

Michał Solis¹

WPLYW KANAŁU WIEPRZ-KRZNA NA WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNO-CHEMICZNE I BIOLOGICZNE WÓD W WYBRANYCH ZBIORNIKACH RETENCYJNYCH

Streszczenie. Celem badań była ocena stanu troficznego zbiorników retencyjnych systemu Kanału Wieprz-Krzna (Mytycze, Krzceń, Tomaszne i Dratów) oraz wpływu żyznych wód z Kanału na zróżnicowanie wskaźników troficznych i biologicznych. Według stosowanych klasyfikacji troficznych zbiorniki są hipertroficzne. Stan ten wynika ze znacznej płytkości zbiorników i przez to większej ich podatności na eutrofizację. Wprowadzanie żyznych wód z Kanału zwiększało ilość fosforu wiosną, od której zależało stężenie chlorofilu-a. Sprzyjało to zwiększeniu dostępności tego pierwiastka (TN:TP) i wydajności jego wykorzystania przez fitoplankton (Chl-a/TP). Nie stwierdzono żadnych związków między ładunkiem i wskaźnikami troficznymi lub biologicznymi dla pory letniej. Ilość chlorofilu-a była o tej porze mniej zależna od fosforu, a obfity wzrost fitoplanktonu był zależny od innych czynników.

Słowa kluczowe: eutrofizacja, zbiorniki retencyjne, Kanał Wieprz-Krzna, troficzne i biologiczne wskaźniki.

WSTĘP

Istotnym elementem sieci wodnej Polesia Lubelskiego jest system Kanału Wieprz-Krzna, wybudowany w latach 60-tych XX w., i obejmujący swym oddziaływaniem obszar o powierzchni blisko 530 tys. ha. Celem budowy systemu była intensyfikacja produkcji rolnej przez melioracje odwadniające lub nawadniające. Odpowiednią ilość wody miała zapewnić sieć zbiorników retencyjnych – sześciu powstałych w wyniku obwałowania naturalnych jezior i zwiększenia ich powierzchni oraz pięciu wybudowanych od podstaw.

Ogrobowanie dawnych jezior przyczyniło się do odcięcia ich od zasilania ze zlewni [Wojciechowski 1991], a wprowadzanie obcych wód rzecznych wzmogło proces eutrofizacji i spowodowało przekształcenie struktury biocenoz wodnych [Radwan i Kornijów 1994]. Niemniej eutrofizacja wód jest w dużej mierze związana z uwarunkowaniami morfometrycznymi zbiorników. Znaczna płytkość i duża powierzchnia zwiększają ich podatność na eutrofizację, a w wyniku polimiksji zwiększa się rola

¹ Katedra Botaniki i Hydrobiologii, Katolicki Uniwersytet Lubelski im. Jana Pawła II, ul. Konstantynów 1H, 20-708 Lublin, e-mail: solek@kul.pl

zasilania fosforem z osadów dennych. Większego znaczenia nabiera również dostawa ładunku fosforu z Kanału.

Objawem eutrofizacji wód jest nadmierna obfitość fitoplanktonu wynikająca z mniejszej limitacji fosforu i azotu zgodnie z „prawem minimum” Liebiga. Na tej podstawie opracowano kryteria ilościowe dla chlorofilu-a, fosforu i azotu całkowitego oraz widzialności krążka Secchiego, które posłużyły do stworzenia klasyfikacji troficznych wód [OECD 1982, Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski 1993, Nürnberg 2001]. Stan tofii ocenia się również w oparciu o indeksy troficzne (TSI – Trophic State Index) wyliczane dla tych parametrów [Galvez-Cloutier i Sanchez 2007]. Łatwość oznaczania wskaźników przyczyniła się do poszukiwania zależności i tworzenia modeli prognozowania zmian stanu troficznego [Szeligiewicz 2004].

W niniejszej pracy oceniono stan troficzny czterech zbiorników retencyjnych - Dratów, Mytycze, Krzceń i Tomaszne zasilanych corocznie wodami rzecznyymi z Kanału. Celem badań było również określenie wpływu wprowadzania zeutrofizowanych wód na zróżnicowanie wskaźników troficznych i biologicznych.

