

## Ocena ekotoksykologiczna wpływu Huty Miedzi „Legnica” na organizmy żywe

Dawid Kowalski<sup>1</sup>, Magdalena Wróbel<sup>1</sup>, Justyna Rybak<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

\* Autor do korespondencji: [justyna.rybak@pwr.edu.pl](mailto:justyna.rybak@pwr.edu.pl)

### STRESZCZENIE

Metale ciężkie zanieczyszczają środowisko i stanowią zagrożenie dla ludzi i innych organizmów żywych. Stąd szczególnie zagrożone są obszary gdzie odbywa się ich wydobywanie. Takim obszarem jest Huta Miedzi „Legnica”. W związku z powyższym celem badań była ocena toksyczności środowiska w okolicy huty, a tym samym ocena jej wpływu na organizmy żywe. Hipoteza badawcza zakłada, że huta miedzi ma negatywny wpływ na jakość środowiska na badanym obszarze. Badania wykonano wykorzystując testy ekotoksykologiczne na roślinach oraz mikroorganizmach. W pracy oceniono także potencjalną przydatność gleb do uprawy roślin użytkowych. Na wyznaczonych stanowiskach badawczych zaobserwowano znaczący spadek aktywności dehydrogenaz, ale tylko na jednym ze stanowisk stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości miedzi w glebie. Podobne toksyczne działanie zaobserwowano na wzrost i rozwój badanych roślin. Wyniki pokazują że metale ciężkie pochodzące z huty miedzi wciąż mogą znacząco wpływać na gleby i żyjące w niej organizmy żywe.

**Słowa kluczowe:** metale ciężkie, zanieczyszczenie, toksyczność, huta miedzi

## Ecotoxicological studies on the impact of copper smelter “Legnica” on living organisms

### ABSTRACT

Heavy metals constitute one of the major pollution sources in the environment and pose a constant threat to people and other living organisms. Mining areas are the most endangered and particularly highly exposed to the pollution. A good example of such area is a copper smelter plant „Legnica”. Therefore, the aim of the presented studies was to evaluate the toxicity within the area of smelter and, thus its impact on living organisms. The research hypothesis assumes that a copper smelter plant could have an adverse impact on the environment quality in the studied area. The studies were performed with ecotoxicological tests on plants and microorganisms. A potential susceptibility of the soil for the cultivation of crop plants was assessed as well. In our studies, a significant decrease in dehydrogenases activity was observed at the studied sites, although the permissible concentrations of copper were exceeded only at one site. The toxic effect on the length and development of examined plants was also recorded. Results show that heavy metals deriving from the copper smelter plant can still considerably influence the soil quality and living organisms.

**Keywords:** heavy metals, pollution, copper smelter

### WPROWADZENIE

Gleba jest biologicznie aktywną wierzchnią warstwą skorupy ziemskiej jak również stanowi środowisko życia roślin i zwierząt a ponadto jest idealnym magazynem mikro i makroelementów niezbędnych do życia organizmów [Kabata-

-Pendias i Pendias, 2001]. Ważnym procesem oddziałującym na kondycję gleby jest jej degradacja, która polega na zachwianiu równowagi pomiędzy fazą stałą, ciekłą i gazową. Jednym z czynników wywołujących degradację są emisje z hut metali, są ich dwa rodzaje: emisje pyłowe oraz emisje gazowe (tlenki azotu, siar-

ki i węgla) [Rosada, 2012]. W pyłe znajdują się metale ciężkie mające znaczny wpływ nie tylko na organizmy żyjące w glebie, ale także na cały ekosystem, bo nie podlegają one dalszym transformacjom [Weber i Karczewska, 2004]. Dlatego też obszar wokół hut powinien być poddawany zarówno badaniom chemicznym jak i ekotoksykologicznym. Tego typu badania niosą ważną informację na temat jakości środowiska przyrodniczego i możliwości potencjalnego oddziaływania takich obiektów na zdrowie i życie organizmów żywych.

