



Rola krzemu w procesie eutrofizacji wód na przykładzie zbiorników Solina i Myczkowce

Piotr Koszelnik
Politechnika Rzeszowska

1. Wstęp

Krzem jest jednym z najbardziej powszechnych pierwiastków występujących na Ziemi. Jako rozpuszczony pierwiastek biogeny pełni ważną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych zarówno morskich jak i lądowych [2, 3, 20]. Głównym źródłem krzemu rozpuszczonego jest erozja gleby i wietrzenie skał. W porównaniu z fosforem i azotem produkcja antropogeniczna jest nieznaczna [2]. W środowisku wodnym krzem jest pobierany przez plankton krzemowy – okrzemki – na potrzeby budowy ich komórek, a po ich obumarciu i remineralizacji wraca z powrotem do toni wodnej, aczkolwiek znacznie wolniej niż dzieje się to w przypadku azotu i fosforu [2, 21]. Produkcja okrzemek i w konsekwencji tego retencja krzemu w wodach stojących jest większa w eutroficznych ekosystemach gdzie Si limituje wzrost glonów. Sytuacja taka prowadzi do niemal całkowitego wyczerpywania się krzemu z toni wodnej, wówczas okrzemki są zastępowane przez sinice czy zielonice jako podstawowy komponent fitoplanktonu [2, 20].

Badania wskazują, że wyczerpywanie krzemu z toni wodnej i jego retencja w zbiornikach zaporowych jest przyczyną zubożania w ten pierwiastek wód poniżej. W wyniku tego, że deficyty krzemu nie są uzupełniane ze źródeł antropogenicznych (w przeciwieństwie do deficytów azotu i fosforu; np. [13]) zachwiane są naturalne proporcje między tymi pierwiastkami, wyrażone w postaci ilorazów stężeń molowych Si:N:P, co jest poważnym problemem ekologicznym przyspieszającym eutrofizację głównie wód przybrzeżnych i morskich [5, 11, 12, 22, 23]. Postępująca

w ostatnich latach eutrofizacja wód przybrzeżnych nie jest jedynie rezultatem większego zasilania wód powierzchniowych związkami biogenymi, ale także spadkiem zdolności retencyjnych wód śródlądowych względem azotu i fosforu z równoczesnym zwiększaniem się retencji krzemu w jeziorach i systemach rzecznych o różnej trofii [2].

Celem badań opisanych w niniejszej pracy była analiza wpływu deficytów krzemu rozpuszczonego jako czynnika limitującego intensywność procesów eutroficznych w zbiorniku.