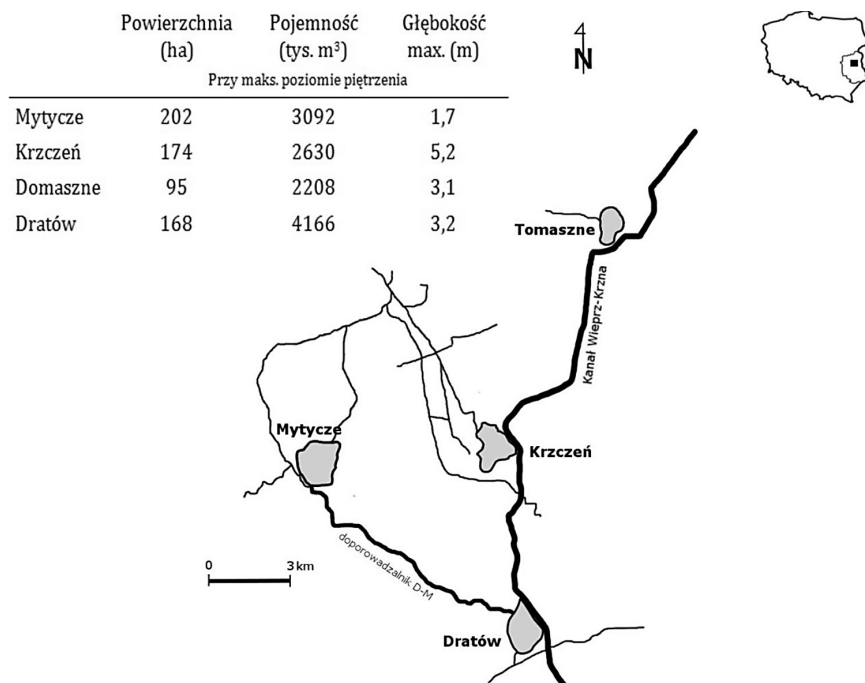
TEREN I METODY BADAŃ

Zbiorniki Dratów, Mytycze, Krzceń i Tomaszne położone są na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego we wschodniej Polsce. Cechami morfometrycznymi wyróżniającymi badane zbiorniki są znaczna płytkość (głęb._{maks.} < 3 m) i stosunkowo duża powierzchnia (rys. 1). Przy maksymalnym poziomie piętrzenia największą pojemność posiada Dratów, a najmniejszą Krzceń i Tomaszne.

Istotnym elementem bilansu wodnego zbiorników jest zasilanie z Kanału odbywające się corocznie głównie w okresie jesiennym i zimowym - przy braku pokrywy lodowej oraz wczesną wiosną, zaraz po ustąpieniu lodu. Woda wprowadzana jest przez śluzy wpustowe bezpośrednio z Kanału, a do Mytycza pośrednio przez doprowadzalnik z Dratowa. Mniej intensywna gospodarka wodna, w tym wprowadzanie mniejszej ilości wody do zbiorników, prowadzona jest dopiero w ostatnich 20 latach.

Badania w zbiornikach przeprowadzono w latach 2007, 2008 i 2009. Próby wody pobierano w najgłębszych częściach zbiorników w odstępach dwutygodniowych od kwietnia do października oraz w okresie jesieni i wiosny z Kanału. W warunkach *in situ* mierzono temperaturę, pH, przewodność elektrolityczną i natlenienie wód przy pomocy mierników elektronicznych i sondy tlenowej. Bezpośrednio w terenie zmierzono widzialność krążka Secchiego. W laboratorium oznaczono związki rozpuszczone (P-PO₄, N-NO₃, N-NH₄) oraz formy całkowite fosforu i azotu (TN, TP) wg Hermanowicza i in. [1999]. Stężenie chlorofilu-a w wodzie określono zgodnie z normą PN-ISO 10260:2002.

Objętość wody wprowadzaną do zbiorników oszacowano na podstawie różnic stanu wody i krzywych wolumetrycznych. Częstkowe objętości wody sumowano jako łączną objętość wody wprowadzaną do poszczególnych zbiorników. Informa-



Rys. 1. Położenie zbiorników retencyjnych w systemie Kanału Wieprz-Krzna i ich cechy morfometryczne

Fig. 1. Location of storage reservoirs in the system of Wieprz-Krzna Canal and their morphometrical characteristics

cje o terminach wprowadzania wody oraz odczytach na wodowskazach uzyskano z „Dzienników stanów wody na Kanale Wieprz-Krzna i zbiornikach” WZMiUZ w Lublinie. Ładunek wprowadzanego fosforu i azotu określano z iloczynu ich stężeń i objętości wprowadzanej wody w odniesieniu do jednostki powierzchni zbiornika.

