

ISSN 1643-3157



KAROL STARMACH INSTITUTE OF FRESHWATER BIOLOGY
POLISH ACADEMY OF SCIENCES

ZAKŁAD BIOLOGII WÓD im. KAROLA STARMACHA
POLSKA AKADEMIA NAUK

SUPPLEMENTA
ad
A C T A
HYDROBIOLOGICA

Volumen 2

Grażyna Mazurkiewicz-Boroń

Czynniki kształtujące procesy eutrofizacyjne
w podgórskich zbiornikach zaporowych

KRAKÓW 2002

<http://rcin.org.pl>

SCOPE OF THE JOURNAL

SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA publishes original research reports on all kinds of inland waters (rivers, reservoirs, lakes, wetlands, estuaries, etc.), their organisms (micro-organisms, algae, macrophytes, invertebrates, fish and other vertebrates), and related physical and chemical factors. The scope of the journal includes ecology, physiology, taxonomy and methodology. Papers concerning the practice of freshwater fishery and aquaculture or the conservation and management of water ecosystems are also accepted.

EDITORIAL POLICY

Papers are received on the understanding that they have not previously been published, are not being considered or accepted for publication elsewhere, and are final versions read and approved by all co-authors. Authors are obligated to obtain written permission from the copyright holder to use any illustration, table, or extended quotation from material that has previously been published. Papers on acceptance become the exclusive copyright of the publisher.

All submitted papers will be considered for publication by the editor and critically reviewed by outside experts in the relevant discipline. Papers not meeting the standards required will not be eligible for review. Authors will be notified of acceptance, rejection, or need for revision within three months. Expenses of publication of the paper are charged to the author. Cost estimates will be supplied in advance and must be prepaid before paper will be scheduled. Twenty-five offprints are supplied free of charge. Where more authors are involved, the corresponding author will receive all offprints for distribution among the co-authors. An additional number may be ordered by payment.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Articles should be submitted in duplicate to the Editorial Office, Karol Starmach Institute of Freshwater Biology, ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków, Poland. The author should retain a copy of the text, tables, and original illustrations, as the editor cannot accept responsibility for damage or loss of submitted papers (originals will be requested with the final version of the manuscript). Manuscripts should be written in English and typed on one side only of A4-size paper (30 lines per page, about 60 characters per line). Typing should be double-spaced throughout the text, including tables, figure legends, and list of references.

The title page should include the title of the contribution, the author's name (with full first name), the name and full postal address of the institution at which the work was carried out and the abstract. If the present affiliation of the author differs from the above, it should appear as a footnote. In the case of co-authors, their respective addresses should be clearly indicated. The **Abstract** (not longer than 10 lines) should summarize the significant content of the paper but should not repeat the title. It should be followed by a list of key words (not more than 10 words).

(continued on inside back cover)

ISSN 1643-3157



KAROL STARMACH INSTITUTE OF FRESHWATER BIOLOGY
POLISH ACADEMY OF SCIENCES

ZAKŁAD BIOLOGII WÓD im. KAROLA STARMACHA
POLSKA AKADEMIA NAUK

S U P P L E M E N T A
ad
A C T A
H Y D R O B I O L O G I C A

Volumen 2

Grażyna Mazurkiewicz-Boroń

Czynniki kształtujące procesy eutrofizacyjne
w podgórskich zbiornikach zaporowych

KRAKÓW 2002

SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA

A journal devoted to the study of water biology

Editor-in-Chief

Janusz STARMACH *Cracow, Poland*

Editorial Advisory Board

Jan BARICA *Hamilton, Canada*

Halina BUCKA *Cracow, Poland*

Pertti ELORANTA *Helsinki, Finland*

Anna HILLBRICHT-ILKOWSKA *Warsaw, Poland*

Jadwiga SIEMIŃSKA *Cracow, Poland*

Olav M. SKULBERG *Oslo, Norway*

Jan SZUMIEC *Golysz, Poland*

Jan M. WŁODEK *Cracow, Poland*

Stanisław WRÓBEL *Cracow, Poland*

Editorial Office

Małgorzata SZUL

Recenzenci: Prof. dr hab. Stanisław WRÓBEL
Doc. dr hab. Aleksandra STARZECKA

SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA is published by the Karol Starmach Institute of Freshwater Biology, Polish Academy of Sciences, ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków, Poland. The journal is fully financed by the authors of submitted papers and issued when the number of accepted papers has been completed. Orders for subscription, exchange, back issues, offprints or advertising space should be sent to the publisher. No part of this publication may be reproduced in any form without the prior written permission of the publisher.

Information about SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA and the tables of contents as well are available at Web site <http://www.zbw.pan.krakow.pl>

ISSN 1643-3157

© by Karol Starmach Institute of Freshwater Biology, Polish Academy of Sciences, Cracow 2002
Printed in Poland

SPIS TREŚCI

1. Wstęp	1
2. Teren badań	2
3. Materiały i metody badań	6
4. Wyniki	9
4.1. Wieloletnie badania czynników fizykochemicznych w rzece Raby i Zbiorniku Dobczyckim	9
4.1.1. Charakterystyka wód rzeki Raby zasilającej zbiornik	9
4.1.2. Charakterystyka wód Zbiornika Dobczyckiego	13
4.1.3. Relacje pomiędzy czynnikami eutrofogennymi i wskaźnikami trofii wód Zbiornika Dobczyckiego w oparciu o dane wieloletnie (1987–1999)	23
4.2. Badania porównawcze trzech podgórskich zbiorników zaporowych	29
4.2.1. Porównanie wybranych parametrów fizykochemicznych i troficznych w trzech podkarpackich zbiornikach zaporowych i w ich głównych dopływach	29
4.2.2. Aktywność fosfataz alkalicznych i ich związki z czynnikami fizykochemicznymi	45
5. Dyskusja	50
6. Wnioski	60
7. Piśmiennictwo	61
8. Summary	66

Adres autorki:

Grażyna Mazurkiewicz-Boroń

Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha, Polska Akademia Nauk

ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

e-mail: mazurkiewicz@zbw.pan.krakow.pl

Czynniki kształtujące procesy eutrofizacyjne w podgórskich zbiornikach zaporowych

Grażyna MAZURKIEWICZ-BOROŃ

1. Wstęp

Zbiornik zaporowy wraz z zachodzącymi w nim procesami przyrodniczymi i antropogenicznymi jest geokomponentem krajobrazu. Dlatego też musi być rozpatrywany równolegle z cechami klimatycznymi, rzeźbą i strukturą powierzchni, charakterystyką stosunków wodnych, światem biotycznym oraz przejawami działalności człowieka. Ekologiczny charakter zbiorników wodnych powstałych na rzekach kształtują w rozmaity sposób wyrażone cechy pośrednie pomiędzy rzekami i wodami stojącymi. Natomiast ostateczny obraz funkcjonowania ekosystemu zbiornika zaporowego uwarunkowany jest abiotycznymi i biotycznymi czynnikami środowiskowymi (Thornton et al. 1990, Starmach 1995, Kajak 1998, Avakian 1998, Straškraba 1998).

Bezwładność środowiska wodnego powoduje, że wszelkie procesy w nim zachodzące zaczynają się i kończą znacznie wolniej niż w biocenozie lądowej. Zdolności buforujące wody obniżają znacznie wahania czynników środowiskowych, co powoduje, że skutki działania antropopresji na ekosystem wodny są często przesunięte w czasie. Takie właściwości wody stwarzają organizmom wodnym relatywnie stabilne środowisko bytowania. Wysoka dynamika hydrologiczna górskiej i podgórskiej zlewni o wyraźnie zróżnicowanych warunkach klimatycznych oraz indywidualnych cechach morfologicznych i ekologicznych, zamkniętego w dolinie rzecznej ekosystemu, kształtują indywidualny dla rozwoju zbiornika proces oparty na przemianach trofii wody. Powszechnie zachodzący w wodach wzrost żyzności jest podstawowym procesem decydującym o funkcjonowaniu oraz jakości i przydatności do określonych celów wód powierzchniowych (Wróbel 1991).

W Polsce funkcjonuje ponad 80 zbiorników zaporowych (Mikulski 1998). Tylko na niektórych, były i nadal są prowadzone kompleksowe badania hydrochemiczne i hydrobiologiczne. W Polsce Południowej na zbiornikach: Goczałkowickim, Rybnik, Wisła Czarne, Dobczyce prowadzone były wieloletnie obserwacje o charakterze monitoringu ekologicznego (Kasza 1995, Starmach, Mazurkiewicz-Boroń (red.) 2000). W Czeskich i Słowackich Karpatach szczegółowe, wieloletnie badania prowadzono między innymi w zbiornikach usytuowanych w zlewni Wełtawy (Procházková, Blažka 1989, Hejzlar, Straškraba 1989, Komárková, Vyhálek 1998, Jelinková, Straškrabová 2001).

Budowa zbiornika zaporowego w Dobczycach (Pogórze Karpackie) planowana już w latach 60-tych zeszłego stulecia (Bombówna 1969) została rozpoczęta w latach siedemdziesiątych, a oddana do eksploatacji dopiero w 1987 r. Przeznaczenie zbiornika jako rezerwuaru wody pitnej dla Krakowa przyczyniło się, jeszcze przed jego powstaniem, do szerokiego zainteresowania rzeką Rabą (Bombówna 1969, Pasternak 1969,

1980, Wróbel 1980, Amirowicz 1988, Mazurkiewicz 1988, Jelonek, Starmach 1988, Starmach i inni 1988). W roku 1986 od momentu zalewania zbiornika rozpoczęto w nim systematyczne badania parametrów fizyko-chemicznych i hydrobiologicznych. Równocześnie zbiornik wraz ze zlewnią stał się obiektem wszechstronnych badań ekologicznych, których między innymi zebrano w monograficznych opracowaniach pod redakcją: Wieczysty (1993), Starmach, Mazurkiewicz-Boroń (2000).

W świetle dotychczasowych badań Zbiornik Dobczycki zalicza się do typu eutroficznego o charakterystycznych zmianach we florze i faunie oraz właściwościach troficznych wody (Mazurkiewicz 1996, Mazurkiewicz-Boroń 2000a, 2000b, 2000c, Wilk-Woźniak 2000). Największy udział w intensyfikacji procesu eutrofizacji ma zlewnia Raby wraz z zachodzącymi w niej procesami naturalnymi i antropogenicznymi (Pawlik-Dobrowolski 1993a, 1993b). Duży udział w tym ma rolnictwo, wpływa na obniżenie przepływów w rzekach i przyczynia się do większego wymywania i tym samym spływu substancji mineralnych i organicznych do Raby. Także dopływ ścieków komunalnych ze źródeł punktowych i rozproszonych prowadzi do wyraźnego wzrostu zawartości w wodzie związków biogenych w formie mineralnej i organicznej (Pawlik-Dobrowolski 1993a, 1993b, Mazurkiewicz-Boroń 2000a). Szczególnie ważną rolę w zlewniach podgórskich pełnią też warunki hydrometeorologiczne, które decydują o wielkości i rozkładzie czasowym odpływu a tym samym transportu zanieczyszczeń ze zlewni, dynamicznie kształtując strukturę abiotyczną i biotyczną zbiornika (Lebedeva, Venitsianov 1998).

Znajomość oddziaływania szeregu czynników abiotycznych na biotyczne interakcje w ekosystemie wodnym wymaga wieloletnich, sezonowych obserwacji. Zgromadzone i opracowane wyniki ze względu na różnorodność i złożoność procesów jedynie pozwalają na przybliżenie funkcjonowania badanego ekosystemu.

Celem niniejszej pracy było:

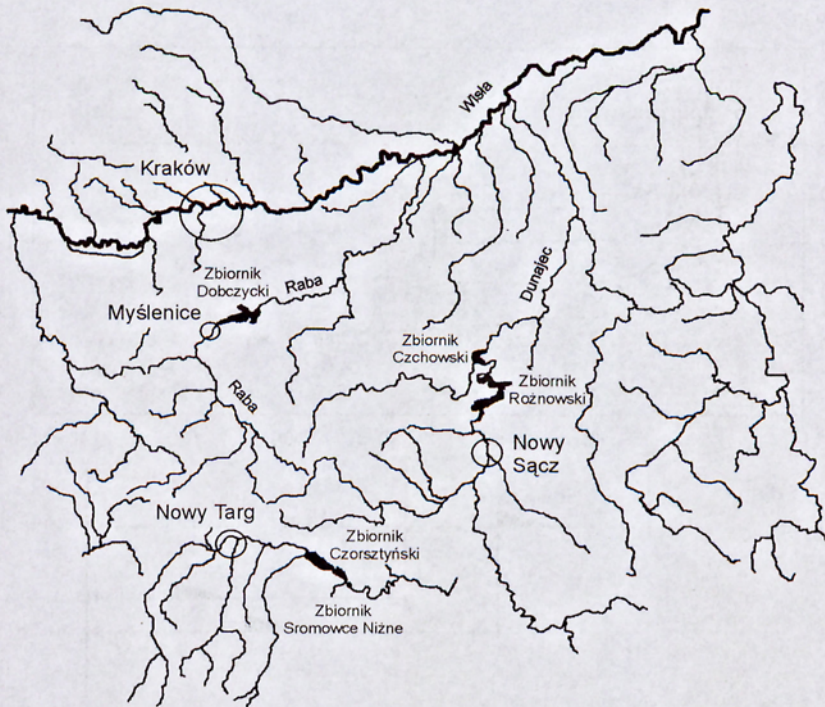
1. określenie interakcji zachodzących w procesie eutrofizacji pomiędzy parametrami fizykochemicznymi i hydrobiologicznymi rzeki Raby i Zbiornika Dobczyckiego w oparciu o wieloletnie ciągłe badania,
2. znalezienie przyczyn skutków oddziaływania czynników abiotycznych na zmiany trofii wód na przykładzie trzech podgórskich zbiorników zaporowych Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego położonych w jednej jednostce geograficzno-hydrologicznej,
3. określenie aktywności fosfataz alkalicznych w trzech podgórskich zbiornikach zaporowych.

Charakterystyka funkcjonowania ekosystemów wodnych stworzonych w celach eksploatacyjnych powinna opierać się na znajomości ich cech wykształconych w procesach sukcesji. Pozwoli to przy zarządzaniu zasobami wodnymi, bez dewastacji środowiska wodnego, wykorzystać ich strukturę i naturalne funkcjonowanie do ograniczania skutków zjawisk ekstremalnych względnie zakłóceń spowodowanych antropopresją.

2. Teren badań

Zbiorniki Dobczycki, Czorsztyński i Rożnowski są podgórskimi zbiornikami zaporowymi usytuowanymi na karpackich dopływach Górnej Wisły (Ryc. 1). Zlewnie zbiorników leżą w obrębie Karpat Zewnętrznych i Pogórza Karpackiego, tworzących centralną część Polskich Karpat Zachodnich (Starkel 1972).

Karpaty w przeważającej części zbudowane są z piaskowcowo-lupkowego fliszu, na którym zalegają osady zwietrzelinowe i stokowe o różnej przepuszczalności od



Ryc. 1. Lokalizacja badanych zbiorników w zlewni Górnej Wisły.

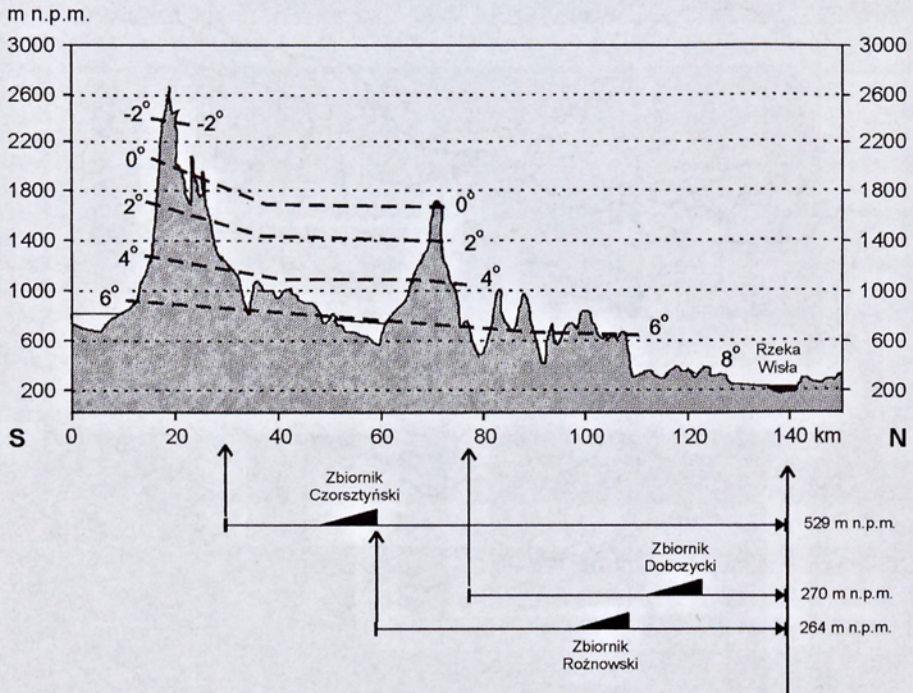
iłów, glin po utwory pylasto-piaszczyste i rumoszone. W kotlinach rzecznych zalegają ropy miocenijskie.

Dorzecze Dunajca wznosi się w swym górnym biegu do 2500 m n.p.m. Zlewnia Raby w 1% znajduje się powyżej 1000 m n.p.m. W Beskidach rzeźba terenu charakteryzuje się nachyleniem stoków 15–30° i są one wypukłe i proste. Na Pogórzu spadki wynoszą 5–15°, a stoki są wypukło-wklęsłe. Rzeki karpackie płynące po północnym skłonie gór przecinają pasma górskie i kotlinki śródgórskie. Ich zlewnie są wydłużone i zbierają liczne dopływy (Starkel 1972) (Ryc. 2).

Podłoże i nachylenie stoków kształtuje różnorodność gleb od przepuszczalnych gleb szkieletowych przez średnio przepuszczalne do gleb zwięzłych.

Piętrowość klimatyczna tego obszaru związana ze spadkiem temperatury i wzrostem opadów wraz z wysokością decydują o zależnościach ekologicznych w tym obszarze. Średnia temperatura waha się od +8 °C w Kotlinach Podkarpackich do -2 °C na szczytach Tatr. Średni opad wynosi od 2000 mm w Tatrach, 1000–1500 mm w Beskidach, 700–1000 mm na Pogórzu i 550–800 mm w Kotlinach Podkarpackich.

Zasoby wodne górnej Wisły charakteryzują się silną zmiennością przepływów w czasie i są nierównomiernie rozłożone w obszarze zlewni. W Raby i Dunajcu podobnie jak w pozostałych górskich dopływach Wisły występują najwyższe wartości modułów odpływu oraz wartości stosunków przepływów średnich do niskich. Takie relacje wskazują na duże zagrożenie wezbrzeniami wód i głębokimi niżówkami przepływów w okresach długotrwałej suszy. W Karpatach dominuje spływ powierzchniowy w czasie letnich wezbrań opadowych i wiosennych wezbrań roztopowych.



Ryc. 2. Schemat zjawisk fizyczno-geograficznych w dorzeczu Górnej Wisły (wysokość n.p.m. i średnią temperaturę roku podano wg Starkla (1972)) oraz lokalizacja badanych zbiorników zaporowych.

Spośród położonych w dorzeczu górnej Wisły 20 zbiorników większość, w tym trzy objęte badaniami, są wielozadaniowe i spełniają różne funkcje: zaopatrzenie w wodę ludności, przemysłu i rolnictwa, utrzymanie przepływów nienaruszalnych, energetyka wodna, ochrona przeciwpowodziowa i rekreacja.

W zlewniach badanych zbiorników tereny rolnicze stanowią około 50% całkowitej powierzchni. Struktura użytkowania rolniczego jest niedostosowana do warunków przyrodniczych regionu, polega na zbyt dużym udziale gruntów ornych i zbyt małym trwałych użytków zielonych. Fakt dużego rozdrobnienia gospodarstw rolnych (średnia nie przekracza 4 ha) i wielodziałkowe ich powierzchnie, usytuowane na stokach o dużych spadkach i wysokim stopniu podatności na erozję, powodują przyspieszenie transportu zanieczyszczeń obszarowych ze zlewni (Tabela I).

Osadnictwo w dorzeczu Raby i Dunajca jest typowym przykładem koncentracji zabudowy komunalnej, przemysłowej i technicznej wzdłuż rzek. Intensywna zabudowa terenów przylegających do dolin rzecznych, także samych dolin rzecznych i koryt doprowadziła do poważnych zagrożeń powodziowych. Obszar ten gęsto zaludniony wraz z sezonowym znacznym napływem ludności związanym z ruchem turystyczno-rekreacyjnym stanowi poważne źródło ścieków komunalnych w większości odprowadzanych wprost do rzeki.

Zbiorniki zaporowe na Dunajcu i Rabie są elementami sztucznymi, wkomponowanymi w naturalny system rzeczny. Różnią się wiekiem, cechami morfologicznymi i właściwościami wynikającymi z uwarunkowań środowiska przyrodniczego zlewni (Tabela I).

Tabela I. Charakterystyka zlewni zbiorników zaporowych.

	Zbiornik Czorszyński	Zbiornik Rożnowski	Zbiornik Dobczycki
Rzeka (długość km)	Dunajec (247)	Dunajec (247)	Raba (137)
Posadowienie zapory (km)	173,3	80,0	60,1
Powierzchnia zlewni zbiornika (km ²)	1147	4864	768
w tym:			
Zlewnia bezpośrednia (km ²)	104,1	107,2	78,2
Źródłiska (m n.p.m.)	1500	1500	785
Średni spadek (‰)	15,4	8,5	7,7
Odpływ jednostkowy (dm ³ s ⁻¹ km ⁻²)	24,3	11,5	14,5
Amplituda średnich rocznych temperatur powietrza (°C)	-2,0 do 5,0	-2,0 do 8,0	3,0 do 8,0
Amplituda średnich rocznych sum opadów (mm)	2000–1000	2000–800	1200–800
Lesistość (%)	52,2 i 37,2*	44,5**	41,1 i 35,8***
Okres wegetacji (dni rok ⁻¹)	241–255	271–285	271–285
Użytki rolne (%)	37,2 i 54,6*	46,9**	52,0 i 51,5***
w tym:			
Grunty orne	34,8 i 38,9*	50,6**	60,1 i 73,4***
Użytki zielone (łąki, pastwiska, sady)	65,2 i 61,1*	49,4**	39,9 i 26,6***
Zaludnienie (osób km ⁻²)	122 i 140*	125 **	125 i 169***

* powiat tatrzański i nowotarski, ** powiat nowosądecki, *** powiat limanowski i myślenicki (Rocz. Stat. 2001)

Wpływ zlewni uwidacznia się poprzez cechy wynikające z jej wielkości, budowy geologicznej, pokrywy gleb, podatności na erozję oraz użytkowania. Jedną z najistotniejszych grup zjawisk wynikających z denudacji zlewni i osadzania się w zbiorniku rumowiska zarówno unoszonego jak i wleczonego jest utrata ich możliwości retencyjnych. 60-letnia eksploatacja Zbiornika Rożnowskiego doprowadziła w wyniku tych procesów do 27,2% ubytku jego pojemności (Kloze et al. 2001). Wielkości dostawy materiału wnoszonego do badanych zbiorników oszacowane na podstawie pomiarów wykazują znaczne zróżnicowanie (Łajczak 1995) (Tabela II).

Z czynników hydrologicznych najważniejszymi są amplituda i częstotliwość przepływów, które kształtują częstość wymiany wody w zbiorniku, wahania jej poziomu i wielkość obszaru odsłaniania dna. Morfometria zbiornika wpływa na stosunki głębokościowe kształtujące termikę mas wodnych, wielkość litoralu i strefy produkcyjnej w stosunku do strefy hypolimnionu. Ponadto, położenie wysokościowe, które szczególnie zaznaczyło swój wpływ w przypadku Zbiornika Czorszyńskiego (529 m n.p.m. NPP) warunkując odrębność jego cech fizyczno-limnologicznych polegającą na dużej średniej głębokości zbiornika i w konsekwencji dużym udziale hypolimnionu w objętości całkowitej. Wykorzystanie gospodarcze decyduje o rodzaju odpływu wody ze zbiornika i bilansie wodnym. Natomiast system produkcji energii elektrycznej w Zbiorniku Rożnowskim i Czorszyńskim wymagał zbiorników wyróżnawczych odpowiednio Zbiornika Czchowskiego i Zbiornika Sromowce Wyżne.

Zróżnicowanie warunków środowiska geograficznego zlewni badanych zbiorników zaporowych, ich cechy fizyczno-limnologiczne i sposoby eksploatacji w decydujący sposób kształtują odrębność ekologiczną każdego z badanych obiektów.

Tabela II. Charakterystyka zbiorników zaporowych.

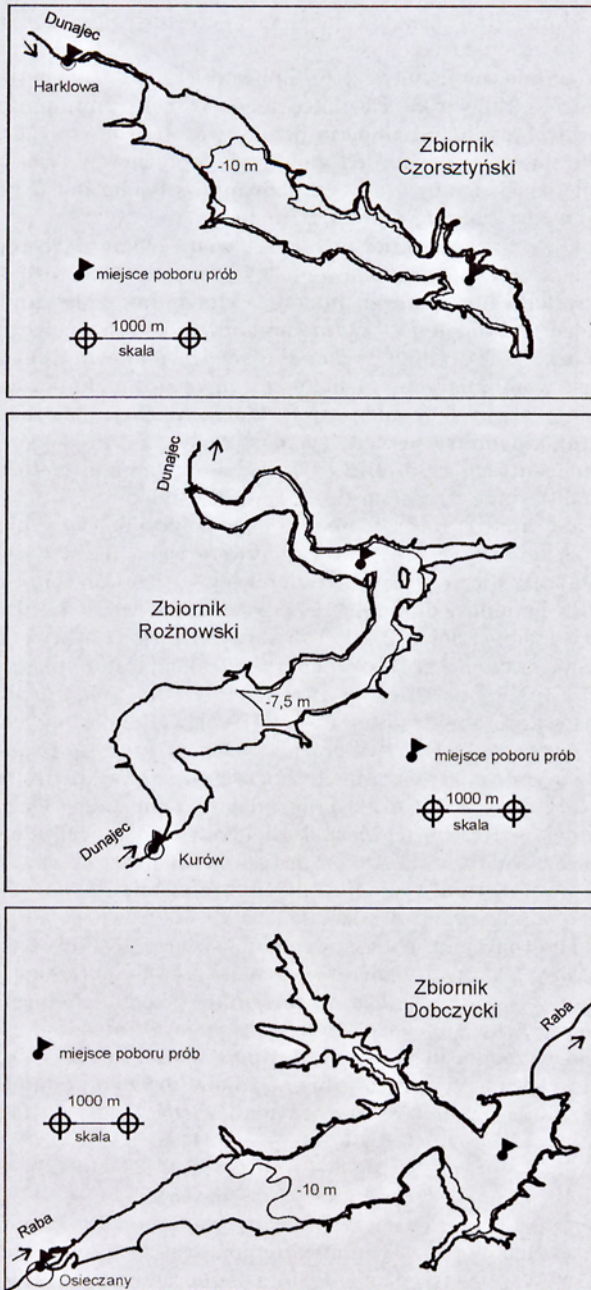
	Zbiornik Czorsztyński	Zbiornik Rożnowski	Zbiornik Dobczycki
Rok rozpoczęcia eksploatacji	1997	1942	1987
Typ zapory	ziemna	ciężka	ziemna ciężka
Wysokość zapory (m)	60	49	31
Długość zapory (m)	404	550	617
NPP – normalny poziom piętrzenia (m n.p.m.)	529,0	264,0**	269,9
Przepływ średni roczny ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	23,8	50,0	10,6
Przepływ nienaruszalny ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	2,4		1,25
Przepływ powodziowy 100 letni	1320	3810	930
Odpływ nieszkodliwy ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	250	900	300
Pojemność – max PP (mln m^3)	231,9	159,3 (228,7)*	125,0
Pojemność – nPP (mln m^3)	181,2	79,2	99,2
Pojemność – min PP (mln m^3)	35,8	38,3 (65,4)*	14,5
Powierzchnia zalewu – max PP (ha)	1226	1600 (1776)*	1065
Powierzchnia zalewu – n PP (ha)	1051	950	950
Powierzchnia zalewu – min PP (ha)	378	630	335
Średnia głębokość – max PP (m)	19,0	10,0 (13)*	11,7
Średnia głębokość – n PP (m)	18,3	8,3	10,5
Średnia głębokość – min PP (m)	9,5	6,0	4,3
Głębokość maksymalna (m)	46	31	28
Długość zbiornika (km)	11	22	10
Szerokość zbiornika (km)	0,4–1,75	0,25–1,1	0,8–1,3
Długość linii brzegowej (km)	39	57	42
Zamulenie (t rok^{-1})	197 000***	591 000***	100 000***
Wielokrotność wymiany wody w roku	3,3	11,1	3,4
Czas wymiany wody (dni)	111	33	107
Typ zbiornika	limniczny	reolimniczny	limniczny
Wskaźnik odstonięcia (pow / śr. głęb.)	57	139	90
Stosunek powierzchni zlewni do powierzchni zbiornika	109	304	81
Moc elektrowni (MW)	90	50	2,5

* wyjściowa 1942, ** rzędna progę jazu, *** Łajczak (1995)

3. Materiały i metody badań

Badania fizykochemiczne i mikrobiologiczne wody zbiorników zaporowych w Dobczycach, Czorsztynie i Rożnowie koncentrowały się w strefie pelagialu. Natomiast badania jakości wód głównych dopływów prowadzono w miejscach bezpośredniego dopływu Raby do Zbiornika Dobczyckiego w Osieczanach, Dunajca do Zbiornika Czorsztyńskiego w Harkłowej i dopływu Dunajca do Zbiornika Rożnowskiego w Kurowie (Ryc. 3).

