




dr inż. Robert Popek

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Instytut Nauk Ogrodniczych
Katedra Ochrony Roślin
Zakład Przyrodniczych Podstaw Ogrodnictwa

AUTOREFERAT W JĘZYKU POLSKIM

Warszawa, 2023

dr inż. Robert Popek
Zakład Przyrodniczych Podstaw Ogrodnictwa,
Katedra Ochrony Roślin, Instytut Nauk Ogrodniczych,
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
e-mail: robert_popek@sggw.edu.pl

 <https://orcid.org/0000-0001-6112-841X>

I. IMIĘ I NAZWISKO: Robert Popek

**II. POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE — Z PODANIEM PODMIOTU
NADAJĄCEGO STOPIEŃ, ROKU ICH UZYSKANIA ORAZ TYTUŁU ROZPRAWY
DOKTORSKIEJ**

Inżynier ogrodnictwa, specjalizacja genetyka roślin, 2007 r.

Tytuł pracy: Geny odpowiedzialne za występowanie karotenoidów u wybranych gatunków roślin

Podmiot nadający stopień: Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu (obecnie Wydział Ogrodnictwa); Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Promotor: dr Anna Seroczyńska.

Opis: W pracy opisałem przegląd informacji na temat poznanych genów kodujących zdolność do syntezy karotenoidów oraz ich funkcji u wybranych gatunków roślin.

Magister inżynier ogrodnictwa, specjalizacja agroekologia, 2008 r.

Tytuł pracy: Ocena zdolności do fitoremediacji mikrocząsteczek zawartych w powietrzu przez szesnaście gatunków drzew zalecanych do uprawy w terenie zurbanizowanym.

Podmiot nadający stopień: Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu (obecnie Wydział Ogrodnictwa); Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Promotor: prof. dr hab. Stanisław W. Gawroński.

Opis: W pracy tej porównałem zdolność do akumulacji pyłu zawieszonego trzech frakcji wielkości na powierzchni liści przez szesnaście gatunków występujących w Polsce drzew.

Doktor nauk rolniczych w zakresie ogrodnictwa, 2013 r.

Tytuł: Ocena zdolności wybranych gatunków drzew i krzewów w fitoremediacji mikropyłów z powietrza w terenie zurbanizowanym

Podmiot nadający stopień: Wydział Ogródnictwa i Architektury Krajobrazu (obecnie Wydział Ogródnictwa); Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Promotor: prof. dr hab. Helena Gawrońska.

Opis: W pracy podjąłem się oceny potencjału wybranych gatunków roślin do fitoremediacji mikropyłów z powietrza w terenie zurbanizowanym i wpływu PM na roślinność miejską. W ramach pracy przeprowadziłem badania i analizy dotyczące następujących zadań badawczych: (i) potencjał 28 gatunków drzew, 21 krzewów oraz 3 pnączy do oczyszczania powietrza z PM, (ii) akumulacja mikropyłów na liściach lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.) w zależności od odległości od źródła emisji, (iii) szacunkowy potencjał akumulacji PM drzew brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth) i lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.), (iv) akumulacja mikropyłów na liściach 7 gatunków drzew, krzewów i pnączy rosnących w 3-ch lokalizacjach różniących się poziomem zanieczyszczenia powietrza mikropyłami, (v) porównanie 7 gatunków drzew, krzewów i pnączy rosnących w 3-ch lokalizacjach różniących się poziomem zanieczyszczenia powietrza mikropyłami pod względem zmian w wybranych procesach/parametrach fizjologicznych. Badane gatunki drzew, krzewów i pnączy istotnie różniły się pod względem ilości gromadzonych PM na liściach. Najwięcej PM wśród drzew gromadził gatunek *B. pendula*, a z krzewów *Syringa meyeri* 'Palibin'. Wykazano także, istotnie większą akumulację mikropyłów przez drzewa *T. cordata* rosnące przy ruchliwej trasie niż na terenie parku. Wzmogona akumulacja PM na liściach powodowała obniżenie sprawności aparatu fotosyntetycznego przejawiającą się redukcją intensywności fotosyntezy i parametrów fluorescencji chlorofilu *a*, a także obniżeniem intensywności transpiracji.

III. INFORMACJA O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH

2013 – 2014: pracownik naukowo – techniczny

Samodzielny Zakład Przyrodniczych Podstaw Ogródnictwa; Wydział Ogródnictwa i Architektury Krajobrazu; Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

2014 – 2018: biolog

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku.

2018 – obecnie: adiunkt naukowo-dydaktyczny

Zakład Przyrodniczych Podstaw Ogródnictwa; Katedra Ochrony Roślin, Instytut Nauk Ogródniczych; Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

IV. WSKAZANIE OSIĄGNIĘĆ O KTÓRYCH MOWA W ART. 219 UST. 1 PKT. 2 USTAWY Z DNIA 20 LIPCA 2018 R. PRAWO O SZKOLNICTWIE WYŻSZYM I NAUCE (DZ. U. Z 2020 R. POZ. 85 Z PÓŻN. ZM.)

Osiągnięciem naukowym wynikającym z art. 219 ust. 1 pkt 2 lit. b ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2020 r. poz. 85 z późn. zm.) jest cykl pięciu powiązanych tematycznie artykułów zatytułowany: „**Środowiskowe i morfofizjologiczne uwarunkowania biofiltracji pyłu zawieszonego (PM) przez roślinność miejską**”.

a) Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego (przy każdej pozycji podano wskaźnik *Impact Factor* (IF) zgodny z rokiem opublikowania oraz punktację Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego lub Ministerstwa Edukacji i Nauki (MNiSW/MEiN) według ujednoliconego wykazu czasopism obowiązującego w roku publikacji).

- 1. Popek R.,** Łukowski A., Bates C., Oleksyn J. 2017. Particulate matter, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons accumulation on the leaves of *Tilia cordata* Mill. in five Polish cities with different level of air pollution. *International Journal of Phytoremediation*. 19(12): 1134-1141. [IF= 2,132], [MNiSW/MEiN = 25].
- 2. Popek R.,** Haynes A., Przybysz A., Robinson S.A. 2019. How much does weather matter? Effects of rain and wind on PM accumulation by four species of Australian native trees. *Atmosphere* 10: 633 [IF= 2,053], [MNiSW/MEiN = 70].
- 3. Popek R.,** Przybysz A. 2022. The importance of precipitation in the process of air phytoremediation. *Desalination and Water Treatment* 275:14–23 [IF= 1,100], [MNiSW/MEiN = 100].
- 4. Popek R.,** Fornal-Pieniak B., Chyliński F., Pawełkiewicz M., Bobrowicz J., Chrzanowska D., Piechota N., Przybysz A 2022a. Not only trees matter - Traffic-related PM accumulation by vegetation of urban forests. *Sustainability*. 14: 2973. [IF= 3,900], [MNiSW/MEiN = 100].
- 5. Popek R.,** Mahawar L., Shekhawat G.S., Przybysz A. 2022b. Phyto-cleaning of particulate matter from polluted air by woody plant species in the near-desert city of Jodhpur (India) and the role

of heme oxygenase in their response to PM stress conditions. *Environmental Science and Pollution Research*. 29: 70228–70241. [IF= 5,800], [MNiSW/MEiN = 100].

Wszystkie prace, składające się na osiągnięcie naukowe, zostały opublikowane w czasopiśmie z bazy *Journal Citation Reports*. Ich sumaryczny **Impact Factor (IF)** zgodnie z rokiem opublikowania wynosi **14,985**, sumaryczna **liczba punktów MNiSW/MEiN – 395**, zaś liczba cytowań (na dzień 01.09.2023) według Web of Science **78**, Scopus **86**, Google Scholar **109**.

We wszystkich wymienionych publikacjach jestem pierwszym autorem, a także autorem korespondencyjnym. W podanych wyżej publikacjach byłem autorem koncepcji badań, przeprowadziłem większość doświadczeń i analiz. Opracowałem i zinterpretowałem otrzymane wyniki oraz odpowiadałem za przygotowanie tekstów prac do publikacji. Informacje na temat wkładu współautorów w przygotowanie poszczególnych publikacji są zawarte w załączonych do wniosku oświadczeniach współautorów.

IV.1. OMÓWIENIE OSIĄGNIĘCIA, BĘDĄCEGO PODSTAWĄ UBIEGANIA SIĘ O STOPIEŃ DOKTORA HABILITOWANEGO

Publikacje tworzące dzieło wyróżnione są w tekście autoreferatu **pogrubieniem czcionki**.

Powietrze obok gleby i wody, jest jednym z trzech kluczowych komponentów, które wpływają na stan ludzkiego zdrowia i jakość życia. Jednak nadal korzyści społeczne wynikające z poprawy jakości powietrza są znacznie mniej znane w porównaniu z glebą i wodą. W ciągu ostatnich dwóch dekad w krajach europejskich, z powodu redukcji emisji przemysłowych stan czystości powietrza uległ znacznej poprawie. Mimo to, skala zachorowalności i śmiertelności, która wynika z długotrwałego narażenia na działanie zanieczyszczeń powietrza, jest bardzo wysoka (EEA 2015). Według szacunków na całym świecie zanieczyszczenie powietrza jest odpowiedzialne za 30% zgonów spowodowanych chorobą niedokrwienną serca i udarem mózgu; 17% z powodu przewlekłej obturacyjnej choroby płuc (POChP); 9% spowodowanych infekcją układu oddechowego i 8% jako skutek choroby nowotworowej płuc (WHO 2021). Najwyższym stopniem skażenia powietrza charakteryzują się aglomeracje miejskie oraz tereny zlokalizowane wzdłuż ciągów komunikacji o wysokim natężeniu ruchu.

Obecnie największym zagrożeniem w miastach są cząsteczki pyłu zawieszonego, (syn. mikropyły lub PM od ang. particulate matter) o średnicy mniejszej niż 100 µm (Kim i in. 2015, Lu i in. 2019). Są one mieszaniną stałych i ciekłych substancji pochodzenia organicznego i mineralnego (Bell i in. 2011). Stałe cząsteczki mikropyłów mogą stanowić punkty kondensacji dla szkodliwych dla ludzkiego polichlorowanych dibenzofuranów (PCDF), polichlorowanych

bifenyli (PCB), wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) i metali ciężkich (MC) (Kaupp i in. 2000).

Wdychane cząsteczki są zagrożeniem dla ludzi i zwierząt. Dowiedziono, że najmniejsze cząsteczki mikropyłów mogą przenikać do krwioobiegu i przez co z łatwością docierają do niemal wszystkich narządów organizmu (Li i in. 2017). W skrajnych przypadkach mikropyły mogą być przyczyną zmian nowotworowych w drogach oddechowych oraz w konsekwencji śmierci (Manisalidis i in. 2020). Zanieczyszczenie pyłem zawieszonym stanowi bezpośrednie zagrożenie dla wszystkich grup wiekowych, najbardziej jednak narażone są dzieci oraz ludzie starsi (Jędrzychowski i in. 2011, Volk i in. 2013). Według szacunków zanieczyszczenie atmosfery przez PM powoduje około 2,1 mln przedwczesnych zgonów rocznie na całym świecie, w tym w Europie aż 154 tys. (Silva i in. 2013). Niestety jednym z krajów o największym stopniu zanieczyszczenia powietrza przez PM jest Polska. W wielu miastach limity stężeń pyłu zawieszonego są przekraczane przez większość roku. Jak podaje Światowa Organizacja Zdrowia spośród 100 największych miast o najbardziej zanieczyszczonym powietrzu w Unii Europejskiej ponad 50 znajduje się w Polsce (WHO 2018).