WYNIKI

Oszacowanie ładunku fosforu wprowadzanego z wodami Kanału

W latach 2007–2009 podpiętrzenie wody w zbiornikach przeprowadzono w miesiącach październik-grudzień w celu uzupełnienia strat retencyjnych po okresie letnim. W przypadku Tomaszego i Dratowa wodę wprowadzano również w kwietniu po znacznym obniżeniu się poziomu wody po zimie. Zasilanie wodą Dratowa w okresie jesienno-zimowym odbywało się częściej, trzy-, czterokrotnie, ze względu na zasilanie z tego zbiornika również Mytycza.

Objętość wprowadzonej wody do Tomaszego, Dratowa i Krzčenja była największa w 2007 roku. Stanowiła ona > 60 % pojemności misy, a w przypadku Tomaszego

blisko 100% (tab. 1). W kolejnych dwóch latach ilość dostarczanej wody była znacznie mniejsza, nie przekraczała połowy pojemności. W Mytyczu objętość wprowadzanej wody była najmniejsza, i chociaż wzrastała z roku na rok, nie przekraczała 30% pojemności zbiornika.

Największa dostawa ładunku fosforu wraz z wodami kanałowymi była w 2007 roku do Krzczenia, Tomaszego i Dratowa, ok. 200 g P m⁻² (tab. 1). W kolejnych latach ładunek zmniejszał się i ostatecznie w 2009 roku był 3-krotnie niższy w Tomaszem, a 10–14-krotnie w Krzczeniu i Dratowie. W Mytyczu dostawa fosforu była najmniejsza, < 41 g P m⁻². Pomimo zwiększającego się co roku zasilania wodą wielkość ładunku była podobna w 2007 i 2008 roku, a 2-krotnie mniejsza w 2009.

Tabela 1. Objętość wód i ładunek fosforu wprowadzane z Kanału Wieprz-Krzna do zbiorników.
Table 1. Volume of water and phosphorus load entering from the Wieprz-Krzna Canal to the reservoirs

Parametr	Mytycze			Krzczeń			Tomaszne			Dratów		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Objętość wody												
V (10 ³ m ³)	360	475	805	1134	862	710	1640	992	1072	2305	1618	448
Ładunek fosforu (g m ⁻²)												
TP	36,9	40,9	21,7	181,2	57,4	18,5	226,5	115,4	79,3	197,5	120,0	16,0
P-PO ₄	11,2	5,8	4,8	108,9	32,1	18,4	142,1	61,3	42,5	118,3	57,4	8,6

Właściwości fizyczno-chemiczne i biologiczne wód zbiorników

Wody we wszystkich zbiornikach były alkaliczne lub lekko alkaliczne, mało zmineralizowane i dobrze natlenione (tab. 2). Odczyn wód zmniejszał się w kolejnych latach. Pomimo różnic między latami najmniej zmineralizowana woda była zawsze w Mytyczu, a najbardziej w Tomaszem.

Stężenie fosforu i azotu całkowitego było typowe dla wód o znacznej żyzności (tab. 2). Stężenie TP wynosiło przeważnie > 100 µg dm⁻³, a stężenie TN > 2500 µg dm⁻³. Najwyższe, a zarazem stabilnie utrzymujące się stężenia TP były w Dratowie. W pozostałych zbiornikach stężenie TP zmniejszało się w kolejnych latach, a największy spadek, do ok. 50 µg dm⁻³, odnotowano w 2009 roku w Mytyczu i Tomaszem. W roku tym zmniejszyło się również we wszystkich zbiornikach stężenie azotu całkowitego. Stężenie P-PO₄ w wodzie wynosiło ≥ 20 µg dm⁻³ i stanowiły one ≤ 20 % całkowitej puli fosforu. Tylko w 2009 roku w Mytyczu i Tomaszem, w związku ze znacznym obniżeniem się stężenia TP, ich udział wynosił 33–34%. Stężenia nieorganicznych form azotu (N-NH₄ i N-NO₃) w przedziale 800–1200 µg dm⁻³ stanowiło mniej niż 25 % puli azotu całkowitego. Stężenia azotu amonowego i azotanów cechowały się nieznacznymi fluktuacjami pomiędzy latami, ale charakter tych zmian był różnokierunkowy.

