanieczyszczenia powietrza wsi lub miasta na poziomie 10-20%. Wysokie źródło nie jest głównym źródłem zanieczyszczeń w okolicy, przeciwnie, znacząco wpływa na zanieczyszczenie na obszarach oddalonych (Zapletal, 1997). Znaczne ilości zanieczyszczeń powstają na skutek regionalnej zróżnicowanej produkcji oraz źródeł przemysłowych i milionów samochodów, co w pewnych warunkach prowadzi do smogu fotochemicznego.

Depozycja atmosferyczna oznacza przenoszenia substancji z atmosfery na powierzchnię ziemi w wyniku procesów usuwania, wymywania i sedymentacji z atmosfery. Depozycja atmosferyczna może powodować negatywne skutki i procesy w ekosystemie. Negatywne procesy zakwaszania (acydyfikacji) i eutrofizacji gleby i zbiorników wodnych mogą wynikać z depozycji gazów, aerozoli i kwaśnych opadów. Depozycja sucha to proces, w którym gazy i aerozole są osadzane bezpośrednio w roślinności, glebie lub materiale. Składa się z dwóch głównych elementów: absorpcji składników gazowych i osadzania cząstek stałych. Powierzchnia ziemi i wszystkie znajdujące się na niej obiekty w różnym stopniu pochłaniają gazy atmosferyczne. Depozycja cząstek stałych wiąże się głównie z sedymentacją grawitacyjną (opadaniem) pyłu i największych cząstek aerozolu. Natomiast małe cząstki aerozolu (poniżej 20 μm), takie jak cząsteczki gazu, przylegają w niewielkim stopniu do powierzchni, są wychwytywane przez siły mechaniczne, elektryczne

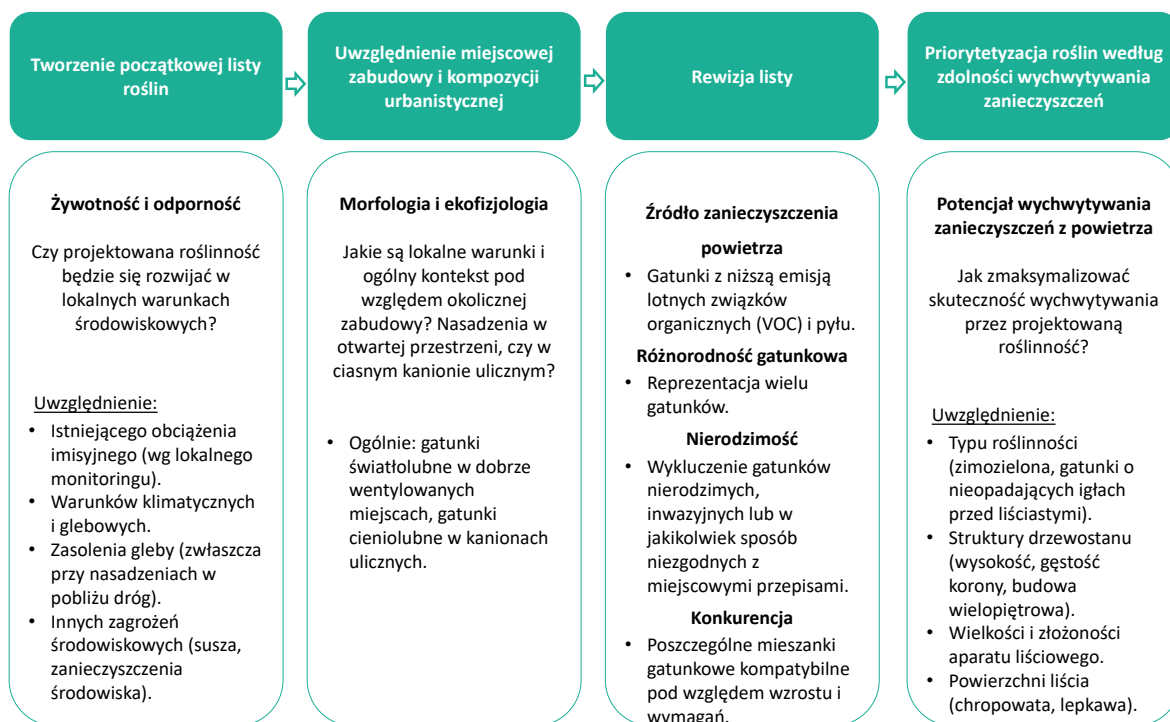
lub inne i dlatego tylko częściowo są usuwane z powietrza. Depozycja mokra odbywa się głównie w wyniku aktywności opadów pionowych, tj. śnieg, deszcz, mżawka i inne, które wraz z wodą niosą ze sobą szereg rozpuszczonych i nierozpuszczonych substancji, wychwyconego kurzu i cząstek aerozolu. Mniej znaczącym typem mokrej depozycji pod względem ilościowym są opady osiadające, do których należy przede wszystkim oblodzenie, szron i rosa, ew. woda z mgły i szadzi (Zapletal, 1997). Procesy depozycji przedstawiono na rys. 5.2.



Rys. 5.2. Schemat procesów depozycji (według Erisman, 1992).

6 ZASADY NASADZANIA ZIELONEJ INFRASTRUKTURY

Poprawa jakości powietrza za pomocą nasadzenia zielonej infrastruktury jest uzależniona od wielu elementów, między innymi od poszczególnych rodzajów roślinności i ich właściwości strukturalnych. Oprócz uwzględnienia środowiska nasadzeń, ważny jest również skuteczny dobór roślinności w celu zmniejszenia zanieczyszczenia powietrza, a także analiza równowagi między korzystnym i szkodliwym wpływem roślinności na poziomie poszczególnych gatunków. Pojedyncze etapy w procesie projektowania nasadzeń zielonej infrastruktury pod kątem poprawy lokalnej jakości powietrza ilustruje rycina 6.1. Poszczególne kluczowe cechy zieleni zostały szczegółowo opisane w kolejnych rozdziałach.



Rys. 6.1. Schemat postępowania przy tworzeniu planu nasadzeń projektowanej zieleni pod kątem poprawy lokalnej jakości powietrza. Opracowano na podstawie Barwise i Kumar (2020).

6.1 OKRES TRWANIA POKRYCIA LIŚCIOWEGO

Okres trwania pokrycia liściowego określa czas, przez jaki roślina zachowuje swoje zielone ulistnienie. Gatunki zimozielone zachowują funkcjonalne liście przez cały rok, podczas gdy gatunki niezimozielone funkcjonują bez zielonych liści przez część roku, zwykle w trakcie zimy lub pory suchej. Czas trwania ulistnienia różni się w zależności od gatunku, genotypu, ale także warunków środowiskowych. Biorąc pod uwagę znaczenie liści w depozycji zanieczyszczeń, okres trwania pokrycia liściowego jest kluczowym czynnikiem decydującym o skuteczności zielonej infrastruktury pod kątem poprawy lokalnej jakości powietrza. Badania eksperymentalne wykazały istotnie wyższą absorpcję zanieczyszczeń na powierzchni drzew zimozielonych w ciągu roku w porównaniu z drzewami liściastymi, których zdolność wychwytywania poza sezonem wegetacyjnym jest ograniczona (Freer-Smith et al., 2005). Jednocześnie gatunki niezimozielone, które na ogół mają dłuższe okresy ulistnienia, są bardziej efektywne i dlatego powinny być traktowane priorytetowo kosztem innych gatunków liściastych o krótszych okresach ulistnienia (Sæbø et al., 2012). Gatunki zimozielone mogą być jednak bardziej podatne na niektóre czynniki stresogenne (np. ocieplenie klimatu lub depozycja kwaśna) niż gatunki liściaste, co może mieć znaczenie dla zrównoważonego świadczenia usług ekosystemowych (Seyednasrollah et al., 2018).

Innym ważnym czynnikiem może być sam okres trwania pokrycia liściowego, zwłaszcza w odniesieniu do sezonowej zmienności stężeń zanieczyszczeń. Na przykład u niektórych gatunków (*Faidherbia albida*) może mieć miejsce tak zwana odwrócona fenologia, gdy ulistnienie pojawia się w okresie senescencji (Roupsard et al., 1999). Taka właściwość może być przydatna w procesie redukcji zanieczyszczeń powietrza zimą, kiedy ich stężenia są często najwyższe (Sæbø et al., 2012), bez konieczności ograniczania wyboru wyłącznie do gatunków zimozielonych. Znając okresy lokalnych przepływów zanieczyszczeń, można dob-

rać gatunki według odpowiedniej fenologii w taki sposób, aby w okresie największego zanieczyszczenia zmaksymalizować szatę roślinną.

Jednak wybór gatunków oparty wyłącznie na fenologii i czasie trwania pokrycia liściowego nie odzwierciedlałby złożonych relacji między mechanizmami wychwytywania przez zieloną infrastrukturę a jakością powietrza, w tym innych świadczonych usług ekosystemowych, takich jak regulacja mikroklimatu (Elmqvist et al., 2015). Ponadto wydajność wychwytywania może się różnić w zależności od konkretnego zanieczyszczenia. W przypadku ozonu troposferycznego niektóre badania wskazują na wyższą wydajność odmian liściastych niż iglastych (Alonso et al., 2011). Możemy zatem założyć, że połączenie kilku gatunków roślin zarówno liściastych, jak i iglastych o większej ogólnej różnorodności gatunkowej, jest odpowiednie do skuteczniejszego wychwytywania szerszego zakresu zanieczyszczeń. W ten sposób zwiększa się również odporność na sezonowe wahania meteorologiczne i długoterminowe zmiany klimatyczne.

6.2 WIELKOŚĆ I KSZTAŁT BLASZKI LIŚCIOWEJ

Innym ważnym czynnikiem determinującym depozycję, zwłaszcza w przypadku zawieszonych cząstek PM_x , jest wielkość i złożoność aparatu liściowego (Weerakkody et al., 2018). Liczne badania wykazały, że gatunki o mniejszych liściach są zwykle bardziej efektywne niż gatunki o większych liściach. Możliwym wyjaśnieniem jest wyższy stosunek obwodu i powierzchni mniejszych liści (Neft et al., 2016). Ogólnie rzecz biorąc, igły gatunków iglastych, które zapewniają wyższą szybkość depozycji niż aparaty liściowe gatunków szerolistnych, wydają się być skuteczniejsze (Chen et al., 2017; Tallis et al., 2011; Viecco et al., 2018). Sæbø et al. (2012) wyjaśnia, że długi i wąski kształt igieł zapewnia cieńszą quasilaminarną warstwę graniczną niż blaszki liściowe.

W przypadku gatunków szerolistnych bardziej skuteczne są liście o kształcie pierzastym i podzielonym niż liście pojedyncze, niepodzielone (Perini et al., 2017; Weerakkody et al., 2018). Oceniając właściwości liści pod kątem depozycji PM_x , Weerakkody et al. (2018) stwierdza, że złożone kształty liści (wrębne, kłapowane) mają większy potencjał do depozycji PM_x niż pojedyncze (eliptyczne, okrągłe) kształty. Autorzy sugerują, że różnice w skuteczności kształtu liścia są związane z przepływem powietrza wokół niego. Mniejszy wychwyt na liściach eliptycznych, pomimo ich większego obwodu, tłumaczy się mniejszym oporem podczas przepływu powietrza, które może swobodnie przepływać przez liść z mniejszą tendencją do tworzenia przepływu turbulentnego. Podobne wyjaśnienie może dotyczyć z drugiej strony wysokiej skuteczności wychwytywania przez igły, które ze względu na swój podział i kształt tworzą skuteczną barierę dla przepływu. Badania eksperymentalne w tunelu aerodynamicznym potwierdziły wysoką skuteczność wychwytywania przez niektóre gatunki iglaste (zwłaszcza *Pinus nigra*, *Cupressocyparis leylandii*), jednak nie wszystkie gatunki iglaste okazały się tak skuteczne w porównaniu z gatunkami liściastymi (*Pseudotsuga menzeisii*). Należy zatem stwierdzić, że igły i małe, złożone kształty liści, są bardziej skuteczne w wychwytywaniu zawieszonych cząstek PM_x .

6.3 POWIERZCHNIA BLASZKI LIŚCIOWEJ

Następnym ważnym czynnikiem wpływającym na skuteczność wychwytywania zanieczyszczeń powietrza są właściwości powierzchni blaszki liściowej. Właściwości powierzchni mogą się znacznie różnić nie tylko między gatunkami, ale także pomiędzy poszczególnymi osobnikami tego samego gatunku, w zależności od warunków mikroklimatycznych i innych cech środowiskowych (Grote et al., 2016). Ponadto funkcjonalność poszczególnych cech w dowolnych warunkach zależy od czynników wewnętrznych lub specyficznych dla rośliny, takich jak fenologia, a także czynników zewnętrznych, np. temperatura otoczenia.

Ogólnie rzecz biorąc szorstkie, włoskowate lub gruczołowe powierzchnie liści są bardziej skuteczne w wychwytywaniu niż powierzchnie gładkie z wyraźną kutykulą. Na przykład Weerakkody et al. (2018) wymienia szereg cech przydatnych do wychwytywania PM_{10} , takich jak obecność włosków, wosku epikutylarnego lub wyrazistego, wyprofilowanego użytkowania. Zhang et al. (2017) określa natomiast różnicę w znaczeniu cech osobniczych między gatunkami liściastymi i iglastymi. O ile w przypadku gatunków liściastych zwiększona mikroszorstkość liścia (charakteryzująca się bruzdami i rowkami na powierzchni) koreluje ze wzrostem depozycji, o tyle w przypadku igieł ważna jest gęstość aparatów szparkowych i ilość wosku epikutylarnego.

6.4 STRUKTURA DRZEWOSTANU

Podstawowym czynnikiem decydującym o wpływie bariery roślinnej na ruch zanieczyszczanego powietrza jest struktura drzewostanu. Znaczenie mają nie tylko właściwości organów roślinnych, ale także ogólna struktura drzewostanu, czyli zadrzewienie, gęstość i wysokość, kształt korony i układ przestrzenny rozgałęzienia (Litschke i Kuttler, 2008). Ogólnie uznaje się, że im większa powierzchnia masy zielonej, tym większe wychwytywanie zanieczyszczeń. W rezultacie dojrzałe, gęste drzewostany kilkupiętrowe są znacznie bardziej skuteczne niż roślinność niska, składająca się tylko z runa leśnego (Lovett 1994; Powe i Willis, 2004; Nowak i Heisler, 2010).

Gęstość i zadrzewienie wyrażana jest najczęściej wskaźnikiem pokrycia liściowego (LAI), ewentualnie gęstością ulistnienia (LAD). LAI to wielkość bezwymiarowa opisująca sumaryczny stosunek powierzchni wszystkich liści do powierzchni podłoża, nad którą się znajdują (m^2/m^2) (Abhijith et al., 2017; Janhäll, 2015). W przeciwieństwie do tego LAD wyraża stosunek sumarycznej jednostronnej powierzchni liści rośliny do objętości tej rośliny (m^2/m^3) (Abhijith et al., 2017). LAI i LAD to parametry gęstości pierwotnej używane do opisu zielonej infrastruktury i jej wpływu na wychwytywanie (Janhäll, 2015).

W przypadku roślinności bez uszkodzeń i w dobrym stanie zdrowotnym, struktura i ogólna gęstość drzewostanu jest zdeterminowana przez morfologię liścia i rozgałęzienie korony, które są bardzo zróżnicowane w zależności od gatunku. Niedawne badania terenowe dotyczące wpływu zielonej infrastruktury na PM_{10} w warunkach drogowych wykazały, że stężenia zanieczyszczeń generalnie zmniejszają się wraz ze wzrostem gęstości ulistnienia (Abhijith i Kumar, 2019). Jednak wyniki innych badań (Tong et al., 2016) sugerują różnice w skuteczności redukcji stężenia w zależności od wielkości zawieszonych cząstek. Abhijith et al. (2017) stwierdza, że szerokie, wysokie i gęste bariery roślinne w kierunku przeważającego przepływu powietrza zmniejszają stężenia zanieczyszczeń powietrza. Zależność między gęstością drzewostanu a skutecznością wychwytywania nie jest jednak liniowa.

O właściwościach struktury drzewostanu decyduje nie tylko dobór poszczególnych gatunków roślin, ale także dostępna przestrzeń do sadzenia, otaczająca zabudowa czy wymagania planistyczne. Dlatego też projektowanie optymalnej zielonej infrastruktury musi mieć charakter kompleksowy.

6.5 TOLERANCJA NA ZANIECZYSZCZENIA

Wybór gatunków zieleni powinien dodatkowo uwzględniać warunki topograficzne, glebowe i klimatyczne na danym siedlisku. Należy rozważyć przydatność każdego gatunku odnośnie danych warunków środowiskowych. Projekt nasadzeń zieleni powinien zwracać uwagę na wrażliwość poszczególnych gatunków na zanieczyszczenie powietrza w danym miejscu i tym samym opierać się na monitoringu zanieczyszczenia powietrza.

Kluczowe znaczenie mają stężenia ozonu troposferycznego, dwutlenku siarki i tlenków azotu. Drzewa liściaste charakteryzują się większą wrażliwością na działanie ozonu troposferycznego niż drzewa iglaste (Novotný et al., 2009). Na podstawie obserwacji eksperymentalnych stwierdzono stosunkowo wysoką wrażliwość w przypadku wiśni (Schaub et al. 2005), brzozy (Pääkkönen et al. 1998), olchy i topoli (Skärby et al. 1998). Spośród gatunków iglastych najbardziej wrażliwa jest na przykład kosodrzewina.

Kolejnym aspektem, który należy wziąć pod uwagę, są specyficzne warunki glebowe w miejscu nasadzeń. Wiele gatunków sosen skutecznie wychwytuje na przykład PM_x w okresie zimowym, równocześnie jednak jest podatnych na uszkodzenia spowodowane zasoleniem gleb podczas remontów dróg, co ogranicza ich żywotność. W związku z tym alternatywne gatunki zimozielone (*Taxus spp.*), które wykazują tolerancję na zasolenie, mogą być uwzględniane w projektach w bezpośrednim sąsiedztwie dróg (Sæbø et al., 2012).

6.6 ŹRÓDŁO PYŁU I LOTNYCH ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH

Pomimo opisanych powyżej pozytywnych skutków zielonej infrastruktury na redukcję stężenia cząstek zawieszonych i absorpcję gazów z powietrza, należy wspomnieć, że sama roślinność również może być źródłem zanieczyszczeń. Jej produktem są ziarna pyłku, które mogą wywoływać reakcje alergiczne, niemniej jednak w normalnych przypadkach są mniej niebezpieczne dla zdrowia układu oddechowego człowieka niż podobne narażenie na PM₁₀, ponieważ wielkość ziaren pyłku jest często większa. Do głównych źródeł alergenów należą przedstawiciele rzędów Fagales, Lamiales, Proteales i Pinales. Do tych rzędów należy wiele powszechnie sadzonych drzew w środowisku miejskim, takich jak brzoza (*Betula spp.*), jesion (*Fraxinus spp.*), jawor (*Platanus spp.*), czy cyprys (*Cupressus spp.*).

Poważniejszym problemem są natomiast lotne związki organiczne (VOC), emitowane przez roślinność do atmosfery (Florentina A Io, 2012) i związane z powstawaniem ozonu troposferycznego. Niektóre z nich są na tyle małe, że powodują takie same zagrożenia dla zdrowia jak cząstki zawieszone (Litschke i Kuttler, 2008). Głównymi źródłami lotnych związków organicznych, które często występują w parkach, są na przykład błotnia leśna (*Nyssa sylvatica*), robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), topola (*Populus spp.*), platan (*Platanus spp.*) lub klony (*Acer spp.*). Te negatywne aspekty roślinności należy wziąć pod uwagę przy wyborze konkretnych gatunków. Niemniej jednak przyjmuje się, że przeważa pozytywny wpływ zieleni na redukcję zanieczyszczenia powietrza.

6.7 BAZA DANYCH GATUNKÓW DRZEW

Na podstawie opisanych wyżej cech mikromorfologicznych (na poziomie poszczególnych organów roślin) i makromorfologicznych (na poziomie poszczególnych osobników i drzewostanu) sporządzono listę wybranych gatunków drzew o większej odporności na zanieczyszczenia powietrza i skuteczniejszym wychwytywaniu zanieczyszczeń (tab. 6.1.). Cała baza danych roślin zawiera ponad 150 gatunków drzew i można ją zobaczyć na portalu internetowym Clairo: www.clairo.ostrava.cz/know-how/. Drzewa są podzielone ze względu na rodzaj aparatu liściowego i naturalnego występowanie (rzeźba terenu i biom). Baza zawiera zarówno gatunki rodzime, jak i obce, często wykorzystywane do sadzenia zieleni w ogrodach i przestrzeniach publicznych.

Tab. 6.1. Wybrane gatunki drzew o wyższej odporności na depozycję kwaśną i wyższej zdolności wychwytywania cząstek zawieszonych.

Nazwa łacińska	Aparat asymilacyjny	Rzeźba terenu	Klimat	Wrażliwość na depozycję kwaśną	Wrażliwość na O ₃	Zdolność wychwytywania cząsteczek pyłów
Pinus nigra	zimozielony	górska	podzwrotnikowy	odporny	tolerancyjny	wysoka
Picea abies	zimozielony	górska	borealny	wrażliwy	odporny	średnia
Abies alba	zimozielony	wyżynna	umiarkowany	tolerancyjny	odporny	średnia
Quercus robur	opadający	nizinna	umiarkowany	odporny	odporny	średnia
Quercus petraea	opadający	pagórkowata	umiarkowany	odporny	odporny	wysoka
Malus sylvestris	opadający	pagórkowata	umiarkowany	odporny	odporny	średnia
Ulmus minor	opadający	nizinna	śródlądowy	tolerancyjny	tolerancyjny	wysoka
Cornus sanguinea	opadający	pagórkowata	umiarkowany	tolerancyjny	odporny	średnia
Populus tremula	opadający	pagórkowata	umiarkowany	odporny	odporny	średnia
Prunus avium	opadający	pagórkowata	umiarkowany	odporny	odporny	średnia
Juglans regia	opadający	wyżynna	podzwrotnikowy	odporny	tolerancyjny	średnia

6.8 KOMPOZYCJA

Wybór gatunków powinien odzwierciedlać również ogólny skład i wzajemne powiązania poszczególnych elementów zielonej infrastruktury.

W celu maksymalizacji zwarcia drzewostanu, parametry kompozycji doboru gatunkowego powinny uwzględniać relacje ekologiczne poszczególnych gatunków i ich wymagania dotyczące danego siedliska.

Idealną kompozycją jest połączenie kilku pięter drzewostanu uzupełnionych o piętro podszytu i podrostry. Dobór gatunkowy powinien być rozmieszczony przestrzennie w taki sposób, aby odpowiadał pozycji gatunków w naturalnym środowisku. Poszczególne mieszanki gatunkowe muszą być zgodne pod względem wzrostu i wymagań. Piętra nie powinny konkurować ze sobą wzrostem i agresywnością, natomiast gatunki w podroście powinny tolerować zacienienie.

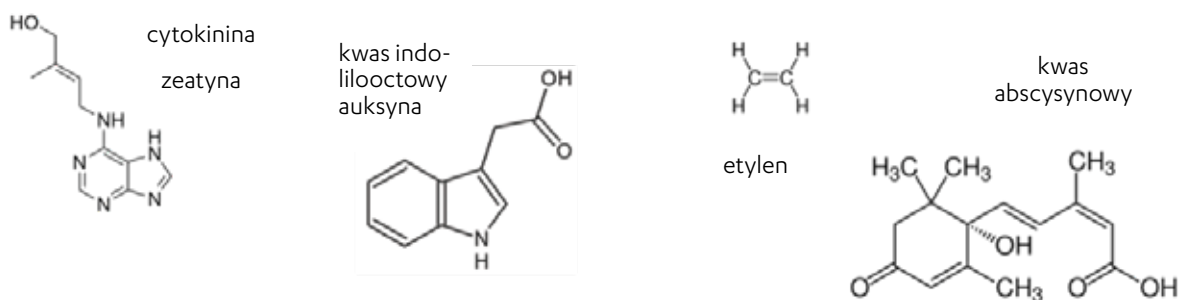
7 PIELĘGNACJA I NAWOŻENIE ZIELONEJ INFRASTRUKTURY

O skuteczności wychwytywania zanieczyszczeń z powietrza decyduje nie tylko sam dobór gatunkowy, struktura i kompozycja zielonej infrastruktury. Dla trwałego zachowania funkcji zielonej infrastruktury konieczna jest również jej dalsza pielęgnacja. Zdrowsze drzewa i krzewy będą lepiej fotosyntezować, stworzą wysokiej jakości gęste listowe, co z kolei będzie miało pozytywny wpływ na wychwytywanie zanieczyszczeń powietrza.

Zieleń miejska jest pielęgnowana zazwyczaj przy użyciu komercyjnych nawozów nieorganicznych. Stosowanie produktów ekologicznych opartych na „inteligentnych nawozach” zawierających biostymulatory i fitohormony, które pomagają roślinom w przezwyciężaniu różnych form stresu abiotycznego, może być jednak innowacyjnym rozwiązaniem nie tylko dla istniejącej zielonej infrastruktury w środowiskach miejskich, ale także dla pielęgnacji nowej zieleni w miejscach narażonych na kombinację różnych form stresu abiotycznego.

Hormony roślinne (fitohormony) to małe molekuły organiczne, które odgrywają istotną rolę w regulacji wzrostu i rozwoju roślin. Występują naturalnie i działają w niewielkich stężeniach. Powstają w określonych częściach rośliny, skąd są transportowane przez część łykową wiązek przewodzących do miejsca przeznaczenia, gdzie wywołują reakcję fizjologiczną (Davies 2010).

