

WPLYW WARUNKÓW ŚRODOWISKA WODNEGO NA EFEKTYWNOŚĆ ZAKWITÓW SINICOWYCH I WYDAJNOŚĆ BIOSYNTETY MIKROCYSTYN Z GRUPY HEPATOTOKSYN CZEŚĆ II. WPLYW CZYNNIKÓW CHEMICZNYCH

Andrzej K.M. Kabziński¹, Helena Grabowska², Jerzy Cyran²,
Alicja Zawadzka³, Barbara Macioszek¹, Dominik Szczukocki¹,
Renata Juszczak¹

¹ Uniwersytet Łódzki, ² Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Łodzi Sp. z o.o.,

³ Politechnika Łódzka

Streszczenie. Kontynuując wcześniejsze badania na obszarze Zalewu Sulejowskiego, w sezonie 2002 podjęto dalsze prace dotyczące wpływu różnych czynników środowiska na efektywność zakwitów sinic oraz produkcji hepatotoksyn sinicowych – mikrocytyn. Druga część artykułu skupia się na roli czynników chemicznych, takich jak zawartość biogenów i wybranych metali (Ca, Mg, Zn, Cu, Ni, Co, Mn, Cr, Cd i Pb) w wodzie. Zawartość mikrocytyny-LR w komórkach sinic była ujemnie skorelowana jedynie z zawartością azotanów(V), azotu całkowitego oraz rozpuszczonego azotu organicznego. Nie zaobserwowano wpływu stosunku zawartości azotu całkowitego do fosforu całkowitego na efektywność zakwitów sinic i biosyntezę toksyn. Nie udało się także potwierdzić (prawdopodobnie z powodu dość niskich stężeń badanych metali w wodzie Zalewu w sezonie 2002) wpływu poszczególnych metali na wielkość zakwitów sinic ani na efektywność biosyntezy mikrocytyn.

Słowa kluczowe: sinice, zakwitów sinicowe, hepatotoksyny, mikrocytyna

WSTĘP

Zakwitów sinicowe mają zasięg ogólnosiwiatowy, a ich intensywność zależy od warunków klimatycznych i hydrochemicznych. Obecność zakwitów sprawia, że woda nabiera charakterystycznego zapachu i zabarwienia. Zakwitów sinicowe są także źródłem dużej ilości różnego typu toksyn. Dotychczas nie poznano jeszcze dokładnie przyczyn i mecha-

Adres do korespondencji – Corresponding author: dr inż. Andrzej Kabziński, Pracownia Analizy Chemicznej i Badań Środowiskowych, Katedra Chemii Ogólnej i Nieorganicznej, Uniwersytet Łódzki, 90-136 Łódź, ul. Narutowicza 68, e-mail: andrzej.kabzinski@gmail.com

nizmu syntezy toksyn ani powodu dużego zróżnicowania syntetyzowanych związków toksycznych. Wiadomo, że na efektywność produkcji biomasy oraz biosyntezy toksyn mają wpływ takie czynniki, jak: (a) intensywność naświetlenia, temperatura, pH wody oraz wiek kolonii [Watanabe i Oishi 1985, Sivonen 1990], (b) ilość dostępnych nutrientów (związków azotowych i fosforowych), a także (c) obecność jonów niektórych metali (Fe, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb i in.). W przypadku związków azotowych i fosforowych czynnikiem limitującym może być dostępność zarówno azotu całkowitego (total nitrogen; TN), jak i fosforu całkowitego (total phosphorus; TP), przy czym bardzo istotny jest też wzajemny stosunek ich zawartości (TN : TP) [Abarzau i in. 1993, Dodds 1993, Blomqvist i in. 1994, Seip 1994].

W przedstawionej pracy analizowano efektywność zakwitu sinic, fitoplanktonu i planktonu (mierzoną przyrostem ich biomasy) oraz efektywność biosyntezy hepatotoksyny – mikrocystyny-LR w zależności od warunków hydrochemicznych w Zalewie Sulejowskim w sezonie 2002.

MATERIAŁ I METODY

Opis terenu badań, sposobu pobierania i przechowywania próbek wody oraz ich wstępnego zateżnienia i analizy chromatograficznej, a także wykaz stosowanych standardów mikrocystyny zamieszczono w pierwszej części artykułu (patrz s. 31–34).

Do oznaczeń anionów biogennych stosowano kwas siarkowy 95%, wodorotlenek sodu, jodek potasu, azcydek sodowy 99,5% (Sigma, USA), jednowodniony siarczan magnezu, tiosiarczan sodu, skrobię (POCh, Polska), chlorowodorek hydroksyloaminy, czerń eriochromową T (POCh, Polska), chlorek sodu, bezwodny siarczek sodu, chlorek amonu, roztwór wodorotlenku amonu, sól disodową kwasu etylenodiaminotetraoctowego (EDTA) (Sigma, USA), sześciuwodniony chlorek magnezu, jednozasadowy fosforan potasowy, dizasadowy fosforan potasowy, chloroform, fenol (POCh, Polska), metanol (J.T. Baker, USA), dwuwodniony nitroprusydek sodowy, chloran sodu (roztwór zawierający $145 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ aktywnego chloru) (Chemia – Łódź, Polska), szczawian sodowo-potasowy, siarczan srebra, salicylan sodu 99% (Aldrich, USA), azotan potasu, 8-amino-2 kwas naftaleno-sulfonowy 96% (Aldrich, USA), kwas sulfanilowy 99% (Aldrich, USA), kwas octowy 99,5%, azotan(III) sodu, dwuwodniony chlorek ołowiu, bezwodny glicerol (POCh, Polska), czteruwodniony molibdenian amonowy i wodę destylowaną z systemu Milli Q (Millipore, USA). Wszystkie stosowane odczynniki miały czystość do analizy (cz.d.a.).

Metale w próbach oznaczano metodą spektroskopii absorpcji atomowej (AAS), używając spektrometru SPECTRA 250 Plus (Varian, USA) z generatorem wodorków oraz przystawką do elektrotermicznej atomizacji (ETA). Do oznaczeń stosowano następujące gazy: acetylen do AAS, podtlenek azotu, argon chromatograficznie czysty oraz sprężone powietrze z butli filtrowane i osuszone. Do wszystkich oznaczeń używano odczynników o czystości d.a. lub testowanych na zawartość metalu albo odczynników specjalnie przeznaczonych do analizy śladowej metodą AAS. Dla wzorców Ni, Co, Zn, Cd i Pb wykonywano krzywe wzorcowe w zakresie $0,0001\text{--}0,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz dalsze analizy, pracując w programie: I – suszenie (30 s, 150°C), II – zwęglanie (30 s, 600°C),

III – atomizacja próby (7,5 s, 2400°C), IV – wypalanie (3,0 s, 3100°C). Pozostałe metale, tj. Ca, Mg, Cu, Mn, Cr i Fe, oznaczano spektrofotometrycznie według polskich norm.

Aniony biogenne, takie jak jony amonowe, azotany(III), azotany(V), azot organiczny, azot ogólny, fosforany i fosfor ogólny, oznaczano spektrofotometrycznie według przepisów zawartych w polskich normach.

Zawartość całkowitej biomasy sinic, pozostałego fitoplanktonu oraz planktonu (fitoplankton + zooplankton + sinice) oznaczano za pomocą mikroskopu odwróconego MOD-2 (Karl Zeiss, Niemcy).

Analizę statystyczną wyników przeprowadzono, stosując program Excel zawarty w pakiecie Office 2000 (MicroSoft, Polska).