Od stycznia 1987 do końca 1999 roku w Zbiorniku Dobczyckim próby wody do badań fizykochemicznych i biologicznych pobierano w odstępach dwutygodniowych z profilu pionowego, co 2,5 m od powierzchni do dna, na stanowisku wyznaczonym w pelagialu Basenu Dobczyckiego. Od stycznia 1991 roku w Osieczanach rozpoczęto



Ryc. 3. Usytuowanie miejsc poboru prób w badanych zbiornikach zaporowych oraz ich głównych dopływach.

systematyczne badania Raby pokrywające się w częstotliwości poboru prób z badaniami zbiornika.

W 1998 r. wykonano, porównawcze do Zbiornika Dobczyckiego, badania Zbiornika Czorsztyńskiego i Zbiornika Rożnowskiego. W celu zminimalizowania różnic w jakości wody wywołanych zmiennością dobową, próby wody pobierano z pelagialu wszystkich trzech zbiorników oraz ich głównych dopływów w tym samym terminie i w tej samej kolejności. Próby wody ze zbiorników pobierano 5 litrowym czerpaczem Patalasa, a wody rzecznej wprost z nurtu.

Pomiary i analizy fizykochemiczne jakości wody obejmujące temperaturę, pH, przewodnictwo właściwe, koncentrację tlenu rozpuszczonego, twardość ogólną, twardość węglanową, alkaliczność, wapń, magnez, krzemiany, siarczany, stężenie ortofosforanów, fosforu całkowitego, azotu amonowego, azotanowego, azotynowego i azotu ogólnego oraz BZT₅, ChZT wykonano wg Hermanowicza et al. (1976).

Przeźroczystość wody mierzono głębokością, przy której zanika widzialność krążka Secchiego. Zasięg strefy fitycznej (strefy trofogenicznej) obliczono według Tilzer (1988) wykorzystując pomiary przeźroczystości wody.

Oznaczenia koncentracji chlorofilu *a* w wodzie wykonano metodą etanolową na gorąco (Nusch 1980), dane udostępniła dr Wilk-Woźniak.

Próby wody do analiz mikrobiologicznych pobierano w tym samym czasie i z tych samych poziomów, co próby do oznaczania wskaźników fizykochemicznych. Aktywność fosfatyzacji alkalicznych: frakcji glonowej – APA, bakteryjnej – APB, pozakomórkowej – APF badano wg Jones (1972) w próbach wody niefiltrowanej i filtrowanej przez filtry membranowe 2,5 i 0,45 μm (Sartorius). Aktywność całkowitą – AP stanowiła suma aktywności poszczególnych frakcji. Jako substrat stosowano p-nitrofenylofosforan (pNP-PO₄). Ilość p-nitrofenolu uwolnionego przez fosfatazy mierzone przy zastosowaniu spektrofotometrem HACH DR/2000 przy 410 nm.

Do charakterystyki rzeki Raby i Zbiornika Dobczyckiego oraz analizy zależności pomiędzy oznaczanymi parametrami wykorzystano dane hydrologiczne zawarte w opracowaniu (Matek 2000) oraz dane udostępnione przez Okręgową Dyрекcję Gospodarki Wodnej w Krakowie, Zespół Elektrowni Wodnych Rożnów i Czchów, Hydroprojekt Warszawa sp. z o.o. Do oszacowania objętości poszczególnych funkcjonalnych warstw wody (litoral, pelagial, strefa trofogeniczna i trofalityczna) wykorzystano metodę podaną przez Amirowicz (1998) i krzywe pojemności zbiorników wykonane przez Hydroprojekt Warszawa sp. z o.o. oraz RZGW w Krakowie.

Analizę uzyskanych danych oparto o wartości średnie obliczone dla okresów rocznych oraz sezonów: wegetacyjnego w zbiorniku tj. od homotermii wiosennej do homotermii jesiennej, wiosennego od marca do maja, letniego od czerwca do sierpnia, jesiennego od września do listopada i zimowego od grudnia do lutego.

Do obliczeń i graficznego opracowania wyników używano pakietu *STATISTICA 5.1 PL* (Stanisz 2001). Średnie roczne z badań wieloletnich oparto o liczbę danych z poszczególnych lat: 1987 – n = 216, 1988 – n = 234, 1989 – n = 218, 1990 – n = 264, 1991 – n = 260, 1992 – n = 278, 1993 – n = 295, 1994 – n = 238, 1995 – n = 226, 1996 – n = 204, 1997 – n = 217, 1998 – n = 178, 1999 – n = 217.

Dla charakterystyki zbiorów danych zastosowano statystyki opisowe. Porównania parametrów siedliskowych w badanych obiektach przeprowadzono stosując analizę wariancji (ANOVA) poprzedzoną testem jednorodności wariancji. Przyjęto, że różnice i korelacje pomiędzy średnimi wartościami były statystycznie istotne, gdy poziom istotności (*p*) był mniejszy od 0,05. Do określenia stopnia wzajemnych relacji pomiędzy parametrami siedliskowymi a wskaźnikami trofii użyto współczynników „*r*” Pearsona. Wyznaczano funkcję liniową regresji, gdy korelacja Pearsona była statystycznie istotna, przy poziomie ufności 95%. W celu określenia znaczenia

różnych czynników środowiskowych przy wyjaśnianiu zmienności określanego parametru posługiwano się regresją wielokrotną – metodą krokową wsteczną. Trendy wieloletnie szacowano metodą najmniejszych kwadratów. Zastosowano również analizę czynnikową metodą składowych głównych (PCA) jako metodę redukcji liczby danych, a dla określenia odległości pomiędzy badanymi obiektami zastosowano analizę skupień (CA) metodą pojedynczego wiązania i dystans euklidesowy.

4. Wyniki

4.1. Wieloletnie badania czynników fizykochemicznych w rzece Raby i Zbiorniku Dobczyckim

4.1.1. Charakterystyka wód rzeki Raby zasilającej zbiornik

Wieloletnie, systematycznie prowadzone w latach 1991–1999 badania rzeki Raby w Osieczanach, wpływającej do Zbiornika Dobczyckiego, obejmowały wybrane wskaźniki jakości wody (Tabela III). Zawartość oznaczanych makroelementów,

Tabela III. Zakres wahań wartości średnich rocznych oraz rocznych minimów i maksimów parametrów fizyczno-chemicznych wody Raby (Osieczany) w latach 1991–1999 (roczne $n = 24$).

Parametr	Średnie	Minima	Maksima
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		0,0–1,5	17,6–23,2
Odczyn	7,7–8,3	7,0–7,8	8,1–9,0
Tlen rozpuszczony ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$)	9,8–13,0	4,5–9,4	13,8–16,9
Nasylenie tlenem (%)	89–113	54–93	99–187
Przewodność właściwa ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	277–403	198–307	330–695
Twardość ogólna (mval dm^{-3})	2,8–3,2	2,3–2,6	3,4–3,7
Alkaliczność (mval dm^{-3})	2,2–2,6	1,4–2,0	2,7–3,3
Wapń (mg Ca dm^{-3})	43,5–48,3	37,8–39,3	54,0–56,5
Magnez (mg Mg dm^{-3})	7,6–9,6	4,8–6,2	10,4–11,7
BZT ₅ ($\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$)	2,5–3,5	0,0–1,1	5,1–7,7
Fosforany ($\text{mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$)	0,06–0,54	0,008–0,075	0,160–1,43
Fosfor całkowity (mg P dm^{-3})	0,37–1,04*	0,01–0,27*	1,67–2,74*
Azot amonowy ($\text{mg N-NH}_4 \text{ dm}^{-3}$)	0,35–1,23	0,15–0,41	0,91–4,98
Azot azotanowy ($\text{mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$)	0,98–1,58	0,08–0,57	1,82–3,75
Azot azotynowy ($\text{mg N-NO}_2 \text{ dm}^{-3}$)	0,017–0,038	0,000–0,012	0,039–0,103

* (1995–1999)

alkaliczność oraz twardość wody będące odzwierciedleniem podłoża zlewni, charakteryzowały się niewielkimi wahaniami tak w przypadku średnich wartości rocznych jak i rocznych minimów i maksimów. Szerszy zakres wahań dotyczył natlenienia, przewodności właściwej oraz mineralnych składników pokarmowych (Tabela III).

Alkaliczny odczyn wody i maksima pH dochodzące do wartości 9,0 wskazywały na okresowy intensywny przebieg procesów produkcji pierwotnej. Fakt ten potwierdzało także silne natlenienie wody ($> 150\%$) oraz wysokie wartości BZT₅ ($> 5,0 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$).

Na fluktuacje większości badanych parametrów fizykochemicznych wody wpływał reżim hydrologiczny rzeki. Związek ten widoczny był w sezonowej zmienności

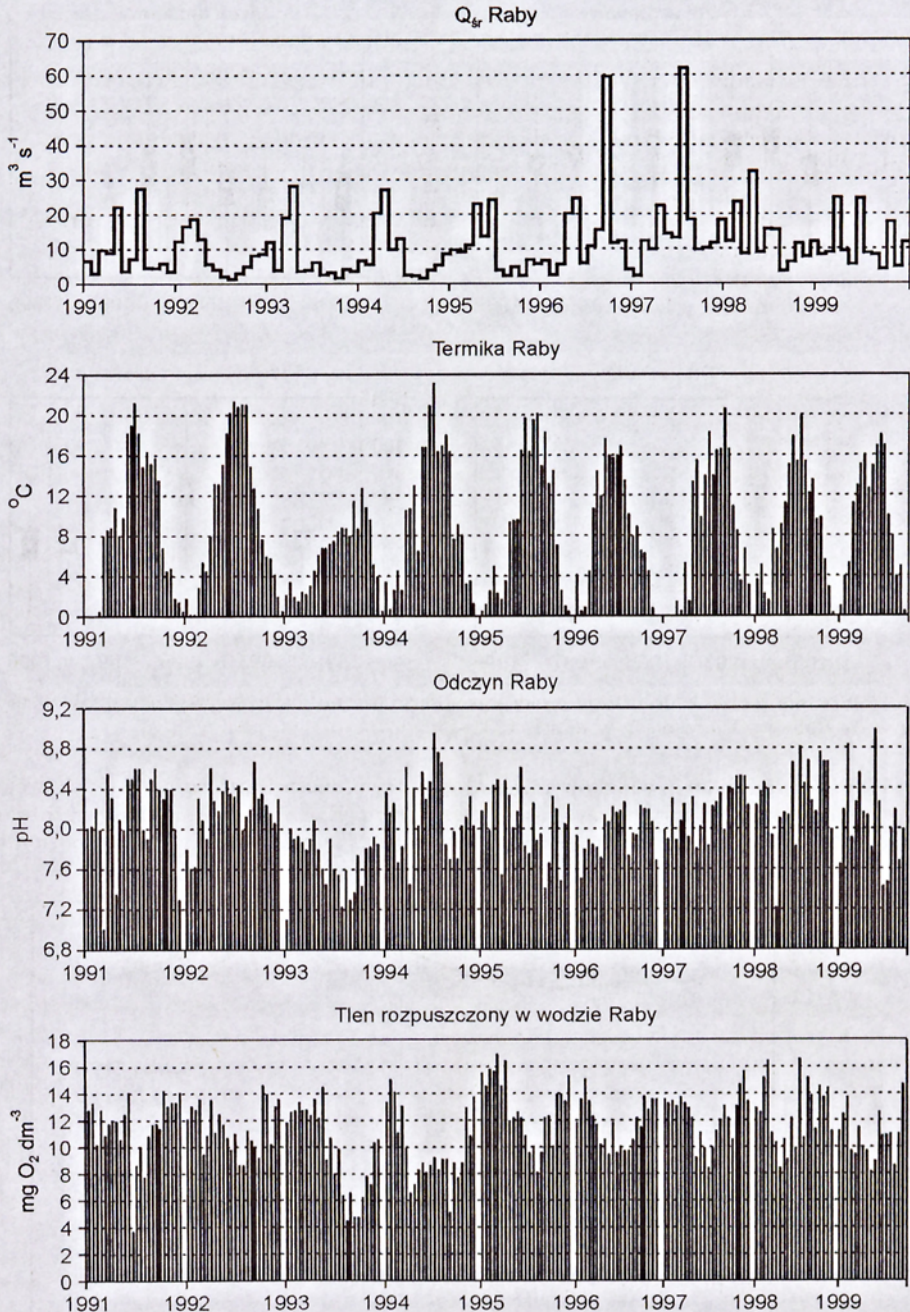
tych parametrów jak zotany czy wapń i w wielkościach ładunków substancji mineralnych niesionych z rzeką. W czasie eksploatacji zbiornika w latach 1986–1999 średni roczny dopływ Raby wynosił $10,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. W 1992 r. w okresie od czerwca do września średni przepływ kształtował się na najniższym poziomie ($2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), przy średnim rocznym przepływie $8,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, który w 1993 r. był najmniejszy i wynosił $7,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Okres od momentu zalania do 1994 r. charakteryzował się niskimi przepływami w stosunku do średniej wieloletniej. Największe wezbrania wystąpiły w czasie powodzi w lipcu 1997 r. z maksimum przepływu $884 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (średni roczny przepływ $14,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Odzwierciedlało się to w przebiegu zmian sezonowych wskaźników charakteryzujących siedlisko wodne rzeki (Ryc. 4).

Wieloletni przebieg zmian temperatury wody wskazuje na stosunkowo chłodne lato i jesień 1993 r. w sąsiedztwie bardzo ciepłych okresów letnich 1992 i 1994 r. Maksymalną temperaturę wody Raby w Osieczanach równą $23,2 \text{ }^\circ\text{C}$ (mierzona zawsze pomiędzy godz 9^{00} – 11^{00}) stwierdzono w sierpniu 1994 r. Odczyn wody wahał się od 7,0–9,0 pH, przy czym najniższą średnią roczną wartość 7,7 pH odnotowano w 1993 r. Największą amplitudę odczynu Raby stwierdzono w 1994 r., a w mokrych latach 1996 i 1997 odnotowano niewielkie zróżnicowanie tego parametru. Podobnie do wyżej wspomnianych wskaźników stężenie tlenu w wodzie w lecie i jesieni 1993 r. oraz od wiosny do jesieni 1994 r. było niższe w porównaniu do tych samych okresów w pozostałych latach. Skutki oddziaływania skrajnych warunków hydrologicznych i termicznych na środowisko wodne Raby, szczególnie uwidoczniły się w latach 1992–1994 i 1995–1997. Spadek wartości stężenia jonów wodorowych, ich duże fluktuacje, a także wahania natlenienia w 1993 r. świadczyły o spadku produkcji pierwotnej w wodzie. Natomiast rok później odnotowano wzmożoną produkcję, a stwierdzone spadki natlenienia prawdopodobnie spowodowane były rozkładem nadmiaru wyprodukowanej materii organicznej.

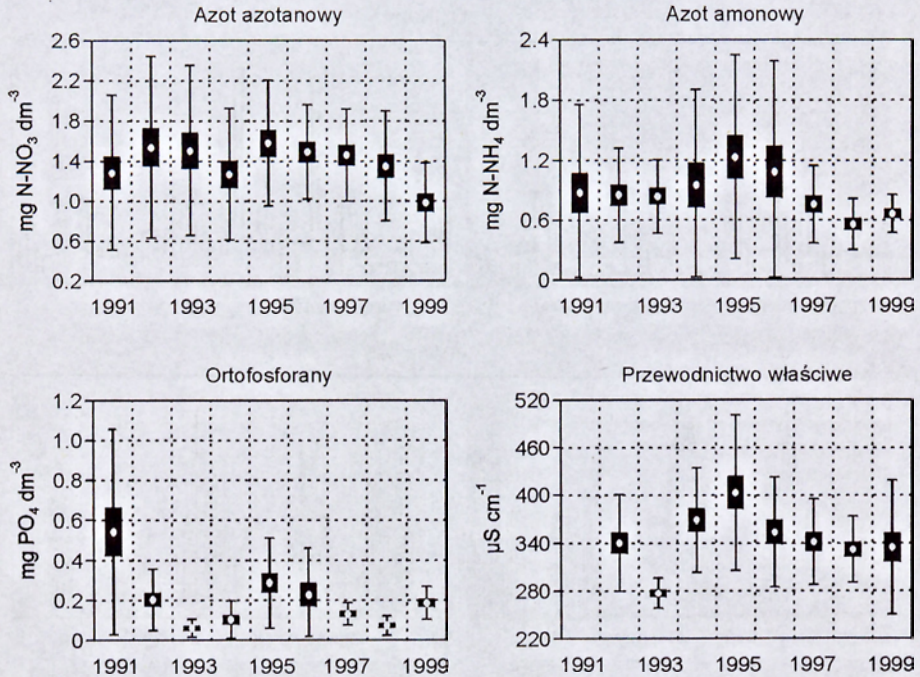
Stężenia mineralnych soli pokarmowych na przestrzeni lat wykazywały wyższość i spadki przeciętnych ich zawartości w wodzie (Ryc. 5). Przebieg średnich rocznych koncentracji mineralnych form azotu charakteryzował się zbliżoną tendencją zmian w czasie. W okresie od 1991 r. do 1994 r. obserwowano wzrost, a po 1995 r. tendencję spadkową ich średnich rocznych wartości. Azotany wahające się od 0,98 do $1,58 \text{ mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$ były głównym składnikiem azotu mineralnego i stanowiły od 49% (1999 r.) do 81% (1993 r.) średnich rocznych wartości. Wahania ortofosforanów były znaczne. Maksymalną ich koncentrację ($1,43 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$) stwierdzono w 1991 r., minimalną ($0,008 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$) w 1994 r. W dwóch następujących latach odnotowano niewielki wzrost ich zawartości w wodzie, a po 1995 r. tendencję spadkową. W porównaniu do stężeń azotanowej i amonowej formy azotu wahania zawartości ortofosforanów charakteryzowały się niskim rozproszeniem danych wokół średnich rocznych.

Przewodność właściwa oscylowała pomiędzy wartościami $198 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ i $695 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$. Średnie roczne mieściły się w zakresie od $277 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ do $403 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$. Tendencja zmian przewodności w czasie była podobna do zmian przeciętnych stężeń ortofosforanów, natomiast błąd standardowy średnich był wysoki i bliższy wahanom, jakie wykazywały mineralne formy azotu.

Wieloletni przebieg średnich rocznych stężeń NH_4 , NO_3 , PO_4 i wskaźnika mineralizacji ogólnej przedstawia obraz dwóch grup wartości średnich. Jedna grupa obejmowała dane do 1995 r., a druga od 1996 do 1999 r., odpowiadające okresom lat o średnich niskich i średnich wysokich przepływach Raby. Koncentracje mineralnych form azotu do roku 1994 nie wykazywały dużych różnic pomiędzy rocznymi średnimi wartościami. Natomiast po roku 1995 obserwowano tendencję spadkową ich zawartości w wodzie podobnie jak zawartości fosforanów i przewodności właściwej.

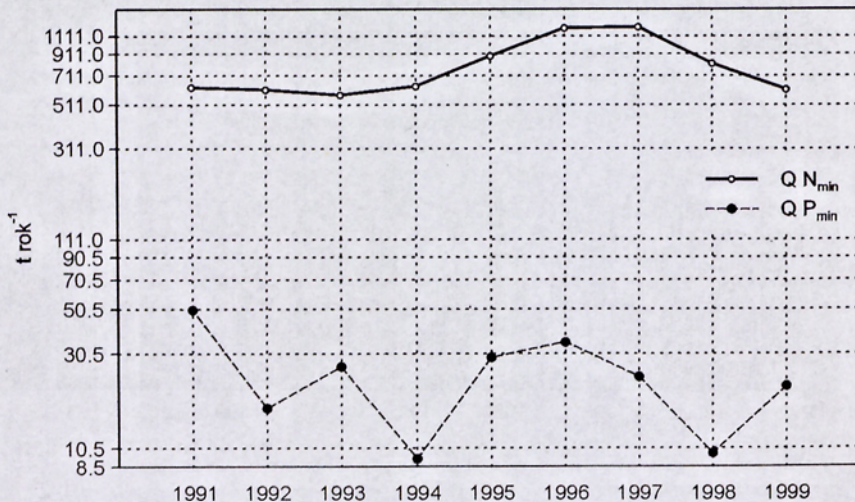


Ryc. 4. Zmiany parametrów siedliskowych wody rzeki Raby w Osieczanach, w latach 1991-1999.



Ryc. 5. Średnie roczne koncentracje mineralnych form azotu i fosforu oraz przewodność właściwa wody Raby w Osieczanach, w latach 1991–1999.

Wartości ładunków związków mineralnych form azotu i fosforu niesionych rzeką Rabą obrazują zmienność jej żyzności w wieloleciu (Ryc. 6). Ładunki azotu mineralnego były wyrównane w latach 1991–1994 i 1999 i utrzymywały się na poziomie



Ryc. 6. Ładunki azotu i fosforu wnoszone Rabą do Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987–1999.

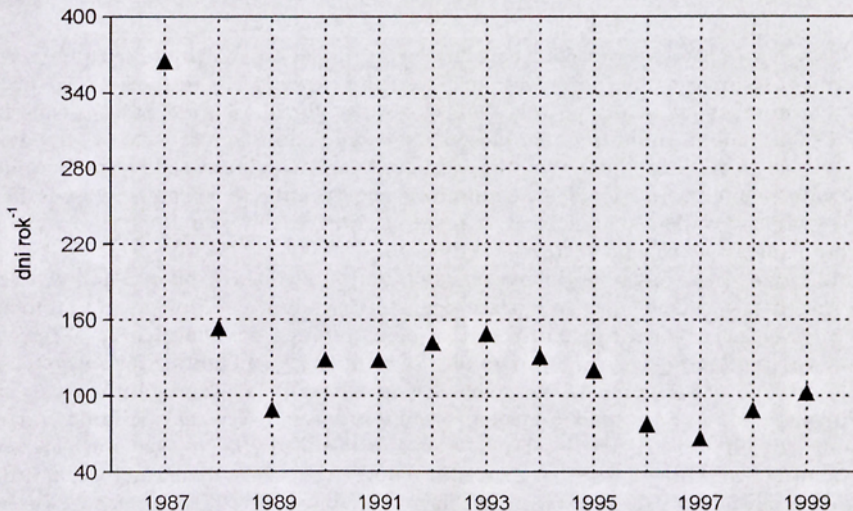
570–630 t N rok⁻¹, a od 1995 zaznaczyła się tendencja wzrostowa ich wartości do ponad 1200 t N rok⁻¹ w latach 1996–1997. Natomiast obciążenie Raby fosforem mineralnym ulegało znacznym wahaniom rocznym (9,3–50,1 t P rok⁻¹). Podobnie jak azot mineralny, ilość fosforu dopływającego do Zbiornika Dobczyckiego wzrosła w latach 1995–1997. Duże fluktuacje ładunków fosforu wskazywały na znaczny dopływ ścieków z punktowych źródeł zanieczyszczeń. Wzrost ładunków azotu i fosforu mineralnego w 1997 r. tj. w okresie wystąpienia największego wezbrania Raby i tym samym największych przepływów wody, wyraźnie świadczył o pochodzeniu azotu mineralnego głównie ze spływów powierzchniowych, czego nie można było stwierdzić w przypadku wielkości ładunku fosforu, którego pochodzenie stanowiły też inne niż spływy powierzchniowe źródła zanieczyszczenia.

Wieloletnia zmienność parametrów fizykochemicznych wody Raby w Osieczanach wskazuje na zasobność zlewni w podstawowe makroelementy. Odzwierciedla także wpływ uwarunkowań klimatyczno-hydrologicznych oraz ich współdziałanie w kształtowaniu zasobności rzeki w składniki pokarmowe, co w konsekwencji wpływa na potencjał troficzny wód Zbiornika Dobczyckiego.

4.1.2. Charakterystyka wód Zbiornika Dobczyckiego

Podstawowymi czynnikami ekologicznymi kształtującymi w zbiorniku przebieg zjawisk hydrobiologicznych były dopływ wody oraz czas przebywania jej w zbiorniku, współtworząc wraz z morfometrią misy i termiczno-gęstościowymi zależnościami charakterystykę parametrów fizykochemicznych i biologicznych.

W okresie od stycznia 1987 r. (w grudniu zakończono piętrzenie zbiornika) do 1999 r. średni czas wymiany wody w roku wahał się od 365 do 66 dni odpowiednio w 1987 r. i w 1997 r. Napełnianie zbiornika w ciągu 1987 r. spowodowało stałą retencję wody. W latach 1988–1995 dynamika wód w zbiorniku była niższa w porównaniu do lat 1996–1999, a średni czas odnawialności wody za okres 1988–1999 wyniósł 114 dni w roku (Ryc. 7).



Ryc. 7. Średni roczny czas retencji wody w Zbiorniku Dobczyckim, w latach 1987–1999 (wg Materek 2000).

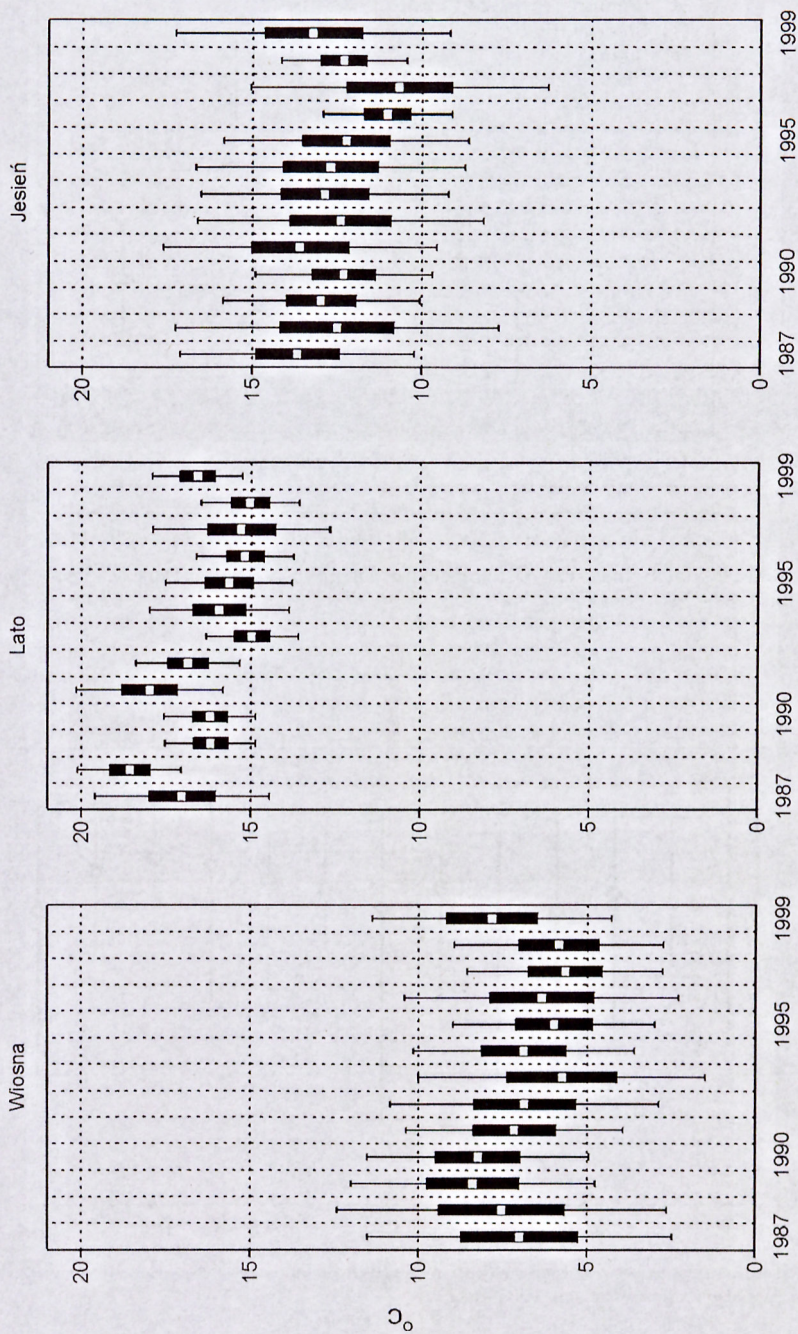
Zbiornik Dobczycki pod względem termodynamiki w 63% powierzchni i 81% objętości (przy NPP) reprezentuje typ dymkityczny o różnym stopniu wykształcenia rozkładu temperatury w przekroju pionowym i odznacza się czterofazowym cyklem rocznym. Niżej podane charakterystyki dotyczą pelagialu, partii wody zbiornika bardziej stabilnej i podlegającej w/w cykliczności i sezonowości zmian.

