

Elżbieta Zębek, Małgorzata Szwejkowska

Ocena wpływu podczyszczonych ścieków deszczowych na liczebność sinic w śródmiejskim jeziorze Jeziorak Mały przy zróżnicowanej wysokości opadów atmosferycznych

Rozwój urbanizacji w XX wieku przyczynił się do wzmożonego procesu eutrofizacji wód [1]. W świetle przyjętej definicji, eutrofizacja oznacza wzbogacanie wody biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu, powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku czego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód (Prawo wodne, art. 9, p. 4) [2]. Według ustawodawcy, jednym z istotnych wskaźników jakości wód jest fitoplankton, jako element biologicznej klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych w ciekach naturalnych i jeziorach [3]. Nadmiar biogenów, zwiększający produkcję pierwotną, może spowodować masowy rozwój niektórych grup taksonomicznych fitoplanktonu, a szczególnie sinic, które mogą tworzyć zakwity wód. Proces ten szczególnie nasilił się w aglomeracjach miejskich poprzez dopływy ścieków bytowo-gospodarczych i wód burzowych zasobnych w biogeny do płytkich jezior [4, 5].

W polskim ustawodawstwie ścieki deszczowe (burzowe) stanowią kategorię wód opadowych lub roztopowych, ujętych w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacyjne, pochodzące z powierzchni zanieczyszczonych o trwałej nawierzchni, w szczególności z miast, portów, lotnisk, terenów przemysłowych, handlowych, usługowych i składowych, baz transportowych oraz dróg i parkingów (Prawo wodne, art. 9, p. 14c) [2]. W wodach deszczowych znajduje się wiele substancji szkodliwych, takich jak chlorki, substancje ropopochodne, oleje, jony metali (np. ołowiu) i inne substancje chemiczne, np. związki azotu i fosforu [6–8]. Skład wód opadowych jest zmienny nie tylko w czasie trwania opadu i kształtowania się spływu, ale zależy również od pory roku, długości trwania czasu poprzedzającego opad, wysokości opadu i jego intensywności itp. [9].

W zlewniach zurbanizowanych, w których nie ma kanalizacji rozdzielczej, często praktykowane jest odprowadzanie zanieczyszczonych ścieków deszczowych bezpośrednio do odbiornika, np. jeziora [4, 6, 7]. W prawodawstwie polskim dopuszczone jest wprowadzanie ścieków z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej do wód pod warunkiem, że kanalizacja doprowadza ścieki do oczyszczalni

w aglomeracjach o równoważnej liczbie mieszkańców (RLM) poniżej 100 tys. [10]. Przykładem zbiornika eutroficznego, z dominacją sinic w fitoplanktonie, jest jezioro Jeziorak Mały. Zbiornik ten usytuowany jest w Iławie, mieście o RLM=33 000 w 1998 r. i RLM=51 705 w 2005 r. W celu ochrony wód jeziora zastosowano zabiegi ochronno-rekultywacyjne, polegające m.in. na zainstalowaniu separatorów lamelowych do podczyszczania ścieków deszczowych z substancji organicznych i ropopochodnych. Celem niniejszej pracy było określenie wpływu ścieków deszczowych podczyszczonych w separatorach lamelowych na rozwój sinic w śródmiejskim jeziorze Jeziorak Mały, w zależności od wysokości opadów atmosferycznych.

Materiały i metody

Jeziorak Mały jest eutroficznym i polimiktycznym jeziorem śródmiejskim, o powierzchni 26 ha, głębokości maksymalnej 6,4 m, głębokości średniej 3,4 m i objętości wód 891 tys. m³, położonym w północno-wschodniej Polsce w regionie Pojezierza Mazurskiego (99,5 m n.p.m.). Przez wiele dziesięcioleci do jeziora dopływały ścieki komunalne z Iławy. Dopiero w 1991 r. ścieki te skierowano do oczyszczalni. W 1996 r. w strefie brzegowej jeziora zainstalowano separatory lamelowe Unicon System, które uruchomiono wiosną 1997 r. Urządzenia te składają się z 16 sekcji żaluzjowych, średnica przewodów wylotowych wynosi 1200 mm, a pojemność zbiornika magazynującego 3,2 m³. Separatory służą do oddzielania substancji ropopochodnych oraz zawiesin i piasku ze ścieków opadowych odprowadzanych systemem kanalizacji deszczowej. Urządzenia te mają możliwość oczyszczania znacznych ilości ścieków deszczowych (do 1,6 m³/s), a skuteczność separacji substancji ropopochodnych wynosi 97% przy wydajności równej 10% maksymalnej przepustowości separatora. Podczyszczanie ścieków deszczowych dotyczy zlewni miejskiej jeziora Jeziorak Mały o łącznej powierzchni 70 ha [11]. Część brzegów jeziora wybetonowano lub umocniono fażyną, a dno w znacznej części pokryto kamieniami i żwirami. Jeziorak Mały jest więc przykładem jeziora o odwróconym układzie zagospodarowania strefy brzegowej (ok. 30% stanowią rośliny wodne, a 70% – wybetonowany brzeg).