Tabela 2. Wybrane wskaźniki fizyczno-chemiczne i biologiczne wód (średnie wartości dla okresu kwiecień–październik z lat 2007–2009)**Table 2.** Selected physical-chemical and biological indicators of waters (mean values for period April–October in 2007–2009)

Parametr	Mytycze			Krzczęń			Tomaszne			Dratów		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Temp. (°C)	18,4	17,3	17,8	17,9	17,5	18,2	18,0	17,8	18,2	17,5	16,8	17,4
pH	9,6	8,8	7,9	9,3	8,9	8,5	8,9	8,8	8,4	9,2	9,0	8,8
PE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	209	219	229	252	300	287	338	343	349	282	288	303
O ₂ (mg dm^{-3})	12,6	9,9	10,0	11,2	10,3	10,5	10,1	11,1	10,3	10,3	10,4	10,2
O ₂ (%)	150	113	113	133	121	126	122	136	123	123	122	118
TP ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	209	141	56	191	165	132	120	118	48	199	191	192
P-PO ₄ ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	19	28	19	28	26	29	22	22	16	29	24	33
TN ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	5678	5292	2779	4726	4294	3178	3032	4100	2532	3827	5029	3918
N-NH ₄ ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	657	490	287	338	462	284	224	387	162	241	448	205
N-NO ₃ ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	520	744	660	460	604	566	405	485	506	327	606	656
SD (m)	0,22	0,42	0,66	0,30	0,48	0,44	0,46	0,45	0,70	0,37	0,34	0,34
Chl-a ($\mu\text{g dm}^{-3}$)	168	119	91	162	130	169	97	109	87	95	129	150
TN/TP	28	41	55	27	30	31	27	37	57	22	28	31
Chl-a/TP	0,8	0,8	1,7	1,0	0,9	1,7	0,8	0,9	2,5	0,5	0,7	0,7

PE – przewodność elektrolityczna, SD – widzialność krążka Secchiego.

We wszystkich zbiornikach stężenia Chl-a wynosiły ponad $90 \mu\text{g dm}^{-3}$, a widzialność krążka Secchiego była mniejsza niż 0,5 m (tab. 2). Wartości TN:TP > 20 wskazują na potencjalną limitację wzrostu fitoplanktonu przez fosfor, ale wartości Chl-a/TP, w zakresie 0,5–1,0, potwierdzają wydajny wzrost przy optymalnej jego ilości, a nawet nadmiarze. Odstępstwem był 2009 rok, kiedy w Mytyczu, Krzczenu i Tomasznie Chl-a/TP wynosił $\geq 1,7$ i TN:TP > 30, więc wzrost był limitowany, a fosfor utylizowany mniej wydajnie.

Stan troficzny

Stan troficzny wód określono na podstawie klasyfikacji OECD [1982], Hillbricht-Ilkowskiej i Wiśniewskiego [1993] oraz w oparciu o indeksy troficzne TSI (Carlson 1977) (tab. 3). Znaczna większość wykorzystanych kryteriów wskazuje na hipertrofię wód zbiorników. Stan ten potwierdzała zawsze widzialność krążka Secchiego w odniesieniu do trzech proponowanych klasyfikacji. Natomiast stężenia fosforu całkowitego i chlorofilu-a wg kryteriów zaproponowanych przez Hillbricht-Ilkowską i Wiśniewskiego [1993] wskazują na eutrofię. W Dratowie i Krzczenu stan hipertrofii

Tabela 3. Stan troficzny badanych zbiorników.

Table 3. Trophic state of the investigated reservoirs.

Klasyfikacja		OECD (1982)			Hillbricht-Ilkowska i Wiśniewski (1993)			Carlson (1977)		
		SD	TP	Chl-a	SD	TP	Chl-a	TSI _{SD}	TSI _{TP}	TSI _{Chl-a}
Mytycze	2007	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2008	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2009	H	E	H	H	UE	EH	E	E	H
Krzczeń	2007	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2008	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2009	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
Tomaszne	2007	H	H	H	H	EH	EH	H	H	H
	2008	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2009	H	E	H	H	UE	EH	E	E	H
Dratów	2007	H	H	H	H	EH	EH	H	H	H
	2008	H	H	H	H	EH	H	H	H	H
	2009	H	H	H	H	EH	H	H	H	H

H – hipertrofia, EH – eutrofia/hipertrofia, E – eutrofia, UE – umiarkowana eutrofia; SD – wi-
dzialność krążka Secchiego.

był stabilny w ciągu kolejnych trzech lat. W Mytyczu i Tomasznie, wskutek znacz-
nego zmniejszenia się puli fosforu i niewielkiej poprawy przezroczystości w 2009
roku, wody miały charakter eutroficzny.