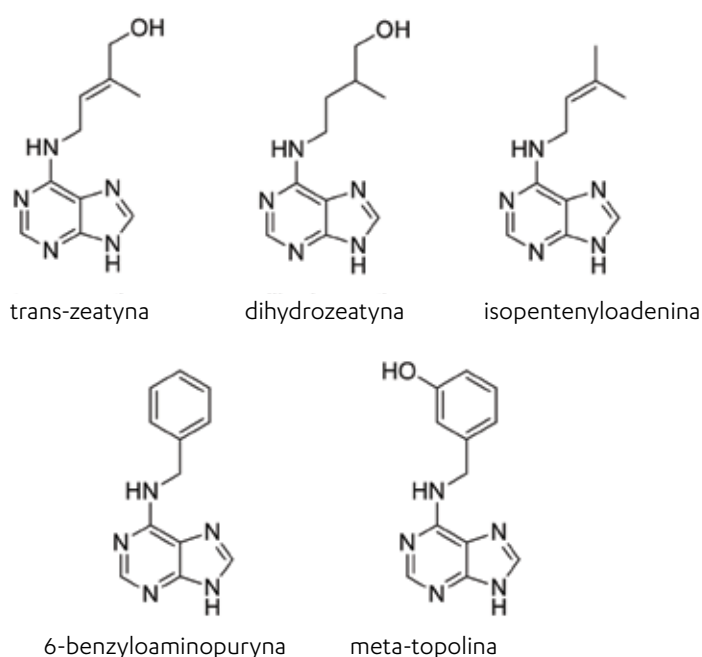
Działanie hormonu musi być zawsze poprzedzone związaniem się z określonym receptorem. Funkcja fitohormonów jest niespecyficzna, jeden hormon może wpływać na kilka procesów. Hormony mogą wykazywać działanie wzajemnie synergiczne (współdziałanie) lub antagonistyczne. Fitohormony są wykorzystywane jako regulatory wzrostu w produkcji roślinnej i biotechnologii roślin. W wysokich stężeniach działają jako herbicydy do zwalczania chwastów. Główne grupy fitohormonów: auksyny, cytokiny, gibereliny, kwas abscysynowy, etylen, brasinosteroidy, jasmonidy, strigolaktyny (rys. 7.1) (Davies 2010).



Rys. 7.1. Struktura chemiczna wybranych przedstawicieli hormonów roślinnych.

Cytokiny (CK) to ważna grupa hormonów roślinnych. Zostały odkryte w latach 50. XX wieku w trakcie badań mających na celu znalezienie takiej substancji, która stymulowałaby podział komórek roślinnych w kulturze tkankowej w obecności auksyny (Davies, 2010). Zasada ta jest z powodzeniem stosowana w technikach klonowania i mikrorozmnażania wielu gatunków, zarówno roślin zagrożonych, jak i ważnych pod względem gospodarczym. Substancje te pełnią jednak również szereg innych funkcji, na przykład wspomagają wzrost nadziemnych części rośliny, pąków bocznych, dominacji wierzchołkowej, a także rozwój chloroplastów i opóźnionego początku senescencji liści. Może to zwiększyć ich odporność na różne stresy. Dlatego cytokiny mają duże znaczenie ekonomiczne (Davies, 2010).

Cytokiny działają we współpracy z innymi hormonami roślinnymi. Wszystkie naturalnie występujące cytokiny zawierają w swojej strukturze izoprenoidowy bądź aromatyczny łańcuch boczny i są pochodnymi adeniny w pozycji 6 (rys. 7.2) (Davies, 2010). Te cząsteczki sygnalizacyjne występują w bardzo niskich stężeniach w tkankach roślinnych, co sprawia, że są one trudne do zbadania. Z drugiej strony wykazano, że substancje te lub ich syntetyczne pochodne mają zdolność wpływania na wzrost i rozwój ludzkich komórek nowotworowych lub fibroblastów, w związku z czym skrywają w sobie potencjał dla szerokiego zakresu zastosowań nie tylko w rolnictwie i biotechnologii roślin, ale także w medycynie lub kosmetologii (Doleżał i Strnad, 2017).



Rys. 7.2. Struktury wybranych cytokinin.

Biostymulatory to substancje biologicznie czynne pozyskiwane z materiałów naturalnych lub odpadowych. Mogą wspierać wzrost roślin i/lub wzmacniać odporność roślin na różne czynniki stresowe. Specyfika biostymulatorów polega na tym, że nie zawierają wysokiego odsetka substancji aktywnych, przez co nie mogą być uważane za typowe nawozy czy środki ochrony roślin. Charakterystyczne dla biostymulatorów jest to, że zawarte w nich składniki aktywne wpływają na metabolizm rośliny i wyzwalają procesy ogólnie

poprawiające jej wzrost i stan zdrowia. Dokładny mechanizm działania większości biostymulatorów nie jest jeszcze znany, co otwiera szereg możliwości w obszarze badań naukowych. Biostymulatory mogą zawierać fitohormony, ale termin ten jest najczęściej kojarzony z hydrolizatami białka, ekstraktami z wodorostów morskich, biohumusem i kwasami humusowymi (Du Jardin, 2015; Calvo et al., 2014).

8 MODELOWANIE WYCHWYTU ZANIECZYSZCZEŃ PRZEZ ROŚLINNOŚĆ

8.1 OBLICZANIE DEPOZYCJI SUCHEJ OZONU, TLENKÓW AZOTU I CZĄSTEK PM_{10}

W celu obliczenia depozycji suchej ozonu (O_3), tlenków azotu (NO_x) i cząstek PM_{10} zastosowano metodę, która określa strumień depozycji składników na podstawie zmierzonych stężeń takich składników w powietrzu i ich szybkości depozycji według następującego wzoru:

$$F = v_d(z) \cdot c(z), \quad (1)$$

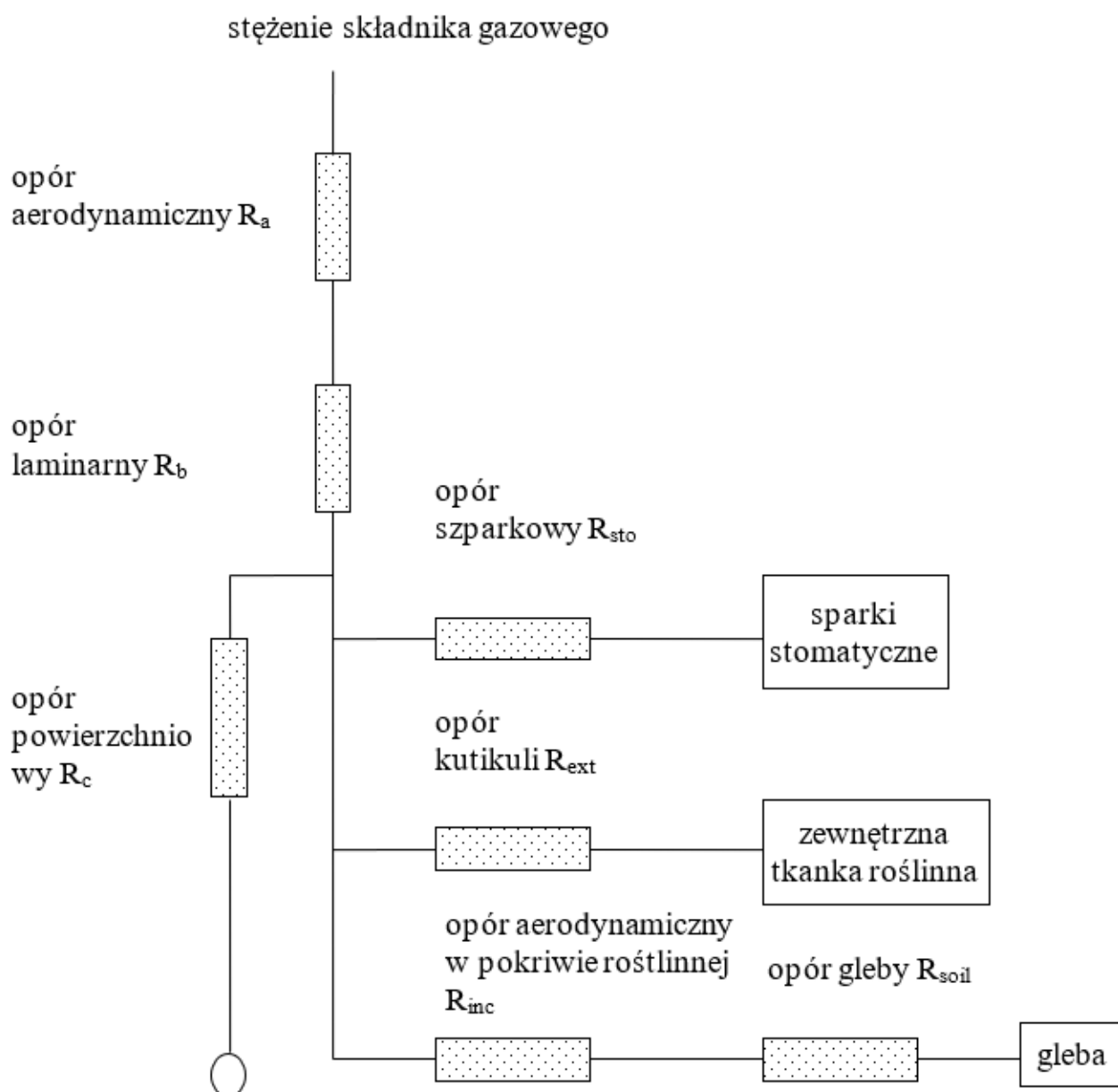
gdzie F to strumień depozycji składnika, v_d szybkość depozycji składnika i $c(z)$ stężenie składnika na wysokości z nad powierzchnią. Stężenie danych składników w powietrzu było mierzone za pomocą czujników.

W celu obliczenia szybkości depozycji składników gazowych (O_3 , NO_x) z danych meteorologicznych i charakterystyk pokryw roślinnych wykorzystano model rezystancyjny (Zapletal, 2001; Zapletal et al., 2011).

Szybkość depozycji v_d może być wyrażona jako odwrotność sumy trzech oporów:

$$v_d(z) = \frac{1}{R_a(z) + R_b + R_c} \quad (2)$$

i można ją obliczyć za pomocą schematu rezystancyjnego, który obejmuje opór aerodynamiczny (R_a), opór laminarny (R_b) i opór powierzchniowy (R_c). Opór aerodynamiczny określa opór stawiany na składnik depozycji przy przenoszeniu na pewnej wysokości nad powierzchnią, na której mierzone jest stężenie danego składnika. Opór powierzchniowy R_c obejmuje zwarcie roślinne i glebę. Opór powierzchniowy wzrasta lub maleje w zależności od wskaźnika pokrycia liściowego (LAI), który umożliwia rozszerzenie oporu powierzchniowego pojedynczego liścia na całą koronę drzewa. Schemat składowych oporów zawartych w modelu depozycji przedstawiono na rys. 8.1.



Rys. 8.1. Schemat składowych oporów ujętych w modelu depozycji (Zapletal, 2014).

Opór aerodynamiczny R_a został obliczony na podstawie zależności mikrometeorologicznych (Hicks et al., 1987, Hicks et al. 1989)::

$$R_a = \frac{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_c}{k u_*}, \quad (3)$$

gdzie:

$$u_* = \frac{k u_z}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m} \quad (4)$$

k to stała von Kármána (0,4), u_* prędkość tarcia, u_z prędkość pozioma wiatru na wysokości z powyżej płaszczyzny zerowej przemieszczenia, z_0 to chropowatość powierzchni, ψ_m korekcyjna funkcja stabilizująca pędu, natomiast ψ_c korekcyjna funkcja stabilizująca stężenia zanieczyszczenia. Dla stabilnych warunków pionowego uwarstwienia atmosfery ($0 < z/L < 1$), ψ_m i ψ_c zostały obliczone na podstawie następującego wzoru:

$$\psi_m = \psi_c = -\frac{5 \cdot z}{L} \quad (5)$$

gdzie L to długość Monina-Obuchowa. Do modelowania prędkości tarcia wybrano stosunek $z/L = 0,03$ charakteryzujący stabilne warunki pionowego uwarstwienia atmosfery zbliżone do warunków neutralnych (Erisman, 1992). Opór laminarny R_b został obliczony na podstawie wzoru empirycznego (Hicks et al., 1987):

$$R_b = \frac{5 \cdot \sqrt[3]{Sc^2}}{u_*}, \quad (6)$$

gdzie Sc to liczba Schmidta (stosunek lepkości kinematycznej powietrza i dyfuzji molekularnej gazu) (Hicks et al., 1987; Pul et al., 1995).

Opór powierzchniowy R_c jest funkcją oporu szparkowego (R_{sto}) stawianego składnikowi gazowemu podczas jego wnikania przez szparki stomatyczne, oporu mezofilowego (R_m), oporu kutykuli lub oporu zewnętrznej powierzchni rośliny (R_{ext}), tj. powierzchni liści, igieł, gałęzi lub pnia, oporu aerodynamicznego w pokrywie roślinnej (R_{inc}) stawianego składnikowi gazowemu podczas jego przenoszenia przez roślinność w kierunku gleby i dolnym częściom pokrywy roślinnej oraz oporem gleby (R_{soil}) stawianym przy wchłanianiu składnika gazowego przez powierzchnię gleby. Opór szparkowy, opór powierzchni zewnętrznej rośliny i opór gleby działają jednocześnie.

Opór powierzchniowy R_c dla O_3 został obliczony według poniższego wzoru (Emberson et al., 2000a):

$$R_c = \left(\frac{LAI}{R_{sto}} + \frac{SAI}{R_{ext}} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} \right)^{-1} \quad (7)$$

gdzie (R_{sto}) to opór szparkowy, który jest oporem stawianym O_3 przy jego wnikaniu przez aparaty szparkowe;

(R_{ext}) to opór kutykuli lub opór zewnętrznej powierzchni roślin, tj. powierzchni liści, gałęzi, pnia;

(R_{inc}) to opór aerodynamiczny w pokrywie roślinnej, który jest oporem stawianym O_3 podczas jego przenoszenia przez roślinność w kierunku gleby i dolnych części pokrywy roślinnej;

(R_{soil}) to opór gleby przy wchłanianiu O_3 przez powierzchnię gleby.

LAI to wskaźnik pokrycia liściowego, SAI to wskaźnik powierzchni, który w okresie wegetacyjnym jest równy LAI.

Wnikanie szparkowe O_3 (go_3 to wartość odwrotna R_{sto}) zostało obliczone według Emberson et al. (2000c):

$$go_3 = g_{max} * g_{phen} * \max [g_{min}, (g_{light} * g_{temp} * g_{VPD} * g_{SWP})] \quad (8)$$

gdzie go_3 to aktualna przewodność szparkowa w trakcie specyficznych miejscowo warunków klimatycznych, g_{max} średnia maksymalna przewodność szparkowa O_3 drzewa ($mmol O_3 m^{-2} s^{-1}$) wyrażona w ramach całkowitej powierzchni igieł lub liści, parametry g_{phen} , g_{light} , g_{temp} , g_{VPD} , i g_{SWP} są wyrażone w wartościach względnych pomiędzy 0 i 1 i reprezentują modyfikację g_{max} w trakcie zmian fenologicznych, zmian światła ($\mu mol m^{-2} s^{-1}$), zmian temperatury powietrza ($^{\circ}C$), zmian wartości nasycenia (kPa) i zmian niedosytu wilgotności gleby (Mpa), g_{min} to minimalna przewodność szparkowa w ciągu dnia.

Wartości nasycenia zostały obliczone na podstawie wzoru opublikowanego przez Bucka (1981). Deficyt wilgotności gleby został oszacowany na podstawie opadów i temperatury powierzchni według wzoru na bilans wodny opublikowanego przez Mintza i Walkera (1993). Parametry fizyczne gleby, które są niezbędne do przeliczenia deficytu objętościowego wilgotności gleby na potencjał wodny gleby, zostały wyprowadzone z funkcji opublikowanej przez Milthorpema i Moorby'ego (1974). Wszystkie szczegóły parametrów i funkcji, które można wykorzystać do oszacowania przewodności szparkowej go_{3s} na podstawie zmiennych środowiskowych zostały podane w pracy Emberson et al. (2000a, 2000b, 2000c) oraz Wieser i Emberson (2003). $R_{ext} = 20 s cm^{-1}$ i $R_{soil} = 3 s cm^{-1}$ zostały użyte według Brooka et al. (1999). R_{inc} był modelowany na podstawie van Pula a Jacobse (1994):

$$R_{inc} = b LAI h/u_* \quad (9)$$

gdzie LAI to wskaźnik pokrycia liściowego; h wysokość roślinności; b stała empiryczna $14 m^{-1}$ i u prędkość tarcia wiatru.

Przepływ szparkowy O_3 (F_{sto}) został obliczony według (Cieslik, 2004; Gerosa et al., 2009):

$$F_{sto} = \frac{R_c}{(R_a(z) + R_b + R_c) R_{sto}} c(z) \quad (10)$$

Przepływ szparkowy O_3 (F) został obliczony na podstawie zmierzonych stężeń O_3 w powietrzu pomnożonych przez odpowiednie szybkości depozycji według wzoru (4).

Opór powierzchniowy R_c dla NO_x został obliczony według poniższego wzoru:

$$R_c = \frac{1}{\left(\frac{1}{R_{sto} + R_m} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} + \frac{1}{R_{ext}} \right)} \quad (11)$$

Opór szparkowy (R_{sto}) został obliczony według Wesely'ego (1989):

$$R_{sto} = R_i \{1 + [200(G + 0.1)^{-1}]^2\} \{400[T_s(40 - T_s)]^{-1}\} \quad (12)$$

gdzie R_i to opór wejściowy ($s\ m^{-1}$), G promieniowanie globalne ($W\ m^{-2}$) i T_s temperatura powierzchniowa ($^{\circ}C$). Zostały zastosowane wartości R_i według Wesely'ego (1989). Opór w pokrywie roślinnej (R_{inc}) był modelowany według wzoru (12). Opór gleby R_{soil} został obliczony według Meyersa i Baldocch'ego (1987). Opór zewnętrznej powierzchni roślin R_{ext} został określony według Erismana i Draaijersa (1995). Średnie wartości chropowatości powierzchni z 0 zostały podane na podstawie pracy Zapletal (1997).

Szybkość depozycji cząstek PM_{10} została obliczona według Fang i Wu (1999):

$$V_d = V_{st} + 1.12 \times u_* \times \exp(-30.36 / Dp) \quad (13)$$

Prędkość tarcia u_* ($cm\ s^{-1}$) obliczono według wzoru (7). Prędkość osadzania cząstek (V_{st}) PM_{10} jest równa 0,5 ($cm\ s^{-1}$) według Fang i Wu (1999). Dp to wielkość cząstek (μm).

8.2 WYCHWYTYWANIE PRZEZ ROŚLINNOŚĆ

Kwantyfikacja wychwytywania (Q) zanieczyszczeń w danym miejscu w określonym okresie została przeprowadzona według Janhäll (2015):

$$Q = F \times LAI \times T \quad (14)$$

gdzie Q to ilość substancji zanieczyszczającej wychwyconej przez roślinność w określonym obszarze i okresie (g), F strumień depozycji substancji ($g\ m^{-2}\ s^{-1}$), LAI wskaźnik pokrycia liściowego, tj. całkowita powierzchnia roślinności na jednostkę powierzchni ($m^2\ m^{-2}$) i T okres czasu (s).

W przypadku PM_{10} z wychwyty odliczony został składnik ponownego zawieszenia:

$$Q = Q - y \quad (15)$$

$$y = 0.0179^{0.2563 \cdot u_z}, \quad (16)$$

gdzie y to ilość zawieszonych ponownie cząstek PM_{10} ($g\ m^{-2}$) i u_z prędkość pozioma wiatru ($m\ s^{-1}$) (Li et al., 2015).

8.3 OKREŚLENIE WŁAŚCIWOŚCI STRUKTURY ROŚLINNOŚCI IN-SITU

Jak już wspomniano w poprzednich rozdziałach, jedną z głównych zmiennych wpływających zarówno na szybkość depozycji, samo wychwytywanie przez roślinność, jak i na stężenie zanieczyszczeń w powietrzu, jest struktura przestrzenna pokrywy roślinnej. Jej określenie jest ważne nie tylko dla kwantyfikacji wychwytywania zanieczyszczeń, ale także modelowania różnych scenariuszy rozwoju, np. po posadzeniu projektowanej zieleni (Currie i Bass, 2008).

Najczęściej stosowanym wskaźnikiem struktury korony jest wskaźnik pokrycia liściowego, tzw. leaf area index (LAI). Wskaźnik ten definiuje się jako stosunek jednostronnej powierzchni wszystkich liści na jednostkę

powierzchni podłoża (Watson, 1947). W przypadku drzew iglastych wskaźnik definiuje się jako połowa całkowitej powierzchni igieł rzutowana na płaszczyznę na jednostkę terenu (Chen i Black, 1992). LAI służy do odpowiedniego określania wielu procesów biologicznych i fizjologicznych w ramach piętra koron drzew, obejmujących intercepcję, transpirację i czystą fotosyntezę (Pierce i Running, 1988), kwantyfikację obiegu wody i węgla (Gower i Norman, 1991) lub produktywność pierwotną netto ekosystemu (Gholz i Cropper, 1991). Parametr LAI był już wykorzystywany w wielu studiach przypadku dotyczących wychwytywania zawieszonych cząstek PM10 lub innych zanieczyszczeń roślinnych (Currie i Bass, 2008; Escobedo i Nowak, 2009; Tallis et al., 2011).

Metody określania LAI opierają się tradycyjnie na pomiarach naziemnych. Wykorzystują pomiary bezpośrednie, półbezpośrednie lub pośrednie. Pomiary bezpośrednie polegają na obliczaniu całkowitej objętości ściółki liściowej z pułapek zbierających (Vyas et al., 2010) lub objętości sztucznie wywołanej defoliacji zielonej biomasy z żywych drzew (Hutchison et al., 1986). Metody te są dokładniejsze od innych metod, jednak ze względu na czasochłonność, destrukcyjny charakter i niemożność automatyzacji są coraz rzadziej stosowane (Jonckheere et al., 2004).

Metody na pograniczu metod bezpośrednich i pośrednich wykorzystują inne ogólne parametry inwentaryzacji lasu, z których są wyprowadzane właściwości korony na podstawie równań allometrycznych. Najczęściej stosuje się pomiar pierśnicy pnia (tzw. DBH, według diameter at breast height), ewentualnie wysokości drzewostanu oraz podstawy piętra koron drzew lub pomiar średnich powierzchni bazowych (Jonckheere et al., 2004). Przeliczenia allometryczne są szeroko stosowane do uogólniania i oceny LAI od poziomu poszczególnych gałęzi do całych drzewostanów.

Trzeci sposób to metody pośrednie, które w porównaniu z metodami bezpośrednimi nie mają charakteru niszczącego, natomiast są mniej dokładne. Opierają się bowiem na zwykłej aproksymacji określonych empirycznie zależności między właściwościami optycznymi korony a jej całkowitą powierzchnią lub objętością (Jennings et al., 1999). W przypadku takich pomiarów występują ograniczenia w bardzo gęstych i wielopiętrowych koronach tropikalnych lasów deszczowych (Moser et al., 2007). Aby określić LAI na podstawie optycznych metod pośrednich, stosuje się pomiar ilości światła przechodzącego przez koronę za pomocą piranometrów (Hassika et al., 1997) lub analizę zdjęć hemisferycznych (Fournier i Hall, 2017). Obliczenia LAI są następnie wykonywane na podstawie modeli wykorzystujących prawo Lamberta-Beera, czyli matematyczną zależność między pochłanianiem promieniowania elektromagnetycznego a właściwościami korony drzew. Z kolei analiza fotografii hemisferycznych to technika fotograficzna wykorzystująca obiektyw szerokokątny, dzięki któremu można uzyskać w pełni kolisty widok korony drzew z powierzchni ziemi (Fournier i Hall, 2017). Analiza fotografii hemisferycznych opiera się na rozgraniczeniu klasyfikacji czarno-białego obrazu na dwie klasy. Zgodnie z określonym progiem, poszczególne piksele są klasyfikowane do klas, z których jedna reprezentuje wolną powierzchnię (niebo), a druga wszelkie przeszkody fizyczne (liście, gałęzie i pnie drzew, otaczający teren) uniemożliwiające przenikanie światła słonecznego (Fournier i Hall, 2017). Ich stosunek określa całkowite pokrycie lub otwarcie zwarcia drzew, z którego, podobnie jak w przypadku pomiarów promieniowania, wyprowadza się wartości LAI (Fournier i Hall, 2017).