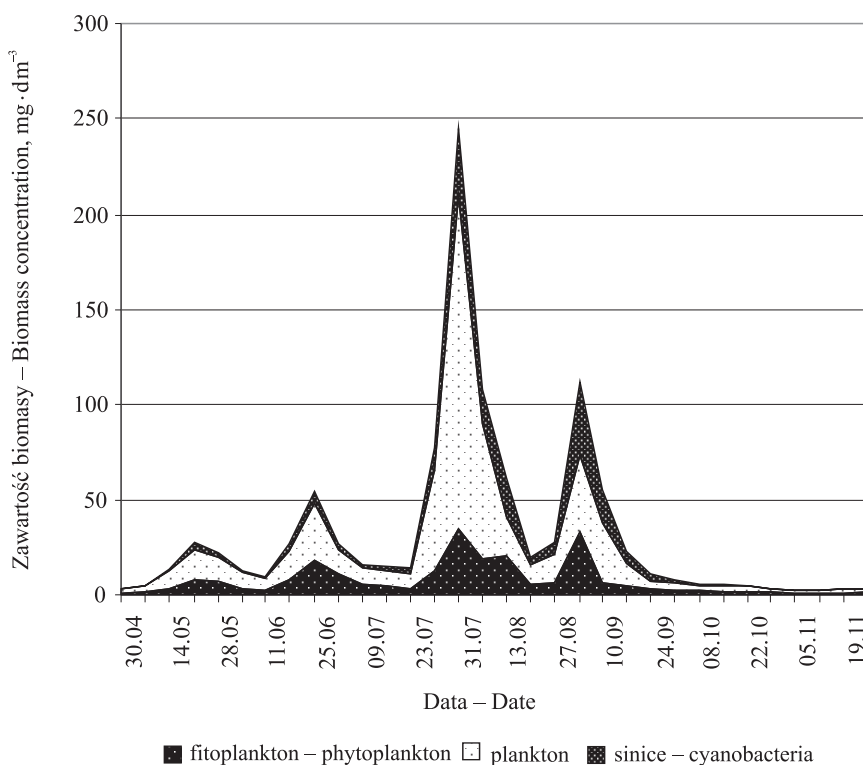
WYNIKI I DYSKUSJA

Zmiany zawartości biomasy planktonu, fitoplanktonu i sinic w wodzie Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002 przedstawiono na rysunku 1, a zmiany zawartości pierwiastków makrobiogennych i metali pokazano na rysunkach 2 i 3 oraz w tabeli 1. Wartości współczynników korelacji (r) oraz równania regresji między zawartością biomasy sinic i wielkością biosyntezy mikrocystyny-LR (MCYST-LR) a zawartością pierwiastków makrobiogennych i metali przedstawiono w tabelach 2 i 3.

Wpływ zawartości pierwiastków makrobiogennych na wielkość zakwitów sinic i efektywność produkcji toksyn sinicowych

Do najważniejszych czynników wywierających wpływ na wielkość zakwitu sinic oraz produkcję toksyn sinicowych należy zawartość w wodzie związków biogennych (jonów amonowych, azotanów(III), azotanów(V) i fosforanów), a także zawartość azotu rozpuszczonego, azotu organicznego i fosforu ogólnego. W ostatnich latach zwrócono także uwagę na stosunek całkowitej zawartości azotu do całkowitej zawartości fosforu (TN : TP) w wodach, gdzie powstają zakwity.

Jednym z najważniejszych czynników chemicznych limitujących przyrost biomasy fitoplanktonu i sinic (oznaczany jako logarytm wartości stężenia chlorofilu-a) jest całkowita zawartość fosforu (TP) i całkowita zawartość azotu (TN) w wodzie [Smith 1983, Sivonen 1990, Seip 1991]. Na przełomie lat 80. i 90. XX w. stwierdzono, że przyrost biomasy fitoplanktonu i sinic w nieznanym stopniu zależy od wartości TP zarówno w przypadku jezior oligo- i mezotroficznymi ($TP < 30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$), jak i silnie hipertroficznymi ($TP > 1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$) [McCauley i in. 1989, Prairie i in. 1989, McCauley i Downing 1991]. W jeziorach hipertroficznymi sinice zazwyczaj dominują w okresie letnim, gdyż: (a) w porównaniu z planktonem wymagają wyższej temperatury jako optymalnej do rozwoju, (b) mają mniejsze niż plankton zapotrzebowanie na światło, (c) niektóre z nich są zdolne do korzystania z azotu gazowego w przypadku niskich wartości stosunku TN : TP, (d) poprzez regulację wyporności mogą zmieniać położenie w toni zbiornika, co pozwala na optymalizację ich aktywności fotosyntetycznej i regulację dostępu do składników pokarmowych, (e) mają cechy zabezpieczające je przed wyjadaniem przez zooplankton (wielkość kolonii, zdolność wydzielania polisacharydowej galaretowatej masy stanowiącej otoczkę, potencjalną toksycywność itd.), (f) w porównaniu z fitoplanktonem charakte-



Rys. 1. Zawartość planktonu, fitoplanktonu i sinic w wodzie powierzchniowej Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002

Fig. 1. Concentrations of plankton, phytoplankton and cyanobacteria in surface water of Sulejów Reservoir in season 2002

ryzuje je niska wartość stałej wysycenia CO_2 (np. przy wysokim pH dominuje jon CO_3^{2-}) oraz (g) są zdolne do wiązania azotu cząsteczkowego i fosforu bezpośrednio z osadów dennych [Pettersson i in. 1990, 1993, Blomqvist i in. 1994].

Czynnikiem istotnym dla rozwoju zakwitów jest wartość stosunku TN : TP. Jak pokazały wczesne rezultaty badań Schneidlera [1977], wysoka zawartość TP oraz niska wartość współczynnika TN : TP stymulują rozwój zakwitów sinicowych. Według Smitha [1983], graniczna wartość stosunku TN : TP, wyróżniająca typy jezior, wynosi 29 : 1. Gdy wartość tego współczynnika jest mniejsza od 29 : 1, dominującymi gatunkami są sinice, natomiast przy wartościach wyższych w zbiornikach dominują inne gatunki fitoplanktonu. Późniejsze badania prowadzone przez tego autora wskazywały, że wartość graniczna współczynnika TN : TP wynosi 22 : 1 [Smith i in. 1995]. Inni autorzy stwierdzili, że sinice na potrzeby pokarmowe są w stanie bezpośrednio wykorzystywać fosfor zawarty w osadach dennych zbiorników wodnych [Anderson 1974, Seitzinger 1991, Xie i in. 2003].