Próbki do badań pobierano co miesiąc (od kwietnia do października) w latach 1997–2003 i w 2005 r. w strefie brzegowej (przy wylocie separatorów) oraz z toni wodnej jeziora. Średnia przezroczystość wody w jeziorze w badanych latach wynosiła 0,80 m. Próbkę fitoplanktonu w strefie

Dr inż. E. Zębek: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Prawa i Administracji, Katedra Kryminalistyki i Medycyny Sądowej, ul. Warszawska 98, 10-702 Olsztyn, elzbieta.zebek@uwm.edu.pl

Dr M. Szwejkowska: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Prawa i Administracji, Katedra Prawa Karnego Materialnego, ul. Warszawska 98, 10-702 Olsztyn

brzegowej i z warstwy powierzchniowej toni wodnej pobierano do kalibrowanego naczynia o pojemności 10 dm³ (z każdego stanowiska po 20 dm³). Następnie próbki zagęszczano przy użyciu siatki planktonowej nr 25 oraz konserwowano płynem Lugola i 4% roztworem formaldehydu. Równocześnie wykonywano analizy wskaźników fizyczno-chemicznych wody. Pomiar temperatury wody (°C) i zawartości tlenu rozpuszczonego (z dokł. do 0,01 gO₂/m³) wykonano *in situ* za pomocą sondy tlenowej HI 9143, a pH i przewodności właściwej (zakres 1÷1743 μS/cm) przy użyciu konduktometru CONMET 1. Pomiar wartości biogenów wykonywano w laboratorium metodą fotometryczną za pomocą spektrofotometru VEGA 400 przy wykorzystaniu gotowych testów Spectroquant firmy Merck: ortofosforany (zakres 0,05÷5,00 gPO₄³⁻/m³), azot ogólny (zakres 0,5÷15 gN/m³), żelazo ogólne (zakres 0,05÷4,00 gFe/m³) i chlorki (zakres 2,5÷250 gCl⁻/m³).

Oznaczenia ilościowe i jakościowe sinic w fitoplanktonie wykonano pod mikroskopem optycznym Alphaphot YS2 firmy NIKON. Liczbę osobników określono w komorze planktonowej o pojemności 1 cm³. W poszczególnych zbiórach danych obliczono średnią arytmetyczną i odchylenie standardowe. W celu określenia istotności różnic pomiędzy danymi dotyczącymi jakości wody przy wylocie separatorów oraz w toni wodnej zastosowano współczynniki istotności różnic w teście jednostronnym, przyjmując wartość istotną statystycznie p<0,05 (STATISTICA 8). Analizowano także zmienność liczebności sinic i wartości wskaźników fizyczno-chemicznych wody w 4 zakresach średnich wysokości opadów miesięcznych, ustalonych jako minimalne (0÷34 mm), średnie (35÷54 mm), wysokie (55÷99 mm) oraz maksymalne (>100 mm). Dane o wysokości średnich opadów miesięcznych na Warmii i Mazurach uzyskano z roczników statystycznych [12]. Ponadto analizowano relacje pomiędzy liczbą sinic na stanowiskach przy separatorach a wysokością średnich opadów miesięcznych w sezonie badań.