III. ZASTOSOWANIE METODYKI

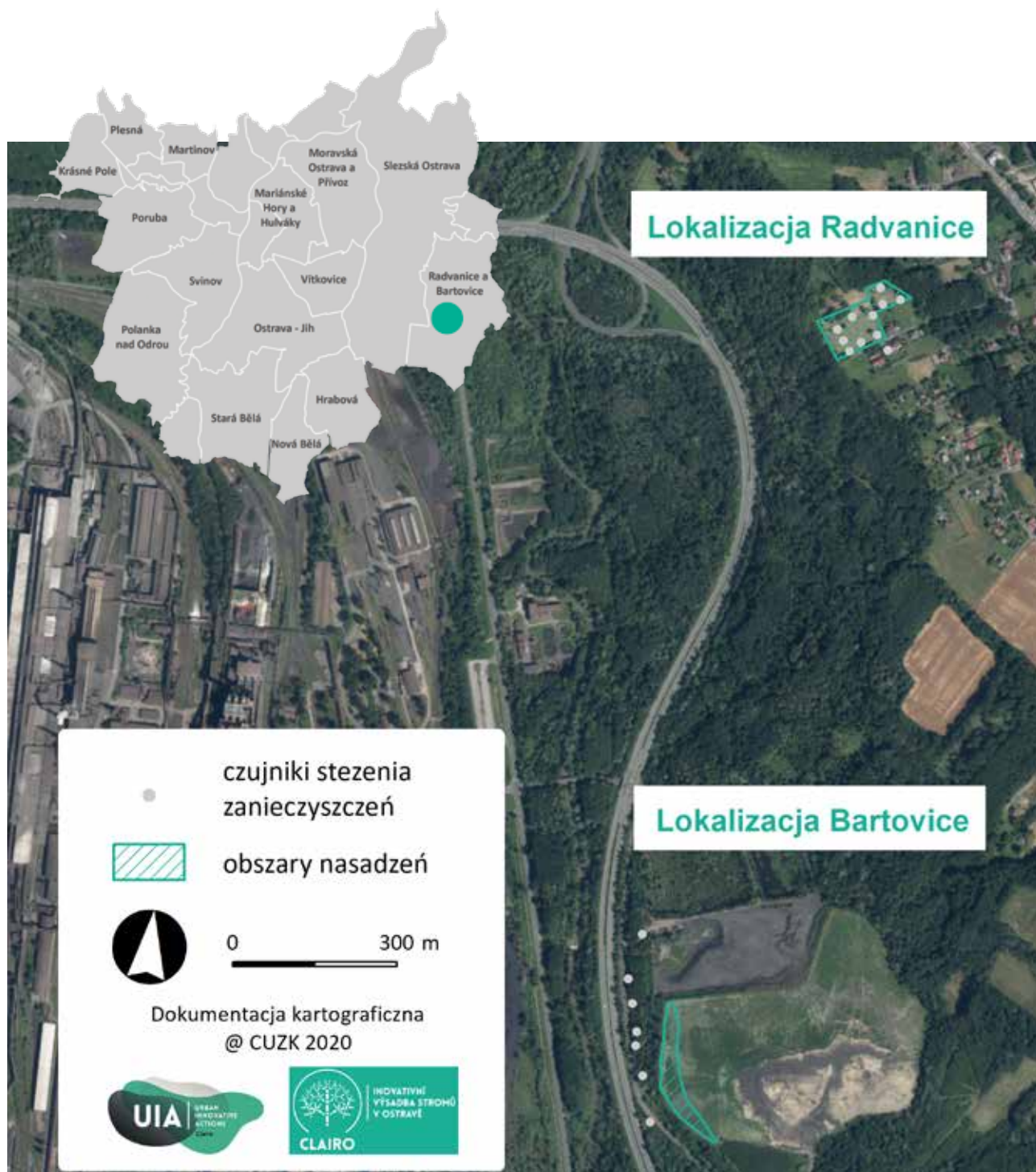
9 WPROWADZENIE

Celem metodyki była ocena i porównanie zanieczyszczenia powietrza przez ozon, tlenki azotu i cząstki PM_{10} na terenie dwóch wybranych lokalizacji w Ostrawie Radwanicach i Bartowicach, w stanie początkowym bez wystarczająco funkcjonalnej zielonej infrastruktury ze stanem po nasadzeniu projektowanej zieleni i osiągnięciu faz zrównoważonego wzrostu w kilku wariantach składu i struktury gatunkowej.

Badania eksperymentalne warunków środowiskowych w obu lokalizacjach pozwoliły zweryfikować funkcje zieleni na obszarze nasadzeń przed realizacją na całym terenie. Zakres doświadczenia dostosowano do panujących warunków wzrostu, w tym obciążeń środowiska na terenie planowanych nasadzeń. W celu należytej weryfikacji konieczne jest uzyskanie zwartego drzewostanu. W ramach doświadczenia porównuje się stan wyjściowy bez dostatecznie funkcjonalnej zielonej infrastruktury ze zmianą po osiągnięciu faz zrównoważonego wzrostu w kilku wariantach składu i struktury gatunkowej.

10 OPIS PRZEDMIOTOWYCH LOKALIZACJI

Obszar będący studium przypadku znajduje się w dwóch lokalizacjach na wybranych obszarach katastralnych obwodu miejskiego Radwanice i Bartowice (rys. 10.1). Wybrane lokalizacje charakteryzują się znacznym wpływem emisji z pobliskiego obszaru przemysłowego w Ostrawie-Kunčicach.



Rys. 10.1. Mapa przeglądowa przedmiotowych lokalizacji studium przypadku i szerszej okolicy. W części zachodniej można zobaczyć budynek przemysłowy w Ostrawie-Kunčicach.

Obszar lokalizacji Radwanice (rys. 10.2) wynosi 1,04 ha i obejmuje kombinację trwałych użytków zielonych oraz rozproszonych, samotnych drzew i krzewów lub ich mniejszych skupisk. Na obrzeżach terenu rozciąga się drzewostan leśny. Teren jest wilgotny, co znajduje odzwierciedlenie w występowaniu gatunków drzew lubiących wilgoć, zwłaszcza w okolicznych drzewostanach. Rosną tu na przykład wierzby, olchy. Lokalizacja jest otwarta, na obrzeżach rosną dojrzałe drzewa, w pobliżu znajdują się 3 domy jednorodzinne. Przepływ wiatru przez łąkę nie jest utrudniony, przeważa kierunek północno-zachodni. Teren łąki jest lekko pofałdowany, jest częścią wzgórza ciągnącego się od ulicy Šenovskiej do Těšínskiej. Całkowite przewyższenie wynosi maksymalnie 40 metrów na 1000 metrów odległości.



Rys. 10.2. Istniejąca roślinność na terenie lokalizacji Radwanice przed nasadzeniem projektowanej zieleni (stan na 2019 rok).

Lokalizacja w Bartowicach (rys. 10.3) jest reprezentowana przez zachodnie i południowo-zachodnie obrzeża składowiska odpadów przemysłowych. Obecnie na tym terenie nie ma żadnych elementów technicznych ani roślinnych. Jest to więc całkowicie pusty obszar. W bezpośrednim sąsiedztwie, na wschód od wybranego terenu, są już realizowane nowe nasadzenia elementów roślinności drzewiastej, natomiast w kierunku zachodnim znajduje się polna droga. Całkowita powierzchnia w Bartowicach sięga 0,73 ha.

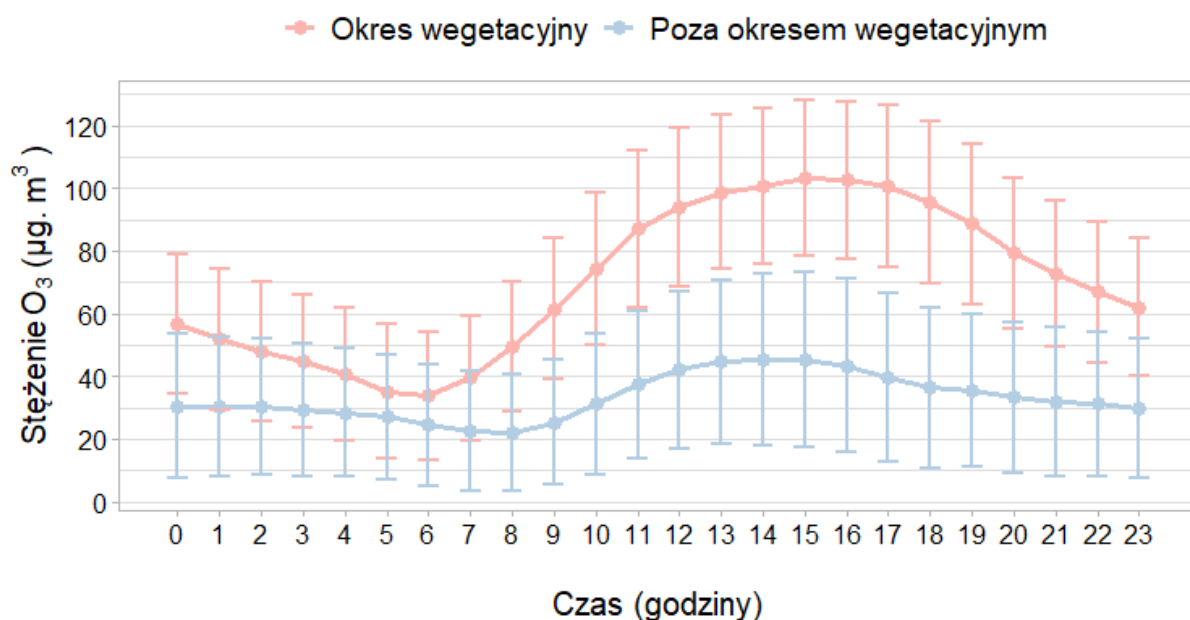


Rys. 10.3. Istniejąca roślinność na terenie lokalizacji Bartowice przed nasadzeniem projektowanej zieleni (stan na 2019 rok).

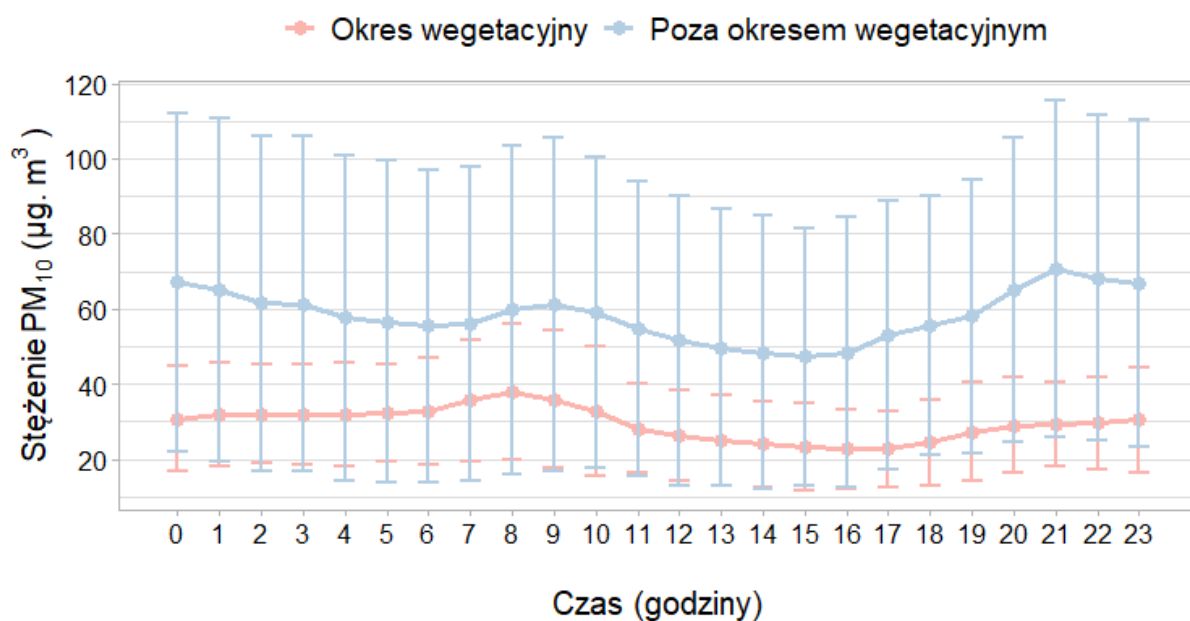
Parametry meteorologiczne (tab. 10.1) oraz dane na temat stężeń zanieczyszczeń uzyskano z pomiarów godzinowych na stacji Ostrawa – Radwanice, Nad Obcí (ISKO 1650) prowadzonej przez Państwowy Instytut Zdrowia. Położenie stacji w bliskim sąsiedztwie obu przedmiotowych lokalizacji (120 m od lokalizacji Radwanice i 1150 m od lokalizacji Bartowice) umożliwiło odpowiednią ocenę stanu zanieczyszczenia przed rozpoczęciem projektu. Rys. 10.4 przedstawia średni przebieg dobowy stężeń O_3 w okresie wegetacyjnym (kwiecień – wrzesień) i poza okresem wegetacyjnym (styczeń – marzec, październik – grudzień) w 2018 r. Rys. 10.5 przedstawia średni przebieg dobowy stężeń PM_{10} w okresie wegetacyjnym (kwiecień – wrzesień) i poza okresem wegetacyjnym (styczeń – marzec, październik – grudzień) w 2018 r. Na rys. 10.6. przedstawiono średnie dobowe stężenia O_3 w 2018 roku.

Tab. 10.1. Średnia wartość temperatury powietrza, wilgotności względnej, promieniowania globalnego, prędkości wiatru i stężenia O_3 i PM_{10} w okresie wegetacyjnym (kwiecień – wrzesień) i poza okresem wegetacyjnym (styczeń – marzec, październik – grudzień) w 2018 roku na stacji Instytutu Zdrowia Ostrawa - Radwanice, Nad Obcí (ISKO 1650).

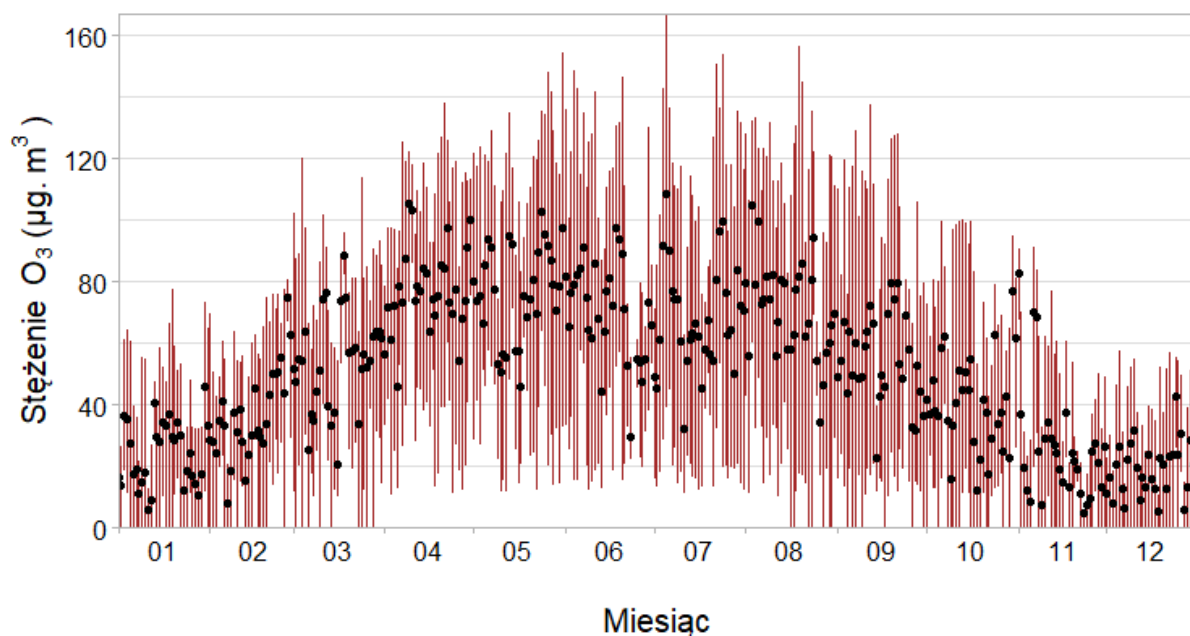
Okres	Temp. powietrza (°C)	Wilgotność względna powietrza (%)	Promieniowanie globalne ($W\ m^{-2}$)	Prędkość wiatru ($m\ s^{-1}$)	Stężenie O_3 ($\mu g\ m^{-3}$)	Stężenie PM_{10} ($\mu g\ m^{-3}$)
Poza okresem wegetacyjnym	4.1	79.0	124.9	1.4	33.2	58.4
Okres wegetacyjny	18.0	65.7	313.9	0.9	70.1	29.6



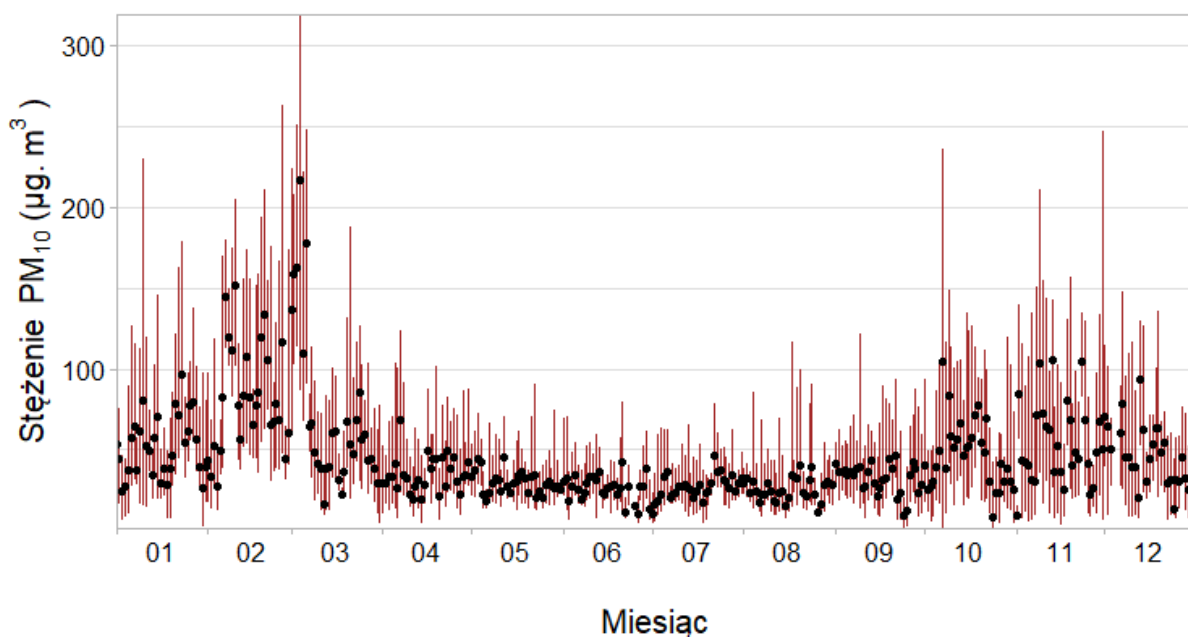
Rys. 10.4. Średni przebieg dobowy stężeń O_3 w trakcie okresu wegetacyjnego (kwiecień – wrzesień) i poza okresem wegetacyjnym (styczeń – marzec, październik – grudzień) w 2018 roku na stacji Instytutu Zdrowia Ostrawa - Radwanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylenia wskazują jedno miarodajne odchylenie od wartości średniej.



Rys. 10.5. Średni przebieg dobowy stężeń PM_{10} w trakcie okresu wegetacyjnego (kwiecień – wrzesień) i poza okresem wegetacyjnym (styczeń – marzec, październik – grudzień) w 2018 roku na stacji Instytut Zdrowia Ostrawa - Radwanice, Nad Obci (ISKO 1650). Odchylenia wskazują jedno miarodajne odchylenie od wartości średniej.

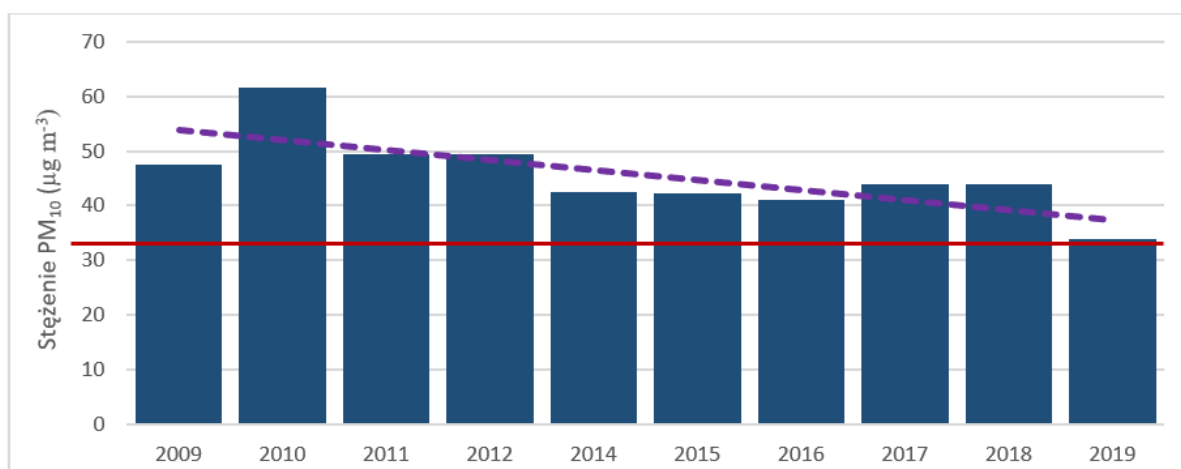


Rys. 10.6. Średnie dobowe stężenie O_3 (czarna kropka) w 2018 roku na stacji Instytut Zdrowia Ostrawa - Radwanice, Nad Obci (ISKO 1650). Odchylenia wskazują minimalne i maksymalne wartości dobowe.



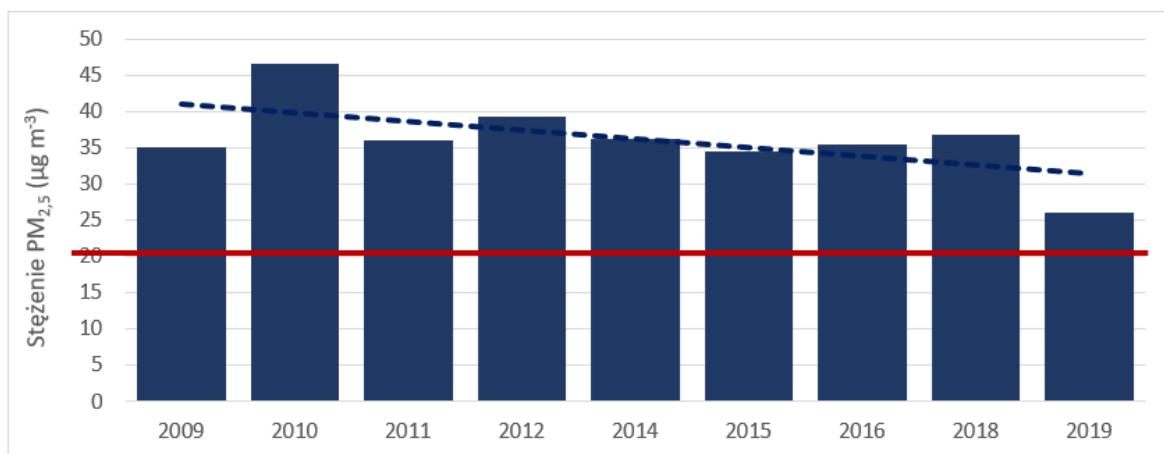
Rys. 10.7. Średnie dobowe stężenie PM_{10} (czarna kropka) w 2018 roku na stacji Instytut Zdrowia Ostrawa - Radwanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylenia wskazują minimalne i maksymalne wartości dobowe.

Długookresowy trend stężeń PM_{10} i $PM_{2,5}$ na tej stacji został przedstawiony na rys. 10.8, ewentualnie rys. 10.9 (ČHMÚ, 2019).



Rys. 10.8. Trend rozwoju stężeń PM_{10} na stacji ISKO 1650 – Radwanice, Nad obcí, 10 lat (ČHMÚ, 2019).

Średnie roczne stężenie cząstek PM_{10} $40 \mu g \cdot m^{-3}$ zostało w ciągu ostatnich 10 lat przekroczone na tej stacji corocznie z wyjątkiem roku 2019. Przyczyny znacznego obniżenia stężeń PM_{10} i $PM_{2,5}$ w 2019 roku będą przedmiotem badań, ale prawdopodobnie znaczącym czynnikiem były bardzo dobre warunki dyspersji w 2019 r.



Rys. 10.9. Trend rozwoju stężeń PM_{2,5} na stacji ISKO 1650 – Radwanice, Nad obcí, 10 lat (ČHMÚ, 2019).

Średnie roczne stężenie cząstek PM_{2,5} 25 µg m⁻³ zostało w ciągu ostatnich 10 lat przekroczone na tej stacji co roku w okresie od 2009 do 2019.

W monitorowanej lokalizacji Radwanice średnie roczne stężenie NO₂ na stacji ISKO 1650 Nad obcí wynosiło 21,6 µg m⁻³, podczas gdy dla porównania najwyższe średnie roczne stężenie NO₂ wynosiło 31,6 µg m⁻³ w Ostrawie na stacji ISKO 1572 Českobratrská (ČHMÚ, 2019).

11 POMIAR OBCIĄŻENIA IMISYJNEGO I SYSTEM INFORMACYJNY

11.1 ZASTOSOWANA TECHNOLOGIA CZUJNIKOWA

Dla potrzeb monitorowania obciążenia imisyjnego w przedmiotowych lokalizacjach umieszczono łącznie 19 jednostek czujników i jeden system referencyjny. Czujniki zainstalowano jeszcze przed zasadzeniem zieleni, by w ten sposób ocenić skuteczność wychwytywania zanieczyszczeń przez nowo utworzoną zieloną infrastrukturę. Zakłada się prowadzenie ciągłych pomiarów co najmniej przez okres kolejnych 8 lat, aby można było ocenić rozwój w czasie wraz z rozwojem masy zielonej i udziałem drzewostanu.

W każdym miejscu pomiaru zainstalowano skrzynkę czujnikową – urządzenie składające się z części pomiarowej o wymiarach 300 x 400 x 220 mm oraz panelu słonecznego o wymiarach 620 x 670 mm (rys. 11.1). Skrzynka jest niezależna od zasilania, zawiera baterię, podłączenie do panelu słonecznego oraz podłączenie do sieci 220V. Urządzenie przeznaczone jest do montażu na wysokości 3 - 8 m. Konieczne jest doprowadzenie zasilania co najmniej przez panel słoneczny (musi być zapewniony dostęp do słońca).



Rys. 11.1. Zdjęcie przedstawiające typową instalację w lokalizacji Radwanice.