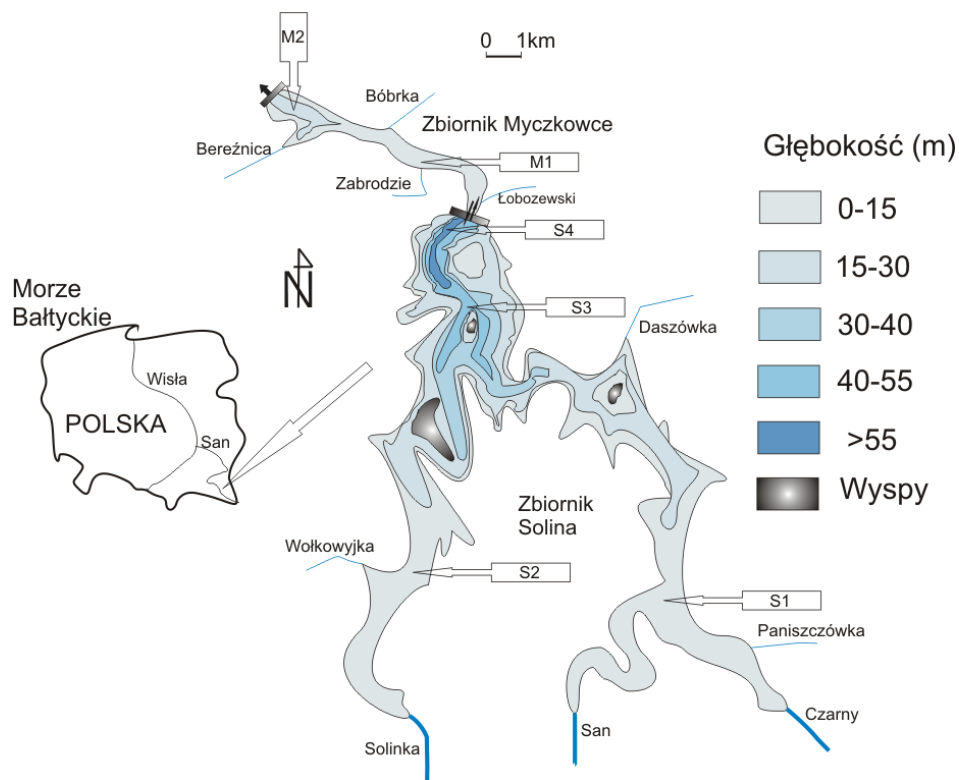
2. Obiekt i metodyka badań

2.1. Teren badań

Zespół zbiorników zaporowych na górnym Sanie wybudowany został w latach 1956–1968 roku. Górny zbiornik Solina to największy pod względem objętości zbiornik zaporowy w Polsce (ok. 500 mln m³) spełniający ważną rolę w gospodarce wodnej Polski w związku z ciągle narastającym deficytem wody czystej [8]. Woda w tym zbiorniku wymienia się około dwukrotnie w ciągu roku. Korzystne parametry morfometryczne (duża głębokość średnia – 22 m, wysoki stosunek objętości zbiornika do długości jego linii brzegowej – 157) powodują, że jest stosunkowo odporny na degradację. Podstawowym zadaniem zbiornika jest retencjonowanie wody dla celów energetycznych i przeciwpowodziowych oraz wyrównanie poziomu wody w Sanie poniżej zbiornika. Jest również źródłem zaopatrzenia w wodę pitną okolicznych miejscowości wczasowo-turystycznych.

Zbiornik dolny Myczkowce jest zbiornikiem wyrównawczym dla górnego, gromadzi on ok. 10 mln m³ wody. Zbiorniki charakteryzują się silnie rozwiniętą linią brzegową, zaś ich zlewnia, posiada charakter górski i duże spadki, co w połączeniu z budową geologiczną (skalne podłoże) determinuje niską sprawność retencjonowania wód opadowych [1]. Dopływy zbiornika różnią się znacznie pod względem długości (od 6,5 km do 92,4 km), powierzchni zlewni (od 16,7 km² do 604 km²) oraz średnich przepływów (SSQ od 0,06 m³s⁻¹ do 10,04 m³s⁻¹). Niewielka jest aktywność gospodarcza na tych terenach. Dominują w nich powierzchnie zalesione, rzadziej łąki i pastwiska. Grunty orne w większych ilościach (20–30%) występują w zlewniach małych cieków. Działalność gospodarcza na tych terenach skoncentrowana jest głównie w przyujściowych

odcinkach dolin rzek. Górne partie zlewni pozbawione są zabudowy i pól uprawnych. Jedynym rodzajem przemysłu jest przemysł drzewny oraz produkcja węgla drzewnego. W ostatnich latach nastąpił duży rozwój bazy turystycznej. Szczególnie w okolicy ujścia Sanu nastąpiła masowa rozbudowa pól biwakowych i ośrodków wypoczynkowych. We wszystkich miejscowościach w okolicy zbiornika solińskiego wzrosła liczba gospodarstw agroturystycznych, co przekłada się na rosnące ilości azotu i fosforu spływające do zbiorników [14].



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych

Fig. 1. Location of sampling stations

2.2. Metody badawcze

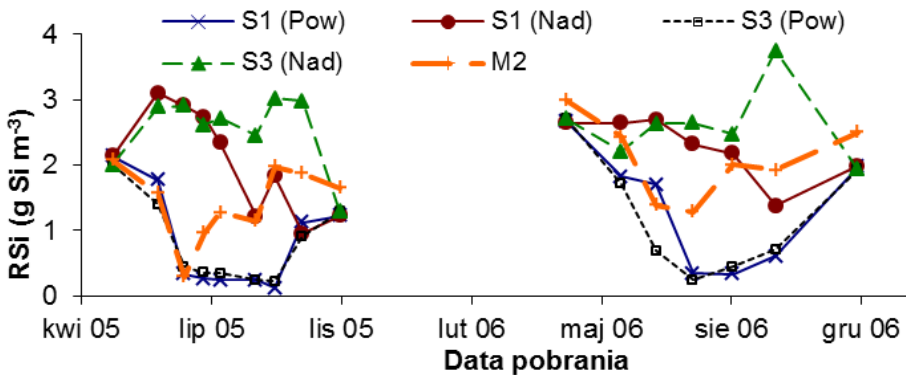
Próbki wód (ok. 1 dm^3) zbiorników pobierano w sezonie wegetacyjnym od maja do listopada 2005 roku oraz od kwietnia do listopada 2006 roku z częstotliwością około jeden raz na miesiąc (18 pobrań)