Dyskusja wyników

W jeziorach, które są odbiornikami ścieków deszczowych (jak Jeziorak Mały) często odnotowywano podwyższone wartości wskaźników fizyczno-chemicznych wody, np. przewodności właściwej (890 μS/cm), ortofosforanów (0,08 gPO₄³⁻/m³) i chlorków (70,6 gCl⁻/m³) [4, 13]. W analizowanym jeziorze stwierdzono istotne statystycznie różnice pomiędzy wartościami wskaźników fizyczno-chemicznych wody (poza PO₄³⁻ i Fe) przy wylocie separatorów oraz w toni wodnej. Przy separatorach odnotowano bowiem niższą średnią temperaturę wody, natlenienie, pH i zawartość żelaza, a wyższą przewodność właściwą (577 μS/cm) oraz większą zawartość ortofosforanów (0,41 gPO₄³⁻/m³), azotu ogólnego (3,5 gN/m³) i chlorków (51 gCl⁻/m³) niż w toni wodnej (tab. 1). Na tej podstawie można sądzić, że dopływ ścieków deszczowych w znaczący sposób zmienił wartości wskaźników fizyczno-chemicznych wody w strefie brzegowej jeziora [14]. Ponadto w badaniach chemizmu wód w 1999 r. przy separatorach odnotowano podwyższoną średnią zawartość jonów ołowiu (ok. 0,69 gPb/m³) [15]. Ołów, podobnie jak nieorganiczne związki fosforu i węglowodory ropopochodne, należy do substancji szczególnie szkodliwych w środowisku wodnym – najwyższa dopuszczalna średnia roczna zawartość ołowiu w przypadku jezior wynosi 0,5 gPb/m³ [10]. Podobne ilości jonów ołowiu odnotowano w spływach z dróg publicznych (śr. 0,52 gPb/m³) [7].

Tabela 1. Charakterystyka jakości wody przy wylocie separatorów i w toni jeziora Jeziorak Mały (średnia ± odchylenie standardowe)
Table 1. Water quality characteristics at separator outlets and in pelagic zone of Jeziorak Mały lake (mean ± standard deviation)

Wskaźnik, jednostka	Separator (N=56)	Toń wodna (N=56)
Liczba sinic, os./cm ³	18670±20433*	50065±47941*
Temperatura wody, °C	16,8±3,8*	19,4±4,7*
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	8,17±2,59*	10,33±3,64*
pH	8,85±1,04*	9,30±0,72*
Przewodność właściwa, μS/cm	577±277*	417±205*
Ortofosforany, gPO ₄ ³⁻ /m ³	0,41±0,38	0,32±0,68
Azot ogólny, gN/m ³	3,5±2,5*	1,9±1,3*
Żelazo ogólne, gFe/m ³	2,99±2,54	3,33±2,49
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	51±24*	23±13*

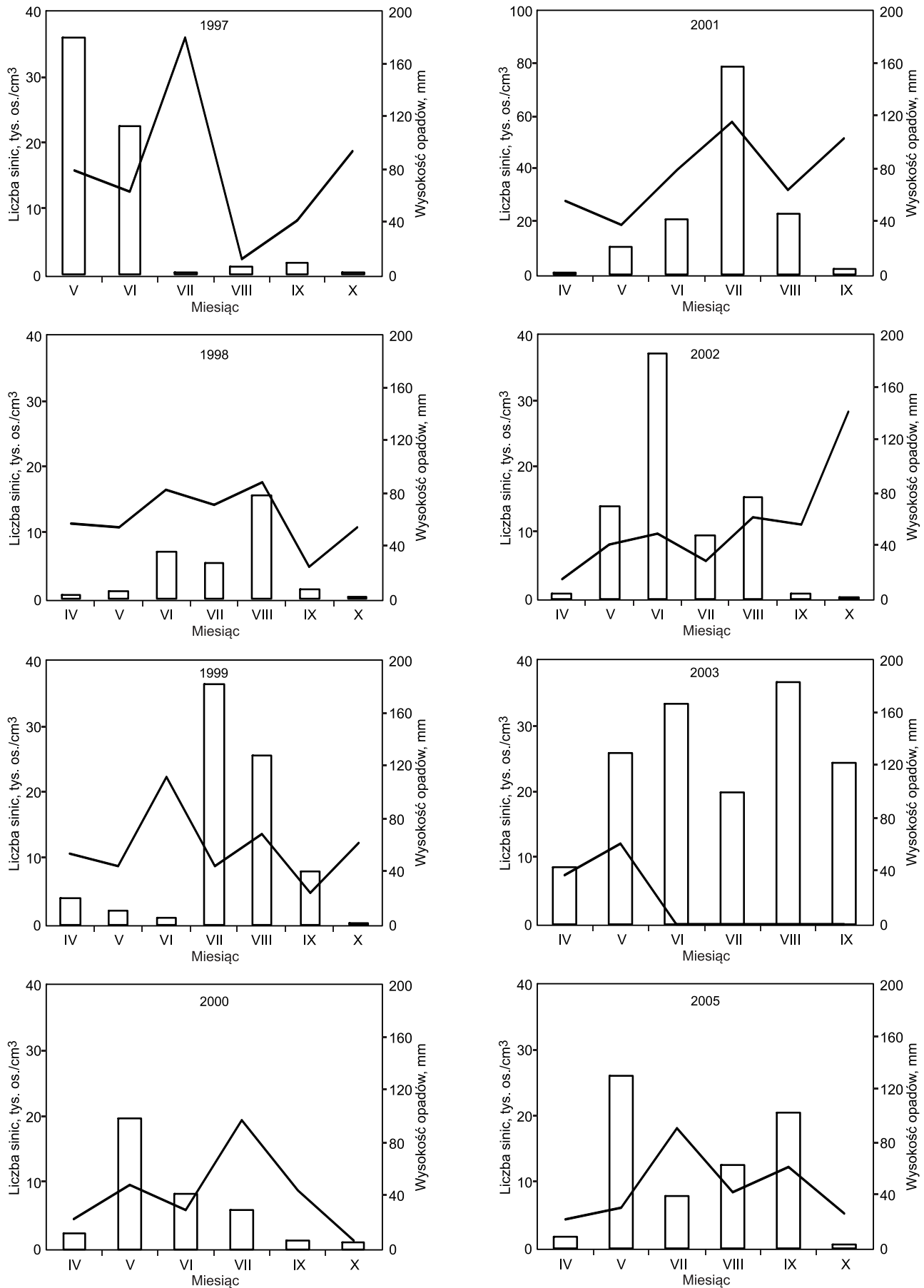
*różnice statystycznie istotne (p<0,05)