Przedmiotem badań było oddziaływanie huty miedzi na organizmy żywe. Huta zlokalizowana jest około 2 km od centrum miasta Legnica. Technologia jaką wykorzystuje bazuje na obróbce koncentratu miedzi pozyskiwanego z rud miedzi zlokalizowanych w trzech kopalniach „Lubin”, „Polkowice-Sieroszowice”, „Rudna”. Tak pozyskany koncentrat przerabiany jest w piecach szybowych, czego ostatecznym produktem jest miedź konwertorowa o czystości 98–99% [Grotowski et al. 2003]. Nieodzownym elementem procesu produkcji miedzi jest ogromna ilość powstających odpadów i to one przyczyniają się do degradacji gleb na badanym terenie. Do tych odpadów należą m.in.: odpady flotacyjne, żużle szybowe, żużle z pieca elektrycznego i odpad stały z instalacji odsiarczania spalin [Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 2008].

Celem prac badawczych była ocena wpływu huty nie tylko na organizmy glebowe ale także przez to wykazanie możliwego negatywnego oddziaływania huty na zdrowie okolicznych mieszkańców jak również ocena wartości użytkowej gleb. Ocenę tą wykonano wykorzystując testy oparte na reakcji organizmów żywych. Przyjęta hipoteza badawcza zakłada, że huta miedzi ma negatywny wpływ na jakość środowiska, a przede wszystkim organizmy glebowe na badanym obszarze.

## MATERIAŁY I METODY

### Opis stanowisk badawczych i pobór próbek do badań

Badania prowadzono na obszarach bezpośrednio graniczących z Hutą Miedzi „Legnica”. W obrębie danego stanowiska próbki gleby pobrane zostały z 10 miejsc rozmieszczonych w promieniu 10 metrów dookoła każdego stanowiska. Próbkę gleby pobrano na głębokości 20 i 40 cm. Wybrano

3 stanowiska odpowiadające możliwym lokalnym źródłom zanieczyszczeń, były one zlokalizowane niedaleko komina huty, hałdy żużlowej oraz zbiornika poflotacyjnego. Przy wyborze stanowisk brano także przeważający kierunek wiatrów zachodnich odczytany z róży wiatrów dla miasta Legnicy. Glebę pobrano zgodnie z normą PN-ISO10381.

Stanowisko nr 1 znajdowało się w bezpośrednim sąsiedztwie głównego emitora pyłów z zakładu usytuowanego w odległości około 300m. Obszar cechował się zubożeniem i małą bioróżnorodnością roślinności. Gleba ze stanowiska nr 1 została zakwalifikowana do ilów piaszczystych czyli jest to gleba bardzo ciężka [Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 2008].

Stanowisko nr 2 usytuowane było w pobliżu hałdy składującej żużel, w odległości około 100m. Gleba ze stanowiska nr 2 została zakwalifikowana do ilów ciężkich czyli zgodnie z obowiązującą klasyfikacją jako bardzo ciężka [Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 2008].

Stanowisko nr 3 usytuowane było pobliżu zbiornika poflotacyjnego osadów miedzi w odległości około 50 m. Gleba ze stanowiska nr 3 została zakwalifikowana do glin piaszczysto-ilastrych, jest to gleba ciężka [Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 2008].

### Metodyka badań

Próbki stanowiły mieszanekę gleby pobranej z 20 i 40 cm warstwy ornej, natomiast próbki kontrolne zostały pobrane kilkanaście kilometrów od zakładu na terenach o podobnym charakterze lecz z dala od źródła zanieczyszczenia. Próbkę wysuszone oraz przesiano w celu usunięcia większych zanieczyszczeń zgodnie z normą PN-ISO 11464. Odczyn badanych próbek gleb zmierzono zgodnie z PN-ISO 10390.

Badanie aktywności dehydrogenaz polega na zbadaniu zdolności bakterii do przekształcenia 2,3,5 trifenylo-tetrazoliowego (TTC) do trifenyloformazanu (TF), związku o czerwonym zabarwieniu który wykazuje maksimum zabarwienia przy długości fali 485 nm [Wolińska, 2010]. Aktywność dehydrogenaz oznaczona została metodą Casida. Pobierano po 6 g suchej przesianej, umieszczano w szklanej probówce, do której dodano 1 ml 3% roztworu TTC i 2,5 ml wody destylowanej. Ponadto, dodano także 60 mg CaCO<sub>3</sub> dla wyrównania odczynu próbek. Tak przygotowane próbki odstawiono na 3 dni

do inkubacji w temperaturze pokojowej bez dostępu światła. Następnie do próbek dodano po 10 ml acetonu i oznaczono absorbancję na spektrofotometrze przy długości fali 485 nm. Wynik odczytano z krzywej wzorcowej wyznaczonej dla TF.