CZUJNIKI NO_2 O_3 VOC/PID PM_{10} BATERIA KOMPUTER

Rys. 11.2. Skrzynka czujnikowa. Czujniki zapewniają bardzo szybkie pomiary w ciągu kilku minut. Pomiary są przesyłane przez sieć radiową LORA do bazy danych Wyższej Szkoły Górniczej.

Poszczególne czujniki są umieszczone w skrzynce i zawieszone na rurze na wysokości około 4 metrów. Odległość między poszczególnymi czujnikami w lokalizacji Radwanice wynosi około 10 m.

Czujniki w drugiej lokalizacji Bartowice znajdują się na skarpie w pobliżu składowiska popiołu w pierwotnej zieleni. Nowa zieleń zostanie posadzona w bliskiej odległości od obrzeży składowiska. Tutaj również czujniki znajdują się na wysokości około 4 metrów.

11.2 CZUJNIK PLANTOWER DO POMIARU CZĄSTEK ZAWIESZONYCH PM_x

Czujnik Plantower to optyczny monitor cząstek, który mierzy PM_1 , $PM_{2,5}$ i PM_{10} . Konwersja cząstek na poszczególne klasy odbywa się przy użyciu wewnętrznej funkcji dystrybucyjnej (Plantower, 2016).

Tab. 11.1. Specyfikacja techniczna czujnika PM_x Plantower (Plantower, 2016).

MIERZONA SUBSTANCJA	PM_x
WIELKOŚĆ CZĄSTEK	od 0,3 - 20 μm
LICZBA KLAS WIELKOŚCI	7
GRANICE WYKRYWALNOŚCI	<1 $\mu g/m^3$
ZAKRES POMIAROWY	0 - 500 $\mu g/m^3$
CZUŁOŚĆ	<1 $\mu g/m^3$

W celu ustawienia pyłomierza Plantower stosuje się jako metodę równoważną pyłomierz optyczny FIDAS 200. Długość pomiaru porównawczego pyłomierza wynosi minimalnie 24 godziny w formacie odczytów 5-minutowych. Po ocenie statystycznej wyniki zostały wykorzystane do ustawienia współczynnika przeliczeniowego, ew. walidacyjnego.



Rys. 11.3. Czujnik Plantower.

Tab. 11.2. Współczynniki walidacyjne dla czujnika Plantower, dane pomiaru CLAIRO.

PM₁₀ (µg/m³)	Plantower	Plantower	Metoda referencyjna	Faktor walidacyjny
	przed walidacją	po walidacji	FIDAS 200	
średnia 24 godz.	23,71	23,61	23,87	1,007
średnia 240 godz.	23,61	23,94	23,93	1,014

11.3 CZUJNIK CAIRSENS® DO POMIARU NO₂/O₃

Czujnik Cairsens® O₃ / NO₂ wykorzystuje system elektrochemiczny składający się z trzech elektrod: pracującej, przeciwnej i porównawczej. Obserwowane substancje dyfundują przez przepuszczalną membranę w kierunku czułej elektrody. Wygenerowany sygnał elektryczny jest proporcjonalny do stężenia gazu (EN-VEA, 2020).

Tab. 11.3. Specyfikacja techniczna O₃/NO₂ czujnika CAIRSENS.

Źródło: <https://www.envea.global/s/ambient-en/micro-sensors-a/cairsens-o3-no2/>.

MIERZONA SUBSTANCJA	O₃/NO₂
GRANICE WYKRYWALNOŚCI	20 ppb
ZAKRES POMIAROWY	0 - 250 ppb
CZUŁOŚĆ	1 ppb
NIEPEWNOŚĆ	< 30 %.
INTERFERENCJA	Cl ₂ , związki siarki

Do ustawienia czujnika NO₂ zastosowano analizator chemiluminescencyjny NO/NO₂/NO_x typu AC32e (EN-VEA, 2020). Czas trwania pomiaru porównawczego wynosił nieprzerwanie 1 tydzień, odczyty w średnich 5 min. Porównanie zostało przeprowadzone dla średnich 1-godzinowych.



Rys. 11.4. Czujnik Cairnsens® O₃ / NO₂.

Czujnik Cairnsens® O₃/NO₂ dostarcza sygnał wyjściowy w ppb, podłączenie do minikomputera Rapsber jest identyczne jak w przypadku pyłomierza.

Tab. 11.4. Współczynniki walidacyjne Cairnsens® O₃/NO₂, dane pomiaru CLAIRO.

Interwał	Czujnik	Metoda eferencyjna	Czujnik	Metoda eferencyjna	Współczynnik walidacyjny	Współczynnik walidacyjny
	NO ₂ (µg/m ₃)	NO ₂ (µg/m ₃)	O ₃ (µg/m ₃)	O ₃ (µg/m ₃)	NO ₂	O ₃
średnie 24 godz.	19,12	23,90	25,72	27,15	1,250	1,056
średnie 240 godz.	15,04	18,80	19,76	20,95	1,250	1,060

11.4 ZARZĄDZANIE DANYMI I PORTAL INTERNETOWY

W trakcie pracy z uzyskanymi danymi wykorzystywane jest środowisko oprogramowania Floreon, które od ponad 3 lat rozwija Wyższa Szkoła Górnicza. Oprogramowanie umożliwia:

1. rejestrację czujnika w systemie
2. zbieranie danych pierwotnych do bazy danych
3. pracę z danymi – walidację czujników, kalibrację
4. wyświetlanie danych dla poszczególnych substancji - wykresy, tabele
5. automatyczną i ręczną ocenę danych
6. eksport do formatów .csv i .txt

Rejestracja jest prowadzona przez operatora po kontakcie z pracownikami terenowymi. Po zmierzeniu współrzędnych GPS i wypełnieniu karty punktu pomiarowego (zdjęcie + opis punktu pomiarowego), informacja jest przesyłana do operatora IIS w celu rejestracji. Jeśli moduł czujnika zawiera automatyczne wykrywanie pozycji GPS, czujnik loguje się sam.

Stężenie mierzonych substancji jest przekazywane w celu dalszego przetwarzania online do bazy danych „Inteligentny system identyfikacji źródeł zanieczyszczeń powietrza – IIS CZ.05.2.32/0.0/0.0/17_079/0006890”, która została założona w Wyższej Szkole Górniczej w ramach projektu IIS. System ten może odbierać dowolne przesyłane dane, przechowywać je w ustrukturyzowanej bazie danych i pracować z nimi według określonych algorytmów.

Dane są zawsze przechowywane w pierwotnie przesyłanym formacie. W przypadku kontroli kalibracji system IIS umożliwia walidację zmierzonych wartości za pomocą współczynnika korekcy. Jest to zapisane w systemie. Walidacji zwykle nie przeprowadza się w przypadku metod referencyjnych, które wykorzystują kalibrowane przyrządy. Wyjątkiem może być PM_x wyznaczony metodą równoważną, którego współczynnik korekcyjny może się nieznacznie różnić w zależności od okresu i miejsca. Wyższa Szkoła Górnicza regularnie sprawdza pyłomierze w swoich analizatorach za pomocą metod grawimetrycznych.

System IIS został opracowany w celu uproszczenia identyfikacji źródeł zanieczyszczenia powietrza w skali lokalnej. Dostęp do systemu jest możliwy poprzez portal airsens.eu.

Dostęp do systemu sterowania odbywa się za pośrednictwem strony internetowej www.airsens.eu (rys. 11.5). Strona zawiera również informacje na temat zastosowanej technologii i projektów synergicznych. Dane uzyskane przez czujniki mogą być prywatne lub publiczne. Interfejs strony ma zatem „dostęp publiczny” i „dostęp prywatny” (rys. 11.6). W przypadku korzystania z „dostępu publicznego” użytkownik jest automatycznie przekierowywany do portalu Floreon, gdzie można przeglądać wszystkie „bezpłatne” dane w postaci wykresu lub stężenia w czasie dla każdej mierzonej substancji.



Realizace projektu IIS

Projekt IIS je modulární systém, který se bude dále rozvíjet a rozšiřovat. Budeme přidávat lokality, senzory, látky a budeme systém stále učit vlastní inteligenci. Aktuální stav najdete zde.

 Senzorové sítě na VŠB Zde najdete informaci, kdy a kde aktuálně měříme a co dalšího připravujeme	 Přístup pro veřejnost Zde je možné prohlížet on line mapy znečištění, vytvořené systémem IIS	 Přístup pro řešitele Sekce pro přístup přímo zapojených institucí	 Spolupráce na projektu Projekt je podpůrným nástrojem veřejné správy.
---	---	--	--

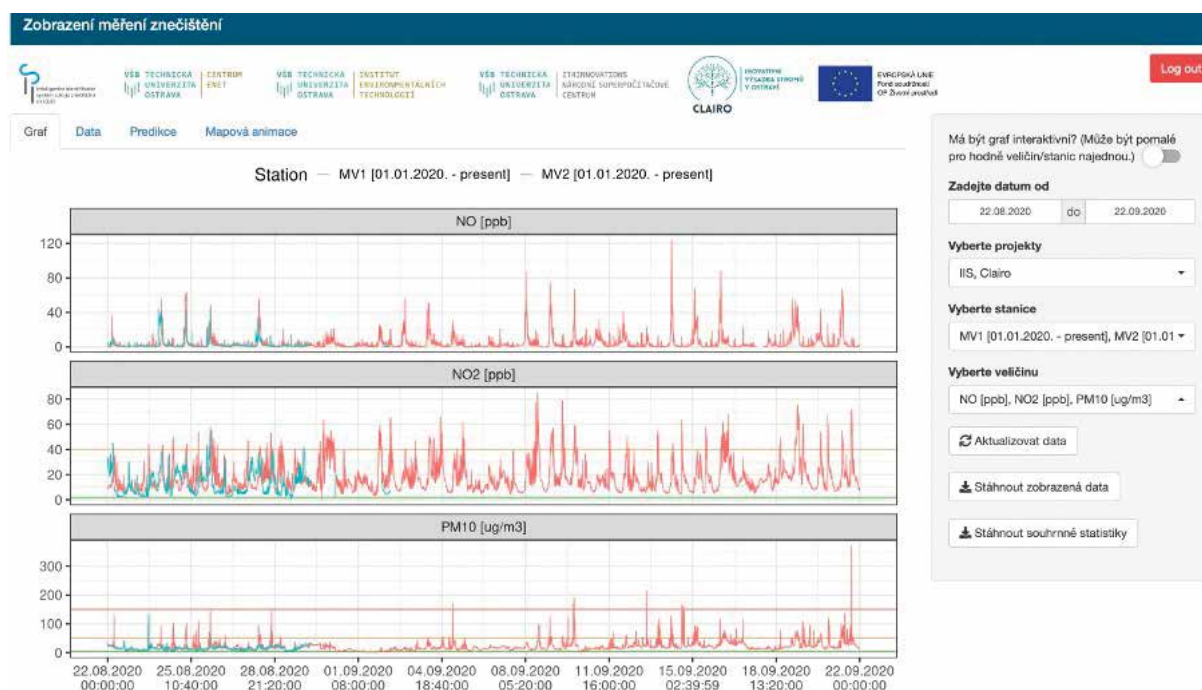
Rys. 11.5. Dostup do systému IIS za pośrednictwem portalu airsens.eu.

The screenshot shows a web interface with three main sections. The first section, 'Přístup pro veřejnost', includes a globe icon and text stating that online maps of air pollution can be viewed here, created by the IIS system. The second section, 'Přístup pro řešitele', features a green arrow icon and text indicating a section for direct access for connected institutions. The third section, 'Please log in', contains a 'User Name' field, a 'Password' field, and a blue 'Log in' button.

Rys. 11.6. Dostup do powszechnie dostępnych danych dla użytkownika publicznego i zarejestrowanego.

Powodem podziału na dane publiczne i prywatne jest istnienie pomiarów wykonywanych w sektorze prywatnym, których nie można swobodnie publikować. Mogą to być dane od osób prywatnych, prywatnych firm lub rozwiązań niezwiązanych z projektem.

System umożliwia wybór substancji, lokalizacji i okresów oraz przeprowadza podstawowe oceny statystyczne. Przeprowadza kontrolę zmierzonych stężeń, oblicza średnie i znajduje maksima. Zmierzone stężenia są wyświetlane na wykresie. Dane te są wykorzystywane do wstępnej kontroli spójności danych lub do porównania z innymi pomiarami.



Rys. 11.7. Pomiar zanieczyszczeń.

W prawej części menu możemy wybrać monitorowany okres (dzień, tydzień), stację czujnikową według nazwy (STC, STP, ST), mierzoną substancję oraz wprowadzić aktualizację. W wyborze znajduje się również zakładka „Wybierz projekty”, w której dokonujemy wyboru spośród projektów synergicznych, takich jak np. pomiary imisyjne IIS lub CLAIRO. Jeśli nie znamy projektu, do którego należy poszukiwany czujnik, wybieramy „wszystkie projekty”. Po aktualizacji zostanie wyświetlony wykres wybranych pozycji, zob. rys. 11.8.

Stanice	Veličina	Vzorkování [min]	Všechna pozorování	Validní pozorování	Minimum	Ar. průměr	Geom. průměr	Maximum
1 MV1 [01.01.2020. - present]	NO [ppb]	5	8929	8758	0	4.5	0	124.2
2 MV1 [01.01.2020. - present]	NO2 [ppb]	5	8929	8926	0	17.7	0	85.2
3 MV1 [01.01.2020. - present]	PM10 [ug/m3]	5	8929	8926	1	21.3	16.8	372.3
4 MV2 [01.01.2020. - present]	NO [ppb]	5	8929	2531	0.2	2.8	1.7	45.2
5 MV2 [01.01.2020. - present]	NO2 [ppb]	5	8929	2530	0.4	12.7	9.7	57.8
6 MV2 [01.01.2020. - present]	PM10 [ug/m3]	5	8929	2409	3.3	15.5	14.1	132.9

Showing 1 to 6 of 6 entries

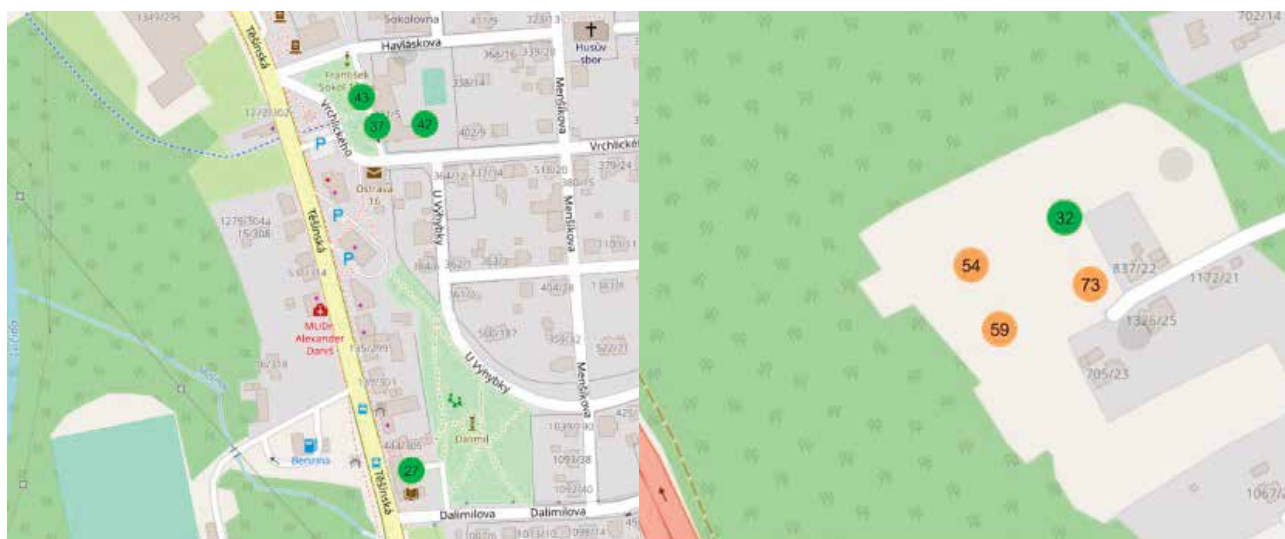
Previous 1 Next

Rys. 11.8. Podstawowe dane statystyczne pomiarów.

Wszystkie charakterystyki statystyczne dla wybranego okresu są wyświetlane w ten sam sposób. Można znaleźć miejsca z najwyższym średnim stężeniem, najwyższym maksimum, najczęstszym przekraczaniem limitu itp. Na podstawie tego procesu można więc dokonać oceny, kiedy i gdzie dochodzi do naruszenia ustalonych zasad (limit, granica kontrolna, granica monitorowania, tempo wzrostu stężeń, korelacja z innymi atrybutami itp.).

Nie ma konieczności używania tych narzędzi do danych CLAIRO w miastach, ponieważ celem nie jest identyfikacja.

Dzięki krótkotrwałym stężeniom można oznaczyć czas i miejsce występowania „nietypowych, ew. niepożądanych” stężeń imisyjnych. System IIS wskazuje według określonych zasad, gdzie i kiedy został przekroczony (podwyższony) ustawiony poziom stężenia.



Rys. 11.9. Wycinek mapy IIS – wyświetlenie zmierzonych stężeń (PM_{10}).



Rys. 11.10. Wyświetlenie zmierzonych danych w oprogramowaniu sterującym.

Wykres może służyć do sprawdzenia jednej jednostki czujnikowej (przebiegu czasu) lub do sprawdzenia „pomiaru porównawczego” kilku jednostek. Tabela pod wykresem pokazuje zawsze podstawowe statystyki, tj. ilość „planowanych” pomiarów w wybranym przedziale oraz ilość pomiarów walidacyjnych. Daje nam to podstawowe informacje na temat działania czujnika. Widzimy również średnie pobieranie próbek, średnie stężenie, minimum i maksimum dla danego przedziału.

Wyświetlone dane można pobrać w formacie *.csv i dalej z nimi pracować, np. w MS Excel.

Dane są przesyłane do bazy zgodnie z możliwościami sieci transmisyjnej, podstawowe założenie to odstępy 5-minutowe dla pomiarów terenowych (GPRS, LORA) oraz natychmiastowy przesył w przypadku pomiarów technicznych wewnątrz budynków (WiFi).

Interfejs sieciowy umożliwia wykonanie „kalibracji, ew. walidacji” wszystkich czujników. W tym celu konieczne jest przejście do zakładki ZARZĄDZANIE. Następnie można wybrać typ projektu, czujnika i bazy danych.

Nastavení

Vyberte tabulku

Měření neupravené

Kalibrace

Historie kalibrací

Měření neupravené

Měření upravené

Vyberte datum od

13.12.2020

Vyberte datum do

13.01.2021

Vyberte projekty

Vyberte

Vyberte stanice

Vyberte

Vyberte veličiny

Vyberte

Aktualizovat data

Rys. 11.11. Ustawienia.

POMIARY NIESKORYGOWANE to natywne wartości pomiarowe, czyli pierwotny sygnał. POMIARY SKORYGOWANE to wartości, które są przeliczane przy użyciu współczynników kalibracji. W zakładce KALIBRACJA można ustawić okres ważności współczynnika, czujnika i substancji, którą chcemy kalibrować. Poszczególne współczynniki są przechowywane w HISTORII KALIBRACJI.

Kalibracni									
View	Projekt	Stanice	Parametr	hodnota	Validní od	Validní do	Vytvořeno	Potvrzeno	
All	PAV	All	All	All	All	All	All	All	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CF [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	GYR1 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN4 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN3 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN2 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN1 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	AI15 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	
Upravit	PAV identifikace	stp-90	AI14 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true	

Rys. 11.12. Zakładka „kalibracja”.

Natychmiast są wszystkie wartości ustawione na 1,00. Po kliknięciu przycisku KORYGUJ pojawi się proste menu.

The screenshot shows a software interface with a modal dialog box for setting calibration values. The dialog box has the following fields and buttons:

- Projekt**: PAV identifikace
- Stanice**: stp-90
- Parametr**: CF [V]
- Kalibrační hodnota**: 1
- Validní od**: 02.07.2020
- Validní do**: 02.07.2020
- Odeslat změny** (Send changes)
- Zrušit** (Cancel)

The background shows a table with columns for 'Validní do', 'Vytvořeno', and 'Potvrzeno'. The table has several rows of data, including dates and times.

Rys. 11.13. Ustawienia wartości kalibracyjnej.

Tutaj konieczna jest zmiana wartości kalibracji i ustawienie okresu ważności. Po ustawieniu współczynnika kalibracji zostanie przeliczona pierwotna baza danych dla wybranego okresu, danego czujnika i substancji. Przeliczone wartości pojawią się w zakładce POMIAR SKORYGOWANY.

Po kalibracji można ręcznie skasować wartości za pomocą przycisku UNIEWAŻNIĆ. Unieważnione wartości nie są uwzględniane w średnich i statystykach.

Tabulka

Obecná identifikace.
☒ Ne

Postupný růst - hodina.
☒ Ne

Dlouhé překročení limitu - hodina.
☒ Ne

Postupný růst - půlhodina.
☒ Ne

Rychlý nárůst.
☒ Ne

Dlouhé překročení limitu - 2 hodiny.
☒ Ne

Zobraz záznamů 50

Projekt	Stanice	Látka	Interval	Platný od	Platný do	Hodnota	Validní	Varování
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:15:00	7. 1. 2021 16:15:59	21.5	1	0
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:24:00	7. 1. 2021 16:24:59	21.5	1	0
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:11:00	7. 1. 2021 16:11:59	21.4	1	0

Rys. 11.14. Tabela – možnost pobrania

Dla potrzeb dalszej pracy można pobrać wybrane dane w formacie *.csv lub *.xls. Współczynnik kalibracji musi obejmować wszystkie niezbędne przeliczenia. Jeśli obliczenia są bardziej złożone, należy je wykonać w eksportowanych danych.

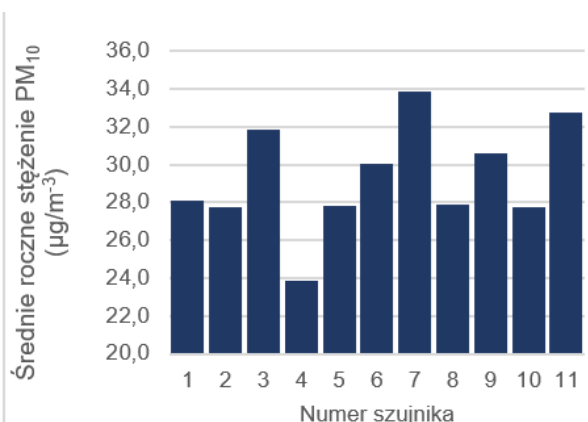
Historię wykorzystanych kalibracji można przeglądać w zakładce HISTORIA KALIBRACJI.

Specjalistyczna część portalu Airsens umożliwia pomiar dowolnych substancji, nie tylko w powietrzu, sprawdzanie tych zmierzonych stężeń pod względem dokładności i ocenianie ich pod kątem dostarczanych informacji. O całkowitej wielkości bazy świadczy fakt, że w ciągu 20 miesięcy pomiarów w ramach projektu CLAIRO baza powiększyła się już o 28 milionów wierszy. Z tego powodu konieczne jest posiadanie solidnego narzędzia, jak opisano powyżej.

11.5 PRZYKŁAD RZECZYWISTYCH WYNIKÓW

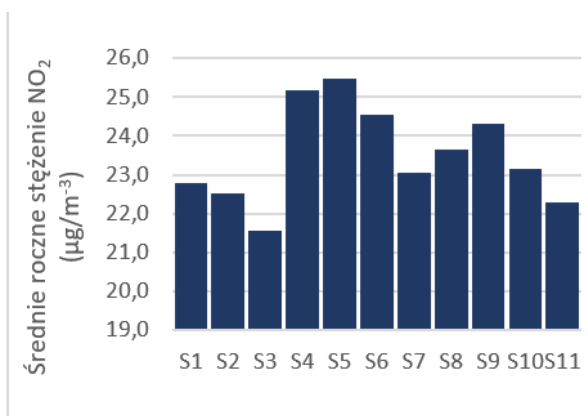
Jako przykład podano ocenę roczną PM_{10} i NO_2 w lokalizacji Radwanice. Celem oceny jest opisanie lokalizacji za pomocą 11 rozmieszczonych czujników.

