

Politechnika Wrocławska
Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. **Magdalena Wróbel**

**Wpływ stresu środowiskowego
na organizmy żywe**

Promotor:
dr hab. Justyna Rybak, prof. uczelni

Wrocław, 2023

Spis treści

I. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/ artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy.....	4
II. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.).....	4
III. Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników.....	7
1. Tło problemu.....	7
2. Cel i metodyka pracy badawczej.....	9
3. Omówienie prac wchodzących w skład jednolitego cyklu publikacji i zagadnień podnoszonych w publikacjach.....	16
IV. Podsumowanie i wnioski	25
V. Pozostały dorobek naukowy.....	27
Literatura.....	30

Streszczenie

Jednym z największych problemów ochrony środowiska są zanieczyszczenia antropogeniczne, które niewątpliwie mogą być czynnikami wywołującymi stres środowiskowy. W pracy skupiam się na dwóch tego typu czynnikach: miejskim pyłu drogowym i aktywności przemysłowej, które mają bardzo duży wpływ na organizmy żywe. W niniejszej rozprawie prezentuję cykl publikacji dotyczących miejskiego pyłu drogowego zebranego na Górnym i Dolnym Śląsku w dwóch sezonach roku (latem i zimą) oraz publikacje dotyczące wpływu hut metali zlokalizowanych na Dolnym Śląsku (huta „Głogów”, huta „Oława”, huta „Legnica” i hałda po hucie „Siechnice”) na organizmy żywe. Aby poznać wpływ na organizmy żywe wykonano szereg kompleksowych badań ekotoksykologicznych i badań mutagenności oraz oceniono narażenie zdrowotne na badane pyły drogowe i aktywność przemysłową w oparciu o wyniki stężeń metali i WWA. W pracy omówiono również aspekt toksyczności spływów pyłów drogowych do wód powierzchniowych i dlatego badania przeprowadzono dwutorowo. Analizom poddano wpływ samego pyłu drogowego jak i spływów z dróg. Wyniki wykazały znaczący i szkodliwy wpływ badanych czynników stresowych na organizmy żywe, a w tym także na zdrowie człowieka. Dlatego należy dołożyć wszelkich starań, aby stale monitorować zanieczyszczenie środowiska i poprzez stosowanie nowych technologii zmniejszać wpływ pyłów drogowych i hut metali na biocenozę.

Summary

One of the biggest problems of environmental protection are anthropogenic pollution, which can undoubtedly be factors causing environmental stress. In my work, I focus on two factors of this type: urban road dust and industrial activity, which have a very large impact on living organisms. In this dissertation, I present a series of publications on urban road dust collected in Upper and Lower Silesia in two seasons of the year (summer and winter) and publications on the impact of metal smelters located in Lower Silesia (Głogów smelter, Oława smelter, Legnica smelter and heap after the Siechnice smelter) on living organisms. During my work, a number of ecotoxicological and mutagenicity tests were performed and health exposure to road dust and industrial activity based on the results of metal and PAH concentrations was assessed. In the dissertation I also studied the impact of road dust runoff to surface waters and organisms, and therefore the research was carried out in two ways. The road dust as well as the runoff were analysed. The results showed a significant and harmful impact of the stress factors on living organisms, including human health. Therefore, the effort should be made to constantly monitor environmental pollution and through the use of new technologies, reduce the impact of road dust and metal smelters on the biocenosis.

I. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/ artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy:

- 2013 r., dyplom inżyniera; kierunek: Ochrona Środowiska; Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii; Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu;
Tytuł pracy inżynierskiej: „Koncepcja zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego Cedyńskiego Parku Krajobrazowego na terenie gminy Cedynia”.
- 2014 r., dyplom magistra; kierunek: Ochrona Środowiska; Wydział Inżynierii Środowiska; Politechnika Wrocławska;
Tytuł pracy magisterskiej: „Wpływ odpadów na wybrane zwierzęta testowe na wybranym przykładzie”.

II. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.).

Osiągnięcie naukowe stanowi cykl publikacji składający się z 9 prac oryginalnych o łącznej punktacji IF: 27,679, oraz MNiSW/KBN=689 pkt

- (Publ. 1) Justyna Rybak, Magdalena Wróbel, Jan Stefan Białowicz, Wioletta Rogula-Kozłowska
Selected metals in urban road dust: Upper and Lower Silesia case study
Atmosphere. 2020, vol. 11, nr 3, art. 290, s. 1-25. ISSN: 2073-4433
MNiSW/KBN: 100; IF: 3.110 (2022)

(udział własny: 30% - dostarczenie materiału do badań, udział w szkicu publikacji, opracowanie wyników)

- (Publ. 2) Justyna Rybak, Magdalena Wróbel, Renata Krzyżyńska, Wioletta Rogula-Kozłowska, Tomasz Olszowski
Is Poland at risk of urban road dust? Comparison studies on mutagenicity of dust
Environmental Pollution. 2022, vol. 314, art. 120337, s. 1-11. ISSN: 0269-7491; 1873-6424
MNiSW/KBN: 100; IF: 9.988 (2022)

(udział własny: 25% - dostarczenie materiału do badań, udział w szkicu publikacji, wykonanie testu na mutagenność)

- (Publ. 3) Wioletta Rogula-Kozłowska, Justyna Rybak, Magdalena Wróbel, Jan Stefan Białowicz, Adam Krasuski, Małgorzata Majder-Łopatka
Site environment type - the main factor of urban road dust toxicity?
Ecotoxicology and Environmental Safety. 2021, vol. 218, art. 112290, s. 1-9.
ISSN: 0147-6513; 1090-2414
MNiSW/KBN: 100; IF: 7.129 (2022-2023)

(udział własny: 20% - dostarczenie materiału do badań, udział w szkicu publikacji, opracowanie metodyki)

- (Publ. 4) Magdalena Wróbel, Justyna Rybak, Zbigniew Ziembik, Wioletta Rogula-Kozłowska

Effect of road dust run-off on living organisms : ecotoxicological studies

W: XIIth International Scientific Conference Air Protection in Theory and Practice : Zakopane, 18-21 October 2022 : book of extended abstracts / eds. Marianna Czaplicka [i in.]. Zabrze : Institute of Environmental Engineering Polish Academy of Sciences, cop. 2022. s. 135-136.

(udział własny: 60% - sformułowanie problemu badawczego, opracowanie koncepcji artykułu i finalna wersja publikacji)

- (Publ. 5) Magdalena Wróbel, Justyna Rybak, Wioletta Rogula-Kozłowska, Filip Dwojak

Ocena toksyczności wmywanego miejskiego pyłu drogowego z wykorzystaniem testu Microtox - badanie porównawcze dla Dolnego i Górnego Śląska = Toxicity of urban road dust run-off using the Microtox test - a comparative study for Lower and Upper Silesia

Zeszyty Naukowe SGSP. 2022, nr 81, s. 63-76, 2 rys., 3 tab., bibliogr. 21 poz., Summ. ISSN: 0239-5223; 2720-0779

MNiSW/KBN: 70

(udział własny: 70% - przegląd literatury, sformułowanie problemu badawczego, opracowanie koncepcji artykułu, dostarczenie materiału do badań, wykonanie testu Microtox, napisanie publikacji)

- (Publ. 6) Magdalena Wróbel, Agnieszka Trzyna, Farhad Zeynalli, Justyna Rybak

The comprehensive health risk assessment of Polish smelters with ecotoxicological studies

International Journal of Environmental Research and Public Health. 2022, vol. 19, nr 19, art. 12634, s. 1-16. ISSN: 1661- 7827; 1660-4601

MNiSW/KBN: 140; IF: 4.614 (2022-2023)

(udział własny: 50% - przegląd literatury, opracowanie koncepcji artykułu, wykonanie testów ekotoksykologicznych i finalna wersja publikacji)

- (Publ. 7) Magdalena Wróbel, Angelika Pieśniewska, Farhad Zeynalli, Kacper Kapelko, Beata E. Hanus-Lorenz, Justyna Rybak

Is the slag heap of a former ferrochromium plant a significant environmental hazard?

Applied Sciences. 2023, vol. 13, nr 3, art. 2001, s. 1-18.

MNiSW/KBN: 100; IF: 2.838 (2021)

(udział własny: 50% - sformułowanie problemu badawczego, opracowanie koncepcji artykułu i finalna wersja publikacji)

- (Publ. 8) Klaudia Radlińska, Magdalena Wróbel, Agnieszka Stojanowska, Justyna Rybak
Assessment of the "Oława" smelter (Oława, Southwest Poland) on the environment with ecotoxicological tests
Journal of Ecological Engineering. 2020, vol. 21, nr 3, s. 186-161. ISSN: 2299-8993
MNiSW/KBN: 70

(udział własny: 60% - sformułowanie problemu badawczego, opracowanie koncepcji artykułu, wykonanie testów ekotoksykologicznych i finalna wersja publikacji)

- (Publ. 9) Dawid Kowalski, Magdalena Wróbel, Justyna Rybak
Ocena ekotoksykologiczna wpływu Huty Miedzi "Legnica" na organizmy żywe = Ecotoxicological studies on the impact of copper smelter "Legnica" on living organisms
Inżynieria Ekologiczna. 2018, vol. 19, nr 3, s. 30-35. ISSN: 2081-139X
MNiSW/KBN: 9

(udział własny: 70% - opracowanie koncepcji artykułu, opracowanie metodyki, wykonanie testów na organizmach żywych, opracowanie wyników, szkic i finalna wersja publikacji)

III. Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników.

1. Tło problemu

Stres środowiskowy to szerokie zagadnienie, ponieważ tak naprawdę każda zmiana w środowisku, nawet minimalna może go wywołać. Czynniki stresogenne można podzielić na dwie grupy: czynniki biotyczne (wywoływane przez inne żywe organizmy) i czynniki abiotyczne (wywoływane przez materię nieożywioną tj. warunki fizyczne, warunki chemiczne [1]. Bardzo ważnym aspektem w mojej pracy nie jest samo pojęcie stresu, a odpowiedź organizmu na stres, czyli jego wpływ na organizmy żywe. Odpowiedzią mogą być różnego rodzaju zmiany fizjologiczne i biochemiczne, które prowadzą nawet do śmierci danego organizmu czy też trwałych zmian upośledzających jego DNA [2]. W moich badaniach skupiłam się na miejskim pył drogowym oraz aktywności przemysłowej jako dwóch istotnych czynnikach stresu środowiskowego, które mają bardzo duży wpływ na organizmy żywe.

Pył drogowy (URD urban road dust) zalega na ulicach miast. Głównym jego składnikami są minerały występujące powszechnie w glebie (kwarc, skalenie, dolomit i kalcyt, a także minerały pochodzenia antropogenicznego takie jak: krystaliczne związki ołowiu, mullit i inne.) [3]. Jest to mieszanina cząstek stałych, ciekłych i gazowych i może zawierać metale ciężkie, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), zarodniki pleśni, pyłki i inne emisje drogowe, spaliny ze spalania paliw kopalnych i biomasy w budynkach mieszkalnych [4]. Pył drogowy jest jednym z największych emitentów cząstek stałych (particulate matter PM) w powietrzu w środowisku miejskim [3,5]. Ze względu na ruch drogowy i wiatr, pył drogowy może zostać ponownie zawieszony i dlatego stanowi poważne zagrożenie dla środowiska, zwłaszcza drobne cząsteczki pyłu mogą dłużej pozostawać zawieszony w powietrzu, w zależności od pogody [6]. Pył drogowy może łatwo przedostać się do dróg oddechowych człowieka [7,8]. Substancje toksyczne z pyłów drogowych przedostają się do zbiorników wodnych podczas opadów atmosferycznych przez spływy miejskie i zwykle osadzają się w osadach. Dlatego, osady stanowią podstawowe źródło różnych zanieczyszczeń w wodzie [9]. Niektórzy badacze badali wpływ osadu na toksyczność dla organizmów wodnych, w szczególności organizmów bentosowych [10-12]. Jednakże toksyczność pyłów drogowych w odpływach została słabo rozpoznana szczególnie w Polsce brakuje tego typu badań [4,13,14]. Większość badaczy skupiła się na badaniach rozpuszczalnego ekstraktu organicznego, co może wykluczać związki nieorganiczne jako substancje toksyczne [13]. Jak dotąd udowodniono, że spływ wody z dróg ma charakter bezpośredni i najbardziej znaczący na śmiertelność bezkręgowców ze względu na obecność substancji toksycznych w spływach z dróg [13]. Toksyczność spływów zależy ściśle od obfitości opadów, a substancje toksyczne są związane zarówno z frakcją mokrą pyłu drogowego jak i odciekami [15]. Związki polarne i niepolarne dominują w frakcji mokrej pyłu, a w odcieku przeważają toksyczne substancje zależne od pH i jony [13]. Ponieważ substancje toksyczne są luźno związane z frakcją mokrą, mogą migrować do odcieku, zwiększając jego toksyczność. Z drugiej strony sama ilość opadów może wpływać na rozcieńczenie odcieku. Poza luźno związanymi związkami toksycznymi są też obecne takie, które są silnie związane z mokrym pyłem drogowym, dlatego toksyczność tej frakcji może być silna pomimo migracji niektórych substancji toksycznych do odcieku. Konieczna jest zatem ocena toksyczności URD w kontekście toksyczności dla biocenozy wodnej i aby znaleźć

podstawę do szerszej regulacji w kontekście wpływu transportu i emisji na organizmy żywe.