Na terenie jeziora Jeziorak Mały w badanych latach najwyższą średnią miesięczną wysokość opadów deszczu stwierdzono w miesiącach letnich – 79 mm [14]. Powyższe dane wskazują na znaczny stopień splekiwania związków ołowiu z placów i ulic, szczególnie w sezonie letnim przy wysokich opadach atmosferycznych.

Jeziorak Mały jest jeziorem eutroficznym, w którym w badanym czasie w fitoplanktonie dominowały sinice (ok. 72%). Najwyższą liczebność osiągały gatunki typowe w wodach eutroficznych – *Planktolyngbya brevicellularis* Cronberg & Komárek, a gatunkami towarzyszącymi były *Limnithrix redekei* (Van Goor) Meffert i *Aphanizomenon gracile* Lemm [14, 16]. Stwierdzono istotne statystycznie różnice między liczebnością sinic przy wylocie separatorów i w toni wodnej jeziora. Średnia liczba sinic przy separatorach była ponaddwukrotnie mniejsza niż w toni wodnej (odpowiednio 18670 os./cm³ i 50065 os./cm³ – tab. 1). Powyższe różnice wskazują na znaczny wpływ ścieków deszczowych na zmianę warunków środowiskowych rozwoju sinic, szczególnie na stanowiskach przy separatorach. Zasięg oddziaływania zanieczyszczeń na toń wodną był natomiast znacznie mniejszy [14].

Do najważniejszych czynników powodujących masowy rozwój sinic należy przede wszystkim podwyższona temperatura wody oraz zwiększona zawartość biogenów (szczególnie związków azotu i fosforu), a także żelaza w wodzie [17, 18]. Ścieki deszczowe mogą powodować szok dla rozwoju glonów [4], a także sinic [19]. Zjawisko to miało miejsce w jeziorze Jeziorak Mały, o czym świadczyła znacznie mniejsza liczebność sinic przy separatorach niż w toni wodnej. Czynnikiem ograniczającym ich rozwój były przede wszystkim obniżona temperatura wody i zwiększona zawartość chlorków [14].

Analizując średnią liczebność sinic w jeziorze Jeziorak Mały, w różnych zakresach średnich miesięcznych wysokości opadów, zaobserwowano tendencję wzrostową liczebności tych mikroorganizmów wraz ze wzrostem wysokości opadów od zakresu minimalnego (0÷34 mm) do wysokiego (55÷99 mm) w zakresie od 10921 os./cm³ do 12989 os./cm³. Wzrost liczby sinic następował wraz ze wzrostem średniej temperatury wody i żyzności wód spowodowanej dopływem ścieków deszczowych ze zlewni. Podczas wysokich opadów odnotowano bowiem maksymalną przewodność właściwą wody (665 μS/cm) oraz duże ilości fosforanów i azotu ogólnego (odp. 0,46 gPO₄³⁻/m³ i 3,5 gN/m³).