PM_{10} ($\mu g/m^3$)	MEAN	MEDIAN	MAXIMUM
S1	28,09	22,45	233,09
S2	27,72	21,54	210,69
S3	31,84	25,09	236,38
S4	23,87	19,98	165,32
S5	27,84	20,46	234,66
S6	30,04	21,12	282,82
S7	33,84	26,11	222,28
S8	27,87	20,49	223,86
S9	30,57	25,11	235,86
S10	27,72	21,55	214,19
S11	32,76	26,72	212,88
PRŮMĚR		22,78	224,74



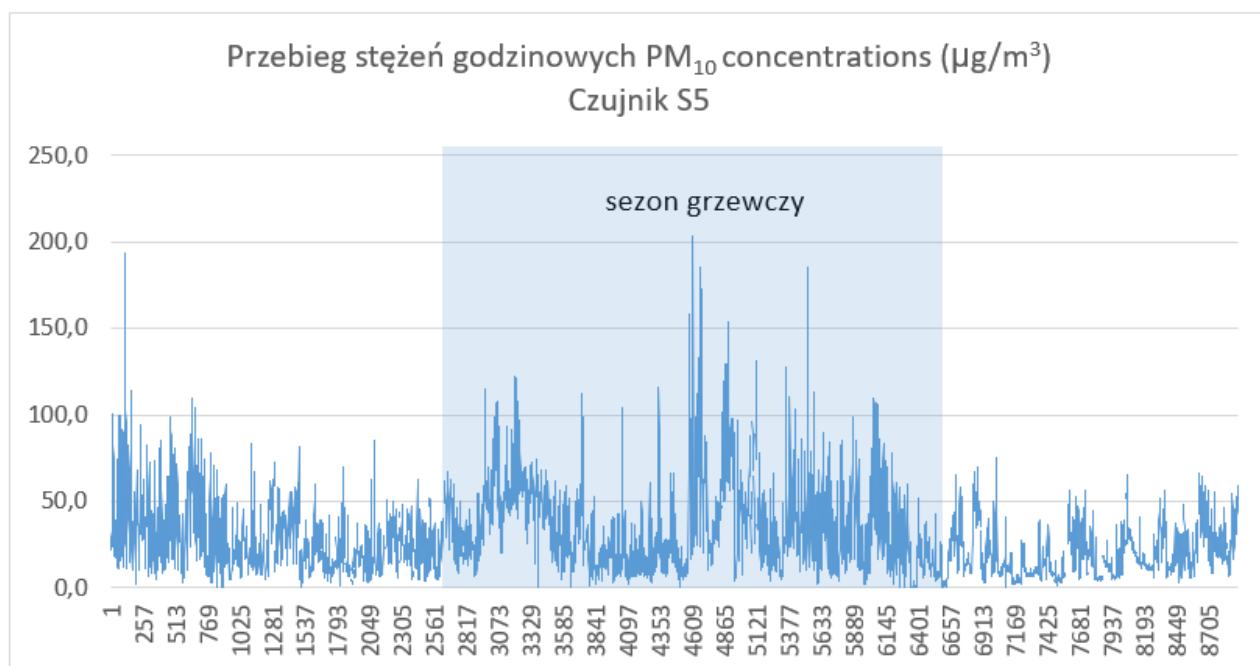
Rys. 11.15. Średnie roczne stężenie PM_{10} w lokalizacji Radwanice, 1.09.2019 – 31.08.2020, tabela (po lewej) i wykres (po prawej).

NO_2 ($\mu g/m^3$)	PRŮMĚR	MEDIAN	MAXIMUM
S1	22,8	15,3	264,0
S2	22,5	14,6	211,9
S3	21,6	15,0	269,2
S4	25,2	16,3	270,8
S5	25,5	18,8	190,1
S6	24,5	17,9	202,6
S7	23,1	16,5	199,4
S8	23,6	15,4	253,3
S9	24,3	16,0	233,2
S10	23,2	15,7	217,3
S11	22,3	15,7	173,1
PRŮMĚR		16,1	225,9

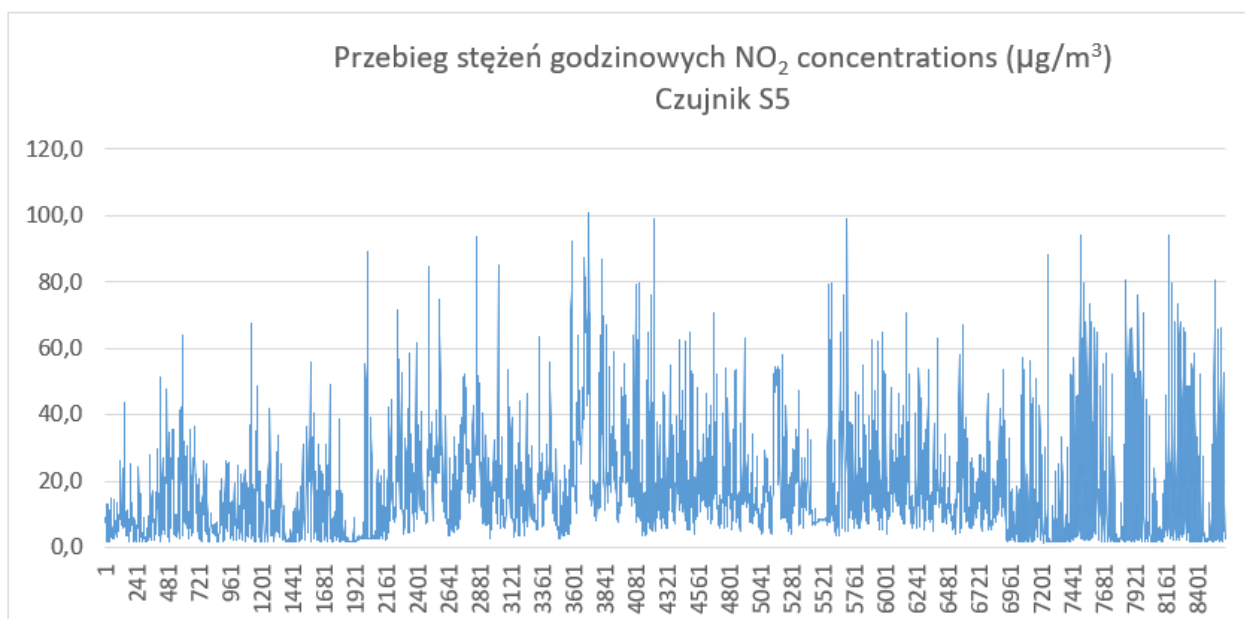


Rys. 11.16. Średnie roczne stężenie NO_2 w lokalizacji Radwanice, 1.09.2019 – 31.08.2020, tabela (po lewej) i wykres (po prawej).

Podane przykłady opisują proste dane w tabelach, które bazują jednak na rocznym pomiarze w miejscowości Radwanice.



Rys. 11.17. Wykres rocznych stężeń godzinowych PM₁₀ na terenie lokalizacji.



Rys. 11.18. Wykres rocznych stężeń godzinowych NO₂ na terenie lokalizacji.

Bardzo rozbudowana baza danych umożliwia monitorowanie długoterminowych zmian stężeń mierzonych substancji. Wyniki są bardzo solidne z uwagi na dużą liczbę czujników.

Pomiar z czujników jest bardzo dynamiczny i pozwala zrozumieć doraźne zmiany stężeń w związku z różnymi procesami zachodzącymi w danej lokalizacji. Należy jednak pamiętać, że wykorzystanie czujników do oceny limitów imisyjnych nie jest prawidłowe i nie ma wsparcia w przepisach. Niemniej jednak czujniki potrafią, np. za pomocą metody różnicy stężeń, opisać znakomicie sytuację w danej lokalizacji, czyli wykryć źródła wysokich imisji itp. Czujniki są doskonałym i niedrogim rozwiązaniem do identyfikacji powierzchniowej lokalizacji i wyszukiwania przyczyn zanieczyszczenia.

12 PROJEKT NASADZEŃ ZIELENI

Projekt struktury zbiorowiska drzew koncentrował się na odpowiednich dla siedliska gatunkach drzew w mieszankach o podobnych wymaganiach ekologicznych, obejmujących piętrowość, zapewnienie osłony ekologicznej i wydajniejszą filtrację powietrza. Osłona ekologiczna i maksymalizacja wychwytywania zanieczyszczeń zostanie zapewniona poprzez uprawę roślin drzewiastych w ciągłym zwarcu.

Dobór gatunków roślin odbywał się na podstawie dostępnych materiałów naukowych dotyczących nasadzenia zielonej infrastruktury na terenach mieszkaniowych. Struktura nasadzeń zieleni została zaprojektowana w celu monitorowania funkcji filtracji powietrza i odporności roślin na terenach obciążonych zanieczyszczeniami przemysłowymi. Realizacja celów eksperymentu polegała na zaprojektowaniu zwanego, zróżnicowanego zbiorowiska drzew. Projekt zwanego zbiorowiska drzew został opracowany zgodnie z kryteriami gospodarki leśnej. Posłużono się kryteriami zróżnicowania siedlisk, projektowania mieszanek drzew oraz gęstości nasadzeń.

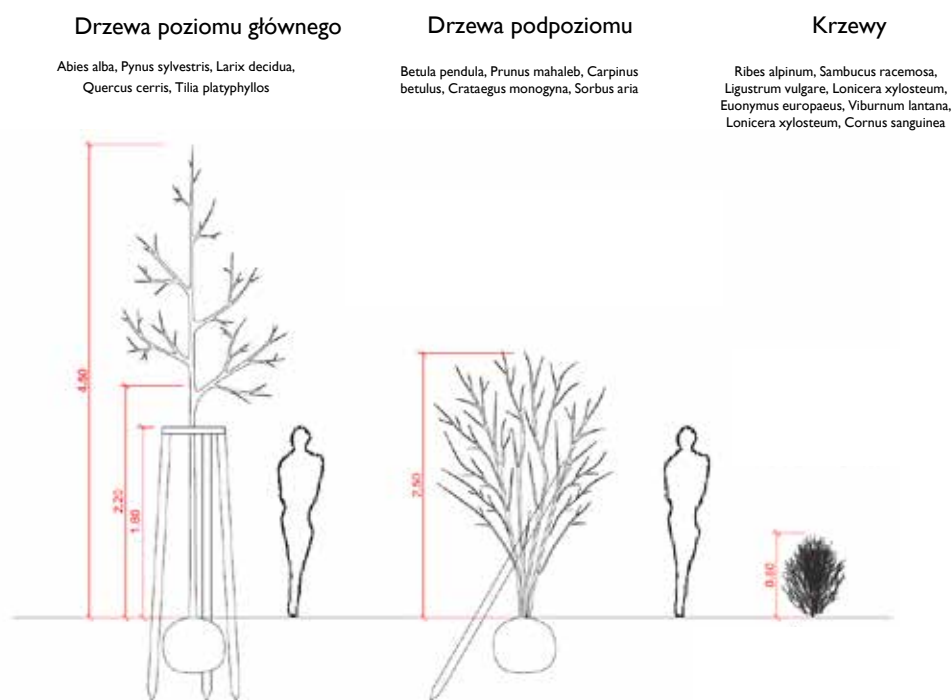
Preferowane były gatunki o podwyższonej odporności na zanieczyszczenia powietrza. Odporność roślin drzewiastych określano na podstawie klasyfikacji stopnia tolerancji obciążenia depozycją siarki i azotu, ozonu troposferycznego i cząstek stałych pyłu. Na terenach przemysłowych o podwyższonych stężeniach ozonu troposferycznego należy przy projektowaniu zielonej infrastruktury zwrócić uwagę na wrażliwość proponowanej zieleni na to zanieczyszczenie.

Parametry kompozycji doboru gatunkowego zostały określone z uwzględnieniem powiązań ekologicznych poszczególnych gatunków oraz ich wymagań wobec danego siedliska, które scharakteryzowano na podstawie analizy gleby. Poszczególne mieszanki gatunkowe są kompatybilne pod względem wzrostu i wymagań – piętra nie konkurują między sobą wzrostem i agresywnością, natomiast podrost toleruje zacinienie. Układ gatunków nie odgrywa znaczącej roli, jednak z uwagi na regularne rozmieszczenie, sadzenie będzie przeprowadzane według dokładnego schematu nasadzenia. Rozmieszczenie gatunków wyższych drzew w stosunku do podrostu oraz ich bardziej regularne rozmieszczenie w terenie zapewnia dobrą skuteczność wychwytywania.

Proces projektowania struktury zieleni uwzględnia kryteria materiału nasadzeniowego, allelopatii i uprawy. Przy wyborze uwzględniono następujące zasady:

- Materiał nasadzeniowy był sadzony zgodnie z odpowiednimi normami obowiązującymi na danym obszarze. Do sadzenia wykorzystano sadzonki z bryłą korzeniową.
- Preferowane były niemodyfikowane formy roślin z wyjątkiem eksperymentu porównującego formy rodzime i obce. Rodzime gatunki roślinne były wybierane wyłącznie z geograficznie pierwotnych, niemodyfikowanych populacji w celu zachowania puli genowej. Formy modyfikowane były dozwolone tylko w przypadku niedostępności form niemodyfikowanych przy proponowanych gatunkach obcych.
- Preferowany był materiał nasadzeniowy uprawiany zgodnie z warunkami panującymi na siedlisku. Przenoszenie materiału rozmnożeniowego było dozwolone wyłącznie zgodnie z prawem międzynarodowym lub przepisami krajowymi.

- Rozróżnienie pięter koron drzew i piętra podszytu. Piętro koron drzew jest rozdzielone na poziom główny i podpoziom.
- Preferowane były gatunki o podwyższonej odporności na zanieczyszczenia powietrza. Odporność roślin drzewiastych określano na podstawie klasyfikacji stopnia tolerancji obciążenia depozycją siarki i azotu, ozonu troposferycznego i cząstek stałych pyłu.



Rys. 12.1. Wielkość i reprezentacja gatunkowa elementów roślinnych projektowanej zieleni. Projektowane drzewa są podzielone na dwa pionowe poziomy – poziom główny z wysokością korony 2,2 m i podpoziom drzew wielopniowych rozgałęzionych od spodu.

Kompozycja projektowanej zieleni polegała na przestrzennym zróżnicowaniu wielopiętrowej reprezentacji zbiorowisk drzew i krzewów. Wybór uwzględniał kryteria:

- 1) Rozróżnienie dwóch pięter koron drzew i piętra podszytu w celu maksymalizacji zagęszczenia zwarcia w miejscach najwyższego zanieczyszczenia. Piętro koron drzew jest podzielone na poziom główny i podpoziom.
- 2) Preferowane drzewa o wysokości do 4 m dla poziomu głównego i do 2,5 m dla podpoziomu.
- 3) Minimalne odstęp między drzewami z uwzględnieniem ich wymagań przestrzennych w stanie dojrzałym. Projekt wysiewu odbywał się w sieci równomiernie regularnej (najlepiej sześciokątnej).

Plan nasadzeń drzew na terenie lokalizacji Radwanice koncentruje się na zachowanych warunkach siedliskowych typowych dla szerszego regionu Kotliny Ostrawskiej, gdzie proponowany skład drzewostanu składa się z gatunków rodzimych geograficznie.

Natomiast plan nasadzeń drzew w lokalizacji Bartowice dotyczy gleb silnie przekształconych antropogenicznie na skutek skażenia materiałami odpadowymi, gdzie proponowany skład drzewostanu opiera się na porównaniu mieszanek odpornych gatunków obcych i gatunków pionierskich.

Plan nasadzeń zieleni w lokalizacji Radwanice jest przedstawiony na rys. 12.2. Projektowane drzewa były ustawione w rzędach w odległości 6 m. Taki sam odstęp między drzewami jest zachowany również w ramach poszczególnych rzędów. W miejscach o typie gleby pseudoglej zaprojektowano na całym terenie nasadzenia krzewów mulczowanych w rzędach odległych o 1,5 m. Reprezentowane gatunki to: *Quercus petraea*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia platyphyllos*, *Populus nigra*, *Salix daphnoides*, *Ulmus laevis* (poziom główny), *Acer campestre*, *Crataegus monogyna*, *Prunus padus*, *Lonicera xylosteum*, *Prunus avium* (podpoziom), *Viburnum opulus*, *Alnus viridis*, *Frangula alnus*, *Rosa majalis*, *Salix purpurea* (krzewy).



Rys. 12.2. Plan nasadzeń zieleni w lokalizacji Radwanice.

Plan nasadzeń zieleni w lokalizacji Bartowice został przedstawiony na rys. 12.3. Drzewa zostały zaprojektowane w rzędach oddalonych od siebie w centralnej części przedmiotowego obszaru o 6 m. Odległość między poszczególnymi rzędami zmniejsza się w kierunku obrzeży do 4,5 m. W obrębie poszczególnych rzędów zaplanowano drzewa w odległości 6 m. Łącznie zaprojektowano 203 drzewa. Reprezentowane gatunki to: *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, *Quercus cerris*, *Tilia platyphyllos* (poziom główny), *Betula pendula*, *Malus sylvestris*, *Carpinus betulus*, *Crataegus monogyna*, *Sorbus torminalis* (podpoziom), *Ribes alpinum*, *Sambucus racemosa*, *Ligustrum vulgare*, *Lonicera xylosteum* (krzewy).



Obr. 12.3. Plan výsadby zeleně na lokalitě Bartovice.

Główną zaletą wybranej kompozycji jest odpowiednia odporność mieszanek gatunkowych na suszę oraz skuteczność wychwytywania cząstek pyłu przez cały rok dzięki domieszce drzew iglastych. Proponowane rozwiązanie ma zastosowanie na innych obszarach o podobnych właściwościach gleby.

13 PIELĘGNACJA NASADZONEJ ZIELENI

W miejscu projektowanej zielonej infrastruktury stosuje się kilka rodzajów nawozów oraz monitoruje ich wpływ na jakość roślinności, co ostatecznie przekłada się również na zdolność wychwytywania zanieczyszczeń z powietrza.

Nawożenie gleby przeprowadza się za pomocą trzech rodzajów nawozu: 1) ogólny komercyjny nawóz nieorganiczny, 2) komercyjny biostymulator o wysokiej zawartości aminokwasów, substancji antystresowych i ekstraktu z wodorostów redukujący ewentualne negatywne wpływy środowiska zewnętrznego (TS entinel, TS VIN) oraz 3) innowacyjny inteligentny nawóz z substancją czynną pochodną cytokiny RR-D.

Wszystkie inne standardowe zabiegi pielęgnacyjne upraw (podlewanie, pielienie itp.) są takie same dla wszystkich trzech wariantów – te same terminy, te same ilości itp., w taki sposób, aby działanie zastosowanych nawozów było jak najmniej zakłócone przez inne czynniki.

Głównym założeniem stosowania pielęgnacji innowacyjnej jest poprawa podstawowych parametrów fizjologicznych nowego nasadzenia. Są one monitorowane za pośrednictwem wielu wysoce czułych i unikalnych metod (gazometria, detekcja wybranych parametrów fluorescencji, zawartość pigmentów fo-

tosyntetycznych, pomiar poziomu fitohormonów endogennych metodą łączącą wysokosprawną chromatografię cieczową i tandemową spektrometrię mas) w celu oceny wpływów pielęgnacji innowacyjnej na stan fizjologiczny nowych nasadzeń oraz roślinności istniejącej na wybranych lokalizacjach, a także w celu ewentualnego zaproponowania dalszej optymalizacji takiej pielęgnacji.

Mieszanina fitohormonów i biostymulatorów proponowana w ramach tego projektu jest wynikiem ponad 20-letnich badań prowadzonych w Laboratorium Regulatorów Wzrostu Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Palackiego i Instytutu Botaniki Doświadczalnej Akademii Nauk Republiki Czeskiej, jest przedmiotem kilku międzynarodowych patentów, licencjonowanych czeskim i zagranicznym firmom zajmującym się nawozami dolistnymi (Doležal et al., 2007; Spíchal et al., 2009). Proponowany produkt zawiera optymalną mieszankę biostymulatorów o wysokiej zawartości aminokwasów, substancji antystresowych oraz ekstraktu z wodorostów, ograniczającą ewentualny negatywny wpływ środowiska zewnętrznego, szczególnie podczas suszy lub znacznych wahań temperatury. Preparat został przetestowany na uprawach leśnych. Preparat zostanie następnie wykorzystany jako baza do aplikacji naszej substancji czynnej, opatentowanej pochodnej cytokininy. W obu lokalizacjach występują 2 różne typy warunków glebowych. Oznacza to, że każda z lokalizacji zostanie podzielona na sześć mniejszych części (3 części dla każdego rodzaju gleby) tak, aby poszczególne mniejsze części mogły być pielęgnowane przy użyciu trzech rodzajów nawozu (klasyczny A, komercyjny oparty na nowoczesnych biostymulatorach B i innowacyjny C). Wariant A będzie stosowany w tych samych terminach, co pozostałe warianty. Będzie zawierał tylko ogólnie dostępny komercyjny nawóz nieorganiczny, zgodnie z doświadczeniem i wyborem firmy przeprowadzającej sadzenie. Wariant B, czyli nawożenie przy użyciu komercyjnego biostymulatora, będzie stosowany 2 razy w roku (w pierwszym roku czerwiec oraz sierpień-wrzesień, w kolejnych latach kwiecień oraz sierpień-wrzesień). W ramach projektu CLAIRO wybrano preparat TS Sentinel (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/sentinel.html), TS VIN (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/vin.html) lub podobny preparat innej firmy zawierający optymalną mieszankę biostymulatorów o wysokiej zawartości aminokwasów, substancji antystresowych i ekstraktu z wodorostów morskich, ograniczającą ewentualny negatywny wpływ środowiska zewnętrznego, szczególnie podczas suszy lub znacznych wahań temperatury, testowany na uprawach leśnych. Stosowanie w dawce 2,5 ml/sadzonkę, przed aplikacją należy rozcieńczyć w około 2l wody. Na początku podczas sadzenia proponujemy użyć jednorazowo TS HG Plant lub podobnego produktu zawierającego kwasy huminowe, substancje antystresowe i ekstrakty z wodorostów morskich (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/hg-plant.html) w dawce 2g na sadzonkę (idealnie dla wszystkich trzech wariantów lub przynajmniej dla wariantów B i C). Preparat B zostanie następnie wykorzystany jako baza do użycia naszej substancji aktywnej, pochodnej cytokininy RR-D (w stężeniu 10-5 mol/l), czyli wariant C. Terminy będą takie same jak w przypadku wariantu B. Oba warianty (B i C) zostaną kompleksowo przygotowane przez Uniwersytet Palackiego w Ołomuńcu i dostarczone firmie minimalnie tydzień przed każdym zastosowaniem. Wszystkie inne standardowe zabiegi pielęgnacyjne upraw (podlewanie, pielenie itp.) muszą być takie same dla wszystkich trzech wariantów – te same terminy, te same ilości itp. I powinny być wykonywane regularnie przez firmę przeprowadzającą sadzenie, aby zapewnić możliwość oceny i porównania poszczególnych wariantów. Nie jest to na pewno pierwsze zastosowanie, jednak użycie w projekcie CLAIRO jest pod pewnymi względami wyjątkowe, zwłaszcza w zakresie poziomów i kombinacji różnych rodzajów stresu abiotycznego w wybranych lokalizacjach. Podstawowym warunkiem zastosowania innowacyjnej pielęgnacji jest poprawa podstawowych parametrów fizjologicznych nowego nasadzenia. Zakłada się, że drzewa i krzewy odznaczające się lepszym stanem zdrowotnym będą

lepiej fotosyntetyzować, a także będą mieć lepsze pokrycie liściowe, co z pewnością wpłynie pozytywnie na wychwytywanie. Jest to więc ważny element, który znacząco wpływa na wynik. Nawóz można stosować w przypadku każdego nasadzenia w dowolnym mieście. W ramach cyklu warsztatów, które są częścią realizacji projektu CLAIRO, przedstawicielom miasta zostaną przedstawione wszystkie niezbędne informacje na temat innowacyjnych zabiegów pielęgnacyjnych nowej zieleni w środowisku miejskim. Głównym założeniem stosowania pielęgnacji innowacyjnej jest poprawa podstawowych parametrów fizjologicznych nowego nasadzenia. Są one monitorowane za pośrednictwem wielu wysoce czułych i unikalnych metod w celu oceny wpływów pielęgnacji innowacyjnej na stan fizjologiczny nowych nasadzeń oraz roślinności istniejącej na wybranych lokalizacjach, a także w celu ewentualnego zaproponowania dalszej optymalizacji takiej pielęgnacji.

Za pomocą aparatury gazometrycznej LI-6400 wykonywane są kompleksowe nieniszczące pomiary wymiany gazowej rośliny (asymilacji CO_2 , transpiracji, przewodności szparkowej itp.) jednocześnie z określaniem wybranych parametrów fluorescencji, w szczególności maksymalnej wydajności kwantowej F_v'/F_m' oraz efektywnej wydajności kwantowej PSII fotosystemu II (Stolárik et al., 2018). Względna zawartość pigmentów fotosyntetycznych jest określana za pomocą SPAD-502 (Konica Minolta Sensing, Osaka, Japonia). Pomiar indukcji fluorescencji chlorofilu jest również wykonywany bezpośrednio w terenie na liściach za pomocą fluorometru kieszonkowego PSI FluorPen FP100 i fluorometru Hansatech Plant Efficiency Analyzer (Stolárik et al., 2018).

W ostatnich latach opracowaliśmy niezwykle czułe, wydajne i niezawodne narzędzia do analizy endogennych fitohormonów za pomocą spektrometrii masowej i monitorowania tempa ich biosyntezy. Metody te są również stosowane w ramach projektu CLAIRO do monitorowania stanu fizjologicznego istniejącej roślinności i nowych nasadzeń, w zależności od wariantu pielęgnacji. Ilościowe oznaczenie endogennych poziomów cytokinin i auksyn wraz z wybranymi hormonami stresu (kwas abscysynowy, jasmoniany, salicylany) oraz ich metabolitów odbywa się za pomocą ultrawysokosprawnej chromatografii cieczowej w połączeniu z tandemową spektrometrią masową (UHPLC-MS/MS) z potrójnym kwadrupolem w dodatnim trybie ESI (+) przy użyciu zoptymalizowanych warunków w wybranych przejściach MRM (Svačinová et al., 2012; Pěňčík et al., 2013; Floková et al., 2014). Wyniki zostały ocenione przy użyciu oprogramowania MassLynx i określone ilościowo przy użyciu programu TargetLynx. Poziomy endogenne zostały określone przez standardowe rozcieńczenie izotopowe (Novák et al., 2008).

14 OKREŚLENIE CHARAKTERYSTYK ROŚLINNOŚCI

14.1 ISTNIEJĄCA ROŚLINNOŚĆ

Badanie istniejącej roślinności na obszarze lokalizacji Radwanice przeprowadzono w sierpniu i wrześniu 2019 r. Badania terenowe na obszarze lokalizacji Bartowice wykazały, że na tym terenie nie znajduje się żadna roślinność, która miałaby znaczący wpływ na wychwytywanie zanieczyszczeń powietrza, dlatego wychwyt przy istniejącym stanie roślinności określono jako zerowy.