z czterech stanowisk wód powierzchniowych i naddennych zbiornika Solina oraz dwóch z powierzchni zbiornika Myczkowce (rys. 1). Ponadto w tym samym okresie pobierano wody dopływów zbiornika Solina, przepływu między zbiornikami oraz odpływu ze zbiornika Myczkowce (rys. 1). W pobranych próbkach analizowano stężenia krzemu rozpuszczonego (spektrofotometrycznie, reakcja z jonami molibdenu), oraz chlorofilu a (spektrofotometrycznie po ekstrakcji do etanolu). Do obliczeń ilorazów N:P:Si wykorzystano wyniki równoległe prowadzonych badań [1, 16].

3. Wyniki badań

3.1. Sezonowe zmiany stężenia krzemu w wodach zbiorników

Najwyższe stężenia krzemu rozpuszczonego odnotowano w mniejszych dopływach obydwu zbiorników. Średnie wartości mieściły się w zakresie 3,11–3,90 g Si m⁻³ (tab. 1). Obydwa największe dopływy San i Solinka, których udział w zasilaniu zbiorników krzemem wynosił około 75% wyróżniały się najniższymi średnimi wartościami stężeń, odpowiednio 1,90 i 1,67 g Si m⁻³. Zwłaszcza w Sanie zaobserwowano sezonowe wyczerpywanie się krzemu, latem poniżej wartości 1 g Si m⁻³.



Rys. 2. Sezonowa zmienność stężeń krzemu rozpuszczonego w wodach zbiorników na stanowiskach S1 i S3 oraz M2.

Fig. 2. Seasonal variations of the dissolved silicon concentrations in reservoirs waters at S1, S3 and M2 stations.

Wyraźniejsze deficyty krzemu występowały w wodach obydwu zbiorników. W okresie lata stężenie tego pierwiastka w epilimnionie zbiornika Solina spadało poniżej $0,5 \text{ g Si m}^{-3}$, zwłaszcza w centralnej i przyzaporowej części na stanowiskach S3 i S4. W górnych odnogach obserwowano w tym okresie nieznacznie mniejsze deficyty (rys 2).

Tabela 1. Parametry statystyczne stężenia krzemu rozpuszczonego (RSi w gSi m^{-3}) oraz średnia wartość stosunków molowych form całkowitych N:Si:P w wodach dopływów i odpływów ze zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce

Table 1. Statistics of dissolved silicon concentrations (RSi w gSi m^{-3}) and mean value of the molar ratio of N:Si:P total forms in water of inlets and outlets from the Solina and Myczkowce reservoirs

	Czarny	San	Solinka	Wołkowyjka	Daszówka	Paniszczówka	Łobozewski	Bereźnica	Solina Odpływ	Myczkowce odpływ
Si										
L. próbek	25	25	25	15	7	7	15	15	25	25
Średnia	3,36	1,90	1,67	3,39	3,52	3,11	3,90	3,69	2,18	2,34
Maksimum	4,00	2,84	2,85	4,53	4,31	4,24	4,80	5,60	3,83	4,38
Minimum	2,52	0,76	0,71	2,50	2,51	2,33	2,50	2,42	1,45	1,44
Odch. std.	0,43	0,61	0,68	0,63	0,77	0,75	0,69	0,84	0,51	0,54
N:Si:P										
Średnia	64:15:1	40:15:1	92:16:1	56:25:1	96:18:1	43:20:1	89:18:1	51:20:1	55:16:1	58:17:1

W zbiorniku Myczkowce stężenie krzemu w wodach zmniejszało się do podobnego poziomu jak w Solinie, jednakże deficyty te utrzymywały się znacznie krócej niż w przypadku zbiornika górnego. Przyczyną mogło być zasilanie zbiornika wodami naddennymi, które w okresie letnim były o wiele bogatsze w krzem niż zimą; średnie stężenie wzrastało znacznie powyżej 3 g Si m^{-3} (tab. 2, rys. 2). Od jesieni do wiosny stężenia krzemu w wodach opuszczających zbiornik Myczkowce były wyraźnie niższe od wód zasilających zbiorniki, zaś latem obserwowano sytuację odwrotną (rys. 2).