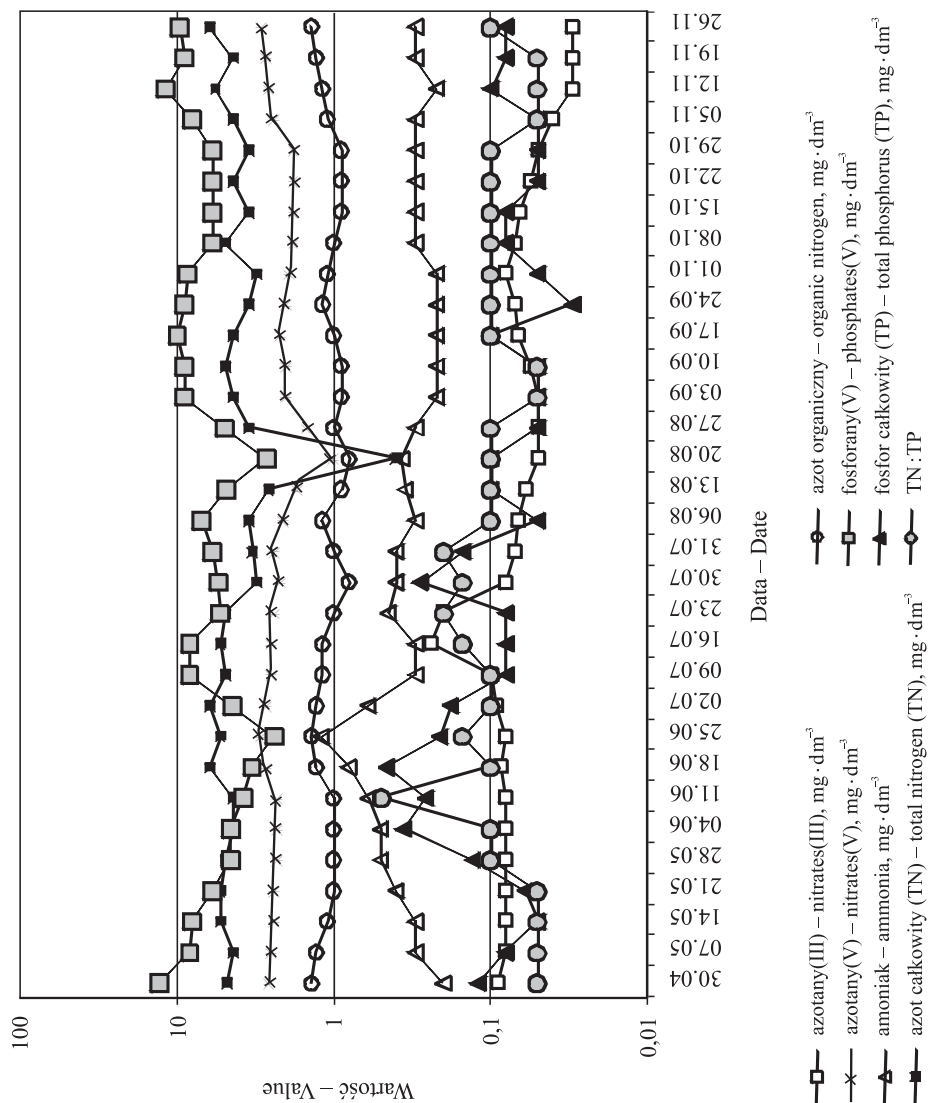
Stężenie całkowitego azotu w wodzie Zalewu Sulejowskiego kształtowało się w zakresie od 1,0 do 2,9 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a całkowitego fosforu – od 0,2 do 1,2 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 1, rys. 2). Wartość stosunku TN : TP wynosiła od 2,42 do 13,00 (średnio $6,88 \pm 2,55$; tab. 1).

Tabela 1. Chemiczne i hydrobiologiczne parametry wody powierzchniowej w Zalewie Sulejowskim w okresie wiosenno-letnio-jesiennym (od maja do listopada) 2002 r.

Table 1. Chemical and hydrobiological parameters of surface water in Sulejów Reservoir in spring-summer-autumn period (May to November) of 2002

Lp. No.	Parametr – Parameter	Wartość – Value				
		min	max	rozstęp interval	średnio mean	SD
Zawartość składników makrobiogennych Concentration of macrobiogenic components						
1	Jon amonowy, mg · dm ⁻³ Ammonium ion, mg · dm ⁻³	0,03	0,46	0,43	0,116	0,098
2	Azotany(III), mg · dm ⁻³ Nitrates(III), mg · dm ⁻³	0,03	0,24	0,21	0,075	0,042
3	Azotany(V), mg · dm ⁻³ Nitrates(V), mg · dm ⁻³	0,4	6,2	5,8	4,37	1,19
4	Azot organiczny, mg · dm ⁻³ Organic nitrogen, mg · dm ⁻³	0,8	1,4	0,6	1,08	0,18
5	Azot całkowity (TN), mg · dm ⁻³ Total nitrogen (TN), mg · dm ⁻³	1,0	2,9	1,9	2,23	0,42
6	Ortofosforan rozpuszcz., mg · dm ⁻³ Dissolv. orthophosphate, mg · dm ⁻³	0,05	0,5	0,45	0,109	0,082
7	Fosfor całkowity (TP), mg · dm ⁻³ Total phosphorus (TP), mg · dm ⁻³	0,2	1,2	1,0	0,37	0,20
8	TN : TP	2,42	13,00	10,58	6,878	2,553
Stężenie metali – Concentration of metals, mg · dm ⁻³						
9	Ca	81,67	91,45	9,78	85,785	3,134
10	Mg	12,69	16,04	3,35	14,473	0,772
11	Fe	0,387	0,873	0,486	0,5241	0,1262
12	Zn	0,0036	0,0363	0,0327	0,01438	0,00901
13	Cu	0,0018	0,0163	0,0145	0,00598	0,00362
14	Ni	0,0001	0,0057	0,0056	0,00127	0,00125
15	Co	0,0001	0,0021	0,0020	0,00065	0,00048
16	Mn	0,03	0,22	0,19	0,109	0,048
17	Cr	0,0032	0,0091	0,0059	0,00623	0,00161
18	Cd	0,0001	0,0009	0,0008	0,00031	0,00024
19	Pb	0,0006	0,0078	0,0072	0,00201	0,00163
Parametry hydrobiologiczne – Hydrobiological parameters						
20	Biomasa sinic, mg · dm ⁻³ Cyanobacteria biomass, mg · dm ⁻³	0,000	35,367	35,367	6,02589	9,6519
21	Biomasa fitoplanktonu, mg · dm ⁻³ Phytoplankton biomass, mg · dm ⁻³	1,201	34,876	33,675	7,4239	8,6116
22	Biomasa planktonu, mg · dm ⁻³ Plankton biomass, mg · dm ⁻³	1,207	174,575	173,368	18,5219	32,6951
23	MCYST-LR, µg · g ⁻¹	0,00	456	456	131,1	126,1
24	MCYST-LR, µg · dm ⁻³	0,00	5,42	5,42	1,072	1,244

MCYST-LR – mikrocystyna-LR – microcystin-LR
SD – odchylenie standardowe – standard deviation



Rys. 2. Zmiany wartości parametrów chemicznych wody powierzchniowej Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002

Fig. 2. Changes in values of chemical parameters of surface water of Sulejów Reservoir in season 2002

W badanym okresie w zasadzie nie znaleziono silniejszych korelacji między zawartością różnego typu form azotu i fosforu w wodzie a intensywnością zakwitów sinic ($r < |0,35|$). Zaobserwowano jedynie pewien ujemny wpływ azotanów(V) oraz azotu organicznego i całkowitego na efektywność biosyntezy toksyn (tab. 2). Co ciekawe, wartość współczynnika TN : TP nie miała szczególnego znaczenia dla intensywności zakwitów i produkcji toksyn. Wynika to prawdopodobnie z dość niskich wartości tego współczynnika oraz wysokich stężeń całkowitego azotu i fosforu w wodzie Zalewu Sulejowskiego, wskutek czego nie były one czynnikami limitującymi zakwit sinic w zbiorniku. Wyniki dotyczące sezonu 2002 stanowią potwierdzenie informacji uzyskanych w sezonie 2001, dowodzących, że TN, TP i TN : TP nie wywierają znaczącego wpływu na produkcję biomasy sinic i biosyntezę toksyn [Kabziński i in. 2005].