Przebieg zmian temperatury w przekroju pionowym pelagialu w poszczególnych sezonach i w kolejnych latach badawczych wskazywał na niejednorodny charakter wahań średnich wartości (Ryc. 8). Wartości te w miesiącach wiosennych (III–V) wahały się od 5,7 °C do 8,4 °C, w okresach jesiennych od 10,7 °C do 13,7 °C i podobnie jak w czasie wiosny charakteryzowały się dużą amplitudą wahań. Średnie za okresy letnie (VI–VIII) z roku na rok wykazywały większe zróżnicowanie, przy czym wskaźniki rozproszenia danych wokół średnich były mniejsze. Najniższą średnią roczną temperaturę za okres letni wynoszącą 15,0 °C stwierdzono w roku 1993 a najwyższą 18,6 °C w 1988 r. Termika wód Zbiornika Dobczyckiego w latach 1987–1999 wyznaczała okres cieplejszy do 1995 r. oraz chłodniejszy od 1996 r. do 1998 r. Następny 1999 r. można było zaliczyć do lat cieplejszych, natomiast 1993 w porównaniu do lat sąsiednich wyróżniał się znacznym spadkiem temperatury w okresach wiosennym i letnim.

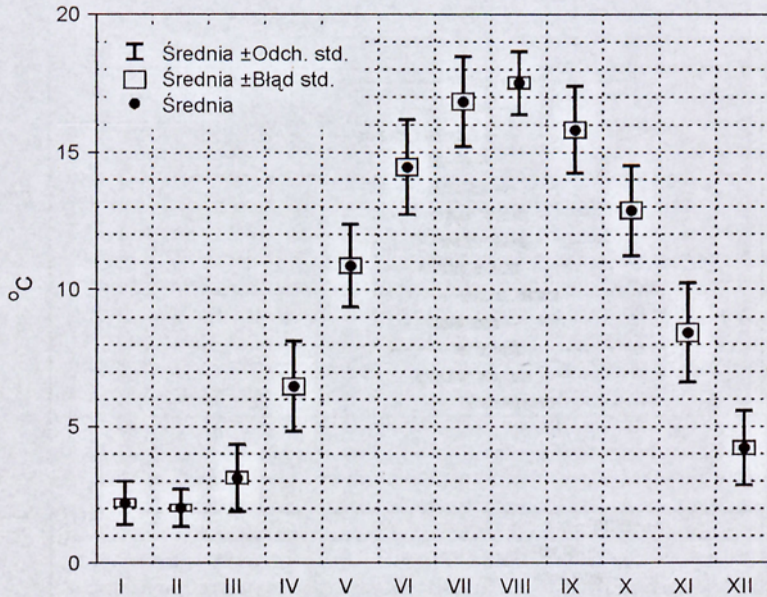
Rozkład średnich miesięcznych temperatur słupa wody pelagialu sporządzony na podstawie danych za okres badawczy 1987–1999 prezentuje przeciętny przebieg akumulacji i strat ciepła strefy pelagicznej Zbiornika Dobczyckiego w ciągu roku (Ryc. 9). Największe wychłodzenie mas wodnych występowało w miesiącu lutym, kiedy średnia miesięczna temperatura słupa wody z wielolecia wynosiła 2,0 °C. Od lutego masy wodne kumulowały ciepło i w pionowym profilu zbiornika w sierpniu osiągały najwyższą średnią miesięczną temperaturę 17,5 °C. Największy przyrost średniej miesięcznej temperatury o 4,4 °C przypadał pomiędzy kwietniem i majem stymulując wiosenne zakwity wody. Największa strata ciepła występowała pomiędzy listopadem i grudniem, a gradient pomiędzy średnimi wartościami wynosił 4,2 °C. Okres akumulacji i strat ciepła przez masy wód pelagialu trwał sześć miesięcy. Średnie miesięczne temperatury za okres zimy i lata charakteryzowały się mniejszym rozproszeniem w porównaniu do średnich wartości dla miesięcy wiosennych i jesiennych.

Właściwości optyczne wód istotne dla procesu fotosyntezy i produkcji pierwotnej, mierzone zasięgiem widoczności krążka Secchiego, wahały się od 0,45 do 5,7 m głębokości, zatem zasięg strefy eufotycznej, określony głębokością do której dociera jeszcze 1% promieniowania występującego na powierzchni, mieścił się w przedziale od 3,4 do 11,9 m. Natomiast średnie roczne zasięgi widzialności krążka Secchiego oscylowały pomiędzy 1,7 i 2,7 m. Stopniowe pogorszenie się warunków świetlnych obserwowano w wodzie pelagialu w okresie od 1991 r. do roku 1997 r., a największą amplitudę stwierdzono w 1993 r. (Ryc. 10).

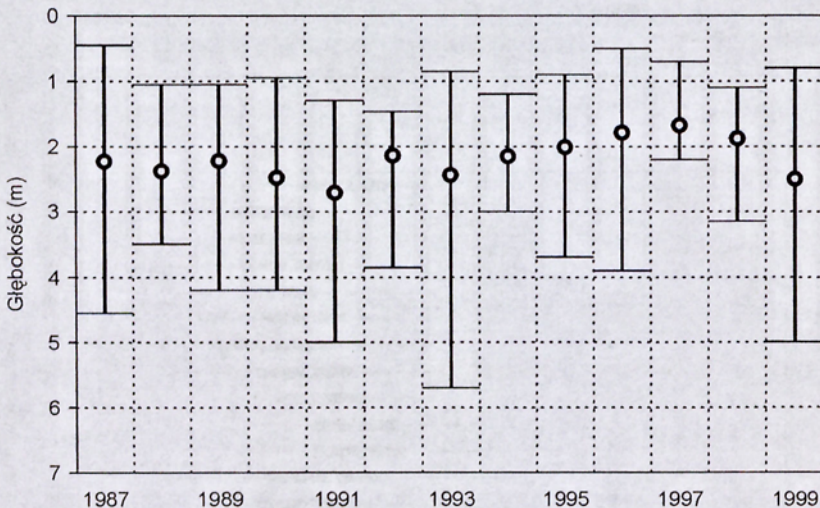
Analizując zróżnicowanie głębokości przenikania światła w poszczególnych sezonach można stwierdzić, że zakres przeźroczystości wody wiosną był zwykle mniejszy niż w miesiącach letnich i jesiennych. Przebieg średnich wieloletnich za okres letni wykazywał tendencję poprawy warunków świetlnych w pelagialu (faza czystej wody), przeciwnie w sezonach wiosennych. Na przestrzeni lat szczególnie w okresach jesiennych zaznaczył się spadek zasięgu promieniowania (Ryc. 11). Średnie wartości zasięgu widzialności krążka Secchiego z sezonu letniego 1997 r., sezonu jesiennego 1996 r. oraz wiosennego 1987 r. znacznie odbiegały od średnich wartości z lat sąsiednich z powodu wystąpienia i przyjęcia przez zbiornik w tych okresach wezbrań powodziowych. W jesieni 1993 r. godny podkreślenia był wyjątkowy, bo wynoszący 4 m głębokości, średni zasięg widzialności krążka Secchiego (Ryc. 11).



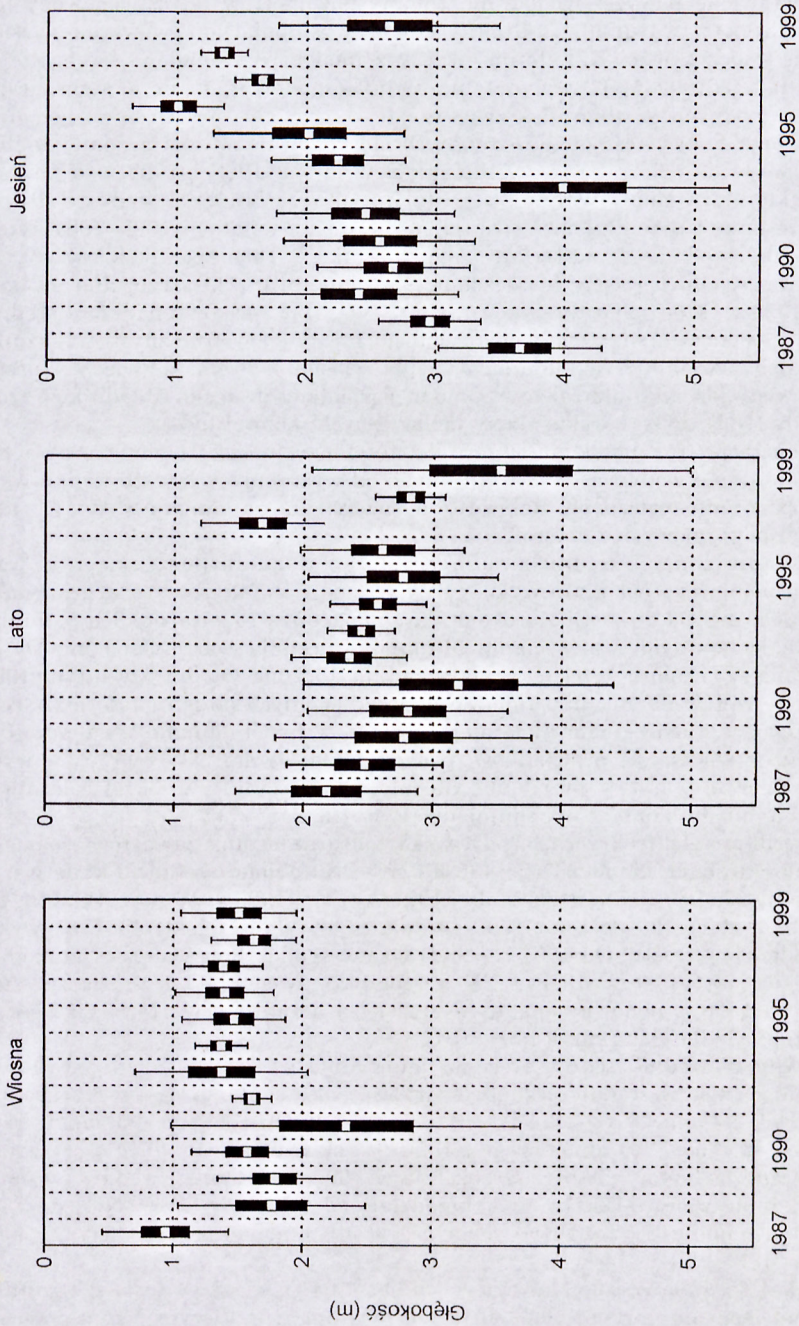
Ryc. 8. Średnie sezonowe temperatury słupa wody pelagialu Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987-1999.



Ryc. 9. Rozkład średnich miesięcznych temperatur pelagialu Zbiornika Dobczyckiego w oparciu o dane z lat 1987–1999.



Ryc. 10. Średnie roczne oraz zakres wahań zasięgu widoczności krążka Secchiego w pelagialu Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987–1999.



Ryc. 11. Średnie sezonowe wartości zasięgu widzialności krążka Secchiego w pelagialu Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987-1999.

Przedstawione powyżej wieloletnie zmiany parametrów fizycznych wody miały ścisły związek z warunkami klimatycznymi występującymi wówczas w zlewni Zbiornika Dobczyckiego. Kilkuletnie okresy z niedoborem opadów, szczególnie dotkliwe w latach 1992–1993, wpłynęły na hydrologię zlewni, a tym samym na dynamikę mas wodnych w zbiorniku zwiększając w tym okresie ich retencję. Już od 1995 r. większa wysokość opadów rocznych spowodowała wzrost średniej wielkości dopływu wody do zbiornika, z wystąpieniem w latach 1996 i 1997 wód powodziowych. Takie stany miały wpływ na średni roczny czas retencji wody w zbiorniku oraz na termikę i przenikalność światła. Wystąpienie w latach 1989–1994 sezonów bardzo ciepłych odbiło się na termice wód zbiornika wyróżniając te okresy wysokimi wartościami średnich rocznych i sezonowych temperatur. Na szczególną uwagę zasługuje 1993 r., który charakteryzował się w ciągu lat suchych spadkiem średniego rocznego nasłonecznienia. Znalazło to odbicie nie tylko w fizycznych wskaźnikach wody takich jak najniższa kumulacja ciepła wiosną i latem, największa przezroczystość wody jesienią, ale także w tendencji spadkowej stężeń składników troficznych wody (NH_4 , PO_4) i wskaźników biologicznych (chlorofilu *a*).

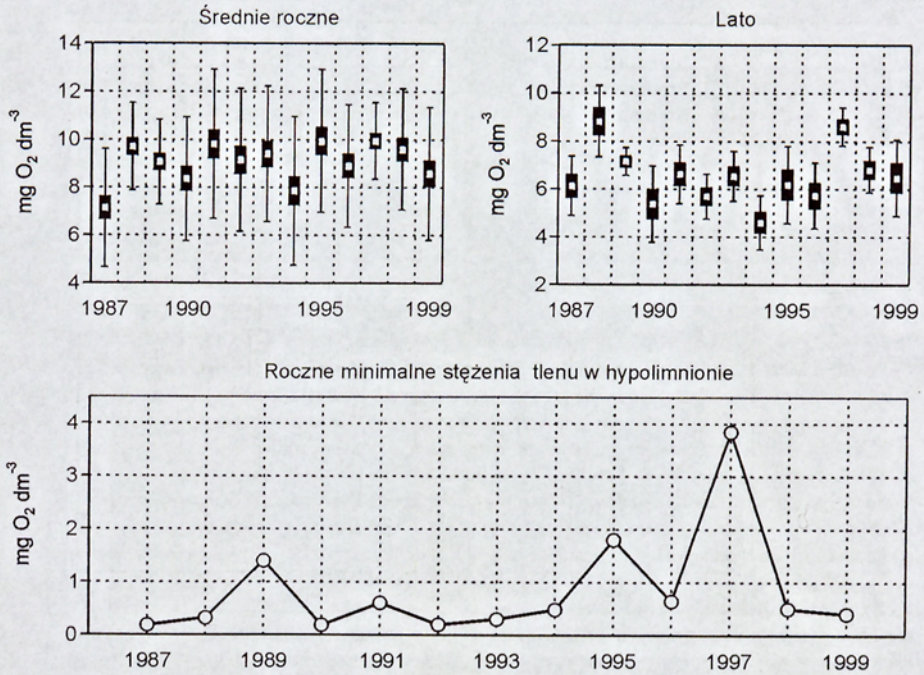
Koncentracja, rozkład i zmienność wartości parametrów chemicznych i biologicznych w słupie wody ściśle są uzależnione od występujących w zbiorniku warunków fizyczno-limnologicznych. Relacje te odzwierciedla natlenienie wody, zawartość substancji pokarmowych i chlorofilu *a*.

Wieloletnie zmiany średnich rocznych stężeń tlenu rozpuszczonego w wodzie przekroju pionowego pelagialu wykazywały stosunkowo małe różnice w granicach od 7,14 do 9,95 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$. Stwierdzono natomiast duże różnice pomiędzy minimalnymi i maksymalnymi wartościami. Minimalną średnią wartość 2,9 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ stwierdzono w sierpniu 1994 r., a maksymalną 15,3 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ w lutym 1991 r. Największy wpływ na stosunki tlenowe w poszczególnych latach miała jego średnia koncentracja w czasie stagnacji letniej, kiedy to w hypolimnionie występował spadek tlenu, w większości przypadków, poniżej 1 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$. W 1997 r. w wyniku fali powodziowej warstwy przydenne ulegały wymieszaniu i w okresie letnim nie stwierdzono niedotlenienia hypolimnionu (Ryc. 12).

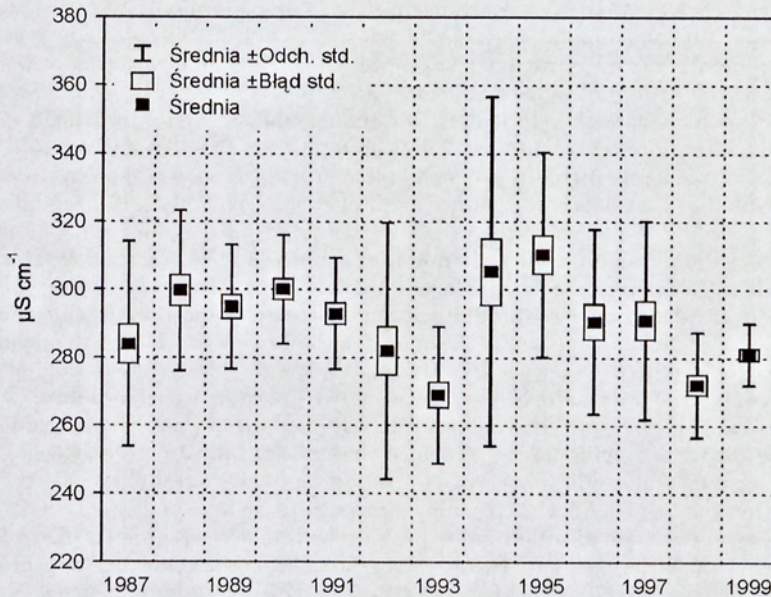
Przewodność elektrolityczna wody, wskazująca na ogólną zawartość rozpuszczonych jonów, wahała się od 237 do 435 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Natomiast średnie roczne wartości wynosiły od 269 $\mu\text{S cm}^{-1}$ w 1993 r. do 310 $\mu\text{S cm}^{-1}$ w 1995 r. W początkowym okresie istnienia zbiornika do roku 1990 średnia przewodność elektrolityczna wykazywała tendencję wzrostu. Od 1991 r. obserwowano spadek przewodności do najmniejszej wartości średniej w 1993 r. W następnych dwóch latach zaznaczył się jej wzrost i od 1996 r. ponowny spadek. Największa amplituda wartości tego parametru wystąpiła w latach 1992 i 1994 (Ryc. 13).

Porównując średnie roczne stężenia mineralnych związków azotu stwierdzono niewielkie różnice w średniorocznej zawartości azotu azotanowego w przekroju pionowym (1,1–1,4 $\text{mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$), oraz brak istotnych tendencji zmian w czasie. Natomiast stężenie jonu amonowego z roku na rok wykazywało duże zróżnicowanie oraz znaczne wahania wartości szczególnie w 1996 r. i 1999 r. Średnio roczne stężenia w słupie wody mieściły się w przedziale od 0,11–0,52 $\text{mg N-NH}_4 \text{ dm}^{-3}$ i obserwowano tendencję wzrostową zawartości azotu amonowego do wartości maksymalnej w 1999 r. (Ryc. 14).

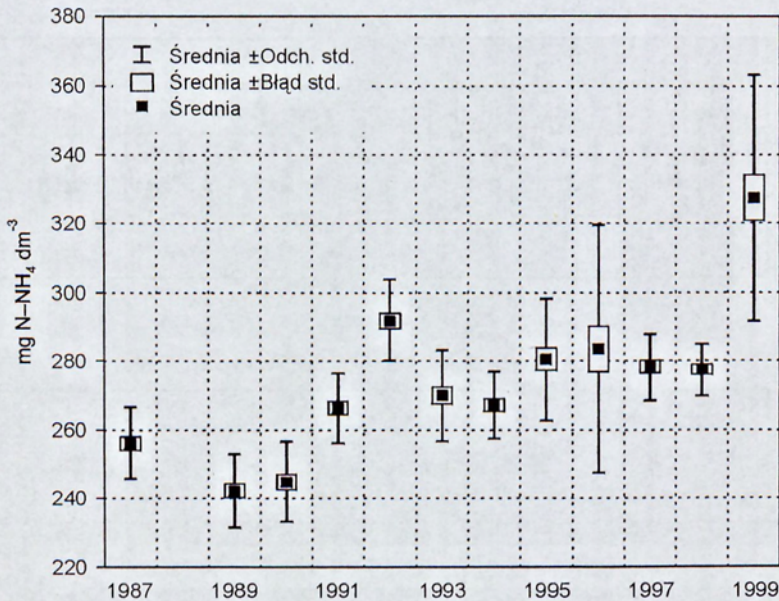
Rozkład średniej rocznej zawartości mineralnych związków fosforu kształtował się w wieloletniu na poziomie 0,03–0,13 $\text{mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$, przy czym początkowy okres funkcjonowania zbiornika zaznaczył się większymi wahaniami. W pozostałym okresie nie stwierdzono zdecydowanych tendencji zmian. Jedynie w 1999 r. odnotowano duży wzrost średniej rocznej koncentracji fosforanów w stosunku do lat poprzednich.



Ryc. 12. Średnie roczne, średnie sezonu letniego i minimalne wartości stężenia tlenu rozpuszczonego w pelagialu Zbiornik Dobczyckiego, w latach 1987–1999.



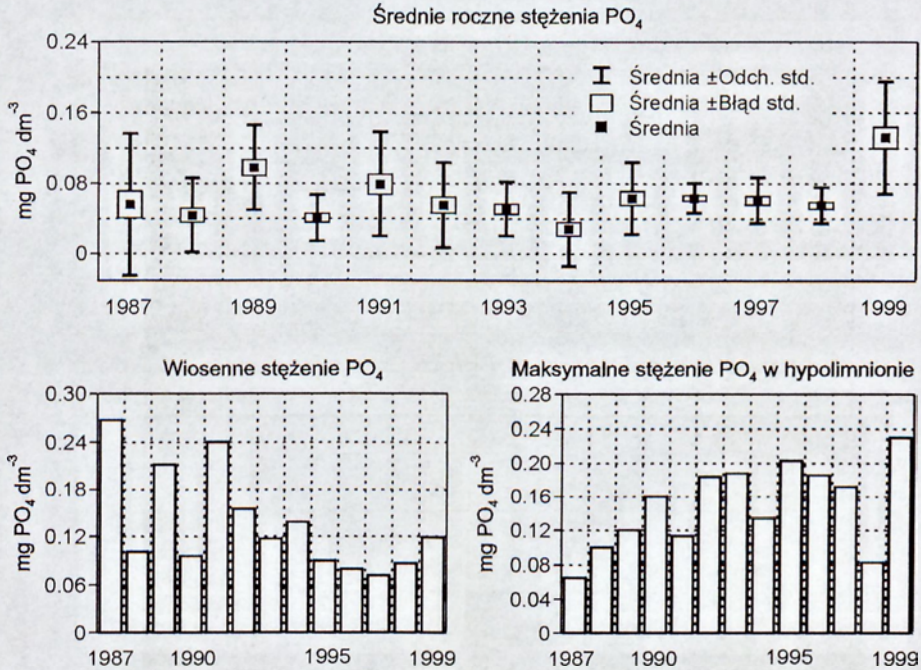
Ryc. 13. Średnia roczna przewodność właściwa w pelagialu Zbiornik Dobczyckiego, w latach 1987–1999.



Ryc. 14. Średnie roczne stężenie azotu amonowego w pelagialu Zbiornik Dobczyckiego, w latach 1987–1999.

Natomiast zakres wahań zawartości fosforanów w wodzie był znaczny zwłaszcza w 1987 r. tj. w okresie napelniania zbiornika. W pozostałych latach wahania spowodowane były wzrostem stężeń ortofosforanów w hypolimnionie w czasie stagnacji letniej, wysokimi stężeniami fosforanów wiosną przed zakwitami wody i gwałtownym spadkiem ich koncentracji w czasie zakwitów. Stężenie fosforanów w okresie wiosny utrzymywało się na poziomie od 0,072 do 0,267 mg PO₄ dm⁻³ z widoczną tendencją spadkową w okresie badań. Natomiast maksima stężeń fosforu mineralnego w hypolimnionie wzrastały od 0,065 do 0,230 mg PO₄ dm⁻³ (Ryc. 15).

Zmiany zawartości chlorofilu *a* w epilimnionie przedstawiono jako średnie i wartości maksymalne w sezonach wiosennym, letnim i jesiennym (Ryc. 16). Średnie roczne stężenia chlorofilu *a* utrzymywały się na poziomie od 5,0 µg dm⁻³ do 11,1 µg dm⁻³ i charakteryzowały się dużymi wahaniami w ciągu roku. W pierwszych czterech latach istnienia zbiornika stężenie chlorofilu *a* było najwyższe (9,5–11,1 µg dm⁻³). Od 1991 r. do 1993 r. oraz w roku 1999 r. średnia roczna koncentracja chlorofilu była najmniejsza (poniżej 7,0 µg dm⁻³). Sezonowe rozkłady średnich oraz maksymalnych zawartości chlorofilu *a* lepiej obrazowały różnice i wskazywały na odmienną w sezonach biomasa fitoplanktonu. Najwyższe wartości koncentracji chlorofilu *a* występowały w sezonach wiosennych. W okresach tych stwierdzono najwyższe średnie i maksymalne wartości w epilimnionie. W czasie wiosennego zakwitów stężenie osiągnęło poziom 75 µg dm⁻³ chlorofilu *a* w 1987 r. i 66 µg dm⁻³ chlorofilu *a* w 1997 r. W miesiącach letnich i jesiennych stężenie chlorofilu *a* było zbliżone, a maksymalne wartości osiągnęły ponad 30 µg dm⁻³, przy czym wartości średnie za okres VI–VIII były wyższe od jesiennych. Pierwsze cztery lata istnienia zbiornika w prezentowanych porach roku także charakteryzowały się wysokimi stężeniami tego pigmentu. Od 1991 r. zaznaczył się kilkuletni spadek rozwoju fitoplanktonu, a od 1994 r. we wszystkich sezonach stwierdzono powolny wzrost stężeń chlorofilu *a* (Ryc. 16).

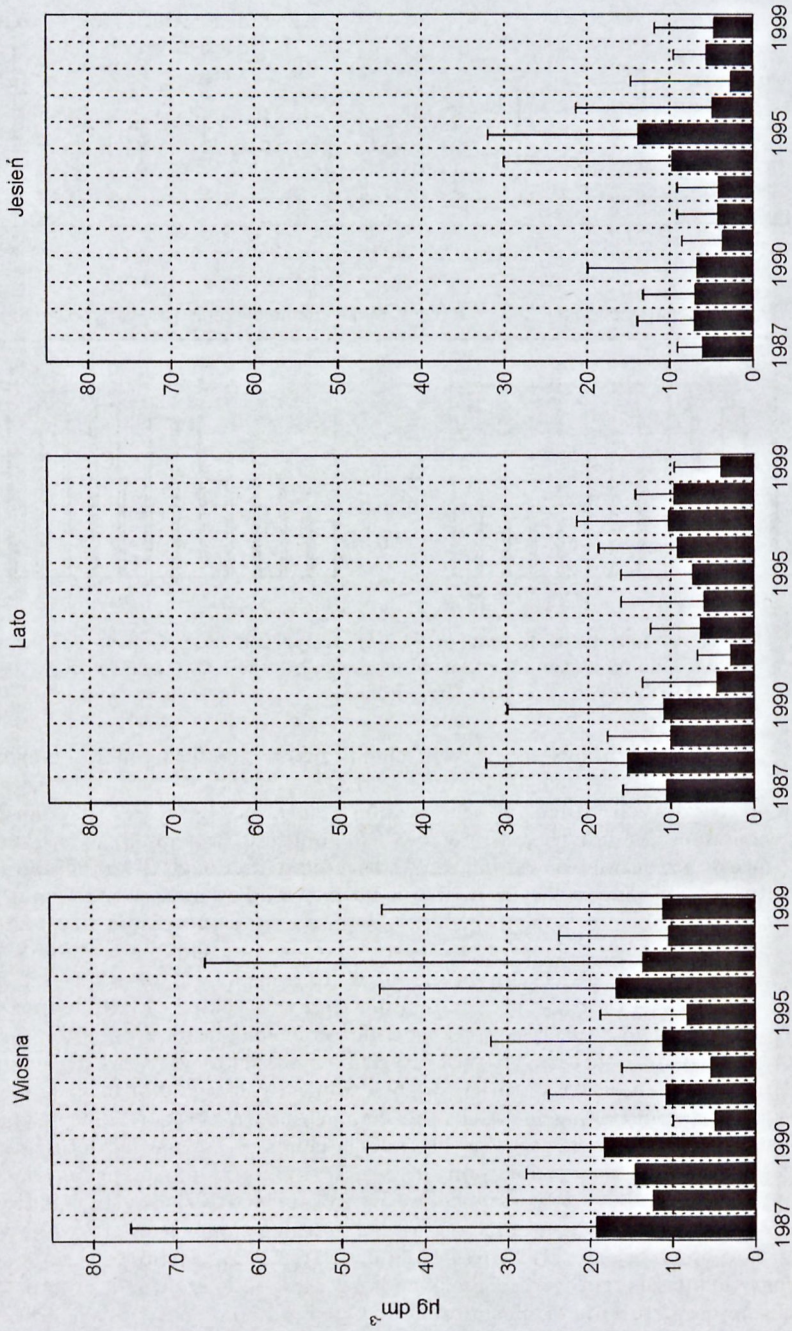


Ryc. 15. Średnie roczne stężenie i stężenie przed wiosennym zakwitem fosforu mineralnego w pelagialu oraz maksymalne stężenie fosforu mineralnego w czasie stagnacji letniej w hypolimnionie Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987–1999.