Tabela 2. Parametry statystyczne stężenia krzemu rozpuszczonego (RSi w gSi m⁻³), chlorofilu a (mg m⁻³) oraz średnia wartość stosunków molowych form całkowitych pierwiastków biogennych N:Si:P w wodach zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce w latach 2004–2006

Table 2. Statistics of dissolved silicon concentrations (RSi w gSi m⁻³) and mean value of the molar ratio of N:Si:P total forms in waters the Solina and Myczkowce reservoirs

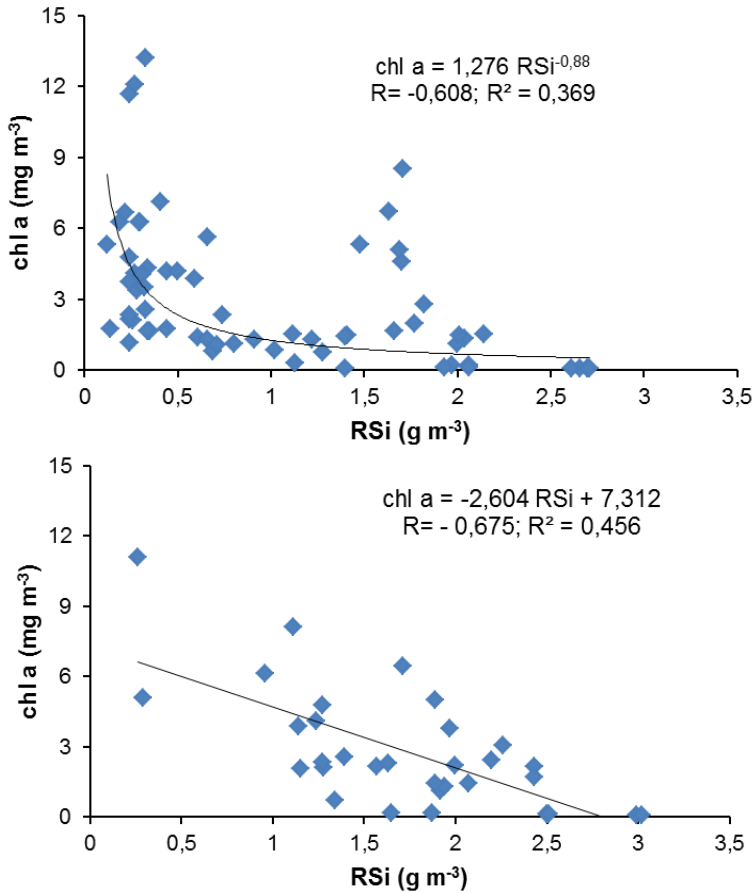
	M1	M2	S1		S2		S3		S4	
			Pow	Nad	Pow	Nad	Pow	Nad	Pow	Nad
<i>Si</i>										
Średnia	1,74	1,71	1,05	2,14	1,01	2,48	0,98	2,57	1,00	2,38
Maksimum	3,02	2,99	2,66	3,10	2,61	5,00	2,70	3,75	2,71	3,00
Minimum	0,26	0,29	0,12	0,95	0,19	1,13	0,22	1,28	0,14	1,40
Odch. std.	0,68	0,66	0,85	0,66	0,78	0,97	0,77	0,55	0,81	0,36
<i>Chl a</i>										
Średnia	3,90	3,49	2,90		3,74		2,99		2,78	
Maksimum	11,1	9,92	13,2		12,1		11,7		6,74	
Minimum	0,10	0,10	0,10		0,10		0,10		0,10	
Odch. std.	3,04	3,06	3,12		3,18		3,35		2,27	
N:Si:P										
Średnia	55:16:1	58:17:1	64:15:1	40:15:1	92:16:1	56:25:1	96:18:1	43:20:1	89:18:1	51:20:1

3.2. Stan troficzny, wskaźniki eutrofizacji

Produkcja pierwotna wyrażona w postaci stężenia *chl a* w wodach zbiorników odnotowana została na poziomie charakterystycznym dla ekosystemów mezotroficznych. Oznaczona średnia wartość *chl a* wynosiła około 3 mg m⁻³. Wyższe wartości dochodzące do 13 mg m⁻³ notowano sporadycznie w okresie wiosenno-letnim. Charakter mezotroficzny potwierdza wyznaczony na podstawie poziomu *chl a* wskaźnik stanu troficznego TSI, wynoszący około 40, choć wartość ta informuje o prawdopodobieństwie wystąpienia lokalnie nadmiernych zakwitów fitoplanktonu oraz anoksji w hipolimnionie zbiornika Solina.

