

Ocena toksyczności osadów w Zbiorniku Włocławskim

Assessment of sediment toxicity from the Włocławski Reservoir

Streszczenie:

Celem pracy była ocena ekotoksyczności osadów ze Zbiornika Włocławskiego, drugiego pod względem wielkości polskiego zbiornika zaporowego. Badania przeprowadzono przy użyciu mikrobiotestów Phytotoxkit, w których analizuje się hamowanie kiełkowania nasion i hamowanie wzrostu korzeni trzech gatunków roślin (duliściennych *Lepidium sativum*, *Sinapis alba*, monoliściennych: *Sorghum saccharatum*). Wrażliwość badanych roślin obniżała się zgodnie z następującym schematem: *L. sativum* < *S. alba*, < *S. saccharatum*. Uzyskane wyniki wykazały silne zróżnicowanie przestrzenne fitotoksyczności wzdłuż zbiornika ($r = 0,71$, $p < 0,05$), przy czym najwyższe wartości obserwowano tuż poniżej miasta Płocka (hamowanie kiełkowania nasion = -47% oraz hamowanie wzrostu korzeni = 79%); wartości te stopniowo obniżały się w kierunku tamy (hamowanie kiełkowania nasion = -81% oraz hamowanie wzrostu korzeni = 22%). Wpływ metali na toksyczność osadów nie był jednoznaczny. W pracy podjęto dyskusję na temat innych możliwych przyczyn toksyczności osadów w rejonie miasta Płocka.

Abstract:

The aim of this study was to estimate the ecotoxicity of sediments from the Włocławski Reservoir, Poland's second largest dammed reservoir. Research was carried out using Phytotoxkit microbioassays, which measured the inhibition of seed germination and root growth retardation of three plant species (dicotyl *Lepidium sativum*, *Sinapis alba*, monocotyl *Sorghum saccharatum*). The sensitivity of the plants tested decreased according to the following gradient: *L. sativum* < *S. alba*, < *S. saccharatum*. The results obtained showed strong spatial diversification of phytotoxicity along the reservoir ($r = 0.71$, $p < 0.05$), with the highest values just below the city of Płock (inhibition of seed germination = -47%, and inhibition of root growth = 79%), and gradual decreasing diversification towards the dam (inhibition of seed germination = -81% and inhibition of root growth = 22%). The effect of the metals on sediment toxicity was not clear. Other possible causes of sediment toxicity in the region of Płock are discussed.

Słowa kluczowe: toksyczność, Phytotoxkit, osady, zbiornik zaporowy

Keywords: toxicity, Phytotoxkit, sediments, dammed reservoir

Wprowadzenie

Zbiorniki zaporowe, szczególnie nizinne takie jak Zbiornik Włocławski, należą do akwenów wodnych ulegających bardzo szybkiemu zamulaniu, na skutek osadzania materiału transportowanego przez zasilające rzeki [1, 2]. Materiał ten w zależności od rozmiaru i charakteru zlewni rzeki może zawierać znaczne ładunki zanieczyszczeń organicznych (np. WWA, pestycydy) i nieorganicznych (np. metale ciężkie), które ulegają deponowaniu i transformacji w osadach, a następnie na skutek remobilizacji mogą stwarzać zagrożenie dla jakości wody [3-6]. Dodatkowo

w eutroficznym zbiornikach zaporowych niektóre toksyczne substancje, takie jak toksyny sinicowe, wytwarzane *in situ* podczas zakwitów sinic, mogą pozostać aktywne w osadach na długi czas i stanowić wtórne źródło skażenia wody [7-9]. Dlatego testy toksyczności osadów stanowią ważną składową w analizach stanu środowiska wodnego. Przydatność mikrobiotestów w standardowym monitoringu środowiska wodnego została już potwierdzona przez wielu badaczy, którzy podkreślają zalety testów ekotoksyczności: wysoka czułość i niski koszt, w rutynowych badaniach próbek wody, osadu i gleb [6, 8, 10-12], zalecając je nawet jako narzędzie realizacji wymagań Ramowej

Dyrektywy Wodnej UE [11]. Analizy parametrów fizykochemicznych dają wyłącznie informację o stężeniach poszczególnych substancji w próbach środowiskowych, natomiast w przypadku mieszaniny różnych substancji, gdzie mogą zachodzić synergistyczne lub antagonistyczne interakcje, nie pozwalają na precyzyjne wnioskowanie o wpływie zanieczyszczeń na organizmy żywe. Szkodliwy wpływ związków toksycznych na organizmy może mieć miejsce przy dużo niższym stężeniu, aniżeli mogłyby to sugerować analizy chemiczne, dlatego testy ekotoksykologiczne polecane są w określeniu biodostępności ksenobiotyków już przy ich bardzo niskim poziomie [11, 13]. Niektórzy autorzy zalecają stosowanie pakietów testów w celu uzyskania bardzo precyzyjnej informacji na temat reakcji całego ekosystemu wodnego na substancje zanieczyszczające [14-16], jednak inni autorzy wskazują, że w badaniach przesiewowych można uzyskać wiarygodne wyniki również przy zastosowaniu tylko jednego z typów mikrobiotestów, odpowiedniego dla danego typu próby środowiskowej [12].