Podejmowane działania zmniejszenia emisji PM w terenach zurbanizowanych skutkują redukcją jego stężenia w powietrzu, jednakże w wielu miejscach poziom pyłów zawieszonych jest nadal wyższy niż wyznaczone normy. W praktyce jedyną technologią, która jest w stanie zredukować poziom już wyemitowanych mikropyłów jest intensywnie rozwijany w ostatnich latach dział zwany fitoremediacją (Salt i in. 1998). W tej metodzie wykorzystywane są wyselekcjonowane rośliny, najczęściej drzewa i krzewy, na których liściach osadzają się cząsteczki pyłów zawieszonych. Gęste pokrycie roślinnością na obszarach miejskich może znacząco poprawić jakość powietrza (Yang i in. 2005, Nowak i in. 2006). W wielu pracach opisane zostały różnice morfologiczne wpływające na zwiększenie lub zmniejszenie akumulacji PM przez poszczególne gatunki roślin (Popek i in. 2013, Terzaghi i in. 2013, Sun i in. 2014, Rai 2016, Shao i in. 2019). Jednakże, istnieją jedynie nieliczne publikacje naukowe dotyczące naukowych podstaw fitoremediacji powietrza w zależności od lokalizacji geograficznej. Istnieje także niewielka ilość informacji na temat wpływu czynników środowiskowych na intensywność usuwania PM, oraz powiązanych z nimi MC oraz WWA z atmosfery przez rośliny. Ponadto występują jedynie nieliczne publikacje tłumaczące procesy akumulacji PM przez różne zbiorowiska roślinne i opisujące odpowiedź roślin na stres spowodowany zanieczyszczeniem pyłowym na poziomie enzymatycznym. Dlatego celem podjętych badań było:

1. ocena zdolności roślin drzewiastych do akumulacji PM w zależności od warunków topograficznych oraz założeń urbanistycznych w danej lokalizacji;

2. zbadanie ilości i rodzaju akumulowanych MC i WWA na liściach w zależności od miejsca wzrostu rośliny;
3. ocena wpływu warunków atmosferycznych na zatrzymywanie PM na liściach;
4. oznaczenie potencjału lasu miejskiego złożonego z kilku warstw roślin na oczyszczanie powietrza z cząsteczek PM;
5. ocena aktywności enzymu oksygenazy hemowej w liściach w odpowiedzi roślin na stres spowodowany PM i MC.

Prace realizowane były w latach 2017-2022 i finansowane przez:

- a. Narodowe Centrum Nauki w ramach projektu FUGA 3 (nr 2014/12/S/NZ9/00716) pt. „Poznanie znaczenia drzew i krzewów w fitoremediacji pyłu zawieszonego z powietrza w terenach zurbanizowanych” którego byłem kierownikiem (12.2014-11.2017) – projekt prowadzony w Instytucie Dendrologii PAN w Kórniku.
- b. Fundusze Unii Europejskiej w ramach projektu TECO (Technological Eco - Innovations for the Quality Control and the Decontamination of Polluted Waters and Soils nr. 0004012) pt. Physiological characterization of hemeoxygenase-1 under Cd induced oxidative stress in crop plant of Indian Thar Desert. Particulate matter from air and soil phytoremediation by shrubs and trees”, którego byłem kierownikiem (11.2017-12.2017) – projekt prowadzony w Jodhpur, Indie.
- c. Ministerstwo Edukacji Rządu Australii w ramach projektu Endeavour Scholarships and Fellowships’ (nr. 6901/2018) pt. Ability of Australian trees and shrub species growing in urbanized area to clean the environment from the Particulate Matter (PM) pollution, którego byłem kierownikiem (02.2018-06.2018) – projekt prowadzony w Wollongong, Australia.

Prognozuje się, że do 2050 roku ponad 68% całej ludzkości zamieszka w miastach, jednakże takie zmiany nieuchronnie pociągają za sobą wzrost zanieczyszczenia powietrza (WHO 2021). Szczególnie niepokojące jest zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi wynikające z występowania antropogenicznych cząstek PM, zwłaszcza pyłu zawieszonego, które występują w atmosferze praktycznie na całym świecie. Innowacyjne podejście do walki ze zanieczyszczeniem powietrza to stosowanie fitoremediacji, która opiera się na wykorzystaniu naturalnych właściwości roślin do redukcji poziomu toksyn w otoczeniu.

Wiele badań potwierdza, że rośliny miejskie, takie jak drzewa i krzewy, są w stanie skutecznie redukować poziom PM w powietrzu (Janhäll 2015, Muhammad i in. 2020, Han i in. 2020). Dzięki swojej gęstej koronie, drzewa i krzewy liściaste są w stanie wychwytywać PM i stanowić fizyczną barierę, która zapobiega jego rozprzestrzenianiu się (Beckett i in. 1998, **Popek i in. 2017, Popek i in. 2022b**, Mandal i in. 2023). Nie wszystkie rośliny jednak są równie skuteczne w akumulacji PM. Badania wykazały, że na proces ten wpływa szereg czynników, takich jak wielkość, kształt i unerwienie liścia oraz struktury powierzchniowe jak włoski i warstwa wosku, które mogą zwiększać zdolność roślin do gromadzenia PM (Rai i in. 2010, Sæbø i in. 2012, Janhäll i in. 2015, **Popek i in. 2019**).

Poprzednie badania wykazały, że roślinność w obszarach miejskich pomaga ograniczyć ilość cząstek zawieszonych w powietrzu (Yang i in. 2005; McDonald i in. 2007; Popek i in. 2015, Paton-Walsh i in. 2019). Jednakże istnieje niewielka ilość badań porównująca te same gatunki roślin w zależności od warunków topograficzno-atmosferycznych oraz założeń urbanistycznych w poszczególnych miastach. Ten temat został podjęty w pracy **Popek i in. (2017)**, gdzie w pięciu miastach Polski (Gdańsk, Poznań, Warszawa, Wrocław, Kraków) przeprowadzono badania nad osobnikami lipy drobnolistnej (*Tilila cordata* Mill). Wyniki analiz PM na liściach przeprowadzone na koniec dwóch sezonów wegetacyjnych wykazały istotne podobieństwo do pomiarów przeprowadzonych przez stacje pomiarowe w zakresie PM₁₀ i PM_{2.5} w danych lokalizacjach. Najwyższe stężenia pyłu zawieszonego wszystkich badanych frakcji wielkości (0,2-2,5, 2,5-10, 10-100 µm) na liściach jak i PM w powietrzu odnotowano w Krakowie. Miasto to jest jedną z najbardziej zanieczyszczonych w metropolii Polsce. W Krakowie znajduje się wiele fabryk oraz ruchliwe ulice, a miasto jest położone w kotlinie, co powoduje, że zanieczyszczone powietrze ma ograniczoną zdolność wymiany, co znalazło swoje odzwierciedlenie w akumulacji PM na liściach *T. coradata*. W Gdańsku, z kolei, zanotowano najmniej PM na liściach badanych lip. Miasto to charakteryzuje się dużą częstotliwością opadów oraz intensywnością i średnią siłą wiatru w porównaniu z pozostałymi miastami, co pozwala na szybsze rozpraszanie zanieczyszczeń. Analiza wykazała istotną zależność między całkowitą ilością PM na liściach a PM₁₀ i PM_{2.5} w powietrzu w każdym z badanych miast.

Pył zawieszony ma możliwość zatrzymania się bezpośrednio na powierzchni liści lub igieł, natomiast szczególnie lipofilny pył może zostać trwale zdeponowany w woskach roślinnych (Altieri i in. 1994, Przybysz i in. 2014, **Popek i in. 2022a i 2022b**). Ciekawym odkryciem wynikającym z badań w pracy **Popek i in. (2017)** jest to, że PM powierzchniowy (sPM) i zatrzymany w woskach epikutylarnych (wPM) niemalże w identycznych proporcjach występował na liściach *T. cordata* w każdym z badanych miast. Według badań Beckett i in. (2000) oraz Heerden i in. (2007), sPM może być stosunkowo łatwo zmyty z powierzchni rośliny przez opady atmosferyczne.

W odróżnieniu od sPM, wPM jest zatrzymywany w woskach przez dłuższy czas.

Badania w pracy **Popek i in. (2017)** wykazały także, że wraz ze wzrostem stężenia PM w powietrzu w poszczególnych miastach, rośnie stężenie metali ciężkich (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr i Zn) na/w liściach drzew *T. cordata*. Największą ilość ze wszystkich badanych pierwiastków, z wyjątkiem Cu i Cd, zmierzono na/w liściach drzew rosnących w Krakowie. W przypadku większości ich stężenie było niemal dwukrotnie wyższe niż na/w liściach lip rosnących w Warszawie i Gdańsku. Te dane są zgodne z wynikami Maisto i in. (2004), którzy stwierdzili, że stężenia MC na/w liściach mogą mieć istotny związek z zanieczyszczeniem powietrza przez PM. Ponadto Kosiba (2008) wykazał wyższe stężenia MC na/w liściach drzew rosnących w obszarach miejskich w porównaniu z tymi rosnącymi w niezanieczyszczonych miejscach.

Odnotowany w pracy **Popek i in. (2017)** znaczny wzrost stężenia Cr na/w liściach drzew w Krakowie, związany jest prawdopodobnie z wzmożonym ruchem ulicznym, a w szczególności z emisją związków chromu z trójtlenkiem chromu (CrO_3) w katalizatorach samochodowych oraz ze ścierania opon samochodowych (Pastuszka i in. 2010, Galvagno i in. 2002). Ponadto odnajdowane na/w liściach w zanieczyszczonym środowisku ponadnormatywne stężenie Mn, Zn, Ni i Cd może być powiązany z zużywającym się ogumieniem (Hjortenkrans i in. 2006), Cr, Pb i Sb pochodzić z okładzin hamulcowych (Weckwerth 2001), natomiast Fe z ścierających się klocków hamulcowych (Apeagyei i in. 2011).

Temat akumulacji MC na/w liściach został podjęty również w pracy **Popek i in. (2022b)**, gdzie badano stężenie Cu i Cd na liściach gatunków występujących w mieście Jodhpur w Indiach. Przeprowadzone analizy wykazały w tym przypadku również zwiększoną ilość Cu i Cd na/w liściach niemal wszystkich badanych gatunków roślin. Prawdopodobnie ze względu na, że badane krzewy i drzewa rosły w parku, oddalonym od głównych ciągów komunikacyjnych stężenia obu pierwiastków były około pięciokrotnie niższe niż w badaniach **Popek i in. (2017)**. Pozostaje to w zgodzie z badaniami Zhu i in. (2019), którzy wykazali, że stężenie MC na/w liściach wzrasta wraz ze zmniejszającą się odległością od źródła emisji. W pracy **Popek i in. (2022b)** stwierdzono również istotną pozytywną korelację Cd z PM frakcji drobnej i grubej zakumulowanej na/w liściach badanych roślin. Znajduje to swoje potwierdzenie w badaniach Sörme i in. (2001), którzy dowodzą, że zwiększone ilości Cd w PM związanym z ruchem drogowym, zwłaszcza w związku z ścieraniem opon pojazdów.

Szereg prac wskazuje na to, że w skład PM wchodzi również wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) (Kaupp i in. 2000, Jouraeva i in. 2002). Badania w pracy **Popek i in. (2017)** wskazują że są one również zatrzymywane na i w liściach roślin a ich ilość różni się w zależności od stopnia zanieczyszczenia powietrza w danej lokalizacji. Potwierdzają to badania Simonich i Hites (1993) i Kipopoulou i in. (1999), którzy stwierdzili, że stężenia WWA w tkance

wewnętrznej roślinności są podobne do tych, które występują w miejskim powietrzu. W pracy **Popek i in. (2017)** WWA podzielono na trzy grupy w zależności od ich masy cząsteczkowej wg. pracy Jouraeva i in. (2002): (i) niska masa cząsteczkowa - LMW (ang. Low Molecular Weight) - występują głównie w fazie gazowej, (ii) średnia masa cząsteczkowa - MMW (ang. Medium Molecular Weight) - w zależności od warunków środowiskowych, występują zarówno w fazie gazowej, jak i cząstkowej, oraz (iii) wysoka masa cząsteczkowa HMW (ang. High Molecular Weight) - występują głównie w fazie stałej na podstawie pracy. Najwyższe stężenie fluorenu w liściach *T. cordata*, który był jedynym przedstawicielem grupy LMW, stwierdzono w najbardziej zanieczyszczonym Krakowie. Było ono ponad 12 razy większe niż w charakteryzującym się najniższym skażeniem powietrza Gdańsku. Sugeruje to, że ilość LMW w liściach może być bezpośrednio związana z ich obecnością w powietrzu. Największy udział w całkowitej ilości WWA oznaczonych w liściach w ramach pracy **Popek i in. (2017)** występował w grupie MMW. Najwyższe stężenie pośród MMW odnotowano dla chryzenu, którego obecność w środowisku jest ściśle związana z emisjami z ruchu drogowego (Mohanraj i in. 2011). Podobnie jak w przypadku LMW stężenie MMW, w liściach było kilkakrotnie wyższe w Krakowie w porównaniu z pozostałymi miastami. Cząsteczki stałe HMW występują głównie w postaci grudek o wielkości mniejszej niż 1,4 mm (Poster i in. 1995). Twierdzenie to znajduje potwierdzenie w badaniach **Popek i in. (2017)**, gdzie występował związek pomiędzy stężeniem HMW, a ilością PM frakcji 0,2-2,5 oznaczonych na liściach badanych *T. cordata*. W tym przypadku również największe ilości HMW odnotowano na liściach w Krakowie, a najmniejsze Gdańsku. Porównując łączną ilość WWA zgromadzonych w liściach *T. cordata*, różnica między Krakowem a innymi miastami była znacząca. Liście lip rosnących we Wrocławiu zawierały niemal 3 razy, w Warszawie i Poznaniu dziewięć, natomiast w Gdańsku ponad 21 razy niższe stężenie WWA niż w Krakowie.