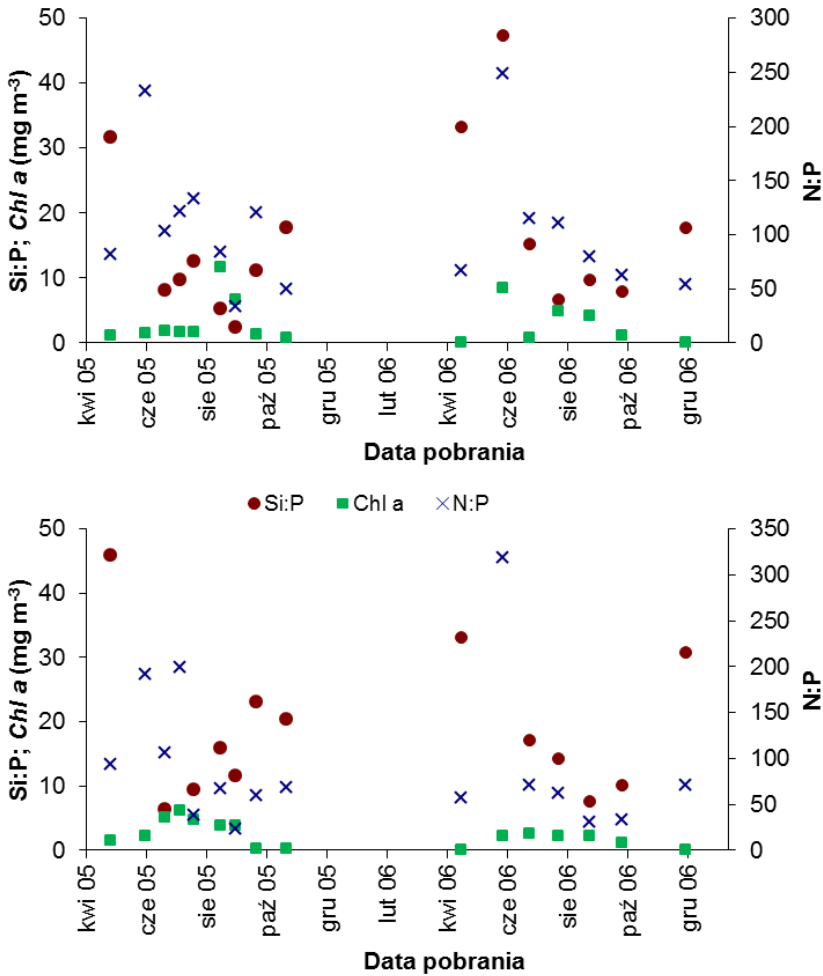
Wyznaczone dla wód zbiorników Solina-Myczkowce stosunki stężeń molowych N_{og}, P_{og} oraz Si rozpuszczonego wskazują, że w analizowanym okresie procesy produkcji biomasy w obrębie zbiorników limi-

tować mogły wszystkie trzy pierwiastki [6]. Także wartości N:Si:P obliczone dla głównych dopływów wskazują na równomierne zaopatrywanie zbiorników w azot i fosfor [18]. Podane w tabelach 1 i 2 dane wskazują na obserwowany niedostatek krzemu względem azotu zwłaszcza w dopływach zbiorników. Wynika to z opisanej powyżej sezonowej zmienności stężenia krzemu.



Rys. 3. Zależność pomiędzy stężeniem krzemu rozpuszczonego a zawartością chlorofilu a w epilimnionie zbiornika Solina (górny panel) oraz zbiornika Myczkowce (dolny panel)

Fig. 3. Relationship between dissolved silicon concentration and chlorophyll a content in epilimnion of the Solina (upper panel) and Myczkowce (lower panel) reservoirs



Rys. 4. Zasobność fitoplanktonu (jako chl a) oraz zmiany stosunków Si:P oraz N:P w epilimnionie zbiornika Solina (u góry) oraz zbiorniku Myczkowce (u dołu)

Fig. 4. Phytoplankton budget (as chl a) and changes in the Si:P and N:P ratios in epilimnion of the Solina (upper panel) and Myczkowce (lower panel) reservoirs

