

Wstępna ocena ekotoksykologiczna gleb na obszarze Pól Irygacyjnych we Wrocławiu

Adriana Trojanowska-Olichwer¹



Preliminary ecotoxicological assessment of soil in the area of Irrigated Fields in Wrocław. *Prz. Geol.*, 64: 719–725.

Abstract. The aim of this study was to estimate the ecotoxicity of the soil from the Irrigated Fields in Wrocław (SW Poland). Research was carried out in 2011 using Phytotoxkit microbiotests, which measured the inhibition of seed germination and root growth retardation of three plant species of dicotyl *Lepidium sativum*, *Sinapis alba* and monocotyl *Sorghum saccharatum*. The sensitivity of the plants increased according to the following gradient: *S. saccharum* < *L. sativum* < *S. alba*. However, the average phytotoxicity remained at the level between –6.48 and 16.03% (class I – no significant toxic effect) of seed germination inhibition as well as between 12.28 (class I – no significant toxic effect) and 71.33% (class III – toxic sample) of root growth inhibition. The results show spatial variability in phytotoxicity, probably due to a local change in physical and chemical properties of the soil. Average values of phytotoxicity (38.68%) have indicated the toxicity class II interpreted as a low toxic effect. A positive correlation between root growth inhibition and: hygroscopic water content ($r = 0.62$; $p = 0.025$) and with organic matter content ($r = 0.72$; $p = 0.005$) in the soil were recorded. The effect of the long-term sewage irrigation and heavy metals contamination on the soil phytotoxicity in the context of the planned change of land use is discussed.

Keywords: soil, Irrigated Fields, ecotoxicology, phytotoxicity

Pola nawadniane ściekami są najstarszym technicznym sposobem oczyszczania ścieków komunalnych i stanowią naturalną biologiczną glebowo-roślinną oczyszczalnię ścieków, charakteryzującą się stosunkowo wysoką skutecznością (Czyżyk, 2014). Skibniewski (1951) podaje, że zorganizowane nawadnianie pól ściekami było stosowane już w 1539 r. w Siegen w Westfalii, natomiast na obecnym terenie Polski po raz pierwszy zastosowano takie rozwiązanie w 1559 r. w Bolesławcu. Pola irygowane ściekami tworzono i stosowano na całym świecie, w tym najwięcej na terenie Niemiec (Czyżyk, 2014). W Polsce pola irygacyjne funkcjonowały przy kilkunastu miastach, w tym przez ostatnie ok. 100 lat również we Wrocławiu (Czyżyk, 2014).

Oczyszczanie ścieków na polach irygacyjnych zachodzi w procesach mikrobiologicznych i przy udziale roślinności. Proces ten polega na usuwaniu zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych w wyniku filtracji i adsorpcji zawieszin oraz sorpcji związków koloidalnych i biosorpcji związków organicznych. W takim procesie oczyszczania ścieków dochodzi do tlenowego mikrobiologicznego rozkładu związków organicznych zawartych w ściekach i ich mineralizacji, a następnie ich pobierania i wbudowywania ich w biomasę roślinną (Paluch i in., 2006). Zanieczyszczenia trafiające na pola irygacyjne wraz ze ściekami są prawie w całości zatrzymywane w glebie, stąd długotrwała eksploatacja pól irygacyjnych prowadzi do zmian właściwości fizycznych oraz chemicznych gleb i wpływa na kondycję uprawianych roślin (Paluch, 1984; Heidarpour i in., 2007; Licznar i in., 2010; Łapczyńska-Pieprz & Łomotowski, 2010). Dochodzi do zwiększenia zawartości materii organicznej i azotu oraz innych makro- i mikrośladników, a w szczególności fosforu, magnezu, cynku i miedzi. Dochodzi również do obniżenia aktywności biologicznej i potencjału redoks, co znacznie wpływa na dostępność i rozpuszczalność składników (Licznar i in., 2010). Zmiany te zależą jednak od składu

chemicznego ścieków trafiających na oczyszczalnię, tzw. dawki polewowej, długości okresu nawodnień oraz rodzaju nawadnianych gruntów (Łapczyńska-Pieprz & Łomotowski, 2010).

Ścieki komunalne mogą być źródłem wielu makro- i mikroelementów korzystnych dla wzrostu i rozwoju roślin, w tym szczególnie azotu i fosforu, i z tego powodu w niektórych krajach Afryki, Azji i Ameryki Południowej, borykających się z niedoborami wody, bywają wykorzystywane do nawadniania pól uprawnych (Al-Nakshabandi i in., 1997; Qadir i in., 2010). Długotrwałe stosowanie dużych dawek ścieków w istotny sposób wpływa na środowisko glebowe, zwłaszcza w przypadku gleb lekkich, powodując najczęściej zmianę warunków redox, pH, zwiększenie zawartości materii organicznej, azotu oraz niektórych makro- i mikrośladników, w tym fosforu, magnezu, cynku i miedzi, a także niepożądanych związków organicznych, np. wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) czy pestycydów chloroorganicznych. Takie zmiany mogą prowadzić do zmniejszenia aktywności biologicznej w glebie (Chakrabarti, 1995; Schnaak i in., 1997; Czyżyk, 2014). Niektóre czynniki glebowe takie jak: typ gleby, jej skład granulometryczny, zawartość substancji organicznej, pH, potencjał oksydoredukcyjny, obecność organicznych i nieorganicznych ligandów wpływają na zawartość fitodostępnych frakcji metali ciężkich w glebie, ich biodostępność i poziom ich akumulacji w roślinach (Takáč i in., 2009; Violante i in., 2010).

Fitotoksyczne oddziaływanie substancji nagromadzonych w glebie nawadnianej ściekami jest wynikiem zakłócen procesów fizjologicznych na skutek zaburzonego pobierania i transportu substancji niezbędnych do rozwoju roślin. Oddziaływanie fitotoksyczne jest obserwowane jako późniejsze bądź niepełne kiełkowanie nasion oraz różnego

¹ Zakład Geologii Stosowanej, Geochemii i Gospodarki Środowiskiem, Instytut Nauk Geologicznych, Uniwersytet Wrocławski, ul. Cybulskiego 30, 50-2005 Wrocław; adriana.trojanowska-olichwer@uwr.edu.pl.

rodzaju zniekształcenia i ograniczenia rozwoju systemu korzeniowego (Baran i in., 2008).