Zdolność kiełkowania nasion oceniono po ich umieszczeniu na szalkach Petriego bez dostępu światła ze stałą wilgotnością oraz przy temperaturze 20° C. Na każdej szalce umieszczono po 50 nasion kukurydzy (*Zea mays*), pszenicy (*Triticum aestivum*): przedstawicieli roślin jednoliściennych oraz łubinu (*Lupinus luteus*): rośliny dwuliściennej. Testy wykonano w 3 powtórzeniach. Zdolność do kiełkowania nasion dla wszystkich roślin była wysoka (przekraczała 90%).

Test wazonowy (badanie fitotoksyczności) polegał na wysianiu po 20 nasion każdego gatunku rośliny kukurydzy (*Zea mays*), pszenicy (*Triticum aestivum*): przedstawicieli roślin jednoliściennych oraz łubinu (*Lupinus luteus*): rośliny dwuliściennej do przygotowanych następujących rozcieńczeń próbek gleby skażonej z gleba kontrolną: 100%, 50%, 25%, 12,5% i 6,25%. Przez cały okres doświadczenia utrzymywano stałą wilgotność tj. 80% WHC oraz oświetlenie 16 godzin na dobę. Po 14 dniach rośliny zważono oraz zmierzono długości pędów i korzeni. Pomiar pojemności wodnej gleb wykonano zgodnie z normą PN-R-04032.

Zawartość miedzi, rtęci i arsenu oznaczono zgodnie z PN-ISO 11466, PN-ISO 20280, PNISO 16772 i PN-ISO 11047.

## WYNIKI

Wyniki pomiar odczynu pH zamieszczono w tabeli 1. Według IUNG (Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa) próbki gleb ze stanowiska nr 1 i 2 zaliczono do gleb obojętnych natomiast ze stanowiska nr 3 zaliczono do gleb kwaśnych.

Wyniki badania aktywności dehydrogenaz na wszystkich stanowiskach zaprezentowano w tabeli 2. Jak wynika z tabeli najwyższą aktywność stwierdzono w próbkach z glebą kontrolną. Z kolei najniższe wartości zanotowano w próbkach pochodzących w pobliżu huty miedzi (stanowisko nr 3). Prawdopodobnie metale ciężkie zawarte w tych próbkach gleby pochodzących z okolic huty powodują denaturację białka czyli dezaktywację enzymów takich jak dehydrogenazy obecnych u bakterii zamieszkujących naturalnie glebę.

W celu oceny stopnia zahamowania wzrostu roślin na każdym ze stanowisk na podstawie wyniku otrzymanego po zmierzeniu długości pędu oraz korzenia a także zważeniu roślin obliczono  $IC_{50}$  (ang. inhibitory concentration) – medialne stężenie czynnika ograniczającego w 50% funkcje biologiczne organizmów (ograniczenie wzrostu).  $IC_{50}$  obliczono za pomocą metody regresji logitowej (tabela 3).

W przypadku wszystkich badanych gatunków stwierdzono istotny wpływ zanieczyszczeń, inhibicję rozwoju korzeni, a nieco mniejszą pędów i masy roślin. Można zauważyć tendencje wzrostową parametrów dla wszystkich roślin wraz ze

**Tabela 1.** Wyniki pomiaru odczynu gleb

**Table 1.** Soil pH measurements

Stanowisko	pH
1	7,15
2	6,3
3	5,9
Kontrola	7,0

**Tabela 2.** Wyniki aktywności dehydrogenaz

**Table 2.** Results of dehydrogenase activity for sites 1-3

Stanowisko	Absorbancja	$\mu\text{g TF}$ w 1 g gleby
1	0,05	2,15
2	0,06	2,58
3	0,04	1,72
Kontrola	0,45	19,36

**Tabela 3.** Wartości  $IC_{50}$  dla trzech gatunków roślin badanych rosnących na próbkach gleby pobranej z trzech stanowisk badawczych