Rys. 1. Zależność pomiędzy liczebnością sinic (słupki) a wysokością opadów (linia ciągła) przy wylocie separatorów do jeziora Jeziorak Mały

Fig. 1. Correlation between cyanobacteria numbers (bars) and precipitation rates (solid line) at separator outlets in Jeziorak Mały lake

Tabela 2. Charakterystyka jakości wody w jeziorze Jeziorak Mały przy wylocie separatorów w zależności od wysokości opadów atmosferycznych

Table 2. Water quality characteristics in Jeziorak Mały lake at separator outlets as a function of precipitation rates

Wskaźnik, jednostka	Zakres średniej miesięcznej wysokości opadu			
	minimalny 0+34 mm	średni 35+54 mm	wysoki 55+99 mm	maksymalny > 100 mm
Liczba sinic, os./cm ³	10921	12411	12989	823
Temperatura wody, °C	16,8	15,9	17,7	17,9
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	9,22	8,10	7,56	7,75
pH	9,23	8,92	8,68	7,84
Przewodność właściwa, µS/cm	581	515	665	410
Ortofosforany, gPO ₄ ³⁻ /m ³	0,37	0,45	0,46	0,27
Azot ogólny, gN/m ³	4,2	2,3	3,5	2,5
Żelazo ogólne, gFe/m ³	3,49	4,47	2,26	2,70
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	41	52	60	32

Stwierdzono także największą średnią zawartość chlorków – 60 gCl⁻/m³ (tab. 2), co może świadczyć o ich intensywnym wypłukiwaniu ze zlewni, szczególnie w okresie wiosennym. Gwałtowny spadek średniej liczby sinic do 823 os./cm³ oraz pH, przewodności właściwej wody, a także zawartości fosforanów, azotu ogólnego i chlorków, odnotowany przy wysokości opadów miesięcznych powyżej 100 mm (tab. 2) może natomiast wskazywać na duże rozcieńczenie wód jeziora po ulewnych deszczach. Na tej podstawie można sądzić, że wzmożony dopływ ścieków deszczowych ze zlewni do jeziora po ulewnych opadach przyczynił się do powstania ekstremalnych warunków do rozwoju sinic.

Potwierdzeniem tej zależności mogą być wyniki analizy relacji pomiędzy liczebnością sinic a wysokością opadów w czasie od kwietnia do października w poszczególnych latach. W tzw. roku suchym (wysokość opadów maks. 61 mm) sinice osiągały największą liczebność przy braku opadów w sierpniu 2003 r. W latach o średniej wysokości opadów (maks. 89 mm) wzrost liczebności sinic następował wraz ze wzrostem wysokości opadów do 15842 os./cm³ w sierpniu 1998 r., natomiast w latach o dużej wysokości opadów (maks. >90 mm) odnotowano spadek liczebności sinic, np. do 5846 os./cm³ w lipcu 2000 r., podczas gdy w latach o bardzo wysokich opadach (maks. >100 mm) stwierdzono gwałtowny spadek liczebności tych glonów, np. do 497 os./cm³ przy opadach 181 mm w lipcu 1997 r. Wyjątek stanowił 2001 r., w którym maksimum liczebności sinic stwierdzono przy maksymalnej wysokości opadów (116 mm), co mogło być związane z innymi czynnikami stymulującymi ich rozwój, np. bardzo wysoką temperaturą wody (23,9°C) przy separatorach (rys. 1). Na tej podstawie można sądzić, że liczebność sinic była w dużej mierze uwarunkowana dopływami ścieków deszczowych, których ilość i skład zależał od wysokości opadów atmosferycznych w poszczególnych latach, przy czym wartością graniczną były opady o wysokości 100 mm.