Warto zauważyć, że badania **Popek i in. (2017)** przeprowadzone zostały w Polsce, ale ich wyniki mogą mieć zastosowanie również w innych krajach, gdzie problemy z zanieczyszczeniem powietrza są równie istotne. Korzyści z posiadania roślinności w miastach są powszechnie znane, a badania takie jak te opisane w pracy **Popek i in. (2017)** pozwalają na lepsze zrozumienie wpływu roślinności na jakość powietrza i mogą pomóc w podejmowaniu decyzji dotyczących planowania przestrzennego w miastach. Ponadto badania wskazują, że na liście w zanieczyszczonych miastach, ze względu na swój fitoremediacyjny potencjał na koniec sezonu wegetacyjnego stają się toksyczne i powinny być traktowane jako materiał niebezpieczny.

Nie wszystkie PM po akumulacji są na stałe związane z powierzchnią liścia. Istotny wpływ na ich zatrzymywanie wywierają opady atmosferyczne. W nowatorskich badaniach **Popek i in. (2019)** przeprowadzono analizę krótkookresowego wpływu opadów atmosferycznych (pomiaru 24 godzinne i tygodniowe) na akumulację PM na liściach czterech natywnych gatunków drzew

występujących w Australii w Stanie Nowa Południowa Walia: *Brachychiton acerifolius* (A. Cunn. ex G. Don, Macarthur), *Pittosporum undulatum* (Vent.), *Eucalyptus ovata* (Labill.) i *Notelaea longifolia* (Vent.). Powyższe badania zostały poszerzone w pracy **Popek i Przybysz (2022)**, gdzie badano wpływ opadów atmosferycznych na dynamikę akumulacji, spłukiwania i ponownej akumulacji PM na drzewach gatunków *Betula pendula* Roth, *Tilia cordata* Mill. i *Quercus robur* L. w trakcie pełnego wegetacyjnego

Analizy wykazały, że opady deszczu mają istotny wpływ na ilość pyłu akumulowanego na liściach roślin. Bez względu na gatunek i szerokość geograficzną deszcz powodował redukcję ilości PM zatrzymanego na roślinach. Jednakże badani również wykazały, że zmywanie PM z liści przez opady atmosferyczne jest procesem złożonym, który zależy od czasu trwania i intensywności opadów, rozmiaru PM, gatunku roślin oraz ich cech morfologicznych co znalazło potwierdzenie w innych pracach (Liu i in. 2013, Schaubroeck i in. 2014, Xu i in. 2019).

W obu badaniach **Popek i in. (2019)** i **Popek i Przybysz (2022)** opady deszczu miały zróżnicowany wpływ na różne frakcje i kategorie PM. Duże cząsteczki pyłów (10-100µm) były łatwiej zmywane z powierzchni liści podczas gdy ilość drobny cząsteczek PM (0,2-2,5 µm) zmywana była w ograniczonym stopniu. Podobne zjawisko zaobserwowali Przybysz i in. (2014), którzy również wykazali, że największe frakcje PM są najłatwiej zmywane za pomocą symulowanego opadu atmosferycznego, podczas gdy drobna frakcja PM wydaje się mocno przylegać do powierzchni liści i trudniej je usunąć. W pracach **Popek i in. (2019)** i **Popek i Przybysz (2022)** stwierdzono również, że opady deszczu negatywnie wpływają na retencję zarówno PM powierzchniowych (sPM), jak i zatrzymanych w woskach (wPM). Powszechne stwierdzenie, że wPM jest silnie związane z woskami epikutylarnymi (Dzierżanowski i in. 2011, Pugh i in. 2012), a jego ponowne unoszenie jest możliwe tylko po złuszczeniu wosków w trakcie trwania życia liścia, na skutek starzenia się liści, niekorzystnych warunków atmosferycznych i narażenia na zanieczyszczenia (Pal i in. 2002, Kupcinskiene i Huttunen 2005) może być nie do końca prawdą. Należy zauważyć, że wnioski te zostały wysnute na podstawie eksperymentów laboratoryjnych z symulowanymi opadami gdzie stosowano wodę destylowaną, która ma inny skład i pH niż naturalny deszcz. Woda pochodząca z naturalnych opadów atmosferycznych może mieć zróżnicowany skład chemiczny i działać destrukcyjnie na warstwę wosków. Ponadto, w warunkach naturalnych rośliny są jednocześnie narażone na różnorodne czynniki stresowe (m. in. zmiany temperatury, nasłonecznienie), które również mogą powodować niszczenie i kruszenie się warstwy wosków eipikutylarnych, która może być zmywana przez deszcz.

Proces zmywania i reakumulacji PM na liściach jest bardzo złożony. W badaniach **Popek i in. (2019)**, jak i **Popek i Przybysz (2022)** zaobserwowano, że po każdym opadzie deszczu następowało niezwłocznie nowe gromadzenie PM na liściach. Na podkreślenie zasługuje fakt,

że w 24 godzinnych badaniach nad gatunkami australijskimi w pracy **Popek i in. (2019)** stwierdzono, że już po dobie po intensywnym deszczu ilość PM została odbudowana w 33-35% w zależności od gatunku. Może to wynikać z faktu, że liście stają się mokre i bardziej lepkie po deszczu i akumulacja nowego PM może następować bardzo szybko (Zhang i in. 2015, Czernecki i in. 2017). W długoterminowych badaniach przeprowadzonych przez **Popek i Przybysz (2022)** zaobserwowano również, że skuteczność ponownego gromadzenia PM zależy od pory roku. Największa ilość PM zatrzymywana była na liściach latem, prawdopodobnie ze względu na obecność powszechnych zanieczyszczeń pochodzących z transportu, przemysłu lub budownictwa, a także pyłków, zarodników grzybów oraz fragmentów roślin i zwierząt w powietrzu. Ponadto, latem liście są dojrzałe, posiadają w pełni rozwinięte włoski i воск na powierzchni które zwiększają akumulację PM (Sgrigna i in. 2015). Wnioski te znalazły swoje potwierdzenie w badaniach Wang i in. (2020), którzy wykazali, że niedojrzałe liście zatrzymują mniejszą ilość PM, natomiast dojrzałe (ale niezbyt stare) liście mają większą zdolność do retencji PM.

Wpływ wiatru jest drugim czynnikiem, który ma znaczenie w procesie akumulacji PM przez roślinność. Jego wpływ został szczegółowo opisany w pracy **Popek i in. (2019)**. Ruch powietrza powoduje turbulencje nad koronami drzew i mikroturbulencje blisko powierzchni liści, co może prowadzić do zwiększonej akumulacji PM (Weerakkody i in. 2018). W zależności od złożoności struktury korony drzewa, wiatr może również zdmuchiwać PM z powierzchni liści (Wang i in. 2015, Xu i in. 2018). Przeprowadzone w pracy **Popek i in. (2019)** analizy wykazały, że intensywny ruch powietrza zazwyczaj negatywnie wpływał na retencję PM na liściach, jednakże poszczególne gatunki roślin reagowały na niego w odmienny sposób, prawdopodobnie ze względu na różnice w wielkości oraz kształcie liści. Wyniki te sugerują, że wpływ wiatru na akumulację PM nie może być uogólniony dla wszystkich gatunków roślin. Ciekawym wynikiem w badaniach **Popek i in. (2019)** był niższy wpływ wiatru na retencję pyłu zatrzymanego w woskach (wPM) niż opadów atmosferycznych. Dotychczas uważano, że wPM są chronione przed opadami, ale mogą zostać ponownie uniesione z liści przez silny wiatr. W przyszłych badaniach istotne będzie uwzględnienie kierunku wiatru jako czynnika wpływającego na proces gromadzenia PM ponieważ zgodnie z badaniami Sgrigna i in. (2015) oraz Luo i in. (2019), to nie prędkość wiatru, ale jego kierunek (od źródła zanieczyszczeń lub przeciwnie) ma największy wpływ na akumulację PM na liściach.

Jak wykazują prace **Popek i in. (2019)** oraz **Popek i Przybysz (2022)** dynamika gromadzenia, splukiwania, zwiewania i ponownego unoszenia się PM z powierzchni liści jest kluczowa dla oszacowania wpływu roślin na jakość powietrza. Procesy te można porównać do czyszczenia filtra i przygotowywania liści do kolejnego gromadzenia PM. W kontekście planowania efektywnego wykorzystania fitoremediacji powietrza w obszarach zurbanizowanych, te procesy powinny być traktowane jako korzystne. Dotychczas ocena zdolności do akumulacji PM

zazwyczaj była prowadzona była jednokrotnie, na koniec sezonu wzrostu (Dzierżanowski i in. 2011, Sæbø i in. 2012). Co prawda pozwala to oszacować, ile PM można trwale usunąć z otoczenia człowieka wraz z opadłymi liśćmi, jednakże nie ukazuje pełnej roli roślin w oczyszczaniu powietrza z PM. Zanieczyszczenia, które osiadają na roślinach w trakcie sezonu wzrostu ale zostają usunięte przez deszcz i wiatr dotychczas nie brane były pod uwagę. Badania **Popek i in. (2019)** i **Popek i Przybysz (2022)** uzupełniają tę lukę wiedzy, dzięki czemu w przyszłych badaniach będzie można z większą dokładnością oszacować rzeczywistą fitoremediację powietrza przez rośliny.