Przebieg zmian wskaźników fizycznych, chemicznych i troficznych w Zbiorniku Dobczyckim w latach 1987–1999 układał się w trzech charakterystycznych ciągach.

W pierwszych czterech latach funkcjonowania zbiornika (1987–1990) stwierdzono znaczną zmienność badanych parametrów. Zmienność ta wywołana była tworzeniem się nowego sztucznie powstającego ekosystemu wodnego – napełnianiem zbiornika i rozruchem eksploatacyjnym. I tak na przykład w marcu 1988 roku obniżono lustro wody o około 6 m poniżej normalnego poziomu piętrzenia uzyskanego w grudniu 1987 r. Do tego dołączyły się występujące w tym okresie anomalie klimatyczne związane z „rokiem chłodnym” 1987, w którym na wiosnę wystąpiła wysoka fala powodziowa ($451 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), i „anomalnie ciepłym” rokiem 1989. Jednocześnie w zbiorniku przebiegały procesy fizykochemiczne i biologiczne związane z przekształcaniem się siedlisk lotycznych w lenityczne, z charakterystyczną wysoką liczebnością fitoplanktonu wyrażającą się wysoką koncentracją chlorofilu *a*.

Do 1994 r. występujący ciąg lat suchych i ciepłych charakteryzował się w zbiorniku dłuższą retencją wody oraz wyższą kumulacją ciepła w miesiącach letnich i jesiennych w porównaniu do lat następnych. Także uwidaczniał się postępujący spadek przezroczystości wody szczególnie w miesiącach jesiennych, spadkiem mineralizacji ogólnej wody i stężenia fosforu mineralnego na wiosnę. Po pierwotnym wzroście średnich rocznych zawartości jonów NH_4 i PO_4 , nastąpiło również ich obniżenie, przy jednoczesnym wzroście wskaźników postępu eutrofizacji, jakimi były deficyty tlenowe oraz stężenie ortofosforanów w hypolimnionie. W tym czasie liczebność fitoplanktonu obniżyła się w porównaniu do pierwszych czterech lat istnienia zbiornika średnio o połowę, przy jednoczesnej tendencji wzrostu w kolejnych latach.



Ryc. 16. Średnie roczne stężenia i maksymalne wartości chlorofilu a w sezonach wiosennym, letnim i jesiennym w epilimnionie Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987–1999.

Od 1995 r. zwiększyła się dynamika wód w zbiorniku związana z wystąpieniem lat bogatych w opady, co szczególnie dotyczyło 1996 r. i 1997 r. Natomiast w porównaniu do poprzedniego okresu zaznaczył się spadek temperatury w przekroju pionowym pelagialu. Do roku 1997 w porównaniu do lat poprzednich pogarszały się warunki świetlne wody, wzrosła zawartość azotu i fosforu mineralnego, przy czym ich stężenia do 1998 r. były wyrównane. Poziom fosforu mineralnego nadal obniżał się w okresie wiosennym. Warunki tlenowe w czasie stagnacji letniej w przyde-
nnych warstwach wody uległy poprawie w latach 1996-1997 w wyniku mieszania się wód zbiornika z wezbranymi wodami Raby. Poziom fosforanów w hypolimnionie nie wykazywał jednak dużych różnic. Zawartość chlorofilu *a* wzrastała w sezonach wiosennych i letnich oraz wyjątkowo jesienią 1995 roku.

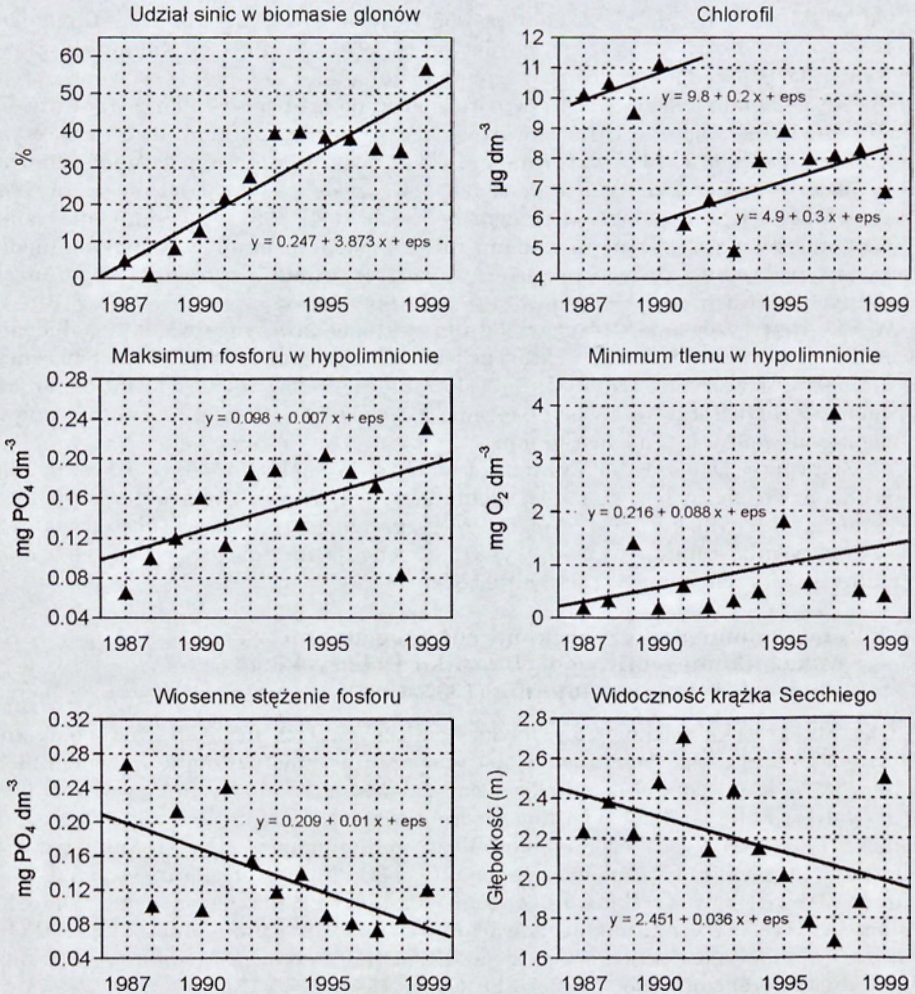
W scharakteryzowanym trzynastoletnim cyklu badawczym dwa lata odbiegały od ogólnych trendów: 1993 r., w którym wystąpił drastyczny spadek nasłonecznienia i 1999 r., w którym z trudnych do wskazania powodów wartość kilku badanych parametrów (przeźroczystość wody, stężenie amonowej formy azotu, ortofosforanów) odbiegały od ogólnych tendencji zmian.

W Zbiorniku Dobczyckim skutki lat suchych i mokrych odzwierciedlały się w trendach wieloletnich zawartości składników odżywczych i charakterystyk fizykochemicznych siedliska pelagicznego. Proces przemian troficznych postępował sukcesywnie w miarę upływu czasu, wykazując jedynie fluktuacje wynikające z ekstremalnych zdarzeń klimatyczno-hydrologicznych.

4.1.3. Relacje pomiędzy czynnikami eutrofogennymi i wskaźnikami trofii wód Zbiornika Dobczyckiego w oparciu o dane wieloletnie (1987-1999)

Charakterystyka parametrów fizykochemicznych i troficznych wód pelagialu Zbiornika Dobczyckiego przeprowadzona w oparciu o dane uzyskane z wieloletnich badań (1987-1999) pozwoliła na określenie zależności pomiędzy nimi i wskaźnikami eutrofizacji. Do analizy wybrano: procentowy udział sinic w ogólnej biomacie glonów i sinic (%SINC), stężenie chlorofilu w epilimnionie (CHL), średnie stężenie fosforanów w przekroju pionowym pelagialu (PO₄), stężenia fosforanów przed wiosennym zakwitem wody (PO₄ PWZ) maksymalne stężenia fosforanów w hypolimnionie (PO₄ HYP), minimalne zawartości tlenu w hypolimnionie (TLEN HYP) oraz zasięg widoczności krążka Secchiego (SECCHI). Przebieg wartości tych wskaźników ilustruje eutrofizację w Zbiorniku Dobczyckim (Ryc. 17).

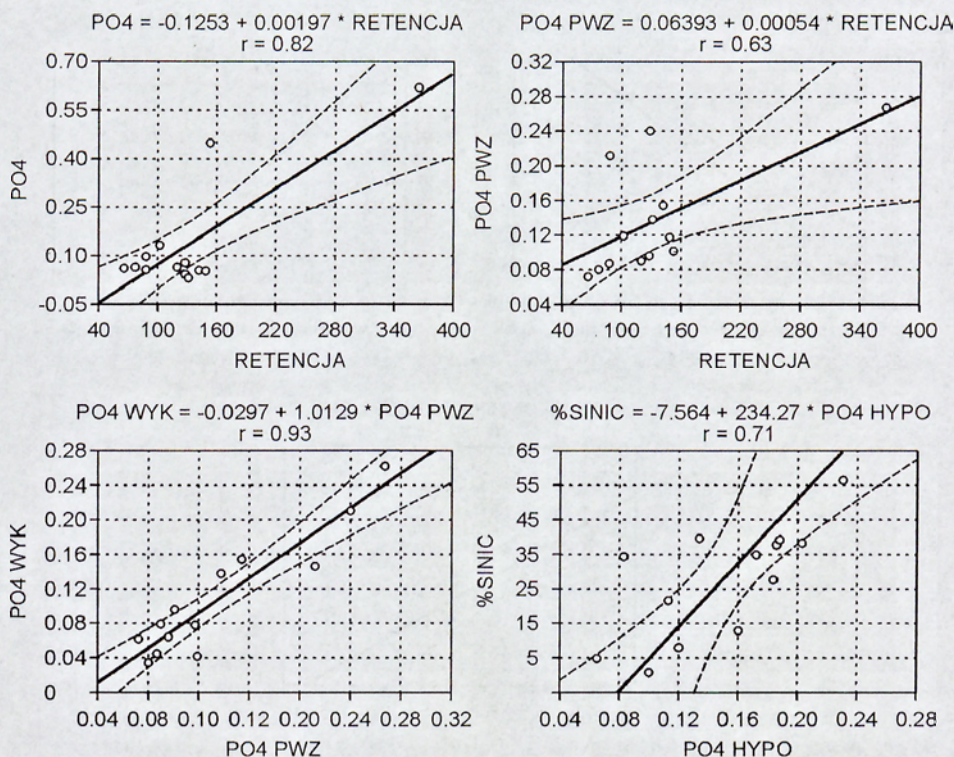
Wartość większości wskaźników wyraźnie wskazywała na postępujący wzrost trofii. Najbardziej przekonujący był systematyczny przyrost aż do ponad 50% udziału sinic w całkowitej biomacie pelagicznego zbiorowiska fitoplanktonu, a także średni roczny wzrost stężenia chlorofilu *a* w epilimnionie, początkowo związanego z powstawaniem i kształtowaniem się ekosystemu, następnie obejmował okres właściwego funkcjonowania zbiornika. Maksymalne stężenia fosforanów w hypolimnionie w okresie stagnacji letniej podobnie jak poprzednie wskaźniki wykazywały wyraźną tendencję wzrostu. Natlenienie hypolimnionu w czasie stagnacji letniej wyrażone minimalnymi koncentracjami tlenu również przedstawiało w wieloleciu tendencję zwykłą, co w tym przypadku nie potwierdzało tendencji wzrostu trofii. Linię trendu ukształtował wzrost wartości minimalnych tlenu w latach, w których wystąpiły w zlewni wezbrania letnie. Wiosenne stężenie fosforanów w słupie wody było szczególnie wysokie w pierwszych latach funkcjonowania zbiornika. Od roku 1992 ilość fosforu przed wiosennym zakwitem malała, jednak była na tyle wysoka, że corocznie zapewniała bujny wiosenny rozwój glonów. Zakres widzialności krążka Secchiego w wodach stojących, często brany pod uwagę w ocenie trofii, w okresie od 1987 do 1999 wykazywał tendencję malejącą.



Ryc. 17. Tendencje zmian wskaźników eutrofizacji Zbiornika Dobczyckiego, w latach 1987–1999.

Koncentracja fosforanów jako podstawowy czynnik procesów eutroficzných w wodzie pelagialu miała siłę związku $r = 0,82$ z czasem retencji wody w zbiorniku (RETENCJA), podobną zresztą zależność znaleziono pomiędzy stężeniem fosforanów przed wiosennym zakwitom i czasem przebywania wody w zbiorniku ($r = 0,63$) (Ryc. 18).

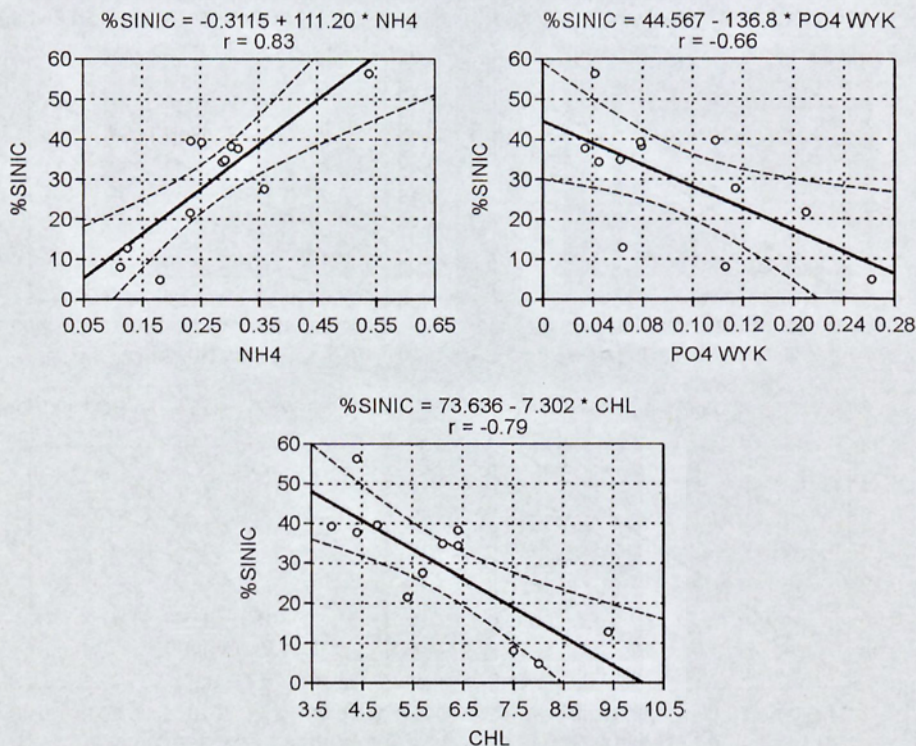
Wynika z tego, że kumulacja fosforu zarówno pochodzącego z dopływu ze zlewni jak i z zaopatrzenia wewnętrznego w znacznym stopniu zależała od dynamiki mas wodnych. Bardzo ścisła pozytywna liniowa zależność ($r = 0,93$) pomiędzy ilością wykorzystanego fosforu podczas wiosennego zakwitom wody (PO4 WYK) i stężeniem fosforu przed owym zakwitom (PO4 PWZ) mogła świadczyć, że każda ilość fosforu mineralnego skumulowanego w zbiorniku na wiosnę mogła być wykorzystana przez rozwijający się fitoplankton. Natomiast również pozytywna istotna zależność ($r = 0,71$) pomiędzy udziałem sinic w biomacie fitoplanktonu i maksymalnymi zawartościami



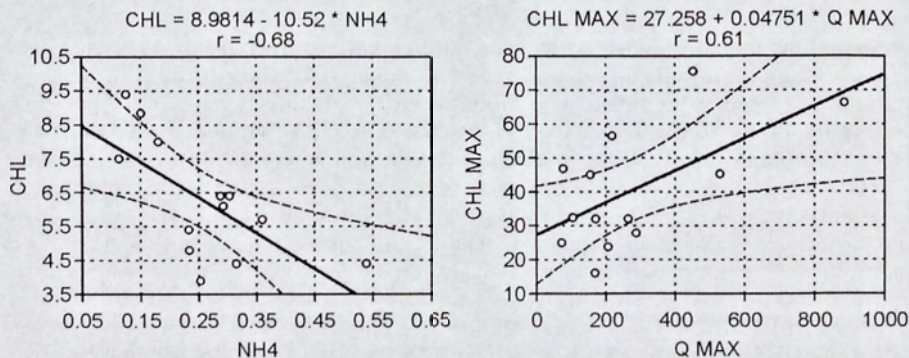
Ryc. 18. Zależności pomiędzy średnim rocznym stężeniem fosforu mineralnego w pelagialu (PO4) oraz stężeniem fosforu mineralnego przed wiosennym zakwitaniem (PO4 PWZ) a czasem retencji wody w zbiorniku (RETENCJA), pomiędzy ilością fosforu mineralnego wykorzystywanego w czasie wiosennego zakwitania (PO4 WYK) i stężeniem przed wiosennym zakwitaniem (PO4 PWZ), pomiędzy udziałem sinic w biomacie fitoplanktonu (% SINIC) i maksymalnym stężeniem fosforu mineralnego w hypolimnionie (PO4 HYPO), w oparciu o dane z lat 1987–1999.

fosforanów w hypolimnionie w okresie letniej stagnacji sugeruje, że ich rozwój w znacznym stopniu zależał od fosforu wydzielonego do wody w wyniku procesów uwalniania z osadów dennych w wyniku procesów redukcyjnych. Takie przypuszczenie potwierdza również pozytywny związek ($r = 0,83$) pomiędzy udziałem sinic w biomacie planktonu roślinnego a koncentracją amonowej formy azotu w zbiorniku (Ryc. 19).

Ujemny związek ($r = -0,66$) procentowego udziału sinic z wielkością wykorzystanego fosforu w trakcie wiosennego rozwoju fitoplanktonu sugeruje, że fosfor niezbędny do ich rozwoju pochodził z różnych etapów jego kumulacji w wodzie zbiornika. Niewątpliwie trudna do oceny jest negatywna zależność ($r = -0,79$) pomiędzy stężeniem chlorofilu *a* i udziałem sinic w fitoplanktonie Zbiornika Dobczyckiego. Jednak można przypuszczać, że w ten sposób wyrażona jest inwazyjność zespołu sinic w odniesieniu do innych komponentów fitoplanktonu. Jak należało się spodziewać chlorofil *a* był negatywnie skorelowany z N-NH_4 ($r = -0,68$), ale jego maksymalne wartości (CHL MAX) zależały w istotny pozytywny sposób ($r = 0,61$) od maksymalnych dopływów wody Raby (Q MAX) (Ryc. 20).

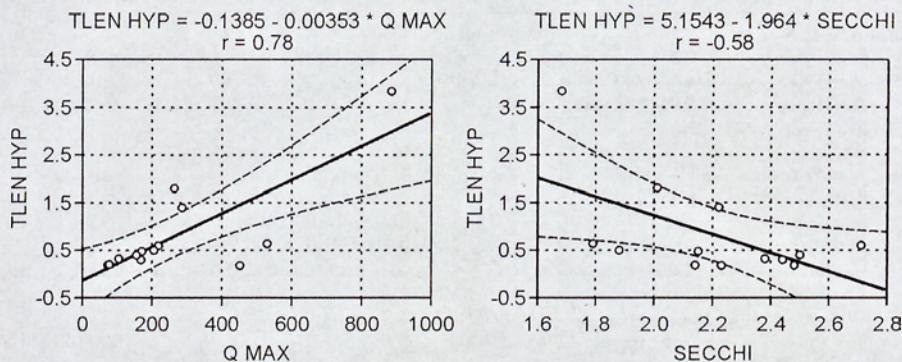


Ryc. 19. Zależności pomiędzy procentowym udziałem sinic w biomacie fitoplanktonu (% SINIC) oraz średnim rocznym stężeniem amonowej formy azotu (NH₄), ilości fosforu mineralnego wykorzystywanego w czasie wiosennego zakwitnięcia (PO₄ WYK), średnim rocznym stężeniem chlorofilu *a* w epilimnionie (CHL), w oparciu o dane z lat 1987–1999.



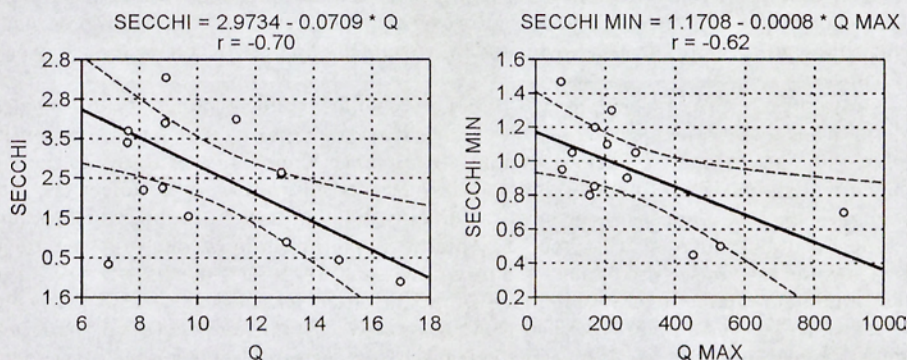
Ryc. 20. Zależności pomiędzy średnim rocznym stężeniem chlorofilu *a* w epilimnionie (CHL) i średnim rocznym stężeniem amonowej formy azotu (NH₄), pomiędzy rocznym maksymalnym stężeniem chlorofilu *a* (CHL MAX) i maksymalnym przepływem Raby (Q MAX), w oparciu o dane z lat 1987–1999.

Kolejny związek pomiędzy wielkością dopływu wody do zbiornika (Q) a jego funkcjonowaniem stwierdzono w przypadku relacji z minimalnymi wartościami koncentracji tlenu w strefie trofalitycznej w czasie stagnacji letniej ($r = 0,78$). W tych okresach, kiedy różnice gęstości wody blokują przenikanie tlenu do metalimnionu i hypolimnionu, wielkie wezbrania wód w widoczny sposób poprawiają zasobność hypolimnionu w tlen. Roczne minima tlenu wykazały jeszcze istotną statystycznie, lecz nieco słabszą ujemną zależność ($r = -0,58$) ze średnimi wartościami przezroczystości wody (Ryc. 21).



Ryc. 21. Zależności pomiędzy minimalnymi stężeniami tlenu w hypolimnionie (TLEN HYP) oraz maksymalnymi przepływami Raby (Q MAX) i przezroczystością wody w pelagialu (SECCHI), w oparciu o dane z lat 1987–1999.

Można by przypuszczać, że przezroczystość wody w Zbiorniku Dobczyckim nie zależała od obecności, rozwoju i zagęszczenia fitoplanktonu, którego rozkład na drodze biochemicznej jest bezsporną przyczyną wykorzystywania tlenu zmagazynowanego w hypolimnionie. Analizując związki pomiędzy widocznością krążka Secchiego stwierdzono istotne ujemne korelacje z dopływem wody Raby ($r = -0,70$), natomiast minimalne wartości widoczności krążka Secchiego (SECCHI MIN) były liniowo ujemnie zależne ($r = -0,62$) od maksymalnych dopływów wód do zbiornika (Q MAX) (Ryc. 22).



Ryc. 22. Zależności pomiędzy przezroczystością wody pelagialu (SECCHI) i średnim przepływem Raby (Q), pomiędzy minimalnymi wartościami przezroczystości (SECCHI MIN) i maksymalnymi przepływami Raby (Q MAX), w oparciu o dane z lat 1987–1999.

Tego rodzaju związki warunków świetlnych panujących w wodzie zbiornika z dynamiką wód rzecznych wskazują, że przezroczystość wody w decydującym stopniu zależała od mętności wód dopływających a w następnej kolejności od ilości zawieszonego sestonu (fitoplankton, zooplankton, detrytus).

Współdziałanie czynników eutrofogennych na kształtowanie się symptomów procesu eutrofizacji określono stosując wieloczynnikową analizę regresji (Tabela IV).

Tabela IV. Elementy modeli regresji wielokrotnej i ich statystyki wyznaczające wskaźniki procesu eutrofizacji w zależności od zmiennych fizykochemicznych.

Zmienna zależna	Zmienne niezależne	R ²	p	n
PO ₄ – przed wiosennym zakwittem	0,0006 Retencja + 0,3 Temp + + 0,13 Secchi _{min} + 0,1 Q _R – 0,58	0,71	p < 0,02	13
PO ₄ – maksima w hypolimnionie	0,01 %sinic – 2,7 PO ₄ wyk + 0,4 Temp _{epi} – – 2 O ₂ hypo – 4,5	0,74	p < 0,01	13
O ₂ – minima w hypolimnionie	0,004 Q _{max} R – 0,85 NH ₄ epi – 0,28 Temp + + 3,55	0,81	p < 0,001	13
Chlorofil epi	-6,1 NH ₄ + 5,7 PO ₄ + 9,6 PO ₄ pwz + + 0,06 Kond + Q _{min} R – 9,9	0,75	p < 0,04	13
% sinic w biomacie glonów i sinic	98,4 NH ₄ – 37,7 PO ₄ – 9,7 Secchi – – 3,1 Temp + 53,4	0,90	p < 0,004	13
Secchi	-0,07Q _R + 0,14 Temp+0,36 Q _{min} + PO ₄ pwz – – 0,03chlorof _{epi} +0,8	0,94	p < 0,0003	13

Otrzymane modele liniowej regresji wieloczynnikowej zwracają uwagę na ścisły związek zmiennych zależnych od czynników hydrologicznych takich jak: dopływy wód rzeką Rabą oraz retencja wody w zbiorniku. Na podstawie danych z okresu 1987–1999 stwierdzono, iż fizykochemiczne czynniki odgrywały statystycznie istotną rolę w kształtowaniu się wiosennej (przed bujnym rozwojem glonów) koncentracji fosforanów w przekroju pionowym pelagialu, reżimu tlenowego w hypolimnionie w okresie letniej stagnacji, aktywności fotosyntetycznej glonów w epilimnionie oraz uwarunkowań przenikalności świetlnej określającej trofogeniczną warstwę wody zbiornika.

Kumulacja fosforu na etapie wiosennego stężenia ortofosforanów stymulującego zakwit wody była zależna również od temperatury pelagialu. Inne istotne czynniki wpływające na kumulację fosforu wynikały z wielkości dopływu wód Raby, co można wiązać z udziałem w średnim jej dopływie znacznych spływów wód roztopowych, które pogarszają dostępność światła w zbiorniku. Elementem kumulacji fosforanów w zbiorniku był także wzrost ich stężenia w hypolimnionie w okresie wegetacji. Oszacowane zależności wskazują na istotny związek stężenia fosforanów z procentowym udziałem sinic w ogólnej biomacie fitoplanktonu z pozostałością niewykorzystanego fosforu po wiosennym zakwicie wody oraz ze wzrostem temperatury i spadkiem tlenu w hypolimnionie na skutek zachodzących tam procesów dysymilacyjnych.

Deficyty tlenowe były tym większe im niższe w danym roku były maksymalne przepływy Raby oraz im wyższa była średnia temperatura pelagialu, którym towarzyszył wysoki poziom N-NH₄ w epilimnionie.

Wielkość procesu asymilacji w ciągu roku wykazywała ścisły związek z poziomem jonów amonowych i fosforanowych ze wskazaniem na fosfor skumulowany w okresie wiosennym, z obecnością jonów zdysocjowanych i z wielkością dopływu wód. Wynika z tego, że znaczący wpływ na średnie stężenie roczne chlorofilu *a* ma wielkość wiosennego zakwitnięcia wody oraz negatywny wpływ niżówek hydrologicznych na rozwój fitoplanktonu.

Udział sinic również był zależny od stosunku jonów amonowych do fosforanowych oraz od warunków świetlnych panujących w warstwie trofogenicznej zbiornika a także temperatury wody.

Znamienny okazał się związek pomiędzy widzialnością krążka Secchiego opisujący właściwości optyczne powierzchniowej warstwy wody z wielkością przepływu Raby, temperaturą wody, wiosenną koncentracją fosforu oraz zawartością chlorofilu *a*. W przedstawionym modelu (Tabela IV) dopływ Raby (Q_R) tłumaczy 72% zmienności cechy zależnej to jest zasięgu dostępności światła (SECCHI) przy poziomie istotności $p < 0,0003$. Pozwala to na stwierdzenie, że przezroczystość wody w Zbiorniku Dobczyckim przede wszystkim zależała od mętności wód dopływających, a tylko w niewielkim stopniu (28%) od czynników wskazujących na związek z produkcją pierwotną (temperatura, wiosenne stężenie PO_4 , chlorofil *a*).

Przedstawione zależności opisują zachodzące i postępujące w zbiorniku procesy wzrostu trofii, w których decydującą rolę odgrywają dopływ wód ze zlewni, kumulacja fosforu zarówno dopływającego jak i uwalnianego z osadów dennych w okresach deficytów tlenowych oraz stopień rozwoju fitoplanktonu, w którego strukturze dominującą rolę przejmują sinice. Stwierdzono również, że pomiar miąższości warstwy wody odpowiadającej strefie widzenia krążka Secchiego przede wszystkim odzwierciedla mętność allochtonicznego, a w mniejszym stopniu autochtonicznego pochodzenia.