Dynamika stężeń analizowanych pierwiastków biogennych przejawiająca się niestałością ilorazów N:P oraz Si:P była podobna na wszystkich stanowiskach. Na rysunkach 3 została ona przedstawiona na przykładzie stanowisk S3 oraz M2, oraz odniesiona do zmian chlorofilu

a. Najniższe wartości obydwu ilorazów wyznaczono dla okresu letniego. Odnotowano wówczas nadmiarowe w stosunku do pozostałych pierwiastków stężenia azotu ogólnego (N:P > 50:1) oraz niedobór krzemu (Si:P < 10). Zaobserwowane relacje mogły być przyczyną wzrostu glonów nieokrzemkowych, przejawiającego się podwyższonymi w tym okresie wartościami $chl\ a$ [17]. Na rysunku 4 przedstawiono wpływ stężenia RSi w epilimnionie zbiorników na wartość $chl\ a$. W Zbiorniku Solina deficyty krzemu rozpuszczonego mogą silnie przyspieszać wzrost glonów nieokrzemkowych, co opisuje funkcja eksponencjalna: $chl\ a = 1,276\ Si^{-0,88}$. Dla Zbiornika Myczkowce wpływ ten był nieco mniejszy zgodnie z zależnością liniową: $chl\ a = -2,604\ Si + 7,312$.

4. Dyskusja wyników

Charakterystycznym elementem bilansu masowego było wyczerpywanie się krzemu rozpuszczonego z toni wodnej zbiorników, a głównie zbiornika Solina. Retencji w analizowanych zbiornikach, ulegało około 20% ładunku dopływającego krzemu rozpuszczonego [15, 16]. Humborg [12] podaje, że ładunek krzemu rozpuszczonego spływający z 1 km² zlewni Wisły do Morza Bałtyckiego wynosi 0,8 t rocznie. Średni roczny ładunek Si zasilający zbiorniki Solina i Myczkowce wynosi 1947 t co odpowiada spływowi z 1 km² zlewni około 1,5 t na rok [16]. Zatem, zakładając, że przy pochodzeniu krzemu praktycznie wyłącznie ze źródeł związanych z erozją gleby [2, 4, 11] i że poziom wytwarzanego ładunku tego pierwiastka w innych częściach zlewni Wisły będzie podobny, około 50% krzemu rozpuszczonego ulega retencji w obrębie zlewni Wisły, niekorzystnie redukując ładunki zasilające Bałtyk. Spadek ten jest przyczyną pogarszania się jakości wód morskich, z uwagi na niedostatek Si względem innych związków biogenych pochodzących ze źródeł antropogenicznych, czego efektem jest zachwianie proporcji pomiędzy okrzemkami a innymi glonami [10, 18].

Podobne zmniejszenie ładunku RSi w zbiornikach zaporowych opisuje Garnier [4], zaś Humborg [12] oraz Conley [2] wnioskuje, że kaskadowa budowa zbiorników zaporowych na rzekach zwiększająca czas zatrzymania wód, sprzyja retencji krzemu rozpuszczonego zubażając w ten sposób wody poniżej. Retencja Si notowana na poziomie 20% [16] jest charakterystyczna dla wód oligotroficznycych [2], jednakże

w literaturze dostępne są dane [13, 22] gdzie podobny poziom retencji krzemu rozpuszczonego obserwowany jest zarówno w ekosystemach oligo- jak i eutroficznych.

W analizowanym przypadku wyczerpywanie się Si rozpuszczonego z toni wodnej epilimnionu, czego następstwem jest retencja tego pierwiastka w ekosystemach wodnych negatywnie wpływa na jakość wód, co może stymulować wzrastanie glonów innych niż okrzemki. Przedstawione na rysunkach 4 zależności potwierdzają, że wzrost stężenia *chlorofilu a* związany może być z pojawieniem się glonów nieokrzemkowych (zielonych). Okrzemki obserwowane są w wodach jezior i zbiorników głównie wiosną, a nawet późną zimą [17, 21]. Analogicznie do sytuacji jeziora Lugano [17] można wnioskować, że powyżej stężenia $0,7 \text{ g RSi m}^{-3}$ w wodach epilimnionu zbiornika Solina poziom *chl a* wynika z obecności okrzemek i glonów zielonych. Poniżej tego stężenia (latem) obserwowany jest nagły wzrost *chl a* nawet do 12 mg m^{-3} , czego przyczyną może być pojawienie się ciepłolubnych cyjanobakterii przy zaniku okrzemek. W zbiorniku Myczkowce, gdzie z uwagi na jego zasilanie wodami hipolimnionu Soliny temperatura wód jest niższa notowano podwyższony poziom *chl a*, lecz wartości wskaźnika $>2,5 \text{ mg m}^{-3}$ obserwowano tylko w 2005 roku, podczas gdy w 2006 były one niskie.