Celem niniejszej pracy była ocena ekotoksyczności osadów w jednym z największych polskich zbiorników zaporowych – Zbiorniku Włocławskim oraz próba wyjaśnienia przyczyn przestrzennej zmienności toksyczności osadów.

Materiały i metody

Badania prowadzono na Zbiorniku Włocławskim, który powstał w 1970 roku, jako pierwszy z projektowanej Kaskady Dolnej Wisły. Jest to największy pod względem powierzchni i drugi co do objętości zbiornik w Polsce. Pełni funkcje przeciwpowodziowe, retencyjne, energetyczne i rekreacyjne. To typowo nizinny, wąski i wydłużony zbiornik o mało urozmaiconej linii brzegowej. Jego szerokość waha się od 500 do 2500 m. Rozlewiska stanowią tylko ok. 14% powierzchni zbiornika. Zbiornik oprócz Wisły zasilany jest przez szereg małych cieków: Skrwę Lewą i Skrwę Prawą, Brzeźnicę, Chełmiczankę, Zuzankę, Święty Strumień, Kamieniczkę i Rudę. Średnia prędkość przepływu wody w zbiorniku stopniowo spada wzdłuż akwenu od około $0,7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ w cofce do poniżej $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ przy zaporze [17]. Wybrane parametry charakteryzujące zbiornik zostały zestawione w tabeli 1.

Zlewnia Zbiornika Włocławskiego obejmuje 45% powierzchni Polski i jednocześnie jest to jedyny zbiornik zaporowy na Wiśle od ujścia Przemszy i Soły, zatem trafia tu część zanieczyszczeń z Górnego Śląska, aglomeracji warszawskiej i Płocka oraz inne doprowadzane dopływami [3]. Szczególnie uciążliwe, do połowy lat dziewięćdziesiątych, były zrzuty częściowo oczyszczonych ścieków z miasta Płocka i zakładów rafineryjno-petrochemicznych w Płocku [19]. Część tych zanieczyszczeń jest zatrzymywana w gromadzących się w zbiorniku osadach [3, 4].

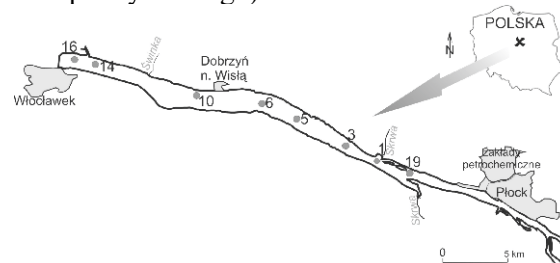
W zbiorniku widoczne jest zróżnicowanie przestrzenne rozmieszczenia osadów. Osady piaszczyste (0,08-0,3 mm) dominują w cofce zbiornika oraz w pobliżu brzegów. Drobna frakcja osadu (0,01-0,05 mm) pokrywa większość dna zbiornika. Miąższość osadów jest różna, w cofce, poniżej miasta Płocka, grubość osadów wynosi od 80 do 90 cm i zmniejsza się wzdłuż biegu rzeki, gdzie wynosi poniżej 35 cm w starym korycie rzeki i do 70 cm na rozlewiskach [18]. Szybkość akumulacji osadów ocenia się na 3-4 cm na rok [3]. Średnio w ciągu roku akumulowane jest w zbiorniku 0,87 mln m^3 osadu [2]. W osadach Zbiornika Włocławskiego wykazano przekroczenia bezpiecznych zawartości pestycydów chloroorganicznych oraz wysokie stężenia PCB na poziomie charakterystycznym dla obszarów wysoko uprzemysłowionych [3]. Zawartość metali ciężkich i arsenu w osadach Zbiornika Włocławskiego przekracza poziom górnej granicy tła geochemicznego [4, 20]. Natomiast średnie stężenia kadmu i rtęci przekraczają wartość bezpieczną przyjętą w Niemczech ze względów ekotoksykologicznych [3].

Tab. 1. Wybrane parametry charakteryzujące Zbiornik Włocławski [18]

Tab. 1. Selected parameters that characterize the Włocławski Reservoir [18]

parametr	wartość
długość	60 km
średnia szerokość	1210 m
maksymalna szerokość	2500 m
średnia głębokość	5,5 m
maksymalna głębokość (przy tamie)	15 m
pojemność	$408 \text{ m}^3 \times 10^6$
powierzchnia	70 km^2
średni roczny przepływ	$903 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
teoretyczny czas wymiany wody przy średnim przepływie z wielolecia	12 dni
powierzchnia zlewni	$107\,000 \text{ km}^2$

Zbiornik Włocławski jest źródłem wody pitnej dla miasta Płocka, które zaopatruje w 70% (ujęcie wody na 629 km rzeki na prawym brzegu).