**Table 3.**  $IC_{50}$  values for soils taken from three test benches

$IC_{50}$ (%)	Kukurydza			Łubin			Pszenica		
	masa	pęd	korzeń	masa	pęd	korzeń	masa	pęd	korzeń
Stanowisko nr 1	8,1	7,8	8,9	2,1	2,8	2,4	3,8	4,4	2,8
Stanowisko nr 2	5,6	5,5	5,1	1,0	1,0	2,1	3,2	4,5	2,0
Stanowisko nr 3	7,7	8,5	8,0	4,6	5,0	2,9	5,1	5,5	4,5

spadkiem stężenia procentowego gleby skażonej. Efekt hamujący dla korzenia jest w większości przypadków wyższy niż dla pędu. Wynika to z faktu roli jaką korzeń przyjmuje u rośliny, jest pierwszym organem z którym zanieczyszczenia mają kontakt i odznacza się najdłuższym czasem ekspozycji na metale śladowe czego następstwem jest wyższa ich zawartość w części podziemnej. Wyniki badań wskazują na kukurydzę jako roślinę najlepiej radzącą sobie z obecnymi metalami ciężkimi, ze wszystkich testowanych.

Wyniki oznaczeń chemicznych przedstawiono w tabeli 4. Zawartość metali ciężkich w glebach w pierwszej kolejności porównano z normami uwzględnionymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Dziennik Ustaw z dnia 5 września 2016]. Stwierdzono jedynie, że stężenie miedzi na stanowisku nr 1 zostało przekroczone. Rozporządzenie podaje zakres maksymalny stężeń pierwiastków śladowych dla gleb z podziałem na grupy, do których się zaliczają, ale nie jest brany pod uwagę typ badanej gleby. Gleba, w zależności od typu, potrafi przyjmować różne stężenia zanieczyszczeń, neutralizować je bez niekorzystnego wpływu na organizmy. Dlatego w przypadku określania maksymalnych dawek metali ciężkich należy wziąć też pod uwagę czy jest to gleba lekka czy ciężka (jak dobrze radzi sobie z zanieczyszczeniami).

## DYSKUSJA

W pracy skupiono się na wpływie zanieczyszczeń na organizmy żywe. Na stopień wiązania metali śladowych w glebach ma wpływ wiele czynników jak choćby ilość materii organicznej mogąca wiązać metale ciężkie i uniemożliwić ich migrację do roślin czy w głąb gleby [Kwiatkowska i Maciejewska, 2005]. Równie ważna jest forma zanieczyszczeń występujących w glebie. W przypadku metali ciężkich niski odczyn jest oznaką dominujących form jonowych metali czyli łatwo

migrujących i przyswajalnych przez organizmy żywe [Januszek, 1987]. Związki organiczne odgrywają główną rolę w wiązaniu metali w proste i chelatowe kompleksy oraz sole, a ich trwałość jest związana z odczynem gleby i typem jonu metalu [Kucharczak-Moryl et al. 2006]. Większość zanieczyszczeń w sposób trwały wiąże się z kompleksami sorpcyjnymi i nie mają one wpływu na kwasowość czynną gleby czyli nie wypłukują się, desorbują do roztworu wodnego. W przypadku badanych gleb tylko jedno stanowisko (nr 3) charakteryzowało odczyn lekko kwaśny czyli gleba z tego stanowiska mogła zawierać potencjalnie bioaktywne formy niektórych metali.

Wykonane badania wskazują na pewne sprzeczności. Najwyższe stężenie miedzi stwierdzono dla stanowiska nr 1, najniższe dla nr 3. Spodziewać się można, że inhibicja wzrostu roślin będzie najwyższa dla gleby ze stanowiska nr 1. Jednakże biorąc pod uwagę odczyn gleb można stwierdzić jak znaczący ma on wpływ na dostępność metali śladowych. Gleba pobrana ze stanowiska nr 1 pomimo wyższej zawartości miedzi okazała się mniej toksyczna dla roślin w testach wazonowych w porównaniu do gleby ze stanowiska nr 2. Pomiedzy tymi glebami wykazano dużą różnicę w odczynie pH. Wapnowanie gleb jakie miało miejsce w latach 80-tych jest skuteczną metodą immobilizacji metali śladowych [Rozczyk i Szerszeń, 1988]. Gleba nr 1 ma mniejszy toksyczny wpływ na organizmy żywe ze względu na obojętny odczyn i mniejszą bioaktywność metali ciężkich. Z kolei gleba ze stanowiska nr 3 charakteryzowała się najniższą aktywnością enzymatyczną, miała również najniższy odczyn. Współgra to, ze znaną prawidłowością, że nawet najmniejsze stężenie dostępnej miedzi mocno hamuje rozwój bakterii glebowych, zwłaszcza w początkowych stężeniach widać skokową inhibicję [Swędryńska i Sawicka, 2010].