Tabela 2. Wartości współczynników korelacji między zawartością składników makrobiogennych a biomasą sinic, fitoplanktonu i planktonu oraz stężeniem mikrocytyny-LR w komórkach sinic i w wodzie Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002

Table 2. Correlations between concentrations of macrobiogenic components and plankton, phytoplankton and cyanobacteria biomass and microcystin-LR concentrations in cyanobacteria cells and in water of Sulejów Reservoir in season 2002

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
1	Biomasa planktonu / Jony amonowe Plankton biomass / Ammonium ions	+0,1131	$y = +37,5630x + 14,1420$
2	Biomasa fitoplanktonu / Jony amonowe Phytoplankton biomass / Ammonium ions	+0,0938	$y = +8,1775x + 6,4707$
3	Biomasa sinic / Jony amonowe Cyanobacteria biomass / Ammonium ions	-0,0436	$y = -4,2649x + 6,5229$
4	MCYST-LR w komórkach / Jony amonowe MCYST-LR in cells / Ammonium ions	+0,0017	$y = +0,0234x + 1,1285$
5	MCYST-LR w wodzie / Jony amonowe MCYST-LR in water / Ammonium ions	-0,0173	$y = -1,3104x + 1,2243$
6	Biomasa planktonu / Azotany(V) Plankton biomass / Nitrates(V)	-0,2229	$y = -6,1215x + 45,3020$
7	Biomasa fitoplanktonu / Azotany(V) Phytoplankton biomass / Nitrates(V)	-0,1803	$y = -1,3050x + 13,1330$
8	Biomasa sinic / Azotany(V) Cyanobacteria biomass / Nitrates(V)	-0,2666	$y = -11615x + 15,4820$
9	MCYST-LR w komórkach / Azotany(V) MCYST-LR in cells / Nitrates(V)	-0,4959	$y = -0,5254x + 3,4300$
10	MCYST-LR w wodzie / Azotany(V) MCYST-LR in water / Nitrates(V)	-0,3348	$y = -0,3498x + 2,6018$

Tabela 2 cd. – Table 2 cont.

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
11	Biomasa planktonu / Azotany(III) Plankton biomass / Nitrates(III)s	-0,0387	$y = -30,1510x + 20,8110$
12	Biomasa fitoplanktonu / Azotany(III) Phytoplankton biomass / Nitrates(III)	-0,0608	$y = -12,4180x + 8,3673$
13	Biomasa sinic / Azotany(III) Cyanobacteria biomass / Nitrates(III)	-0,1039	$y = -23,7690x + 7,8315$
14	MCYST-LR w komórkach / Azotany(III) MCYST-LR in cells / Nitrates(III)	+0,0490	$y = +1,4616x + 1,0202$
15	MCYST-LR w wodzie / Azotany(III) MCYST-LR in water / Nitrates(III)	+0,0089	$y = -0,2696x + 1,0511$
16	Biomasa planktonu / Azot całkowity (TN) Plankton biomass / Total nitrogen (TN)	+0,0283	$y = +2,2033x + 13,6120$
17	Biomasa fitoplanktonu / Azot całkowity (TN) Phytoplankton biomass / Total nitrogen (TN)	-0,0245	$y = -0,4955x + 8,5281$
18	Biomasa sinic / Azot całkowity (TN) Cyanobacteria biomass / Total nitrogen (TN)	-0,1712	$y = -3,9006x + 14,7170$
19	MCYST-LR w komórkach / Azot całkowity (TN) MCYST-LR in cells / Total nitrogen (TN)	-0,3611	$y = -1,0748x + 3,5261$
20	MCYST w wodzie / Azot całkowity (TN) MCYST-LR in water / Total nitrogen (TN)	-0,3300	$y = -0,9687x + 3,2299$
21	Biomasa planktonu / Azot organiczny Plankton biomass / Organic nitrogen	-0,1628	$y = -29,8950x + 50,9380$
22	Biomasa fitoplanktonu / Azot organiczny Phytoplankton biomass / Organic nitrogen	-0,1682	$y = -8,1348x + 16,24550$
23	Biomasa sinic / Azot organiczny Cyanobacteria biomass / Organic nitrogen	-0,3195	$y = -17,3230x + 24,8100$
24	MCYST-LR w komórkach / Azot organiczny MCYST-LR in cells / Organic nitrogen	-0,4711	$y = 3,3378x + 4,7507$
25	MCYST w wodzie / Azot organiczny MCYST-LR in water / Organic nitrogen	-0,3847	$y = -2,6881x + 3,9865$
26	Biomasa planktonu / Fosforany(V) Plankton biomass / Orthophosphates(V)	+0,1697	$y = +67,8730x + 11,0970$
27	Biomasa fitoplanktonu / Fosforany(V) Phytoplankton biomass / Orthophosphates(V)	+0,0721	$y = +7,5879x + 6,5940$
28	Biomasa sinic / Fosforany(V) Cyanobacteria biomass / Orthophosphates(V)	+0,0245	$y = +2,9305x + 5,7053$

Tabela 2 cd. – Table 2 cont.

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
29	MCYST-LR w komórkach / Fosforany(V) MCYST-LR in cells / Orthophosphates(V)	+0,1200	$y = +1,8540x + 0,0285$
30	MCYST-LR w wodzie / Fosforany(V) MCYST-LR in water / Orthophosphates(V)	+0,0566	$y = +0,8544x + 0,9781$
31	Biomasa planktonu / Fosfor całkowity (TP) Plankton biomass / Total phosphorus (TP)	+0,0985	$y = +51,996x + 12,5270$
32	Biomasa fitoplanktonu / Fosfor całkowity (TP) Phytoplankton biomass / Total phosphorus (TP)	+0,2133	$y = +9,1510x + 3,9952$
33	Biomasa sinic / Fosfor całkowity (TP) Cyanobacteria biomass / Total phosphorus (TP)	-0,0641	$y = -3,0721x + 7,1690$
34	MCYST-LR w komórkach / Fosfor całkowity (TP) MCYST-LR in cells / Total phosphorus (TP)	-0,1086	$y = -0,6828x + 1,3871$
35	MCYST-LR w wodzie / Fosfor całkowity (TP) MCYST-LR in water / Total phosphorus (TP)	-0,0866	$y = -0,5360x + 1,2724$
36	Biomasa planktonu / TN : TP Plankton biomass / TN : TP	-0,1411	$y = -1,8077x + 30,9550$
37	Biomasa fitoplanktonu / TN : TP Phytoplankton biomass / TN : TP	-0,2186	$y = -7373x + 12,4960$
38	Biomasa sinic / TN : TP Cyanobacteria biomass / TN : TP	-0,0316	$y = -0,1196x + 6,8483$
39	MCYST-LR w komórkach / TN : TP MCYST-LR in cells / TN : TP	-0,1308	$y = -0,0646x + 1,5757$
40	MCYST w wodzie / TN : TP MCYST-LR in water / TN : TP	-0,1000	$y = -0,0488x + 1,4072$

Wytłuszczono współczynniki korelacji $r > |0,35|$.
Correlation coefficients $r > |0.35|$ are printed in bold.