Rys. 1. Lokalizacja punktów poboru prób osadów na Zbiorniku Włocławskim

Fig. 1. Location of sediments sampling points on the Włocławski Reservoir

Próbki osadów pobrano z 8 punktów rozmieszczonych wzdłuż Zbiornika Włocławskiego (rys. 1). Rozmieszczenie punktów poboru prób podyktowane zostało chęcią uchwycenia przestrzennej zmienności parametrów osadu w zbiorniku, lokalizacją dopływów, które mogą znacząco oddziaływać na jakość osadów oraz lokalizacją większych miejscowości nad rzeką, jako potencjalnych źródeł zanieczyszczenia. Próbki pobierano przy użyciu czerpacza osadu (typu Ekman-Bridge). Toksyczność osadów oceniano korzystając z mikrobiotestów na nasionach Phytotoxkit [21] Zestaw Phytotoxkit umożliwia ocenę toksyczności próby opierając się na dwóch wskaźnikach wczesnego stadium rozwoju roślin: hamowanie kiełkowania nasion i inhibicja wzrostu korzeni w odniesieniu do próby gleby kontrolnej (zgodnie z normą ISO 11269-1: "Oznaczanie wpływu zanieczyszczeń na florę gleby – Część 1 Metoda pomiaru hamowania wzrostu korzeni"). W badaniu zastosowano rośliny jednoliścienne (*Sorghum saccharatum*) i dwuliścienne (*Lepidium sativum* i *Sinapis alba*). Testy wykonywano z trzykrotnym powtórzeniem na próbkach osadów (90 cm³) uprzednio zhomogenizowanych i przesianych przez sito o oczkach 2 mm, inkubacje prowadzono przez 3 doby 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) zliczano ilość nasion, które wykiełkowały oraz zmierzono długość korzeni. Wyniki testów odnoszono do próby kontrolnej. Średnie wartości ilości kiełkujących nasion oraz długości korzeni, wyliczone dla każdej próby, odnoszono do próby kontrolnej i wykorzystano do obliczenia dwóch wskaźników toksyczności: hamowania (inhibicji) kiełkowania i hamowania (inhibicji) wzrostu korzeni, które wykonano za pomocą następującego wzoru [21]:

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

gdzie:

A – średnie hamowanie kiełkowania nasion lub długości korzeni w próbie kontrolnej

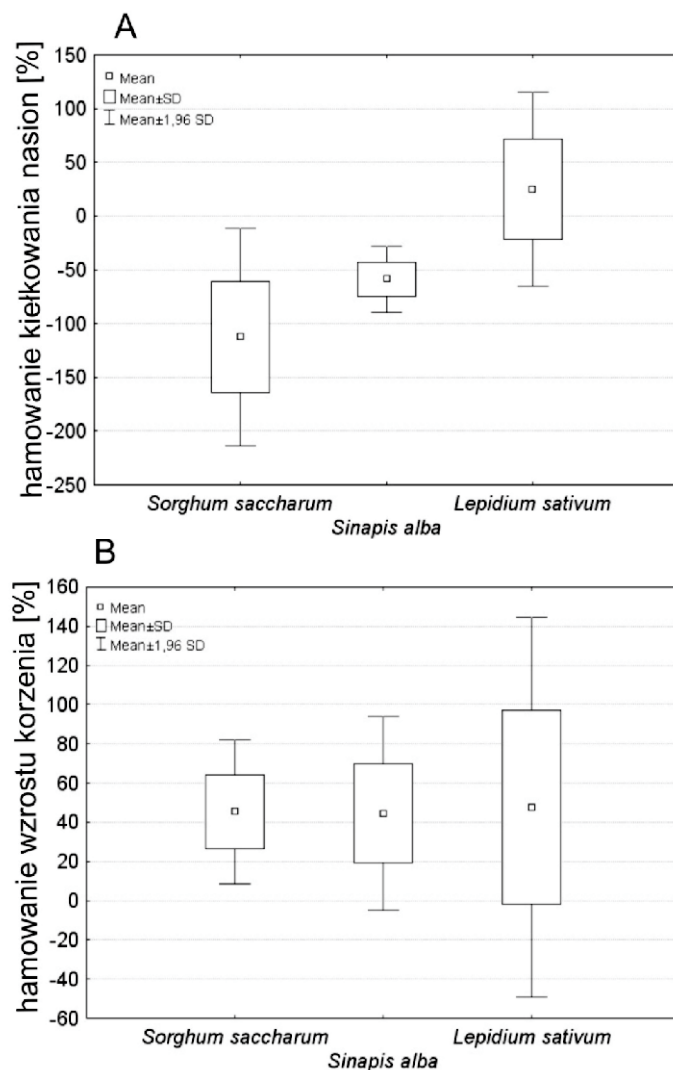
B – średnie kiełkowanie nasion lub długość korzeni w próbie testowanej

Analiza statystyczna została wykonana przy użyciu oprogramowania STATISTICA 9.0.

Wyniki badań

W wyniku przeprowadzonych badań uzyskano średnią wartość fitotoksyczności osadów w zbiorniku Włocławskim na poziomie -49% w przypadku hamowania kiełkowania nasion oraz 46% w przypadku hamowania wzrostu korzeni. Jednak uzyskane wartości zarówno jednego jak i drugiego wskaźnika toksyczności wykazywały znaczne różnice między gatunkami zastosowanych nasion.