Jeziorak Mały, podobnie jak inne płytkie jeziora śródmiejskie o małej powierzchni, jest bardzo podatne na eutrofizację. Takie zbiorniki wodne szybciej reagują na dopływ biogenów niż zbiorniki o dużej powierzchni i głębokości w zlewniach o mniejszym stopniu zurbanizowania [20]. W prawodawstwie polskim w celu ustalenia wartości granicznych wartości wskaźników wody z cech morfometrycznych jezior posłużono się współczynnikiem zwanym

zmiennością głębokości [10], a brak jest np. powierzchni i objętości wód jeziora. Ponadto w przypadku jezior miejskich istotną kwestią jest także ochrona ich strefy brzegowej, która stanowi swoisty filtr zanieczyszczeń dopływających ze zlewni. Aby strefa ta prawidłowo funkcjonowała, powinna być odpowiednio zagospodarowana, zabezpieczona przed dopływem zanieczyszczeń ze zlewni (np. przez podczyszczanie wód burzowych w separatorach, oczyszczaniach ścieków). Waga problemu dotyczącego ochrony strefy brzegowej jezior jest obecnie niedostatecznie uwzględniona w uormowaniach prawnych, gdyż ochrona wód została ograniczona wyłącznie do linii brzegowej, pominięto zaś strefę brzegową porośniętą roślinnością, która zatrzymuje biogeny [21]. Według niektórych autorów oczyszczanie ścieków deszczowych z substancji ropopochodnych w separatorach powinno być ograniczone jedynie do terenów narażonych na dużą emisję zanieczyszczeń, głównie z powierzchni komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu [9]. Jednakże ze względu na charakter zlewni miejskich o brzegach częściowo wybetonowanych, czyli pozbawionych roślinności wodnej, ścieki deszczowe powinny być podczyszczane w separatorach, jak to ma miejsce w przypadku jeziora Jeziorak Mały.

Wnioski

♦ Dopływ ścieków deszczowych do jeziora w znacznym stopniu zmienia chemizm wody, szczególnie w jego strefie brzegowej, czego potwierdzeniem są istotne statystycznie różnice między wartościami wskaźników fizyczno-chemicznych wody przy separatorach i w toni wodnej jeziora.

♦ Ścieki deszczowe ograniczają rozwój sinic w jeziorze w rejonie separatorów poprzez zmianę warunków środowiskowych, a szczególnie obniżoną temperaturę wody i podwyższone zawartości chlorków. W strefie brzegowej odnotowano bowiem ponaddwukrotnie mniejszą średnią liczebność sinic niż w toni wodnej jeziora.

♦ Wpływ ścieków deszczowych na liczebność sinic zależy od wysokości opadów atmosferycznych. Opady o znacznej wysokości przyczyniają się do użyźniania wód biogenami, co stymuluje rozwój sinic, szczególnie w sezonie letnim. Warunkami ekstremalnymi do rozwoju sinic są natomiast opady o wysokości powyżej 100 mm, które powodują gwałtowny spadek liczebności sinic.

♦ Uzyskane wyniki badań nasuwają sugestię, że odpowiedni dopływ ścieków deszczowych do jeziora może pośrednio przyczyniać się do ograniczenia nadmiernego namnażania się sinic.