Do tej pory większość badań polegała na pomiarach porównawczych ilości PM na poszczególnych gatunkach roślin. Potwierdzono, że każda roślina ma inną zdolność do gromadzenia PM, wynikającą głównie z cech anatomicznych liści (Mo i in. 2015, Chen i in. 2016). W badaniach tych zazwyczaj pomijane były kompleksy roślinne i występujące pomiędzy nimi interakcje wpływające na oczyszczanie powietrza z PM. Jednocześnie wielu autorów podkreślało, potrzebę holistycznych badań w celu zrozumienia i poprawy efektywności miejskiej zieleni w miejscach o najbardziej zanieczyszczonym powietrzu (Przybysz i in. 2014, Wang i in. 2020). Ten problem został podjęty w pracy **Popek i in. (2022a)** na przykładzie Warszawskiego lasu miejskiego. W badaniach las został podzielony na pięć stref w zależności od odległości od źródła zanieczyszczania – drogi szybkiego ruchu, uwzględniając cztery warstwy roślinności: mchy, rośliny zielne, krzewy i drzewa. W dwóch pierwszych strefach, najbliższej drogim występowały głównie synantropijne rośliny zielne i trawiaste. Skład gatunkowy w trzech kolejnych strefach był typowy dla młodych lasów iglastych. Analizy wykazały, że najbardziej efektywna w akumulacji PM była roślinność zielna i mchy. Było to konsekwencją lokalizacji ich występowania, która była najbliższa źródłom emisji (1-10 m od drogi). Ponadto wiele roślin zielnych jest pokrytych włoskami i gęstą powłoką woskową, które są cechami decydującymi o skutecznym gromadzeniu PM (Weber i in. 2014, Muhammad i in. 2020). Przy projektowaniu barier roślinnych w celu łagodzenia zanieczyszczenia powietrza w pobliżu dróg, rzadko uwzględnia się strefy miejskiej zieleni o różnych strukturach roślinności, w tym rośliny zielne i mchy; największy nacisk kładziony jest na drzewa i krzewy (Łukowski i in. 2020, Li i in. 2021). Jednak ze względów bezpieczeństwa (lepszą widoczność, unikanie wypadków) i przestrzennych, drzewa i wysokie krzewy nie mogą rosnąć w bezpośrednim sąsiedztwie dróg i skrzyżowań. W rezultacie, tam gdzie nie można sadzić drzew, PM emitowane z drogi może rozpraszać i przenosić się do nowych miejsc lub gromadzić się na mchach i liściach roślin zielnych (Nawrocki i in. 2023). Obecność drzew może z kolei prowadzić do podwyższonego stężenia PM blisko drogi, ponieważ wysoka roślinność działa jako zaporę dla zanieczyszczonego powietrza (Tong i in. 2015, Viippola i in. 2020). Niekoszone społeczności roślin zielnych zwykle mają wystarczającą wysokość (przynajmniej 30-50 cm), aby pełnić rolę skutecznego filtra powietrza blisko źródła emisji z drogi, przy jednoczesnej przepuszczalności i gęstości. Aby w pełni

wykorzystać potencjał fitoremediacyjny roślin zielnych, warto ograniczyć koszenie roślinności przydrożnej, zwłaszcza w miejscach, gdzie estetyka ma mniejsze znaczenie (Nawrocki i in. 2023).

Badania w pracy **Popek i in. (2022a)** wykazały, że w lesie miejskim pierwszy szpaler drzew gromadzi istotnie mniejszą ilość PM niż wspomniane wcześniej wieloletnie rośliny zielne. Jest to zaskakujący wynik, ponieważ do tej pory uważano, że drzewa przy ulicach są głównym elementem miejskiej zieleni mającym rzeczywisty wpływ na ograniczenie zanieczyszczenia powietrza PM (Nguyen i in. 2015, Zhang i in. 2017). Możliwe, że rośliny zielne i mchy filtrowały zanieczyszczone powietrze emitowane z drogi, zanim dotarło do drzew. Wydaje się, że rośliny zielne rosnące pod i blisko drzew prawdopodobnie również gromadzą PM ponownie unoszone z wyższej roślinności. Jeśli to możliwe, trawniki powinny być zastąpione łąkami. Trawniki oferują mniejszą liczbę usług ekosystemowych (bioróżnorodność, pożywienie dla zapylaczy, siedlisko dla bezkręgowców) i wymagają wyższych kosztów utrzymania niż łąka (Bretzel i in. 2016). Ponadto, trawniki wymagają koszenia, co skutkuje dodatkowymi emisjami zanieczyszczeń powietrza (Volk i in. 2013). Nowym odkryciem w pracy **Popek i in. (2022a)** był fakt, że ilość PM wzrastała na liściach/igłach wewnątrz lasu, pomimo bardzo niskiego stężenia PM w powietrzu. Poprzednie badania wskazywały, że gromadzenie się PM na roślinach maleje wraz z oddalaniem się od krawędzi lasu/parku (Popek i in. 2015). Jednakże we wspomnianych badaniach autorzy analizowali duży miejski park o niższej gęstości nasadzeń i obecności licznych szerokich ścieżek, co skutkowało większą wentylacją i przepływem powietrza. W pracy **Popek i in. (2022a)** gęste korony wysokich drzew stanowiły warstwę izolacyjną dla zanieczyszczeń powietrza, w tym PM.

Badania w pracy **Popek i in. (2022a)** pozwalają stwierdzić, że aby skutecznie zwalczać zanieczyszczenie powietrza generowane przez transport drogowy, obrzeżna roślinność musi być zróżnicowana i posiadać warstwową strukturę. W obszarach, gdzie obecność krzewów i drzew jest niemożliwa, należy uprawiać mieszanekę stosunkowo roślin zielnych wzdłuż drogi. Zadaniem zazwyczaj niedocenianej roślinności zielnej jest przechwytywanie PM z powietrza natychmiast po jego emisji. Pierwsze rzędy drzew powinny być porowate, aby umożliwić transport PM do lasu, gdzie zostanie trwale zgromadzone przez drzewa i krzewy. Ponadto badania w pracy **Popek i in. (2022a)** pokazują, że aby właściwie oszacować przydatność zieleni miejskiej w procesach oczyszczania powietrza, ocena nie może ograniczać się tylko do skuteczności akumulacji PM (lub innych zanieczyszczeń powietrza) przez poszczególne gatunki roślin. Zielen miejską należy raczej traktować jako wielofunkcyjny i złożony mechanizm. Mchy, rośliny zielne, krzewy i drzewa pełnią różne funkcje i uzupełniają się nawzajem w procesach oczyszczania powietrza. Pogłębione zrozumienie interakcji między różnymi elementami miejskiej zieleni nie tylko pomoże lepiej zrozumieć złożoność procesów zachodzących podczas oczyszczania powietrza, ale może również być wykorzystane do tworzenia zaleceń dla osób zajmujących się miejską zielenią, aby w pełni

wykorzystać potencjał roślin w miastach.

Jak zostało pokazane w pracach **Popek i in. (2017), (2019), Popek i Przybysz (2022)** oraz **Popek i in. (2022a)** rośliny potrafią skutecznie akumulować PM na powierzchni liści. Jednakże jak zostało podkreślone w licznych pracach zgromadzony PM wywiera niekorzystny wpływ na ich wzrost i rozwój (Siqueira-Silva i in. 2016, Li i in. 2019, Mina i in. 2018, Popek i in. 2018, Singh i in. 2019). Nagromadzony pył na powierzchni liści zmienia ich optyczne właściwości poprzez absorpcję lub odbicie fotosyntetycznie aktywnego promieniowania (PAR) oraz blokowanie lub uszkodzenie aparatów szparkowych (Li i in. 2019, Singh i in. 2019). Ponadto Zhu i in. (2017) w swoich badaniach potwierdzili związek między PM a zaburzeniami biosyntezy chlorofilu. Analizy chemiczne wykazały także, że cząsteczki PM powodują stres oksydacyjny u roślin (Piacentini i in. 2019, Mudway i in. 2020), który może być redukowany przez zwiększoną aktywność systemu antyoksydacyjnego, za pomocą enzymów takich jak peroksydaza i katalaza (Ghorbanli i in. 2007, Mudway i in. 2020). Jednakże jak dotąd niewielka ilość badań została wykonana pod względem pozostałych enzymów odpowiedzialnych za reakcje obronne roślin na stres opylania liści przez PM. Jednym z takich związków chemicznych jest oksygenaza hemowa (HO), enzym zaangażowany w reakcje obronne roślin wobec różnych stresów abiotycznych (He i He 2014, Hancock i Russell 2021, Mahawar i in. 2021), jak dotąd nie powiązany z stresem wywoływanym przez cząsteczki PM. Związki pomiędzy ilością zakumulowanego PM oraz stężeniem enzymu HO zostały po raz pierwszy na świecie zbadane w pracy **Popek i in. (2022b)** na przykładzie dziesięciu gatunków drzew i krzewów rosnących w Indiach, w mieście Jodhpur, o skrajnie wysokim zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym. Nowe odkrycie w badaniu **Popek i in. (2022b)** polegało na wykazaniu istotnej dodatniej korelacji między aktywnością HO a zgromadzonym PM na liściach roślin. HO jest przede wszystkim produkowany i aktywny w liściach (Mahawar i in. 2018) i może być zaangażowany w łagodzenie stresu oksydacyjnego wywołanego przez PM. Pył atmosferyczny ma dobrze udokumentowany negatywny wpływ na rośliny, zwłaszcza na aparat fotosyntetyczny (Popek i in. 2018, Zhou i in. 2018, Li i in. 2019, Mudway i in. 2020). Dodatkowo, w badaniu **Popek i in. (2022b)** zaobserwowano pozytywną korelację między HO a stężeniem metali ciężkich w liściach takich jak kadm i miedź, które jak wykazały badania zawarte w pracy **Popek i in. (2017)** są ściśle związane z zanieczyszczeniem powietrza w terenie zurbanizowanym. Podobnie Mahawar i in. (2018) wykazali, że aktywność HO wzrasta wraz ze wzrostem stężenia kadmu w roślinach i czasem ekspozycji na ten metal. Noriega i in. (2012) oraz Mahawar i in. (2021) sugerują, że HO może mieć znaczenie w łagodzeniu skutków stresu wywołanego przez większość metali ciężkich. Co więcej, w badaniach **Popek i in. (2022b)** korelacja między HO a PM była silniejsza niż między HO a analizowanymi dwoma metalami ciężkimi. Może to sugerować, że zróżnicowanie składu chemicznego akumulowanego pyłu powoduje, że poszczególne jego składniki mogą współdziałać

powodując nasilenie niekorzystnych skutków dla organizmu roślinnego. Wysoka aktywność HO w liściach roślin rosnących w warunkach zwiększonego stężenia PM w powietrzu wskazuje na to, że reakcje obronne roślin na PM są bardziej złożone niż wcześniej sądzono, a osobniki akumulujące duże ilości PM muszą się dostosować do jego niekorzystnego wpływu.

Podsumowując, badania prowadzone nad środowiskowymi i morfofizjologicznymi uwarunkowaniami biofiltracji PM przez roślinność miejską pozwalają stwierdzić że:

1. Warunki środowiskowe, a przede wszystkim stopień zanieczyszczenia powietrza w miastach determinują ilość akumulowanych PM na liściach.
2. Stężenie ilości metali ciężkich (MC) oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) na liściach jest ściśle związane z ilością akumulowanego PM.
3. Stężenia MC oraz WWA na/w liściach roślin w miejscach o wysokim zanieczyszczeniu powietrza na koniec sezonu wegetacyjnego mogą osiągać stężenia toksyczne.
4. Opady deszczu oraz w mniejszym stopniu wiatr usuwają z liści zarówno pył powierzchniowy (sPM), jak i zatrzymanych w woskach (wPM).
5. Proces akumulacji, zmywania/zwiewania PM jest bardzo dynamiczny, a duże różnice w ilości PM mogą występować nawet pomiędzy poszczególnymi dniami.
6. Kompleksy roślinne takie jak lasy miejskie skutecznie zmniejszają zanieczyszczenie powietrza w terenie zurbanizowanym.
7. Ważną rolę w akumulacji PM z powietrza w miejscach gdzie nie mogą rosnąć drzewa pełnią rośliny zielne oraz mchy.
8. Obecność PM i HM powoduje zwiększenie produkcji enzymu oksygenazy hemowej, zaangażowanego w łagodzenie stresu oksydacyjnego.

Wyżej zawarte wnioski zwiększają stan wiedzy na temat fitoremediacji pyłów zawieszonych przez roślinności i stanowią mój autorski wkład w badane zagadnienie. Stanowią również kompendium wiedzy dla architektów zieleni miejskiej w terenach zurbanizowanych.

Piśmiennictwo

W bibliografii nie są ujęte prace własne stanowiące osiągnięcie naukowe.