Na ogół produkcja fitoplanktonu w tym zbiorniku jest nieznaczna [19]. Jednak okresowo w sytuacji niewielkiego zasilania krzemem, mogą wystąpić jego deficyty, które spowodują analogicznie do Zbiornika Solina niewielkie zakwity glonów głównie w strefie przyzaporowej, gdzie wody są nieco cieplejsze [15]. Taką sytuację spadku stężenia Si w wodzie poniżej 1 g m^{-3} obserwowano w 2005 roku a nie obserwowano w 2006 roku. Ponadto w sytuacji niemal kompletnego wyczerpania krzemu z toni wodnej odnotowano zmniejszenie się wartości ilorazów Si:N oraz Si:P (patrz rys. 3) zaś RSi stał się pierwiastkiem limitującym. Przy niedoborach tego elementu głównymi substratami wykorzystywanymi w produkcji materii organicznej w zbiornikach stają się fosfor i azot. Z kolei wartości molowego ilorazu N:P znacznie powyżej 16:1 świadczą o stechiometrycznym nadmiarze azotu względem fosforu [6]. Obydwa te pierwiastki są ze sobą sprzężone. W pracy przeglądowej dotyczącej relacji N do P limitujących wzrost glonów w ekosystemach morskich i śródlądowych [6] wykazano, że produkcja biomasy jest uzależniona od azotu w przypadku gdy N:P jest niższe od 20:1 zaś od fosforu gdy N:P jest wyż-

sze od 50:1, niezależnie od rodzaju ekosystemu i wielkości obciążenia związkami biogennymi.

5. Podsumowanie

W wodach obydwu zbiorników notowano w sezonie letnim deficyty zawartości krzemu rozpuszczonego, wynikające z jego konsumpcji w toni wodnej zbiorników oraz zmniejszonym dopływie ze zlewni. Można przyjąć, że pierwiastek został skonsumowany na potrzeby budowy komórek glonów okrzemkowych. W tej sytuacji krzem stawał się pierwiastkiem limitującym produkcję materii organicznej, zwłaszcza w cieplejszym Zbiorniku Solina. Spadek stężenia Si w wodzie był równoczesny ze wzrostem stężenia *chlorofilu a*, sporadycznie do poziomu odpowiadającego stanowi eutrofii, który mógł wynikać z produkcji innego rodzaju (nieokrzemkowych) glonów.

Literatura

1. **Bartoszek L., Tomaszek J.A.:** *Analysis of the spatial distribution of phosphorus fractions in the bottom sediments of the Solina-Myczkowce dam reservoir complex.* Environment Protection Engineering Vol. 37, Issue 3, 5–15 (2011).
2. **Billen, G., Lancelot, C. Meybeck, M.:** *N, P and Si Retention along Aquatic Continuum from Land to Ocean.* In: R. F. C. Mantoura, J.-M Martin & R. Wollast (Eds.), *Ocean Margin Processes in Global Change.* New York: John Wiley and Sons Ltd., 19–44 (1991).
3. **Borrelli N., Osterrieth M., Romanelli A., Alvarez M.F., Cionchi J.L., Massone H.:** *Biogenic silica in wetlands and their relationship with soil and groundwater biogeochemistry in the Southeastern of Buenos Aires Province, Argentina.* Environmental Earth Sciences, Vol. 65, Issue 2, 469–480 (2012).
4. **Conley D.J., Stålnacke P., Pitkänen H., Wilander A.:** *The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland.* Limnology and Oceanography, Vol. 45, 1850–1853 (2000).
5. **Cook P.L.M., Aldridge K.T., Lamontagne S., Brookes J.D.:** *Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system* Biogeochemistry, Vol. 99, 49–63 (2010).
6. **Dzialowski A.R., Wang S.-H., Lim N.-C., Spotts W.W., Huggins D.G.:** *Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA.* Journal of Plankton Research Vol. 27, 587–595 (2005).