4.2. Badania porównawcze trzech podgórskich zbiorników zaporowych

4.2.1. Porównanie wybranych parametrów fizykochemicznych i troficznych w trzech podkarpackich zbiornikach zaporowych i w ich głównych dopływach

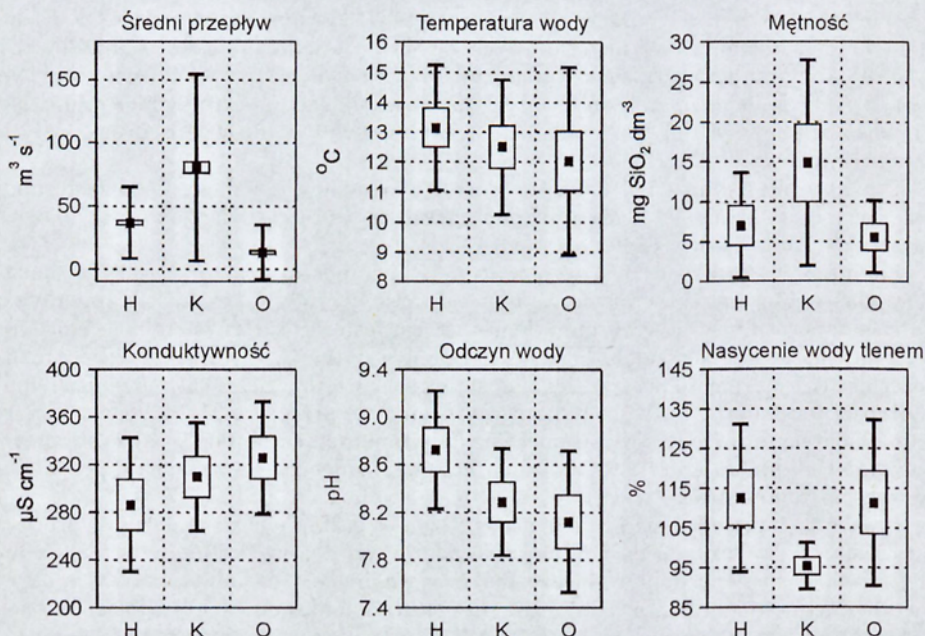
W okresie stagnacji letniej (kwiecień–październik) 1998 r. w trzech podgórskich zbiornikach zaporowych: Czorsztyńskim, Rożnowskim i Dobczyckim oraz w ich głównych dopływach: Dunajcu i Rabie przeprowadzono badania dotyczące charakterystyki warunków siedliskowych oraz zawartości substancji mineralnych i troficznych.

RZEKI

Właściwości wód Dunajca w Harkłowej (zasilających Zbiornik Czorsztyński) i w Kurowie (dopływających do Zbiornika Rożnowskiego) oraz Raby w Osieczanach (zasilającej Zbiornik Dobczycki) odzwierciedlają charakter zlewni rzek karpackich zasobnych w wodę o typie wodorowęglanowo-wapiennym. Z tych zlewni okresowo, szczególnie na wiosnę i w lecie odpływają duże ilości wody bogatej w zawiesinę mineralną i związki pokarmowe.

W badanym okresie reżim hydrologiczny w miejscach dopływu rzek do zbiorników, mimo różnicy w wielkości średniego przepływu, był bardziej do siebie zbliżony w Harkłowej i w Osieczanach, ponieważ charakteryzował się podobną zmiennością przepływu w porównaniu do Dunajca w Kurowie powyżej zbiornika Rożnowskiego.

Pod względem warunków siedliskowych jakość środowiska wodnego była zróżnicowana (Ryc. 23). Temperatura wód Dunajca wskazywała na wyższą kumulację ciepła



Ryc. 23. Średnie wartości parametrów fizykochemicznych wody Dunajca w Harklowej (H) i Kurowie (K) oraz Raby w Osieczanach (O) w roku 1998.

w porównaniu do wód Raby oraz mniejszą amplitudę wahań, która w Harklowej wyniosła 5,5 °C, w Kurowie 6,0 °C, a w Osieczanach 8,7 °C. W Kurowie mętność wody wyraźnie odbiegała od średnich wartości dla Dunajca w Harklowej i Raby w Osieczanach, i była dwukrotnie wyższa. Przewodnictwo elektrolityczne wskazywało na przewagę zawartości zdysocjowanych jonów w Raby w porównaniu z Dunajcem. Odczyn jonowy wody wskazywał bardziej zasadowy charakter wód Dunajca w Harklowej i Kurowie niż Raby w Osieczanach. Warunki tlenowe wody były dobre w zakresie od 84,5% w Kurowie do ponad 130% w Harklowej i Osieczanach. Średnia wartość nasycenia tlenem wód Dunajca w Kurowie była jednak o 20% niższa niż w Harklowej i Osieczanach.

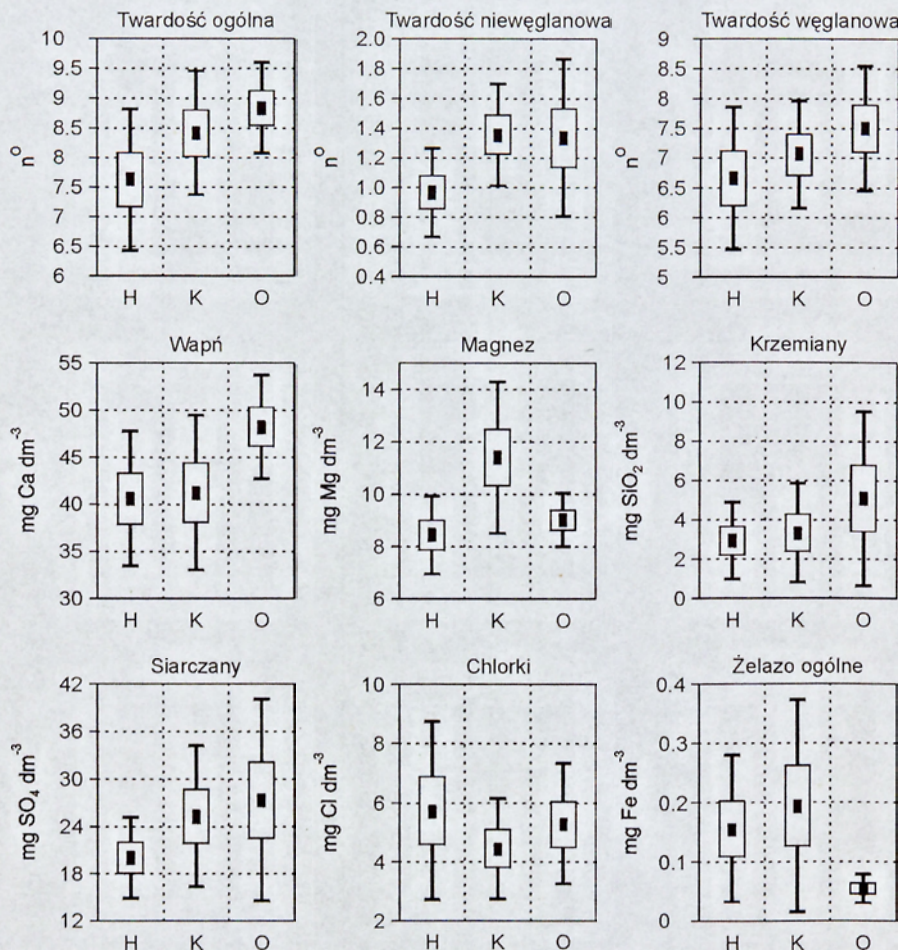
W oparciu o analizę wariancji wykazano istotne statystycznie różnice między wartościami średnich przepływów Dunajca i Raby na badanych stanowiskach oraz istotną różnicę pomiędzy średnimi wartościami procentowego nasycenia wody tlenem Dunajca w Kurowie i w Harklowej. Pozostałe różnice między średnimi były nieistotne (Tabela V).

W składzie jonowym rzek zasilających badane zbiorniki wykazano dużą przewagę jonów wodorowęglanowych, wapniowych i magnezowych. Zazwyczaj notowano wzrost zawartości tych jonów w wodzie Dunajca w Kurowie w odniesieniu do ich zawartości przed Zbiornikiem Czorszyńskim w Harklowej. Jedynie koncentracja chlorków była mniejsza w Kurowie (Ryc. 24).

W większości przypadków średnie stężenia składników jonowych w wodzie Raby były wyższe od wartości średnich dla wód Dunajca. Wyjątek stanowiło żelazo ogólne, którego średnia była znacznie niższa w wodzie Raby niż w wodzie Dunajca. Z biegiem Dunajca w kierunku od Harklowej do Kurowa wzrastały średnie wartości zarówno wskaźników twardości jak i stężenia Ca, Mg i SO₄.

Tabela V. Istotność różnic pomiędzy średnimi wartościami badanych parametrów w wodzie Dunajca (Harkłowa, Kurów) i Raby (Osieczany) sprawdzonych jednoczynnikową analizą wariancji (NS – nie istotne, * $p \leq 0,05$ istotne, ** $p \leq 0,01$ bardzo istotne, *** $p \leq 0,001$ wysoce istotne).

Stanowiska	Q	°C	pH	O ₂	µS	Mt	To	Tn	Tw	Ca	Mg	Si	SO ₄	Cl	Fe	NH ₄	NO ₃	NO ₂	PO ₄	BZT ₅	UTL	ChZT	
Harkłowa-Kurów	***	NS	NS	*	NS	NS	NS	*	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Harkłowa-Osieczany	***	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Kurów-Osieczany	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

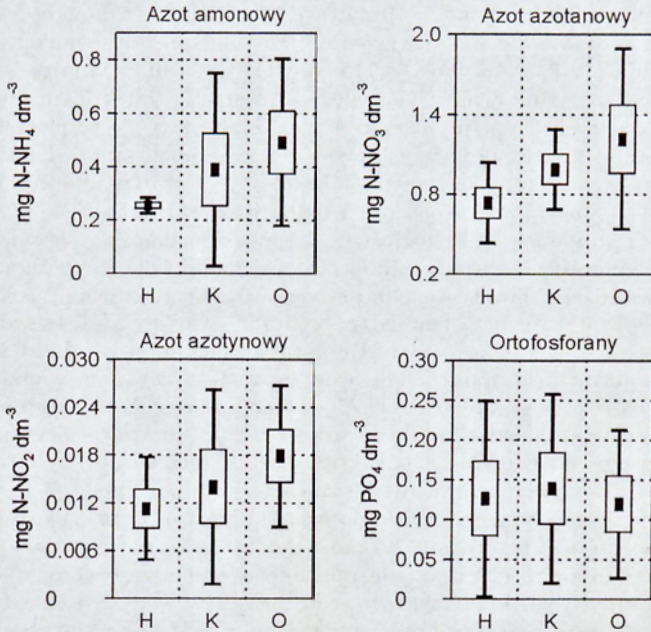


Ryc. 24. Średnie wartości stężeń jonów w wodzie Dunajca w Harklowej (H) i Kurowie (K) oraz Raby w Osieczanach (O), w roku 1998.

Statystycznie istotne różnice stwierdzono w przypadku twardości ogólnej i zawartości wapnia pomiędzy wodą Dunajca w Harklowej i Raby w Osieczanach. Ponadto w przypadku twardości niewęglanowej i stężenia magnezu istotne różnice odnotowano wzdłuż biegu Dunajca pomiędzy Harklową i Kurowem (Tabela V).

Wśród mineralnych związków azotu przeważała forma azotanowa, która w badanych dopływach do zbiorników była kilkakrotnie większa niż forma amonowa. W Dunajcu koncentracje mineralnych form azotu wzrastały z biegiem rzeki. W Raby średnie zawartości $N-NH_4$, $N-NO_3$ i $N-NO_2$ osiągały wyższy poziom niż wartości średnie stwierdzone dla wód Dunajca (Ryc. 25).

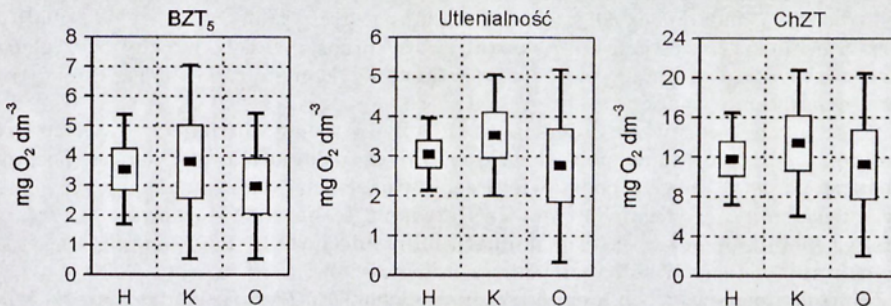
Średnie wartości stężeń fosforanów wykazywały stosunkowo wyrównany poziom od $0,120 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$ w Osieczanach do $0,140 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$ w Kurowie i $0,130 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$ w Harklowej. Jednak wody Raby były mniej zasobne w mineralny fosfor w porównaniu do wód Dunajca wpływającego do Zbiornika Czorsztyńskiego i Rożnowskiego. Natomiast Raba w porównaniu do Dunajca bogatsza była w azotowe związki



Ryc. 25. Średnie wartości stężeń mineralnych form azotu i fosforu w wodzie Dunajca w Harklowej (H) i Kurowie (K) oraz Raby w Osieczanach (O), w roku 1998.

pokarmowe. Pomiedzy badanymi obiektami nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w zawartości mineralnego azotu i fosforu (Tabela V).

Wskaźniki ogólnego zanieczyszczenia wód substancjami organicznymi rozkładały się w podobny sposób. W Dunajcu wartość ich wzrastała pomiędzy Harklową i Kurowem. Natomiast w Raby zawartość materii organicznej wyrażona BZT₅, utlenialnością i ChZT była niższa niż w Dunajcu. Średnie wartości wskaźnika materii organicznej podlegającej biodegradacji wynosiły 3,5 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ w Harklowej, 3,8 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ w Kurowie i 3,0 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ w Osieczanach. Związki łatwo ulegające utlenieniu wyrażone utlenialnością miały wartości nieco niższe i odpowiednio wynosiły 3,0 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, 3,5 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ i 2,8 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ (Ryc. 26). Przeważającą część



Ryc. 26. Średnie wartości wskaźników materii organicznej w wodzie Dunajca w Harklowej (H) i Kurowie (K) oraz Raby w Osieczanach (O), w roku 1998.

związków organicznych zarówno w Dunajcu jak i w Rabie stanowiła frakcja trudno rozpuszczalna. Wskazywały na to wzajemne stosunki prezentowanych wskaźników oraz wartości ChZT, które wynosiły 11,8 mg O₂ dm⁻³ dla Dunajca w Harkłowej, 13,4 mg O₂ dm⁻³ dla Dunajca w Kurowie i 11,2 mg O₂ dm⁻³ dla Raby w Osieczanach. Jednak dla tych wskaźników nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi wartościami uzyskanymi dla badanych stanowisk (Tabela V).

Jak wynika z uzyskanych danych jakość wód głównych dopływów (Dunajca i Raby) badanych zbiorników zaporowych najbardziej różniła się składem jonowym, który wynikał z odmienności litologicznej zlewni, co zaznaczyło się większą zawartością makroelementów w wodzie Raby w porównaniu do wód Dunajca. Przede wszystkim stwierdzono niższą zasobność wody Dunajca w wapń, co potwierdziła istotna statystycznie różnica pomiędzy średnimi wartościami twardości ogólnej i koncentracji jonów wapnia w wodzie Dunajca w Harkłowej i Raby w Osieczanach. W Dunajcu koncentracje makroelementów wzrastały wraz z wielkością zlewni względnie ilością wody przepływającej. Natomiast stwierdzone istotne różnice pomiędzy średnimi odnoszonymi się do twardości niewęglanowej wskazują na dopływ zanieczyszczeń do wód Dunajca. Charakterystyczną cechą Raby były wyższe stężenia mineralnych związków azotu, niższe zawartości mineralnego fosforu i zawartości materii organicznej, w porównaniu do wód Dunajca powyżej zbiorników w Czorsztynie i Rożnowie. Jednak różnice te nie były statystycznie istotne.

Jedynym czynnikiem statystycznie niejednorodnym, wysoce różniącym średnie wartości oznaczanych parametrów, był średni przepływ wody w rzekach. Prawdopodobnie to ten czynnik hydrologiczny wpływał na uzyskiwane statystycznie istotne różnice, które w sumie w niewielkim stopniu różniły Dunajec i Rabę w miejscach ich dopływu do zbiorników (Tabela V).

ZBIORNIKI

Zbiorniki podgórskie na Dunajcu w Czorsztynie i Rożnowie oraz na Rabie w Dobczycach charakteryzują się podobnymi ogólnymi cechami limnologicznymi, wynikającymi z morfometrycznych cech zbiorników. Szczególne znaczenie dla przebiegu procesów przemiany materii i przepływu energii mają ich stosunki głębokościowe. Omawiane zbiorniki mają średnią głębokość powyżej 10 m, co powoduje wykształcanie się letnich i zimowych stratyfikacji termicznych i związaną z tym zmienność gęstości wody. Zasadniczą część ich powierzchni i objętości stanowi pelagial (Ryc. 3). Przy normalnym poziomie piętrzenia (NPP) w Zbiorniku Czorsztyńskim pelagial zajmuje 63% powierzchni i 94,5% pojemności i odpowiednio w Zbiorniku Rożnowskim 54% i 95,6%, a w Zbiorniku Dobczyckim 55,5% i 81,3%. Relacje pomiędzy czynnikami abiotycznymi i biotycznymi zachodzące w części pelagicznej uzależnione są dodatkowo od stosunku wielkości strefy trofogenicznej do trofalitycznej. Stosunek tych dwóch stref, kształtowany przez reżim termiczny oraz głębokość przenikania światła, wpływa na strukturę fizykochemiczną, biologiczną i troficzną ekosystemu wodnego.

Z badanych zbiorników Zbiornik Czorsztyński należy do najwyższej położonych i najgłębszych zbiorników podkarpackich. Strefa pelagialu przed zaporą posiada głębokość ponad 40 m. Na podstawie przeprowadzonych badań przeciętna głębokość strefy trofogenicznej sięgała 10 m. Uwarstwienie termiczne decydowało o tym, że warstwa metalimnionu w okresie stagnacji letniej dochodziła do głębokości 10–12 m, a hypolimnion-strefa trofalityczna miała miąższość około 30 m.

Zbiornik Rożnowski o mniejszej średniej głębokości 10 m posiadał płytszy pelagial, który również stanowił przeważający udział w jego objętości. Strefa trofogeniczna miała grubość 7,5 m, a metalimnion sięgał od 7,5 do 10 m głębokości. Gradient

temperatur nie był tak silnie wykształcony i stabilny jak w zbiorniku Czorsztyńskim i Dobczyckim. Hypolimnion miejscami mógł osiągnąć znaczący udział, ponieważ maksymalna głębokość przy zaporze wynosiła około 30 m.

W okresie badań średnia grubość warstwy trofogenicznej w Zbiorniku Dobczyckim wynosiła 10 m. Warstwa skoku termicznego sięgała od 10 do 12 m głębokości pelagialu, natomiast hypolimnion obejmował warstwę około 13 metrów.

W okresie badawczym temperatura epilimnionu w Zbiorniku Czorsztyńskim była o 1 °C niższa niż w Dobczyckim. Natomiast epilimnion Zbiornika Rożnowskiego był cieplejszy od Zbiornika Dobczyckiego o 1,4 °C. Największą różnicę temperatur 2,3 °C stwierdzono pomiędzy hypolimnionem pelagialu Zbiornika Czorsztyńskiego i Rożnowskiego, co niewątpliwie związane było z dużymi różnicami w miąższości tej strefy (Ryc. 27).

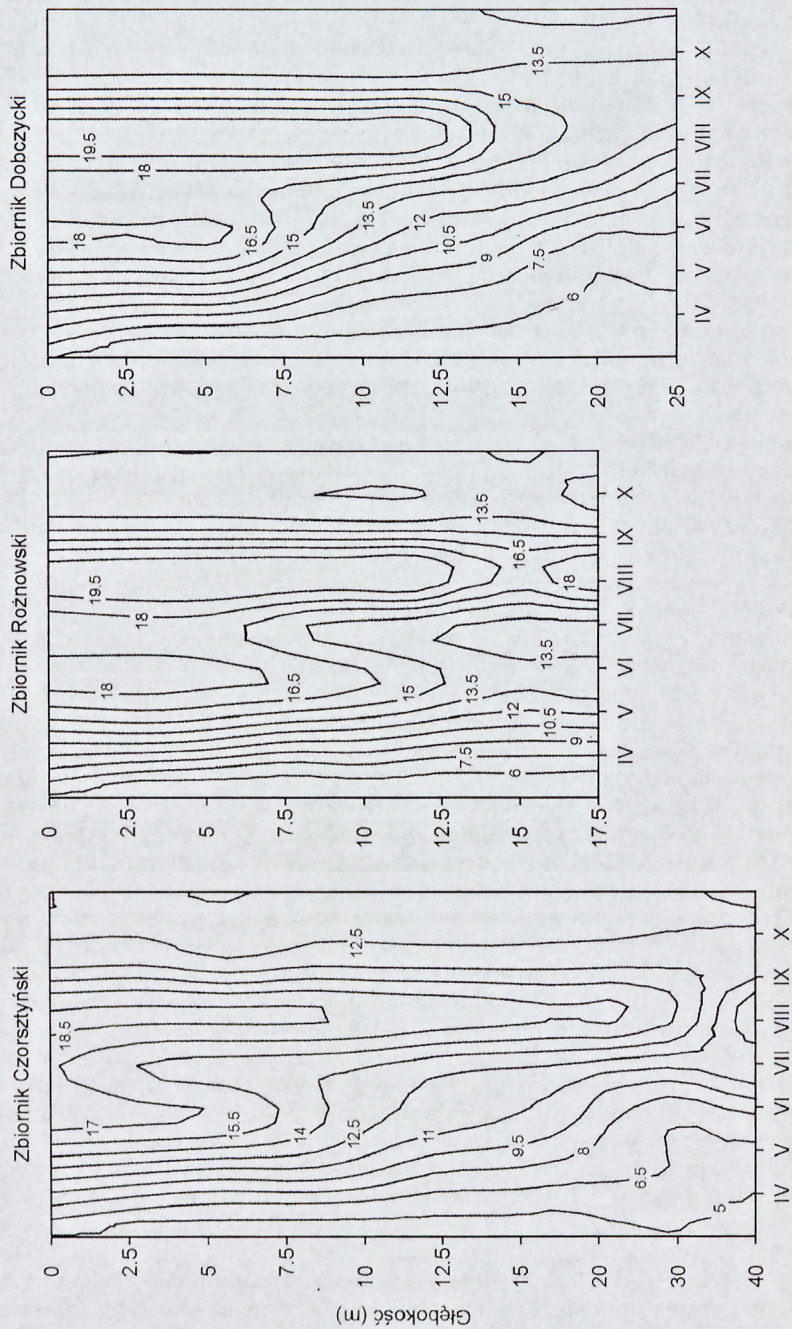
Najwyższe gradienty zawartości tlenu oraz stężenia jonów wodorowych w badanych warstwach wystąpiły w Zbiorniku Dobczyckim, co wskazywało na większą aktywność procesów asymilacyjnych i dysymilacyjnych w przekroju pionowym pelagialu (Ryc. 28).

Przewodność elektrolityczna wody nie różnicowała wyraźnie warstw epilimnionu, metalimnionu i hypolimnionu, natomiast różnicowała zbiorniki między sobą. Mineralizacja ogólna osiągała najwyższe wartości w Zbiorniku Rożnowskim (282 $\mu\text{S cm}^{-1}$ w metalimnionie i 289 $\mu\text{S cm}^{-1}$ w hypolimnionie), przy czym zbliżony poziom utrzymywał się w Zbiorniku Dobczyckim (Ryc. 28).

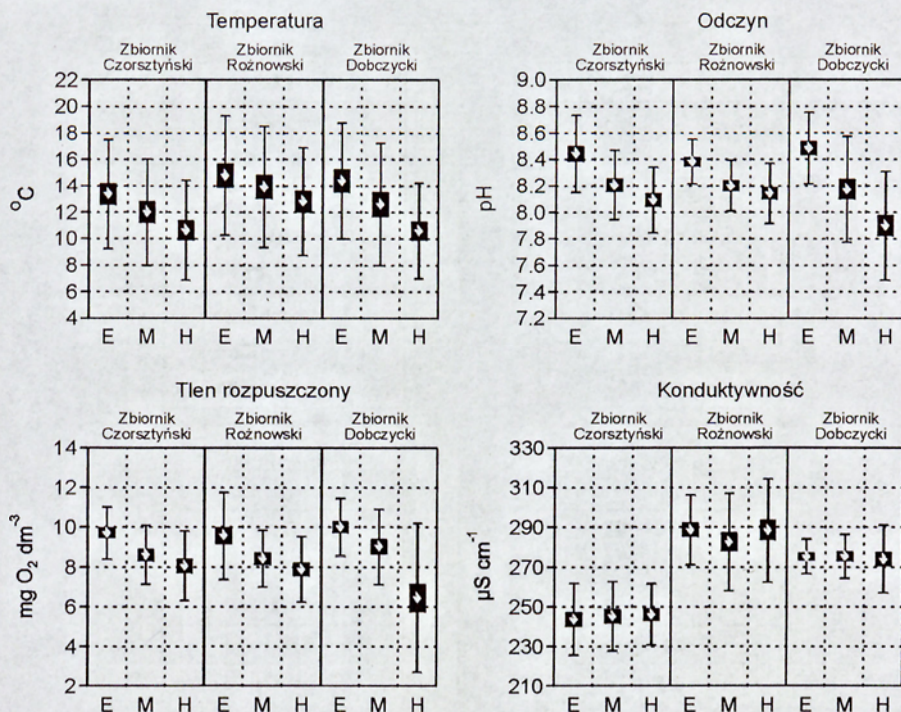
Stężenia jonów dwuwartościowych kwalifikowały wody badanych zbiorników do wód miękkich. Jednak w Zbiorniku Rożnowskim stwierdzono wyraźnie wyższą twardość ogólną, wyższą zawartość węglanów, wodorowęglanów wapnia i magnezu, a także jonów wapnia w zakresie od 31,1 mg Ca dm^{-3} do 45,7 mg Ca dm^{-3} i magnezu 6,1–18,0 mg Mg dm^{-3} . W Zbiorniku Dobczyckim tylko stężenie Ca było zbliżone do poziomu stwierdzonego w Zbiorniku Rożnowskim (Ryc. 29).

Stężenie jonów siarczanowych kształtowało się na podobnym poziomie w zbiornikach Rożnowskim i Dobczyckim (22,7–24,8 mg $\text{SO}_4 \text{dm}^{-3}$) oraz o wiele niższym (15,8–16,1 mg $\text{SO}_4 \text{dm}^{-3}$) w Zbiorniku Czorsztyńskim, przy czym wraz z głębokością stężenia siarczanów wykazywały tendencję wzrostową. Krzemiany występowały na poziomie 1,5–2,9 mg w dm^3 , a ich ilość wzrastała wraz z głębokością zbiornika.

Substancje mineralne azotu i fosforu w niektórych przypadkach wykazywały widoczne różnice pomiędzy zbiornikami lub warstwami wód tych zbiorników. Najbardziej zasobny w azot azotanowy był Zbiornik Dobczycki (1,1–1,3 mg N- $\text{NO}_3 \text{dm}^{-3}$), w mniejszym stopniu Zbiornik Rożnowski (0,8–1,0 mg N- $\text{NO}_3 \text{dm}^{-3}$). Najbardziej ubogi w tę formę azotu okazał się Zbiornik Czorsztyński, w którym zawartość azotanów była około dwukrotnie mniejsza (0,6–0,7 mg N- $\text{NO}_3 \text{dm}^{-3}$) niż w Zbiorniku Dobczyckim. W hypolimnionie ilość azotanów była zwykle najwyższa. Azot amonowy w wodzie badanych obiektów wahał się średnio od 0,25 do 0,32 mg N- $\text{NH}_4 \text{dm}^{-3}$, a jego zawartość wzrastała wraz z głębokością. Wyrównane zawartości azotynów i w niewielkich stężeniach mniejszych od 0,015 mg N- $\text{NO}_2 \text{dm}^{-3}$ występowały w Zbiorniku Czorsztyńskim. W Zbiorniku Rożnowskim azot azotanowy utrzymywał się na poziomie niewiele wyższych stężeń średnich (0,015–0,017 mg N- $\text{NO}_2 \text{dm}^{-3}$), przy czym wahania jego zawartości były w zakresie 0,009–0,026 mg N- $\text{NO}_2 \text{dm}^{-3}$. Natomiast w Zbiorniku Dobczyckim wahania ilości azotynów były wysokie od 0,001 do 0,044 mg N- $\text{NO}_2 \text{dm}^{-3}$, a średnie stężenie w hypolimnionie było niższe niż w wyższych warstwach wody. W Zbiorniku Rożnowskim średnie stężenia fosforanów w poszczególnych warstwach były dwukrotnie wyższe (0,07–0,10 mg $\text{PO}_4 \text{dm}^{-3}$) niż ich stężenia w pozostałych badanych zbiornikach (0,03–0,05 mg $\text{PO}_4 \text{dm}^{-3}$).