Generalnie uważa się, że wysoka zawartość azotanów(V) w wodzie zabezpiecza przed przechodzeniem związków fosforowych z osadów ponownie do wody. Stwierdzono także, że w okresie letnim fosforany zawarte w wodzie przydennej są unoszone do górnych warstw wody przy niskim stężeniu jonów azotanowych(V) [Anderson 1982]. W wodzie Zalewu Sulejowskiego stężenie jonów NO_3 nie przekraczało $6,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (zawartość całkowitego azotu była niższa od $2,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), a stężenie całkowitego fosforu (TP w zakresie $0,2-1,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, średnio $0,37 \pm 0,20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) nie było tak wysokie jak w poprzednich latach [Kabziński i in. 2005]. Uzyskane wyniki badań zdają się potwierdzać hipotezę Andersona zakładającą, że zakwity sinicowe są zazwyczaj skorelowane z niskimi stęże-

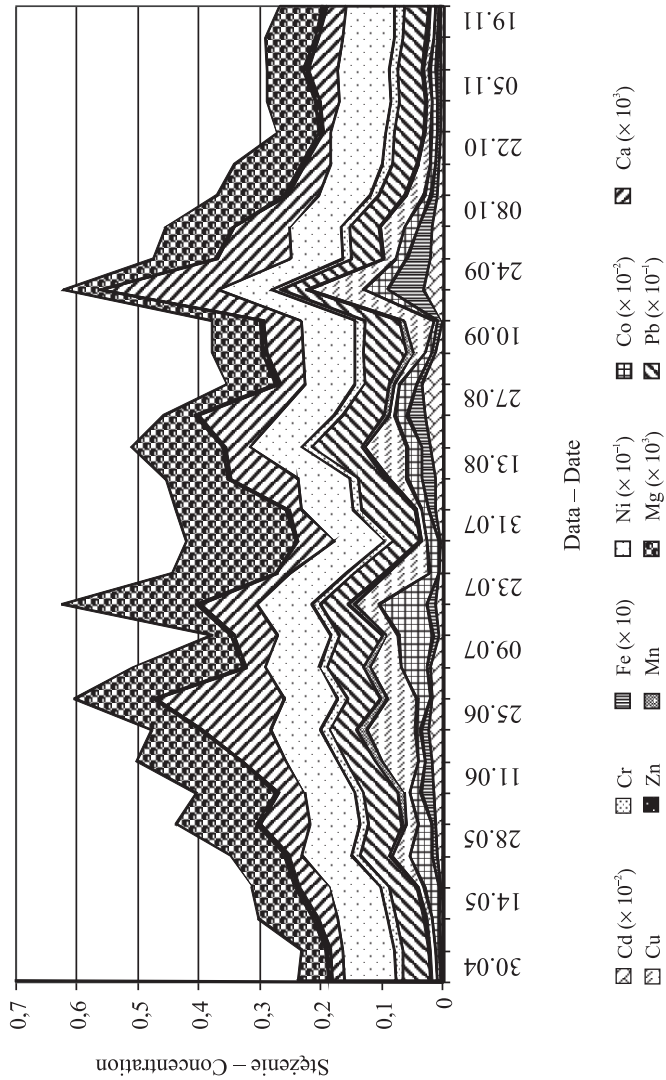
niami jonów NO_3^- w wodzie zbiorników [Anderson 1974, 1982]. W przypadku Zalewu Sulejowskiego, gdzie stężenie TP w wodzie przekracza $0,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, to raczej związki azotowe (TN) mają charakter limitujący, choć także ich zawartość jest wysoka [Seip 1994]. W takich warunkach dominującym rodzajem powinien być *Microcystis*, który w sezonie letnim z dużą wydajnością produkuje mikrocystyny, co potwierdzają wcześniejsze obserwacje dotyczące tego zbiornika [Kabziński i in. 2005].

Wpływ jonów metali na efektywność zakwitu sinic i produkcji toksyn sinicowych

Wpływ metali na biochemię sinic jest stosunkowo najslabiej poznany i najmniej udokumentowany w literaturze światowej, chociaż już kilkanaście lat temu wykazano, że metale ciężkie (Hg, Cd, Ag, Pb i in.) wpływają na efektywność biosyntezy mikrocystyny, podobnie jak na efektywność biosyntezy cyklicznych antybiotyków takich jak np. gramicydyny S [Lukac i Aegerter 1993]. Metale ciężkie mają zdolność do biosorpcji i akumulacji. Gdy w komórkach występują w wysokim stężeniu, zaburzają proces asymilacji CO_2 , a więc powodują zmniejszenie przyrostu biomasy [Azzes i Banderjee 1986]. Wpływają też na zaburzenie równowagi metali endogennych [Rachlin i in. 1984, Jensen i in. 1986] i produkcję chlorofilu oraz przyczyniają się do pogorszenia stanu mikroorganizmów [Stratton i Corke 1979, Delmotte 1980, Sicko-Goad 1982, Singh i Yadava 1983, Les i Walker 1984, Rachlin i in. 1984, 1985, Brand i in. 1986, Singh i Singh 1987, Revis i in. 1989, Takamura i in. 1989, Rai i in. 1990, Gupta i in. 1992, Skowroński i in. 1992, Pawlik i in. 1993, Pawlik i Skowroński 1994].

W okresie badań stężenie kadmu w wodzie Zalewu Sulejowskiego wynosiło od $0,0001$ do $0,0009 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $0,0003 \pm 0,0002 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), a ołowiu – od $0,0006$ do $0,0078 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $0,0020 \pm 0,0016 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; tab. 1, rys. 3). Nie stwierdzono wyraźnych korelacji między stężeniem tych metali a przyrostem biomasy i produkcją hepatotoksyn ($r < |0,35|$; tab. 3). Wynikać to może stąd, że wartości stężenia metali były dość niskie, odbiegające od literaturowych wartości dawki śmiertelnej dla 50% populacji (LC_{50}). Podczas badań prowadzonych w 2001 r. również nie udało się potwierdzić występowania związku między stężeniem Cd i Pb a produkcją biomasy i efektywnością biosyntezy toksyn sinicowych, ze względu na niską zawartość jonów obu metali w wodzie Zalewu [Kabziński i in. 2005].

Wcześniejsze wyniki badań wykazały, że obecność jonów Cu(II) jest niezbędna w procesie fotosyntezy, katalizy reakcji redox, wiązania CO_2 czy wzrostu heterocyst [Les i Walker 1984, Azzes i Banderjee 1986, Brand i in. 1986, Takamura i in. 1989, Verma i Singh 1991], a jony Zn(II) biorą udział w formowaniu polirybosomów i mają wpływ na wzrost populacji kolonii sinic [Say i Whitton 1980, Whitton 1980, Shehata i Whitton 1981, 1982, Les i Walker 1984, Rachlin i in. 1985, Takamura i in. 1989, 1990]. Oba rodzaje jonów są więc potrzebne do przyrostu biomasy sinic oraz do biosyntezy toksyn sinicowych. W przypadku Zalewu Sulejowskiego stężenie jonów Cu(II) w wodzie wynosiło od $0,0018$ do $0,0163 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $0,0060 \pm 0,0036 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), a jonów Zn(II) – od $0,0036$ do $0,0363 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $0,0144 \pm 0,0090 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; tab. 1, rys. 3). W okresie badań nie stwierdzono występowania istotnych korelacji między stężeniem metali a efektywnością zakwitu i biosyntezy toksyn (tab. 3). Rok wcześniej (2001) uzyskano dodatnie korelacje między tymi wielkościami [Kabziński i in. 2005], jednak stężenia obu



Rys. 3. Zmiany stężenia wybranych jonów metali w wodzie powierzchniowej Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002 (mg·dm⁻³)
 Fig. 3. Changes in concentrations of chosen metal ions in surface water of Sulejów Reservoir in season 2002 (mg·dm⁻³)

Tabela 3. Wartości współczynników korelacji między zawartością kationów metali a biomasa sinic, fitoplanktonu i planktonu oraz stężeniem mikrocystyny-LR w komórkach sinic i w wodzie Zalewu Sulejowskiego w sezonie 2002