Drugim aspektem poruszonym w mojej pracy jest wpływ aktywności przemysłowej na organizmy żywe. Procesy wydobywania i hutnictwa metali są ściśle związane z emisją różnych zanieczyszczeń. Zanieczyszczenia tego typu często charakteryzują się podwyższonym stężeniem pierwiastków potencjalnie toksycznych, o których wiadomo, że są bardzo szkodliwe dla środowiska, a także dla zdrowia ludzkiego i innych organizmów żywych [16,17]. Procesy wytopienia metali wprowadzają do atmosfery pierwiastki w postaci cząstek pyłu, które następnie osadzają się na powierzchni gleby. Metale emitowane z działalności wydobywczej znajdują się głównie we frakcji drobnego pyłu zawieszonego (PM) ($<2 \mu\text{m}$). W związku z tym mogą one przemieszczać się na duże odległości i może wystąpić podwyższona ich akumulacja, zwłaszcza na obszarze objętym dominującym kierunkiem wiatru [18,19]. Metale kumulują się w glebie stopniowo i ze względu na swoją trwałość czas przebywania jest bardzo długi. Ponadto oczyszczanie gleb poprzez naturalne procesy przebiega bardzo wolno [18]. Wytapianie rud metali jest jednym z najważniejszych źródeł zanieczyszczenia środowiska metalami i metaloidami. Zanieczyszczenie gleb może również pochodzić z rozpuszczania odpadów hutniczych, co może prowadzić do poważnego skażenia gleby, notowanego nawet przez długi czas po zamknięciu huty [20]. Wydobywanie i obróbka metali odpowiada za światową emisję Hg, Cd i Pb [19]. Dzięki zainstalowaniu filtrów oczyszczających powietrze w Europie w ciągu ostatnich 60 lat zmniejszyła się emisja z przemysłu metalowego [21]. Pomimo takich rozwiązań pierwiastki elementarne nadal są obecne w glebie wokół hut, co wiąże się z poważnymi skutkami dla ekosystemów glebowych i ma negatywny wpływ na procesy biologiczne i zdrowie organizmów żywych [22]. Ponadto, zanieczyszczenia gleby negatywnie wpływają na wzrost roślin powodując zahamowanie wzrostu korzeni i pędów, pogorszenie produktywności lub obniżenie jakości plonów. Z powyższego wynika, że zanieczyszczenie gleby może mieć wpływ na bezpieczeństwo żywności na samym początku łańcucha pokarmowego, co jest uznawane za jedno z największych zagrożeń dla zdrowia człowieka [23].

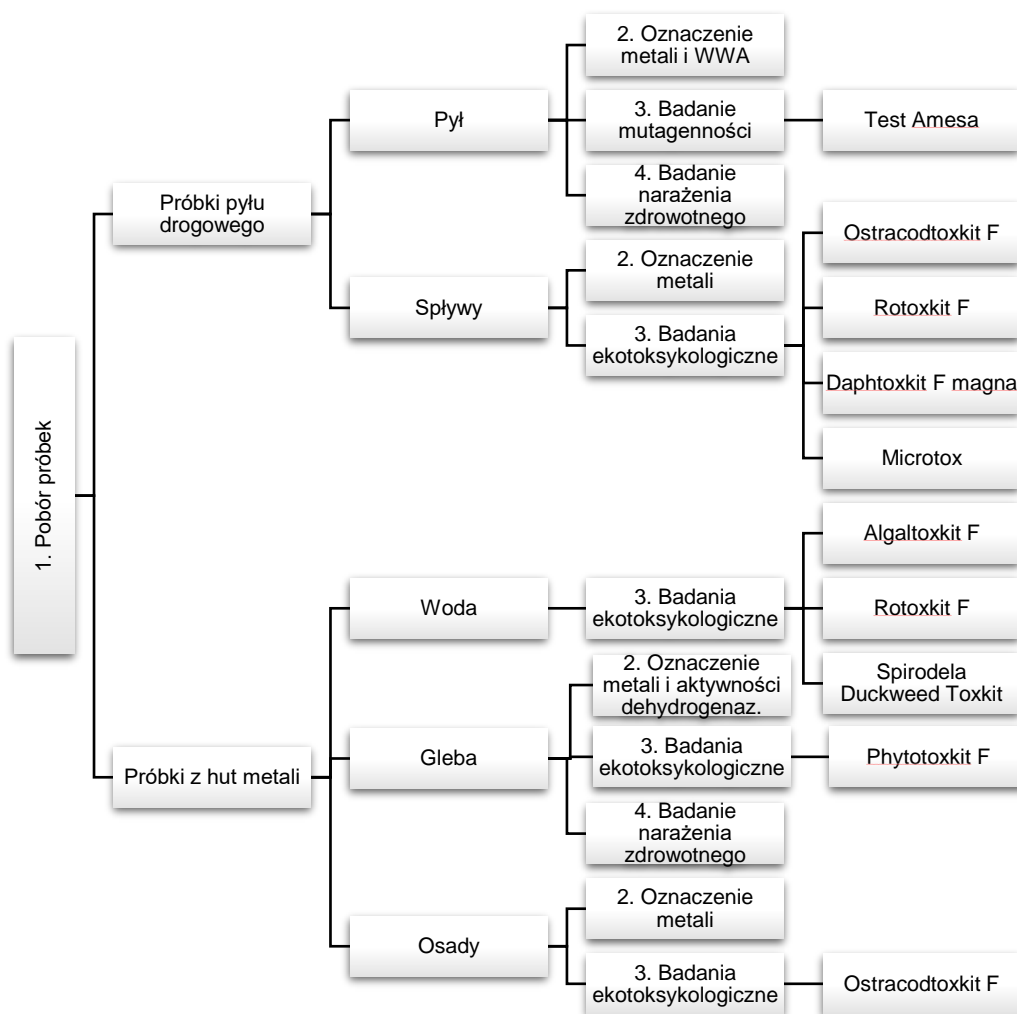
2. Cel i metodyka pracy badawczej

Głównym celem pracy była ocena wpływu stresu środowiskowego na organizmy żywe w kontekście wpływu pyłów drogowych zebranych na Górnym i Dolnym Śląsku oraz wpływu działalności hut metali zlokalizowanych na Dolnym Śląsku. Hipoteza badawcza zakłada, że stres środowiskowy jest istotnym czynnikiem warunkującym zdrowie organizmów żywych.

Badania składały się z następujących etapów:

- Pobór próbek pyłów, gleby, osadów i wody w wybranych lokalizacjach.
- Wykonanie oznaczeń chemicznych (wybrane pierwiastki oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne - WWA)
- Badania ekotoksykologiczne i genotoksyczne
- Badania narażenia zdrowotnego (rakotwórcze i nierakotwórcze)

Szczegółowy schemat badań przedstawia rysunek nr 1. (Rys. 1.).



Rys. 1. Schemat badań

Założono, że:

1. Istnieje zależność między sezonem (letni vs zimowy), a toksycznością pyłów drogowych
2. Spływy z dróg z deszczem są toksyczne dla środowiska wodnego i organizmów wodnych
3. Bliskie sąsiedztwo hut metali może być szkodliwe dla środowiska i organizmów żywych
4. Istnieje ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem na pyły drogowe i bliskim sąsiedztwem hut metali.

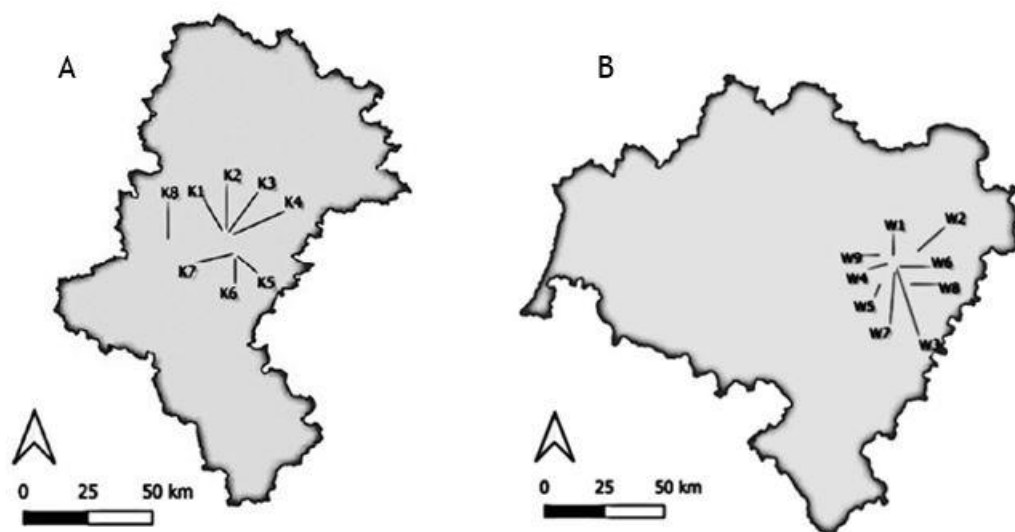
Pobór próbek odbył się na terenie Górnego i Dolnego Śląska z podziałem na dwie pory roku (sezon letni i sezon zimowy). Podczas poboru próbek pyłu drogowego wzięłam pod uwagę trzy bardzo ważne czynniki, które niewątpliwie mogły wpłynąć na skład pierwiastkowy pobranego pyłu drogowego: natężenie ruchu samochodowego, źródła zanieczyszczeń jakie mogą występować na danym terenie oraz ukształtowanie terenu i otoczenie (centrum miasta, przedmieścia czy też miejscowości przyległe) a także kierunek wiatru i warunki meteorologiczne. Dokładny opis punktów poboru próbek pyłów drogowych przedstawiono w tabeli nr 1 (Tab. 1.), a ich rozmieszczenie na rysunku nr 1. (Rys.1.).