Występowanie takich zmian fizjologicznych i morfologicznych oraz zróżnicowana wrażliwość roślin na oddziaływanie różnych ksenobiotyków zostały wykorzystane do stworzenia przesiewowych ekotestów fitotoksyczności środowiska glebowego i osadów, które, charakteryzując się jednocześnie wysoką czułością i niskimi kosztami, stają się elementem rutynowego monitoringu środowiska (Banks & Schultz, 2005; Mankiewicz-Boczek i in., 2008). Analizy parametrów chemicznych informują wyłącznie o stężeniach poszczególnych substancji w próbkach gleb, natomiast w przypadku mieszaniny różnych substancji, kiedy może dochodzić do synergistycznych lub antagonistycznych oddziaływań, nie zawsze są wystarczające do precyzyjnego wnioskowania o wpływie zanieczyszczeń na organizmy żywe. Szkodliwy wpływ związków toksycznych na organizmy może mieć miejsce przy dużo niższym stężeniu, aniżeli mogłyby to sugerować wyniki analiz chemicznych. Dlatego testy ekotoksykologiczne są polecane zwłaszcza w określeniu biodostępności ksenobiotyków przy ich bardzo niskim stężeniu, jako testy przesiewowe lub uzupełniające analizy chemiczne (Baumgarten & Spiegel, 2004; Dubova & Zariņa, 2004; Mankiewicz-Boczek i in., 2008; Oleszczuk, 2010a)

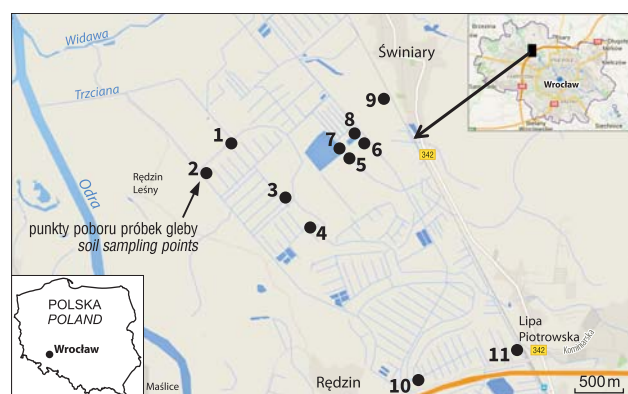
Celem niniejszej pracy była wstępna ocena ekotoksyczności gleb na obszarze Pól Irygacyjnych we Wrocławiu.

TEREN BADAŃ

Badania zostały przeprowadzone na terenie Pól Irygacyjnych we Wrocławiu. Znajdują się one w północno-zachodniej części Wrocławia (Osobowice, Lipa Piotrowska, Świniary, Rędzin) (Łapczyńska-Pieprz, 2012). Oczyszczalnia została utworzona w latach 1881–1921 i pracuje nieprzerwanie do tej pory. W roku 1881 powierzchnia oczyszczalni wynosiła 415 ha, a w 1921 r. została powiększona do ok. 1100 ha (Kempa & Cebula, 1985). Obecnie obejmuje obszar o powierzchni 1044,15 ha, na którym są rozmieszczone podziemne drenaże i osadniki do przetrzymywania ścieków. Przepustowość projektowa tej oczyszczalni wynosi 70 tys. m³ na dobę. Obecnie trafiają tu ścieki z północnych części Wrocławia w ilości ok. 15 tys. m³ na dobę. Od końca 2015 r. stopniowo jest ograniczana ilość ścieków odprowadzanych na pola irygacyjne, co będzie prowadzić do stopniowego zmniejszania ich powierzchni, docelowo do ok. 250 ha. Przez pola przepływa rzeka Trzciana, której korytem jest odprowadzana woda z pól do rzeki Odry (<http://www.mpwik.wroc.pl/>).

Kompleks Pól Irygacyjnych we Wrocławiu został założony na obszarze starorzecza Odry, gdzie dominują gleby lekkie, z cechami oglejenia oraz na niewielkiej powierzchni również gleby ciężkie, a nawet torfowe (Bogacz & Przybylska, 2010; Łapczyńska-Pieprz, 2012). Na skutek długotrwałego obciążenia ściekami gleby z obszaru Pól Irygacyjnych charakteryzowały się wysokimi zawartościami azotu i fosforu oraz substancji organicznej i podwyższoną zawartością metali ciężkich, głównie ołowiu, cynku i rtęci w przypowierzchniowej warstwie gleby, do 50 cm głębokości (Czyżyk, 2014).

Próbki gleb były pobierane w 2011 r. z jedenastu punktów. W związku z pilotażowym charakterem badań wybór



Ryc. 1. Lokalizacja punktów poboru próbek gleby na terenie Pól Irygacyjnych we Wrocławiu

Fig. 1. Location of soil sampling points in the Irrigated Fields in Wrocław

punktów poboru próbek został podyktowany łatwym dostępem w terenie. Pobór odbywał się z warstwy przypowierzchniowej z głębokości do ok. 15 cm. Na wszystkich stanowiskach wybranych do poboru próbek dominowała roślinność trawiasta, z wyjątkiem stanowiska nr 3 charakteryzującego się występowaniem dużej ilości pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*), której obecność może świadczyć o znacznej zawartości azotu w podłożu, oraz stanowiska nr 5 ze stagnującą wodą. Punkty poboru próbek były zlokalizowane na obszarze eksploatowanym ze zróżnicowaną intensywnością. Lokalizacja punktów poboru próbek została zaznaczona na rycinie 1.