Table 3. Correlations between metal concentrations and plankton, phytoplankton and cyanobacteria biomass and microcystin-LR concentrations in cyanobacterial cells and in water of Sulejów Reservoir in season 2002

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
1	Biomasa planktonu / Ca Plankton biomass / Ca	+0,0361	$y = +0,1178x + 9,1471$
2	Biomasa fitoplanktonu / Ca Phytoplankton biomass / Ca	+0,0678	$y = +0,0575x + 2,7871$
3	Biomasa sinic / Ca Cyanobacteria biomass / Ca	+0,0490	$y = +0,0466x + 2,3050$
4	MCYST-LR w komórkach / Ca MCYST-LR in cells / Ca	-0,0173	$y = -0,0065x + 1,7595$
5	MCYST-LR w wodzie / Ca MCYST-LR in water / Ca	+0,1612	$y = +0,0198x - 0,5585$
6	Biomasa planktonu / Mg Plankton biomass / Mg	-0,0693	$y = -0,7055x + 29,6670$
7	Biomasa fitoplanktonu / Mg Phytoplankton biomass / Mg	-0,0969	$y = -0,2604x + 11,5440$
8	Biomasa sinic / Mg Cyanobacteria biomass / Mg	-0,0583	$y = -0,1763x + 8,8721$
9	MCYST-LR w komórkach / Mg MCYST-LR in cells / Mg	+0,2877	$y = +0,4748x + 5,6764$
10	MCYST-LR w wodzie / Mg MCYST-LR in water / Mg	-0,1200	$y = -0,463x + 1,8038$
11	Biomasa planktonu / Fe Plankton biomass / Fe	-0,0949	$y = -0,5542x + 19,9020$
12	Biomasa fitoplanktonu / Fe Phytoplankton biomass / Fe	-0,1281	$y = -0,1963x + 7,9269$
13	Biomasa sinic / Fe Cyanobacteria biomass / Fe	-0,1162	$y = -0,2006x + 6,5279$
14	MCYST-LR w komórkach / Fe MCYST-LR in cells / Fe	+0,2612	$y = +2,6549x - 0,1981$
15	MCYST-LR w wodzie / Fe MCYST-LR in water / Fe	-0,1432	$y = -0,0463x + 1,1549$
16	Biomasa planktonu / Zn Plankton biomass / Zn	-0,0975	$y = -0,5621x + 19,6300$
17	Biomasa fitoplanktonu / Zn Phytoplankton biomass / Zn	-0,1292	$y = -0,1951x + 7,8281$

Tabela 3 cd. – Table 3 cont.

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
18	Biomasa sinic / Zn Cyanobacteria biomass / Zn	-0,2095	$y = -0,2003x + 6,4280$
19	MCYST-LR w komórkach / Zn MCYST-LR in cells / Zn	+0,2586	$y = +37,1320x + 0,6582$
20	MCYST-LR w wodzie / Zn MCYST-LR in water / Zn	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1401$
21	Biomasa planktonu / Cu Plankton biomass / Cu	-0,0975	$y = -0,5615x + 19,6300$
22	Biomasa fitoplanktonu / Cu Phytoplankton biomass / Cu	-0,1296	$y = -0,1955x + 7,8270$
23	Biomasa sinic / Cu Cyanobacteria biomass / Cu	-0,1183	$y = -0,2008x + 6,4268$
24	MCYST-LR w komórkach / Cu MCYST-LR in cells / Cu	+0,1500	$y = +52,5030x + 0,8831$
25	MCYST-LR w wodzie / Cu MCYST-LR in water / Cu	-0,1493	$y = -0,0325x + 1,1398$
26	Biomasa planktonu / Ni Plankton biomass / Ni	-0,0975	$y = -0,5616x + 19,6270$
27	Biomasa fitoplanktonu / Ni Phytoplankton biomass / Ni	-0,1296	$y = -0,1956x + 7,8261$
28	Biomasa sinic / Ni Cyanobacteria biomass / Ni	-0,1183	$y = -0,2008x + 6,4259$
29	MCYST-LR w komórkach / Ni MCYST-LR in cells / Ni	+0,0173	$y = +18,7480x + 1,1817$
30	MCYST-LR w wodzie / Ni MCYST-LR in water / Ni	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1397$
31	Biomasa planktonu / Co Plankton biomass / Co	-0,0975	$y = 0,5614x + 19,6270$
32	Biomasa fitoplanktonu / Co Phytoplankton biomass / Co	-0,1296	$y = -0,1956x + 7,8260$
33	Biomasa sinic / Co Cyanobacteria biomass / Co	-0,1183	$y = -0,2008x + 6,4256$
34	MCYST-LR w komórkach / Co MCYST-LR in cells / Co	-0,0017	$y = -4,5074x + 1,2063$
35	MCYST-LR w wodzie / Co MCYST-LR in water / Co	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1397$
36	Biomasa planktonu / Mn Plankton biomass / Mn	-0,0943	$y = -0,5458x + 19,6690$

Tabela 3. cd. – Table 3 cont.

Lp. No.	Korelacja – Correlation	r	Regresja – Regression
37	Biomasa fitoplanktonu / Mn Phytoplankton biomass / Mn	-0,1273	$y = -0,1930x + 7,8439$
38	Biomasa sinic / Mn Cyanobacteria biomass / Mn	-0,1170	$y = -0,1990x + 6,4452$
39	MCYST-LR w komórkach / Mn MCYST-LR in cells / Mn	+0,3093	$y = +8,3748x + 0,2737$
40	MCYST-LR w wodzie / Mn MCYST-LR in water / Mn	-0,1483	$y = -0,0323x + 1,1430$
41	Biomasa planktonu / Cr Plankton biomass / Cr	-0,0975	$y = -0,5619x + 19,6300$
42	Biomasa fitoplanktonu / Cr Phytoplankton biomass / Cr	-0,1296	$y = -0,1957x + 7,8271$
43	Biomasa sinic / Cr Cyanobacteria biomass / Cr	-0,1183	$y = -0,2009x + 6,4269$
44	MCYST-LR w komórkach / Cr MCYST-LR in cells / Cr	-0,2602	$y = -194,1200x + 2,4030$
45	MCYST-LR w wodzie / Cr MCYST-LR in water / Cr	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1399$
46	Biomasa planktonu / Cd Plankton biomass / Cd	-0,0975	$y = -0,5614x + 19,6260$
47	Biomasa fitoplanktonu / Cd Phytoplankton biomass / Cd	-0,1296	$y = -0,1956x + 7,8256$
48	Biomasa sinic / Cd Cyanobacteria biomass / Cd	-0,1183	$y = -0,2008x + 6,4257$
49	MCYST-LR w komórkach / Cd MCYST-LR in cells / Cd	+0,0200	$y = +102,6100x + 1,1715$
50	MCYST-LR w wodzie / Cd MCYST-LR in water / Cd	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1397$
51	Biomasa planktonu / Pb Plankton biomass / Pb	-0,0957	$y = -0,5615x + 19,2627$
52	Biomasa fitoplanktonu / Pb Phytoplankton biomass / Pb	-0,1296	$y = -0,1956x + 7,8262$
53	Biomasa sinic / Pb Cyanobacteria biomass / Pb	-0,1183	$y = -0,2008x + 6,4261$
54	MCYST-LR w komórkach / Pb MCYST-LR in cells / Pb	+0,0943	$y = +74,1720x + 1,0505$
55	MCYST-LR w wodzie / Pb MCYST-LR in water / Pb	-0,1497	$y = -0,0325x + 1,1397$

Wyłuszczone współczynniki korelacji $r > |0,35|$.
Correlation coefficients $r > |0.35|$ are printed in bold.

jonów były prawie dwukrotnie wyższe niż notowane w sezonie 2002. Niskie wartości stężeń Cu(II) i Zn(II) w tym ostatnim roku prawdopodobnie stanowiły przyczynę braku wyraźnych korelacji między badanymi wielkościami.