Tabela 1. Opis stanowisk poboru próbek pyłu drogowego

Nazwa punktu poboru	Współrzędne	Opis punktu poboru	Natężenie ruchu (ilość pojazdów na godzinę)
K1	50°20'31.4"N 18°56'51.4"E	Bytom Punkt położony poza miastem, dominuje niska zabudowa i ogrzewanie indywidualne, teren przy drodze krajowej 94, w pobliżu kilka domów jednorodzinnych i fabryk.	660
K2	50°20'44.4"N 18°58'02.5"E	Piekary Śląskie I Punkt położony jest na terenie przemysłowym z opuszczonymi hotelami i nieużytkami, około 1,5 km od starówki z niską zabudową, teren położony jest przy drodze krajowej nr 94.	520
K3	50°20'17.3"N 18°58'28.6"E	Piekary Śląskie II Punkt położony około 1 km od centrum miasta w dzielnicy Brzeziny Śląskie, otoczona starą i niską zabudową wielorodzinną z indywidualnym ogrzewaniem, działka położona jest przy drodze krajowej nr 94.	570
K4	50°19'55.2"N 18°59'51.5"E	Siemianowice Śląskie Punkt zlokalizowany poza centrum miasta (w odległości ok. 700 m) dominuje niska zabudowa wielorodzinną z ogrzewaniem centralnym i indywidualnym.	360
K5	50°15'42.4"N 19°01'20.7"E	Katowice, Mickiewicza Punkt zlokalizowany jest w centrum miasta, w pobliżu wysokiej zwartej zabudowy wielorodzinnej z ogrzewaniem miejskim. Teren położony jest przy drodze krajowej nr 79.	1050
K6	50°15'17.9"N 19°00'49.3"E	Katowice, Kopernika Osiedle przy centrum miasta (ok. 600 m), zwarta, wysoka zabudowa wielorodzinną (ogrzewanie	1750

		miejskie); punkt położony jest przy drodze krajowej nr 86.	
K7	50°16'02.4"N 19°00'34.6"E	Katowice Dąb Skrzyżowanie drogi krajowej nr 79 i dużej ulicy miejskiej, zlokalizowane na jednym z największych osiedli mieszkaniowych w Katowicach z bardzo wysoką zabudową i ogrzewaniem miejskim.	2700
K8	50°15'49.1"N 19°01'35.4"E	Katowice, Roździeńskiego; Skrzyżowanie drogi krajowej nr 86 z największym węzłem drogowym w Katowicach, w otoczeniu obiektów handlowo-usługowych oraz budynków biurowych.	4600
W1	51°08'44.9"N 17°01'20.7"E	Wrocław, Obornicka Punkt zlokalizowany jest przy osiedlu mieszkaniowym o zwartej i wysokiej zabudowie z siecią ciepłowniczą. Jest to trasa wylotowa z miasta w kierunku Poznania.	300
W2	51°09'56.2"N 17°09'37.1"E	Mirków Punkt położony na północny wschód od Wrocławia, około 12 km od miasta. Przy drodze krajowej nr 98. Dominuje zwarta zabudowa jednorodzinna z indywidualnym ogrzewaniem. W odległości około 4 km od kompleksu leśnego.	100
W3	51°06'28.1"N 17°02'24.9"E	Wrocław, Oławska Działka w ścisłym centrum miasta w pobliżu starego rynku. Zwarta zabudowa mieszkaniowa z ogrzewaniem miejskim.	400
W4	51°07'14.4"N 16°59'41.6"E	Wrocław, Legnicka Punkt zlokalizowany w zachodniej części miasta, prowadzącej do drogi ekspresowej i znajduje się tam jedno z największych centrów handlowych w mieście. Kompaktowa, wysoka zabudowa z przewagą sieci miejskiej. Punkt znajduje się około 2 km od dużego parku miejskiego (Park Zachodni)	800
W5	51°02'55.5"N 16°57'01.6"E	Bielany Wrocławskie Punkt położony na południowy wschód od Wrocławia. Jest to obszar, w którym znajduje się wiele fabryk i centrów handlowych. Brak zwartej zabudowy mieszkaniowej.	500
W6	51°06'33.9"N 17°03'07.6"E	Wrocław, Grunwaldzki Bridge Punkt zlokalizowany w ścisłym centrum miasta przy drodze krajowej nr 94 w kierunku Warszawy. Dominuje zwarta zabudowa mieszkaniowa z ogrzewaniem miejskim. W pobliżu zlokalizowane jest duże centrum handlowe oraz swoje siedziby mają największe wrocławskie uczelnie wyższe.	800
W7	51°05'39.6"N 17°01'57.1"E	Wrocław, Gliniana Punkt położony jest w południowej części miasta przy drodze krajowej nr 98, gdzie dominuje zwarta zabudowa mieszkaniowa z ogrzewaniem miejskim. W odległości około 500 m znajduje się największe centrum sportowo-rekreacyjne – AquaPark.	300
W8	51°02'46.5"N 17°07'09.5"E	Radwanice Punkt zlokalizowany na południowy wschód od Wrocławia gdzie dominuje niska zabudowa mieszkaniowa.	200
W9	51°09'03.1"N 16°57'00.2"E	Maślice Punkt zlokalizowany na północny zachód od Wrocławia, niska zabudowa jednorodzinna w	250

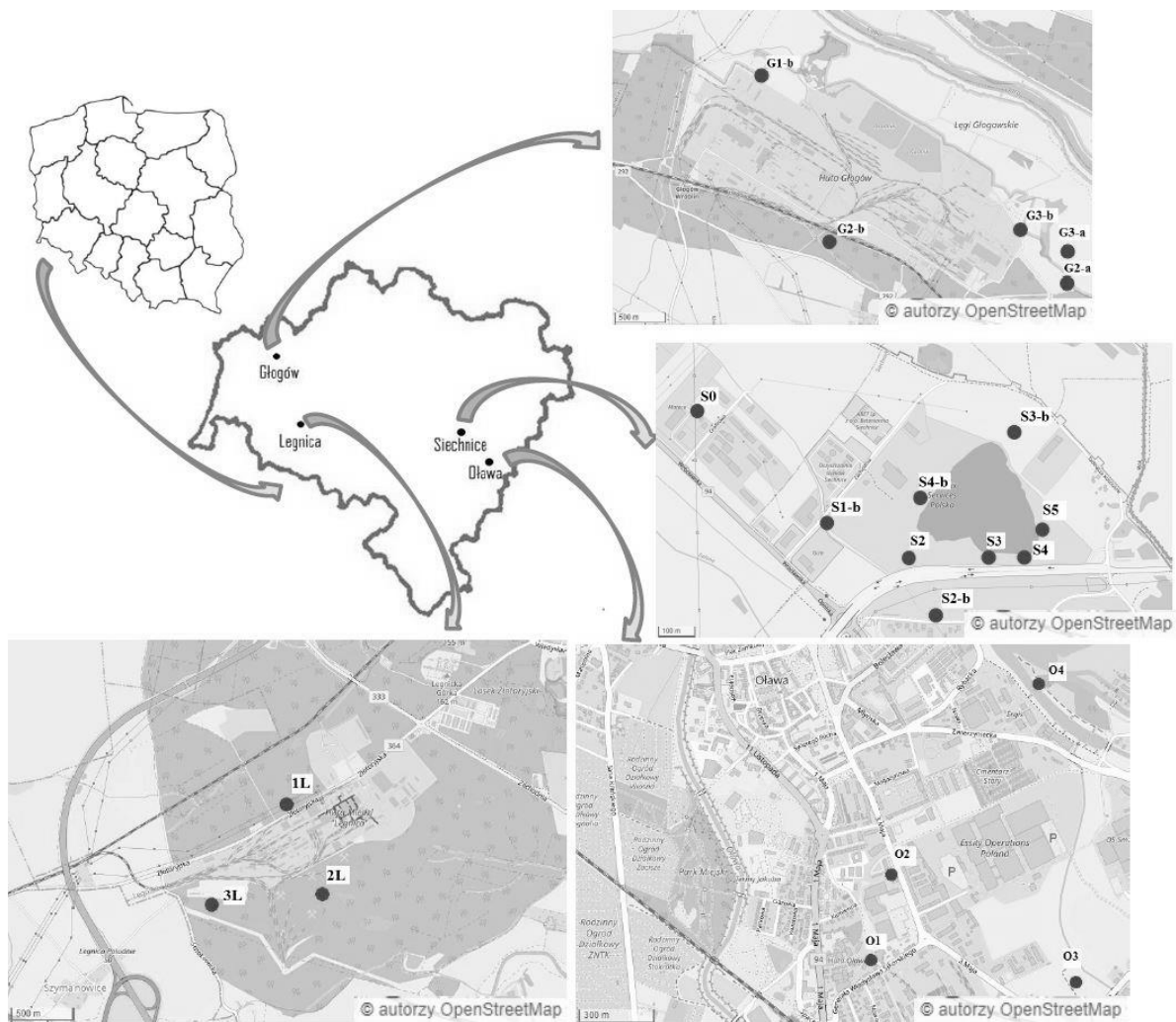
		pobliżu rodzinnych ogródków działkowych i cmentarza.	
--	--	--	--



Rys. 1. Rozmieszczenie punktów poboru próbek pyłów drogowych zebranych na terenie Górnego (mapa A) i Dolnego Śląska (mapa B).

Ocenę wpływu hut na organizmy żywe wykonano pobierając próbki gleb, wody i osadów dennych. Wszystkie huty zlokalizowane były na Dolnym Śląsku (Rys. 2.). Były to:

1. Huta Miedzi Głogów powstała w 1971 roku i należy do firmy KGHM Polska Miedź S.A. Działalność tej huty znacząco wpływa na stan środowiska poprzez znaczące emisje SO_2 , NO_2 , PM i metali ciężkich. Huta położona jest w sąsiedztwie miasta Głogów oraz terenów rolniczych, gdzie uprawiane są zboża (głównie pszenica, ziemniaki, buraki cukrowe) [24,25].
2. Huta Miedzi Legnica należy również do spółki KGHM Polska Miedź S.A. i produkuje głównie miedź elektrolityczną w postaci katod oraz srebro rafinowane. Dodatkowo produkowane są tam złoto, ołów, pallad, koncentrat platyny. Została otwarta w 1953 r. i przede wszystkim emituje popioły lotne charakteryzujące się dużą zawartością szkodliwych związków [26,27].
3. Huta Siechnice od 1916 roku zajmowała się produkcją karbidu, następnie od 1932 huta zaczęła zajmować się produkcją wyrobów żelazostopów. W wyniku jej działania powstała duża hałda odpadów poprodukcyjnych, która przyczyniła się do zamknięcia huty w 1988 r. na skutek protestów miejscowej ludności. Hałda poprodukcyjna zalega tam do dziś i może negatywnie oddziaływać na środowisko [28].
4. Huta Oława jest częścią zakładów metalurgicznych „Silesia”, zlokalizowanych na terenie miasta Oławy. Huta rozpoczęła swoją działalność w 1845 roku i produkowała różne formy cynku tlenek ołowiu. Obecnie huta produkuje biel cynkową oraz tlenek ołowiu i tlenek kadmu [29].



Rys.2. Rozmieszczenie punktów poboru próbek zlokalizowanych przy badanych hutach

Badania obejmowały:

- wykonanie oznaczeń chemicznych (wybrane pierwiastki oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne - WWA) podzieliliłam na dwie grupy: oznaczenie metali w pyłach drogowych i oznaczenie metali w próbkach pochodzących ze wspomnianych hut metali. W pyłach drogowych oznaczono następujące pierwiastki: Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cr, Mg, Al, Co, Pb, Cd i V. Warto dodać, że w pyłach drogowych dokonałam oznaczeń z wyodrębnieniem frakcji rozpuszczalnej w wodzie (z ang. water soluble - WS, tzw. mokry pył drogowy (z ang. wet road dust - WRD) oraz oznaczyłam całkowitą ilość danego pierwiastka w pyłach (z ang. Total – T). Oceniono zawartość metali w rozpuszczalnej w wodzie frakcji pyłu drogowego, ponieważ spływy z dróg mają bezpośredni wpływ na wodną biocenozę org. żywych. Z kolei oznaczeń metali w próbkach pobranych w pobliżu badanych hut dokonano zgodnie ze specyfikacją danej huty tzn.: dla huty Głogów i Legnica oznaczono miedź, rtęć i arsen; dla huty Oława oznaczyłam stężenie cynku, ołowiu i kadmu. Natomiast badając hutę Siechnice oznaczyłam stężenia cynku, chromu, ołowiu, żelaza i miedzi.

Analizę metali wykonano poddając przygotowane wcześniej próbki spektrometrii mas ze wzbudzeniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej (ICP – MS) przy użyciu Elan 6100 DRC-e Perkin. Granice wykrywalności: 0.151 g/l dla Al, Mg and Zn; 0.019 g/L dla As; 0.013 g/L dla Cr; 0.022 g/L dla Mn ; 0.017 g/L dla Ni; 0.0021 g/L dla Cu; 0.003 g/L dla Pb; 0.001 g/L dla Cd; 0.002 g/L dla Co i 0.001 g/L dla V.. Ekstrakty wodne z pyłów drogowych przygotowałam wg procedury podanej przez Watanabe i in. (2011) [9], a mianowicie wysuszony i przesiany ($\varnothing 63 \mu\text{m}$) pył zmieszałam w wodą w stosunku 1:2, a następnie odwirowałam.

-badania ekotoksykologiczne polegały na wykonaniu testów na organizmach żywych i określeniu toksyczności ostrej bądź chronicznej oraz mutagenności próbek pyłów drogowych oraz próbek pobranych w sąsiedztwie hut metali.