Rośliny dwuliścienne: *S. alba* i *L. sativum* wykazały wyższą wrażliwość na obecność substancji toksycznych, o czym świadczą wyższe wartości średniej inhibicji kiełkowania (odpowiednio: -59%, 25%) oraz większy zakres wahań wartości hamowania wzrostu korzenia (odchylenie standardowe, odpowiednio: 25% i 49%), (rys. 2, tab. 2). Najbardziej zdecydowaną reakcją zaobserwowano w przypadku *L. sativum* i tylko ten gatunek wykazał istotną statystycznie korelację między wynikami obu testowanych wskaźników fitotoksyczności ($r = 0,89$, $p = 0,003$).



Rys. 2. Hamowanie kiełkowania nasion i wzrostu korzeni – wartości uśrednione wraz z odchyleniem standardowym dla trzech gatunków roślin: *S. saccharatum*, *S. alba*, *L. sativum*

Fig. 2. Inhibition of seed germination and root growth – average values calculated with a standard deviation given for three species: *S. saccharatum*, *S. alba*, *L. sativum*

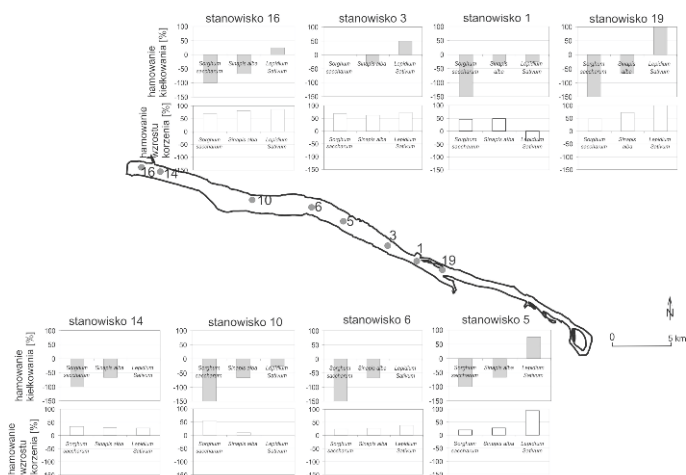
Tab. 2. Fitotoksyczność osadów ze Zbiornika Włocławskiego oraz wybrane parametry charakteryzujące osad w punktach poboru prób

Tab. 2. Phytotoxicity of sediments from Włocławski Reservoir and selected parameters to characterize sediment in the sampling points.

Numer stanowiska	Hamowanie kiełkowania nasion [%]					Hamowanie wzrostu korzenia [%]					Parametry osadu			
	<i>Sorghum saccharum</i>	<i>Sinapis alba</i>	<i>Lepidium sativum</i>	średnia	odchylenie standardowe	<i>Sorghum saccharum</i>	<i>Sinapis alba</i>	<i>Lepidium sativum</i>	średnia	odchylenie standardowe	zawartość materii organicznej [%]	uwodnienie [%]	zawartość frakcji pylastej <0,063 [%]	pH
1	-150	-67	100	-39	127	48	72	100	73	26	30,27	34,42	23,00	8,1
3	-150	-33	-25	-69	70	46	49	-38	19	49	6,21	27,00	28,00	7,8
5	0	-33	50	6	42	68	62	73	68	6	7,67	32,13	48,00	7,75
6	-100	-67	75	-31	93	20	27	94	47	41	10,75	32,43	30,00	7,87
10	-150	-67	0	-72	75	24	27	38	30	7	9,82	30,72	54,00	7,42
14	-150	-67	-25	-81	64	55	10	0	22	29	10,25	32,78	55,00	6,15
16	-100	-67	0	-56	51	33	29	28	30	3	10,28	36,45	56,00	6,78
19	-100	-67	25	-47	65	70	81	86	79	8	5,80	16,75	40,00	5,74
średnia	-113	-59	25	-49	---	46	45	48	46	---	10,99	27,65	38,60	6,50
Odchylenie standardowe	52	16	46	28	---	19	25	49	24	---	7,87	6,14	13,36	0,88

Najsilniejszą toksyczność wykazały próby osadów pobranych z górnej części Zbiornika Włocławskiego, ze stanowisk nr 19 i 1 (rys. 3, tab. 2). W tych punktach hamowanie wzrostu korzenia *L. sativum* wyniosło powyżej 70%.

Średnia hamowania kiełkowania nasion dla trzech gatunków roślin uzyskała najwyższą wartość (6%) na stanowisku nr 5 (rys. 3, tab. 2). Jednak kiełkowanie nasion najbardziej wrażliwej *L. sativum* zostało zahamowane nawet w 100% przez osady ze stanowiska nr 1. Średnia wartość drugiego ze wskaźników – hamowania wzrostu korzenia również osiągnęła bardzo wysoką wartość na stanowisku nr 1 (73%), ale najwyższą na stanowisku nr 19 (79%); oba te stanowiska były zlokalizowane w najmniejszej odległości od miasta Płocka (rys. 1, rys. 3).