Zależność między ilością fosforu i chlorofilu-a oraz znaczenie ładunku fosforu z Kanału

W wymiarze rocznym ilość fitoplanktonu zależała od zasobności wód zbiorni-
ka w fosfor, co potwierdza współczynnik korelacji między Chl-a i TP ($r = 0,65$, $p < 0,05$). Wyższą wartość współczynnika korelacji między tymi parametrami ($r = 0,78$, $p < 0,05$) otrzymano dla danych z okresu wiosennego, natomiast dla danych z okresu letniego korelacja była niska i nieistotna. W porze wiosennej obfitość fi-
toplanktonu limitowana była przez dostępność fosforu, a nie azotu ($\text{Chl-a}_{\text{wios}}\text{-TN}/\text{TP}_{\text{wios}}$; $r = -0,59$, $p < 0,5$).

Ładunek fosforu docierający do zbiorników z Kanału zwiększał jego stężenie w
wodzie zbiorników wiosną oraz wpływał na zmniejszenie względnej proporcji między
fosforem i azotem. Potwierdzają to korelacje między $\text{TP}_{\text{ładunek}}$ i TP_{wios} i $\text{TP}_{\text{ładunek}}$ i $\text{TN}/\text{TP}_{\text{wios}}$ (tab. 4). Z kolei korelacja między $\text{TP}_{\text{ładunek}}$ i $\text{Chl-a}/\text{TP}_{\text{wios}}$ wskazuje na istotne
zwiększanie podaży tego pierwiastka dla fitoplanktonu. Nie stwierdzono istotnych
korelacji między ładunkiem fosforu wprowadzanego wodami z Kanału a wskaźnikami
troficznymi i biologicznymi dla okresu letniego.

Tabela 4. Współczynniki korelacji między ładunkiem fosforu i wybranymi wskaźnikami troficznymi i biologicznymi.**Table 4.** Coefficients of correlation between phosphorus load and selected trophic and biological indicators.

Parametr	Chl-a _{rok}	Chl-a _{wios.}	Chl-a _{lato}	TP _{rok}	TP _{wios.}	TP _{lato}	Chl/ /TP _{rok}	Chl/ /TP _{wios.}	Chl/ /TP _{lato}	TN/ /TP _{rok}	TN/ /TP _{wios.}
TP _{ładunek}	–	–	-0,46	–	0,46	–	-0,48	-0,57*	-0,35	-0,47	-0,53*
P-PO ₄ ładunek	–	–	–	–	0,41	–	-0,44	-0,51	-0,31	-0,49	-0,54

* $p < 0,05$

DYSKUSJA

Zbiorniki Mytycze, Krzceń, Tomaszne i Dratów uległy daleko posuniętym zmianom w jakości wód. Wynikają one z napływu obcych, silnie zeutrofizowanych wód rzecznych, znacznych wahań poziomu lustra wody i zniszczenia strefy pobraża [Radwan i Kornijów 1994]. Wprowadzanie wód z Kanału już w początkowym okresie przyczyniło się do zwiększenia ilości substancji mineralnych w wodach. Pierwotnie wody zbiorników cechowały się ubóstwem składników mineralnych, przeciętne wartości przewodności elektrolitycznej zawierały się w przedziale 70–80 $\mu\text{S cm}^{-1}$ [Janiec 1994], a obecnie są wyższe i utrzymują wartości ponad 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Niekorzystnym procesem jest nadmierna eutrofizacja wód w zbiornikach. Objawem tego procesu jest mała, a nawet znikoma ilość roślinności podwodnej, natomiast obserwowany jest nadmierny rozwój fitoplanktonu. W świetle teorii „stabilnych stanów alternatywnych” badane zbiorniki spełniają warunki stanu mętno-wodnego z dominacją fitoplanktonu [Scheffer i van Nes 2007]. Przyczyną tego jest duże stężenie fosforanów, utrzymujące się często $> 20 \mu\text{g dm}^{-3}$, czyli wartości sprzyjającej formowaniu się zakwitów [Hillbricht-Ilkowska 1994]. Masowe pojawy w badanych zbiornikach tworzą głównie w porze letniej potencjalnie toksyczne sinice *Planktothrix agardhii*, *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp. oraz nietoksyczna *Limnithrix redekei* [Solis i in. 2009, Wojciechowska i Solis 2009]. Z obecnością zakwitów, często utrzymujących się do jesieni, związana jest znaczna alkalizacja i przetlenienie wód wskutek wzmoczonej fotosyntezy, wysokie stężenie chlorofilu-a oraz mała ich przezroczystość.