Badanie roślinności w lokalizacji Radwanice zostało podzielone na biotopy zbiorowisk trawiasto-ziołowych oraz występowanie roślin drzewiastych. Zbiorowiska trawiasto-ziołowe składały się z gatunków Arrhe-

natherum elatius i Poa trivialis, które osiągnęły średnią wysokość 0,3 metra. Występowanie gatunków drzew zinwentaryzowano jako pojedyncze drzewa i krzewy (solitery) lub skupiska wielu gatunków drzew (zbiorowiska). Drzewa rosnące samotnie zostały określone na podstawie cech morfologicznych. Wyznaczono taksony wszystkich drzew, wysokość (h) za pomocą wysokościomierza cyfrowego z dalmierzem ultradźwiękowym, następnie średni rzut korony (dk) oraz stan zdrowotny na podstawie niespecyficznych symptomów uszkodzenia pnia, korony, zaburzeń rozwoju gałęzi oraz występowania grzybów niszczących drewno lub butwienia (Korf 1972; Kandler i Innes 1995). Skupiska drzew zostały scharakteryzowane za pomocą średniej wysokości drzewostanu, średnicy koron oraz występowania niespecyficznych uszkodzeń (Keller et al. 1997). Rzut koron zwartych zbiorowisk drzew został odczytany jako najdłuższa oś skupienia. Cechy istniejącej roślinności zidentyfikowane na podstawie inwentaryzacji terenowej zestawiono w tab. 14.1.

Tab. 14.1. Tabela poglądowa charakterystyk drzew na podstawie inwentaryzacji terenowej, lokalizacja Radwanice.

Numer identyfikacyjny	Występowanie	Takson (dominujący)	Wysokość korony (m)	Przeciętna średnica korony (m)	Uszkodzenie (%)
1	soliter	Salix caprea	12	7	26 – 50
2	soliter	Crataegus monogyna	6	4	11 – 25
3	soliter	Juglans regia	8	7	1 – 10
4	soliter	Juglans regia	13	10	1 – 10
5	zbiorowisko	Juglans regia	12	13	11 – 25
6	zbiorowisko	Crataegus monogyna	10	7	11 – 25
7	soliter	Juglans regia	11	10	1 – 10
8	soliter	Juglans regia	9	6	1 – 10
9	soliter	Crataegus monogyna	8	6	1 – 10
10	soliter	Acer negundo	11	7	1 – 10
11	zbiorowisko	Salix caprea	14	20	1 – 10
12	zbiorowisko	Alnus glutinosa	30	20	26 – 50
13	zbiorowisko	Fraxinus sp.	25	14	26 – 50
14	zbiorowisko	Alnus glutinosa	22	4	11 – 25
15	zbiorowisko	Acer negundo	10	3	1 – 10
16	zbiorowisko	Salix caprea	13	33	1 – 10
17	zbiorowisko	Populus tremula	25	11	11 – 25
18	zbiorowisko	Populus tremula	25	5	11 – 25
19	zbiorowisko	Salix Fragilis	20	6	11 – 25

Pozycjonowanie poszczególnych drzew zostało przeprowadzone na podstawie wektoryzacji ortofotomapy lotniczej o rozdzielczości 0,2 metra, wykonanej w 2018 r. przez Czeski Urząd ds. Geodezji, Kartografii i Katastru (Český úřad zeměměřický a katastrální). Ich położenie na terenie lokalizacji A – Radwanice przedstawia rys. 14.1.



Rys. 14.1. Mapa poglądowa istniejącej roślinności na terenie lokalizacji A – Radwanice. Opracowano na podstawie ortofotomapy z 2018 roku dystrybuowanej przez Czeski Urząd ds. Geodezji, Kartografii i Katastru. Numery odpowiadają numerom identyfikacyjnym w Tab. 14.1.

Na podstawie wyznaczonych parametrów określono następnie za pomocą stosunków regresyjnych (Nowak, 1996; Nowak et al., 2008) całkowitą powierzchnię pokrycia liściowego (tzw. Leaf area - LA) w m², ew. wskaźnik pokrycia liściowego (LAI) w m²/m², jako dane wejściowe do modeli wychwytywania.

W przypadku samotnie rosnących drzew wykorzystano zależność (Nowak, 1996):

$$\ln(LA) = -4,3309 + 0,2942 \times h + 0,7312 \times d_k + 5,7217 \times S - 0,0148 \times C, \quad (17)$$

gdzie h to wysokość korony (m), d_k średni rzut korony (m), S średni współczynnik zacienienia i C zewnętrzna powierzchnia korony wyprowadzona ze wzoru Gacka-Grzesikiewicz (1980):

$$C = \pi \times d_k \times (d_k + h)/2 \quad (18)$$

Średni współczynnik zacienienia był specyficzny dla gatunku i został określony na podstawie danych tabelarycznych z literatury (Noak, 1996) (tab. 10). Jeśli w literaturze nie znaleziono określonego gatunku drzewa, wykorzystywano wartość innego gatunku tego samego rodzaju lub rodziny. Jeśli w ten sposób również nie można było przypisać żadnej wartości, przyjęto średnie wartości współczynnika zacienienia dla danej grupy drzew, tj. 0,83 dla drzew liściastych i 0,91 dla drzew iglastych (Nowak et al., 2008).

W przypadku zbiorowiska kilku drzew wykorzystano zależność (Nowak et al., 2008):

$$LA = [\ln(1 - x_s)/-k] \times \pi(d_k/2)^2, \quad (19)$$

gdzie x_s to średni współczynnik zacienienia gatunków drzew, natomiast k to współczynnik pochłaniania światła wynoszący 0,52 dla drzew iglastych i 0,65 dla drzew liściastych (Jarvis i Leverenz, 1983).

Tab. 14.2. Wartości współczynnika zacienienia dla różnych gatunków drzew i krzewów. Opracowano na podstawie Nowak (1996).

Tree species	Shading factor
<i>Acer Ginnala</i> Maxim. (Amur maple)	0.91
<i>Acer platanoides</i> L. (Norway maple)	0.88
<i>Acer rubrum</i> L. (red maple)	0.83
<i>Acer saccharinum</i> L. (silver maple)	0.83
<i>Acer saccharum</i> Marsh. (sugar maple)	0.84
<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (horsechestnut)	0.88
<i>Albizia julibrissin</i> Durazzini (silktree)	0.83
<i>Amelanchier arborea</i> (Michx. f.) Fern. (downy serviceberry)	0.77
<i>Betula pendula</i> Roth. (European white birch)	0.82
<i>Carya ovata</i> (Mill.) K. Koch (shagbark hickory)	0.77
<i>Catalpa speciosa</i> Warder ex Engelm. (northern catalpa)	0.76
<i>Celtis australis</i> L. (European hackberry)	0.92
<i>Celtis occidentalis</i> L. (hackberry)	0.88
<i>Crataegus</i> × <i>Lavallei</i> Herincq. (Carriere hawthorn)	0.89
<i>Crataegus oxyacantha</i> L. (English hawthorn)	0.86
<i>Crataegus phaenopyrum</i> (L.f.) Medic. (Washington hawthorn)	0.76
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L. (Russian-olive)	0.87
<i>Fagus sylvatica</i> L. (European beech)	0.88
<i>Fraxinus excelsior</i> L. (European ash)	0.85
<i>Fraxinus holotricha</i> Koehne. cv. Moraine (Moraine ash)	0.78
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh. (green ash)	0.83
<i>Ginkgo biloba</i> L. (maidenhair tree)	0.81
<i>Gleditsia triacanthos</i> f. <i>inermis</i> Schneid. (honeylocust)	0.67
<i>Gymnocladus dioica</i> (L.) K. Koch (Kentucky coffeetree)	0.86
<i>Juglans nigra</i> L. (black walnut)	0.91
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch. (Chinese flame tree)	0.9
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm. (goldenrain tree)	0.81
<i>Liquidambar styraciflua</i> L. (sweetgum)	0.82
<i>Liriodendron tulipifera</i> L. (yellow-poplar)	0.9
<i>Malus</i> spp. Mill. (apple)	0.85
<i>Parkinsonia aculeata</i> L. (Jerusalem-thorn)	0.85
<i>Pistacia chinensis</i> Bunge. (Chinese pistache)	0.85
<i>Platanus</i> × <i>acerifolia</i> (Ait.) Willd. (London planetree)	0.86
<i>Platanus racemosa</i> Nutt. (California sycamore)	0.91
<i>Populus deltoides</i> Bartr. ex Marsh. (eastern cottonwood)	0.85
<i>Populus tremuloides</i> Michx. (quaking aspen)	0.74
<i>Pyrus communis</i> L. (pear)	0.8
<i>Quercus alba</i> L. (white oak)	0.75
<i>Quercus palustris</i> Muenchh. (pin oak)	0.77
<i>Quercus robur</i> L. (English oak)	0.81
<i>Quercus rubra</i> L. (northern red oak)	0.81
<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb. (tallowtree)	0.83
<i>Sophora japonica</i> L. (Japanese pagoda tree)	0.78
<i>Tilia cordata</i> Mill. (little-leaf linden)	0.88
<i>Ulmus americana</i> L. (American elm)	0.87
<i>Ulmus pumila</i> L. (Siberian elm)	0.85
<i>Zelkova serrata</i> (Thunb.) Mak. (Japanese zelkova)	0.8

Wyznaczone w ten sposób wartości LA były następnie mnożone przez współczynnik stanu zdrowotnego poszczególnych drzew, na podstawie przyporządkowania do jednej z siedmiu kategorii (tab. 14.3) (Nowak et al., 2008).

Tab. 14.3. Wartości współczynnika stanu zdrowotnego według uszkodzenia procentowego roślinności.

Współczynnik stanu zdrowotnego	Stan zdrowotny	Uszkodzenie (%)
1	doskonały	< 1
0,95	dobry	1 – 10
0,82	zadowalający	11 – 25
0,62	zły	26 – 50
0,37	krytyczny	51 – 75
0,13	obumierający	76 – 99
0	obumarły	100

Na końcu wartości LA odniesiono do powierzchni objętej wektoryzowaną koroną danego drzewa na ortofotomapie i obliczono wskaźnik pokrycia liściowego (LAI) w $m^2 m^{-2}$. W miejscach, w których nie było drzewostanu, ale według ortofotomapy stwierdzono występowanie zbiorowisk trawiasto-ziołowych, przydzielono na podstawie oceny eksperckiej w terenie wskaźnik pokrycia liściowego równy 1.

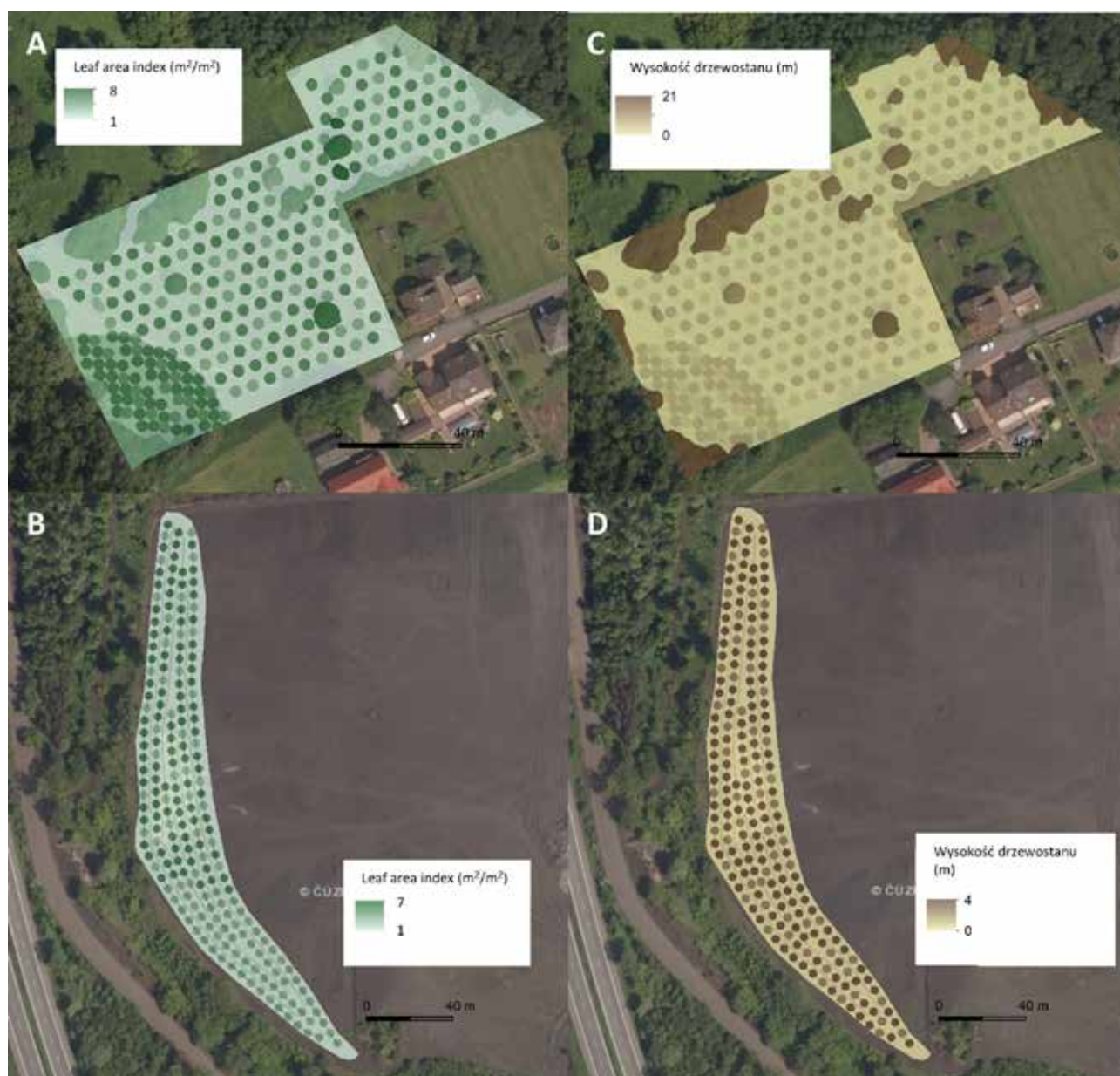
Dla potrzeb modelu wychwytywania końcowe warstwy wektorowe LAI i wysokości roślinności zostały przekonwertowane na model danych rastrowych o rozmiarze piksela 10 cm przy użyciu funkcji Polygon to Raster w programie ArcMap w wersji 10.7.

14.2 PROJEKTOWANA ROŚLINNOŚĆ

Charakterystyki projektowanej roślinności zostały określone w oparciu o ustalone atrybuty i skład gatunkowy zawarty w dokumentacji projektowej planu nasadzeń. Wyróżniono następujące atrybuty: wysokość projektowanego nasadzenia, skład gatunkowy oraz średni rzut korony. Założono, że stan zdrowotny nowych nasadzeń jest doskonały, tj. bez uszkodzeń. Wysokość roślinności określono na 4,5 metra dla drzew pojedynczych głównego poziomu pionowego, 2,5 metra dla drzew wielopniowych podpoziomu i 0,80 metra dla krzewów. Średni rzut korony określono na 4 metry.

Układ przestrzenny proponowanego nasadzenia określono na podstawie rysunków planu nasadzeń, którym nadano georeferencję w środowisku GIS za pomocą punktów granicznych działek katastralnych. Po szczególne sadzone drzewa były wektorowane, po czym przypisano im powyższe atrybuty.

Na podstawie tych atrybutów wyznaczono dla projektowanej roślinności, podobnie jak w przypadku istniejącej zieleni, parametry wejściowe LAI oraz wysokość drzewostanu. W miejscach nasadzeń krzewów określono 1,5 wartości LAI. W miejscach z piętnem runa leśnego, podszytu i koron drzew, wszystkie wartości LAI zostały zsumowane. W przypadku parametru wysokości drzewostanu przyjęto wartość najwyższej wysokości roślinności w danym miejscu. Na końcu określono wartości LAI dla projektowanej i istniejącej roślinności łącznie przez zsumowanie wartości LAI w obu stanach. W przypadku parametru wysokości drzewostanu przyjęto z obu stanów wartość najwyższej wysokości roślinności w danym miejscu (rys. 14.2).



Rys. 14.2. Parametry wejściowe LAI (Wskaźnik pokrycia liściowego m^2/m^2), (A,C) i wysokość drzewostanu (m), (C, D) dla projektowanej i istniejącej roślinności (włącznie).

15 WYCHWYT OZONU, TLENKÓW AZOTU I CZĄSTEK PM_{10} PRZEZ ISTNIEJĄCĄ I PROJEKTOWANĄ ROŚLINNOŚĆ

Jednym z wyników projektu jest porównanie wychwytywania modelowanego ozonu, tlenków azotu i cząstek PM_{10} przez istniejącą i projektowaną roślinność. Za pomocą czujników zmierzono stężenia O_3 , NO_x i PM_{10} oraz parametry meteorologiczne w odstępach 15-minutowych w okresie od września do października 2019 r. Wartości stężeń zostały uśrednione do wartości miesięcznych dla poszczególnych czujników i interpolowane za pomocą metody ordinary kriging z wykorzystaniem semiwariogramu sferycznego w siatce 1 x 1 m na obszarze określonych lokalizacji.

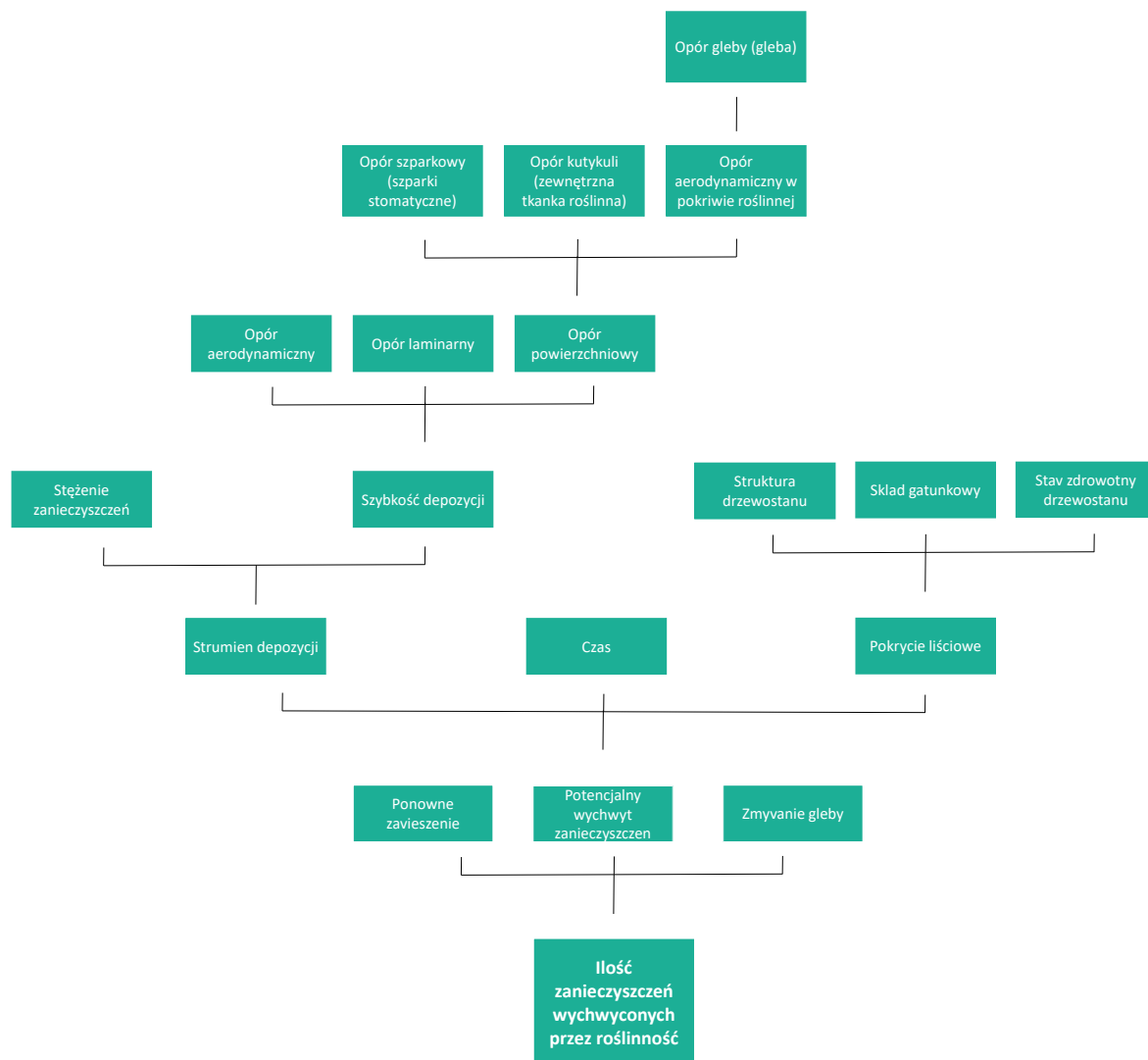
Kwantyfikacja wychwytu (Q) zanieczyszczenia przez roślinność została obliczona na podstawie (Janhäll, 2015):

$$Q = LAI \times F \times T, \quad (20)$$

gdzie Q to ilość gazów i cząsteczek wychwyconych przez roślinność w określonym obszarze i czasie (g m^{-2}), F to szybkość depozycji gazów i cząsteczek ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), LAI to wskaźnik pokrycia liściowego ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), a T to okres czasu (s). Szybkość depozycji (F) gazów i cząsteczek został określony na podstawie zmierzonych stężeń tych składników i odpowiednich szybkości depozycji:

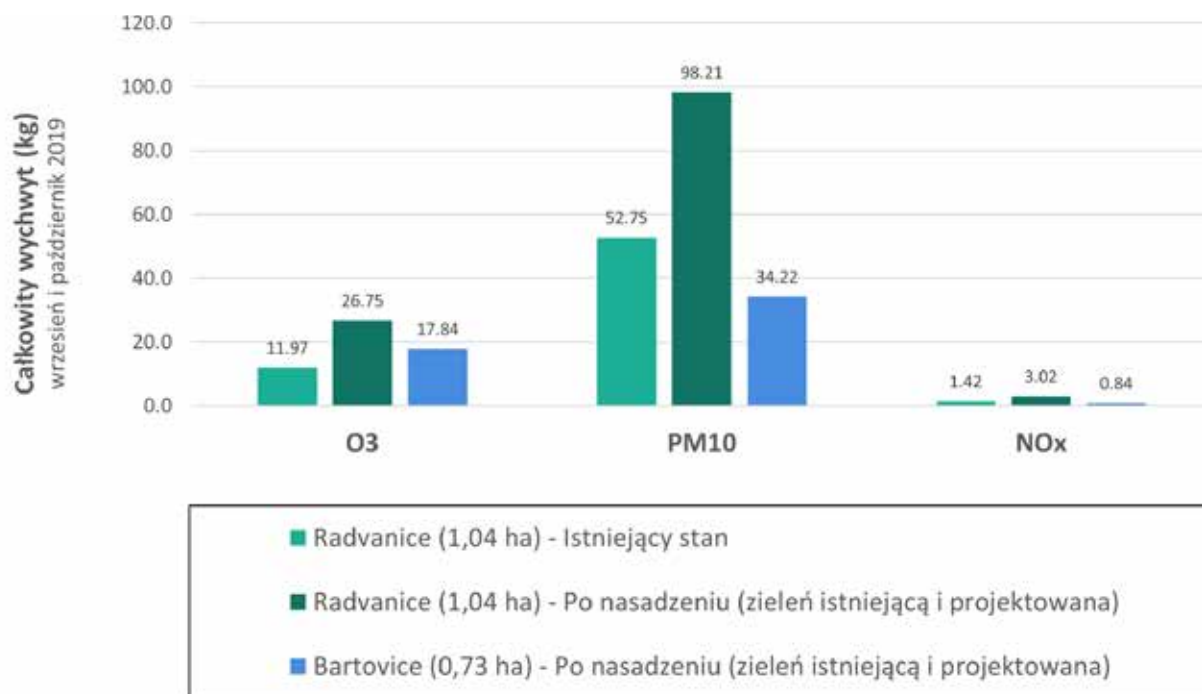
$$F = v_d(z) \times c(z), \quad (21)$$

gdzie v_d to szybkość depozycji składnika (m s^{-1}), natomiast $c(z)$ to stężenie składnika na wysokości z nad ziemią (g m^{-3}). Stężenie poszczególnych składników zostało zmierzone przez czujniki. Szybkość depozycji gazów i cząsteczek była modelowana za pomocą modelu rezystancyjnego (Zapletal, 2006) z danych meteorologicznych i charakterystyk zieleni. Szczegółowy opis obliczeń opisano w rozdziale 8. Modelowanie wychwytu zanieczyszczeń przez roślinność. Uproszczony schemat procesu określania wychwytu przedstawia rys. 15.1.



Rys. 15.1. Uproszczony schemat modelu wychwytywania zanieczyszczeń przez zieloną infrastrukturę. Opracowano na podstawie Zapletal et al. (2011) i Janhäll (2015).

We wrześniu i październiku 2019 roku średnie wartości w lokalizacji Radwanice wynosiły w przypadku temperatury powietrza 13,1 °C, prędkości wiatru 1,7 m s⁻¹, wilgotności względnej powietrza 78,1 %, średniego promieniowania globalnego 121 W m⁻², średniego stężenia O₃ 71,8 µg m⁻³, średniego stężenia NO_x 11,4 µg m⁻³ i średniego stężenia PM₁₀ 38,9 µg m⁻³. Na rys. 15.2 przedstawiono całkowity wychwyt O₃ (kg), NO_x (kg) i PM₁₀ (kg) przez istniejącą i projektowaną roślinność (łącznie z istniejącą).



Rys. 15.2: Całkowity wychwyt O₃, NO_x i PM₁₀ (kg) przez istniejącą i projektowaną roślinność w lokalizacjach Radwanice i Bartowice.