Ryc. 27. Zróżnicowanie temperatury pelagialu zbiorników: Czorszyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

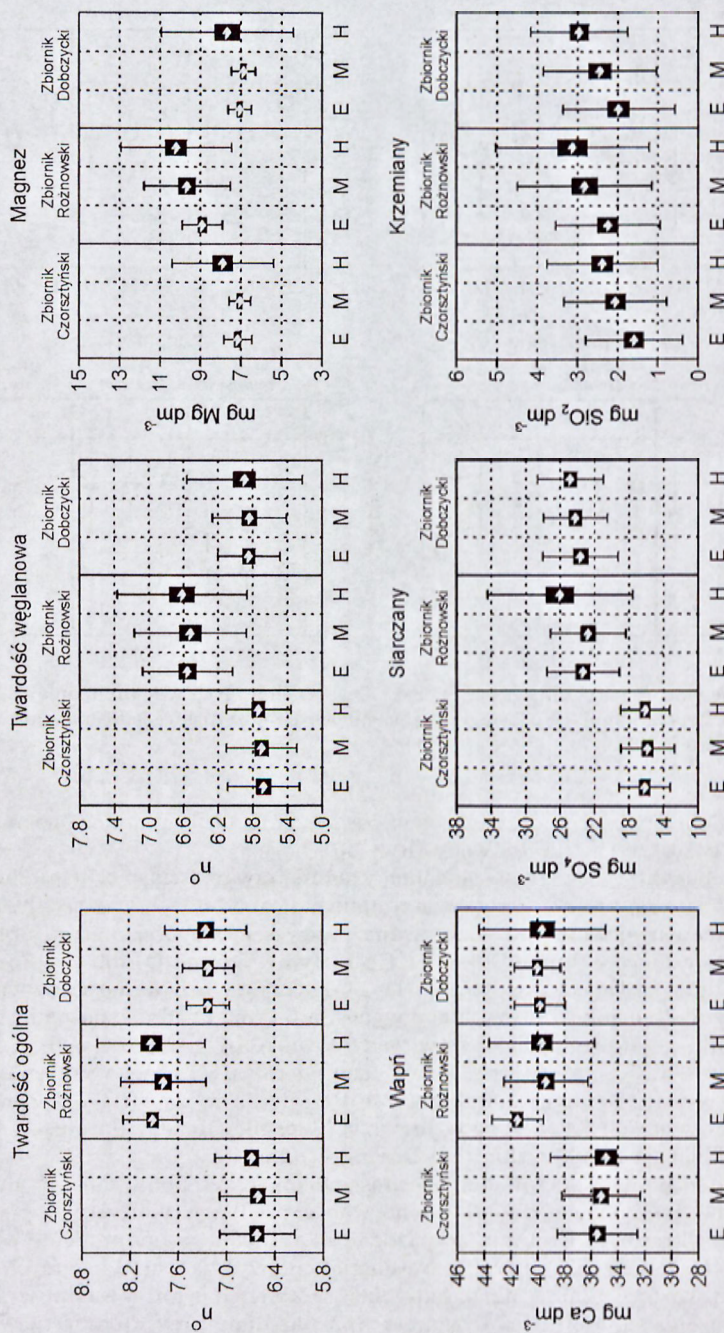


Ryc. 28. Średnie wartości wybranych parametrów fizykochemicznych w epilimnionie (E), metalimnionie (M) i hypolimnionie (H) pelagialu zbiorników: Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

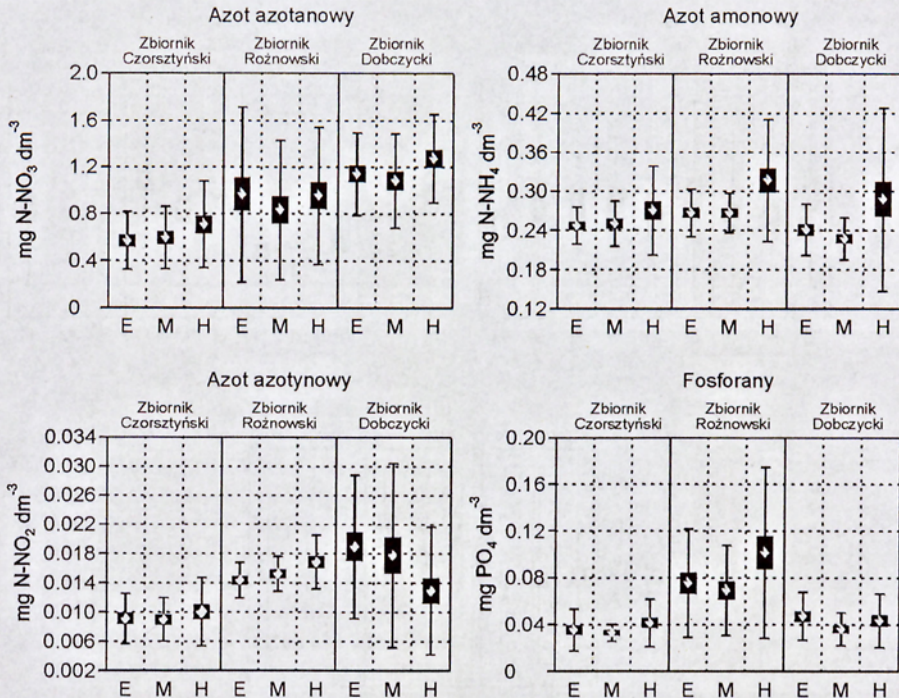
W hypolimnionie stwierdzano zwykle wyższe stężenie fosforu mineralnego w porównaniu do pozostałych warstw wody (Ryc. 30).

Zbiorniki charakteryzowały się podobną średnią zawartością biochemicznie rozkładalnej materii organicznej, przy czym amplituda oznaczonych wartości była znaczna. W warstwach epilimnionu odnotowano najwyższe wartości materii organicznej, nie przekraczające 8,9 mg O₂ dm⁻³ w Czorsztyńcu, 8,5 mg O₂ dm⁻³ w Rożnowiu i 9,1 mg O₂ dm⁻³ w Dobczycach (Ryc. 31). Maksymalna utlenialność stwierdzona w hypolimnionie Zbiornika Dobczyckiego wynosiła 5,7 mg O₂ dm⁻³, natomiast średnie wartości dla poszczególnych warstw wody zawarte były w granicach od 1,8 do 2,8 mg O₂ dm⁻³. Ilość materii organicznej trudno rozpuszczalnej wyrażona ChZT przeważała w warstwach epi i metalimnionu. Przeciętna jej zawartość w Zbiorniku Czorsztyńskim wynosiła 7,8–8,9 mg O₂ dm⁻³, w Zbiorniku Rożnowskim 9,4–10,7 mg O₂ dm⁻³ i w Zbiorniku Dobczyckim 8,9–9,9 mg O₂ dm⁻³.

Chlorofil *a* będący wskaźnikiem obecności biomasy fitoplanktonu, producenta materii organicznej, odzwierciedlał intensywność produkcji pierwotnej w wodzie zbiorników. W okresie od kwietnia do października 1998 r. w epilimnionie Zbiornika Czorsztyńskiego stężenie chlorofilu *a* osiągnęło najwyższą wśród badanych zbiorników średnią wartość 12,5 μg dm⁻³, natomiast w Zbiorniku Rożnowskim wystąpiło najwyższe stężenie chlorofilu *a* osiągające 45,0 μg dm⁻³ przy średniej zawartości 10,7 μg dm⁻³. Zbiornik Dobczycki charakteryzował się najniższą średnią koncentracją chlorofilu *a* w epilimnionie równą 9,9 μg dm⁻³. W metalimnionie wszystkich



Ryc. 29. Wskaźniki zawartości jonów dwuwartościowych w epilimnionie (E), metalimnionie (M) i hypolimnionie (H) pelagialu zbiorników: Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

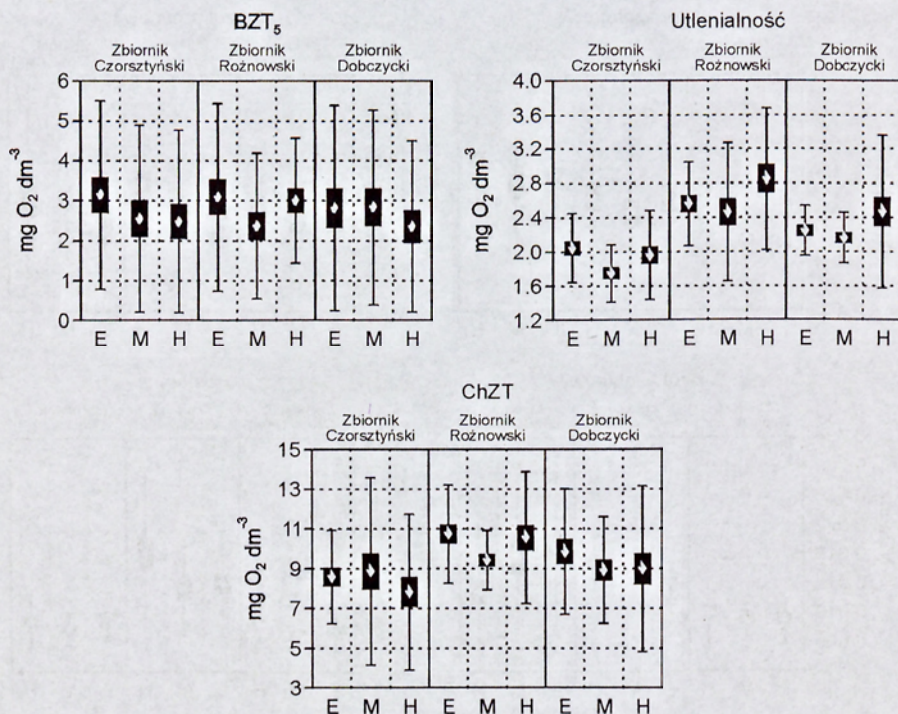


Ryc. 30. Średnie stężenie związków mineralnych azotu i fosforu w epilimnionie (E), metalimnionie (M) i hypolimnionie (H) pelagialu zbiorników: Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

badanych zbiorników odnotowano dwukrotny spadek jego zawartości, a w warstwach hypolimnionu stwierdzono niewielkie jego stężenia ($3,0 \mu\text{g dm}^{-3}$ w Czorszynie i Dobczycach i $5,9 \mu\text{g dm}^{-3}$ w Rożnowie).

Rozkład chlorofilu *a* w przekrojach pionowych (Ryc. 32) wskazuje na swoistą czasoprzestrzenną strategię rozwoju fitoplanktonu w poszczególnych zbiornikach. W Zbiorniku Czorsztyńskim liczebność fitoplanktonu wzrastała stopniowo jednoetapowo od kwietnia do sierpnia obejmując całą warstwę trofogeniczną. Maksimum zakwitów wystąpiło na około 5 m głębokości, gdzie chlorofil *a* osiągnął stężenie $28,4 \mu\text{g dm}^{-3}$. W badanym okresie w Zbiorniku Rożnowskim fitoplankton rozwijał się w dwóch etapach. Pierwszy słabszy rozwój fitoplanktonu wystąpił od kwietnia do maja i obejmował cały epilimnion z maksimum na głębokości 2,5–5,0 m. Drugi szczyt aktywności glonów wystąpił od czerwca do lipca i był gwałtowny ($45,0 \mu\text{g dm}^{-3}$) z centrum rozwoju w warstwie od powierzchni do 2,5 m głębokości. W czasie tego zakwitów chlorofil był stwierdzany w całym przekroju pionowym pelagialu (prawdopodobnie w lipcu dopływ wód ze zlewni spowodował sedymentację części planktonu wraz z zawiesiną do strefy hypolimnionu).

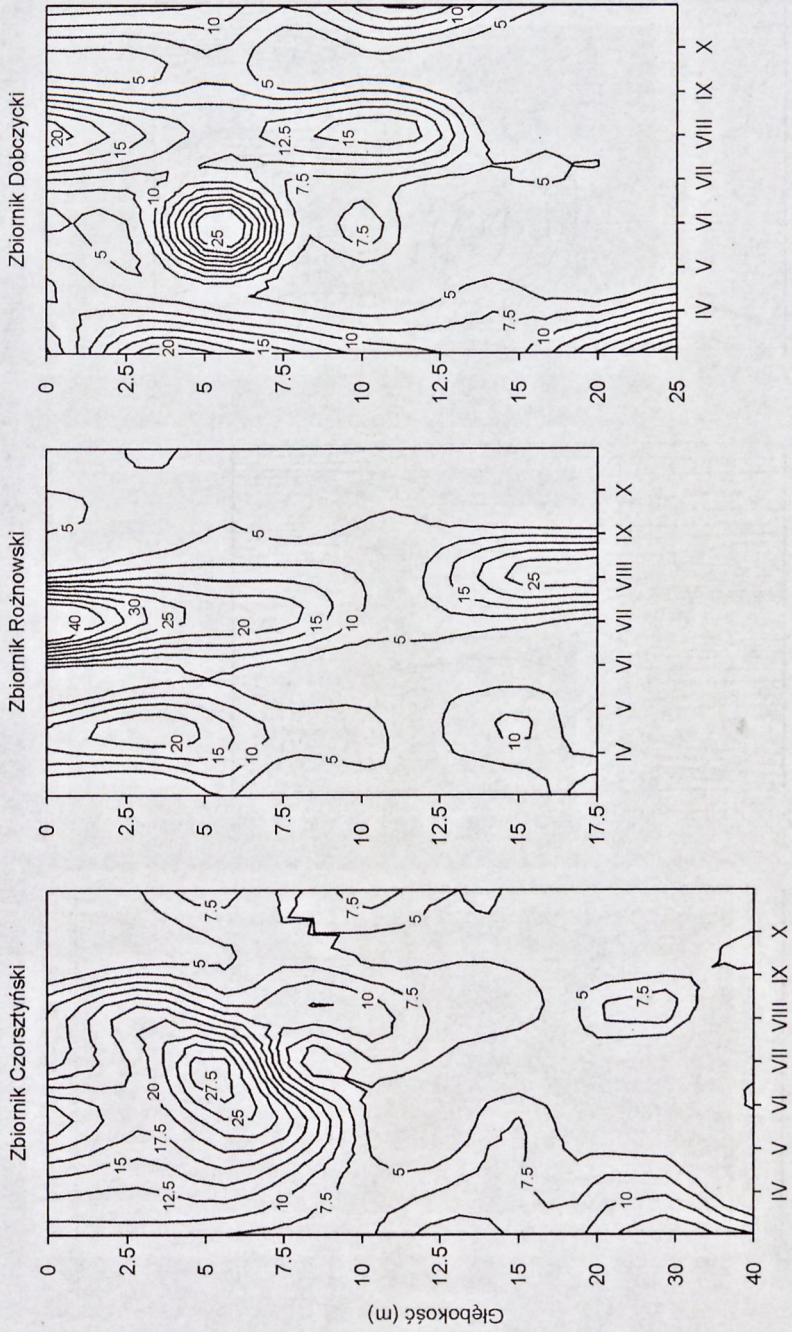
W Zbiorniku Dobczyckim w kwietniu dopływ wód ze zlewni rozproszył rozwijający się wiosenny zakwit. Ponownie liczebność fitoplanktonu wzrastała pomiędzy majem i czerwcem osiągając na głębokości około 5 m maksymalny rozwój i stężenie $30,8 \mu\text{g dm}^{-3}$ chlorofilu *a*. Lipcowe wezbranie wód dopływających do zbiornika ponownie zaburzyło rozwój glonów. Następnie krótkotrwałą aktywność fitoplanktonu zaobserwowano w sierpniu i październiku.



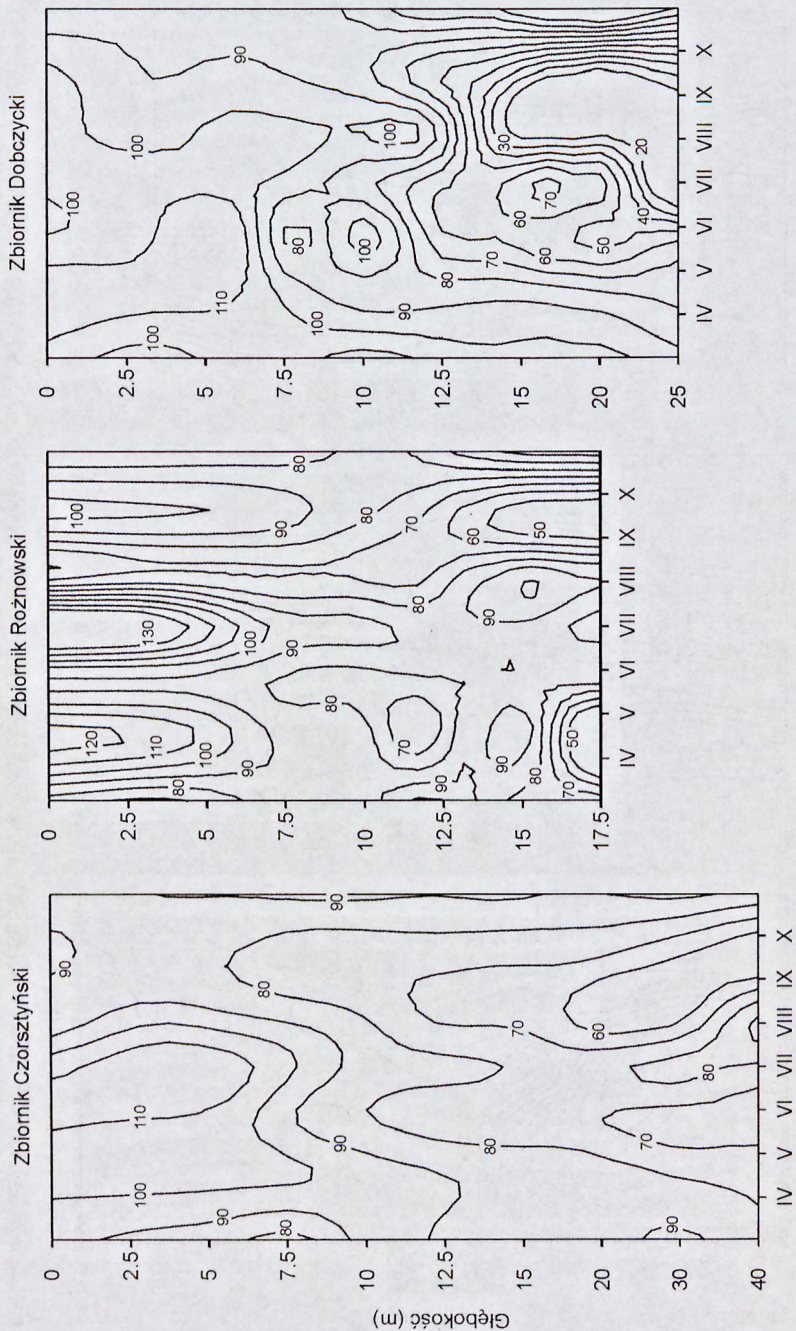
Ryc. 31. Wskaźniki zawartości materii organicznej w epilimnionie (E), metalimnionie (M) i hypolimnionie (H) pelagialu zbiorników: Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

Uzyskane dane dotyczące przebiegu procesu produkcji pierwotnej, wyrażone stężeniem chlorofilu *a* niewątpliwie są konsekwencją fizycznolimnologicznych indywidualnych cech badanych ekosystemów wodnych, ich struktury biologicznej i zasobności w mineralne i organiczne składniki pochodzenia zlewniowego i autochtonicznego.

Wśród badanych zbiorników podkarpackich Zbiornik Czorsztyński położony na wysokości ponad 500 m n.p.m. posiada w dużej swej części głęboki hypolimnion. Wykształcony dymkityczny ustrój termiczny powoduje w pionowym przekroju różnorodność limnologiczną z trwałymi gradientami abiotycznymi i biotycznymi w okresach stagnacji. Wody tego zbiornika tak jak Dunajca, jego głównego dopływu, odznaczają się niską mineralizacją, miękkością wód, ale z przewagą węglanów i wodorowęglanów w składzie jonowym wody. Zarówno w dopływającym Dunajcu jak i w zbiorniku zawartość mineralnych związków azotu była stosunkowo niska. Natomiast Dunajec dostarczał duże ilości fosforu mineralnego, który w Harklowej średnio wynosił $0,130 \text{ mg PO}_4 \text{ dm}^{-3}$. Większość związków fosforu prawdopodobnie została wbudowana w biomasę producentów pierwotnych, na co wskazywała przeciętna koncentracja fosforanów w epi, meta i hypolimnionie, która była około cztery razy niższa niż w głównym dopływie (Ryc. 25 i 30). Poszczególne warstwy wody charakteryzowały się odrębnością fizyczną, chemiczną i biologiczną odzwierciedlającą się w zróżnicowanych wartościach wskaźników określających kierunek zachodzących przemian. W zbiorniku tym można było zauważyć znamiona eutrofizacji. Niewątpliwie wskazywał na to spadek tlenu w hypolimnionie w sierpniu i wrześniu poniżej $5,0 \text{ mg dm}^{-3}$ (Ryc. 33), wzrost stężenia azotu amonowego i fosforanów oraz



Ryc. 32. Zróżnicowanie chlorofilu *a* w pelagialu zbiorników: Czorszyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.



Ryc. 33. Izolinie procentowego nasycenia wody tlenem w pelagialu zbiorników: Czorszyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

spadek wraz z głębokością zawartości materii organicznej, która ulegała mineralizacji i sedymentacji. W epilimnionie w całym przekroju stwierdzono stabilne siedlisko przejawiające się stopniowym, równomiernym rozwojem fitoplanktonu, pomimo silnej hydrologicznej aktywności Dunajca w kwietniu i maju.

Analizując zjawiska zachodzące w drugim usytuowanym na Dunajcu Zbiorniku Rożnowskim (wraz z jego głównym dopływem), do najważniejszych pierwotnych czynników odróżniających zachodzące w nim procesy, w porównaniu do Zbiornika Czorsztyńskiego, należy zaliczyć: 4-krotnie większą wielkość zlewni i 2-krotnie większą ilość wody wprowadzanej z Dunajcem. Natomiast charakterystyka termodynamiczna masy zbiornika o blisko 2-krotnie mniejszej średniej głębokości, 3-krotnie większej częstotliwości wymiany wody, słabo wykształconych i nietrwających pionowych rozkładach wskaźników siedliskowych i biotycznych w części pelagicznej, tworzyły środowisko wodne o wiele mniej stabilne niż ekosystem zbiornika w Czorsztynie. Jakość wód Dunajca w Kurowie pod względem składu jonowego przypomina wody w górnej części dorzecza powyżej Zbiornika Czorsztyńskiego. Jednak wzrastał w nich udział siarczanów wapnia i magnezu, żelaza ogólnego, związków pokarmowych oraz materii mineralnej i organicznej, które pogarszały warunki tlenowe w wodzie. Wody Dunajca szczególnie zasobne w substancje troficzne, przyczyniały się do zwiększenia ich kumulacji w samym zbiorniku pogłębiając zachodzące w nim procesy eutrofizacji. Pomimo najmniejszej miąższości hypolimnionu w Zbiorniku Rożnowskim w porównaniu do dwóch pozostałych, obserwowano wyraźne objawy wzrostu zawartości substancji pokarmowych pochodzenia autochtonicznego i wzrost procesów redukcyjnych. Procesy produkcji pierwotnej zachodziły w płytkim epilimnionie powyżej 5 m głębokości i były intensywnie zaburzane dopływem Dunajca.

Zbiornik Dobczycki zasilany jest Rabą o chemizmie podobnym do wód Dunajca, jednak zasobniejszej w jony Ca i NO₃, co przyczynia się do wzmocnienia układu węglanowego i zwiększenia własności buforowych wód zbiornika. Pokarmowe substancje mineralne występowały w Rabie w wysokich stężeniach zapewniających szybki wzrost trofii w zbiorniku. Wprawdzie objawiał się on niższą, niż w Zbiorniku Rożnowskim, kumulacją związków mineralnych i materii organicznej to jednak kilkakrotna redukcja ilości fosforu w stosunku do wielkości jego dopływu świadczyła o intensywnie przebiegającym procesie produkcji pierwotnej. Równocześnie w hypolimnionie w warstwach przydennych wzrost zawartości fosforanów, jonów amonowych i utlenialności wskazywał na procesy wynikające z deficytów tlenowych. Pomimo, iż warunki rozwoju fitoplanktonu i procesu fotosyntezy w zbiorniku są bardzo korzystne i wynikają z głęboko sięgającej strefy trofogenicznej, to jednak uwiadczał się stresogenny wpływ nierównomiernych przepływów Raby na aktywność fitoplanktonu.

Analiza zmian uwarunkowań przyrodniczych zlewni i zbiornika oraz charakterystyka parametrów siedliskowych i troficznych poszczególnych warstw pelagialów najwyraźniej odróżnia procesy eutroficzne zachodzące w zbiorniku Rożnowskim i Dobczyckim od Zbiornika Czorsztyńskiego, w którym dopiero stwierdza się pierwsze symptomy wzrostu jego żyzności.

W celu porównania badanych zbiorników pod względem istotności różnic pomiędzy wartościami parametrów fizykochemicznych, charakteryzujących poszczególne warstwy wody tj. epi, meta i hypolimnionu, otrzymane dane poddano analizie wariancji (Tabela VI).

Wykazano różny stopień istotności pomiędzy średnimi wartościami parametrów charakteryzujących poszczególne warstwy wody. Pod względem wskaźników siedliskowych takich jak: temperatura, tlen i pH różnice były nieistotne, poza warstwami hypolimnionów zbiorników Czorsztyńskiego i Rożnowskiego. Skład jonowy poszczególnych

Tabela VI. Istotność różnic pomiędzy średnimi wartościami badanych parametrów w epilimnionie, metalimnionie i hypolimnionie zbiorników w Czorsztynie, Rożnowie i Dobczycach sprawdzona jednoczynnikową analizą wariancji poprzedzoną testem jednorodności wariancji (NS – nie istotny, * $p \leq 0,05$ istotny, ** $p \leq 0,01$ bardzo istotny, *** $p \leq 0,001$ wysoce istotny).

Zbiornik	°C	pH	O ₂	µS	To	Tw	Ca	Mg	Si	SO ₄	NH ₄	NO ₃	NO ₂	N _{og}	PO ₄	P _{tot}	BZT ₅	UTL	ChZT	CHL
Epilimnion																				
Czorsztyn-Rożnów	NS	NS	NS	***	***	***	***	***	NS	***	*	*	***	NS	***	NS	NS	***	**	NS
Czorsztyn-Dobczyce	NS	NS	NS	***	***	NS	***	NS	NS	***	NS	***	***	NS	*	NS	NS	*	NS	NS
Dobczyce-Rożnów	NS	NS	NS	***	***	***	**	***	NS	NS	*	NS	*	NS	**	NS	NS	**	NS	NS
Metalimnion																				
Czorsztyn-Rożnów	NS	NS	NS	***	***	***	**	***	NS	***	NS	NS	***	NS	**	NS	NS	**	NS	NS
Czorsztyn-Dobczyce	NS	NS	NS	***	***	NS	***	***	NS	***	NS	***	*	NS	NS	NS	NS	***	NS	NS
Dobczyce-Rożnów	NS	NS	NS	NS	**	**	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS
Hypolimnion																				
Czorsztyn-Rożnów	NS	NS	NS	***	***	***	***	**	NS	***	*	***	***	NS	***	NS	NS	***	*	NS
Czorsztyn-Dobczyce	NS	**	***	***	***	NS	***	NS	NS	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS
Dobczyce-Rożnów	NS	**	NS	*	***	**	NS	**	NS	NS	NS	*	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS

warstw wody, oprócz zawartości krzemianów, najbardziej różnicował badane zbiorniki. Natomiast zawartość substancji pokarmowych i materii organicznej były grupą w mniejszym stopniu różnicującą jakość wód epi, meta i hypolimnionów i wskazywały, że kierunek przemian troficznych we wszystkich trzech badanych zbiornikach był podobny. Najbardziej przekonującym dowodem zbliżonego poziomu procesu eutrofizacji w badanych zbiornikach był brak istotnej różnicy pomiędzy średnimi wartościami stężenia chlorofilu *a* w poszczególnych warstwach wody. Pomiedzy zbiornikami Dobczyckim i Rożnowskim stwierdzono najmniej istotnych różnic. Niewiele więcej różnic stwierdzono pomiędzy Zbiornikiem Czorsztyńskim i Dobczyckim. Natomiast pod względem parametrów fizykochemicznych i troficznych najbardziej różniły się zbiorniki w Czorsztynie i Rożnowie.

Porównując istotność różnic w jakości wody dopływającej głównymi dopływami do zbiorników i zróżnicowaniem warstw przekroju pionowego pelagialu (Tabela V, VI) można stwierdzić, że zbiorniki były zasilane wodami rzek o różnych cechach hydrologicznych, ale o podobnym charakterze fizykochemicznym. Natomiast indywidualne cechy morfometryczno-hydrologiczne oraz zachodzące w zbiornikach procesy związane z przemianą i obiegiem związków mineralnych i organicznych ostatecznie powodowały zróżnicowanie stopnia eutrofizacji.