Stan troficzny wód w zbiornikach jest hipertroficzny, a stosowane w niniejszej pracy klasyfikacje dają w miarę spójny wynik oceny. Jednakże, wg propozycji Hillbricht-Ilkowskiej i Wiśniewskiego [1993] stężenia fosforu i chlorofilu-a wskazują na stan eutroficzny. W klasyfikacji tej nie uwzględniono typu hipertroficznego zbiorników, a rozbieżność wynika z opracowania osobnych kryteriów dla płytszych, polimiktycznych zbiorników, w których wartość graniczna wskaźników dla zaawansowanej eutrofii jest znacznie wyższa: TP $> 300 \mu\text{g dm}^{-3}$, Chl-a $> 100 \mu\text{g dm}^{-3}$. Dla porównania stan

hipertroficzny wg kryteriów OECD [1982] jest określony dla $TP_{rok} > 100 \mu\text{g dm}^{-3}$, a $Chl-a_{max.} > 75 \mu\text{g dm}^{-3}$.

Eutrofizacja wód i częściowo specyficzny układ hydrologiczny zbiorników sprawia, że wyliczona korelacja między średniorocznymi wartościami Chl-a i TP nie jest wysoka. W płytkich, eutroficznych zbiornikach stężenie Chl-a jest mniej zależne od ilości substancji biogenicznych [Kufel 2001], a zależność liniowa między Chl-a i TP ulega modyfikacji i przyjmuje często postać krzywoliniową [McCauley i in. 1989].

W badanych zbiornikach ilość fosforu wprowadzana z Kanału wzbogacała pulę wiosną, od której z kolei zależna była obfitość fitoplanktonu. Miało to również istotne znaczenie dla zwiększenia dostępności fosforu (TN:TP). Zwiększenie podaży fosforu wpływało na wydajność gromadzenia i zużywania fosforu wewnątrzkomórkowego (Chl-a/TP). Nawet przy braku limitacji może on być gromadzony w komórkach jako materiał zapasowy, a w okresach niedoboru wzrost odbywa się kosztem materiału zapasowego [White 1989].

Zgodnie z opracowanym modelem Uchmańskiego i Szeligiewicza [1988] letnie stężenie Chl-a jest określone zawartością fosforu wiosną. Dla badanych zbiorników nie otrzymano takiej zależności, a korelacja między Chl-a i TP dla pory letniej była niska i nieistotna. W płytkich zbiornikach obfitość fitoplanktonu w porze letniej zależna jest często od innych czynników, takich jak warunki świetlne, zawartość związków azotowych czy spasanie przez zooplankton [Phillips in 2008]. W badanych zbiornikach wpływ zooplanktonu był raczej ograniczony, ponieważ w fitoplanktonie dominowały niejadalne, duże formy sinic. Bardziej prawdopodobny wydaje się wpływ warunków świetlnych i zawartości substancji azotowych, czynników często kontrolujących rozwój sinic w porze letniej [Havens i in. 2003].

WNIOSKI

1. Skład chemiczny i cechy biologiczne wód potwierdzają utrzymującą się hipertrofię wód w zbiornikach Mytycze, Krzcień, Tomaszne i Dratów, uwarunkowaną znaczną ich płytkością.
2. Zasilanie z Kanału wzbogaca pulę fosforu w porze wiosennej. Zwiększa to dostępność tego pierwiastka dla fitoplanktonu i wpływa na wydajność jego wykorzystania.
3. Ładunek fosforu wprowadzany z Kanału nie wpływał na zróżnicowanie wskaźników troficznych i biologicznych w porze letniej. Ilość fitoplanktonu była zależna od innych niż fosfor czynników.