MATERIAŁ I METODY

Podczas poboru próbek wykonywano pomiar temperatury gruntu termometrem bagnetowym WTW z dokładnością do 0,1°C. Pomiar pH zawiesiny gleby w wodzie destylowanej (czynna kwasowość gleby) został wykonany metodą potencjometryczną (Karczeńska & Kabała, 2008) za pomocą pehametru ELMETRON IP67 z dokładnością do 0,01. Oznaczanie zawartości wody higroskopowej i suchej masy gleby oraz straty żarowej wykonano metodą suszarkowo-wagową (Karczeńska & Kabała, 2008). Próbki gleby (naważki w trzech powtórzeniach) poddawano suszeniu w 100°C przez 24 h, następnie prażeniu w 550°C przez 6 h. Z różnicy mas próbek gleby świeżej oraz gleby wysuszonej obliczano zawartość wody higroskopowej, a gleby wysuszonej i wyprażonej – stratę żarową. Wyniki wyrażano w procentach. Oznaczanie straty żarowej wykonano w celu oszacowania przybliżonej zawartości materii organicznej w próbkach gleby (Bednarek i in., 2004).

Fitotoksyczność próbek gleby oceniano, korzystając z mikrobiotestów na nasionach Phytotoxkit (Phytotoxkit, 2008). Zestaw ten umożliwia ocenę toksyczności próbki, opierając się na dwóch wskaźnikach wczesnego stadium rozwoju roślin: hamowanie kiełkowania nasion i inhibicja wzrostu korzeni w odniesieniu do próbki gleby kontrolnej (zgodnie z normą ISO 11269-1, 2012). W badaniu zastosowano rośliny jednoliścienne – sorgo cukrowe (*Sorgo saccharatum*) i dwuliścienne – pieprzycę siewną (*Lepidium sativum*) oraz gorczyca biała (*Sinapis alba*). Testy wykonywano z trzykrotnym powtórzeniem na próbkach gleby (90 cm³) uprzednio zhomogenizowanych i przesianych przez sito o oczkach 2 mm, inkubacje prowadzono przez 3 i 5 dób w

temperaturze 25°C. Po zakończeniu inkubacji wykonano zdjęcia każdej płytki aparatem cyfrowym, a następnie, korzystając z programu do analizy obrazu (UTHCSA IMAGETOOL 3.0), zliczono ilość nasion, które wykiełkowały, oraz zmierzono długość korzeni. Wyniki testów odnoszono do próbki kontrolnej. Średnie wartości ilości kiełkujących nasion oraz długości korzenia, wyliczone dla każdej próbki, odnoszono do próbki kontrolnej wykonanej na podłożu wzorcowym OECD. Wykorzystano je do obliczenia dwóch wskaźników toksyczności – hamowania (inhibicji) kiełkowania i hamowania (inhibicji) wzrostu korzeni, które wykonano za pomocą następującego wzoru:

$$\frac{A - B}{A} \cdot 100 = \text{hamowanie} [\%]$$

gdzie:

A – średnie hamowanie kiełkowania nasion lub długości korzeni w próbie kontrolnej,
B – średnie kiełkowanie nasion lub długość korzeni w próbie testowanej.

Wyrażone procentowo (PE) wartości hamowania kiełkowania nasion i wzrostu korzenia do 10% klasyfikowano jako brak oddziaływania toksycznego, 10–100% – jako inhibicję, w zakresie wartości ujemnych – jako stymulację (Beltrami i in., 1999; Czerniawska-Kusza & Kusza, 2011).

Do końcowej klasyfikacji toksyczności wykorzystano system opracowany przez Persoone'a i innych (2003): klasa I – PE < 20%, brak oddziaływania toksycznego; klasa II – 20 ≤ PE < 50%, niska toksyczność próbki; klasa III – 50 ≤ PE < 100%, próbka toksyczna; klasa IV – PE = 100% dla pojedynczego testu na nasionach jednego gatunku, wysoka toksyczność; klasa V: PE = 100% dla wszystkich testów na nasionach wszystkich zastosowanych gatunków, bardzo wysoka toksyczność próbki. Analiza statystyczna danych – obliczenia średniej arytmetycznej, odchylenia standardowego (SD) i współczynnika korelacji Pearsona – zostały wykonane z użyciem oprogramowania STATISTICA 12.0.

WYNIKI

Charakterystykę warunków glebowych: temperaturę, zawartość wody higroskopowej, pH oraz przybliżoną zawartość materii organicznej w glebie przedstawiono w tabeli 1. Temperatura gruntu zmierzona podczas poboru próbek wahała się od 6 do 12°C (średnia: 8,75°C, SD = 1,56). Zawartość wody higroskopowej (Wh) w glebie wyniosła średnio 30,42% (SD = 14,45). Na stanowisku 7 zanotowano zarówno najwyższą zawartość wody higroskopowej (60,88%), jak i najwyższą zawartość materii organicznej (44,57%). Średnia wartość Li ze wszystkich pomiarów wyniosła 16,24% (SD = 11,69) (tab. 1).

Wyniki pomiarów pH gleb wahały się w zakresie wartości lekko kwaśnych od 5,47 na stanowisku nr 2 do 6,85 na stanowisku 9; średnio 6,16 (SD = 0,41).

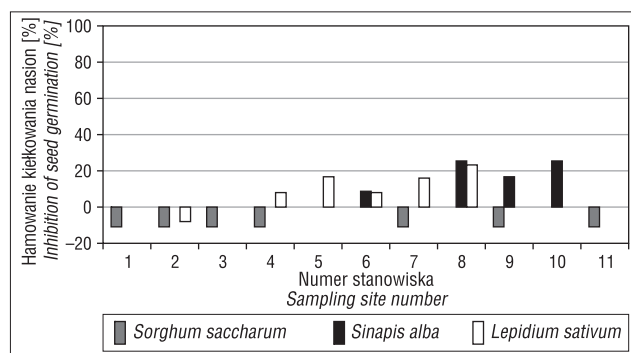
Średnią wartość fitotoksyczności prób gleby z Pól Irygacyjnych we Wrocławiu uzyskano na stosunkowo