1. Altieri A., Del Caldo L., Manes F. 1994. Morphology of epicuticular waxes in *Pinus pinea* needles in relation to season and pollution-climate. *Eur. J. For Path.*, 24: 79–91.
2. Apeagyei E., Bank M.S., Spengler J.D. 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.*, 45(13): 2310–2323
3. Beckett K.P., Freer-Smith P., Taylor G. 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environ. Pollut.* 99(3): 347–360
4. Beckett K.P., Freer-Smith P., Taylor G. 2000. Effective tree species for local air quality management. *J. Arboric.* 26(1): 12–19.
5. Bell M.L., Morgenstern R.D., Harrington W. 2011. Quantifying the human health benefits of air pollution policies: review of recent studies and new directions in accountability research. *Environ. Sci. Policy*, 14: 357–368.
6. Bretzel F., Vannucchi F., Romano D., Malorgio F., Benvenuti S., Pezzarossa B. 2016, Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening—A review. *Urban For. Urban Green.*, 20: 428–436.
7. Chen B., Li S., Yang X., Lu S., Wang B., Niu X. 2016. Characteristics of atmospheric PM_{2.5} in stands and non-forest cover sites across urban-rural areas in Beijing, China. *Urban Ecosyst.*, 19: 867–883.
8. Czernecki B., Półrolniczak M., Kolendowicz L., Marosz M., Kendzierski S., Pilguy N. 2017. Influence of the atmospheric conditions on PM₁₀ concentrations in Poznań, Poland. *J. Atmos. Chem.*, 74:115–139.
9. Dzierżanowski K., Popek R., Gawrońska H., Sæbø A., Gawroński S.W. 2011. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surface and in waxes of urban forest species. *Int. J. Phytoremediation*, 13: 1037–1046
10. European Environment Agency (EEA). 2015. Air quality in Europe - 2015 report. Report No 5/2015. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
11. Galvagno S., Casu S., Casabianca T., Calabrese A., Cornacchia G. 2002. Pyrolysis process for the treatment of scrap tires: preliminary experimental results. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 22: 917–923.
12. Ghorbanli M., Bakand Z., Bakhshi Khaniki G., Bakand S. 2007. Air pollution effects on the activity of antioxidant enzymes in *Nerium oleander* and *Robinia pseudoacacia* plants in Tehran. *Iranian J. Environ. Health Sci. Eng.*, 4(3): 157–162.
13. Han D., Shen H., Duan W., Chen L. 2020. A review on particulate matter removal capacity by urban forests at different scales. *Urban For. Urban Green.*, 48: 126565.
14. Hancock J.T., Russell G. 2021. Downstream signalling from molecular hydrogen. *Plants*, 10(2): 367.
15. He H., He L. 2014. Heme oxygenase 1 and abiotic stresses in plants. *Acta Physiol. Plant.*, 36: 581–588.
16. Heerden van P.D.R., Krüger G.H.J., Kilbourn Louw M. 2007. Dynamic responses of photosystem II in the Namib Desert shrub, *Zygophyllum prismatocarpum*, during and after foliar deposition of limestone dust. *Environ. Pollut.* 146: 34–45.
17. Hjortenkrans D., Bergback B., Haggerud A. 2006. New metal emission patterns in road traffic environments. *Environ. Monit. Assess.*, 117: 85–98.
18. Janhäll S. 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution - deposition and dispersion. *Atmos. Environ.*, 105:130–137.
19. Jędrychowski W., Perera F., Maugeri U., Mrozek-Budzyn D., Miller R.L., Flak E., Mroz E., Jacek R., Spengler J.D. 2011. Effects of prenatal and perinatal exposure to fine air pollutants and maternal fish consumption on the occurrence of infantile eczema. *Int. Arch. Allergy Immunol.*, 155: 275–281.
20. Jouraeva V.A., Johnson D.L., Hassett J.P., Nowak D.J. 2002. Differences in accumulation of PAHs and metals on the leaves of *Tilia × euchlora* and *Pyrus calleryana*. *Environ. Pollut.*, 120(2): 331–338.
21. Kaupp H., Blumenstock M., McLachlan M.S. 2000. Retention and mobility of atmospheric particle-associated organic pollutant PCDD/Fs and PAHs on maize leaves. *New Phytologist*, 148(3): 473–480.
22. Kim K-H., Kabir E., Kabir S. 2015. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environ. Int.*, 74: 136–143.

- 23.Kipopoulou A.M., Manoli E., Samara C. 1999. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 106(3): 369–380.
- 24.Kosiba P. 2008. Variability of morphometric leaf traits in small-leaved linden (*Tilia cordata* Mill.) under the influence of air pollution. *Acta Soc. Bot. Pol.*, 77(2): 125–137.
- 25.Kupcinskiene E., Huttunen S. 2005. Long-term evaluation of the needle surface wax condition of *Pinus sylvestris* around different industries in Lithuania. *Environ. Pollut.*, 137: 610–618.
- 26.Li X., Zhang T., Sun F., Song X., Zhang Y., Huang F., Yuan C., Yu H., Zhang, G., Qi F. 2021. The relationship between particulate matter retention capacity and leaf surface micromorphology of ten tree species in Hangzhou, China. *Sci. Total Environ.*, 771: 144812.
- 27.Li X.P., Fan S.X., Guan J.H., Zhao F., Dong L. 2019. Diversity and influencing factors on spontaneous plant distribution in Beijing Olympic Forest Park. *Landsc. Urban Plan.*, 181:157–168.
- 28.Li Z., Wen Q., Zhang R. 2017. Sources, health effects and control strategies of indoor fine particulate matter (PM_{2.5}): A review. *Sci. Tot. Environ.*, 586: 610–622.
- 29.Liu L., Guan D., Peart M.R., Wang G., Zhang H., Li Z. 2013. The dust retention capacities of urban vegetation – a case study of Guangzhou, South China, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 20: 6601–6610.
- 30.Lu X.C., Lin C.Q., Li W.K., Chen Y.A., Huang Y.Q., Fung J.C.H., Lau A.K.H. 2019. Analysis of the adverse health effects of PM_{2.5} from 2001 to 2017 in China and the role of urbanization in aggravating the health burden. *Sci. Total Environ.*, 652: 683–695.
- 31.Luo X., Bing H., Luo Z., Wang Y., Jin L. 2019. Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environ. Pollut.*, 255: 113138.
- 32.Łukowski A., Popek R., Karolewski P. 2020. Particulate matter on foliage of *Betula pendula*, *Quercus robur*, and *Tilia cordata*: Deposition and ecophysiology. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27: 10296–10307.
- 33.Mahawar L., Kumar R., Shekhawat G.S. 2018. Evaluation of heme oxygenase 1 (HO 1) in Cd and Ni induced cytotoxicity and crosstalk with ROS quenching enzymes in two to four leaf stage seedlings of *Vigna radiata*. *Protoplasma*, 255: 527–545.
- 34.Mahawar L., Popek R., Shekhawat G.S., Alyemeni M.N., Ahmad P. 2021. Exogenous hemin improves Cd tolerance and remediation potential in *Vigna radiata* by intensifying the HO-1 mediated antioxidant defence system. *Scientific Reports*, 11: 2811.
- 35.Maisto G., Alfani A., Baldantoni D., De Marco A., Virzo De Santo A. 2004. Trace metals in the soil and in *Quercus ilex* L. leaves at anthropic and remote sites of the Campania Region of Italy. *Geoderma*, 122: 269–279.
- 36.Mandal M., Popek R., Przybysz A., Roy A., Das S., Sarkar A. 2023 Breathing fresh air in the city: implementing avenue trees as a sustainable solution to reduce particulate pollution in urban agglomerations. *Plants*, 12: 1545.
- 37.Manisalidis I., Stavropoulou E., Stavropoulos A., Bezirtzoglou E. 2020. Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Front. Public Health*, 8: 14.
- 38.McDonald A.G., Bealey W.J., Fowler D., Dragosits U., Skiba U., Smith R.I., Donovan R.G., Brett H.E., Hewitt C.N., Nemitz E. 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmos. Environ.*, 41: 8455–8467.
- 39.Mina U., Chandrashekara T.K., Kumar S.N., Meena M.C., Yadav S., Tiwari S., Singh D., Kumar P., Kumar R. 2018. Impact of particulate matter on basmati rice varieties grown in Indo-Gangetic Plains of India: growth, biochemical, physiological and yield attributes. *Atmos. Environ.*, 188: 174–184.
- 40.Mo L., Ma Z., Xu Y., Sun F., Lun X., Liu X., Chen J., Yu X. 2015. Assessing the capacity of plant species to accumulate particulate matter in Beijing, China. *PLoS ONE*, 10: e0140664.
- 41.Mohanraj R., Solaraj G., Dhanakumar S. 2011. PM_{2.5} and PAH concentrations in urban atmosphere of Tiruchirappalli, India. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 87: 330–335.
- 42.Mudway I.S., Kelly F.J., Holgate S.T. 2020. Oxidative stress in air pollution research. *Free Radic. Biol. Med.*, 151: 2–6.
- 43.Muhammad S., Wuyts K., Samson R., 2020. Immobilized atmospheric particulate matter on leaves of 96 urban plant species. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27: 36920–36938.

44. Nawrocki A., Popek R., Sikorski P., Wińska-Krysiak M., Zhu Ch.Y., Przybysz A. 2023. Air phyto-cleaning by an urban meadow – Filling the winter gap. *Ecol. Indicators*, 151: 110259.
45. Nguyen T., Yu X., Zhang Z., Liu M., Liu X. 2015. Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *J. Environ. Sci.*, 27: 33–41.
46. Noriega G., Cruz D.S., Batlle A., Tomaro M., Balestrasse K. 2012. Heme oxygenase is involved in the protection exerted by jasmonic acid against cadmium stress in soybean roots. *J. Plant Growth Regul.*, 31: 79–89.
47. Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Gree.*, 4(34): 115–123.
48. Pal A., Kulshreshtha K., Ahmad K.J., Behl K.M. 2002. Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants*, 197: 47–55.
49. Pastuszka J.S., Rogula-Kozłowska W., Zajusz-Zubek E. 2010. Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, upper Silesia, Poland, during the smog episodes. *Environ. Monit. Assess.*, 168(1): 613–627.
50. Paton-Walsh C., Rayner P., Simmons J., Fiddes S.L., Schofield R., Bridgman H., Beaupark S., Broome R., Chambers S.D., Tzu-Chi Chang L., Cope M., Cowie C., Desservettaz M., Dominick D., Emmerson K., Forehead H., Galbally I.E., Griffiths A., Guérette E.-A., Haynes A., Heyworth J., Jalaludin B., Kan R., Keywood M., Monk K., Morgan G., Nguyen Duc H., Phillips F., Popek R., Scorgie Y., Silver J.D., Utembe S., Wadlow I., Wilson S.R., Zhang Y. 2019. A clean air plan for Sydney: An overview of the special issue on air quality in New South Wales. *Atmosphere*, 10: 774.
51. Piacentini D., Falasca G., Canepari S., Massimi L. 2019. Potential of PM-selected components to induce oxidative stress and root system alteration in a plant model organism. *Environ. Int.*, 132: 105094.
52. Popek R., Gawrońska H., Gawroński S.W. 2015. The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission. *Int. J. Phytorem.* 17(12): 1262–1268.
53. Popek R., Gawrońska H., Sæbø A., Wrochna M., Gawroński S.W. 2013. Particulate matter on foliage of 13 woody species: Deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes – a 3year study. *Int. J. Phytorem.* 15(3): 245–256.
54. Popek R., Przybysz A., Gawrońska H., Klamkowski K., Gawroński S.W. 2018. Impact of particulate matter accumulation on the photosynthetic apparatus of roadside woody plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 163: 56–62.
55. Poster D.L., Hoff R.M., Baker J.E. 1995. Measurements of the particle-size distributions of semivolatile organic contaminants in the atmosphere. *Environ. Sci. Technol.*, 29(8): 1990–1997.
56. Przybysz A., Sæbø A., Hanslin H.M., Gawroński S.W. 2014. Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Sci. Total Environ.*, 481: 360–369.
57. Pugh T.A.M., MacKenzie R.A., Whyatt D.J., Hewitt N.C. 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environ. Sci. Technol.*, 46: 7692–7699.
58. Rai A., Kulshreshtha K., Srivastava P.K., Mohanty C.S. 2010. Leaf surface structure alterations due to particulate pollution in some common plants. *Environmentalist*, 30: 18–23.
59. Rai P.K. 2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 129: 120–136.
60. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. 1998. Phytoremediation. *Annual review of plant physiology and plant molecular biology*, 49: 643–668.
61. 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. *Sci. Total Environ.*, 427: 347–354.
62. Schaubroeck T., Deckmy G., Neirynek J., Staelens J., Adriaenssens S., Dewulf J., Muys B., Verheyen K. 2014. Multilayered modeling of particulate matter removal by a growing forest over time, from plant surface deposition to wash-off via rainfall, *Environ. Sci. Technol.*, 48: 10785–10794.
63. Sgrigna G., Saebo A., Gawroński S., Popek R., Calfapietra C. 2015. Particulate matter deposition on *Quercus ilex* leaves in an industrial city of central Italy. *Environ. Pollut.*, 197: 187–194.