Po nasadzeniu projektowanej zieleni można na podstawie modelowanych wyników spodziewać się znacznego wzrostu wychwytywania zanieczyszczeń, w przypadku lokalizacji Radwanice ponad dwukrotnie wyższego niż obecnie. Na terenie lokalizacji Bartowice nie przewiduje się żadnych znaczących wychwytów w stanie przed nasadzeniem ze względu na brak istniejącej zieleni. Po nasadzeniu roślinności spodziewany jest znaczny wzrost wychwytywania.

Porównanie całkowitego pokrycia liściowego istniejącej (14 869 m²) i proponowanej (12 044 m²) roślinności w miejscowości Radwanice wskazuje na nieco mniejsze pokrycie liściowe proponowanej roślinności w porównaniu z tą istniejącą. Natomiast wychwyty projektowanej roślinności były wyższe w porównaniu z istniejącą roślinnością. Ta rozbieżność między całkowitym pokryciem liściowym a wychwytywaniem zanieczyszczeń wynika z różnych szybkości depozycji, ew. strumieni depozycji w zależności od rodzaju roślinności. O ile w istniejącym stanie obszar zainteresowania jest pokryty głównie niską roślinnością trawiasto-ziołową (rys. 14.1) o generalnie niskich wskaźnikach szybkości depozycji, o tyle w przypadku projektowanej roślinności brane są pod uwagę tylko drzewa o różnej wysokości, uzupełnione o piętro podszytu w podroście (rys. 12.2). Wyniki wskazują zatem na kluczową rolę drzew w środowisku miejskim, które mogą znacząco poprawić jakość powietrza nawet przy niskim wzroście po nasadzeniu. Rys. 15.3 do rys. 15.5 przedstawiają rozkłady przestrzenne wychwytów ozonu, cząstek PM₁₀ i tlenków azotu przez roślinność istniejącą i projektowaną w miejscowości Radwanice. Rysunki 15.6 do 15.8 przedstawiają wychwytywanie ozonu, cząstek PM₁₀ i tlenków azotu przez istniejącą roślinność w lokalizacji Bartowice.



Rys. 15.3. Wychwyt O₃ (g) w stanie przed nasadzeniem (po lewej) i po nasadzeniu projektowanej roślinności (po prawej) w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Radwanice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego).



Rys. 15.4. Wychwyt PM₁₀ (g) w stanie przed nasadzeniem (po lewej) i po nasadzeniu projektowanej roślinności (po prawej) w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Radwanice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego).



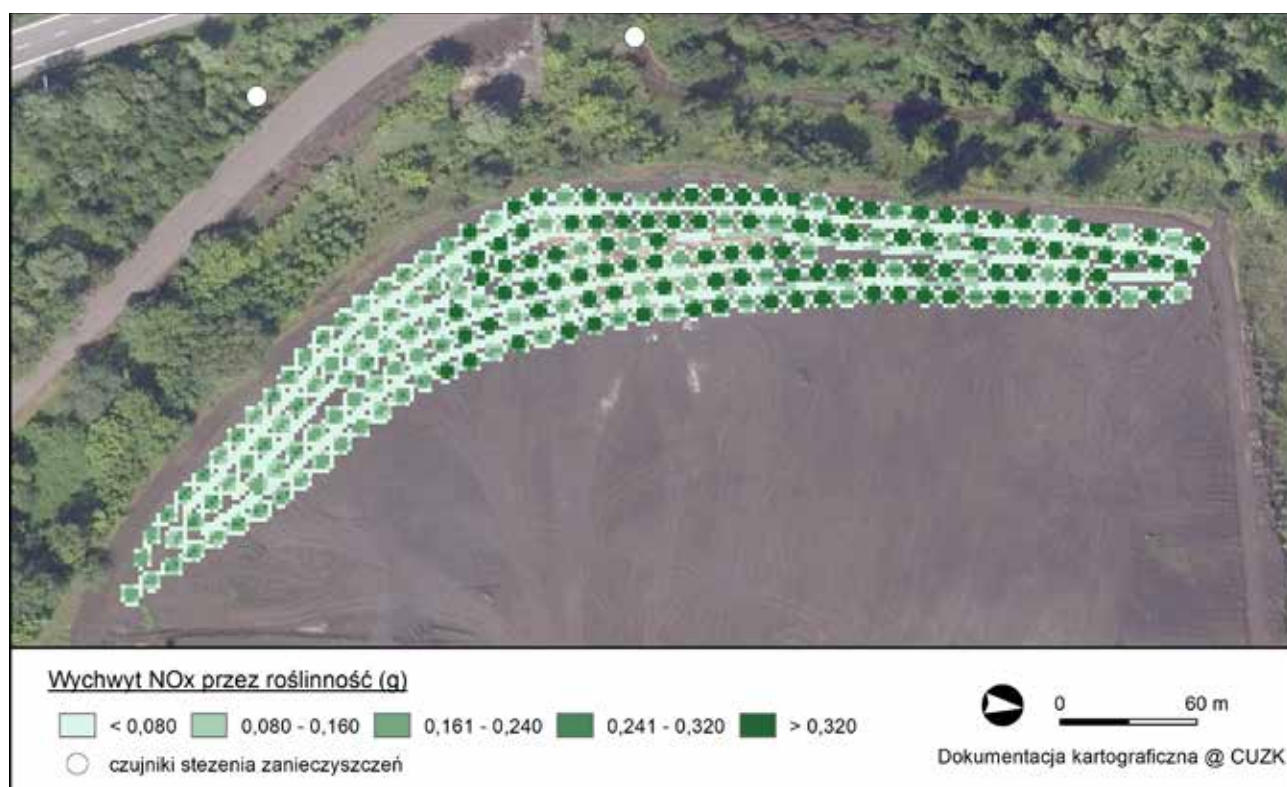
Rys. 15.5. Wychwyt NO_x (g) w stanie przed nasadzeniem (po lewej) i po nasadzeniu projektowanej roślinności (po prawej) w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Radwanice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego).



Rys. 15.6. Wychwyt O₃ (g) w stanie po nasadzeniu projektowanej roślinności w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Bartowice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego). W stanie przed nasadzeniem nie przewidyuje się żadnych znaczących wychwytów zanieczyszczeń ze względu na brak istniejącej zieleni.



Rys. 15.7. Wychwyt PM₁₀ (g) w stanie po nasadzeniu projektowanej roślinności w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Bartowice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego). W stanie przed nasadzeniem nie przewidyuje się żadnych znaczących wychwytów zanieczyszczeń ze względu na brak istniejącej zieleni.



Rys. 15.8. Wychwyt NO_x (g) w stanie po nasadzeniu projektowanej roślinności w siatce 1 x 1 m w lokalizacji Bartowice. Modelowanie prowadzono przez okres dwóch miesięcy (pod koniec okresu wegetacyjnego). W stanie przed nasadzeniem nie przewidyuje się żadnych znaczących wychwytów zanieczyszczeń ze względu na brak istniejącej zieleni.

16 BADANIA OPINII PUBLICZNEJ

Czy temat powietrza jest ważny dla mieszkańców Kraju Morawsko-Śląskiego? Jak ludzie oceniają jakość powietrza w swoim otoczeniu? Odpowiedzi na te i inne pytania zbierali ankieterzy, którzy pojawili się na ulicach aglomeracji ostrawskiej w połowie października 2019 r. oraz w tym samym okresie w 2020 r.

Jednym z celów badania ankietowego było sprawdzenie, czy mieszkańcy regionu chcą zmienić swój styl życia, aby poprawić jakość powietrza, a jeśli tak, to w jaki sposób. Czy skorzystaliby z ekologicznego ogrzewania, częściej jeździli komunikacją miejską lub brali udział w sadzeniu zieleni? Na podstawie tych i innych pytań ankieterzy próbowali znaleźć odpowiedź na pytanie, jak ważna dla mieszkańców jest otaczająca ich zieleń i czy z zadowoleniem przyjęliby nowe rozwiązania, takie jak wertykalne ogrody, zielone ściany, zielone dachy itp., czy byliby skłoni wesprzeć takie działania finansowo lub poprzez własne nasadzenia.

W trakcie badania respondenci uzyskali szczegółowe informacje na temat źródeł zanieczyszczeń w ich otoczeniu, przykłady różnych wariantów zieleni miejskiej, informacje o projekcie CLAIRO oraz o znaczeniu składu i metod nasadzeń, które mogą wpływać nie tylko na jakość powietrza, ale także złagodzenie zmian klimatycznych

16.1 DEFINICJA PROBLEMU

W celu ewentualnego dalszego przekazywania wyników projektu CLAIRO społeczeństwu konieczne jest poznanie aktualnych poglądów ludności oraz ich zainteresowania tematem ochrony powietrza. Nie dotyczy to tylko form pasywnych, ale także postaw i opinii, aktywnego podejścia do tematu, określenia właściwych grup docelowych, ich liczebności.

16.2 RODZAJ BADANIA

Badania opisowe, które dają podstawowy obraz na temat wybranych aspektów badanego problemu w danym okresie, opisują zjawiska i procesy istotne dla podejmowania decyzji.

Do analizy zachowań klientów wybrano badanie ilościowe w postaci ankiety. Badanie zostało przeprowadzone na podstawie ekskluzywnych badań ilościowych z wykorzystaniem techniki standaryzowanych wywiadów bezpośrednich w domu.

Dzięki zastosowanym metodom badawczym i kwalifikacji uzyskanych danych, badania ilościowe pozwalają na wyciągnięcie wymaganych wniosków (Malhotra et al., 2012). Badania zostaną przeprowadzone metodą PAPI (Paper And Pencil Interviewing). Do głównych zalet tej metody należy w szczególności możliwość kontroli nad badaną zbiorowością (wybór kwotowy). Dla realizacji celów niniejszego badania ankieta jest uważana za najwłaściwszą metodę, głównie dlatego, że umożliwia zapewnienie reprezentatywności uzyskanych danych. Do ewentualnych wad dotyczących zbierania danych pierwotnych można zaliczyć ograniczoną liczbę pytań. Natomiast zaletą wybranej metody jest możliwość sprawdzenia przez ankietera prawdziwości odpowiedzi respondentów, dzięki jego obecności w badaniu i możliwości wpływania na strukturę badanej zbiorowości (Saunders et al., 2012). Zaletą z punktu widzenia projektu była również możliwość bezpośredniego informowania respondentów o istnieniu CLAIRO i prowadzonych działaniach.

Etapy realizacji:

Okresy gromadzenia danych:

2019 - 15. 10. 2019 – 10. 11. 2019

2020 - 5. 10. 2020 – 31. 10. 2020

16.3 DEFINICJA ZBIOROWOŚCI I PRÓBY BADAWCZEJ

Zbiorowością badaną byli mieszkańcy aglomeracji ostrawskiej w wieku powyżej 18 lat. Respondenci byli wybierani na podstawie określonych wcześniej kwot, aby zapewnić odpowiednią reprezentatywność zbiorowości. Określone kwoty: 1. płeć, 2. wiek, 3. miejsce zamieszkania.

16.4 PRÓBA BADAWCZA

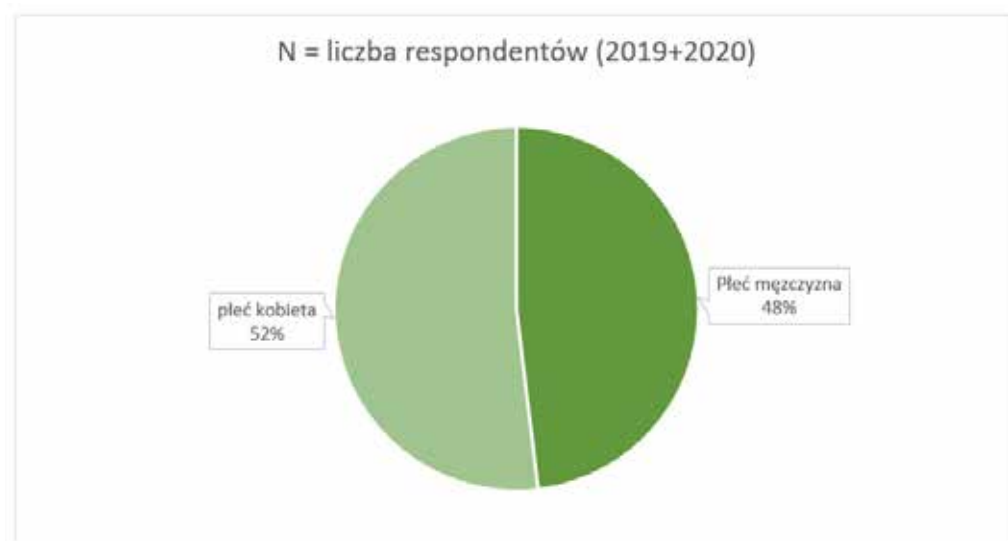
Próbę badawczą stanowiło łącznie 1207 respondentów. Dane zostały przetworzone za pomocą standardowych metod statystycznych przy użyciu profesjonalnego oprogramowania. Zastosowano sortowanie danych drugiego stopnia w oparciu o pytania demograficzne oraz inne wskaźniki behawioralne.

Badanie 2019

605 respondentów z wybranych miast i gmin aglomeracji ostrawskiej, konkretnie z miast (i okolicznych małych gmin): Bogumin (40), Czeski Cieszyn (40), Frýdek - Místek (60), Hawierzów (60), Karwina (60), Opawa (40), Hluczyn (20), Ostrawa (240), Trzyniec (42)

Badanie 2020

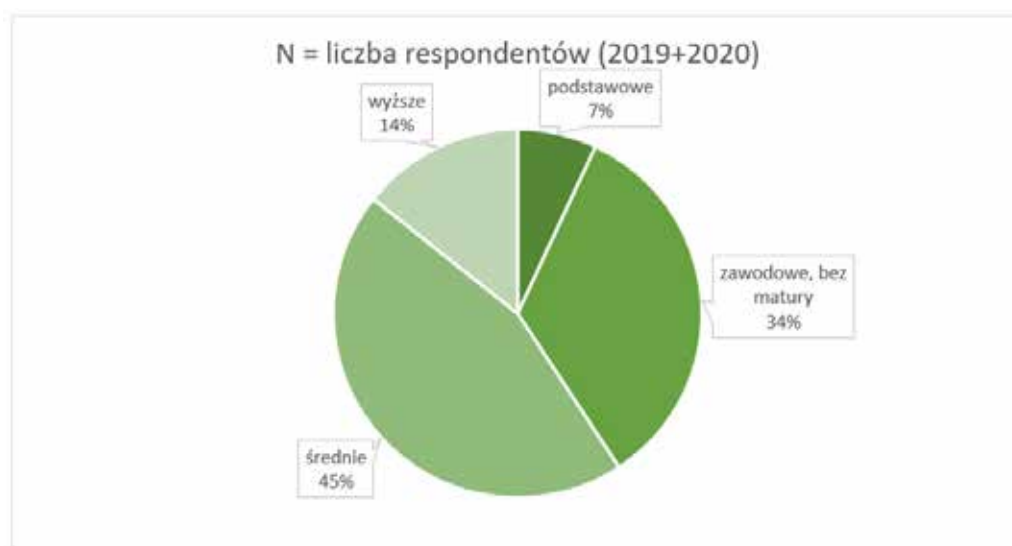
605 respondentów z wybranych miast i wsi aglomeracji ostrawskiej, a konkretnie z miast (i okolicznych małych wsi): Bogumin (24), Czeski Cieszyn (35), Frýdek - Místek (52), Hawierzów (81), Jabłonków (15), Karwina (52), Opawa (40), Orłowa (20), Ostrawa (236), Trzyniec (51)



Rys. 16.1. Struktura próby badawczej – według płci.



Rys. 16.2. Struktura próby badawczej – według wieku.



Rys. 16.3. Struktura próby badawczej – według wykształcenia.

17 WYNIKI BADAŃ OPINII PUBLICZNEJ

Ankieta została uwzględniona w opracowaniu naukowym pt. „Stosunek społeczeństwa do jakości powietrza i zieleni miejskiej, chęć zmiany zachowań na rzecz ochrony powietrza” (dalej tylko „Opracowanie”), którego celem było podsumowanie najważniejszych wyników badań i określenie rekomendacji dla miast i zainteresowanych grup w zakresie ochrony powietrza i zieleni miejskiej. Głównym celem Opracowania było dostarczenie gminom i miastom Kraju Morawsko-Śląskiego informacji zwrotnej od obywateli na tematy, które sami mieszkańcy uważają za ważne, i jednocześnie udzielenie specjalistycznych porad na temat tego, co można zrobić w tym zakresie i jak wykorzystać potencjał i zainteresowanie mieszkańców. Informacja zwrotna powinna być przekazana w zwięzłej, czytelnej i atrakcyjnej formie, która wpłynie na wzrost zainteresowania obywateli tematem związanym z jakością powietrza.

17.1 POŁĄCZENIE WYNIKÓW BADAŃ Z 2019 I 2020 ROKU

Różnice w odpowiedziach tych dwóch ankiet nie były znaczące, więc w Opracowaniu podano dane łączne. Odpowiedzi, w przypadku których odnotowano znaczną rozbieżność, znajdują się w komentarzach.

Badanie zostało podzielone na cztery podstawowe części:

- A. Powietrze
- B. Zieleń w miastach
- C. Skłonność ludności do zmiany zachowań na korzyść jakości powietrza
- D. Wnioski i rekomendacje dla miast i gmin

Każda część została przeanalizowana przez eksperta z danego badanego obszaru. Eksperci, którzy wyrazili zainteresowanie współpracą przy tym projekcie, zapoznali się szczegółowo z badaniem 2019-2020. Na podstawie wyników ankiety przygotowali komentarze do odpowiednich części badania oraz rekomendacje dla miast/gmin w zakresie dalszej współpracy ze społeczeństwem w tych obszarach. Na podstawie wspólnych spotkań z pracownikami projektu CLAIRO (w szczególności z partnerami SOBIC i RSTS) skonsultowano i wyciągnięto główne wnioski z badania opartego na ankietach społecznych. Komentarze poszczególnych ekspertów są szczegółowo przytoczone we wstępie do odpowiednich części opracowania.

Wyniki ankiety zostały podzielone według liczby i obszaru pytań w następujący sposób:

A) POWIETRZE

1. Czy interesuje się Pan/i problematyką ochrony powietrza i czy jest ona dla Pana/i ważna?
2. Czy jest Pan/i zadowolony/a z jakości powietrza w swoim miejscu zamieszkania?
3. Jak postrzega Pan/i obecny stan powietrza w swoim miejscu zamieszkania w porównaniu do sytuacji sprzed 10 lat?
4. Czy uważa Pan/i, że inwestycje państwa mają wpływ na ochronę powietrza (np. dotacje do wymiany kotłów, odpylanie przedsiębiorstw przemysłowych, mniejsze obciążenie podatkowe źródeł ekologicznych)?
5. Jaka forma zanieczyszczenia powietrza Pana/Pani zdaniem ma największy wpływ na jakość powietrza w Kraju Morawsko-Śląskim? Proszę oszacować procent każdego poszczególnego źródła, razem powinny dać 100%.
6. Proszę ocenić, które problemy uważa Pan/i obecnie za najpoważniejsze?
7. W pełni ufam/ ufam wiadomościom medialnym na temat jakości powietrza i środowiska, ale weryfikuję je/nie weryfikuję.
8. Czy jest Pan/i zainteresowany/a otrzymywaniem regularnych informacji na temat ochrony powietrza w Kraju Morawsko-Śląskim?

B) ZIELEŃ W MIASTACH

9. Jak konkretnie chciałby/aby się Pan/i przyczynić do poprawy jakości powietrza? (Przez wsparcie zieleni)
10. Czy byłby Pan/i skłonny/a wesprzeć gminę finansowo (np. raz w roku) w zakresie nasadzenia zieleni lub w innej formie wesprzeć ochronę powietrza?
11. Które z tych rozwiązań poparłby/aby Pan/i osobiście? (Uwaga: dotyczy zanieczyszczeń powietrza)
12. Czy podobają się Panu/i te pomysły? Czy poparłby/aby Pan/i takie naturalne rozwiązania w swojej okolicy?
13. Czy uważa Pan/i, że skład i struktura nasadzonej zieleni (co i gdzie się sadi) może wpływać na powietrze? (Uwaga: celem pytania było zwrócenie uwagi na projekt CLAIRO. W załączeniu ulotka informacyjna)

C) SKŁONNOŚĆ LUDZI DO ZMIANY ZACHOWAŃ NA KORZYŚĆ JAKOŚCI POWIETRZA

14. Czy chce Pan/i przyczynić się do poprawy stanu powietrza i środowiska w swoim regionie?
15. W jaki sposób chce Pan/i przyczynić się konkretnie do poprawy jakości powietrza:
Ekologiczne ogrzewanie (wymiana kotła, zwiększenie wydajności, wybór lepszego paliwa itp.)
Wykorzystywanie zrównoważonych form transportu – transport publiczny, rower, jazda ze współpasażerem itp.
Wspieranie nasadzeń zieleni
Niespalanie odpadów domowych
16. Czy zastanawiał/a się Pan/i kiedykolwiek nad zmianą miejsca zamieszkania z powodu zanieczyszczenia powietrza?
17. W jaki sposób zanieczyszczenie powietrza ogranicza lub przeszkadza Panu/i najbardziej?

Najważniejsze wnioski:

- Prawie 30% mieszkańców regionu jest przekonanych, że w ciągu ostatnich 10 lat sytuacja związana z jakością powietrza uległa pogorszeniu, co jednak wcale nie odpowiada rzeczywistym wynikom pomiarów jakości powietrza.
- Kwestia jakości powietrza jest ważna dla czterech piątych mieszkańców aglomeracji. Prawie połowa populacji jest raczej lub zdecydowanie niezadowolona z jakości powietrza.
- Większość respondentów deklaruje chęć osobistego wkładu w poprawę powietrza i środowiska w swoim regionie. Najczęściej poprzez wspieranie nasadzeń zieleni (90%) i niespalanie odpadów domowych (w tym liści, trawy, papieru), ale także poprzez wykorzystanie zrównoważonych form transportu.

- Kwestie związane z czystym powietrzem i zielenią w miastach są ważne zwłaszcza dla wykształconej i młodszej części społeczeństwa, co jest istotnym przesłaniem dla miast borykających się z odpływem głównie tej grupy ludności. Mimo że w naszym regionie mamy do czynienia z takim odpływem, możemy jednak wykorzystać uniwersytecki charakter miast (Ostrawa, Opawa, Karwina), ponieważ to właśnie młodzi i lepiej wykształceni ludzie stają się później liderami ideowymi i politycznymi.

17.2 WNIOSKI I REKOMENDACJE DLA MIAST I GMIN

Ostatnia część „Wnioski i rekomendacje dla miast i gmin” nie została oparta na wnioskach z ankiety, ale na rekomendacjach poszczególnych ekspertów. Zalecenia te obejmują linki do innych publikacji specjalistycznych, ankiet publicznych przeprowadzonych w innych miastach oraz przykłady innych projektów zajmujących się tą problematyką. Wszystkie linki znajdują się w ostatnim rozdziale opracowania (do pobrania na stronie internetowej CLAIRO: www.clairo.ostrava.cz).

18 ZAKOŃCZENIE

Zielona infrastruktura przyczynia się do poprawy środowiska naturalnego, zwłaszcza jego funkcji filtrujących, chłodzących, ochronnych i społecznych. Przyczynia się do poprawy powietrza w środowisku miejskim usuwając zawieszone cząstki i inne zanieczyszczenia poprzez ich zatrzymywanie na powierzchni liści. Zielona infrastruktura, nasadzona i pielęgnowana z uwzględnieniem jej wrażliwości na zanieczyszczenia i zdolność do wychwytywania zanieczyszczeń z powietrza, może być odpowiednim rozwiązaniem adaptacyjnym dla poprawy jakości powietrza w miejscach o dużym obciążeniu imisyjnym.

Podręcznik, wraz ze studium przypadku nasadzeń zieleni w Ostrawie Bartowicach i Radwanicach, przedstawia podstawowe zasady tworzenia zielonej infrastruktury na terenach przemysłowych w celu złagodzenia skutków zmian środowiskowych poprzez zarządzanie przyjazne naturze. Duża część społeczeństwa uważa, że rozszerzanie zielonej infrastruktury w miastach jest niezwykle ważne i wyraża chęć uczestniczenia w tych działaniach. Jest to potencjał, na który miasta powinny zwrócić uwagę nie tylko w temacie jakości powietrza.

19 LITERATURA

- Abhijith, K. V, Kumar, P., 2019. Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmos. Environ.* 201, 132–147.
- Abhijith, K. V, Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di, S., Pulvirenti, B., 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments e A review. *Atmos. Environ.* 162, 71–86.
- Al-Dabbous, A. N., Kumar, P., 2014. The influence of roadside vegetation barriers on airborne nanoparticles and pedestrians exposure under varying wind conditions. *Atmospheric Environment*, 90, 113-124.
- Alonso, R., Vivanco, M. G., González-Fernández, I., Bermejo, V., Palomino, I., Garrido, J. L., Elvira, S., Salvador, P., Artínano, B., 2011. Modelling the influence of peri-urban trees in the air quality of Madrid region (Spain). *Environmental Pollution*, 159 (8-9), 2138- 2147.
- Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J., Horowitz, L.W., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmos. Environ.* 45(13), 2284-2296.
- Baldocchi, D. D., Hicks, B. B., Camara, P., 1987. A canopy stomatal-resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*, 21, 91–101.
- Bártová, H., Koudelka, J., Bárta, V. 2004. Chování spotřebitele a výzkum trhu. 2. přeprac. vyd. Praha. Oeconomica.
- Barwise, Y., Kumar, P., 2020. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection. *npj Clim Atmos Sci*, 3 (12), 1-19.
- Bauerová, P., Keder, J. 2019. Hodnocení testovacího měření různých typů malých senzorů kvality ovzduší na observatoři Tušimice. ČHMÚ Tušimice.
- Bealey, W. J., McDonald, A. G., Nemitz, E., Donovan, R., Dragosits, U., Duffy, T. R., Fowler, D., 2007. Estimating the reduction of urban PM10 concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Journal of Environmental Management* 85, 44–58.
- Brauer, M., Amann, M., Burnett, R. T., Cohen, A., Dentener, F., Ezzati, M., Henderson, S. B., Krzyzanowski, M., Randall, V. M., van Dingenen, R., van Donkelaar, Thurston, G. D., 2012. Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environmental science & Technology*, 46 (2), 652-660.
- Brook, J. R., Zhang, L., Di-Giovanni, F., Padro, J., 1999. Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of air pollutant dry deposition over North America. Part I: model development. *Atmospheric Environment* 33, 5037-5051.