PIŚMIENNICTWO

- Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22(2): 361–369.
- Galvez-Cloutier R., Sanchez M. 2007. Trophic status evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and recommendations. *Wat. Qual. Res. J.*, 42(4): 252–268.
- Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. *Arkady*.
- Hillbricht-Ilkowska A., Wiśniewski R.J. 1993. Trophic differentiation of lakes of the Suwałki Landscape Park (north-eastern Poland) and its buffer zone – present state, changes over years, position in trophic classification of lakes. *Ekol. Pol.*, 41(1-2): 195–219.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1994. Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior Suwałskiego Parku Krajobrazowego oraz niektóre zależności pomiędzy ładunkiem a wskaźnikiem trofii jezior. [W:] *Jeziora Suwałskiego Parku Krajobrazowego. Związki z krajobrazem, stan eutrofizacji i kierunki ochrony*, PAN, Kom. Nauk. „Człowiek i Środowisko”, nr 7: 201–214.
- Janiec B. 1994. Wpływ Kanału Wieprz-Krzna na przenoszenie zanieczyszczeń do środowiska wodnego. [W:] *Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna*, AR w Lublinie, TWWP, Lublin: 59–68.
- Kufel L. 2001. Uncoupling of chlorophyll and nutrients in lakes – possible reasons, expected consequences. *Hydrobiologia*, 443: 59–67.
- McCauley E., Downing J.A., Watson S. 1989. Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 1171–1175.
- Nürnberg G. 2001. Eutrophication and trophic state. *Lakeline*, 29(1): 29–33.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Technical report. Environment Directorate, OECD, Paris.
- PN-ISO 10260:2002. Jakość wody. Pomiar parametrów biochemicznych. Spektrometryczne oznaczanie stężenia chlorofilu a.
- Radwan S., Kornijów R. 1994. Hydrobiologiczna i hydrochemiczna charakterystyka wód powierzchniowych. [W:] *Środowisko Przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna*, AR w Lublinie, TWWP, Lublin: 47–58.
- Scheffer M., van Nes E.H. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455–466.
- Solis M., Poniewozik M., Mencfel R. 2009. Bloom-forming cyanobacteria and Rother alga in selected anthropogenic reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland, *Oceanol. Hydrobiol. Studies*, Suppl. 2, 38: 71–78.
- Szeligiewicz W. 2004. Modelowanie ekosystemów wodnych w Instytucie Ekologii PAN. *Kosmos*, 53(1): 107–111.
- Uchmański J., Szeligiewicz W. 1988. Empirical models for predicting water quality as applied to data on lakes of Poland. *Ekol. Pol.*, 36: 285–316.
- White E. 1989. Utility of relationships between lake phosphorus and chlorophyll-a as predictive tools in eutrophication control studies. *New Zeal. J. Mar. and Fresh. Res.*, 23: 35–41.
- Wojciechowska W., Solis M. 2009. Glony pro- i eukariotyczne jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. *Wyd. KUL, Lublin*.
- Wojciechowski K.H. 1991. Powiązanie wód jeziornych z wodami powierzchniowymi i podziemnymi. [W:] *Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie*, Stud. Ośr. Dok. Fizjogr., t. XIX: 95–101.

IMPACT OF WIEPRZ-KRZNA CANAL ON PHYSICAL-CHEMICAL AND BIOLOGICAL CHARACTERISTICS IN SELECTED STORAGE RESERVOIRS

Summary Aim of this study was to assess the trophic state of storage reservoirs in the system of Wieprz-Krzna Canal (Mytycze, Krzczeń, Tomaszne i Dratów) and the impact of the fertile waters of the canal to the diversity of trophic and biological indicators. All reservoirs are hypertrophic. This state results from the large shallowness of reservoirs, which increases their vulnerability. Entering the fertile waters of the Canal increased the amount of phosphorus in the spring, which affected the amount of chlorophyll-a in the water. This was conducive to increasing the availability of this element (TN:TP) and the efficient utilization by phytoplankton (Chl-a/TP). There was no relationships between phosphorus load and trophic or biological indicators for the summer season. The amount of chlorophyll-a was at this time less dependent on the phosphorus, and abundant phytoplankton growth was dependent on other factors.

Key words: eutrophication, storage reservoirs, Wieprz-Krzna Canal, trophic and biological indicators.