64. Shao F., Wang L.H., Sun F.B., Li G., Yu L., Wang Y.J. 2019. Study on different particulate matter retention capacities of the leaf surfaces of eight common garden plants in Hangzhou, China. *Sci. Total Environ.* 652: 939–951.
65. Silva R.A., West J.J., Zhang Y., Anenberg S.C., Lamarque J-F., Shindell D.T., Collins W.J., Dalsoren S., Faluvegi G., Folberth G., Horowitz L.W. 2013. Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. *Environ. Res. Lett.*, 8(3): 034005.
66. Simonich S.L., Hites R.A. 1993. Vegetation–atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.*, 18: 939–943.
67. Singh S.K., Singh R.K., Singh R.S., Pal D., Singh K.K., Singh P.K. 2019. Screening potential plant species for arresting particulates in Jharia coalfield, India. *Sustain. Environ. Res.*, 29: 37.
68. Siqueira-Silva A.I., Pereira E.G., Modolo L.V., Lemos-Filho J.P., Paiva E.A. 2016. Impact of cement dust pollution on *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae): a potential bioindicator species. *Chemosphere*, 158: 56–65.
69. Sörme L., Bergback B., Lohm U. 2001. Goods in the atmosphere as a metal emission source. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 1: 213–227.
70. Sun F., Yin Z., Lun X., Zhao Y., Li R., Shi F., Yu X. 2014. Deposition velocity of PM_{2.5} in the winter and spring above deciduous and coniferous forests in Beijing, China. *PLoS One*, 9(5): e97723.
71. Terzaghi E., Wild E., Zacchello G., Cerabolini B.E., Jones K.C., Di Guardo A. 2013. Forest filter effect: role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHs. *Atmos. Environ.*, 74: 378–384.
72. Tong Z., Whitlow T.H., MacRae P.F., Landers A.J., Harada Y. 2015. Quantifying the effect of vegetation on near-road air quality using brief campaigns. *Environ. Pollut.*, 201: 141–149.
73. Viippola V., Yli-Pelkonen V., Järvi L., Kulmala M., Setälä H. 2020. Effects of forests on particle number concentrations in near-road environments across three geographic regions. *Environ. Pollut.*, 266: 115294.
74. Volk H.E., Lurmann F., Penfold B., Hertz-Picciotto I., McConnell R. 2013. Traffic-related air pollution, particulate matter, and autism. *JAMA Psychiatry*, 70(1): 71–77.
75. Wang H., Shi H., Wang Y. 2015. Effects of weather, time, and pollution level on the amount of particulate matter deposited on leaves of *Ligustrum lucidum*. *The Scientific World Journal*, 935942.
76. Wang X., Teng M., Huang C., Zhou Z., Chen X., Xiang Y. 2020. Canopy density effects on particulate matter attenuation coefficients in street canyons during summer in the Wuhan metropolitan area. *Atmos. Environ.*, 240: 117739.
77. Weber F., Kowarik I., Säumel I. 2014. Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environ. Pollut.*, 186: 234–240.
78. Weckwerth K.G. 2001. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne, Germany. *Atmos. Environ.*, 35: 5525–5536.
79. 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.
80. World Health Organization (WHO). 2018. Ambient (outdoor) air pollution in cities database. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
81. World Health Organization (WHO). 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide: executive summary. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
82. Xu X., Yu X., Bao L., Desai A.R. 2019. Size distribution of particulate matter in runoff from different leaf surfaces during controlled rainfall processes. *Environ. Pollut.*, 255: 113234.
83. Xu Y., Xu W., Mo L., Heal M.R., Xu X., Yu X. 2018. Quantifying particulate matter accumulated on leaves by 17 species of urban trees in Beijing, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25: 12545–12556.
84. Yang J., McBride J., Zhou J. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban For. Urban Green.*, 3(2): 65–68.
85. Zhang H., Wang Y., Hu J., Ying Q., Hu X.M. 2015. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. *Environ. Res.*, 140: 242–254.
86. Zhang Z., Liu J., Wu Y., Yan G., Zhu L., Yu X. 2017. Multi-scale comparison of the fine particle removal capacity of urban forests and wetlands. *Sci. Rep.*, 7: 46214.

87. Zhou L., Chen X., Tian X. 2018. The impact of fine particulate matter (PM_{2.5}) on China's agricultural production from 2001 to 2010. *Journal of Cleaner Production*, 178: 133–141.
88. Zhu L., Yang Z., Zeng X., Gao J., Liu J., Yi B., Ma C., Shen J., Tu J., Fu T., Wen J. 2017. Heme oxygenase 1 defects lead to reduced chlorophyll in *Brassica napus*. *Plant Mol. Biol.*, 93: 579–592.
89. Zhu Z., Huang Y., Wu X., Liu Z., Zou J., Chen Y., Su N., Cui J. 2019. Increased antioxidative activity and decreased cadmium uptake contribute to hemin- induced alleviation of cadmium toxicity in Chinese cabbage seedlings. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 177: 47–57.

IV.II. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO-BADAWCZYCH ZE SZCZEGÓLNYM UWZGLĘDNIENIEM ISTOTNEJ AKTYWNOŚCI NAUKOWEJ REALIZOWANEJ W WIĘCEJ NIŻ JEDNEJ UCZELNI, INSTYTUCJI NAUKOWEJ W SZCZEGÓLNOŚCI ZAGRANICZNEJ

Oprócz wcześniej opisanych prac, które stanowią podstawę osiągnięcia naukowego, niemal od początku mojej kariery naukowej prowadzę i uczestniczę w **badaniach dotyczących fitoremediacji powietrza w terenie zurbanizowanym**. Jestem jednym z prekursorów tej dziedziny nauki oraz współautorem metodyki oznaczania zanieczyszczeń na liściach roślin.

W czasie swojej pracy prowadziłem i prowadzę współpracę naukową z wieloma ośrodkami krajowymi i zagranicznymi, która zaowocowała pobytami stażowymi, wspólnymi publikacjami oraz projektami. W poniższych punktach chciałbym omówić najważniejsze z moich pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych, które powiązane są z projektami w których brałem udział lub byłem ich kierownikiem:

a) Phytoremediation of air pollutants as a tool of human health risk reduction

Finansowanie: Norweski Mechanizm Finansowy (Polish-Norwegian Research Fund)

Miejsce: SGGW, Warszawa, Polska

Funkcja – członek zespołu badawczego

Już w pierwszym etapie pracy badawczej, w czasie trwania studiów doktoranckich realizowanych na **Wydziale Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie** zostałem zaproszony przez panią **prof. dr. hab. Helenę Gawrońską** i **prof. dr. hab. Stanisława Gawrońskiego** do współpracy w ramach projektu finansowanego z funduszy norweskich realizowanego wraz z współpracownikami z Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research (Bioforsk). Projekt obejmował badania nad wykorzystaniem roślin w celu redukcji różnych zanieczyszczeń powietrza. W czasie trwania projektu analizowałem zdolność drzew i krzewów do akumulacji pyłów zawieszonych (PM) wykorzystując nowatorską metodykę której jestem współtonem. Badałem również wpływ zieleni parkowej oraz odległości od źródła zanieczyszczenia na zatrzymywanie i oczyszczanie powietrza z PM. Rezultaty opisanych wyżej badań zostały przedstawione w formie cyklu trzech powiązanych ze sobą tematycznie artykułów naukowych,

z których w dwóch jestem pierwszym autorem:

Popek R., Gawrońska H., Wrochna M., Gawroński S.W. Sæbø A. 2013. Particulate matter on foliage of 13 woody species: Deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes – a 3-year study. *International Journal of Phytoremediation* 15(3): 245–256 [IF= 1,466], [MNiSW/MEiN = 20].

Sæbø A., **Popek R.**, Nawrot B., Hanslivn 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: 347–354 [IF= 3,258], [MNiSW/MEiN = 40].

Popek R., Gawrońska H., Gawroński S.W. 2015. The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission. *International Journal of Phytoremediation* 17: 1262–1268 [IF= 2,085], [MNiSW/MEiN = 25].

Artykuł - Sæbø i in. (2012) jest jednym z najważniejszych w dziedzinie fitoremediacji powietrza i jak do tej pory był cytowany w 450 pracach wg. bazy Web of Science.

b) Warsaw Plant Health Initiative

Finansowanie: 7 Program Ramowy Wspólnoty Europejskiej (REGPOT)

Miejsce: SGGW, Warszawa, Polska

Funkcja – członek zespołu badawczego

Bezpośrednio po uzyskaniu stopnia doktora dołączyłem do międzywydziałowego zespołu działającego w rama Programu REGPOT. Program miał na celu wzmocnienie zarówno zdolności badawczych i współpracy w zakresie etologii owadów, patologii roślin, genetyki, genomiki funkcjonalnej pomiędzy poszczególnymi jednostkami badawczymi. Miałem przyjemność uczestniczenia i prowadzenia badań w ramach pakietu nr. 4 - Upgrade of Micro-Ecology research teams. Wraz z współpracownikami w tym pakiecie zajmowałem się zagadnieniami zmniejszenia ilości substancji chemicznych wprowadzanych do środowiska oraz oczyszczaniu go za pomocą zabiegów agrotechnologicznych oraz fitoremediacji. W ramach pracy byłem współorganizatorem sympozjum pt. „Plant-associated bacteria: an important key to a successful application of phytoremediation”, w którym wzięło udział ponad 90 osób i szkolenia: „Isolation and identification of plant associated bacteria” z 26 uczestnikami. Część rezultatów moich badań w tym projekcie zostało przedstawionych w dwóch publikacjach naukowych:

Weyens N., Thijs S., **Popek R.**, Witters N., Przybysz A., Espenshade J., Gawrońska H., Vangronsveld J., Gawronski S.W. 2015. The role of plant-microbe interactions and their

exploitation for phytoremediation of air pollutants. *International Journal of Molecular Sciences* 16(10): 25576–25604 [IF= 3,738], [MNiSW/MEiN = 30].

Przybysz A., **Popek R.**, Gawrońska H., Grab K., Romanowska K., Wrochna M., Gawroński S.W. 2014. Efficiency of photosynthetic apparatus of plants grown in sites differing in level of PM. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus* 13: 216–222 [IF= 0,522]. [MNiSW/MEiN = 20].

c) **Krajowy Staż po Uzyskaniu Stopnia Naukowego Doktora - FUGA 3**

Finasowanie: Narodowe Centrum Nauki

Miejsce: Instytut Dendrologii PAN, Kórnik, Polska

Funkcja – Kierownik projektu

Na koniec 2014 roku rozpocząłem staż naukowy w ramach wygranego przeze mnie projektu FUGA 3 finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki. Trzy-letni staż odbyłem w renomowanym i znanym na całym świecie Instytucie Dendrologii Polskiej Akademii Nauk pod okiem jednego z najwybitniejszych polskich dendrobiologów **prof. dr hab. Jacka Oleksyna**. Stworzony przeze mnie projekt pt. „Poznanie znaczenia drzew i krzewów w fitoremediacji pyłu zawieszonego z powietrza w terenach zurbanizowanych” poruszał szereg zagadnień związanych z fitoremediacją powietrza. W ramach stażu pracowałem nad: (i) wykorzystaniem lipy drobnolistnej, jako indykatora skażenia środowiska PM w terenie zurbanizowanym; (ii) potencjałem wybranych gatunków drzew i krzewów w fitoremediacji PM z powietrza w okresie pełnego sezonu wegetacyjnego; (iii) potencjałem drzew i krzewów rosnących wzdłuż arterii komunikacyjnych na ograniczenie rozprzestrzeniania się mikropyłów, metali ciężkich i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz (iv) wpływem zanieczyszczenia powietrza mikropyłami różnego pochodzenia na wzrost i kondycję drzew i krzewów. Najważniejszymi osiągnięciami projektu było:

1. Wykazanie powiązania masy pyłu zawieszonego na liściach drzew z poziomem pyłów obecnych w zanieczyszczonym powietrzu w pięciu polskich miastach o różnym stopniu zanieczyszczenia.
2. Potwierdzenie hipotezy, że masa pyłów zdeponowanych na liściach roślin jest zależna od warunków atmosferycznych (opadów deszczu, siły wiatru) panujących w danej lokalizacji.
3. Opisanie dynamiki zmian masy pyłów akumulowanych na powierzchni liści oraz wykazanie, że rośliny są zdolne do usuwania z powietrza większej ilości zanieczyszczeń niż to wynika z masy PM zgromadzonej na liściach na koniec sezonu wegetacyjnego.
4. Dowiedzenie skuteczność barier stworzonych z drzew i krzewów w ograniczeniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń związanych z natężeniem ruchu ulicznego.
5. Wykazanie szkodliwości pyłu zawieszonego jako czynnika stresowego na procesy fizjologiczne drzew i krzewów (m.in. natężenie fotosyntezy, fluorescencję chlorofilu *a*) prowadzące

do obniżenia ogólnej witalności i tempa wzrostu roślin.