LITERATURA

1. C.S. REYNOLDS: The development of perceptions of aquatic eutrophication and its control. *Ecohydrology & Hydrobiology* 2003, Vol. 3, No. 2, pp. 149–163.
2. Ustawa z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Dz. U. z 2012 r., poz. 145, nr 951.
3. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. U. nr 258, poz. 1549.
4. M.A.J. GUZKOWSKA, F. GASSE: Diatoms as indicators of water quality in some English Urban lake. *Freshwater Biology* 1990, Vol. 23, pp. 233–250.
5. J. WICHELEN, S. DECLERCK, K. MUYLEAERT, I. HOSTE, V. GREENENS, J. VANDEKERKHOVE, E. MICHELS, N. PAUW, M. HOFFMANN, L. MEESTER, W. VYVERMAN: The importance of drawdown and sediment removal for the restoration of the eutrophied shallow Lake Kraenepoel (Belgium). *Hydrobiologia* 2007, Vol. 584, pp. 291–303.
6. K. GARBARCZYK, J. GWOŹDZIEJ-MAZUR: Analiza zanieczyszczeń ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanych. *Monografie Komitetu Środowiska PAN 2005*, t. I.
7. I. GNECCO, T.C. BERRETTA, L.G. LANZA, P.L.A. BARBERA: Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Research* 2005, Vol. 77, pp. 60–73.
8. J. ZOBRIST, S.R. MÜLLER, A. AMMANN, V. MOTTIER, M. OCHS, R. SCHOENENBERGER, J. EUGSTER: Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 5, pp. 1455–1462.
9. E. BURSZTA-ADAMIĄK, J. ŁOMOTOWSKI: Odprowadzanie wód opadowych na terenach o rozproszonej zabudowie. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 2006, nr 31(1), ss. 141–153.
10. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz. U. nr 137, poz. 984; rozporządzenie Ministra Środowiska z 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz. U. nr 27, poz. 169.
11. Projekt techniczno-technologiczny usytuowania separatorów na sieci deszczowej w Ilawie. PUH, Ilawa 1995 (praca niepublikowana).
12. M. GRZESIAK, W. DOMAŃSKA: Ochrona Środowiska. *Roczniki Statystyczne. Opracowania Statystyczne*, Warszawa 1998–2004, 2006.
13. K. LOSSOW, H. GAWROŃSKA, M. ŁOPATA, B. JAWORSKA: Selection criteria for restoration method on Lake Suskie. *Limnological Review* 2004, Vol. 4, pp. 143–152.
14. E. ZĘBEK: Response of cyanobacteria (phytoplankton) and periphyton to stormwater in a shallow urban lake. *Applied Ecology and Environmental Research* 2014 (in press).
15. E. ZĘBEK: Zanieczyszczenie wód powierzchniowych ołowiem jako zagrożenie dla środowiska i człowieka – aspekty prawne. W: B. GAWOREK [red.]: *Obieg pierwiastków w przyrodzie*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2005, t. III, ss. 805–808.
16. E. ZĘBEK: Quantitative changes of *Planktołyngbya brevicellularis*, *Limnothrix redekei* and *Aphanizomenon gracile* in the annual cycle vs. physicochemical water parameters in the urban Lake Jeziorak Mały. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 2006, Vol. 35, No. 1, pp. 69–84.
17. I. BERMAN-FRANK, A. QUIGG, Z.V. FINKEL, A.J. IRWIN, L. HARAMATY: Nitrogen-fixation strategies and Fe requirements in cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 2007, Vol. 52, No. 5, pp. 2260–2269.
18. A.B. EL-SAYED, M.M. EL FOULY, S.M. GHAZY, N.A. EL SEMARY, M.A. HASSOUB: Some growth metabolites of two cyanobacteria species as affected by mineral nutrition. *Nature and Science* 2010, Vol. 8, No. 12, pp. 20–28.
19. L. BURCHARDT, B. PAWLIK-SKOWROŃSKA: Blue-green algal blooms – interspecific competition and environmental threat. *Wiadomości Biologiczne* 2005, vol. 49, nr 1–2, ss. 39–49.
20. E. ZĘBEK: Seasonal changes in net phytoplankton in two lakes with differing morphometry and trophic status (north-east Poland). *Archives of Polish Fisheries* 2009, Vol. 17, pp. 267–278.
21. E. ZĘBEK: Ochrona strefy brzegowej śródmiejskiego jeziora Jeziorak Mały na tle obowiązujących regulacji prawnych. *Prawo i Środowisko* 2005, vol. 44, nr 4, ss. 123–129.

Zebek, E., Szwejkowska, M. Influence Evaluation of Pretreated Storm Water on Analysis of Cyanobacteria Numbers in Jeziorak Mały Urban Lake at Various Precipitation Rates. *Ochrona Środowiska* 2014, Vol. 36, No. 1, pp. 27–31.

Abstract: The studies were conducted after installation of lamella separators clarifying storm water flowing into Jeziorak Mały urban lake in Ilawa. Differences were analyzed between cyanobacteria numbers and physico-chemical parameters of the lake water at separator outlets and in the pelagic zone as a function of precipitation rates. Statistically significant differences between cyanobacteria numbers and physico-chemical parameters of the lake water were demonstrated, indicating significant influence of

storm water on cyanobacteria development conditions, especially in the littoral zone. Lowered water temperature and increased chloride concentration were factors limiting the algae growth. That conclusion was supported by more than twice as low cyanobacteria number at the separator outlets as in the pelagial. Additionally, it was found that an increase in the cyanobacteria number was accompanied by an increase in precipitation rate up to the level of about 90 mm. Possibly, this could be related to nutrient inflow from the catchment area. Precipitation above 100 mm was extreme developmental conditions for cyanobacteria under which a sudden decrease in their numbers occurred.

Keywords: Water quality, cyanobacteria, precipitation, lamella separator, nutrients.