Aktywność dehydrogenaz gleb skażonych ze stanowisk nr 1, 2 i 3 wyszła około 10-krotnie niższa niż w glebie kontrolnej. Duża różnica została zaobserwowana między glebą ze stanowiska nr 2 i 3 co ma swoje odzwierciedlenie w odczynie.

**Tabela 4.** Wyniki zawartości metali śladowych na stanowiskach badawczych

**Table 4.** Results of heavy metal content in sites 1-3

Stanowisko	Arsen, mg/kg.sm	Rtęć, mg/kg.sm	Miedź, mg/kg.sm
1	7,6	4,07	1035
2	-	0,56	580
3	1,02	0,47	240

Wpływ metali śladowych na bakterie jest bardzo różny w zależności od typu mikroorganizmów, które są wrażliwsze zależnie od działającego czynnika [Lenart i Chmiel 2008]. Dlatego sam pomiar ładunku stężenia metali ciężkich w glebie nie określa zagrożenia jakie niosą dla organizmów żywych. Przy ocenie stopnia skażenia należy wziąć pod uwagę odczyn gleby decydujący w znacznej mierze o dostępności zanieczyszczeń oraz określić typy dominujących zanieczyszczeń i sprawdzić wrażliwość organizmów na nie. Ważnym krokiem jest także zbadanie występowania wszystkich metali śladowych w glebie, gdyż siła toksycznego działania zanieczyszczeń na mikroflorę glebową jest uwarunkowana obecnością innych metali ciężkich, które nawzajem wzmacniają swój efekt lub równoważą się [Wyszkowska et al. 2008]. Te powody, jak również wpływ dostępności innych makro i mikroelementów, sprawiają, że określenie faktycznego wpływu metali ciężkich na organizmy żywe jest zadaniem niezwykle skomplikowanym. Jednakże biorąc pod uwagę jak niewielki stosunek gleby skażonej w stosunku do czystej jest potrzebny do 50% zahamowania wzrostu roślin można śmiało stwierdzić, że gleby znajdujące się w pobliżu zakładu Huty Miedzi „Legnica” są toksyczne i nieprzyjazne osiedlaniu się i rozwojowi organizmów żywych.

## WNIOSKI

1. Wszystkie próbki gleby na stanowiskach 1-3 w okolicach Huty Miedzi „Legnica” zakwalifikowano jako strukturalnie ciężkie ale żyzne, o potencjalnie wysokiej odporności na wysokie stężenia zanieczyszczeń.
2. Na podstawie testów ekotoksykologicznych stwierdzono, że najwyższą toksyczność wykazuje gleba ze stanowiska nr 2, z roślin najbardziej odporna okazała się kukurydza, gdzie efekt hamujący wzrostu korzenia kształtuje się na poziomie 5% gleby skażonej. Obliczone wartości  $IC_{50}$  wykazują wysoce toksyczny charakter wszystkich badanych próbek gleb ( $IC_{50}$  poniżej 9%).
3. Zawartości metali śladowych, również świadczą o tym że gleba może być toksyczna dla roślin, ponieważ zaobserwowano przekroczenie poziomu miedzi na stanowisku 1. Dla arsenu i rtęci nie stwierdzono przekroczeń.

4. Stwierdzono prawie 10-krotnie niższą aktywność enzymatyczną dehydrogenaz wszystkich próbek gleb w stosunku do próbki kontrolnej, co oznacza, że badane stanowiska są bardzo ubogie biologicznie.
5. Przeprowadzone testy wskazują na istnienie negatywnego wpływu zarówno na gleby jak i rośliny użytkowe oraz inne organizmy żywe.