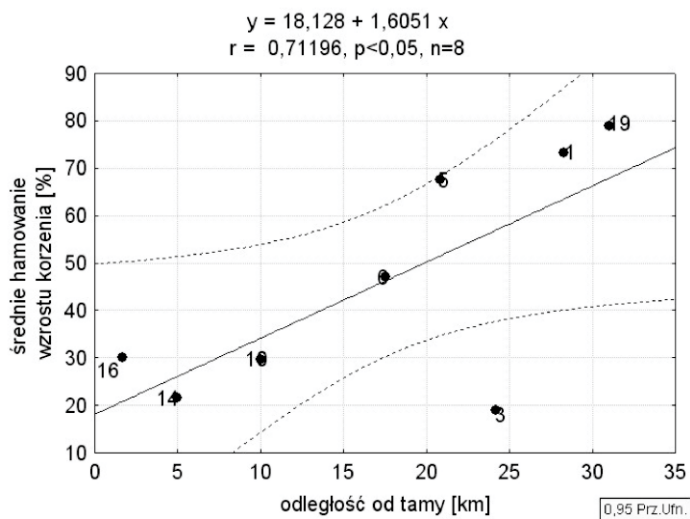


Rys. 3. Przestrzenne zróżnicowanie toksyczności osadów dennych Zbiornika Włocławskiego wyrażone jako procentowe hamowanie kiełkowania nasion (szare paski) i wzrostu korzeni (białe słupki)

Fig. 3. Spatial diversity of toxicity of bottom sediments in the Włocławski Reservoir expressed as percentage inhibitions of seed germination (grey bars) and root growth (white bars)

Fitotoksyczność osadów stopniowo zmniejszała się w kierunku tamy, osiągając tam niższe wartości 30% hamowania wzrostu korzenia na stanowisku nr 16 i 22% na stanowisku nr 14 (rys. 3). W przypadku *L. sativum* na stanowisku nr 14 nie zanotowano nawet hamowania wzrostu korzenia a zatem właściwości osadu były porównywalnie dobre jak w przypadku gleby wzorcowej w próbie kontrolnej (tab. 2). Fitotoksyczność osadów wyrażona średnim hamowaniem wzrostu korzenia istotnie statystycznie obniżała się w kierunku tamy ($r = 0,70$, $p = 0,03$) (rys. 4).

Szczególne odstępstwo od ogólnego trendu zmniejszania się fitotoksyczności osadów wzdłuż zbiornika stanowi stanowisko nr 3 o zanotowanej wyjątkowo niskiej wartości wskaźnika hamowania wzrostu korzenia (19%), gdzie w przypadku *L. sativum* zaobserwowano nawet przyspieszenie rozwoju korzenia o 38% w porównaniu z próbą kontrolną (rys. 3, tab. 2).



Rys. 4. Spadek fitotoksyczności osadów w kierunku tamy na Zbiorniku Włocławskim, toksyczność wyrażona została średnią wartością hamowania wzrostu korzeni [%].

Fig. 4. The decrease of sediment phytotoxicity toward the dam in Włocławski Reservoir, the toxicity was expressed as the mean value of inhibition of roots growth [%].

Dyskusja

Duże różnice wartości zanotowanych dla dwóch wskaźników fitotoksyczności osadów: hamowania kiełkowania i hamowania wzrostu korzenia, wynikają z odmiennego progu wrażliwości i innej reakcji trzech gatunków roślin wykorzystanych do wykonania testu toksyczności. Wielu autorów, m.in. Oleszczuk [22] i Baran i in. [23], wskazują, że kiełkowanie nasion jest bardzo wrażliwe na występowanie metali ciężkich, niektórych polimerów i węglowodórów, ale w wielu przypadkach obserwuje się kiełkowanie nasion, nawet mimo obecności tych substancji w środowisku. Dopiero później fitotoksyczność przejawia się jako zahamowanie wzrostu korzeni [24]. Za najbardziej wrażliwe wczesne wskaźniki toksyczności, w tym toksyczności metali uznawane są: inhibicja wzrostu korzenia i upośledzenie wytwarzania barwników fotosyntetycznych [25-27]. Dlatego też w przypadku testów wykonanych na osadach ze zbiornika Włocławskiego najbardziej reprezentatywne reakcje obserwowano dla hamowania wzrostu korzenia, gdzie wszystkie trzy gatunki roślin uzyskały zbliżone wartości średnie: *S. saccharatum* 46%, *S. alba* 45%, *L. sativum* 48% (rys. 2).

Generalnie rośliny dwuliścienne: *S. alba* i *L. sativum* wykazały się wyższą wrażliwością na obecność substancji toksycznych, a najbardziej zdecydowaną reakcją zaobserwowano w przypadku *L. sativum* potwierdzoną istotną statystycznie korelacją między wynikami hamowania kiełkowania i hamowania wzrostu korzenia ($r = 0,89$, $p = 0,003$), zatem reakcje tego gatunku należy uznać za najbardziej reprezentatywne. Doniesienia o najwyższej

wrażliwości *L. sativum* można znaleźć w pracach innych autorów wykonujących badania na zbiornikach zaporowych [12, 28-29]. Badający osady rzeczne i gleby z teras zalewowych wskazują, jako najbardziej czułą *S. saccharatum*, podczas gdy Sekutowski i Sadowski [30] wykazali, że *S. alba* jest najbardziej wiarygodna jako wskaźnik obecności toksycznych herbicydów.