Badania na pyłach drogowych polegały na ocenie toksyczności ww. pyłów i podobnie jak oznaczenie metali przeprowadziłam te badania dwutorowo – wzięłam pod uwagę spływy i sam pył.

Na odciękach wykonałam szereg testów ekotoksykologicznych z wykorzystaniem bezkręgowców:

- a) test toksyczności chronicznej Ostracodtoxkit F, który sprawdza toksyczność badanego osadu przy użyciu larw małżoraczków *Heterocypris incongruens*;
- b) test toksyczności ostrej Rotoxkit F, który opiera się na wrotkach *Brachionus calyciflorus*;
- c) test toksyczności ostrej Daphtoxkit F magna, który pokazuje toksyczność ekstraktu wodnego przy użyciu rozwielitek *Daphnia magna*. Zgodny z normami OECD Guideline 202 i ISO 6341.

W swojej pracy oceniałam również toksyczność spływów z wykorzystaniem bakterii *Vibrio fischeri* (test Microtox). Test ten do oceny toksyczności wykorzystuje zdolność zahamowania bioluminescencji wyżej wymienionych bakterii. Test wykonałam zgodnie z normą ISO11348-3 przy użyciu analizatora Microtox model 500 firmy Tigret Sp. z o.o. (Polska). Spadek bioluminescencji badanych bakterii określiłam po czasie 5 i 15 minut w temperaturze 15°C w porównaniu z kontrolą. Jako kontrolę zgodnie z procedurą wykorzystałam 2 % roztwór chlorku sodu (NaCl). Test wykonałam zgodnie z procedurą testu 81.9% Screening w systemie Microtox Omni Software. Dodatkowo dla prób o wysokim efekcie toksycznym wykonałam test podstawowy 81,9 % oraz wyznaczyłam wartości LC50.

Na pyłe natomiast wykonałam test mutagenności – mikropłytkowy test Ames. Test ten wykorzystuje zdolność rewersji mutacji w genetycznie modyfikowanym szczepie bakterii *Salmonella typhimurium* LT2 serii TA i pozwala ocenić czy dana próbka może być mutagenna. W teście wykorzystałam dwa szczepy ww. bakterii – szczep TA 98 i szczep TAmix oraz wykonałam test w dwóch wariantach – z wykorzystaniem frakcji mikrosomalnej S9 (+F) oraz bez frakcji mikrosomalnej S9 (-F). Wykonanie tych dwóch wariantów pozwala wykryć nie tylko mutageny bezpośrednie, ale też i te pośrednie. A co za tym idzie pozwala dokładniej ocenić mutagenność badanego związku.

Badanie ekotoksykologiczne, które wykonałam na próbkach pobranych przy hutach metali polegały na ocenie toksyczności:

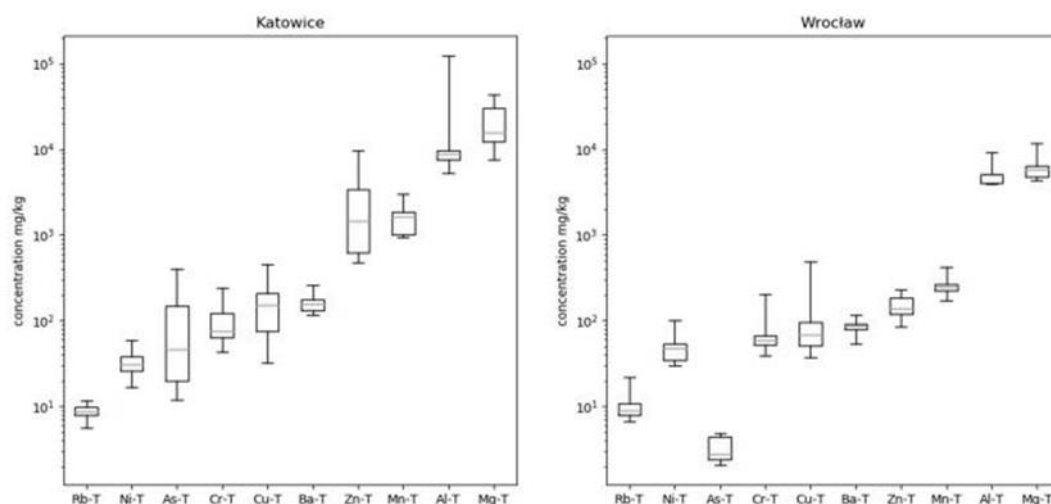
- a) osadów dennych (test Ostracodtoxkit F) ze zbiorników wodnych znajdujących się w pobliżu hut ;
- b) wód (test Rotoxkit, Spirodela Duckweed Toxkit, Algaltoxkit) z tych samych zbiorników wodnych.
- c) gleb (test Phytotoxkit) występujących w pobliżu hut;

Testy wykonane na próbkach gleb polegały na ocenie zdolności kiełkowania, a następnie zahamowania wzrostu pedów i korzeni roślin jednoliściennych: kukurydza (*Zea mays*), pszenica (*Triticum aestivum*) oraz roślin dwuliściennych: łubin (*Lupinus luteus*). Test przeprowadzono zgodnie z normą PN-EN ISO 11269-2:2013-06. Ocenę toksyczności wody pobranej nieopodal badanej huty wykonałam przy użyciu testu Rotoxkit F, który opisałam powyżej. Użyłam jeszcze testu Algaltoxkit, który polega na porównaniu ilości komórek glonów w badanej wodzie z ilością komórek glonów w wodzie kontrolnej oraz testu Spirodela Duckweed Toxkit, który polega na ocenie tzw. zahamowania wzrostu pierwszych liści *Spirodela polyrhiza*. Wzrost jest określony na podstawie zdjęć wykonanych przed i po inkubacji.

Badania narażenia zdrowotnego polegały na ocenie ryzyka nie rakotwórczego i rakotwórczego pobranych pyłów drogowych. W badaniach wzięłam pod uwagę dwie grupy wiekowe: dzieci i dorośli oraz trzy drogi wnikania szkodliwej substancji (w mojej pracy metale pochodzące z pyłów drogowych oraz metale pochodzące z hut): droga pokarmowa, oddechowa i skórna. Wyniki narażenia zdrowotnego wyraziłam za pomocą 4 wskaźników tj.: ADD – średnia dawka dzienna (ng/kg/d), HI – indeks zagrożenia, HQ – współczynnik ryzyka oraz ECR – wskaźnik ryzyka zachorowania na raka.

3. Omówienie prac wchodzących w skład jednolitego cyklu publikacji i zagadnień podnoszonych w publikacjach

(Publ. 1.) Pierwszą pracą wchodzącą w cykl publikacji jest artykuł pt: " Selected Metals in Urban Road Dust: Upper and Lower Silesia Case Study", w której poza wynikami metali (Rys. 4.) wykonano ocenę ryzyka zdrowotnego oraz próbuje wskazać źródła zanieczyszczeń wykorzystując takie indeksy jak: PLA, PLI, EF czy Igeo.



Rys. 4. Średnie całkowite stężenia (z ang. T-total) metali w pyłe drogowym dla Katowic i Wrocławia [mg/kg].

W tej pracy stwierdzono, że suma zawartości metali w pyłe drogowym była wyższa w próbkach z Górnego Śląska niż z Dolnego Śląska. Badania wykazały zróżnicowane stężenia badanych metali, przykładowo większe wartości dla As odnotowano w próbkach z Górnego Śląska, a dla Ni większe wartości odnotowano dla próbek z Dolnego Śląska. Odnotowano również podwyższone stężenia As, Cr i Ni. Podwyższone wartości tych trzech pierwiastków stwierdzono w pyłach pochodzących ze stanowisk K2 i K3 (tereny przemysłowe, Piekary Śląskie) na Górnym Śląsku (najwyższe stężenia arsenu), K2 (tereny przemysłowe, Piekary Śląskie) również na Górnym Śląsku oraz W7 (Wrocław, ul. Gliniana, punkt przy drodze krajowej) na Dolnym Śląsku (najwyższe stężenia niklu), K4 Siemianowice Śląskie. Oba badane regiony mają duży problem z zanieczyszczeniem, co sugeruje, że wpływ transportu miejskiego, przemysłu oraz ogrzewania domów na obie aglomeracje jest znaczący. W przypadku Górnego Śląska punkty K1, K2, K3 (Bytom i tereny przemysłowe w Piekarach Śląskich) charakteryzowały się także podwyższonymi stężeniami większości badanych metali (Mn, Ni, Zn, As). Z kolei w przypadku Dolnego Śląska punkty W1 (ul. Obornicka, Wrocław), W5 (Bielany Wrocławskie) i W6 (most Grunwaldzki, Wrocław) nie charakteryzowały się aż tak podwyższonymi stężeniami w porównaniu z badanymi innymi punktami z tego regionu (wyjątek stanowi punkt W6, gdzie odnotowano najwyższe stężenie Cr w regionie). Takie różnice wynikają z faktu że badane regiony charakteryzują się różnymi profilami zanieczyszczeń. Mianowicie na Górnym Śląsku dominują zanieczyszczenia pochodzące z przemysłu i transportu miejskiego, natomiast na Dolnym Śląsku dominują zanieczyszczenia pochodzące ze spalania paliw kopalnych oraz z transportu miejskiego. Indeks ładunku zanieczyszczeń

(PLI) wskazuje, że wszystkie stanowiska z Górnego Śląska (K1-K8) są bardziej zanieczyszczone badanymi pierwiastkami niż okolice Dolnego Śląska (W1-W9). Wyniki współczynnika wzbogacenia (EF) próbek pyłu drogowego z aglomeracji katowickiej wykazały Zn i As jako główne zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego. Natomiast dla aglomeracji wrocławskiej współczynnik EF wykazał Cu jako główne zanieczyszczenie pochodzenia antropogenicznego. Według wskaźników zanieczyszczeń Zn, As i Cu są podstawowymi źródłami zanieczyszczeń w obu regionach, prawdopodobnie pochodzą one ze spalania paliw, ruchu drogowego, ogrzewania domów i emisji przemysłowych. Pozostałe parametry dotyczące źródeł zanieczyszczeń wskazują dwa główne źródła emisji metali: ruch samochodowy oraz domowe i przemysłowe spalanie paliw kopalnych. Pierwsze z nich ma największe znaczenie dla kształtu składu pierwiastkowego pyłu na Dolnym Śląsku; drugie dla składu pierwiastkowego pyłu na Górnym Śląsku. Z analizy ryzyka zdrowotnego wynika, że możliwe spożycie zanieczyszczonych cząstek pyłu z dróg miejskich jest główną drogą narażenia na metale (droga pokarmowa) dzieci i dorosłych w obu przypadkach aglomeracji, a następnie przez kontakt ze skórą. Ogólny wskaźnik zagrożenia jest raczej niski, co sugeruje niską szkodliwość pyłu drogowego dla zdrowia ludzi zarówno w Katowicach, jak i we Wrocławiu. Trend nadmiernego ryzyka zachorowania na raka (ECR) był podobny zarówno u dorosłych, jak i u dzieci: As > Cr (VI) > Ni w Katowicach i we Wrocławiu. Wszystkie wartości mieściły się w bezpiecznych granicach, co oznacza, że pył drogowy nie stwarza poważnego ryzyka rakotwórczego. Chociaż wartości z aglomeracji katowickiej były bliższe wartościom granicznym. Podsumowując, można stwierdzić, że stężenia pierwiastków i ich skład w pyłach drogowych zebranych na Górnym Śląsku są wyższe w porównaniu do pyłu drogowego zebranego na terenie Dolnego Śląska.