Tab. 1. Fitotoksyczność gleb Wrocławskich Pól Irygacyjnych oraz wybrane parametry charakteryzujące glebę w punktach poboru prób
 Table 1. Phytotoxicity of soil of the Irrigated Fields in Wrocław and selected parameters characterising the soil in particular sampling points

Nr punktu poboru próbek Sample station number	Temperatura gruntu [°C] Soil temperature [°C]	Zawartość wody higroskopowej Wh [%] Hygroscopic water content Wh [%]	Popielność P [%] Ash content P [%]	Strata w prażeniu Li [%] Loss on ignition Li [%]	pH (H ₂ O)	Hamowanie kiełkowania nasion [%] Inhibition of seed germination [%]				Hamowanie wzrostu korzenia [%] Inhibition of root growth [%]			
						Sorghum saccharum	Sinapis alba	Lepidium sativum	średnia average	Sorghum saccharum	Sinapis alba	Lepidium sativum	średnia average
1	7,10	19,89	91,64	8,36	5,62	-11,11	0,00	0,00	-3,70	27,28	92,43	33,08	50,93
2	8,20	27,70	91,69	8,31	5,47	-11,11	0,00	-8,33	-6,48	-1,68	46,24	48,15	30,91
3	6,80	35,27	80,71	19,29	6,17	-11,11	0,00	0,00	-3,70	84,44	42,72	50,52	59,23
4	9,70	22,32	73,78	26,22	6,51	-11,11	0,00	7,69	-1,14	76,35	46,50	28,30	50,39
5	8,60	22,20	96,26	3,74	6,43	0,00	0,00	16,67	5,56	6,82	15,18	43,79	21,93
6	10,10	18,68	89,24	10,76	6,30	0,00	8,33	7,69	5,34	-11,14	38,23	33,10	20,07
7	8,40	60,88	55,43	44,57	5,69	-11,11	0,00	15,38	1,42	85,94	53,58	74,47	71,33
8	12,20	27,19	90,22	9,78	6,08	0,00	25,00	23,08	16,03	-11,34	42,19	28,11	19,65
9	6,70	57,51	71,88	28,12	6,85	-11,11	16,67	0,00	1,85	71,60	45,75	47,04	54,80
10	8,80	26,54	92,88	7,12	6,52	0,00	25,00	0,00	8,33	-10,57	44,24	3,17	12,28
11	9,70	16,43	87,67	12,33	6,13	-11,11	0,00	0,00	-3,70	11,13	47,17	43,77	34,02
Średnia/Average	8,75	30,42	83,76	16,24	6,16	-7,07	6,82	5,65	1,80	29,89	46,75	39,41	38,68
Odchylenie standardowe (SD) Standard deviation (SD)	1,56	14,45	11,69	11,69	0,41	5,34	9,94	8,96	6,32	39,22	17,18	16,98	18,59

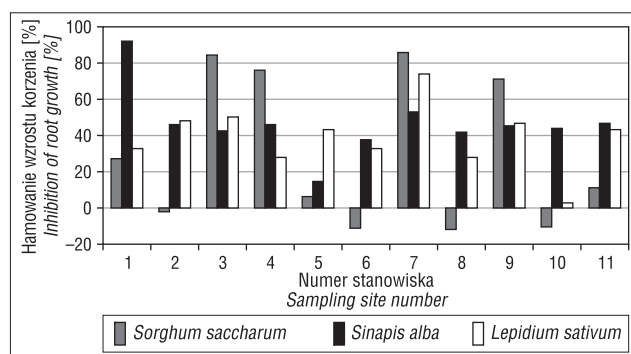
niskim poziomie 1,80% (I klasa toksyczności) w przypadku hamowania kiełkowania nasion oraz 38,68% (II klasa toksyczności) w przypadku hamowania wzrostu korzeni (tab. 1). Na badanym obszarze występowało przestrzenne zróżnicowanie fitotoksyczności gleb. Najsilniejszą fitotoksyczność wykazała próbka gleby pobrana, ze stanowiska nr 7 (71,33% – III klasa toksyczności) (ryc. 2, 3, tab. 1), gdzie hamowanie wzrostu korzenia *L. sativum* wyniosło znacznie powyżej 70%. Na stanowiskach 3, 4, 7 i 9 również hamowanie wzrostu korzenia *Sorghum saccharum* było obserwowane na poziomie powyżej 70% (III klasa toksyczności), a na stanowisku nr 1 inhibicja wzrostu korzenia *Sinapis alba* osiągnęła nawet 92,43% (III klasa). Najmniej zanieczyszczone wydaje się być stanowisko nr 10 (12,28% – I klasa toksyczności).

Zdecydowanie silniejszą reakcję obserwowano w przypadku hamowania wzrostu korzenia, gdzie trzy gatunki roślin wskaźnikowych uzyskały wartości średnie na poziomie: *S. saccharatum* 29,89% , *S. alba* 46,75% , *L. sativum* 39,41% (ryc. 2, 3, tab. 1). Wartości obu wskaźników fitotoksyczności wykazywały znaczne różnice między poszczególnymi gatunkami zastosowanych roślin wskaźnikowych, a ich wrażliwość wzrastała w następującym szeregu: *Sorghum saccharum* < *Lepidium sativum* < *Sinapis alba*. Rośliny dwuliścienne – *S. alba* i *L. sativum* – wykazały wyższą



Ryc. 2. Fitotoksyczność gleby pobranej na obszarze Pól Irrygacyjnych we Wrocławiu mierzona hamowaniem kiełkowania nasion *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* i *Lepidium sativum*

Fig. 2. Phytotoxicity of soil sampled in the Irrigated Fields in Wrocław, measured as inhibition of seeds germination of *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* and *Lepidium sativum*