Najwyższe wartości fitotoksyczności zanotowane w górnej części zbiornika, zwłaszcza na stanowiskach 1 i 19 (rys. 3) oraz istotny statystycznie trend spadku toksyczności wraz ze zmniejszaniem się odległości do tamy (rys. 4), wskazują na silny wpływ zanieczyszczający miasta Płocka jak i prawdopodobnie całej zlewni zbiornika. Bojakowska i współautorzy [3] wykazali w tym rejonie zbiornika wysoką zawartość rtęci w osadach (ponad 2,00 ppm) – czterokrotnie wyższą niż na pozostałych przebadanych przez nich stanowiskach i wielokrotnie przekraczającą poziom tła geochemicznego ($< 0,05$ ppm). Gworek, Rateńska [31] jako przemysłowe źródła zanieczyszczenia środowiska rtęcią wymieniają m.in. procesy rafinacji ropy naftowej, produkcji smoły i asfaltu. Przechodzeniu biologicznie dostępnej rtęci do roztworu sprzyja kwaśne pH [32], które obserwowano min. na stanowisku nr 19 (tab. 2), co mogło dodatkowo wzmocnić fitotoksyczne działanie osadu na korzeń, w którym dochodzi do akumulacji Hg [33].

Stanowisko nr 3 odbiegało od ogólnego trendu, według którego następował stopniowy spadek toksyczności osadów kierunku tamy zbiornika Włocławskiego (rys. 4). Stanowisko to zlokalizowane było w pobliżu ujścia Skrzy Prawej, pod względem chemicznym, prowadzącej wody I klasy jakości [19]. Dopływ czystych wód, tuż poniżej wysp, które dodatkowo przy prawym brzegu ograniczają mieszanie wody, prawdopodobnie spowodował efekt rozcieńczenia i w konsekwencji poprawę jakości osadów na tym odcinku Zbiornika Włocławskiego.

Bojakowska i współautorzy [3] wskazali, że generalnie zanieczyszczenie osadów metalami ciężkimi (oprócz Hg) i węglowodorami jest najwyższe w środkowej części Zbiornika Włocławskiego w okolicy Dobrzynia, natomiast najniższe stężenia notowane są przy tamie na wysokości Urszulewa. Jezierski i współautorzy [20] stwierdzili, że zawartość metali ciężkich (Cu, Cd, Pb, Zn) i arsenu w osadach Zbiornika Włocławskiego wzrasta wzdłuż zbiornika osiągając najwyższe stężenia przy tamie (tab. 2), pozostając jednocześnie w ścisłym związku z zawartością materii organicznej w osadzie. Wielu autorów podkreśla związek zawartości metali ciężkich z zawartością materii organicznej i zawartością frakcji pylastej w osadach [3-4, 18, 34-36]. Z kolei Czerniawska-Kusza i współautorzy [28] potwierdzili silny związek bardziej ewidentnej reakcji roślin wyższych na zanieczyszczenia występujące w osadach z wyższym udziałem % materii organicznej

i drobnej frakcji granulometrycznej (< 0,063mm). Należałoby zatem oczekiwać, iż fitotoksyczność osadów ze Zbiornika Włocławskiego powinna wzrastać w kierunku tamy lub ewentualnie wykazywać najwyższe wartości w centralnej części zbiornika gdzie notowane były najwyższe stężenia większości metali, udziału frakcji pylastej oraz materii organicznej w osadzie [37].

Nie wykazano takiego trendu zmian fitotoksyczności ani zależności między fitotoksycznością i wspomnianymi parametrami. Tylko hamowanie wzrostu korzenia *Sinapis alba* wykazało korelację ze stężeniem wybranych metali ciężkich i arsenu w osadzie (współczynniki korelacji wyliczone na podstawie danych opublikowanych dla tych samych prób przez Mejera [37]): Cu $r = -0,91$, $p = 0,00$; Cd $r = -0,86$, $p = 0,01$, Pb $r = -0,82$, $p = 0,01$, Zn $r = -0,90$, $p = 0,00$, As $r = -0,81$, $p = 0,02$. Taka odwrotna korelacja wydaje się być przypadkowa i jest raczej wynikiem zróżnicowania dystrybucji osadów w zbiorniku i powiązania zawartości metali z drobną frakcją osadów o wysokiej zawartości materii organicznej. Wydaje się, że efekt wpływu miasta Płocka i zlokalizowanego w jego pobliżu przemysłu petrochemiczno-rafineryjnego na zanieczyszczenie osadów m.in. rtęcią jest najsilniejszy i maskuje znaczenie innych ognisk zanieczyszczenia metalami ciężkimi, arsenem, węglowodorami oraz pierwiastkami promieniotwórczymi, o których donoszą inni autorzy [3-4, 20, 35]. Przy czym nie można wykluczyć występowania innych, jeszcze niezidentyfikowanych, substancji toksycznych, które mogą potęgować efekt toksyczności osadów właśnie w rejonie miasta. Wydaje się to dosyć niebezpieczne z punktu widzenia możliwości migracji niektórych substancji z osadów do wody, co może stwarzać niebezpieczeństwo toksykologiczne przy jej spożyciu lub wykorzystaniu do celów rekreacyjnych.