## BIBLIOGRAFIA

1. Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej Warszawa, dnia 5 września 2016 r. Poz. 1395 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.
2. Grotowski A., Speczik S., Bachowski C., Mizera A. 2003. Stan aktualny i perspektywy gospodarki odpadami stałymi w KGHM Polska Miedź S.A. Warsztaty 2003 z cyklu „Zagrożenia naturalne w górnictwie”. Mat. Symp. 155-177.
3. Januszek K. 1987. Potencjał oksydacyjno-redukcyjny wybranych gleb leśnych Polski Południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. Część 3. Roczniki Gleboznawcze. 3, 13-22.
4. Kabata-Pendias A., Pendias H. 2001. Biogeochemia pierwiastków śladowych, Warszawa 2001.
5. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych 2008. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze.
6. Kucharczak-Moryl E., Moryl A., Żmuda R. 2014. Wpływ środowiska na zawartość arsenu w glebach uprawnych rejonu zgorzelecko-bogatyńskiego. Inżynieria Ekologiczna 37, 107-116.
7. Kwiatkowska J., Maciejewska A. 2005. Wpływ materia organicznej na plon oraz zawartość i rozmieszczenie metali ciężkich w życie (*Secale cereale* L.). Fragmenta Agronomica, 1(85), 484-492.
8. Lenart A., Chmiel M.J., 2008. Wpływ wybranych jonów metali ciężkich na bakterie glebowe asymilujące azot atmosferyczny z rodzaju *Azotobacter* w „Przemiany środowiska naturalnego a rozwój zrównoważony. Kraków, Wydawnictwo TBPS GEOSFERA, 199-205.
9. PN-ISO 10390 Jakość gleby – Oznaczenie pH.
10. PN-ISO 11047 Jakość gleby – Oznaczenie kadmu, chromu, kobaltu, miedzi, ołowiu, manganu, niklu i cynku w ekstraktach gleby wodą królewską – metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej.
11. PN-ISO 11268 Wpływ zanieczyszczeń na dżdżownice.
12. PN-ISO 11464 Jakość gleby. Wstępne przygotowanie próbek do badań fizyczno-chemicznych.

13. PN-ISO 11466 Jakość gleby – Ekstrakcja pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w wodzie królewskiej.
14. PN-ISO 16772 Jakość gleby – Oznaczanie zawartości rtęci metodą spektrometrii atomowej techniką zimnych par lub metodą fluorescencyjnej spektrometrii atomowej techniką zimnych par w ekstraktach uzyskanych z gleby z zastosowaniem wody królewskiej.
15. PN-ISO 20280 Jakość gleby – Oznaczanie zawartości arsenu, antymonu oraz selenu metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej z atomizacją elektrotermiczną lub z generowaniem wodorków, w ekstraktach uzyskanych z gleby z zastosowaniem wody królewskiej.
16. PN-R-04032 Gleby i utwory mineralne. Pobieranie próbek i oznaczanie składu granulometrycznego.
17. Rosada J. 2012. Wykonanie badań glebowych w byłej strefie ochronnej i terenie przyległym, sąsiadującym z Hutą Miedzi GŁOGÓW w 2012 roku. Ekspertyza badawcza wykonana przez Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy w Poznaniu na zlecenie KGHM Polska Miedź S.A., Oddział Huta Miedzi Głogów.
18. Roszyk E., Szerszeń L. 1988. Nagromadzenie metali ciężkich w warstwie ornej gleb stref ochrony sanitarnej przy hutach miedzi Część 1. „Legnica”. Roczniki Gleboznawcze, 4, 135-146.
19. Swędrzyńska D., Sawicka A. 2010. Wpływ miedzi na bakterie z rodzaju *Azospirillum* występujące w ryzosferze siewek kukurydzy i pszenicy. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 2 (30), 167-178.
20. Weber J., Karczewska A. 2004. Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. Geoderma, 122, 105-107.
21. Wolińska A. 2010. Aktywność dehydrogenazowa mikroorganizmów glebowych i dostępność tlenu w procesie reoksydacji wybranych mineralnych gleb polski. Rozprawy i Monografie. Acta Agrophysica, Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN. Lublin.
22. Wyszowska J., Kucharski J., Borowik A., Boros E. 2008. Response of bacteria to soil contamination with heavy metals. Journal of Elementology, 13, 443-453.