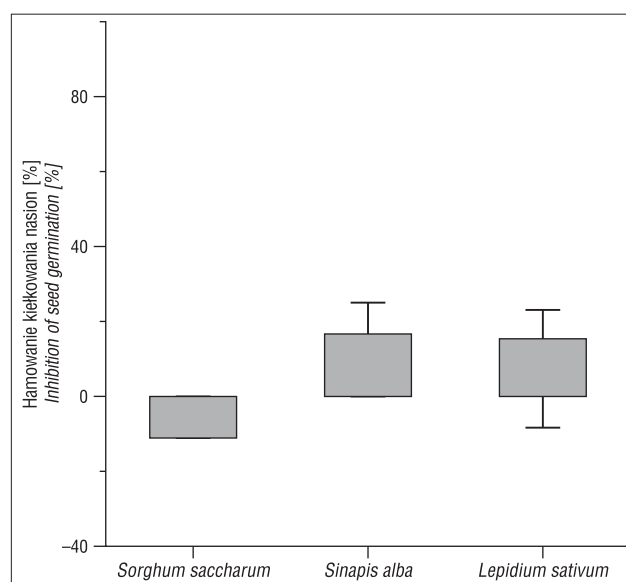
Ryc. 3. Fitotoksyczność gleby pobranej na obszarze Pól Irrygacyjnych we Wrocławiu mierzona hamowaniem wzrostu korzenia *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* i *Lepidium sativum*

Fig. 3. Phytotoxicity of soil sampled in the Irrigated Fields in Wrocław, measured as inhibition of root growth of *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* and *Lepidium sativum*

wrażliwość na obecność substancji toksycznych o czym świadczą wyższe wartości średniej inhibicji kiełkowania (odpowiednio 6,82 i 5,65%) oraz inhibicji wzrostu korzenia (46,75 i 39,41%) (ryc. 4, 5, tab. 1).

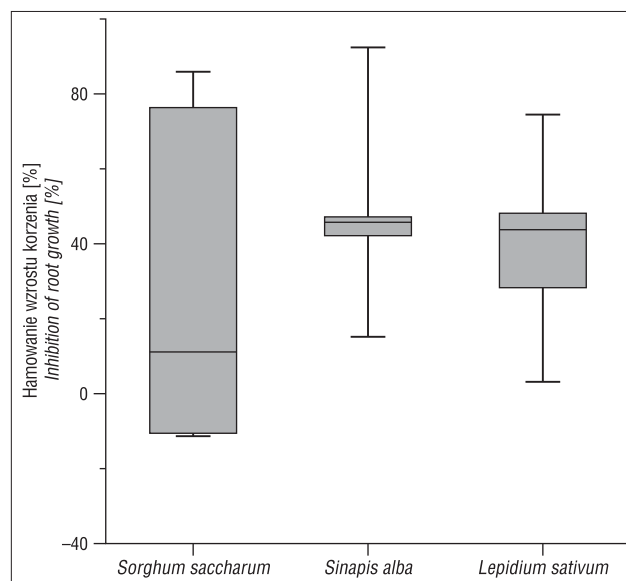
DYSKUSJA

W przeprowadzonych badaniach zanotowano wyższe wskazania fitotoksyczności mierzonej hamowaniem wzrostu korzenia niż hamowaniem kiełkowania nasion, co jest potwierdzane przez innych autorów. Oleszczuk (2008)



Ryc. 4. Średnie hamowanie kiełkowania nasion *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* i *Lepidium sativum* na próbkach gleby pobranych z Pól Irrygacyjnych we Wrocławiu

Fig. 4. Average inhibition of seeds germination of *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* and *Lepidium sativum* in the soil samples from the Irrigated Fields in Wrocław



Ryc. 5. Średnie hamowanie wzrostu korzenia *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* i *Lepidium sativum* w próbkach gleby pobranych z Pól Irrygacyjnych we Wrocławiu

Fig. 5. Average inhibition of root growth of *Sorghum saccharum*, *Sinapis alba* and *Lepidium sativum* in the soil samples from the Irrigated Fields in Wrocław

i Baran i in. (2008) wskazują, że kiełkowanie nasion jest bardzo wrażliwe na występowanie metali ciężkich i WWA, ale często obserwuje się kiełkowanie nasion, nawet w obecności tych substancji w środowisku (Oleszczuk, 2008). Dopiero później fitotoksyczność przejawia się jako zahamowanie wzrostu korzeni (Oleszczuk, 2010a, b). Za najbardziej wrażliwe wczesne wskaźniki toksyczności, w tym toksyczności metali są uznawane inhibicja wzrostu korzenia i upośledzenie wytwarzania barwników fotosyntetycznych (Singh i in., 1996; Ebbs & Kochian, 1997; Fargašová, 1998).

Podczas badań fitotoksyczności próbek gleby z Pól Irygacyjnych we Wrocławiu najwyższą czułość wykazała *Sinapis alba*, w przypadku której Fargašová (1998) potwierdziła wysoką wrażliwość na działanie metali ciężkich. Drugim pod względem uzyskanych wartości hamowania wzrostu korzenia i kiełkowania nasion była *Lepidium sativum*, która według Janeckiej i Fijałkowskiego (2008) jest dobrym gatunkiem wskaźnikowym do stosowania w analizie fitotoksyczności zanieczyszczeń metalami ciężkimi, związkami petrochemicznymi i WWA, ze względu na wysoką czułość korzenia tej rośliny na związki mutagenne i kancerogenne. Zatem oba te gatunki można uznać za odpowiednie w identyfikacji toksyczności gleb nawadnianych ściekami.

Oleszczuk i in. (2012) w badaniach nad rolniczym wykorzystaniem osadu ściekowego w przypadku hamowania wzrostu korzenia również zaobserwowali najwyższą wrażliwość *Sinapis alba* i zarazem najniższą *Sorghum saccharatum*. Z kolei w innych badaniach fitotoksyczności gleb lekkich zadawanych osadem ściekowym i kompostem oraz w badaniach osadów jeziornych stwierdzono najwyższą wrażliwość *Lepidium sativum*. (Oleszczuk, 2010b; Trojanowska, 2011, 2013).