Wnioski

1. 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 *Lepidium sativum* była najbardziej ewidentna.
2. Fitotoksyczność osadów zmniejszała się od cofki w kierunku tamy.
3. Zanieczyszczenia z miasta Płocka oraz zlokalizowanych w pobliżu zakładów przemysłowych wywierają najsilniejszy wpływ na toksyczność osadów, w tym prawdopodobnie powodowane obecnością rtęci.

Podziękowania

Badania zostały przeprowadzone w ramach projektu finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr: R1205602. Dziękuję pani mgr Marcie Kurasiewicz, panu dr Piotrowi Jezierskiemu oraz studentom: Radosławowi Dryndzie, Jakubowi Łaskiemu za pomoc w pracach terenowych i laboratoryjnych. Składam podziękowania dla Oddziału Żeglarsko-Motorowodnego PTTK-Morka w Płocku za możliwość skorzystania z ich bazy podczas kampanii próbowania.

LITERATURA

- [1] Staškraba M: Retention time as a key variable of reservoir limnology (In:) M. Staškraba and J.G. Tundisi (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications, 1999, 385-410.
- [2] Bogucka M., Magnuszewski A.: The sedimentation process in Włocławek reservoir. *Miscellanea Geographica*, 2006, vol. 12: 95-101.
- [3] Bojakowska I., Gliwicz T., Sokołowska G., Strzelecki R., Wołowicz S.: Pierwiastki śladowe i promieniotwórcze w osadach zbiornika włocławskiego *Przegląd Geologiczny*, 2000a, vol. 48: 831-836.
- [4] Bojakowska I., Sokołowska G., Strzelecki R.: Trwałe zanieczyszczenia organiczne – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, polichlorowane bifenyly i pestycydy chloroorganiczne – w osadach zbiornika zaporowego Włocławek. *Przegląd Geologiczny*, 2000b, vol. 48: 837-843
- [5] Xue N., Zhang D., Xu X.: Organochlorinated pesticide multiresidues in surface sediments from Beijing Guanting reservoir. *Water Research*, 2006, vol. 40: 183-194.
- [6] Gerbersdorf S.U., Hollert H., Brinkmann M., Wieprecht S., Schüttrumpf H., Manz W.: Anthropogenic pollutants affect ecosystem services of freshwater sediments: the need for a “triad plus x” approach *J Soils Sediments*, 2011, vol. 11: 1099-1114.
- [7] Morris R.J., Williams D.E., Luu H.A., Holmes C.F., Andersen R. J., Calvert S.E.: The adsorption of MCYST-LR by natural clay particles, *Toxicol*, 2000, vol. 38: 303-308.
- [8] Latif M., Licek E.: Toxicity assessment of wastewaters, river waters, and sediments in Austria using cost-effective microbiotests. *Environ. Toxicol.*, 2004, vol. 19:302-309.
- [9] Zakaria A.M., El-Sharouny H.M., Ali W.S.: Microcystin concentrations in the Nile River sediments and removal of Microcystin-LR by sediments during batch experiments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2007, vol. 52: 489-495.
- [10] Kaza M., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Sawicki J.: Toxicity assessment of water samples from rivers in Central Poland using a battery of microbiotests—a pilot study. *Pol. J. Environ. Stud.* 2007, vol. 16: 81-89.
- [11] Wadhia K., Thompson K.C.: Low-cost ecotoxicity testing of environmental samples using microbiotests for potential implementation of the Water Framework Directive. *Trends Anal. Chem.*, 2007, vol. 26: 300-307.
- [12] Mankiewicz-Boczek J., Nałęcz-Jawecki G., Drobnińska A., Kaza M., Sumorok B., Izydorczyk K., Zalewski M., Sawicki J.: Application of a microbiotests battery for complete toxicity assessment of rivers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2008, vol. 71: 830-836.
- [13] Banks M.K., Schultz K.E.: Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils. *Water, Air and Soil Pollution* 2005, vol. 167: 211-219.