4.2.2. Aktywność fosfataz alkalicznych i ich związki z czynnikami fizykochemicznymi

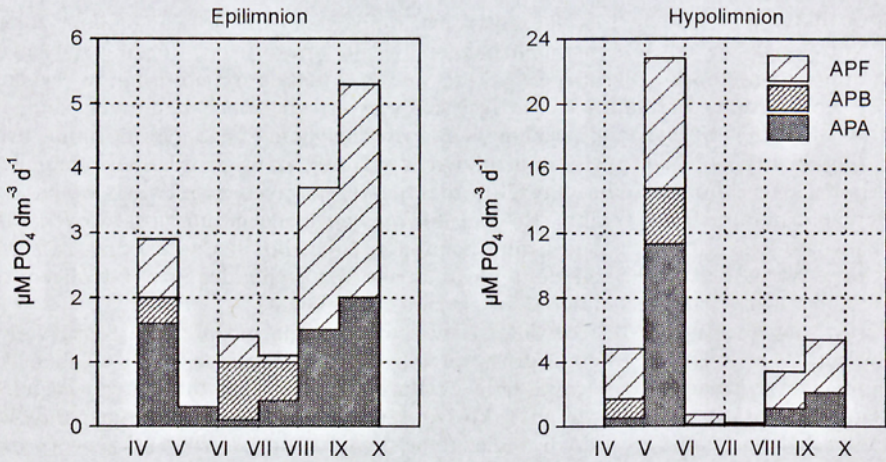
Intensywność procesu regeneracji fosforu na drodze mikrobiologicznej w warstwach trofogenicznych i trofolitycznych zbiorników zaporowych w Czorsztynie, Rożnowie i Dobczycach określono poprzez oznaczenie aktywności alkalicznych fosfataz frakcji glonowej, bakteryjnej i wolnej.

W próbach wody pobranej z warstwy epilimnionu i hypolimnionu stwierdzono aktywność wszystkich frakcji badanych fosfataz tj. związanych z frakcją glonową (APA), z frakcją bakteryjną (APB) i fosfatazy wolnej – pozakomórkowej (APF).

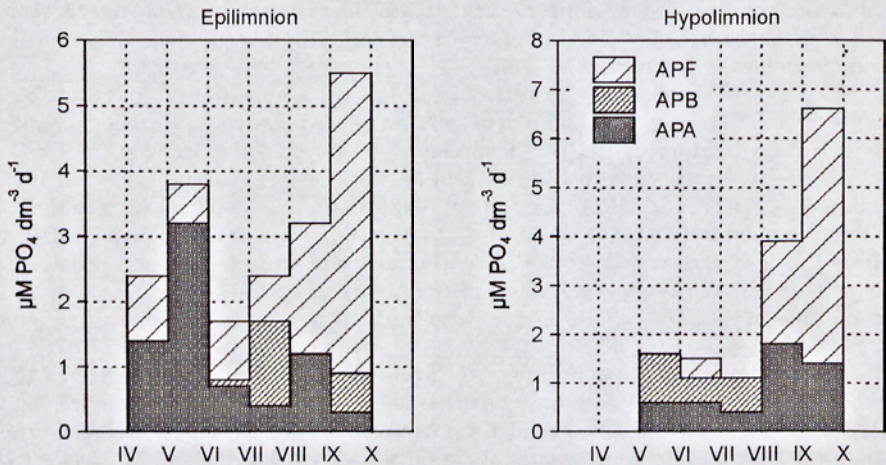
W Zbiorniku Czorsztyńskim całkowita aktywność fosfatazy alkalicznej (AP) wahała się od 0,3 do 5,3 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ w epilimnionie i od 0,2 do 22,8 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ w hypolimnionie. Aktywność fosfatazy związanej z frakcją glonową (APA) podobnie jak fosfataza wolna (APF) była większa na wiosnę i w jesieni. Fosfataza bakteryjna (APB) relatywnie wykazywała najniższą aktywność, przy czym w epilimnionie nie wystąpiła w sierpniu i wrześniu, a w warstwie trofolitycznej od czerwca do września (Ryc. 34).

W wodzie Zbiornika Rożnowskiego w strefie trofogenicznej stwierdzono APA w zakresie 0,3–3,2 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$, APB 0,0–1,3 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$, APF 0,7–4,6 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Aktywność wszystkich frakcji fosfataz (AP) w strefie trofogenicznej wykazywała zmienność sezonową z maksimum na wiosnę i w jesieni. W strefie trofolitycznej zakresy aktywności mieściły się w przedziałach: 0,0–1,8 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ dla APA, 0,0–1,0 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ dla APB i 0,0–5,2 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ dla APF. Całkowita aktywność fosfataz alkalicznych (AP) w tej strefie osiągnęła maksimum w jesieni dochodzące do 6,8 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Ryc. 35).

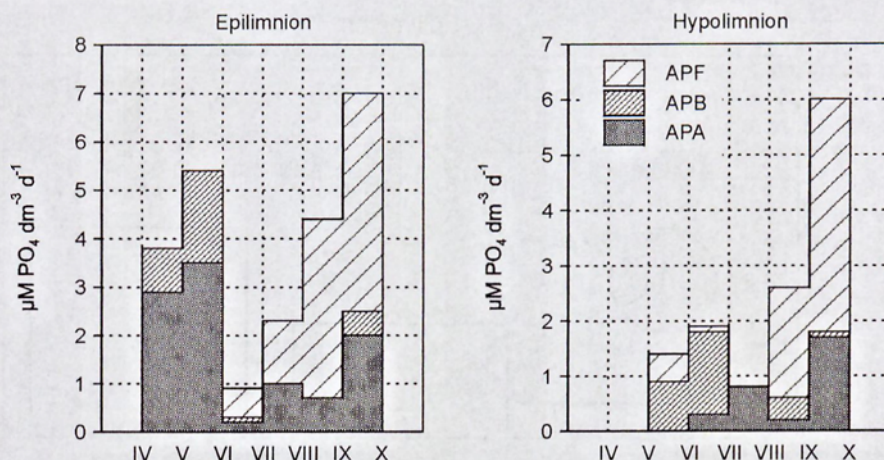
W Zbiorniku Dobczyckim aktywność badanych enzymów zarówno w epilimnionie jak i hypolimnionie podlegała znacznym wahaniom. Wiosną i jesienią odnotowywano najwyższą całkowitą ich aktywność (AP), przy czym zarówno w epilimnionie i hypolimnionie przeważała aktywność fosfatazy pozakomórkowej (APF) i odpowiednio wynosiła 4,7 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ i 4,2 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Fosfataza frakcji glonowej była najbardziej aktywna w epilimnionie w okresie wiosennym i wyrażała się wartością 3,5 $\mu\text{M PO}_4 \text{ dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Ryc. 36).



Ryc. 34. Aktywność fosfataz alkalicznych frakcji glonowej (APA), bakteryjnej (APB) i wolnej (APF) w epilimnionie i hypolimnionie Zbiornika Czorszyńskiego, w roku 1998.



Ryc. 35. Aktywność fosfataz alkalicznych frakcji glonowej (APA), bakteryjnej (APB) i wolnej (APF) w epilimnionie i hypolimnionie Zbiornika Rożnowskiego, w roku 1998.



Ryc. 36. Aktywność fosfatyz alkalicznych frakcji glonowej (APA), bakteryjnej (APB) i wolnej (APF) w epilimnionie i hypolimnionie Zbiornika Dobczyckiego, w roku 1998.

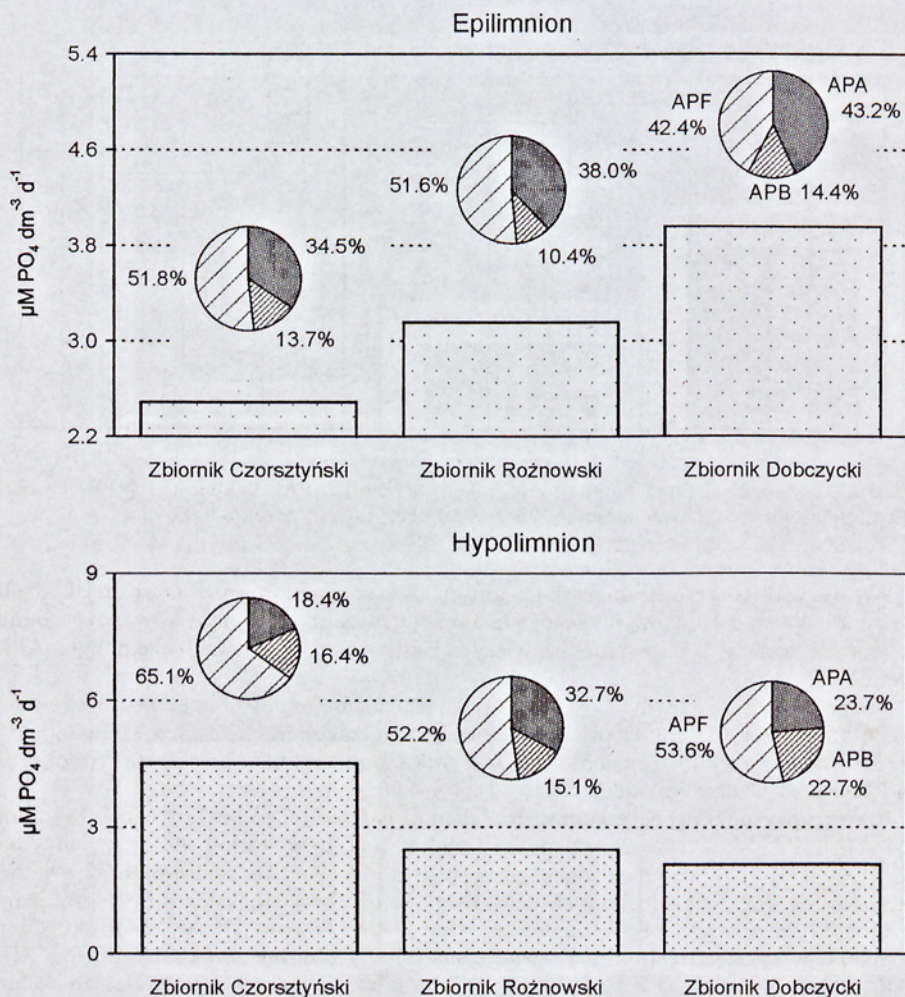
We wszystkich trzech zbiornikach intensywność procesu enzymatycznej hydrolyzy organicznych związków fosforu była niezbyt wysoka. Największe wartości odnotowano na wiosnę i w jesieni, przy czym najbardziej aktywną frakcją była APF, a najmniej APB.

Na podstawie średnich wartości aktywności fosfomonoesteraz w poszczególnych zbiornikach stwierdzono, iż proces enzymatycznej regeneracji fosforu zachodził najmniej intensywnie w strefie trofogenicznej Zbiornika Dobczyckiego i w strefie trofalitycznej Zbiornika Czorszyńskiego (Ryc. 37).

Procentowy udział poszczególnych frakcji w całkowitej aktywności fosfatyz alkalicznych (AP) wskazywał na największy wpływ fosfatyz wolnej (APF) na enzymatyczny proces uwalniania fosforu mineralnego. W wodzie epilimnionów średnia wartość udziału APF dla trzech badanych zbiorników mieściła się w granicach 42,4–51,8%, a w wodzie hypolimnionów w granicach 52,6–65,1%. W Zbiorniku Czorszyńskim w strefie trofalitycznej stwierdzono istotny związek ($r = 0,9$) pomiędzy APF i APA oraz pomiędzy APF i APB ($r = 0,9$), co może świadczyć o pochodzeniu wolnej fosfatyz z rozpadu komórek. W epilimnionie znaczną rolę w dekompozycji materii organicznej odgrywała fosfatyz frakcji glonowej (w granicach 34,5–43,2%), a w hypolimnionie wraz ze wzrostem jego głębokości udział tej frakcji malał (18,4–32,7%). Ponadto w strefie trofalitycznej zwiększał się udział frakcji bakteryjnej (15,1–22,7%) w porównaniu do warstwy trofogenicznej (10,4–14,4%) (Ryc. 37).

Biorąc pod uwagę, że proces mineralizacji rozpuszczonej materii organicznej przez fosfomonoesterazy zależy od środowiska fizykochemicznego poszczególnych warstw funkcjonalnych w zbiorniku, przeprowadzono analizę wzajemnych ich związków (Tabela VII). Modele regresji wielorakiej wskazywały, że czynnikami, które odgrywały istotną statystycznie rolę w kształtowaniu aktywności fosfatyz były jony składników mineralnych i wskaźniki zasobności badanych wód w materię organiczną oraz parametry charakteryzujące temperaturę i natlenienie wód.

W badanych zbiornikach zaporowych mineralizacja fosfomonoestrów na drodze enzymatycznej hydrolyzy przebiegała niezbyt intensywnie. Jest to charakterystyczne dla siedlisk eutroficznych, w których nie występuje represja aktywności hydrolytycznej fosfomonoesteraz wywołana przez brak produktu reakcji, jakim jest jon



Ryc. 37. Średnia aktywność fosfataz alkalicznych (AP) oraz procentowy udział fosfataz frakcji glonowej (APA), bakteryjnej (APB) i wolnej (APF) w epilimnionie i hypolimnionie zbiorników: Czorszyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego, w roku 1998.

ortofosforanowy. W badanych zbiornikach jon ten występował przez cały rok. Aktywność fosfataz zapewne w dużym stopniu związana była z komórkami glonów i bakterii i z ich wewnątrzkomórkowymi przemianami fosforu. Wysoki udział wolnej fosfatazy w ogólnej aktywności fosfataz alkalicznych (AP) mógł wynikać (jak wskazują wysoce skorelowane APF z APA i APB) z przedostawania się tych enzymów, w czasie lizy komórek, do wody i zachowywania przez pewien czas potencjalnej aktywności. Udział frakcji glonowej związany był z aktywnym fitoplanktonem, a frakcji bakteryjnej z aktywnym bakterioplanktonem. Natomiast związki opisane równaniami regresji sugerują, że poziom substratu organicznego stanowił istotny czynnik stymulujący aktywność fosfataz, a parametry natlenienia pośrednio określały związek z przemianą materii organicznej w poszczególnych warstwach wody.

Tabela VII. Elementy modeli i analiz liniowej regresji wieloczynnikowej wyznaczających aktywność glonowej (APA), bakteryjnej (APB) i wolnej (APF) fosfatazy alkalicznej w zależności od zmiennych fizykochemicznych w poszczególnych strefach zbiorników.

Strefy zbiorników	R ²	p	n
Zbiornik Czorsztyński			
Strefa trofogeniczna			
APA = 1,6 Mg - 18,6 Fe + 0,4 O ₂ + 0,5 Utl - 0,6 N _{og} - 13,7	0,99	< 0,03	28
APB = -17,4 PO ₄ + 0,4 Utl + 0,06 Secchi - 0,003 %O ₂ + 0,5	0,99	< 0,002	28
APF = -1,1 O ₂ + 0,5 Ca - 0,07 Kond. + 0,7 NO ₃ + 0,003 Utl. + 9,3	1,0	< 0,00005	28
Strefa trofalityczna			
APA = 1,9 BZT ₅ - 1,1 Si - 24,6 Fe + 3,8 NH ₄ + 0,1 Mg - 0,24	0,99	< 0,005	28
APB = 0,8 Mg + 0,08 %O ₂ - 0,07 SO ₄ - 0,4 O ₂ - 0,06 CO ₂ - 6,7	0,99	< 0,005	28
APF = 1,8 Mg + 0,7 CO ₂ - 1,5 pH + 0,02 %O ₂ - 0,33 Utl - 0,79	0,99	< 0,002	28
Zbiornik Rożnowski			
Strefa trofogeniczna			
APA = - 0,8 Secchi + 0,1 CO ₂ + 0,02 °C - 0,11 Tw + 1,8	0,99	< 0,01	21
APB = 0,02 %O ₂ - 0,06 SO ₄ - 0,003 Fe + 0,003 °C + 0,17	0,99	< 0,0002	21
APF = 0,2 Mg - 4,9 BZT ₅ - 18,9 CO ₂ + 0,02 %O ₂ - 47,4	0,99	< 0,003	21
Strefa trofalityczna			
APA = 0,3 Mg - 0,007 BZT ₅ - 0,02 CO ₂ - 0,005 %O ₂ - 1,3	0,99	< 0,003	21
APB = - 0,6 Utl. - 0,1 Ca + 0,7 N _{og} + 0,1 Mg + 3,9	0,99	< 0,01	21
APF = 0,4 O ₂ - 0,7 Si + 16,6 NH ₄ + 0,1 °C - 6,5	0,99	< 0,0007	21
Zbiornik Dobczycki			
Strefa trofogeniczna			
APA = 3,6 O ₂ - 10,6 NO ₃ - 1,1 To + 0,009 Fe + 0,03 °C - 14,9	0,99	< 0,004	28
APB = 0,2 BZT ₅ - 0,09 °C + 0,6 utl + 0,02 chl + 0,003 Kond - 1,0	0,99	< 0,002	28
APF = 1,4 Tw - 2,9 NO ₃ + 0,09 SO ₄ + 1,0 To + 2,0 NH ₄ - 13	0,99	< 0,001	28
Strefa trofalityczna			
APA = - 0,25 SO ₄ - 0,3 Si - 0,06 °C - 2,5 NH ₄ + 0,04 CO ₂ + 8,2	0,99	< 0,0009	21
APB = - 2,9 Utl + 0,3 °C - 0,06 CO ₂ + 0,004 %O ₂ - - 0,009 SO ₄ + 3,8	0,99	< 0,003	21
APF = 1,0 CO ₂ + 0,7 O ₂ - 7,9 NH ₄ - 0,04 °C + 0,05 NO ₃ - 6,2	0,99	< 0,0006	21

Wykazano także duży udział w tym procesie jonów Mg, Ca, SO₄, Si, NH₄ i NO₃. Potwierdzałyby to tezę, że większość fosfatów frakcji glonowej i bakteryjnej to enzymy związane z metaboliczną funkcją komórek mikroorganizmów, gdyż powyższe jony niezbędne są do budowy ich biomasy. Tylko w trofogenicznej strefie Zbiornika Czorsztyńskiego brak jonu fosforanowego stymulował aktywność fosfatazy bakteryjnej, co wskazywało na konkurencję bakterii i glonów o fosforan. W Zbiorniku Czorsztyńskim mogły występować niedobory fosforu mineralnego z powodu postępującego i trwałego nieprzerwanie do końca lata, bujnego rozwoju fitoplanktonu (Ryc. 32).

W Zbiorniku Dobczyckim w strefie trofogenicznej, najwydajniej z pośród badanych zbiorników, mógł przebiegać proces uwalniania ortofosforanów z materii organicznej, natomiast wśród stref trofalitycznych; hypolimnion Zbiornika Czorsztyńskiego był miejscem gdzie proces ten mógł zachodzić najintensywniej, wzbogacając środowisko wodne w mineralne składniki pokarmowe. Stwierdzona niewysoka aktywność fosfatów sugeruje, że enzymatyczna hydroliza fosfomonoestrów w zbiornikach eutroficznych jest ilościowo mało znacząca.

5. Dyskusja

Eutrofizacja w zbiornikach zaporowych zachodzi od początku ich powstania i różni się stopniem natężenia przekształceń troficznych w zależności od występujących czynników allogenicznych i autogenicznych. Wprawdzie jest to proces, który można zaobserwować, jednak tempo przyspieszania i hamowania wzrostu żywności wód powierzchniowych ciągle nie pozwala na uogólnienia wynikające z indywidualnych cech ekologicznych każdego ze sztucznych zbiorników wodnych. Tempo przekształceń zarówno fizyczno-limnologicznych jak i biologicznych charakteryzuje wysoka zmienność, ale również duża odporność na zmiany i dążenie do utrzymania stabilności ekosystemu, co stwarza wrażenie plastyczności takiego układu ekologicznego. Jednak podstawowy element funkcjonowania sztucznych zbiorników wodnych polegający na kumulacji spływu wód ze zlewni, niewspółmiernie większej od odbornika oraz występujące zaburzenia klimatyczno-hydrologiczne, nie pozwalają na zaliczanie ich do układów stabilnych (Wróbel, Szczęśny 1983, Thornton et al. 1990, Wetzel 1993, Straškraba 1996).

Istotą wieloletnich badań ekologicznych zbiorników zaporowych jest poznanie jak najliczniejszych zachodzących prawidłowości i relacji pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami. Niewiele polskich zbiorników podgórskich było objętych takimi badaniami. Zbiornik Goczałkowicki na Wiśle jako pierwszy dzięki inicjatywie prof. Karola Starmacha został poddany monitoringowi ekologicznemu stanowiąc przykład przeszło 40 letnich ciągłych obserwacji zarówno warunków abiotycznych jak i hydrobiologicznych (Krzyżanek, Kownacki 1986, Krzyżanek et al. 1986, Kasza 1995). Także inne zbiorniki objęte były szczegółowymi badaniami: Wisła Czarne i Rybnik na Rudzie (Kasza 1995, Wróbel (red.) 1995), Zbiornik Dobczycki na Rابية (Starmach, Mazurkiewicz-Boroń (red.) 2000), oraz okresowo poddane opracowaniom naukowym Zbiornik Rożnowski i Czchowski na Dunajcu (Bombówna 1965, 1990, Bucka 1965, Wróbel 1965, Dumnicka et al. 1989), Zbiornik Soliński i Myczkowski na Sanie (Płużański 1990, Płużański et al. 1990, Bijok et al. 1999), kaskada zbiorników Tresna, Porąbka, Czaniec na Sole (Paluch et al. 1975, Kostecki 1979), Besko na Wisłoku (Tomaszek, Czerwieńec 2000) oraz inne zbiorniki (Galicka et al. 1990, Gołdyn 2000, Kostecki 2001) dostarczają znaczną ilość materiałów porównawczych. Należy zwrócić uwagę na bardzo wnikliwe opracowania dotyczące karpackich zbiorników czeskich i słowackich (Procházková, Blažka 1989, Hejzlar, Straškraba 1989, Procházková et al. 1996, Komárková et al. 1998). We wszystkich wymienionych opracowaniach autorzy podkreślają między innymi znaczącą rolę indywidualnych cech ekologicznych badanych zbiorników wynikających ze zróżnicowania warunków panujących w zlewni i w samym zbiorniku.

Zbiornik Dobczycki, zasilany górskim biegiem rzeki Raby, w świetle przedstawionych wieloletnich badań oraz dotychczasowych opracowań, nie odbiegał swym obrazem od opisanych zjawisk zachodzących w zbiornikach usytuowanych w zlewniach rzek karpackich. Jednak szczegółowa analiza wyników badań wskazuje na wyraźny wpływ uwarunkowań klimatycznych i hydrologicznych na przebieg procesów związanych z eutrofizacją tych wód.

Opis zjawisk meteorologicznych końca XX wieku przedstawiał wyjątkową mozaikę zdarzeń klimatycznych. W latach 1981–1990 wystąpił okres najcieplejszy w tym stuleciu, oraz pomiędzy rokiem 1982–1994 seria lat suchych. Od 1995 r. nastąpiły lata, w których opad przewyższał średnią z wielolecia (Lorenc 1994, Cebulak et al. 1996, Brzeźniak, Limanówka 2001). W okresie badań Zbiornika Dobczyckiego w latach 1987–1999 na obszarze Południowej Polski odnotowano wg kryterium Kaczorowskiej za Lorenc (1994): anomalnie ciepły rok 1989 r., bardzo ciepły 1990 r., ciepły

1992 r. oraz bardzo suchy, z chłodnym latem i spadkiem nasłonecznienia 1993 r. (Cebulak et al. 1996). W latach 1992 i 1994 odnotowano gorące i suche lato (Olechowicz, Bobrowska 1996), a na przełomie lat 88/89, 89/90, 93/94, 94/95 ciepłe zimy. Ponadto w przedziale lat 1951–2000 wystąpiła bardzo ciepła i ekstremalnie mroźna zima w 1990 r. (Lorenc, Suwalska-Bogucka 1996) oraz wilgotny 1996 r. i skrajnie wilgotny 1997 r.

Charakterystyka hydrologiczna w okresie eksploatacji Zbiornika Dobczyckiego, będąca następstwem występowania w zlewni wyżej opisanych zjawisk klimatycznych, także dzieli lata 1986–1994 na ciąg lat posusznych z minimum przepływu ($2,2 \text{ m s}^{-1}$) w przekroju zapory w czasie zalewania w 1986 r. i od czerwca do września w 1992 r. Maksymalne przepływy w czasie eksploatacji zbiornika wystąpiły w latach mokrych przy kulminacji fali powodziowej tj. we wrześniu 1996 r. ($Q_{\max} = 529 \text{ m s}^{-1}$) i w lipcu 1997 r. ($Q_{\max} = 884 \text{ m s}^{-1}$) (Materek 2000). Miesiące jesienne (październik i listopad) w wyniku niskich opadów i wyczerpywania się zasobów retencyjnych dorzecza były okresem o najniższych średnich miesięcznych przepływach (odpowiednio $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i $6,7 \text{ m s}^{-1}$). Natomiast wiosenne spływy wód z topniejących śniegów w górskiej części zlewni, a w lecie wezbrania opadowe były przyczyną maksymalnych rocznych przepływów w dorzeczu Raby (Punzet 1969, 1975, Materek 2000).

Wieloletnie zmiany wartości parametrów fizykochemicznych wody Raby i Zbiornika Dobczyckiego charakteryzowały się wahaniami zarówno danych w ciągach rocznych jak i średnich rocznych, odzwierciedlając w różnym stopniu związki z zachodzącymi w zlewni zmianami o charakterze klimatyczno-hydrologicznym, przyrodniczym i antropogenicznym. Temperatura wód, od której zależy produktywność ekosystemu, wpływa na procesy metaboliczne i pośrednio na dostępność tlenu i wymagania tlenowe, a tym samym na wzrost i oddychanie zespołów organizmów, wykazała istotny związek korelacyjny liniowy $r = 0,61$ pomiędzy temperaturą wód Raby i epilimnionu zbiornika. Zależność ta sugerowała, że wpływ mają na nie te same uwarunkowania klimatyczne panujące w zlewni Raby i otoczeniu zbiornika jak promieniowanie słoneczne i straty ciepła poprzez parowanie z powierzchni wody. Nie wykazano jednak takiego związku w stosunku do temperatury całego pionowego przekroju pelagialu.

W 1993 r. zmiany badanych parametrów w rzece i zbiorniku najlepiej obrazowały współdziałanie czynników klimatycznych, hydrologicznych i troficznych wody. Niski przepływ wody w Rabie, chłodne okresy i spadek liczby dni słonecznych znalazły odbicie zarówno w procesach fizykochemicznych jak i hydrobiologicznych zachodzących w rzece i w zbiorniku. Przez wychłodzenie wód i spadek promieniowania fotosyntetycznie czynnego, w Rabie wystąpił spadek natlenienia oraz odczynu i mineralizacji wody, co oczywiście było wynikiem wystąpienia czynników ograniczających proces fotosyntezy. Podobne zjawisko w tym samym roku miało miejsce w zbiorniku w miesiącach letnich, kiedy temperatury słupa wody pelagialu były najniższe, a w jesieni stwierdzono największy zasięg światła w wodzie oraz spadek przewodności właściwej i w poszczególnych sezonach obniżenie stężenia chlorofilu a poniżej $5 \mu\text{g dm}^{-3}$. Stan taki potwierdzała niska biomasa fitoplanktonu (Wilk-Woźniak 2000). Jak wiadomo uwarunkowania procesu produkcji pierwotnej wpływają nie tylko na przebieg samego procesu, ale także na przemianę materii i przepływ energii w ekosystemie kształtując w ten sposób środowisko naturalne.

Pozytywnie istotne związki korelacyjne stwierdzono pomiędzy odczynem ($r = 0,77$), koncentracją Ca ($r = 0,70$) i N-NO₃ ($r = 0,69$) w wodzie Raby i zbiornika. Jak wiadomo odczyn wody zależy od aktywnego układu buforowego wynikającego z zasobności wody w jony wodorowęglanowe wapnia i magnezu, a także od intensywności

procesu fotosyntezy i przemian związków azotowych. Zależność w odniesieniu do jonów Ca wskazywała na wielorakie powiązania pomiędzy składem jonowym wód zbiornika i geologiczno-glebową strukturą podłoża a także skutkami rolniczej eksploatacji zlewni, o czym świadczyła dodatkowo korelacja pomiędzy wieloletnią koncentracją azotanów w Rabie i zbiorniku. Przykładem wielostronnych zależności kształtowania składu jonowego wody jest zlewnia Czarnej Wiselki i Zbiornika Wisła-Czarne gdzie wpływ miały południowa wystawa stoków, dzięki której szybciej zachodziły procesy wietrzenia skał i ługowania jonów zasadowych, zanieczyszczenia obszarowe z terenów leśnych i przenikanie związków siarki z opadem atmosferycznym (Wróbel (red.) 1995). Depozycję jonów z opadu atmosferycznego Prochążkową, Błażka (1989) także uważają za istotną przyczynę zmian składu jonowego wód w zlewni zbiornika Słapy. Podobnie Kopaček et al. (1998) stwierdzili istotny wpływ tego procesu na ładunek azotu i fosforu mineralnego w zlewni trzech czeskich zbiorników zaporowych.