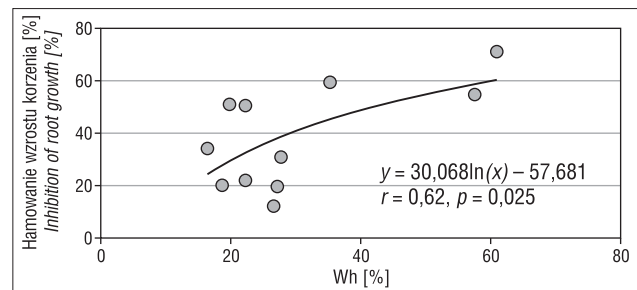
Uzyskany średni wynik fitotoksyczności gleby na poziomie II klasy toksyczności jest stosunkowo dobrym wynikiem wobec licznych doniesień literaturowych na temat zanieczyszczenia gleb Pól Irygacyjnych we Wrocławiu metalami ciężkimi i/lub WWA na skutek długotrwałego nawadniania ściekami komunalnymi (Kabała & Wilk, 2004; Bogacz & Przybylska, 2010; Licznar i in., 2010; Łapczyńska-Pieprz, 2012; Czyżyk, 2014; WIOŚ, 2014).

Duże przestrzenne zróżnicowanie wyników fitotoksyczności na badanych polach irygacyjnych może być związane ze zróżnicowaną intensywnością eksploatacji obszaru oraz różnicami w zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleby. W raporcie WIOŚ (2014) również potwierdzono przestrzenne zróżnicowanie stopnia zanieczyszczenia sześcioma metalami ciężkimi (Zn, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni) na ośmiu stanowiskach pomiarowych, gdzie ocena stopnia zanieczyszczenia wahała się od naturalnego poziomu stężeń (stopień 0) do średniego zanieczyszczenia (stopień III), natomiast na wszystkich badanych stanowiskach wykazano przekroczenia dopuszczalnego stężenia benzo(a)pirenu. Lokalizacja trzech punktów pomiarowych WIOŚ była zbliżona do rozmieszczenia stanowisk nr 1, 11 i 7, z których pobrano próbki do badań fitotoksyczności. Uwagę zwraca stanowisko 7, które charakteryzowało się najwyższą średnią fitotoksycznością i równocześnie w badaniach przeprowadzonych przez WIOŚ zanotowano tam podwyższone stężenia Pb, Cd, Ni i Cu oraz najwyższą na badanym obszarze zawartość benzo(a)pirenu (0,131 mg/kg). Na tym stanowisku obserwowano również

najwyższą zawartość wody higroskopowej i materii organicznej w glebie.

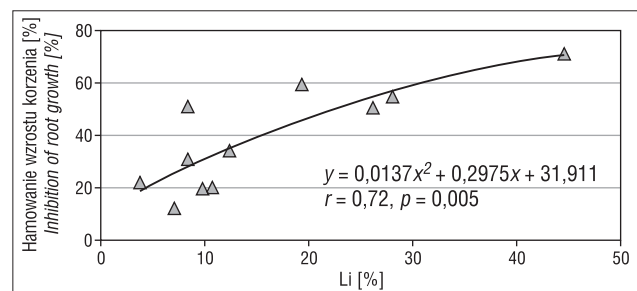
Zanotowano pozytywny, istotny statystycznie związek fitotoksyczności mierzonej hamowaniem wzrostu korzenia z zawartością wody higroskopowej (ryc. 6) oraz zawartością materii organicznej (ryc. 7). Współczynniki korelacji wyniosły odpowiednio: $r = 0,62$, $p = 0,025$ oraz $r = 0,72$, $p = 0,005$.

Wzrost zawartości materii organicznej w glebie, szczególnie w zakresie frakcji związków humusowych i fulwowych, oraz wzrost zawartości frakcji ilastej, zwłaszcza w warunkach obojętnych i alkalicznych, powodują ograniczenie rozpuszczalności związków metali ciężkich na skutek zwiększania ich adsorpcji na cząstkach stałych (Takáč i in., 2009; Violante i in. 2010). Jednak zwiększenie kwasowości gleby jest często przytaczane jako bezpośrednia przyczyna wzrostu mobilności metali ciężkich (głównie Zn i Mn) i zwiększenia ryzyka ich toksycznego oddziaływania (Kabała & Wilk, 2004; Licznar i in., 2010). Zatem podwyższona zawartość materii organicznej oraz, potwierdzone przez Licznara i in. (2010), wysoka zawartość substancji humusowych i frakcji ilastej, w rejonach bardziej intensywnego nawadniania ściekami na obszarze Pól Irygacyjnych we Wrocławiu, przy jednocześnie utrzymującym się kwaśnym odczynie gleby i wysokiej zawartości wody higroskopowej, mogą powodować większą dostępność metali dla roślin. Przyjmując za Fargašová (1998), że zahamowanie wzrostu korzenia jest jednym z wczesnych objawów toksycznego oddziaływania metali ciężkich na rośliny, można wyjaśnić istotne statystycznie pozytywne korelacje fito-



Ryc. 6. Wzmocnienie hamowania wzrostu korzenia wraz ze wzrostem zawartości wody higroskopowej w glebie pobranej z Pól Irygacyjnych we Wrocławiu

Fig. 6. Strengthening of the root growth inhibition with increasing hygroscopic water content in the soil from the Irrigated Fields in Wrocław



Ryc. 7. Wzmocnienie hamowania wzrostu korzenia wraz ze wzrostem straty w prażeniu w glebie pobranej z Pól Irygacyjnych we Wrocławiu

Fig. 7. Strengthening of the root growth inhibition with an increase in the loss on ignition in the soil from the Irrigated Fields in Wrocław

toksyczności z zawartością materii organicznej i wody higroskopowej.