6. Wskazanie szkodliwość zanieczyszczenia liści pyłem zawieszonym dla organizmów na wyższych piętrach troficznych, wykorzystując w tym celu analizę wzrostu i rozwoju foliofagicznego chrząszcza szubargi pięcioplamki (*Gonioctena quinquepunctata* Fabr.) żerującego na liściach czeremchy zwyczajnej (*Prunus padus* L.) i czeremchy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.).

Uzyskane w projekcie wyniki opublikowane zostały w jednym z artykułów wchodzących w skład cyklu prac opisywanego wcześniej osiągnięcia naukowego (Popek i in. 2017) oraz kolejnego cyklu prac czterech prac:

Łukowski A., **Popek R.**, Karolewski P. 2020. Particulate matter on foliage of *Betula pendula*, *Quercus robur*, and *Tilia cordata*: Deposition and ecophysiology. *Environmental Sciences and Pollution Research* 27:10296–10300 [IF= 4,223], [MNiSW/MEiN = 70].

Łukowski A., **Popek R.**, Jagiełło R., Mąderek E., Karolewski P. 2018. Particulate matter on *Prunus* sp. leaves causes decrease in survival and growth of herbivorous beetle *Gonioctena quinquepunctata*. *Environmental Science and Pollution Research* 25(17): 16629–16639 [IF= 2.914], [MNiSW/MEiN = 30].

Popek R., Łukowski A., Grabowski M. 2018. Influence of particulate matter accumulation on photosynthetic apparatus of *Physocarpus opulifolius* and *Sorbaria sorbifolia*. *Polish Journal of Environmental Studies* 27(5): 2391–2396 [IF= 1,186], [MNiSW/MEiN = 15].

Popek R., Łukowski A., Karolewski P. 2017. Particulate matter accumulation – further differences between native *Prunus padus* and non-native *P. serotina*. *Dendrobiology* 78: 85–89 [IF= 0,761], [MNiSW/MEiN = 20].

Wszystkie powyższe prace są indeksowane przez WoS. W ramach projektu opublikowałem także kolejne dwa artykuły jako rozdziały w monografii naukowej (załącznik 4, poz. V.2, 3). Wyniki badań prezentowane były na dziewięciu konferencjach naukowych (pięciu zagranicznych i czterech krajowych) w postaci sześciu posterów (czterech w języku polskim i dwóch w języku angielskim) i czterech referatów (jeden po polsku i trzy po angielsku). Wiedzę na temat roli roślin w oczyszczaniu powietrza propagowałem w mediach społecznościowych, na stronie internetowej (airphytoremediationweb.pl), oraz wśród młodzieży szkolnej w czasie Poznańskiego Festiwalu Nauki i Sztuki w latach 2015 i 2017. Nawiązałem też współpracę z działem zajmującym się zielenią przyuliczną Poznańskiego Zarządu Dróg Miejskich. Ponadto w czasie trwania stażu

brałem udział w szkoleniach w Niemczech (2016) i na Łotwie (2017), finansowanych przez Europejski Program Współpracy w Dziedzinie Badań Naukowo Technicznych - COST na temat tzw. drzewostanów odroślowych, które w przyszłości mogą być wykorzystywane jako „bariery wegetacyjne” przy trasach szybkiego ruchu. Dodatkowo w 2015 roku brałem udział w szkoleniu dla wykładowców akademickich poświęconemu zagadnieniom zrównoważonego rozwoju w trakcie trwania rejsu żaglowca Fryderyk Chopin („Sail for teachers”), finansowanego przez Baltic University Programme - BUP.

d) Technological Eco-Innovations for the Quality Control and the Decontamination of Polluted Waters and Soils - TECO

Finansowanie: Fundusze Unii Europejskiej

Miejsce: Jai Narain Vyas University, Indie, Jodhpur

Funkcja: stażysta, kierownik projektu

Bezpośrednio po zakończeniu projektu FUGA 3 prowadziłem prace badawcze w Indiach w Jai Narain Vyas University w Jodhpur w ramach finansowanego przez Unię Europejską projektu TECO. Kierowany przeze mnie dwumiesięczny projekt pt. Physiological characterization of Hemeoxygenase under Cd induced oxidative stress in crop plant of Indian Thar Desert. Particulate matter from air and soil phytoremediation by shrubs and trees (Charakterystyka fizjologiczna Hemeoksygenazy w warunkach indukowanego przez Cd stresu oksydacyjnego w roślinach uprawnych indyjskiej pustyni Thar. Cząstki stałe z powietrza i Fitoremediacja cząsteczek stałych z powietrza i gleby przez krzewy i drzewa), prowadzony był wraz z naukowcami z Indii pod opieką Prof. Gyan S. Shekhawata. Osiągnięciami projektu było stwierdzenie eksperymentalne faktu, że oksygenaza hemowa (HO) odgrywa bardzo ważną rolę w serii reakcji, które są odpowiedzialne za tolerancję metali ciężkich. HO działa wraz z innymi enzymami antyoksydacyjnymi i generuje mechanizmy obronne dla wzrostu roślin. Drzewo *Ficus religiosa*, uważane za święte przez wyznawców hinduizmu, charakteryzuje się wysoką zdolnością do akumulacji zanieczyszczeń pyłowych redukcji zanieczyszczenia powietrza. Zwiększona ilość PM i MC na powierzchni liści powoduje reakcję obronna w postaci wyższej aktywności oksygenazy hemowej.

Wyniki projektu zostały opublikowane w dwóch artykułach naukowych: jednego wchodzącego w skład cyklu prac niniejszego osiągnięcia naukowego (**Popek i in. 2022b**) i drugiego pt.:

Mahawar L., **Popek R.**, Shekhawat G.S., Alyemeni M.N., Ahmad P. 2021. Exogenous hemin

improves Cd^{2+} tolerance and remediation potential in *Vigna radiata* by intensifying the HO-1 mediated antioxidant defence system. *Scientific Reports* 11:2811 [IF= 4,996], [MNiSW/MEiN = 140].

Obie prace są indeksowane przez WoS. Wyniki badań zaprezentowałem także na konferencji naukowej w New Delhi (Indie). W czasie trwania projektu miałem również przyjemność uczestniczyć w spotkaniu i poznać osobiście Ministra Resortu Rolnictwa i Dobrobytu Rolników Indii, Pana Gajendrą Singhem Shekhawatem.

e) **Endeavour Scholarships and Fellowships**

Finansowanie: Ministerstwo Edukacji Rządu Australii

Miejsce: Uniwersytet w Wollongong, Nowa Południowa Walia, Australia

Funkcja – stażysta, kierownik projektu

Po upływie jedynie dwóch miesięcy po powrocie z Indii, wyjechałem na czteromiesięczny staż do Australii w ramach wygranego przeze mnie konkursu finansowanego przez rząd Australii, do prestiżowego Uniwersytetu Wollongong. W projekcie którym kierowałem pt. Ability of Australian trees and shrub species growing in urbanized area to clean the environment from the Particulate Matter (PM) pollution (Zdolność australijskich gatunków drzew i krzewów rosnących w zurbanizowanych obszarach do oczyszczania środowiska z zanieczyszczeń cząstkami stałymi) wraz z naukowcami z Australii starałem się technologię fitoremediacji przenieść na warunki australijskie. Głównymi osiągnięciami badań było: (i) oznaczenie roślin drzewiastych o najwyższej zdolności do akumulacji PM w Australii (ii) porównanie drzew rosnących w różnych warunkach pod względem zanieczyszczenia powietrza w Sydney i Wollongong pod względem zdolności do oczyszczania powietrza, (iii) pionierskie badania nad fitoremediacyjnymi właściwościami australijskich gatunków mchów oraz (iv) określenie zmienności zatrzymywania zanieczyszczeń pyłowych na liściach drzew w zależności od zmiennych warunków atmosferycznych. Dzięki stażowi nawiązałem długotrwałe kontakty z naukowcami australijskimi, z którymi do tej pory prowadzę wspólne badania.

Projekt został bardzo wysoko oceniony a jego wyniki zostały opublikowane w artykule wchodzącym w skład cyklu prac niniejszego osiągnięcia naukowego (**Popek i in. 2019**) oraz dwóch powiązanych ze sobą pracach także indeksowanych przez WoS:

Haynes A., **Popek R.**, Boles M., Paton-Walsh C., Robinson S.A. 2019. Roadside moss turfs in South East Australia capture more particulate matter along an urban gradient than a common native tree

species. *Atmosphere* 10: 224 [IF= 2,397], [MNiSW/MEiN = 70 pkt].

Paton-Walsh C., Rayner P., Simmons J., ..., Popek R., i in. 2019. A clean air plan for Sydney: An overview of the special issue on air quality in New South Wales. *Atmosphere* 10: 774. [IF= 2,397], [MNiSW/MEiN = 70].

Wyniki badań zaprezentowałem także na ogólnodostępnych wykładach na Uniwersytecie w Wollongong i w Sydney.

f) **Projekt badawczy po uzyskaniu stopnia doktora – Sonata 16**

Finasowanie: Narodowe Centrum Nauki

Miejsce: SGGW, Warszawa, Polska

Funkcja: kierownik projektu

Po powrocie na uczelnię SGGW w Warszawie w roku 2021 zostałem laureatem konkursu na projekty badawcze - Sonata 16. Trwający trzyletni projekt którego jestem kierownikiem pt. „Zanieczyszczenia powietrza w środowisku przydrożnym dużych miast: fitoremediacja mikroplastiku, pyłu zawieszonego i metali ciężkich oraz ich wpływ na roślinność i owady”, prowadzę razem naukowcami i specjalistami zarówno z SGGW, jak i Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Jai Narain University w Jodhpur (Indie) oraz Uniwersytetu w Wollongong (Australia). Tematami badawczymi projektu są: (i) akumulacja mikroplastiku przez drzewa miejskie rosnące w środowisku przydrożnym w dużych miastach położonych w różnych regionach geograficznych, (ii) rośliny barier dźwiękochłonne: akumulacja pyłu zawieszonego, metali ciężkich i tolerancja na warunki miejskie, (iii) różnorodność biologiczna, wzrost i rozwój owadów żyjących na liściach w warunkach stresu związanego z pyłem zawieszonym, (iv) zielone płuca miasta: ocena akumulacji pyłu zawieszonego i metali ciężkich przez wybrane typy zieleni miejskiej Warszawy. Koniec projektu planowany jest na sierpień 2024 roku. Jak do tej pory w ramach projektu opublikowane zostały dwa artykuły naukowe indeksowane przez WoS:

Nawrocki A., **Popek R.**, Sikorski P., Wińska-Krysiak M., Zhu Ch.Y., Przybysz A. 2023. Air phyto-cleaning by an urban meadow – Filling the winter gap. *Ecological Indicators* 151:110259 [IF= 6,900], [MNiSW/MEiN = 200].