- Buck, A. L., 1981. New equations for computing vapour pressure. *Journal of Applied Meteorology* 20, 1527-1532.
- Calvo, P., Nelson, L., Kloepper, J. W. 2014. Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant Soil* 383, 3–41.
- Cieslik, S., 2004. Ozone uptake by various surface types: a comparison between dose and exposure. *Atmospheric Environment* 38, 2409-2420.
- Currie, B. A., Bass, B., 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems* 11, 409–422.
- ČHMÚ, 2019. S Roczne zestawienie tabelaryczne. Zanieczyszczenie powietrza i depozycja atmosferyczna w danych, Republika Czeska. Online: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2019_enh/index_CZ.html.
- ČSÚ, 2018. Rocznik demograficzny Republiki Czeskiej – 2019. Liczba obywateli według jednostek wieku, płci i typu urbanizacji. Online: <https://www.czso.cz/csu/czso/demograficka-rocenka-ceske-republiky-2019>.
- Davies, P. J., 2010. Plant hormones: Biosynthesis, signal transduction, action. 3rd edition: The plant hormones: Their nature, occurrence, and functions. Kluwer Acad. Publ. Dodrecht, Netherlands.
- Doležal, K., Strnad, M., 2017. Cytokiny – regulátory růstu rostlin, které dokážou mnohem více než jen regulovat dělení buněk. *Živa* 4: 149-153.
- Doležal, K., Popa, I., Holub, J., Lenobel, R., Werbrouck, S., Strnad, M., Zatloukal, M., 2007. Heterocyclic compound based on N6-substituted adenine, methods, of their preparation, their use for preparation of drugs, cosmetic preparations and growth regulators, pharmaceutical preparations, cosmetic preparations and growth regulators containing these compounds. US 07279482
- Dorsey, J. R., Nemitz, E., Gallagher, M.W., Fowler, D., Williams, P.I., Bower, K.N., Beswick, K.M., 2002. Direct measurements and parameterisation of aerosol flux, concentration and emission velocity above a city. *Atmos. Environ.* 36, 791–800.
- Du Jardin, P. (2015) Plant biostimulants: Definition, concept, main categories and Regulation. *Sci Hortic* 196 (30), 3–14.
- Duursma, R. A., J. D. Marshall, Robinson, A. P., 2003. Leaf area index inferred from solar beam transmission in mixed conifer forests on complex terrain. *Agric. For. Meteorol.* 118. 221–236.
- Dzhambrov, A., Hartig, T., Markevych, I., Tilov, B., Dimitrova, D., 2018. Urban residential greenspace and mental health in youth: Different approaches to testing multiple path ways yield different conclusions. *Environmental Research*, 160, 47-59.

EEA, 2012. EEA annual report 2012. European Environment Agency.

Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D. J., Kronenberg, J., de Groot, R., 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 101–108.

Emberson, L. D., Simpson, D., Tuovinen, J. P., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., 2000a. Towards a Model of Ozone Deposition and Stomatal Uptake over Europe. *EMEP MSC-W Note 6/2000*, pp.1–57.

Emberson, L. D., Ashmore M. R., Cambridge H., Simpson D., Tuovinen J. P., 2000b. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403–414.

Emberson L. D., Wieser, G., Ashmore M.R., 2000c. Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce: comparison with field data. *Environmental Pollution* 109, 393–402.

ENVEA, 2020. Miniature solution for real-time continuous O₃/NO₂ monitoring. Online: <https://www.envea.global/s/ambient-en/micro-sensors-a/cairsens-o3-no2/#>.

EP, 2002. Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2002/3/ES ze dne 12. února 2002 o ozonu ve vnějším ovzduší.

Erisman, J. W., 1992. Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph.D. Thesis, Utrecht University, The Netherlands, 1992.

Erisman, J. W., Draaijers, G. P. J., 1995. Atmospheric Deposition in Relation to Acidification and Eutrophication. Elsevier Science B. V., Amsterdam, 1995.

Escobedo, F. J., Nowak, D. J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90, 102–110.

European Commission, 2013. Building a Green Infrastructure for Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 24.

Fang, G. C., Wu, Y. S., 1999. Modeling dry deposition of total particle mass in trafficked and rural sites of central Taiwan. *Environement Internation*, 25, 5, 625–633.

Floková, K., Tarkowská, D., Miersch, O., Strnad, M., Wasternack, C., Novak, O., 2014. UHPLC-MS/MS based target profiling of stress-induced phytohormones. *Phytochemistry* 105.

Florentina, I., Io, B., 2012. The Effects of Air Pollutants on Vegetation and the Role of Vegetation in Reducing Atmospheric Pollution, in: *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*. InTech. 241–280.

Fournier, R., Hall, R., 2017. Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications. *Managing Forest Ecosystem*. Springer: 313.

- Fowler, D., Cape, J. N., Unsworth, M. H., 1989. Deposition of atmospheric pollutants on forests. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B- Biological Sciences 324, 247e265.
- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., Taylor, G., 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* „Beaupré“, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. Environmental Pollution 133, 157–167.
- Fuller, R. A., Gaston, K. J., 2009. The scaling of green space coverage in European cities. Biology Letters, 5 (3), 352-355.
- Gacka-Grzesikiewicz, E., 1980. Assimilation surface of urban green areas. Ekol. Pol. 28, 493–523.
- Gascon, M., Triguero-Mas, M., Martínez, D., Dadvand, P., Rojas-Rueda, D., Plasència, A., Nieuwenhuijsen, M. J., 2016. Residential green spaces and mortality: A systematic review. Environment International, 86, 60-67.
- Gerboles, M., Spinelle L, Borowiak A., 2017. Measuring air pollution with low-cost sensors. European Commission. JRC107461.
- Gerosa, G., Finco, A., Mereu, S., Marzuoli, R., Ballarin-Denti, A., 2009. Interactions among vegetation and ozone, water and nitrogen fluxes in a coastal Mediterranean maquis ecosystem. Biogeosciences Discuss. 6, 1453–1495.
- Gholz, H. L., Cropper, W. P., 1991. Carbohydrate dynamics in mature *Pinus elliotii* var. *elliottii* trees. Can. J. For. Res. 21, 1742–1747.
- Gower, S. T., Norman, J. M., 1991. Rapid estimation of leaf-area index in conifer and broad-leaf plantations. Ecology 72. 1896–1900.
- Grennfelt, P. (eds.), 1984. Ozone. Proceedings of an international workshop on the evaluation and assessment of the effects of photochemical oxidants on human health, agricultural crops, forestry, materials and visibility. Gothenburg. Swedish Environmental Research Institute.
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Thiec, D. L., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T. N., Paoletti, E., Tiwary, A., Calfapietra, C., 2016. Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential.
- Hassika, P., Berbigier, P., Bonnefond, J. M., 1997. Measurement and modelling of the photosynthetically active radiation transmitted in a canopy of maritime pine. Annales des Sciences Forestieres.
- Hicks, B. B., Baldocchi, D. D., Meyers, T. P., Hosker, Jr. R. P. Matt, D. R., 1987. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities, Water, Air, and Soil Pollut. 36, 311-330.

- Hicks, B. B., Matt, D. R., McMillen, R. T., 1989. A micrometeorological investigation of surface exchange of O₃, SO₂ and NO₂: a case study. *Boundary-Layer Met.* 47, 321-336, 1989.
- Hov, O., Allegrini, I., Beilke, S., Cox, R. A., Eliassen, A., Elshout, A. J., Gravenhorst, G., Penkett, S. A., Stern, R., 1987. Evaluation of atmospheric processes leading to acid deposition in Europe. Report 10, EUR 11441, CEC, Brussels.
- Hůnová, I., 2003. Atmosférická depozice. In: Aktuální otázky znečištění ovzduší. Ed. Braniš, M. Univerzita Karlova. Praha, 2003.
- Hůnová, I., Bäumelt, V., 2018. Observation-based trends in ambient ozone in the Czech Republic over the past two decades. *Atmos. Environ.* 172, 157–167.
- Chen, J. M., Black, T. A., 1992. Foliage area and architecture of plant canopies from sunfleck size distributions. *Agric. For. Meteorol.* 60, 249-266.
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., Zhang, Z., 2017. Variation in Tree Species Ability to Capture and Retain Airborne Fine Particulate Matter (PM_{2.5}). *Sci. Rep.* 7, 1–11.
- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment.* 105, 130-137.
- Järvi, L., Rannik, Ü, Mammarella, I., Sogachev, A., Aalto, P.P., Keronen, P., Siivola, E., Kulmala, M., Vesala, T., 2009. Annual particle flux observations over a heterogeneous urban area. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 7847–7856.
- Jarvis, P.G., Leverenz, J.W., 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests, in: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H. (Eds.), *Physiological Plant Ecology IV, Encyclopedia of Plant Physiology*. Vol. 12D. Springer-Verlag, Berlin, 233–280.
- Jennings, S., 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*.
- Jonckheere, I., S. Fleck, K. Nackaerts, B. Muys, P. Coppin, M. Weiss, Baret, F., 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination. Part I: Theories, sensors and hemispherical photography. *Agric. For. Meteorol.* 121:19–35.
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. J., Colvile, R. N., 2005. Pedestrian exposure to air pollution along a major road in Central London, UK. *Atmospheric Environment* 39, 7307–7320 (2005).
- Kozel, R., 2016. Moderní marketingový výzkum: nové trendy, kvantitativní a kvalitativní metody a techniky, průběh a organizace, aplikace v praxi, přínosy a možnosti. Praha Grada Publishing.
- Kumar, P., Morawska, L., Martani, C., Biskos, G., Neophytou, M., Di Sabatino, S., Bell, M., Norfor, L., Britter, R., 2015. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ Int* 2015, 75, 199–205.

- Landrigan, P. J., Carlson, J. E., Bearer, C. F., Cranmer, J. S., Bullard, R. D., Etzel, R. A., Suk, W. A., 1998. Children's health and the environment: a new agenda for prevention research. *Environmental Health Perspectives*, 106 (3), 787.
- Lewis, A. C., Von Schneidemesser, E., Peltier RE., 2018. Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future applications. WMO-No.121. World Meteorological Organisation; 2018.
- Li, H., Tatarko, J., Kucharski, M., Dong, Z., 2015. PM_{2.5} and PM₁₀ emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Res.* 19, 171–182.
- Litschke, T., Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation – A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17, 229–240.
- Longley, I. D., Gallagher, M. W., Dorsey, J. R., Flynn, M., 2004. A case study of fine particle concentrations and fluxes measured in a busy street canyon in Manchester, UK. *Atmospheric Environment* 38, 3595–3603 (2004).
- Lovett, G. M., 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: An ecological perspective. *Ecological Applications*, 4, 629–650.
- Malthotra, N. K., Birks, D. F., Wills, P., 2012. *Marketing Research an Applied Approach*. 6. vyd. Pearson Education Limited, 1037 p.
- Martin, C. L., Longley, I. D. Dorsey, J. R., Thomas, R. M., Gallagher, M. W., Nemitz, E., 2009. Ultrafine particle fluxes above four major European cities. *Atmos. Environ.* 43, 4714–4721.
- McKercher, G.R., Salmond, J.A., Vanos, J.K., 2017. Characteristics and applications of small, portable gaseous air pollution monitors. *Environ Pollut* 2017, 223, 102–10.
- Mencuccini, M., Grace, J., 1995. Climate influences the leaf area/sapwood area ratio in Scots pine. *Tree Physiol.* 15:1–10.
- Meyers, T. P., Baldocchi, D. D., 1988. A comparison of models for deriving dry deposition fluxes of O₃ and SO₂ to a forest canopy. *Tellus* 40B, 270-284.
- Milthorpe, F.L. and Moorby, J., 1974. *An introduction to Crop Physiology*. Cambridge University Press.
- Mintz, Y., Walker, G.K., 1993. Global field of soil moisture and land surface evapotranspiration derived from observed precipitation and surface air temperature. *Journal of Applied Meteorology* 32, 1305-1334.
- Moser, G., Hertel, D., Leuschner, C., 2007. Altitudinal change in LAI and stand leaf biomass in tropical montane forests: A transect study in ecuador and a pan-tropical meta-analysis. *Ecosystems* 10, 924–935.

- Neft, I., Scungio, M., Culver, N., Singh, S., 2016. Simulations of aerosol filtration by vegetation: Validation of existing models with available lab data and application to near-roadway scenario. *Aerosol Sci. Technol.* 50, 937–946.
- Novák, O., Hauserová, E., Amakorová, P., Doležal, K., Strnad, M., 2008. Cytokinin profilig in plant tissues using ultra-performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Phytochemistry* 69, 2214–2224.
- Novotný, R., Buriánek, V., Šrámek, V., 2009. Metodika hodnocení viditelného poškození vegetace vyvolaného účinky přízemního ozonu : Recenzovaná metodika.
- Nowak, D. J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. In E. G. McPherson, D. J. Nowak, & R. A. Rowntree (Eds.), *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project* (pp. 63–82). Radnor, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- Nowak, D. J., 1996. Estimating Leaf Area and Leaf Biomass of Open-Grown Deciduous Urban Trees 42.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., 1998. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. *Integrated Tools Proceedings* 714–720.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4, 115–123.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C. Robert E. Hoehn, R. E., Walton, J. T., Bond J., 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34 (6), 347–358.
- Nowak, D. J., Heisler, G. M., 2010. Air Quality Effects of Urban Trees and Parks. National Recreation and Park Association.
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., 2012. Urban Forestry & Urban Greening Tree and impervious cover change in U. S. cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11, 21–30.
- Pääkkone, E., Vahala, J., Holopainen, T., Karenlampi, L., 1998. Physiological and ultrastructural responses of birch clones exposed to ozone and drought stress. *Chemosphere*, 36, 679–684.
- Pěnčík, A., Simonovik, B., Petersson, S.V., Henyková, E., Simon, S., Greenham, K., Zhang, Y., Kowalczyk, M., Estelle, M., Zažimalová, E., Novák, O., Sandberg, G., Ljung, K. (2013) Regulation of Auxin Homeostasis and Gradients in Arabidopsis Roots through the Formation of the Indole-3-Acetic Acid Catabolite 2-Oxindole-3-Acetic Acid. *Plant Cell* 25 (10), 3858–3870.
- Perini, K., Ottelé, M., Giulini, S., Magliocco, A., Roccotiello, E., 2017. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecol. Eng.* 100, 268–276.

Pierce, L. L., Running, S. W., 1988. Rapid estimation of coniferous forest leaf area index using a portable integrating radiometer. *Ecology* 69, 1762–1767.

Pitts, B.J., Pitts, J.M., 1986. *Atmospheric chemistry*. John Wiley and Sons, New York.

PLANTOWER, 2016. Digital universal particle concentration sensor. Online: https://www.aqmd.gov/docs/default-source/aq-spec/resources-page/plantower-pms5003-manual_v2-3.pdf.

Powe, N. A., Willis, K. G., 2004. Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain. *J. Environ. Manage.* 70, 119-128.

Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., Hewitt, C. N., 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science and Technology* 46, 7692–7699.

Pul, W. A. J. Van, Potma, C. J. M., Leeuwen, E. P. van, Draaijers, G. P. J., Erisman, J. W., 1995. EDACS: European deposition maps of acidifying components on a small scale. Model description and preliminary results, RIVM. Report No. 722401005. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1995.

Pul, W.A.J. van, Jacobs, A. F. G., 1994. The conductance of a maize crop and the underlying soil to ozone under various environmental conditions. *Boundary-layer Met.* 69, 83-99.

Roupsard, O., Ferhi, A., Granier, A., Pallo, F., Depommier, D., Mallet, B., Joly, H. I., Dreyer, E., 1999. Reverse phenology and dry-season water uptake by *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. in an agroforestry parkland of Sudanese west Africa. *Funct. Ecol.* 13, 460–472.

Ruijgrok, W., Davidson, C.I., Nicholson K.W., 1995. Dry deposition of particles. Implications and recommendations for mapping of deposition over Europe. *Tellus* 47B, 587-601.

Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gawronski, S. W., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427-428, 347-54.

Sakar, C., 2017. Residential greenness and adiposity: Findings from the UK Biobank. *Environment International* 106, 1-10.

Saunders, M., Lewis, P., Thornhill, A., 2019. *Research Methods for Business Students*. Harlow Pearson.

Seinfeld, J. H. Pandis, S. N., 1997. *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, Inc.

Seyednasrollah, B., Swenson, J. J., Domec, J.C., Clark, J.S., 2018. Leaf phenology paradox: Why warming matters most where it is already warm. *Remote Sens. Environ.* 209, 446–455.

- Shah, P., Balkhair, T., 2011. Air pollution and birth outcomes: A systematic review. *Environment International*, 37, 498-516.
- Schaub, M., Skelly, J. M., Zhang, J. W., Ferdinand, J. A., Savage, J. E., Stevenson, R. E., Davis, D. D., Steiner, K. C., 2005. Physiological and foliar symptom response in the crowns of *Prunus serotina*, *Fraxinus americana* and *Acer rubrum* canopy trees to ambient ozone under forest conditions. *Environmental Pollution*, 133, 553-567.
- Skarby, L. L., Ro-Poulsen, H., Wellburn, F. A. M., Sheppard, L. J., 1998. Impact of ozone on forests: a European Perspective. *New Phytologist*, 139, 109-122.
- Slanina, J., Keuken, M. P., Arends, B., Veltkamp, A.C., Wyers, G.P., 1990. Report on the contribution of ECN to the second phase of the Dutch Priority Programme on Acidification. ECN, Petten, the Netherlands.
- Smith, M. P., Guarnizo, L. E., 2009. Global mobility, shifting borders and urban citizenship. *Tijdschrift voor economische en sociale geografie*, 100 (5), 610-622.
- Spíchal, L., Gemrotová, M., Zatloukal, M., Frebortová, J., Galuszka, P., Wermer, T., Schmulling, T., Doležal, K., Strnad, M., Galuszka, P., 2009: Substituted 6-anilinopurine derivatives are cytokinin oxidase inhibitors useful e.g. to delay senescence of plant and mammalian skin cells, in tissue cultures for stimulation of proliferation and morphogenesis, and in protection of crops. US8222260.
- Stolárik, T., Nožková, V., Nosek, L., Pavlovič, A., 2018. Dark chlorophyll synthesis may provide a potential for shade tolerance as shown by a comparative study with seedlings of European larch (*Larix decidua*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Trees-structure and function* 32 (4), 951-965.
- Sunyer, J., Basagaña, X., Belmonte, J., Antó, J. M., 2002. Effect of nitrogen dioxide and ozone on the risk of dying in patients with severe asthma. *Thorax* 57, 687–693.
- Svačinová, J., Novák, O., Plačková, L., Lenobel, R., Holík, J., Strnad, M., Doležal, K., 2012. A new approach for cytokinin isolation from *Arabidopsis* tissues using miniaturized purification: pipette tip solid-phase extraction. *Plant Methods*, 8, 1–14.
- SZÚ, 2019. Szacowanie zagrożeń dla zdrowia ludności Republiki Czeskiej związanych z powietrzem zewnętrznym na rok 2019. Online: http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzdusi/dokumenty_zdravi/rizika_CRI_2019.pdf.
- Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., Freer-Smith, P., 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landsc. Urban Plan.* 103, 129–138.
- Tempfli, K., Kerle, N., Huuneman, G. C., Jansen, L. L. F., 2001. Principles of Remote Remote Sensing - An introductory text book 591.

- Ten Brink, P., Mutafoğlu, K., Schweitzer, J. P., Kettunen, M., Twigger-Ross, C., Baker, J., Kuipers, Y., Emonts, M., Tyrväinen, L., Hujala, T., Ojala, A., 2016. The Health and Social Benefits of Nature and Biodiversity Protection – Executive summary. A report for the European Commission (ENV.B.3/ETU/2014/0039), Institute for European Environmental Policy, London / Brussels.
- Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G., Grundy, C., Azapagic, A., Hutchings, T. R., 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157, 2645-2653.
- Tong, Z., Baldauf, R. W., Isakov, V., Deshmukh, P., Zhang, K.M., 2016. Science of the Total Environment Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Sci. Total Environ.* 541, 920–927.
- US EPA, 2008. EPA's 2008 Report on the Environment. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-07/045F.
- Van den Berg, M., Wendel-Vos, W., van Poppel, M., Kemper, H., van Mechelen, W., Maas, J., 2015. Health benefits of green spaces in the living environment: A systematic review of epidemiological studies. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 (4), 806-816.
- Viecco, M., Vera, S., Jorquera, H., Bustamante, W., Gironás, J., Dobbs, C., Leiva, E., 2018. Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semiarid climates. *Sustainability* 10.
- Voldner, E. C., Barrie, L.A., Sirois, A., 1986. A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. *Atmospheric Environment* 20, 2101-2112.
- Vong, R. J., Vong, I. J., Vickers, D., Covert, D. S., 2010. Size-dependent aerosol deposition velocities during BEARPEX'07. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 5749–5758.
- Vyas, D., Mehta, N., Dinakaran, J., Krishnayya, N. S. R., 2010. Allometric equations for estimating leaf area index (LAI) of two important tropical species (*Tectona grandis* and *Dendrocalamus strictus*). *Journal of Forestry Research* 21, 197–200.
- Warfvinge, P., Sverdrup, H., 1995. Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Report in ecology and environmental engineering 5:1995, Lund University, 1995.
- Watson, D. J., 1947. Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops: I. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. *Annals of Botany* 11, 41–76.
- Weerakkody, U., Dover, J.W., Mitchell, P., Reiling, K., 2018. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban For. Urban Green.* 30, 98–107.

Wesely, M.L., 1989. Parametrization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric environment* 23, 1293-1304.

WHO, 2006. Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO / Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. (2006).

WHO, 2015. World health statistics 2015. World Health Organization, 2015.

Wieser, G., Emberson, L.D., 2003. Stomatal conductance: Key factors in controlling ozone flux into the leaves of forest trees: A case study in *Picea Abies*, in: Karlsson, P.E., Selldén, G., Pleijel, H. (Eds.), *Establishing Ozone Critical Levels II*, 2003, UNECE Workshop Report, IVL report B 1523, IVL Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden, pp. 280-292.

Willis, K.J., Petrokofsky, G., 2017. The natural capital of city trees. *Science* 365, 374–376.

Yang, J., Yu, Q., Gong, P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment* 42, 7266–7273.

Zapletal, M., 1997. Atmosférická depozice acidifikačních činitelů na území České republiky. Slezská univerzita v Opavě, Opava 1997, 161 s.

Zapletal M., 2001. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur compounds in the Czech Republic. *The Scientific World*, 1 (2), 294-303.

Zapletal, M., 2006. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur in relation to critical loads of nitrogen and acidity in the Czech Republic. *J. Forest Sci.* 52, 92-100.

Zapletal, M., Cudlín, P., Chroust, P., Urban, O., Pokorný, R., Edwards-Jonášová, M., Czerný, R., Janouš, D., Taufarová, T., Večeřa, Z., Mikuška, P., Paoletti, E., 2011. Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with Net Ecosystem Production. *Environmental Pollution*, 159, 1024-1034.

Zapletal, M., Kotlík, B., 2012. Modelování depozičních toků částic a kvantifikace zachytu částic různými povrchy v urbanizované oblasti. *Meteorologické Zprávy* 2012, roč. 65, č.1, s. 23-29.

Zapletal, M. 2014. Historický vývoj atmosférické depozice síry a dusíku v České republice. Slezská univerzita v Opavě, Opava 2014, 136 s.

Zapletal, M., Polášek, M., 2015. Hodnocení přízemního ozonu ve vztahu k muzejním sbírkovým předmětům, lidské populaci a vegetaci. Slezské zemské muzeum, Opava 2015, 123 s.

Zapletal, M., 2017. Hodnocení městské zeleně při snižování koncentrace polutantů v ovzduší a vlivu tepelného ostrova ve městě. In: *Sborník k odborné konferenci Zelená města-města budoucnosti, Veřejné prostranství a městský mobiliář*, září 2017, Městské kulturní středisko Havířov, Havířov, s. 11-14, 2017.

Zapletal, M., Hovorka, J., Hladík, J., Juráň, S., 2019a: Vertikální profil koncentrace a toku aerosolových částic nad ornou půdou. In: Růžičková, P. (eds.): Program a sborník konference Ovzduší 2019, Brno, 16. – 17. 4. Masarykova univerzita v Brně, Brno, 2019, s. 182-190.

Zapletal, M., Hovorka, J., Hladík, J., Juráň, S., 2019b. Měření vertikálního profilu koncentrace a toku aerosolových částic nad povrchovým dolem. In: Mačala, J., Carach, V. (eds.): Ochrana ovzdušia, Air Protection 2019, Zborník medzinárodnej konferencie, Vysoké Tatry, Slovak Republic, 11-13, November 2019, s. 46-53, 2019.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L., 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment* 35, 549–560.

Zhang, W., Wang, B., Niu, X., 2017. Relationship between Leaf Surface Characteristics and Particle Capturing Capacities of Different Tree Species in Beijing 5, 1–12.