Wielu autorów, prowadzących badania na tym obszarze wskazywało wcześniej na silny związek zawartości metali ciężkich, w tym: cynku, miedzi, ołowiu i żelaza, z zawartością materii organicznej w glebie (Kabała & Wilk, 2004) oraz z zawartością drobnej frakcji ilastej w glebie (Kabała & Wilk, 2004; Bogacz & Przybylska, 2010; Licznar i in., 2010) w wyniku długotrwałego i wielokrotnego zalewania ściekami. Sprzyja to kumulacji metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleby Pól Irygacyjnych (Łapczyńska-Pieprz, 2012; Czyżyk, 2014). W 2014 r. WIOŚ ocenił zawartość metali ciężkich w glebach jako podwyższoną i słabo zanieczyszczającą: 10–272 mgZn/kg s.m., 24,9–27,5 mgP/kg s.m., 0,13–2,05 mgCd/kg s.m., 17,6–40,4 mgC/kg s.m., 30,8–48,3 mgCr/kg s.m.

Wyniki pomiarów pH gleby na obszarze Pól Irygacyjnych we Wrocławiu wskazują na środowisko lekko kwaśne, co potwierdzają prace innych autorów (Licznar i in., 2010; Łapczyńska-Pieprz, 2012; WIOŚ, 2014). Wzmacnia to tezę, że fitotoksyczność zaobserwowana w glebach na badanym terenie może być związana ze zwiększaniem mobilności i biodostępności metali ciężkich nagromadzonych w glebie, na skutek długotrwałego nawadniania gleb ściekami komunalnymi. Jednak nie potwierdzono tego istotną statystycznie zależnością fitotoksyczności próbek gleb od warunków pH.

Łapczyńska-Pieprz i Łomotowski (2010) oraz Czyżyk (2014) podkreślają, że zaprzestanie nawadniania obszaru Pól Irygacyjnych we Wrocławiu, podobnie jak w przypadku pól irygowanych ściekami w okolicy Berlina, grozi ich przesuszeniem i w konsekwencji wzrostem kwasowości gleb (<4,0), zwłaszcza tych organicznych. Może to skutkować zwiększeniem mobilności metali ciężkich, w tym Zn, Mn przez tworzenie form biodostępnych i do obumarcia wielu cennych ekosystemów, które przez wiele dziesięcioleci zostały tam ukształtowane. Stąd, wobec planów zmiany sposobu użytkowania tego obszaru w najbliższych latach, istotnym wydaje się kontynuacja badań dotyczących jakości gleb, w tym specjacji metali ciężkich w glebie i oceny ekotoksyczności gleb.

WNIOSKI

1. Zbadane próbki wskazują na zróżnicowanie przestrzenne fitotoksyczności na obszarze Pól Irygacyjnych Wrocławia w zakresie od I do III klasy toksyczności, natomiast uśrednione wyniki mieszczą się w zakresie II klasy toksyczności.

2. Fitotoksyczność wykazywała wzrost wraz ze zwiększającą się zawartością wody higroskopowej oraz materii organicznej glebie.

3. Fitotoksyczność mierzona hamowaniem wzrostu korzenia okazała się bardziej wiarygodnym wskaźnikiem niż hamowanie kiełkowania. Wykorzystane w testach rośliny różniły się wrażliwością na substancje zawarte w osadach; reakcja *Sinapis alba* była najbardziej ewidentna.

Składam podziękowania pani mgr Ewie Pniewskiej za pomoc w pracach terenowych oraz laboratoryjnych oraz dr Piotrowi Jezierskiemu i pani mgr Monice Kozik za pomoc w pracach terenowych. Źródło finansowania: Projekt UWr 1017/S/ING/IX-at

LITERATURA

- AL-NAKSHABANDI G.A., SAQQAR M.M., SHATANAWI M.R., FAYYAD M. & AL-HORANI H. 1997 – Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agric. Water Manag.*, 34 (1): 81–94.
- BANKS M.K. & SCHULTZ K. E. 2005 – Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils. *Water Air Soil Pollut.*, 167: 211–219.
- BARAN A., JASIEWICZ C. & KLIMEK A. 2008 – Reakcja roślin na toksyczną zawartość cynku i kadmu w glebie. *Proceedings of ECOpole*, 2 (2): 417–422.
- BAUMGARTEN A. & SPIEGEL H. 2004 – Phytotoxicity (Plant tolerance). Agency for Health and Food Safety, Vienna, s. 36.
- BEDNAREK R., DZIADOWIEC H., POKOJSKA U. & PRUSINKIEWICZ Z. 2004 – Badania ekologiczno-gleboznawcze. PWN, Warszawa, s. 100.
- BELTRAMI M., ROSSI D. & BAUDO R. 1999 – Phytotoxicity assessment of Lake Orta sediments. *Aquat.Ecosyst.Health*, 2: 391–401.
- BOGACZ A. & PRZYBYLSKA M. 2010 – Właściwości fizykochemiczne wybranych gleb torfowych na Polach Irygacyjnych Wrocławia. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 10(31): 33–40.
- CHAKRABARTI C. 1995 – Residual effects of long-term land application of domestic wastewater. *Environment International*, 21(3): 333–339.
- CZERNIAWSKA-KUSZA I. & KUSZA G. 2011 – The potential of the Phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. *Environ. Mont. Assess.*, 179: 113–121.
- CZYŻYK F. 2014 – Zagrożenia dla środowiska, wynikające z likwidacji Wrocławskich Pól Irygowanych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 14 (47): 19–28.
- DUBOVA L. & ZARIŃA DZ. 2004 – Application of Toxkit Microbiotests for toxicity assessment in soil and compost. *Environmental Toxicology*, 19 (4): 274–279.
- EBBS S.D. & KOCHIAN L.V. 1997 – Toxicity of zinc and copper to Brassica species: Implications for phytoremediation. *J. Environ. Qual.*, 26: 776–781.
- FARGAŠOVÁ A. 1998 – Root growth inhibition, photosynthetic pigments production, and metal accumulation in *Sinapis alba* as the parameters for trace metals effect determination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61: 762–769.
- ISO11269-1 2012 – Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth, s. 16.
- HEIDARPOUR M., MOSTAFAZADEH-FARD B., ABEDI KOUPI J. & MALEKIAN R. 2007 – The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agric. Water Manag.*, 90: 87–94.
- JANECKA B. & FIJALKOWSKI K. 2008 – Using *Lepidium* as a test phytotoxicity from lead/zinc spoils and soil conditioners. [W:] L. Simeonov & V. Sargsyan (red.), *Soil Chemical Pollution. Risk Assessment, Remediation and Security*. NATO Science for Peace and Security. Springer Science+BUSINESS. Media B.V. Dordrecht: 177–182.
- KABAŁA C. & WILK J. 2004 – Analiza specjacyjna żelaza i cynku w glebach nawadnianych ściekami komunalnymi. *Roczniki PZH*, 55: 133–141.
- KARCZEWSKA A. & KABAŁA C. 2008 – Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław: 4–5, 11–12.
- KEMPA E.S. & CEBULA J. 1985 – Role of groundwater recharge in the water resource management in Poland. [W:] T. Asano (red.), *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers, Boston, London, Sydney, Wllington, Durban, Toronto: 541–564.
- LICZNAR M., DROZD J., LICZNAR S.E., WEBER J., BEKIER J., TYSZKA R., WALENCZAK K., SZADORSKI J. & PORA E. 2010 – Wpływ wieloletniego stosowania ścieków komunalnych na wybrane właściwości gleb pól irygacyjnych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 10 (31): 129–137.
- ŁAPCZYŃSKA-PIEPRZ M. 2012 – Badania nad potencjałem wymywania azotu oraz utleniania siarczków po zaprzestaniu nawadniania ściekami pól irygacyjnych. [rozprawa doktorska] Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, s.313.
- ŁAPCZYŃSKA-PIEPRZ M. & ŁOMOTOWSKI J. 2010 – Wpływ zaprzestania eksploatacji pól irygowanych na zakwaszenie gleb organicznych. *Infrastruktura I Ekologia Terenów Wiejskich*, 8 (2): 163–170.
- MANKIEWICZ-BOCZEK J., NAŁĘCZ-JAWECKI G., DROBNIĘWSKA A., KAZA M., SUMOROK B., IZYDORCZYK K., ZALEWSKI M. & SAWICKI J. 2008 – Application of a microbiotests battery for complete toxicity assessment of rivers. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 71: 830–836.