Mandal M., **Popek R.**, Przybysz A., Roy A., Das S., Sarkar A. 2023. Breathing fresh air in the city: implementing avenue trees as a sustainable solution to reduce particulate pollution in urbangglomerations. *Plants* 12:1545 [IF= 4,500], [MNiSW/MEiN = 70].

Wyniki badań tego projektu były również prezentowane na konferencjach naukowych w Polsce, Albanii, Maroku, Włoszech i Japonii.

INFORMACJA O PRZYGOTOWANYCH RECENZJACH WYDAWNICZYCH

W czasie ostatnich trzech lat przygotowałem 61 recenzji wydawniczych manuskryptów dla krajowych i zagranicznych czasopism naukowych, takich jak: *Agronomy* (1), *Air Quality, Atmosphere and Health* (3), *Atmosphere* (5), *Atmospheric Pollution Research* (2), *Dendrobiology* (1), *Ecological Engineering* (1), *Environmental Science and Pollution Research* (5), *Environmental Pollution* (1), *Forests* (3), *Gases* (1), *Horticulture* (1), *International Journal of Phytoremediation* (4), *International Journal of Environmental Research and Public Health* (3), *Inventions* (1), *Journal of Hazardous Materials* (1), *Land* (4), *Peer J.* (1), *Plants* (4), *Remote Sensing* (3), *Science of Total Environment* (2), *Sustainability* (5), *Toxics* (5) *Urban Forestry and Urban Greening* (4).

Ponadto byłem recenzent wniosku w konkursie **Diamantowy Grant** – prowadzonym przez Ministerstwo Edukacji i Nauki.

Pełnię również funkcję **redaktora głównego wydania specjalnego** w czasopiśmie **Plants** (IF = 4,658), pt. „The Role of Plants in Phytoremediation of Particulate Matter and Other Air Pollutants”. Do współpracy w numerze specjalnym zaprosiłem dr hab. Arkadiusz Przybysza z Zakładu Przyrodniczych Podstaw Ogrodnictwa, Instytutu Nauk Ogrodniczych, SGGW oraz dr. Adriana Łukowskiego z Katedry Leśnictwa, Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

NAGRODY I WYRÓŻNINIA ZA DZIAŁALNOŚĆ NAUKOWO-BADAWCZĄ

Stypendium dla najlepszych studentów przyznawane corocznie w Szkole Głównej Gospodarstw Wiejskiego w Warszawie podczas studiów I i II-go stopnia.

Stypendium doktoranckie przyznawane corocznie w Szkole Głównej Gospodarstw Wiejskiego w Warszawie podczas studiów doktoranckich.

Nagroda główna przyznana przez Stowarzyszenie Uniwersytetów Bałtyckich (Baltic University Programme) dla najbardziej wartościowej pracy doktorskiej w 2013 roku (**BUP Annual Award for the Best PhD Thesis in 2013**), Visby, Szwecja, 2014.

Dyplom Uznania Rektora Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie za osiągnięcia organizacyjne, Warszawa, 2015.

Wyróżnienie za wygłoszony referat podczas konferencji Młodych Naukowców nt. Wpływ Młodych Naukowców na Osiągnięcia Polskiej Nauki, VIII Edycja – Nauki Przyrodnicze, Poznań. 2015.

Nagroda i Stypendium Ministra Nauki dla Wybitnych Młodych Naukowców, przyznane na lata 2020-2022, Warszawa, 2019.

Nagroda zespołowa II stopnia Rektora Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie za osiągnięcia naukowe, Warszawa, 2020.

Nagroda zespołowa II stopnia Rektora Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie za osiągnięcia naukowe, Warszawa, 2022.

Okresowe zwiększenie wynagrodzenia zasadniczego za osiągnięcia naukowe i dydaktyczne, które znacząco wpływają na rozwój, promocję oraz prestiż Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Warszawa 2023.

V. INFORMACJA O OSIĄGNIĘCIACH DYDAKTYCZNYCH, ORGANIZACYJNYCH ORAZ POPULARYZUJĄCYCH NAUKĘ

DZIAŁALNOŚĆ DYDAKTYCZNA obejmuje prowadzenie ćwiczeń i wykładów zajęć w języku polskim takich jak: Biologia gleby z elementami gleboznawstwa, Bioremediacja, Rośliny ogrodnicze w fitoremediacji, Technologie fitoremediacji, Uprawa i żywienie oraz w języku angielskim: Plant functioning under environmental stress, Plant adaptation to environmental stresses, Phytoremediation dla studentów następujących kierunków: Architektura Krajobrazu, Biologia, Ochrona Środowiska, Ochrona Zdrowia Roślin, Ogrodnictwo, Ogrodnictwo Miejskie i Arborystyka.

Dodatkowo, na Wydziale Biologii i Biotechnologii opracowałem program i jestem koordynatorem przedmiotu pt. Technologie Fitoremediacji. Jestem współautorem zajęć pt. Technologie poprawy i remediacji gleby, wody i powietrza na podyplomowych studiach Agrobiznes i Zarządzanie Proklimatyczne na Wydziale Ogrodniczym SGGW. Ponadto jestem współautorem i koordynatorem dwóch przedmiotów w języku angielskim: Phytoremediation and plant functioning under environmental stresses w nowo otwieranym kierunku prowadzonym w pełni w języku angielskim - Sustainable Horticulture, na Wydziale Ogrodniczym SGGW.

Wypromowałem dziesięciu absolwentów studiów stacjonarnych I stopnia oraz jedenastu studiów II stopnia, w tym dwie prace pisane były przez studentki z Indonezji w języku angielskim. Obecnie sprawuję opiekę nad trojgiem dyplomatów (dwie prace inżynierskie i jedna magisterska), których obrony planowane są na 2024 rok. **Przygotowałem także recenzje ponad 15-stu prac dyplomowych** absolwentów studiów zarówno pierwszego jak i drugiego stopnia.

W styczniu i lutym 2023 byłem **opiekunem naukowym** stażystki Bui Thi Huong, doktorantki drugiego roku kierunku Ogrodnictwo w Chungbuk National University w Korei Południowej. Stażystka uczestniczyła w badaniach dotyczących zagadnień fitoremediacji pyłu zawieszonego przez drzewa i krzewy rosnące w Warszawie w ramach mojego projektu Sonata

16.

DZIAŁALNOŚĆ ORGANIZACYJNA obejmuje członkostwo w różnych komisjach i zespołach zadaniowych.

Decyzją Dziekana Wydziału Ogrodniczego SGGW w Warszawie oraz Dyrektora Instytutu Nauk Ogrodniczych zostałem **powołany na Koordynatora Wydziału Ogrodniczego i Instytutu Nauk Ogrodniczych do Spraw Osób Niepełnosprawnych**. Funkcję pełnię nieprzerwanie od końca 2019 roku. Ponadto jestem członkiem **Komisji do Spraw Promocji** Wydziału Ogrodniczego SGGW. W latach 2019-2021 pełniłem także rolę **opiekuna roku studentów** kierunku Ogrodnictwo zaocznych studiów na Wydziale Ogrodniczym SGGW.

W czasie mojej kariery zawodowej jako członek Komitetu Organizacyjnego uczestniczyłem w przygotowaniach poniższych konferencji naukowych i szkoleń: „Plant-associated bacteria: an important key to a successful application of phytoremediation,,, Warszawa, 28-29.05.2014; „Isolation and identification of plant associated bacteria” Warszawa, 30.05.2014. Ponadto byłem Członkiem Komitetu Naukowego następujących konferencji: „Konferencja Młodych Naukowców. Wpływ Młodych Naukowców na Osiągnięcia Polskiej Nauki – Nauki przyrodnicze i inżynierskie, VIII edycja”, Poznań, 28.03.2015; „Konferencja Młodych Naukowców. Wpływ Młodych Naukowców na Osiągnięcia Polskiej Nauki, IX Edycja – Nauki Przyrodnicze”, Poznań, 12.12.2015 oraz „International Conference on Green Energy and Environmental Technology” Rzym, Włochy, 27-29.07.2022.

Moja **DZIAŁALNOŚĆ POPULARYZATORSKA**, przejawia się przede wszystkim aktywnym udziałem w organizacji otwartych imprez popularnonaukowych. Kilukrotnie uczestniczyłem w przygotowaniach, pokazach i warsztatach prowadzonych w ramach **Festiwalu Nauki i Sztuki w Poznaniu w latach 2015 i 2017, Festiwalu Nauki w roku 2022 w Warszawie oraz Pikniku Naukowym w Wyszku w 2022 roku**. Od momentu zatrudnienia w SGGW zaangażowany jestem również w przygotowania **Dni SGGW**.

W lutym 2023 **zorganizowałem przyjazd pana Prof. Gyan S. Shekhawata** z Jai Narain Vyas University w Jodhpur, Indie do Szkoły Głównej Gospodarstw Wiejskiego w Warszawie. Pan Profesor odbył liczne spotkania z kadrami i studentami i przeprowadził wykład pt. *Cytoprotective role of HO in the changing scenario of climate change*.

W czasie mojej pracy miałem również możliwość prowadzenia **zajęć popularyzatorskich** wśród uczniów warszawskich **szkół średnich** np. w czasie Dnia

Przedmiotów Przyrodniczych w ramach Tygodnia Kultury w Zespole Szkół nr. 23 w Warszawie lub na specjalnych zajęciach na uczelni dla LVIII Liceum im. Krzysztofa Kamila Baczyńskiego w Warszawie.

Ponadto jestem członkiem zespołu naukowego z ramienia Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w projekcie „**Łagodzenie zmian klimatu i adaptacja do ich skutków w Wyszkowie**”, którego celem jest zwiększenie zdolności społeczności lokalnych do ograniczania emisji i adaptacji do zmian klimatu. Program jest finansowany z środków otrzymanych z Islandii, Liechtensteinu i Norwegii w ramach Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego. W ramach projektu, jako ekspert w dziedzinie fitoremediacji, uczestniczyłem w licznych panelach dyskusyjnych, spotkaniach z mieszkańcami oraz piknikach naukowych, gdzie swoją wiedzę miałem okazję przekazać mieszkańcom gminy Wyszków.

Dodatkowo wiedzę naukową na temat fitoremediacji przekazuję na dedykowanych **stronach internetowych**: <http://fitoremediacja.pl>, <http://airphytoremediationweb.pl> oraz na jednym z internetowych portali społecznościowych (profil: **Fitoremediacja powietrza** <https://www.facebook.com/profile.php?id=100054411960404>), gdzie zamieszczam informacje na tematy naukowe związane z oczyszczaniem środowiska przez rośliny, bieżące wydarzenia oraz publikacje naukowe, promując tym samym naukę wśród szerokiego grona odbiorców.

Tematem mojej pracy zainteresowane są również **media**. Moją wiedzę ekspercką miałem okazję prezentować m.in. wystąpieniach telewizyjnych: **Polsat, TVP1**; radiowych: **Radio Campus**; oraz w wywiadzie w magazynie popularnonaukowych **Focus**.

PODSUMOWANIE DOROBKU NAUKOWEGO

Tab. 1. Parametryczna ocena dorobku naukowego.

	Przed doktoratem	Po doktoracie	łącznie
IF	6,002	94,770	100,772
MNiSW/MEiN	96	1915	2011
Liczba cytowań (wg SCOPUS) stan na 01.09.2023	20	1741	1761
Liczba cytowań bez autocytowań (wg SCOPUS) stan na 01.09.2023	18	1613	1631
Liczba cytowań (wg. Web of Science) stan na 01.09.2023	16	1458	1474

Liczba cytowań bez autocytowań (wg. Web of Science) stan na 01.09.2023	14	1363	1377
Indeks Hirscha (wg. SCOPUS) stan na 01.09.2023	2	16	-----
Indeks Hirscha (wg. Web of Science) stan na 01.09.2023	2	15	-----

Tab. 2. Liczba, miejsce i rodzaj publikacji naukowych.

Miejsce opublikowania	przed doktoratem	po doktoracie	łącznie
w czasopismach posiadających IF	3	24	27
w czasopismach nieposiadających IF (dawna lista B MNiSW)	1	0	1
rozdziały w monografiach	1	3	4
suma:	5	27	32
w tym jako pierwszy autor	3	12	15



podpis