Ważną rolę w biochemii sinic odgrywają jony żelaza. Aktywują one enzymy z grupy hydrogenaz oraz enzymy szlaku fotoredukcyjnego i oddechowego. Lukac i Aegerter [1993] stwierdzili, że przy niskich stężeniach żelaza (poniżej $2,5 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$) następuje powolny wzrost kolonii (przyrost biomasy), a zawartość mikrocytyn zwiększa się o ok. 20–40%, natomiast Utilken i Gjølme [1995] zaobserwowali odwrotną prawidłowość. W przypadku Zalewu Sulejowskiego stężenie żelaza w wodzie wynosiło od 0,387 do $0,873 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $0,524 \pm 0,126 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, tj. ok. $0,009 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$; tab. 1, rys. 3). Nie odnotowano występowania istotnych korelacji między zawartością tego kationu a przyrostem biomasy i stężeniem mikrocytyny (tab. 3). W sezonie 2001 uzyskano wyraźną korelację dodatnią między przyrostem biomasy a stężeniem żelaza, jednak zawartość Fe w wodzie była kilkakrotnie wyższa niż w sezonie 2002 [Kabziński i in. 2005], co potwierdzałoby korzystny wpływ żelaza postulowany przez wspomnianych wyżej autorów [Utilken i Gjølme 1995].

W literaturze praktycznie brak informacji dotyczących wpływu jonów Ca(II) i Mg(II) na biochemię sinic. Wiadomo jedynie, że są one gromadzone w obszarze granul polifosforanowych i w cytoplazmie, gdzie być może aktywują pewne enzymy. Nie stwierdzono jednak ich wpływu na przyrost kolonii. Nie wiadomo też, jak jony te działają na biosyntezę toksyn. W wodzie Zalewu Sulejowskiego stężenie jonów Ca(II) wynosiło od 81,67 do $91,45 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $85,78 \pm 3,13 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), a jonów Mg(II) – od 12,69 do $16,04 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (średnio $14,47 \pm 0,77 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; tab. 1, rys. 3). Nie stwierdzono istotnych korelacji między stężeniami jonów wapnia i magnezu a przyrostem biomasy sinic i biosyntezą toksyn ($r < |0,35|$; tab. 3). Wyniki różnią się od uzyskanych w sezonie 2001 [Kabziński i in. 2005], kiedy to wystąpiły wyraźne korelacje ujemne między stężeniem jonów Ca(II) a przyrostem biomasy i produkcją toksyn, jednak stężenia obu jonów były wówczas znacząco niższe. Określenie ewentualnego wpływu obu jonów na efektywność zakwitów i produkcję toksyn wymaga dalszych badań.

Jak wskazują doniesienia literaturowe, jony innych metali, takich jak glin, chrom, mangan, nikiel, kobalt czy cyna, w stężeniach nietoksycznych nie mają widocznego wpływu na przyrost biomasy i biosyntezę toksyn. Są one gromadzone w cytoplazmie oraz w granulach polifosforanowych, gdzie zastępują składowany tam głównie wapń i magnez [Henriksson i Da Silva 1978, Stratton i Corke 1979, Rachlin i in. 1982, Sicko-Goad 1982, Jensen i in. 1986, Singh i Singh 1987, Revis i in. 1989, Azzes i Banderjee 1991]. Stężenia wszystkich tych metali w wodzie Zalewu Sulejowskiego były dość niskie i nie przekraczały norm dla wód słodkich (tab. 1, rys. 3). Również w ich przypadku nie znaleziono istotnych korelacji, które sugerowałyby, że pierwiastki te wpływają na wielkość zakwitu lub produkcję toksyn (tab. 3). Podobne wyniki uzyskano w sezonie 2001 [Kabziński i in. 2005], co może świadczyć, że w badanym zakresie stężeń metale te nie mają wpływu na efektywność zakwitu sinic i wielkość biosyntezy hepatotoksyn sinicowych.

PODSUMOWANIE

Zawartość mikrocytyny-LR w komórkach sinic była ujemnie skorelowana jedynie z zawartością azotanów(V), azotu całkowitego oraz rozpuszczonego azotu organicznego. W przypadku innych pierwiastków makrobiogennych korelacje nie wystąpiły.

Wyniki uzyskane w sezonie 2002 (podobnie jak w sezonie 2001) nie potwierdzają wpływu stosunku TN : TP na efektywność zakwitnięcia sinic i biosyntezę toksyn.

Nie udało się potwierdzić wpływu poszczególnych metali na wielkość zakwitnięcia sinic ani na efektywność biosyntezy mikrocytyny, prawdopodobnie z powodu dość niskich stężeń tych metali w wodzie Zbiornika Sulejowskiego w sezonie 2002.

Aby zweryfikować prawidłowość przeprowadzonych obserwacji, powinno się powtórzyć badania jeszcze w kolejnych dwóch lub trzech sezonach.

PIŚMIENNICTWO

- Abarzau S., Altenburger R., Callies R., Grimme L.H., Mayer A., Leibfritz A., Schiewer U., 1993. Ammonium rhythm in cultures of the cyanobacterium *Microcystis firma*. *Physiol. Plant.* 89, 659–663.
- Anderson J.M., 1974. Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Arch. Hydrobiol.* 74, 527–55.
- Anderson J.M., 1982. Effect of nitrate concentrations in the lake water on phosphate release from sediment. *Water Res.* 16, 1119–1126.
- Aztes P.A., Banderjee D.K., 1986. Effect of copper and cadmium on carbon assimilation and uptake of metals by algae. *Toxicol. Envir. Chem.* 12, 77–87.
- Aztes P.A., Banderjee D.K., 1991. Nickel uptake and toxicity in cyanobacteria. *Toxicol. Envir. Chem.* 30, 43–50.
- Blomqvist P., Pettersson A., Hyenstrand P., 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.* 132, 141–164.
- Brand L.E., Sunda W.G., Guillard R.R.L., 1986. Reduction of marine phytoplankton reproduction rates by copper and cadmium. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 96, 225–250.
- Delmotte A., 1980. Influence of cadmium on growth and nitrogen metabolism of *Anabaena cylindrica*. *Lemm. J. Exp. Bot.* 31, 1107–1118.
- Dodds W.K., 1993. What controls levels of dissolved phosphate and ammonium in surface water. *Aquat. Sci.* 55, 132–140.
- Gupta A., Whitton A.B., Morby A.P., Huckle J.W., Robinson N.J., 1992. Amplification and rearrangement of a prokaryotic metallothionein locus smtin *Synechococcus* PCC 6301 selected for tolerance to cadmium. *Proc. Royal Soc. Lond., B*, 248, 273–281.
- Henriksson L.E., Da Silva E.J., 1978. Effects of some inorganic elements on nitrogen fixation in blue-green algae and some ecological aspects of pollution. *Z. Allg. Microbiol.* 18, 487–494.
- Jensen T.E., Rachlin J.W., Jani V., Warkentine B.E., 1986. Heavy metal uptake in relation to phosphorus nutrition in *Anabaena variabilis* (Cyanophyceae). *Environ. Pollut., Ser. A*, 42, 261–271.
- Kabziński A.K.M., Grabowska H., Cyran J., Juszcak R., Szczukocki D., Szczytowski K., 2005. Badanie wpływu czynników środowiskowych na efektywność zakwitów i biosyntezę toksyn sinicowych. *Ecophysiol. Hydrobiol.* 5, Suppl., 61–69.
- Les A., Walker R.W., 1984. Toxicity and binding of copper, zinc and cadmium by the blue-green algae *Chroococcus parisi*. *Water Air Soil Pollut.* 23, 129–139.