- MPWiK we Wrocławiu. <http://www.mpwik.wroc.pl/kanalizacja/oczyszczalnie/> (dostęp: 2016-05-09).
- OLESZCZUK P. 2008 – Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 69: 496–505
- OLESZCZUK P. 2010a – Testing of different plants to determine influence of physico-chemical properties and contaminants content on municipal sewage sludges phytotoxicity. *Environ. Toxicol.*, 25: 38–47.
- OLESZCZUK P. 2010b – Toxicity of light soil fertilized by sewage sludge or compost in relations to PAHs content. *Water Air Soil Pollut.*, 210: 347–356.
- OLESZCZUK P., MALARA A., JOŚKO I. & LESIUK A. 2012 – The phytotoxicity changes of sewage sludge-amended soils. *Water Air Soil Pollut.*, 223: 4937–4948.
- PALUCH J. 1984 – Oczyszczanie ścieków miejskich w środowisku glebowym. *Zesz. Nauk AR we Wrocławiu*, 41. Rozprawy, s. 149.
- PALUCH J., PARUCH A., PULIKOWSKI K. 2006 – Przyrodnicze wykorzystanie ścieków i osadów. *Akademia Rolnicza Wrocław*, s. 129.
- PERSOONE G., MARSALEK B., BLINOVA I., TÖRÖKNE A., ZARIŃA D., MANUSADZIANAS L., NAŁECZ-JAWECKI G., TOFAN L., STEPANOVA N., TOTHOVA L. & KOLAR B. 2003 – A practical and user-friendly toxicity classification system with microbio-tests for natural waters and wastewaters. *Environ. Toxicol.*, 18 (6): 395–402.
- PHYTOTOXKIT 2008 – Seed Germination and early growth microbio-test with higher plants. Standard operational procedure, Microbiotests Inc. Nazareth, Belgium, s.24.
- QADIR M., WICHELS D., RASCHID-SALLY L., MCCORNICK P.G., DRECHSEL P., BAHRI A. & MINHAS P.S. 2010 – The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agric. Water Manag.* 97 (4): 561–568.
- SCHNAAK W., KÜCHLER TH., KUJAWA M., HENSCHEL K.-P., SÜSSENBACH D. & DONAU R. 1997 – Organic contaminants in sewage sludge and their ecotoxicological significance in the agricultural utilization of sewage sludge. *Chemosphere* 35 (1/2): 5–11.
- SINGH R.P., DABAS S. & CHOUDHARY A. 1996 – Recovery of Pb²⁺ caused inhibition of chlorophyll biosynthesis in leaves of *Vigna radiata* (L.) Wilczek by inorganic salts. *Indian J. Experim. Biol.*, 34: 1129–1132.
- SKIBNIEWSKI L. 1951 – Rolnicze wykorzystanie ścieków miejskich i przemysłowych. Warszawa. PPW, s. 214.
- TAKÁČ P., SZABOVÁ T., KOZÁKOVÁ L. & BENKOVÁ M. 2009 – Heavy metals and their bioavailability from soils in the long-term polluted Central Spiš region of SR. *Plant Soil Environ.*, 55 (4): 167–172.
- TROJANOWSKA A. 2011 – Application of Phytotoxkit microbio-test for hazard assessment of bottom sediments in the eutrophic dam reservoir. *Limnolog. Rev.*, 10 (3/4): 173–180.
- TROJANOWSKA A. 2013 – Ocena toksyczności osadów w Zbiorniku Włocławskim. *J. Ecol. Health*, 17 (3): 103–109.
- VIOLANTE A., COZZOLINO V., PERELOMOV L., CAPORALE A.G. & PIGNA M. 2010 – Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J. Soil. Sci. Plant Nutr.*, 10 (3): 268–292.
- WIOŚ 2014 – Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w województwie dolnośląskim w 2014 roku. Obszary bezpośrednio zagrożone zanieczyszczeniem. Wrocław: 31–37