7. **Garnier J., Beusen A., Thieu V., Billen G., Bouwman L.:** *N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach.* Global Biogeochemical Cycles Vol. 24, art. no. GBOA05 (2010).
8. **Gromiec M., Winnicki T.:** *Projekt polityki wodnej państwa a diagnoza stanu gospodarki wodnej.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 283–302 (2011).
9. **Guildford, S. J., Hecky R. E.** *Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans, Is there a common relationship?* Limnology and Oceanography, Vol. 45, 1213–1223 (2000).
10. **Harashima A., Kimoto T., Wakabayashi T., Toshiyasu T.:** *Verification of the silica deficiency hypothesis based on biogeochemical trends in the aquatic continuum of Lake Biwa – Yodo River – Seto Inland Sea, Japan.* Ambio, Vol. 35, 36–42 (2006).
11. **Humborg C., Blomquist S., Avsan E., Bergensund Y., Smedberg E., Brink J., Mörtz C.-M.:** *Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biochemistry.* Global Biogeochemical Cycles, 16, (2002).
12. **Humborg C., Pastuszek M., Aigars J., Siegmund H., Mörtz C.-M., Ittekkot V.:** *Diatoms silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment – significance of particle trapping and hydrological alterations.* Biogeochemistry, Vol. 77, 265–281 (2006).
13. **Ilnicki P.:** *Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych.* Przegląd Komunalny, Vol. 125, 35–49 (2002).
14. **Koszelnik P., Tomaszek J.A., Gruca-Rokosz R.:** *The significance of denitrification in relation to external loading and nitrogen retention in a mountain reservoir.* Marine and Freshwater Research, Vol. 58, 818–826, (2007).
15. **Koszelnik P., Tomaszek J.A.:** *Dissolved silica retention and its impact on eutrophication in a complex of mountain reservoirs.* Water, Air and Soil Pollution, Vol. 189, 189–198 (2008).
16. **Koszelnik P.:** *Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów, 1–147 (2009).
17. **Lehmann M.F., Bernasconi S.M., McKenzie J.A., Barbieri A., Simona M., Veronesi M.:** *Seasonal variation of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake.* Limnology and Oceanography, Vol. 49, 415–429, (2004).

18. **Liu S. M., Zhang J., Chen H.T., Wu Y., Xiong H., Zhang Z.F.:** *Nutrients in the Changjiang and its tributaries*. Biogeochemistry, Vol. 62, 1–18 (2003).
19. **Prus T., Prus M., Prus P., Ozimek T.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce*. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „*Błękitny San*”, 21–23 kwietnia 2005, Dynów, 33–47 (2005).
20. **Schelske C.L.:** *Diatoms as mediators of biogeochemical silica depletion in the Laurentian Great Lakes*. In E.F. Stoermer, P. Smol (Eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Science*, Cambridge University Press, 73–84 (1999).
21. **Tallberg P., Koski-Vähälä J.:** *Silicate induced phosphate release from surface sediment in eutrophic lakes*. Archiv für Hydrobiologie, 151, 221–245 (2001).
22. **Teodoru C., Wehrli B.:** *Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River*. Biogeochemistry, 2005, Vol. 76, 539–565 (2005).
23. **Wang F., Yu Y., Liu C., Wang B., Wang Y., Guan J., Mei H.:** *Dissolved silicate retention and transport in cascade reservoirs in Karst area, Southwest China*. Science of The Total Environment, Vol. 408, 1667–1675 (2010).

The Role of Silicon in the Process of Eutrophication of the Waters – Solina and Myczkowce Reservoirs Case Study

Abstract

This paper reports on studies conducted during 2005–2006 years in the ecosystem of the Solina-Myczkowce mountain complex of mesotrophic reservoirs on the San River, SE Poland. The goal of the present study has been to analyse the functioning of the reservoirs as a dissolved silicon sink especially whether silicon assumes a limiting role where the biological productivity of reservoirs waters is concerned. Silicon is one of the biosphere's most abundant elements, and one that – in the form of dissolved silica – serves as a very important nutrient playing a major role in the functioning of marine, coastal and inland waters. Investigations indicate that reservoirs are major sinks for the dissolved silica in a river system and that unfavorable changes in water chemistry downstream may ensue where (as is usually the case), the water discharged from a reservoir is poorer in Si than that supplied to it. The noted Si depletion in both the analysed reservoirs influenced growth of non-siliceous algae expressed

in terms of chl *a*. Siliceous algal growth is usually observed there during spring. I suppose that the first chl *a* maximum in the case of the Solina Reservoir, and the only maximum in the Myczkowce Reservoir, result from the growth of both siliceous and green algae. The next increase in chl *a* – observed only in the Solina Reservoir – may result from the presence of the cyanobacteria often observed in warm lakes at the end of summer. Their absence from Myczkowce reflects the low temperature of that reservoir's water, this being supplied from the hypolimnion of the upper one. These observations are confirmed in relationships between mean measured concentrations of Si and mean concentrations of chl *a* in the euphotic zone of the two reservoirs. Observed summer depletion of the silicate accelerates the growth of phytoplankton exponentially, especially in the case of the upper reservoir.