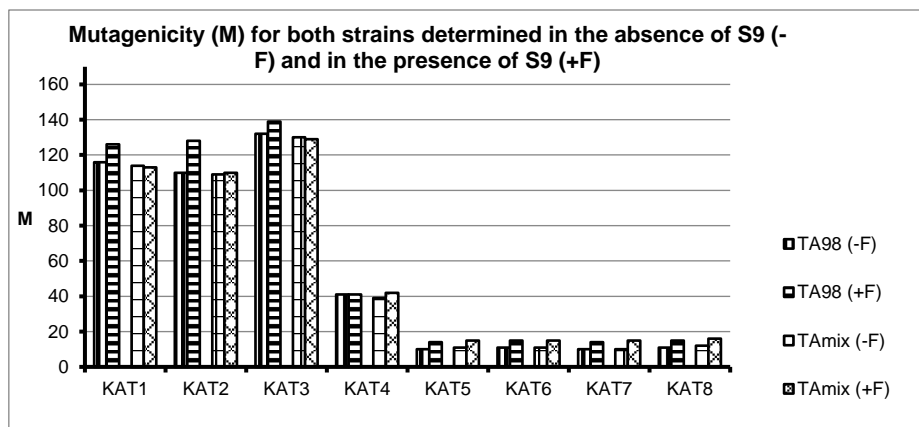
(Publ. 2.) Ocena mutagenności pyłów drogowych to kolejny etap mojej pracy badawczej, a zarazem temat którego nigdy wcześniej nie podjęto w publikacjach krajowych jak i międzynarodowych. W artykule pt.: „Is Poland at risk of urban road dust? Comparison studies on mutagenicity of dust.” przedstawiono wyniki stężeń wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) dla próbek badanego pyłu drogowego zebranego na Górnym i Dolnym Śląsku oraz wyniki mikropłytkowego testu mutagenności – testu Amesa również dla tych próbek.

Tabela 2. Stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) dla badanych próbek pyłu drogowego [$\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$]

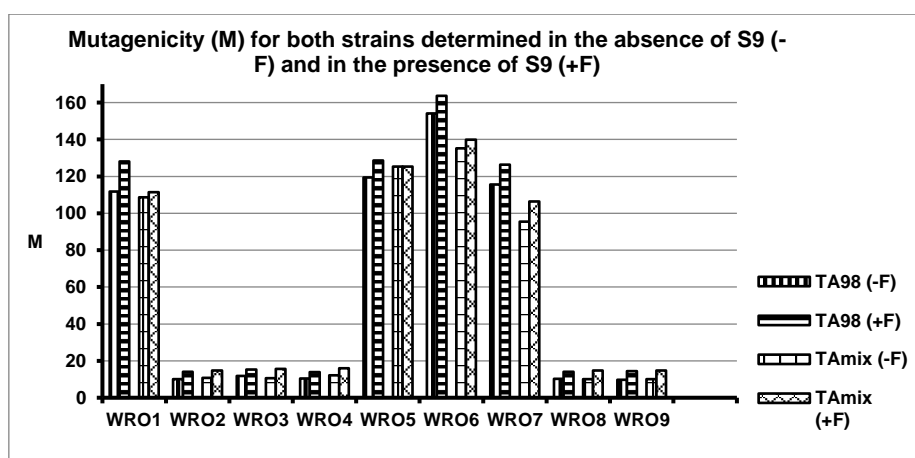
	2 - pierścieniowe	3- pierścieniowe	4 - pierścieniowe	5 - pierścieniowe	6- pierścieniowe	Suma 16 WWA $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$
K1	24.0±4.5	104.0±35.6	263.0±56.1	86.0±28.0	25.0±3.8	502.0±124.9
K2	8.5±2.4	97.6±29.8	330.2±62.2	75.1±20.2	19.6±3.8	531.0±125.3
K3	4.8±1.3	126.8±48.2	764.0±159.4	350.8±63.6	103.0±35.6	1349.4±327.2
K4	2.1±0.7	40.3±6.4	101.2±35.6	12.4±3.5	2.0±0.2	158.0±51.2
K5	15.2±3.8	89.5±28.2	190.0±55.1	56.9±8.5	17.8±3.7	369.4±64.0

K6	3.4±1.1	34.4±6.2	83.4±20.7	25.7±4.5	4.7±1.3	151.6±52.7
K7	4.3±1.3	35.5±6.2	87.5±23.5	26.0±4.5	1.2±0.2	154.5±52.8
K8	4.2±1.3	30.7±4.8	81.7±20.7	23.4±4.5	2.4±0.2	142.4±51.2
W1	2.0±0.2	79.3±20.2	406.9±121.3	114.0±48.2	50.1±8.6	652.3±152.8
W2	2.0±0.2	47.7±8.2	196.2±55.4	48.0±8.2	16.1±3.5	310.0±59.9
W3	2.0±0.2	35.8±5.9	129.4±48.2	42.9±8.1	14.2±3.4	224.3±55.3
W4	2.0±0.2	54.7±8.6	222.6±55.3	74.8±20.1	22.0±4.2	376.1±64.1
W5	2.0±0.2	77.0±20.2	733.0±158.9	133.2±49.1	37.0±6.3	982.2±25.6
W6	2.0±0.2	150.3±52.9	681.5±152.4	206.9±55.2	53.1±8.7	1093.8±267.2
W7	2.0±0.2	89.1±28.2	388.8±120.1	136.0±52.8	38.6±6.3	654.5±156.7
W8	4.4±1.3	59.9±8.6	261.8±56.2	84.6±28.2	33.1±5.0	443.8±121.6
W9	2.0±0.2	41.2±6.4	155.7±51.8	48.4±8.7	22.8±4.2	270.1±58.9

Podobnie jak w przypadku metali najwyższe stężenia WWA odnotowano w punktach K1 (Bytom), K2 (Piekary Śląskie I), K3 (Piekary Śląskie II) oraz w W1 (ul. Obornicka, Wrocław), W5 (Bielany Wrocławskie) i W6 (most Grunwaldzki, Wrocław). (Tab. 2.). Suma 16 priorytetowych WWA w pyłe drogowym w miastach mieściła się w przedziale 142,4–1349,4 ng*g⁻¹. Najwyższą wartość zarejestrowano dla punktu K3 (Piekary Śląskie II). Wyniki pokazują, że pył drogowy może zawierać rakotwórcze związki takie jak WWA, które mogą się przyczynić do mutagenności badanej próbki. Mutagenność (M) oraz współczynnik mutagenności (MR) to dwa parametry, które w teście Ames określały czy badana próbka jest mutagenna. Najwyższe wartości wyżej wymienionych parametrów zaobserwowano w próbce K3 (Piekary Śląskie - Górny Śląsk) oraz w próbce W6 (Wrocław, Most Grunwaldzki - Dolny Śląsk) (Rys. 5 i 6) i jest to zgodne z równie wysokimi stężeniami WWA dla tych próbek pyłu drogowego.



Rys. 5. Mutagenność (M) dla obu szczepów oznaczona pod nieobecność S9 (-F) i w obecności S9 (+F) dla aglomeracji katowickiej [liczba rewertantów/mg pyłu]



Rys. 6. Mutagenność (M) dla obu szczepów oznaczona pod nieobecność S9 (-F) i w obecności S9 (+F) dla aglomeracji wrocławskiej [liczba rewertantów/mg pyłu]

Warto również zauważyć, że oba regiony mają spory problem z zanieczyszczeniami, ponieważ z badań wynika że prawie we wszystkich badanych próbkach pyłu odnotowano wysoki udział pięcio- i sześciopierścieniowych WWA, co sugeruje że wpływ transportu miejskiego i ogrzewania domów jest znaczący. Wyniki te podkreślają szczególnie większe ryzyko w obu badanych regionach dla osób, które doświadczają długotrwałego narażenia z powodu przebywania na zewnątrz (np. pracownicy budowlani itp.). Wartości ILCR pokazują właściwości mutagenne badanych pyłów na wybranych stanowiskach na Górnym i Dolnym Śląsku i wskazują na duże potencjalne ryzyko zachorowania na choroby nowotworowe i inne poważne choroby dla mieszkańców. Dlatego uważam, że wciąż trzeba dużo zrobić w celu poprawy standardów jakości powietrza oraz ograniczenia wpływu pyłu drogowego na zdrowie mieszkańców dużych miast Polski.

(Publ. 3.) Site environment type – The main factor of urban road dust toxicity? – w tej poruszyłam bardzo istotny problem spływów pyłów drogowych do wód powierzchniowych. Ocenę toksyczności wykonano przy użyciu testu Ostracodtoxkit F. Jest to 6 – dniowy test toksyczności chronicznej oparty na śmiertelności i zahamowaniu wzrostu drobnych skorupiaków. Badania wykazały negatywny wpływ odcieków na badane organizmy wodne. Śmiertelność na poziomie 100 % odnotowano, aż w 3 próbkach K1, K2, K3 (Bytom, Piekary Śląskie I, Piekary Śląskie II (Górny Śląsk)) i W5 (Bielany Wrocławskie (Dolny Śląsk)). Natomiast największe zahamowanie wzrostu odnotowano w próbkach K3 (Piekary Śląskie II (Górny Śląsk)) i W6 (Most Grunwaldzki (Dolny Śląsk)). Wyniki pokazują też, że musi istnieć związek między charakterem stanowiska a zahamowaniem wzrostu małżoraczków. Mianowicie w próbkach zebranych na przedmieściach odnotowano niższe zahamowanie wzrostu niż w próbkach zebranych w ścisłych centrach miast. Z drugiej jednak strony widać, że próbki zebrane na przedmieściach mogą być też toksyczne dla badanych organizmów, ale powodem toksyczności spływów nie jest tutaj ruch samochodowy, ale inne czynniki, które wpływają na toksyczność pyłu drogowego takie jak np. rodzaj ogrzewania, a co za tym idzie emisja pochodząca ze spalania węgla i innych surowców. Warto dodać, że wyniki toksyczności ekstraktów wodnych z pyłów drogowych są spójne z wynikami zawartości metali w ekstraktach wodnych z URD. Ta praca podobnie jak poprzednie wchodzące w cykl publikacji pokazuje jak różnią się oba badane regiony (Górny i Dolny Śląsk) i jak duży wpływ na biocenozę wodną mogą mieć spływy pyłów drogowych do wód powierzchniowych.

(Publ. 4.) W pracy pt.: „Effect of road dust run-off on living organisms : ecotoxicological studies porównano uzyskane stężenia metali w pyłe drogowym z podziałem na sezony letni i zimowy (Tab. 3.) oraz podobnie jak w publikacji nr 3 oceniono wpływ odcieków na badane organizmy również z podziałem na sezon letni i zimowy.

Tabela 3. Średnie wyniki oznaczeń metali dla dwóch pór roku [mg/kg]

LATO								
mg/kg	Mn-T	Ni-T	Cu- T	Zn-T	As-T	Cr-T	Mg-T	Al-T
Górny Śląsk	1619	34	175	2683	109	106	21015	22370
Dolny Śląsk	258	50	126	153	3	77	6700	5133
ZIMA								
mg/kg	Mn-T	Ni-T	Cu- T	Zn-T	As-T	Cr-T	Mg-T	Al-T
Górny Śląsk	622	24	70	7787	273	82	53747	91923
Dolny Śląsk	246	69	59	277	3	92	7825	7494

Wyniki wskazują na wyższe wartości stężeń poszczególnych pierwiastków w sezonie zimowym. Np. jak w przypadku Al wartości dla Górnego Śląska są ponad 4 razy wyższe niż dla Dolnego Śląska. Podobne różnice odnotowano np. w przypadku Mg czy Zn. Porównując natomiast badane aglomeracje zauważyć można dużo wyższe wartości stężeń badanych pierwiastków z pyłów pobranych na Górnym Śląsku niż tych pobranych na Dolnym Śląsku. Wyższe wartości odnotowano zarówno z sezonu letnim jak i w sezonie zimowym. Badano też wpływ ekstraktów wodnych pyłów zebranych z

obu obszarów z uwzględnieniem dwóch sezonów na org. żywe. W oparciu o wyniki testów toksykologicznych można zauważyć taką samą tendencję jaką uzyskano analizując skład pierwiastkowy. W przypadku 3 wykonanych testów: Ostracodtoxkit F, Rotoxkit oraz Daphtoxkit F można widzieć znaczącą różnicę porównując sezony, w których zostały pobrane próbki. Odnotowano różnice w zahamowaniu wzrostu małżoraczków oraz w wartościach LC50 dla wrotków i rozwielitek. Przykładowo dla punktu W6 zlokalizowanego przy moście Grunwaldzkim we Wrocławiu LC50 dla rozwielitek dla sezonu letniego wynosi 16.6 mg/cm³, a dla sezonu zimowego 9.3 mg/cm³. Podobnie jest w przypadku badań na wrotkach, gdzie LC50 dla punktu W6 latem wynosi 57.8 mg/cm³, a zimą 41.9 mg/cm³. Praca ta pokazuje jak różnym składem mogą być spływy z pyłów drogowych zbierane latem i zimą, a różnice te mogą wynikać z faktu, że zimą bardziej zużywane są części eksploatacyjne pojazdów m.in. opony czy klocki hamulcowe.