- [14] Wenzel A., Nendza M., Hartman P., Kanne R.: Test battery for the assessment of aquatic toxicity. *Chemosphere* 1997, vol. 35, 307–322.
- [15] Persoone G., Marsalek B., Blinova I., Tórkne A., Zarina D., Manusadzianas L., Nałęcz-Jawecki G., Tofan L., Stepanova N., Tothova L., Kolar B.: A practical and user-friendly toxicity classification system with microbioassays for natural waters and wastewaters. *Environ. Toxicol.* 2003, vol. 18, 395–402
- [16] Wolska L., Sagajdakow A., Kuczyńska A., Namieśnik J.: Application of ecotoxicological studies in integrated environmental monitoring: possibilities and problems. *Trends Anal. Chem.*, 2007, vol. 26, 332–344.
- [17] Gierszewski P.J., Szmańda J.B.: Litodynamiczna interpretacja warunków akumulacji osadów dennych Zbiornika Włocławskiego (Lithodynamical interpretation of Włocławek reservoir bottom deposits sedimentological conditions. [W:] Ciupa T., Suligowski R. (red.), Woda w badaniach geograficznych Instytut Geografii Uniwersytet Jana Kochanowskiego Kielce, 2010, s. 169-177
- [18] Dojlido J.R., Taboryska B.: Exchange of heavy metals between sediment and water in the Włocławek Reservoir on the Vistula River, Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation (Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991) *IAHS Publ.* 1991, vol. 203: 317-320.
- [19] Raport o stanie środowiska województwa kujawsko-pomorskiego w 2001 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy, Bydgoszcz. 2002, dostępny w: <http://wios.bydgoszcz.pl/r01/raport.htm> [pobrano 15.01.2013].
- [20] Jezierski P., Trojanowska A., Kurasiewicz M., Mejer T., Drynda R.: Uwarunkowania zmienności stężeń wybranych metali ciężkich w osadach Zbiorników Zaporowych Turawa i Włocławek. [w:] *Anthropogenic And Natural Transformations of Lakes. Polskie Towarzystwo Limnologiczne*, 2009, vol. 3109-116
- [21] PHYTOTOKKIT: Seed Germination and early growth microbioassay with higher plants. Standard operational procedure, Microbioassays Incorporated Nazareth, Belgium, 2008, 24 pp.
- [22] Oleszczuk P.: Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2008, vol. 69: 496–505
- [23] Baran A., Jasiewicz C., Klimek A.: Reakcja roślin na toksyczną zawartość cynku i kadmu w glebie. *Proceedings of ECOpole*, 2008, Vol. 2, No. 2, 417-422.
- [24] Oleszczuk P.: Toxicity of Light Soil Fertilized by Sewage Sludge or Compost in Relation to PAHs Content, *Water Air Soil Pollut.*, 2009, in Press, DOI 10.1007/s11270-009-0257-8.
- [25] Singh R.P., Dabas S., Choudhary A.: Recovery of Pb²⁺ caused inhibition of chlorophyll biosynthesis in leaves of *Vigna radiata* (L.) Wilczek by inorganic salts. *Indian J Experim Biol* 1996, vol. 34:1129-1132.
- [26] Ebbs S.D., Kochian L.V.: Toxicity of zinc and copper to Brassica species: Implications for phytoremediation. *J Environ Qual* 1997, vol. 26:776-781.
- [27] Fargašová A.: Root Growth Inhibition, Photosynthetic Pigments Production, and Metal Accumulation in *Sinapis alba* as the Parameters for Trace Metals Effect Determination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1998, vol. 61:762-769.
- [28] Czerniawska-Kusza I., Kusza G.: The potential of the Phytotoxkit microbioassay for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. *Environ Monit Assess.*, 2011, vol. 179, 113–121.
- [29] Trojanowska A.: Application of Phytotoxkit microbioassay for hazard assessment of bottom sediments in the eutrophic dam reservoir. *Limnological Review*, 2010, vol. 10 No. 3-4, 173-180.
- [30] Sekutowski T., Sadowski J.: Phytotoxkit™ microbioassay used in detecting herbicide residue in soil. *Environment Protection Engineering*, 2009, vol. 35: 105-110.
- [31] Gworek B., Rateńska J.: Migracja rtęci w układzie powietrze-gleba-roślina. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 2009, vol. 41: 614-623.
- [32] Zielonka U.: Ocena wpływu suchej i mokrej depozycji Cd, Hg, Pb na zawartość tych metali w roztworach glebowych na wybranych terenach województwa śląskiego. [w:] Hławiczko S., Metale ciężkie w środowisku. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko. 2008a, 104-121.
- [33] Zielonka U.: Stabilizacja chemiczna i fitostabilizacja gruntów zanieczyszczonych rtęcią. [w:] Hławiczko S., Metale ciężkie w środowisku. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko. 2008b, 151-167.
- [34] Ciemiński A., Gurwin J., Protasowicki M., Skowronek A., Wiczorek P., Witczak A.: Badania zanieczyszczeń osadów dennych Jeziora Turawskiego. [w:] *Zasoby wodne triasu opolskiego i ekologia Jezior Turawskich* 2005, 239-240.
- [35] Gierszewski P.: Koncentracja metali ciężkich w osadach zbiornika włocławskiego jako wskaźnik hydrodynamicznych depozycji. *Landform analysis*, 2008, vol. 9: 79-82.
- [36] Czerniawska-Kusza I., Ciesielczyk T., Kusza G., Cichoń A.: Comparison of the Phytotoxkit microbioassay and chemical variables for toxicity evaluation of sediments. *Environmental Toxicology*; 2006, vol. 21: 367–372
- [37] Mejer T.: Przyczyny zmienności stężeń wybranych metali ciężkich w osadach Zbiornika Zaporowego Włocławek. Praca magisterska, Uniwersytet Wrocławski, 2009, pp. 74.