- Lukac M., Aegerter R., 1993. Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* 31, 293–305.
- McCauley E., Downing J.A., 1991. Different effects of phosphorus and nitrogen on chlorophyll concentrations in oligotrophic and eutrophic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2552–2553.
- McCauley E., Downing J.A., Watson S., 1989. Sigmoid relationship between nutrients and chlorophyll among lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1171–1175.
- Pawlik B., Skowroński T., 1994. Transport and toxicity of cadmium: Its regulation in the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. *Env. Exp. Bot.* 34, 225–233.
- Pawlik B., Skowroński T., Ramazanov Z., Gardestrom P., Samuelsson G., 1993. pH-dependent cadmium transport inhibits photosynthesis in the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. *Env. Exp. Bot.* 33, 331–337.
- Pettersson K., Istvanovic V., Pierson D., 1990. Effect of vertical mixing on phytoplankton phosphorus supply during summer in Lake Erken. *Verh. Int. Verrein. Limnol.* 24, 179–180.
- Pettersson K., Herlitz E., Istvanovic V., 1993. The role of *Gleotrichia echinolata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiologia* 253, 123–129.
- Prairie Y.T., Duarte C.M., Kalf J., 1989. Unifying nutrient-chlorophyll relationship in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1176–1182.
- Rachlin J.W., Jensen T.E., Baxter M., Jani V., 1982. Utilization of morphometric analysis in evaluating response of *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) to exposure to eight heavy metals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11, 323–328.
- Rachlin J.W., Jensen T.E., Warkentine B., 1984. The toxicological response of the alga *Anabaena flos-aquae* (Cyanophyceae) to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 143–151.
- Rachlin J.W., Jensen T.E., Warkentine B., 1985. Morphometric analysis of the response of *Anabaena flos-aquae* and *Anabaena variabilis* (Cyanophyceae) to selected concentrations of zinc. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14, 395–402.
- Rai L.C., Jensen T.E., Rachlin J.W., 1990. A morphometric and X-ray energy dispersive approach to monitoring pH-altered cadmium toxicity in *Anabaena flos-aquae*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19, 479–487.
- Revis N.J.P., Merks A.G.A., Valenta P., Rutzel H., 1989. Heavy metals uptake by plankton and other seston particles. *Chem. Spec. Bioavailab.* 1, 31–37.
- Say P.J., Whitton B.A., 1980. Changes in flora down a stream showing a zinc gradient. *Hydrobiologia* 76, 255–260.
- Schneider D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195, 260–262.
- Seip K.L., 1991. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in oligotrophic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2551–2552.
- Seip K.L., 1994. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquat. Sci.* 56, 16–28.
- Seitzinger S.Y., 1991. The effect of pH on the release of phosphorus from Potomac estuary sediments: Implication for blue-green algal blooms. *Coast. Shelf Sci.* 33, 409–418.
- Shehata F.H.A., Whitton B.A., 1981. Field and laboratory studies in blue-green algae from aquatic sites with high level of zinc. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 21, 1466–1471.
- Shehata F.H.A., Whitton B.A., 1982. Zinc tolerance in strains of the blue-green alga *Anacystis nidulans*. *Br. Phycol. J.* 17, 5–12.
- Sicko-Goad L., 1982. A morphometric analysis of algal response to low dose, short-term heavy metal exposure. *Protoplasma* 110, 75–86.
- Singh S.P., Yadava V., 1983. Cadmium induced inhibition of nitrate uptake in *Anacystis nidulans*: Interaction with other divalent cations. *J. Gen. Appl. Microbiol.* 29, 297–304.
- Singh D.P., Singh S.P., 1987. Action of heavy metals on Hill activity and oxygen evolution in *Anacystis nidulans*. *Plant. Physiol.* 83, 12–14.

- Sivonen K., 1990. Effect of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxins production by *Oscillatoria aghardii* strains. Appl. Environ. Microbiol. 56, 2658–2666.
- Skowroński T., Szubińska S., Jakubowski M., Pawlik B., 1992. Cadmium availability to the cyanobacterium *Synechocystis aquatilis* in solutions containing chloride. Environ. Pollut. 74, 89–100.
- Smith V.H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratio favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science 221, 669–671.
- Smith V.H., Bierman V.J., Jones B.L., Havens K.E., 1995. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem. IV. Nitrogen : phosphorus ratios, cyanobacterial dominance and nitrogen fixation potential. Archiv für Hydrobiologie, Monographische Beiträge 107, 71–88.
- Stratton G.W., Corke C.T., 1979. The effect of mercuric, cadmium and nickel ion combinations on a blue-green algae. Chemosphere 10, 731–740.
- Takamura N., Kasai F., Watanabe M.M., 1989. Effects of Cu, Cd and Zn on photosynthesis of freshwater bentic algae. J. Appl. Phycol. 1, 39–52.
- Takamura N., Hatekeyama S., Sugaya Y., 1990. Seasonal changes in species composition and production of periphyton in an urban river running through an abandoned copper mining region. Jpn. J. Limnol. 51, 225–235.
- Utlken H., Gjolme N., 1995. Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. Appl. Environ. Microbiol. 61, 797–800.
- Verma S.K., Singh H.N., 1991. Evidence for energy-dependent copper efflux as a mechanism of Cu resistance in the cyanobacterium *Nostoc calcicola* Fems. Microbiol. Lett. 84, 291–294.
- Watanabe M.F., Oishi S., 1985. Effects of environment factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. Appl. Environ. Microbiol. 49, 1342–1344.
- Whitton B.A., 1980. Zinc and plants in rivers and streams. [In:] Zinc in the Environment. Part II. Red. J.O. Nriagu. John Wiley and Sons New York, 364–378.
- Xie L.Q., Xie P., Tang H.J., 2003. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms – an enclosure experiment in a hypereutrophic, subtropical Chinese lake. Environ. Pollut. 122, 391–399.

INFLUENCE OF WATER ENVIRONMENT CONDITIONS ON YIELD OF CYANOBACTERIAL BLOOMS AND EFFICIENCY OF BIOSYNTHESIS OF MICROCYSTINS FROM HEPATOTOXINS GROUP

PART II. EFFECT OF CHEMICAL FACTORS

Abstract. Continuing earlier studies in the area of the Sulejów Reservoir, further research was carried out in the season 2002 into the effects of various environmental factors on the bloom yields of cyanobacteria and the synthesis of cyanobacterial hepatotoxins – microcystins. The second part of the paper looks at chemical factors such as the concentrations of biogenic substances and chosen metals (Ca, Mg, Zn, Cu, Ni, Co, Mn, Cr, Cd and Pb) in water. The levels of microcystin-LR in the cells of cyanobacteria were negatively correlated only with the concentration of nitrates(V), total nitrogen and dissolved organic nitrogen. The ratio of total nitrogen to total phosphorus did not show any effect on cyanobacterial bloom yields or the efficiency of microcystin production. No effect was also found for the metals, probably because of their quite low concentrations in water in the season 2002.

Key words: cyanobacteria, cyanobacterial blooms, hepatotoxins, microcystin

Zaakceptowano do druku – Accepted for print: 18.07.2008