(Publ. 5.) W artykule „Ocena toksyczności wymywanego miejskiego pyłu drogowego z wykorzystaniem testu Microtox – badanie porównawcze dla Dolnego i Górnego Śląska” został omówiony aspekt wymywania miejskiego pyłu drogowego przy użyciu testu Microtox. W pracy przedstawiono wyniki testu Microtox (Tab. 4.).

Tabela 4. Wyniki EC50 (mg/cm³) po 5 i 15 min ekspozycji w stosunku do *A. fischeri*

Miejsce poboru próbki	EC50 [mg/cm ³]	
	5 min	15 min
K1	175.45	134.7
K2	300.8	190.95
K3	46	24.35
W1	390.75	202.5
W5	47.3	18.05
W6	67.25	26.25

Jak wynika z tabeli w oparciu o test Microtox, który polegał na ocenie toksyczności ekstraktów wodnych pyłów z wykorzystaniem zahamowania bioluminescencji bakterii *V. fischeri* stwierdzono toksyczność ekstraktów wodnych pyłów zebranych w punktach K1, K2, K3 (Bytom, Piekary Śląskie I, Piekary Śląskie II (Górny Śląsk)) oraz W1 (ul. Obornicka, Wrocław), W5 (Bielany Wrocławskie) i W6 (most Grunwaldzki, Wrocław). Punkty zlokalizowane na Górnym Śląsku (K1-K3) to tereny przemysłowe i o bardzo dużym natężeniu ruchu, natomiast punkty z Dolnego Śląska podobnie jak punkty K1-K3 cechują się bardzo dużym natężeniem ruchu. Punkty W1, W5 i W6 to również punkty o bardzo dużym natężeniu ruchu. Co sugeruje, że transport i przemysł mogą znacząco wpływać nie tylko na skorupiaki ale także i na bakterie i pokazują jak bardzo ważny jest aspekt kontroli spływu do wód powierzchniowych.

Kolejne prace (Publ. 6-9) wchodzące w skład mojej rozprawy doktorskiej dotyczą oceny wpływu sąsiedztwa hut metali na organizmy żywe.

(Publ. 6.) Praca pt.: „The Comprehensive Health Risk Assessment of Polish Smelters with Ecotoxicological Studies” to kompleksowa analiza wybranych hut metali (huta Głogów, huta Legnica, huta Oława i huta Siechnice) pod kątem narażenia zdrowotnego wraz z oceną ekotoksykologiczną. Z przeprowadzonej w niniejszym opracowaniu kompleksowej oceny zanieczyszczeń wynika, że gleby z terenów

hutniczych w Polsce są w różnym stopniu zanieczyszczone przez metale ciężkie. W Siechnicach najwyższe stężenia odnotowywano dla żelaza następnie w kolejności malejącej: Cr > Cu > Zn > Pb; dla Oławy kolejność była następująca: Zn > Pb > Cd; a dla Hut Miedzi „Legnica” i „Głogów”: Cu > As > Hg. W badaniach toksykologicznych w Hucie Miedzi „Legnica” zaobserwowano wyższą toksyczność dla roślin w porównaniu z Głogowem. Ponadto, badania fitotoksyczności wykazały, że rośliny w rejonie Oławy były w gorszej kondycji niż te z Siechnic, odnotowano dużo wyższe wartości zahamowania wzrostu zarówno pędów jak i korzeni owsa zwyczajnego *A. sativa*. Wartości IC50 były dużo niższe dla próbek z huty „Oława” (najniższe odnotowane IC50 dla próbek z huty Oława wynosiło 3,14% zahamowanie wzrostu korzeni) niż dla próbek z huty „Siechnice” (najniższe IC50 dla próbek z tej huty wynosiło 19,3% zahamowania wzrostu korzeni). W kontekście zdrowia człowieka współczynniki nierakotwórcze (indeks zagrożenia i współczynnik ryzyka) były akceptowalne. Jedynie próbki gleby pobrane na terenie Huty „Oława” wykazały obecność zagrożenia nierakotwórczego. Jednak wszystkie próbki z tych czterech badanych obszarów badań wskazują na możliwość wystąpienia ryzyka rakotwórczego, a najwyższy ECR odnotowano w Siechnicach. Przeprowadzone badania mają kluczowe znaczenie dla zrozumienia wpływu hut na środowisko i zdrowie człowieka.

(Publ. 7) „Is the Slag Heap of a Former Ferrochromium Plant a Significant Environmental Hazard?” – artykuł ten odpowiada na pytanie, które nurtuje niejednego mieszkańca Siechnic, a mianowicie czy hałda po działalności huty „Siechnice” może być szkodliwa dla środowiska. Wyniki pracy pokazują, że hałda nadal stanowi poważne zagrożenie dla środowiska jak i człowieka. W celu kompleksowej oceny oznaczono stężenie pierwiastków: Cu, Zn, Pb, Fe i Cr w wodzie oraz w osadach dennych zbiorników wodnych otaczających teren dawnej huty żelazochromu. Poziom Cr na wszystkich stanowiskach przekroczył dopuszczalną granicę. Najwyższe wartości Cr i Fe odnotowano w osadach zebranych najbliżej hałdy. Stężenia metali były relatywnie niższe w pozostałych miejscach poboru próbek, gdzie odległość od hałdy była większa. Toksyczność w stosunku do organizmów żywych została zbadana przy użyciu komercyjnych testów: Ostracodtoxit F do oceny toksyczności osadów oraz Daphtoxkit F magna i Algaltokit F do badań toksyczności wody. W przypadku osadów 30% śmiertelności *H. incongruens* odnotowano w osadach położonych najbliżej składowiska, a największą śmiertelność *D. magna* (40% po 48 h) oraz najniższe wartości LC50 dla alg (Algaltokit F) zaobserwowano również w tym samym punkcie. Co dowodzi, że woda w tym zbiorniku nadal stwarza zagrożenie zdrowotne dla organizmów żywych, co jest spójne z faktem, że na tym stanowisku stwierdzono najwyższe stężenia badanych pierwiastków. Narażenie zdrowotne wyrażone ilorazem zagrożenia dla zdrowia maleje w następujący sposób: HQing > HQderm > HQinh. Wartość HI dla Cr dla dzieci wynosiła powyżej 1, co świadczy o dużym wpływie zdrowotnym tego metalu po spożyciu przez dzieci. ECR wyznaczono dla Cr i Pb. Wszystkie wartości były powyżej granicy zakresu 10⁶. Wartość ECR dla Cr była najwyższa w osadach położonych najbliżej składowiska zarówno dla dzieci, jak i dorosłych. W związku z tym stwierdzono, że ryzyko zachorowania na raka dla Cr i Pb zarówno u dzieci, jak i u dorosłych jest bardzo wysokie. Stwierdzono, że Pb i Cr stwarzają wyjątkowo wysokie zagrożenie dla środowiska ze względu na ich wysokie stężenia. Reasumując, dawna huta żelazochromu wciąż stanowi zagrożenie dla

zdrowia okolicznych mieszkańców ze względu na zanieczyszczenie Cr i Pb. Podsumowując, ze względu na potencjalne ryzyko zanieczyszczenia metalami toksycznymi, należy dołożyć starań w celu kontroli tego obszaru, zwłaszcza biorąc pod uwagę obecność podwyższonych stężeń Cr.

(Publ. 8.) „Assessment of the “Oława” Smelter (Oława, Southwest Poland) on the Environment with Ecotoxicological Tests” to kolejna praca dotycząca oceny ekotoksykologicznej jednej z badanych hut Dolnego Śląska. Przedmiotem badań była Huta „Oława”, a ocenie poddano osady denne (pobrane z rzeki Odry, która znajduje się w bliskim sąsiedztwie badanej huty) oraz glebę pobraną w pobliżu tej huty. W pracy nie stwierdzono istotnego oddziaływania toksycznego wód Odry na rośliny i zwierzęta (test Rotoxkit F i Spirodella Duckweed Toxkit), co sugeruje, że nowoczesne technologie stosowane w hutach skutecznie ograniczają zanieczyszczenia wytwarzane wcześniej przez ten przemysł. Nie odnotowano również śmiertelności *B. calyciflorus* (Rotoxkit F) oraz zahamowania wzrostu *S. polyrhiza* (Spirodela Duckweed Toxkit). W osadzie pobranym do badań w tym samym punkcie co woda (rzeka Odra) zaobserwowano niewielką toksyczność organizmów żywych. Odnotowano śmiertelność małżoraczków (Ostracodtoxkit F) na poziomie 64 %, co dowodzi, że w osadach nadal obecne są stare zanieczyszczenia pochodzące z dawnej działalności huty, gdy jeszcze technologie związane z przetwórstwem metali nie chroniły środowiska. Zanieczyszczenia gleb w najbliższym sąsiedztwie huty „Oława” badano także za pomocą Phytotoxkit F. Stwierdzono, że obszary zlokalizowane na wschód i zachód od huty w odległości minimum 900 m są wolne od zanieczyszczeń, co pokazuje brak zahamowania wzrostu pędów i korzeni u badanych roślin (*T. aestivum* i *A. sativa*). Wysokie zahamowanie wzrostu pędów i korzeni zaobserwowano natomiast w punkcie zlokalizowanym najbliżej huty (LC50 dla korzeni wynosiło tylko 3,14%). Ze względu na bliskość zabudowy mieszkalnej i ogródków przydomowych w otoczeniu Huty „Oława” nie zaleca się jednak uprawy roślin jadalnych ani hodowli zwierząt ze względu na zagrożenie związane z obecnością metali ciężkich, których zawartości podano w pracy nr 7.

(Publ. 9.) Ostatnia praca wchodząca w cykl publikacji pt.: Ocena ekotoksykologiczna wpływu Huty Miedzi „Legnica” na organizmy żywe” podobnie jak publikacja nr 8 dotyczyła oceny wpływu huty na organizmy żywe i również wykazano niekorzystne jej oddziaływanie na organizmy żywe. W pracy oznaczono stężenia metali: miedzi, rtęci i arsenu, oznaczono aktywność dehydrogenazową oraz wykonano test wazonowy (badanie fitotoksyczności), który polegał na ocenie długości pędów i korzeni 3 gatunków roślin: kukurydza (*Zea mays*), pszenica (*Triticum aestivum*) oraz łubin (*Lupinus luteus*) w opraciu o glebę pobrana w okolicy huty. Stwierdzono toksyczność gleby pobranej w pobliżu huty. Wyniki wykazały toksyczny wpływ badanej gleby na trzy gatunki badanych roślin. Wartości IC50 na wszystkich stanowiskach badawczych były bardzo niskie (IC50 poniżej 9%). Stwierdzone podwyższone stężenia miedzi, arsenu i rtęci w glebie świadczą o negatywnym wpływie huty miedzi „Legnica” na rośliny. Wyniki aktywności dehydrogenazowej wskazują, podobnie jak wyniki testów ekotoksykologicznych oraz stężenia metali, że gleba pobrana w pobliżu huty jest toksyczna, a więc szkodliwa dla organizmów w niej żyjących.

*Ponadto w recenzji w Environmental Monitoring and Assessment znajduje się praca pt.: „Dust pollution during winter – assessment of the possible health risk in Poland.”, w której analizowano potencjalne ryzyko zdrowotne dla ludzi związane z narażeniem na pyły drogowe w sezonie zimowym. Przeprowadzone kalkulacje w oparciu o zarejestrowane stężenia metali wskazują, że potencjalne spożycie URD stanowi główną drogą narażenia na metale i istotny czynnik ryzyka. Ogólny wskaźnik zagrożenia (HI) był większy niż 1 w przypadku As u dorosłych oraz w przypadku Pb u dzieci dla próbek zlokalizowanych na Górnym Śląsku, oznacza to że dla ludzi żyjących na Górnym Śląsku istnieje ryzyko, że pyły drogowe mogą negatywnie wpływać na zdrowie. Na Dolnym Śląsku te wskaźniki były niższe, co sugeruje wyższą szkodliwość URD dla zdrowia dla ludzi mieszkających na Górnym Śląsku. Wartości nadmiernego ryzyka zachorowania na raka (ECR) dla wszystkich badanych pierwiastków związanych z URD w aglomeracji katowickiej nie mieściły się w bezpiecznych granicach. Przekroczenia wartości ECR dla wszystkich pierwiastków odnotowano również w dwóch punktach komunikacyjnych (W5 (Bielany Wrocławskie), W3 (ul. Oławska, Wrocław) na Dolnym Śląsku). Wyniki te sugerują, że URD stanowi poważne zagrożenie rakotwórcze w obu regionach, chociaż wartości z aglomeracji katowickiej są znacznie wyższe. Porównując te wyniki z badaniami przeprowadzonymi w sezonie letnim, można stwierdzić, że URD zimą stwarza znacznie większe ryzyko rakotwórcze dla mieszkańców obu regionów, ale ryzyko to jest najwyższe dla aglomeracji górnośląskiej.

IV. Podsumowanie i wnioski

Głównym celem pracy była ocena wpływu pyłów drogowych zebranych na Górnym i Dolnym Śląsku oraz ocena wpływu działalności hut metali zlokalizowanych na Dolnym Śląsku na organizmy żywe. W ramach badań oceniono próbki pyłu drogowego (zebrane w pobliżu ruchliwych ulic), gleby, osadów dennych i wody (zebrane w pobliżu hut) pod kątem zawartości wybranych pierwiastków oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Wykonano również badania ekotoksykologiczne, badania mutagenności i genotoksyczności oraz oceniono narażenie zdrowotne (rakotwórcze i nierakotwórcze).

Na podstawie zaprezentowanych badań:

1. W ramach pracy wykonano kompleksową ocenę toksyczności miejskiego pyłu drogowego oraz wybranej aktywności przemysłowej na podstawie śmiertelności i zahamowania wzrostu organizmów żywych przy wsparciu analiz chemicznych. Taka kompleksowa ocena jest bardzo ważna w kontekście badań prowadzonych na całym świecie. Co więcej, były to badania porównawcze, przeprowadzone w dwóch dużych aglomeracjach Polski, w różnych okresach czasu, co pozwoliło na ocenę potencjalnego wpływu tych pyłów na jakość życia mieszkańców i wyłonienie miejsc, które są szczególnie narażone na tego typu zanieczyszczenia. Jak widać, z opisanych pokrótce badań, praca ma charakter kompleksowy i pionierski. Tego typu badania nie były prowadzone w Polsce, a stanowią cenny wkład w naukę.
2. Stwierdzono, że Górny Śląsk jest znacznie bardziej zanieczyszczony metalami ciężkimi niż Dolny Śląsk. Odnotowano, że stężenia metali dla próbek z Górnego Śląska są wyższe zarówno w sezonie letnim jak i w zimowym. Najwyższe wartości stężeń metali dla Górnego Śląska zaobserwowano w punktach gdzie źródłem zanieczyszczenia jest przemysł i transport (punkty K1 (Bytom), K2 i K3 (Piekary Śląskie – sezon zimowy), a dla Dolnego Śląska w punktach, które są głównymi szlakami komunikacyjnymi (transport i emisje pochodzące ze spalania paliw kopalnych) (punkty W5, W6 – sezon zimowy). W oparciu o wybrane zastosowane wskaźniki zanieczyszczeń można stwierdzić, że Zn, As i Cu są dominującymi pierwiastkami mającymi największy udział w zanieczyszczeniu w obu regionach. Na tej podstawie można stwierdzić że oba regiony mają duży problem z zanieczyszczeniami, a pył drogowy może mieć znaczący wpływ na ich strukturę, chociaż problem na Górnym Śląsku jest poważniejszy.
3. Z analizy ryzyka zdrowotnego wykonanej w oparciu o stężenia pierwiastków zidentyfikowane w pyłach drogowych z sezonu letniego i zimowego wynika, że większe ryzyko rakotwórcze jak i nierakotwórcze odnotowano w sezonie zimowym, a w sezonie letnim tych przekroczeń nie odnotowano. Podobnie jak w przypadku analizy stężeń metali można wywnioskować, że pył drogowy może być bardzo szkodliwy dla środowiska, a w tym także dla zdrowia człowieka szczególnie w sezonie zimowym, gdzie emisje zanieczyszczeń są dużo większe.
4. Badając toksyczność wymywanego pyłu miejskiego w oparciu o testy toksyczności (Rotokit F, Daphtokit F magna, Ostracodtoxit F) stwierdzono

zagrożenie zarówno w sezonie letnim jak i w zimowym dla biocenozy wodnej. Dla obu regionów (Górny i Dolny Śląsk) ekstrakty wodne z pyłów drogowych były toksyczne dla organizmów testowych. Wyższą śmiertelność oraz większe zahamowanie wzrostu odnotowano u organizmów narażonych spływu do wód na Górnym Śląsku niż na Dolnym Śląsku. Podobne różnice odnotowano porównując dwa sezony. Stwierdzono, że spływy zimowych pyłów drogowych do wód były bardziej toksyczne dla badanych organizmów niż te zebrane latem. Udowodniono, że aspekt spływów do wód powierzchniowych jest bardzo istotny.

5. Wykorzystując test Microtox, za pomocą którego bada się toksyczność związków w odniesieniu do bakterii stwierdzono także toksyczność wymywanego pyłu zebranego w punktach K1 (Bytom), K2 (Piekary Śląskie I), K3 (Piekary Śląskie II), W1 (ul. Obornicka, Wrocław), W5 (Bielany Wrocławskie) i W6 (most Grunwaldzki, Wrocław). Co sugeruje, że transport i przemysł może znacząco wpływać na mikroorganizmy i kolejny raz pokazuje jak bardzo ważny jest aspekt kontroli spływu do wód powierzchniowych.
6. Do oceny mutagenności badanych pyłów posłużył test Ames. Wyniki wykazały mutagenność badanych pyłów drogowych zebranych w sezonie letnim w obu badanych regionach, co pokrywa się z wysokimi stężeniami WWA na wybranych stanowiskach. Najwyższe wartości współczynnika mutagenności odnotowano dla punktu K3 (Piekary Śląskie II - (Górny Śląsk) i dla punktu W6 (most Grunwaldzki, Wrocław - (Dolny Śląsk), gdzie odnotowano również wysokie stężenia WWA.
7. Badano toksyczność gleb, wód i osadów dennych wokół hut. W badaniach ekotoksykologicznych w Hucie Miedzi „Legnica” zaobserwowano wyższą toksyczność gleby dla testowanych roślin w porównaniu z Hutą Miedzi „Głogów”. Z kolei, badania fitotoksyczności wykazały, że rośliny w rejonie huty „Oława” były w gorszej kondycji niż w okolicy hałdy po hucie Siechnice, odnotowano tam dużo wyższe wartości zahamowania wzrostu zarówno pędów jak i korzeni owsa zwyczajnego *A. sativa* (najniższe odnotowane IC50 dla próbek z huty Oława wynosiło 3,14% zahamowanie wzrostu korzeni). Badając wpływ huty „Oława” na środowisko wodne nie stwierdzono istotnego oddziaływania toksycznego na wody Odry (test Rotokit F i Spirodella Duckweed Toxkit), co sugeruje, że nowoczesne technologie stosowane obecnie w tej hucie skutecznie ograniczają poziom zanieczyszczeń. W wodzie (rzeka Odra) pobranej nieopodal huty „Oława” nie odnotowano również śmiertelności *B. calyciflorus* (Rotokit F) oraz zahamowania wzrostu *S. polyrhiza* (Spirodella Duckweed Toxkit). Z kolei w osadzie dennym pobranym do badań w tym samym punkcie co próbki wody z rzeki Odry zaobserwowano toksyczność osadów. Odnotowano śmiertelność małżoraczków (Ostracodtoxkit F) na poziomie 64 %, co dowodzi, że w osadach nadal obecne są stare zanieczyszczenia pochodzące z dawnej działalności huty. Badając wpływ hałdy po hucie „Siechnice” odnotowano 30% śmiertelności *H. incongruens* w osadach pobranych ze zbiornika wodnego położonego najbliżej składowiska. Tam też zaobserwowano największą śmiertelność *D. magna* (40% po 48 h) oraz odnotowano najniższe wartości LC50 dla glonów, co dowodzi, że woda w tym zbiorniku nadal stwarza zagrożenie zdrowotne dla organizmów żywych.

Natomiast analizując wpływ huty „Legnica” na środowisko stwierdzono toksyczność badanej gleby w kierunku trzech gatunków roślin testowych (kukurydzy (*Zea mays*), pszenicy (*Triticum aestivum*) oraz łubinu (*Lupinus luteus*). Wartości IC50 we wszystkich próbkach gleby były bardzo niskie (IC50 poniżej 9%). Analiza wpływu hut metali na środowisko wykazała negatywnie oddziaływanie tych hut na ekosystemy wodne i glebowe oraz na zdrowie człowieka. Warto jednak dodać, że dzięki nowym technologiom ochrony środowiska stosowanym w ww. hutach ten negatywny wpływ może się zmniejszać.

8. W oparciu o analizę ryzyka zdrowotnego dla badanych próbek gleb pobranych wokół hut w Oławie, hałdy po dawnej hucie „Siechnice”, hut w Głogowie i Legnicy najwyższe narażenie nierakotwórcze odnotowano dla Huty „Oława”. Stwierdzono też możliwość wystąpienia ryzyka rakotwórczego dla mieszkańców wszystkich czterech obszarów, a najwyższy wskaźnik możliwego zachorowania na raka (ECR) odnotowano dla hałdy w Siechnicach i wynosił on $2.20 \cdot 10^0$.
9. Wykazano, że zarówno pyły drogowe jak i sąsiedztwo hut metali mogą znacząco wpływać na środowisko. Wyżej wymienione czynniki mogą być zagrożeniem dla ekosystemów glebowych, wodnych czy też dla zdrowia człowieka. Dlatego należy dołożyć wszelkich starań, aby stale monitorować zanieczyszczenie środowiska i poprzez stosowanie nowych technologii zmniejszać wpływ pyłów drogowych i hut metali na biocenozę.

V. Pozostały dorobek naukowy

Pełnione funkcje:

- Członek koła naukowego Environmental Team, lider sekcji Biomonitoring (od października 2016 roku)
- Prezes koła naukowego Environmental Team (od czerwca 2021 do października 2022 r)
- Wice-przewodnicząca Rady Doktorantów PWr (od listopada 2021 do listopada 2022 r.)

Artykuły naukowe

- Agnieszka Stojanowska, Farhad Zeynalli, Magdalena Wróbel, Justyna Rybak *The use of spider webs in the monitoring of air quality - a review. Integrated Environmental Assessment and Management*. 2023, vol. 17, nr 1, s. 32-44. ISSN: 1551-3777; 1551-3793
MNiSW/KBN: 70, IF: 3.084 (2021)
- Wioletta Rogula-Kozłowska, Adam Krasuski, Justyna Rybak, Magdalena Wróbel, Jan Stefan. Białowicz *Mutagenicity of fire-water runoff from the fire of the typical furnishing materials*. W: 13th International conference on establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the

- world : Linnaeus ECO-TECH '22, 21-23 November 2022, Kalmar : Book of abstracts. [Växjö : Linnaeus University, 2022]. s. 1-1.
- Justyna Rybak, Piotr Jadczyk, Magdalena Wróbel
Possible causes of the ecological disaster on the Odra River, Poland.
W: 13th International conference on establishment of cooperation between companies and institutions in the Nordic countries, the Baltic Sea region and the world : Linnaeus ECO-TECH '22, 21-23 November 2022, Kalmar : Book of abstracts. [Växjö : Linnaeus University, 2022]. s. 1-1.
 - Aneta K. Urbanek, Justyna Rybak, Magdalena Wróbel, Karol J. Leluk, Aleksandra M. Mirończuk
A comprehensive assessment of microbiome diversity in Tenebrio molitor fed with polystyrene waste
Environmental Pollution. 2020, vol. 262, art. 114281, s. 1-10. ISSN: 0269-7491; 1873-6424
MNiSW/KBN: 100 ;IF: 8.071 (2020)
 - Konrad Matyja, Justyna Rybak, Beata E. Hanus-Lorenz, Magdalena Wróbel, Radosław Rutkowski
Effects of polystyrene diet on Tenebrio molitor larval growth, development and survival: dynamic Energy Budget (DEB) model analysis
Environmental Pollution. 2020, vol. 264, art. 114740, s. 1-11. ISSN: 0269-7491; 1873-6424
MNiSW/KBN: 100 ;IF: 8.071 (2020)
 - Magdalena Wróbel, Agnieszka Stojanowska, Martyna Nosarzewska, Radosław Rutkowski, Justyna Rybak
The impact of chemical contaminants on biocenosis (ecotoxicological studies).
W: 11th Conference on Interdisciplinary Problems in Environmental Protection and Engineering, EKO-DOK 2019 : Polanica-Zdrój, Poland, April 8-10, 2019 / eds. B. Kaźmierczak [i in.]. [Les Ulis] : EDP Sciences, 2019. art. 00088, s. 1-7. (E3S Web of Conferences, ISSN 2267-1242; vol. 100)
 - Magda Szmigielska, Magdalena Wróbel, Agnieszka Stojanowska, Justyna Rybak
Ocena jakości wody (gmina Złoty Stok, Dolny Śląsk) zanieczyszczonej arsenem w oparciu o makrozoobentos = Assessment of water quality contaminated with arsenic based on macroinvertebrates (Złoty Stok, Lower Silesia)
Inżynieria Ekologiczna. 2018, vol. 19, nr 4, s. 58-63. ISSN: 2081-139X
MNiSW/KBN: 9
 - Karol J. Leluk, Beata E. Hanus-Lorenz, Justyna Rybak, Magdalena Bożek
The effectiveness of the biodegradation of raw and processed polystyrene by mealworms.
W: International Conference on Advances in Energy Systems and Environmental Engineering (ASEE17) : Wrocław, Poland, July 2-5, 2017 / eds. B. Kaźmierczak [i in.]. [Les Ulis] : EDP Sciences, 2017. art. 00103, s. 1-8. (E3S Web of Conferences, ISSN 2267-1242; vol. 22)
 - Magdalena Bożek, Beata E. Hanus-Lorenz, Justyna Rybak
The studies on waste biodegradation by Tenebrio molitor.

W: 9th Conference on Interdisciplinary Problems in Environmental Protection and Engineering, EKO-DOK 2017 : Boguszów-Gorce, Poland, April 23-25, 2017 / eds. B. Kaźmierczak [i in.]. [Les Ulis] : EDP Sciences, 2017. art. 00011, s. 1-7. (E3S Web of Conferences, ISSN 2267-1242; vol. 17)

Inne aktywności i wyróżnienia

- Nagroda Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska za osiągnięcia naukowe (październik 2020 r.)
- Udział w grantie jako wykonawca projektu dla Projektu pt. „Wielofunkcyjny materiał kompozytowy o właściwościach przeciwdrobnoustrojowych i pro-regeneracyjnych do odbudowy tkanki kostnej” (akronim „GlassPoPep”), realizowany w ramach Strategicznego Programu Badań Naukowych i Prac Rozwojowych „NOWOCZESNE TECHNOLOGIE MATERIAŁOWE” – TECHMATSTRATEG umowa nr TECHMATSTRATEG2/406384/7/NCBR/2019 (badania genotoksyczności) (styczeń, kwiecień 2022 r.)
- Wykonawca zlecenia dotyczącego analizy hydrobiologicznej próbek planktonu i peryfitonu pobranych z rzeki Odry. (wrzesień 2022)
- Czynny udział w IX KONFERENCJI NAUKOWEJ EKO-DOK 2017 (Boguszów Gorce, 23-25.04.2017)
- Czynny udział w X KONFERENCJA NAUKOWA INTERDYSCYPLINARNE ZAGADNIENIA W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA EKO-DOK 2018 (Polanica-Zdrój, 16-18.04.2018)
- Czynny udział w konferencji INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCES IN ENERGY SYSTEMS AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING (ASEE19) (Wrocław, 9-10.06.2019)
- Czynny udział w X JUBILEUSZOWEJ KRAJOWEJ KONFERENCJI BIOINDYKACYJNEJ (KKB-10) (Gdańsk, 15-17.09.2021) (uczestnictwo zdalne)
- Czynny udział w konferencji LINNAEUS ECO-TECH CONFERENCE 2022 (21-23.11.2022 r., Kalmar, Szwecja) (uczestnictwo zdalne)
- Czynny udział w kilku edycjach Dni Aktywności Studenckiej (2017-2022 r.)
- Czynny udział w Dolnośląskim Festiwalu Nauki (wrzesień 2020 r.)
- Prowadzenie warsztatów dla szkół podstawowych i liceów.
- Wywiad Radio luz „Skieruj swój ster na BSR” 2 części, publikacja maj 2021 (<https://www.mixcloud.com/na-synapsach/skieruj-sw%C3%B3j-ster-na-bsr-naturalne-metody-usuwania-plastiku-ze-%C5%9Brodowiska/>)
(<https://www.mixcloud.com/na-synapsach/skieruj-sw%C3%B3j-ster-na-bsr-badania-zanieczyszczenia-%C5%9Brodowiska/>) (dostęp w dniu 06.05.23 r.)
- Video promujące wydział Inżynierii Środowiska związane z procesem rekrutacji, publikacja czerwiec 2021 (<https://www.facebook.com/politechnika/videos/184707553664554/>) (dostęp w dniu 06.05.23 r.)

Literatura

1. Krebs Ch. J. (2011): *Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
2. Lemos, J.A.C.; Abranches, J.; Burne, R.A. 2005, Responses of Cariogenic Streptococci to Environmental Stresses. *Curr. Issues Mol. Biol.*, 7, 95-108. <https://doi.org/10.21775/cimb.007.095>
3. Hwang H.-M., Fiala M.J., Park D., Wade T.L., 2016, Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles, "Int. J. Urban Sci.", DOI: 10.1080/12265934.2016.1193041.
4. Khanal R., Furumai H., Nakajima F., 2015, Characterization of toxicants in urban road dust by Toxicity Identification Evaluation using ostracod *Heterocypris incongruens* direct contact test, "Sci. Total Environ.", doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.090.
5. Swietlik, R., Trojanowska, M., Strzelecka, M., Bocho-Janiszewska, A., 2015. Fractionation and mobility of Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in the road dust retained on noise barriers along expressway - a potential tool for determining the effects of driving conditions on speciation of emitted particulate metals. *Environ. Pollut.* 196 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.018>.
6. Suryawanshi, P.v., Rajaram, B.S., Bhanarkar, A.D., Chalapati Rao, C.v., 2016. Determining heavy metal contamination of road dust in Delhi, India. *Atm'osfera* 29 (3). <https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.03.04>.
7. Shahab, A., Zhang, H., Ullah, H., Rashid, A., Rad, S., Li, J., Xiao, H., 2020. Pollution characteristics and toxicity of potentially toxic elements in road dust of a tourist city, Guilin, China: ecological and health risk assessment. *Environ. Pollut.* 266 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115419>.
8. Taiwo, A.M., Michael, J.O., Gbadebo, A.M., Oladoyinbo, F.O., 2020. Pollution and health risk assessment of road dust from Osogbo metropolis, Osun state, Southwestern Nigeria. *Human and Ecological Risk Assessment* 26 (5). <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1563478>.
9. Oliveira, D.D., Souza-Santos, L.P., Silva, H.K.P., Macedo, S.J., 2014. Toxicity of sediments from a mangrove forest patch in an urban area in Pernambuco (Brazil). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 104, 373–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.004>.
10. Karlsson, J., Sundberg, H., Åkerman, G., Grunder, K., Eklund, B., Breitholtz, M., 2008. Hazard identification of contaminated sites-ranking potential toxicity of organic sediment extracts in crustacean and fish. *J. Soils Sediment.* 8, 263–274. <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0015-3>.
11. Liang, S.Y., Cui, J.L., Bi, X.Y., Luo, X.S., Li, X.D., 2019. Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, Southern China. *Sci. Total Environ.* 695, 133596 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133596>.
12. Rinawati, Koike, T., Koike, H., Kurumisawa, R., Ito, M., Sakurai, S., Togo, A., Saha, M., Arifin, Z., Takada, H., 2012. Distribution, source identification, and historical trends of organic micropollutants in coastal sediment in Jakarta Bay, Indonesia. *J. Hazard. Mater.* 217–218, 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.023>.
13. Watanabe H., Nakajima F., Kasuga I., Furumai H., 2011, Toxicity evaluation of road dust in the runoff process using a benthic ostracod *Heterocypris incongruens*, "Sci. Total Environ.", DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.03.001.
14. Khanal R., Furumai H., Nakajima F., 2014. Toxicity assessment of size-fractionated urban road dust using ostracod *Heterocypris incongruens* direct contact test, "J. Hazard. Mater.", DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.10.058.
15. Khanal, R., Furumai, H., Nakajima, F., Yoshimura, C., 2019. Impact of holding time on toxicity change of urban road dust during runoff process. *Sci. Total Environ.* 668, 1267–1276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.088>.
16. Zhang, J.; Hua, P.; Krebs, P. 2017, Influences of land use and antecedent dry-weather period on pollution level and ecological risk of heavy metals in road-deposited sediment. *Environ. Pollut.*, 228, 158–168.
17. Wang, H.-Z.; Cai, L.-M.; Wang, Q.-S.; Hu, G.-C.; Chen, L.-G. 2021, A comprehensive exploration of risk assessment and source quantification of potentially toxic elements in road dust: A case study from a large Cu smelter in central China. *Catena*, 196, 104930.
18. Forghani, G.; Kelm, U.; Mazinani, V. 2019, Spatial distribution and chemical partitioning of potentially toxic elements in soils around, Khatoon-Abad Cu Smelter, SE Iran. *J. Geochem. Explor.*, 196, 66–80.

19. Ettler, V. 2016, Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review. *Appl. Geochem.*, 64, 56–74.
20. Kierczak, J.; Potysz, A.; Pietranik, A.; Tyszka, R.; Modelska, M.; Néel, C.; Ettler, V.; Mihaljevič, M. 2013, Environmental impact of the historical Cu smelting in the Rudawy Janowickie Mountains (south-western Poland). *J. Geochem. Explor.*, 124, 183–194.
21. Pacyna, J.M.; Pacyna, E.G.; Aas, W. 2009, Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmos. Environ.* 43, 117–127.
22. Lorenz, N.; Hintemann, T.; Kramarewa, T.; Katayama, A.; Yasuta, T.; Marschner, P.; Kandeler, E. 2006, Response of microbial activity and microbial community composition in soils to long-term arsenic and cadmium exposure. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1430–1437.
23. Azhdarpoor, A.; Nikmanesh, R.; Samaei, M.R. 2015, Removal of arsenic from aqueous solutions using waste iron columns inoculated with iron bacteria. *Environ. Technol.* 36, 2525–2531.
24. Rosada, J. 2008. Stan Środowiska Rolniczego w Rejonie Oddziaływania Emisji Huty Miedzi 'Głogów; Wydawnictwo Instytutu Ochrony Roslin Państwowego Instytutu Badawczego: Poznań, Poland
25. Kostecki, J.; Greinert, A.; Drab, M.; Wasylewicz, R.; Walczak, B. 2015, Chemical Soil Degradation in the Area of the Głogów Copper Smelter Protective Forest/. *Civ. Environ. Eng. Rep.* 17, 61–71
26. Stojanowska, A.; Rybak, J.; Bozym, M.; Olszowski, T.; Białowicz, J.S. 2020, Spider webs and lichens as bioindicators of heavy metals: A comparison study in the vicinity of a copper smelter (Poland). *Sustainability*, 12, 8066.
27. Tyszka, R.; Pietranik, A.; Kierczak, J.; Ettler, V.; Mihaljevič, M.; Medyńska-Juraszek, A. 2016, Lead isotopes and heavy minerals analyzed as tools to understand the distribution of lead and other potentially toxic elements in soils contaminated by Cu smelting (Legnica, Poland). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 24350–24363
28. Gonda-Soroczynska, E. *Siechnice Rodowód Miasta; Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu: Wrocław, Poland, 2007.*
29. Cuske, M.; Marcinkiewicz, M.; Szopka, K.; Karczewska, A.; Pora, E. 2013, The influence of Oława Zinc Smelter on soil environment of adjacent areas in the light of total content of heavy metals in surface levels of Oława soils. *Zesz. Nauk. Inżynieria Sr.* 149, 42–50.