W porównaniu do badań Raby z lat 1966–1967 (Bombówna 1969) średnio roczne stężenia i ładunki fosforu mineralnego do 1991 r. odpowiednio wzrosły 30 i 20-krotnie, przy czym w latach suchych były mniejsze, a od 1995 r. do 1997 r. obserwowano ich wzrost. Podobnie ładunek azotu mineralnego 2,5-krotnie większy od lat sześćdziesiątych i najwyższy w okresie powodzi w 1997 r. (Mazurkiewicz-Boroń 2000a), w różnym stopniu nawiązywał do wartości stężeń substancji niesionych z biegiem rzeki i w większości przypadków był zależny od wielkości odpływu wody. Podobne zależności opisano dla większości karpaccich dopływów górnej Wisły (Bombówna 1975, 1990, Paluch et al. 1975, Wróbel, Szczęsny 1983, Płużański 1990) i dla dorzecza Wełtawy (Hejzlar et al. 1996). Stwierdzony w Rabie istotny związek wielkości przepływu z ładunkiem azotu mineralnego, potwierdza opisane, nie tylko w zlewniach podgórskich, obszarowe źródło pochodzenia azotu (szczególnie azotanowego) ze spływów obszarowych zlewni użytkowanej rolniczo (Wróbel, Wójcik 1990, Pawlik-Dobrowolski 1993b). W bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego udział N-NO₃ pochodzącego ze spływów obszarowych był znaczny i stanowił 69% (Pawlik-Dobrowolski 1993b). Podobnie jak dla wielu zbiorników zaporowych wykazano istotny związek ($r = 0,81$) ładunku azotu mineralnego (NH₄ + NO₃ + NO₂) dopływającego do zbiornika z ilością nawozów mineralnych wprowadzanych do gleb (Mazurkiewicz-Boroń 2000a).

Źródłem fosforu w zlewni Raby głównie były ścieki odprowadzane do wód (Mazurkiewicz 1996, Mazurkiewicz-Boroń 2000a). Natomiast udział fosforu pochodzącego z zanieczyszczeń obszarowych, spływających z bezpośredniej zlewni, był mniejszy niż azotu i stanowił 37,7% (Pawlik-Dobrowolski 1993b). Ładunek fosforu był słabiej niż azot skorelowany ($r = 0,47$) z ilością nawozów wprowadzanych do gleb (Mazurkiewicz-Boroń 2000a).

W wyniku napełnienia Zbiornika Dobczyckiego wodami żyznymi oraz nieustannego różnicowanego dopływu do niego ładunku substancji pokarmowych, przewyższającego ładunek krytyczny (Vollenweider 1976), a także bardzo wysokiej kumulacji fosforu (do 82%) i azotu (do 75%), w zbiorniku obserwowano z roku na rok wzrost procesów eutrofizacyjnych (Mazurkiewicz 1996, Mazurkiewicz-Boroń 2000c). Objawiało się to w strukturze fitoplanktonu strefy pelagicznej sukcesywnym wzrostem udziału sinic. W 1995 roku osiągnęły one 40% ogólnej biomasy fitoplanktonu a w 1999 ponad 50% oraz pojawiły się zakwity sinicowe z dominacją gatunków potencjalnie toksynotwórczych (Skulberg et al. 1994) *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) i *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin (Wilk-Woźniak 1996, 2000, Bucka, Wilk-Woźniak 1998) (Ryc. 17).

Zooplankton charakteryzował się składem gatunkowym o szerokich wymaganiach ekologicznych (Fleituch, Pocięcha 2000).

W zespole makrofauny wzrósł udział *Oligochaeta* przy zmniejszającym się udziale larw Chironomidae w okresie stagnacji letniej w partiach najgłębszych zbiornika (Fleituch 2000). Struktura ichtiofauny po okresie kształtowania się ekosystemu i ustępowaniu ryb reofilnych, ostatecznie ustabilizowała się w latach 90-tych. Pod wpływem wzrostu trofii wód, zmieniła się dominacja ryb, wśród gatunków drapieżnych ze szczupaka na sandacza, a wśród ryb karpiowatych leszcz wyparł płoć (Jelonek, Godlewska 2000). W celu zahamowania wzrostu trofii wód wprowadzono opartą o podstawy biomanipulacji aktywną gospodarkę rybacką kształtującą struktury zespołów planktonowych i dennych (Shapiro et al. 1982, Starmach et al. 1988, Starmach, Jelonek 2000, 2001).

Zbiornik Dobczycki z powodu niewykształconego litoralalu nie stwarzał dogodnych warunków siedliskowych dla większości ptaków wodnych. Jednak w ostatnich latach zaznaczył się duży udział kormorana i czapli siwej wspomagających rybackie zabiegi biomanipulacyjne poprzez wyżeranie ryb odżywiających się planktonem (Gwiazda 1990, 1996, 2000a, 2000b).

Liczne badania mikrobiologiczne zbiornika, stref ekotonalnych oraz dopływu i odpływu Raby, dotyczące produkcji pierwotnej i wtórnej, wykazały, że ilość energii związanej w produkcji pierwotnej w okresach wegetacji w litoralalu (do 5 m) osiągała wartość taką jak całkowita produkcja pierwotna w osadach dennych pozostałych stref zbiornika (Bednarz, Starzecka 1993, 1998, Fleituch et al. 2000, Starzecka et al. 1999). Stwierdzono, że rodzaj materii organicznej wnoszonej z Rabą był odmienny od wynoszonej ze zbiornika. W wyniku zachodzących w zbiorniku przemian węglu, na przekroju misy zbiornika od litoralalu do profundalu, materia organiczna łatwiej podlegała rozkładowi w litoralalu niż w głębszych partiach (Starzecka, Bednarz 2000). Aktywność enzymów hydrolitycznego rozkładu rozpuszczonej materii organicznej z uwolnieniem fosforanów nie zależała od braku tego jonu w wodzie poza chwilowymi stanami w okresach zakwitów glonowych (Bednarz et al. 2002).

Zanieczyszczenie wód i osadów metalami ciężkimi jak do tej pory nie stwarzało zagrożenia. Jednak osady denne posiadając duży kompleks sorpcyjny kumulujący Fe, Pb, Cu, Zn, w mniejszym stopniu Cd i Mn (Szarek-Gwiazda 1998, 2000, Szarek-Gwiazda, Mazurkiewicz-Boroń 2002) stają się magazynem wewnętrznego zaopatrywania wód zbiornika nie tylko w fosforowe i azotowe związki pokarmowe (Wójcik 1991).

Czynniki klimatyczno-hydrologiczne, zlewniowe i zachodzących wewnątrz Zbiornika Dobczyckiego od momentu zalania kształtowały proces eutrofizacji. W okresie badań nie zaobserwowano odwrócenia tego procesu a jedynie fluktuacje jego intensywności (Ryc. 17).

Występowanie zjawisk klimatyczno-hydrologicznych w zlewni zbiorników zaporowych oddziałującej zarówno na dorzecze jak i na zbiornik w sposób krótko i długotrwałe. Krótkotrwałe działanie tworzy zmienność okresową stężeń, ładunków, gradientów, oraz występowania i strategii organizmów, które ekosystem wodny nie utrzyma, szybko powracając do stanu przed dopływem lub spadkiem dopływu wody. Wezbrania wiosenne, powodzie lub zmienne przepływy są wpisane w strategię funkcjonowania ekosystemów wodnych (Thornton et al. 1990, Mazurkiewicz, Żurek 1999). Długotrwałe działanie poprzez wieloletnie cykle niskich lub wysokich przepływów, wynikające także z długich w czasie klimatycznych odchylenia od średnich wieloletnich temperatury i opadów, ujawniają się szczególnie w zbiornikach zaporowych wieloletnimi tendencjami spadków lub wzrostem ilości kumulowanych substancji mineralnych i organicznych oraz stopniem natężenia procesów troficznych w ekosystemie (Straškraba 1996, DeStasio et al. 1996).

W historii Zbiornika Dobczyckiego można stwierdzić, iż lata suche i mokre wywoływały fluktuacje zjawisk związanych ze stężeniem i ładunkiem substancji odżywczych,

z intensywnością rozwoju producentów pierwotnych, z różnorodnością i strukturą gatunkową organizmów wodnych oraz stabilizacją ekosystemu, lecz nie hamowały procesu wzrostu trofii. Na podstawie analizy uzyskanych wieloletnich danych wykazano istotne relacje wskaźników hydrologicznych w kształtowaniu: wiosennego stężenia fosforanów w przekroju pionowym pelagialu, reżimu tlenowego w hypolimnionie w okresie letniej stagnacji, aktywności fotosyntetycznej glonów w epilimnionie, udziału sinic w fitoplanktonie oraz uwarunkowań przenikalności świetlnej określającej trofogeniczną warstwę wody zbiornika (Ryc. 18–20).

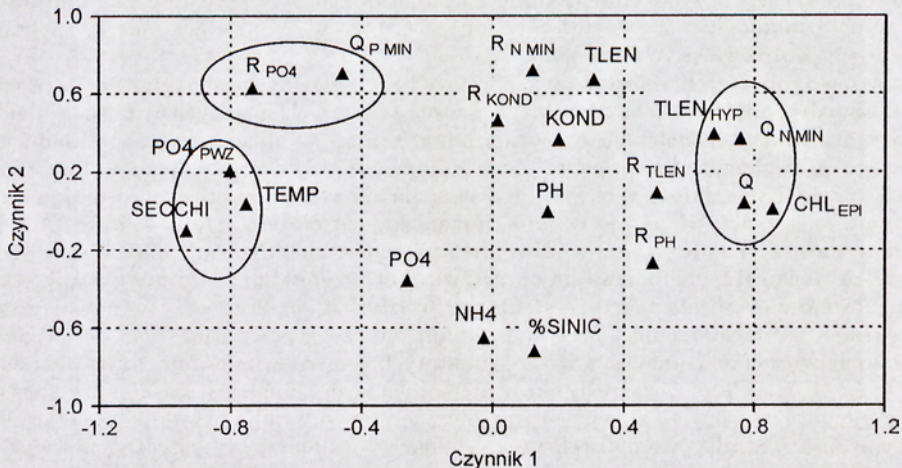
Procentowy udział sinic w ogólnej biomase fitoplanktonu, a zwłaszcza jego zmiany określają postęp eutrofizacji w zbiorniku, wskazując, że struktura, a właściwie grupa sinic w zespole fitoplanktonu była wyznacznikiem tego procesu. Fakt ten jest trudny do wyjaśnienia z uwagi na znaną wrażliwość sinic na niestabilność mas wodnych, która nawet może powodować inhibicję ich rozwoju (Reynolds 1991, Naselli-Flores 1998). Masowe zakwity wody powodowane przez sinice (z dominacją *Woronichinia naegeliana*) wystąpiły w Zbiorniku Dobczyckim późną jesienią (1995 r. i 2000 r.), kiedy stabilność hydrologiczna była największa w sytuacji długo utrzymujących się korzystnych świetlnych i termicznych warunków klimatycznych (Bucka, Wilk-Woźniak 1999, Wilk-Woźniak, Mazurkiewicz-Boroń 2002).

Powyższe zależności opisują postępującą eutrofizację wód zbiornika, w których decydującą rolę odgrywały: dopływ żyznych wód ze zlewni, kumulacja fosforu zarówno dopływającego jak i uwalnianego z osadów dennych w okresach deficytów tlenowych oraz produkcja pierwotna fitoplanktonu, w którego strukturze dominującą rolę przejmowały sinice. Wielu autorów w pracach dotyczących funkcjonowania pelagicznych zespołów planktonowych w podkarpackich zbiornikach zaporowych również dokumentuje powyższe zależności (Bucka 1965, 1989, 1998, Kasza 1995, Bucka, Wilk-Woźniak 1998, 1999, Wilk-Woźniak, Kosiński 2001). Porównania z innymi karpacczymi zbiornikami są trudne. Przykładem mogą być szesnastoletnie (1980–1996) badania Zbiornika Slapy, w których wykazano wzrost eutrofizacji wyrażony stężeniem chlorofilu i biomasa fitoplanktonu oraz ujemną zależnością od dopływu wody i jej przezroczystości. Natomiast w dziewięcioletnich (1987–1996) badaniach Zbiornika Řimov nie wykazano trendu zwyżki stężenia chlorofilu, ale również stwierdzono ujemną jego zależność od wielkości dopływu wody do zbiornika i dodatnią zależność z przezroczystością wody (Komárková, Vyhňálek 1998). Tego rodzaju powiązania i porównania wymagają oddzielnej interpretacji wynikającej z indywidualnych cech każdego z badanych obiektów. Pomimo tego, że obydwa zbiorniki są typu „canyon-shaped” funkcjonują w odmienny sposób. Zbiornik Slapy w kaskadzie zbiorników na Wełtawie zaopatrywany jest wodą z hypolimnionu Zbiornika Orlik. Zbiornik Řimov na rzece Malše, do którego dopływa woda bezpośrednio ze zlewni, pod względem objętości jest 8 razy mniejszy od Zbiornika Slapy. Występujące tam zależności należy rozpatrywać wraz z cechami klimatycznymi, rzeźbą i strukturą powierzchni, charakterystykami stosunków wodnych, z czynnikami biotycznymi oraz kierunkami działalności gospodarczej. Czeskie zbiorniki, mimo pewnego geograficznego podobieństwa, trudno porównywać ze zbiornikami w zlewni Wisły, gdyż każdy z badanych ekosystemów generuje indywidualny przebieg procesów troficznych.

Jak wykazano cechy Zbiornika Dobczyckiego jako składnika systemu hydrologicznego funkcjonującego wraz z biotycznymi interakcjami sprawiły, że miąższość warstwy wody, odpowiadającej strefie widzialności krążka Secchiego, oddaje mętność pochodzenia allochtonicznego, a w mniejszym stopniu autochtonicznego. W większości badań dotyczących pelagialu jezior eutroficznych dymktycznych widzialność krążka Secchiego jest wskaźnikiem procesu eutrofizacji, wynikającego z ujemnej korelacji ze stężeniem chlorofilu *a* (Kirk 1983, Ahlgren, Abegaz 1993,

Kufel 1998). W zbiornikach zaporowych przezroczystość jest w równym stopniu wyznacznikiem zagęszczenia fitoplanktonu jak i nieorganicznej zawiesiny oraz organicznych substancji rozpuszczonych (Megard 2000). Wykazano, że warunki optyczne w Zbiorniku Dobczyckim w wysokim stopniu zależały od wielkości dopływu wody, a w następnej kolejności od rozwoju fitoplanktonu. W przypadku podgórskich zlewni o wysokiej erozyjności, wpływające do zbiornika wody zawierają zawieszinę mineralną i rozpuszczone substancje organiczne, następnym elementem kształtującym warunki świetlne jest plankton i detrytus. Zasięg widzialności krążka Secchiego w zbiornikach zaporowych nie można uważać wprost za wskaźnik eutrofizacji.

Analiza czynnikowa przeprowadzona metodą głównych składowych (PCA), wykonana dla zmiennych zależnych i niezależnych związanych z procesem eutrofizacji Zbiornika Dobczyckiego, pozwoliła na określenie związków natury wielowymiarowej, do której włączono średnie roczne wartości takie jak: procent udziału sinic w fitoplanktonie (% SINIC), koncentrację chlorofilu w epilimnionie (CHL_{EPI}), stężenie fosforanów w słupie wody (PO_4), widoczność krążka Secchiego (SECCHI), temperaturę epilimnionu (TEMP), odczyn wody (PH), stężenie tlenu w słupie wody (TLEN), konduktywność wody przekroju pionowego (KOND), stężenie azotu amonowego w przekroju pionowym (NH_4), przepływ Raby (Q), oraz w wodzie Raby: stężenie azotu mineralnego ($R_{N\ MIN}$), ładunek fosforu mineralnego (R_{PO_4}), ładunek azotu mineralnego ($Q_{N\ MIN}$), ładunek fosforu mineralnego ($Q_{P\ MIN}$), stężenie tlenu rozpuszczonego (R_{TLEN}), odczyn wody (R_{PH}), konduktywność (R_{KOND}). Określono także wielowymiarowe związki dotyczące stężenia fosforanów w słupie wody przed wiosennym zakwitaniem (PO_{4PWZ}) oraz minimalnego stężenia tlenu w 5 m warstwie nad dnem w okresie stagnacji letniej ($TLEN_{HYP}$) (Ryc. 38).



Ryc. 38. Analiza czynnikowa (Czynn. 1, Czynn. 2) zmiennych związanych z eutrofizacją w Zbiorniku Dobczyckim, w oparciu o dane z lat 1987–1999.

W oparciu o analizę czynnikową wyznaczono dwie składowe główne. Procent zmienności parametrów wyjaśniony przez Czynnik 1 wynosił 34% wariancji, natomiast przez Czynnik 2 – 20% wariancji. Struktura czynników pozwoliła na wyodrębnienie trzech grup przestrzennych, z których dwie były połączone z Czynnikiem 1. Ujemnie skorelowane obejmowały stężenie chlorofilu, tlenu w hypolimnionie, przepływ Raby i ładunek

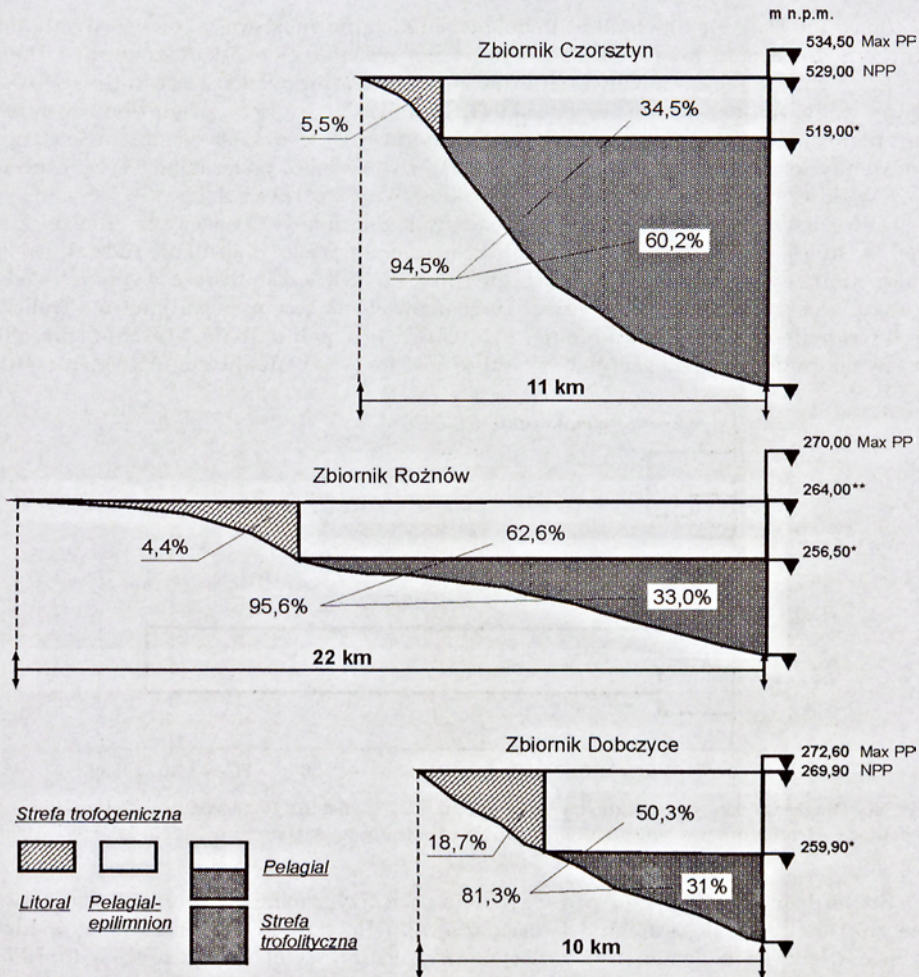
azotu mineralnego, a pozytywnie skorelowane z Czynnikiem 1 były temperatura wody zbiornika, widoczność krążka Secchiego oraz stężenie fosforanów przed wiosennym zakwitaniem. Trzecia grupa związana była z Czynnikiem 2 i obejmowała tylko dwa parametry to jest stężenie i ładunek fosforu mineralnego wnoszonego do zbiornika z wodą Raby. Największy udział w ładunku Czynnika 1 posiadała wielkość $Q_N \text{ MIN}$. Natomiast oba parametry określające dopływ fosforu mineralnego były związane z Czynnikiem 2 z jednakową siłą. Otrzymane dane sugerują, że w procesie eutrofizacji Zbiornika Dobczyckiego w latach 1987–1999 podstawowe znaczenie miały czynniki zewnętrzne: ładunki fosforu i azotu mineralnego, ale zmienność tego procesu zależała od przemian mineralnych form azotu zachodzących w zbiorniku jak i wzajemnego stosunku azotu do fosforu (Ryc. 18–20).

W badaniach wpływu czynników allogenicznych i autogennicznych na kształtowanie się zbiorowisk fitoplanktonu Zbiornika Dobczyckiego Wilk-Woźniak, Kosiński (2001) wykazali, poza wpływem czynników klimatycznych i hydrologicznych, istotne związki tego procesu ze stężeniem mineralnych form azotu w wodzie zbiornika. Autorzy ci zakwalifikowali azotany do czynników zewnętrznych, natomiast związki amonowe do wewnętrznych modelujących zachowanie się zbiorowisk glonów. W żywnych i przeżywnych wodach powierzchniowych, przy ciągłej obecności fosforu, na dynamikę rozwoju fitoplanktonu oddziałują przemiany azotu i jego stosunek do fosforu (Seip 1994).

Reasumując można stwierdzić, iż pomimo występowania zróżnicowanych okresów klimatycznych i hydrologicznych w latach 1987–1999 w zbiorniku wzrastała żyzność wody, a podstawowymi czynnikami decydującymi o nasileniu tego procesu były dopływ wody ze zlewni i jej zasobność w związki pokarmowe. Jednak przy wysokiej rocznej kumulacji tych związków w zbiorniku, czynnikami decydującymi o intensywności rozwoju fitoplanktonu i jego produkcji były pozostałe czynniki, które współdziałając ze sobą regulowały ten proces, co pozwala nieco inaczej spojrzeć na proces eutrofizacji (Wróbel 2002).

Porównanie trzech zbiorników zaporowych i ich głównych dopływów, położonych w dolinach podkarpackich, dostarczyło szereg ciekawych, ważnych wniosków dotyczących przyczyn, podobieństw i różnic między nimi. Analiza zawartości składu jonowego w wodzie Dunajca przed Zbiornikiem Czorsztyńskim i Rożnowskim oraz Raby przed Zbiornikiem Dobczyckim wykazała niewielkie różnice, ujawniające się jedynie w zawartości jonów wapnia, magnezu, siarczanów azotu i fosforu, czyli składników, które ulegają największemu wymyciu z gleb (Kopeć 1985). Wyższy odpływ ze zlewni Raby jonów wapnia oraz związków azotowych związany był nie tylko z podłożem zlewni, ale także ze strukturą użytkowania rolniczego. W zlewni Raby większą część powierzchni pokrywają tereny rolnicze w przeciwieństwie do terenów górskich w zlewni Dunajca, gdzie w niektórych gminach dominują użytki zielone (Tabela I). Trwała okrywa roślinna w zlewni górnego Dunajca w zasadniczy sposób hamuje odpływ wody ze zlewni, erozję gleby oraz wymywanie składników pokarmowych. Poza hydrologią badanych rzek, w oparciu o analizę statystyczną nie wykazano zdecydowanych różnic pomiędzy jakością wód zasilających badane zbiorniki zaporowe, co świadczy o podobnym stopniu żyzności Dunajca i Raby i niesionych przez nie zanieczyszczeń (Tabela V). Badane zbiorniki zaporowe charakteryzowały się różnicami w jakości wody poszczególnych warstw o wiele bardziej istotnymi niż jakość wód wnoszonych do nich przez rzeki (Tabela VI).

Czynniki ekohydromorfologiczne zbiorników (Ryc. 39) różnicowały przebieg szlaków obiegu pierwiastków oraz przemiany materii i przepływu energii. Szczególnie znaczenie dla funkcjonowania podgórskich ekosystemów zbiorników zaporowych, narażonych na negatywne skutki spływu materii i zanieczyszczeń z rozległych obszarów

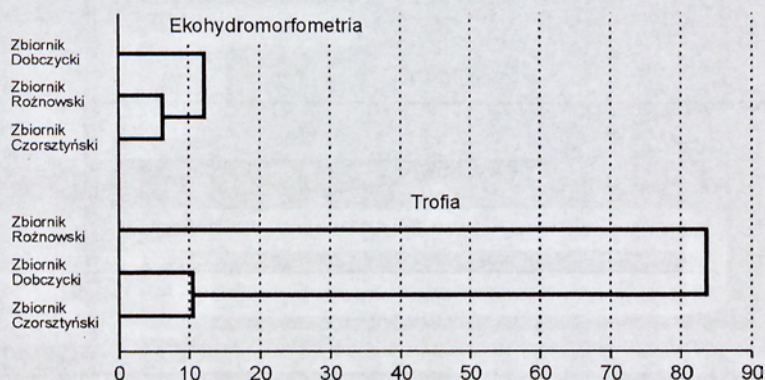


Ryc. 39. Profile podłużne zbiorników: Czorsztyńskiego, Rożnowskiego i Dobczyckiego oraz ich charakterystyka ekomorfometryczna, (*) głębokość przenikania światła w odniesieniu do normalnego poziomu piętrzenia NPP, w Zbiorniku Rożnowskim w odniesieniu do rzędnej progę jazu (**).

zlewni, ma wielkość strefy trofogenicznej. Rozmiar tej strefy modyfikuje wielkość produkcji biologicznej w zbiorniku, a rezerwa tlenu po cyrkulacji wiosennej w strefie trofalitycznej, decyduje o możliwościach rozkładu obecnej materii organicznej bez ubocznych skutków dla ekosystemu. Wykazano istotne zróżnicowanie wielkości stref trofogenicznych i trofalitycznych trzech badanych zbiorników. Największy udział strefy produkcyjnej w objętości zbiornika (przy NPP) posiada Zbiornik Dobczycki (69%), najmniejszą Zbiornik Czorsztyński 40% pojemności. Wśród badanych zbiorników Zbiornik Dobczycki wyróżnia się najmniejszym, bo 31% udziałem strefy trofalitycznej. Pod względem wielkości pelagialu rozumianego jako suma epilimnionu i hypolimnionu, Zbiornik Rożnowski i Czorsztyński są bardzo podobne, gdyż strefa ta odpowiednio stanowi 95,6% i 94,5% objętości przy NPP, podczas gdy

w Zbiorniku Dobczyckim 81,3%. Podobne potencjalne możliwości przeciwdziałania skutkom procesu rozkładu materii organicznej posiada Zbiornik Rożnowski i Dobczycki z tym, że lepsze możliwości, z uwagi na 3-krotnie większą częstotliwość wymiany wody, ma ekosystem Rożnowski (Tabela II). Największy zasób tlenu w okresie stagnacji letniej magazynuje Zbiornik Czorszyński, w którym stosunek strefy trofogenicznej do strefy trofolitycznej (SG/ST) wynosi 0,66, podczas gdy w Zbiorniku Rożnowskim i Dobczyckim odpowiednio osiąga wartość 1,99 i 2,22.

Do wyznaczenia podobieństw trzech badanych zbiorników zastosowano analizę skupień, w której wykorzystano dane ekohydromorfometryczne zbiorników (udział strefy trofogenicznej i pelagialu w objętości zbiornika, SG/ST, częstotliwość wymiany wody w roku, zasięg przenikania światła) i przeanalizowano wartości parametrów troficznych (stężenie PO_4 w hypolimnionie, P_{tot} , ChZT w hypolimnionie, stężenie chlorofilu a w epilimnionie, biomasa glonów, aktywność fosfatazy alkalicznej APA) (Ryc. 40).



Ryc. 40. Diagramy odległości pomiędzy zbiornikami Czorszyńskim, Rożnowskim i Dobczyckim na podstawie parametrów ekohydromorfologicznych i troficznych, w oparciu o dane z lat 1987–1999.

Stwierdzono, że zbiorniki pod względem cech fizyczno-limnologicznych są do siebie zbliżone. Jednak skupienie tworzą zbiorniki Rożnowski i Czorszyński, w których o wielkości podobieństwa zadecydowały udziały stref pelagicznych i litoralnych w pojemności zbiornika. Natomiast pod względem cech troficznych podobne są Zbiorniki Czorszyński i Dobczycki. W Zbiorniku Rożnowskim procesy eutrofizacyjne są znacznie zaawansowane, stąd stwierdzano wyraźne różnice w odniesieniu do dwóch pozostałych zbiorników (Tabela VI). Jak wynika z powyższych danych na eutrofizację wód o wiele większy wpływ mają czynniki inne niż ekomorfometryczne. Należy do nich także wiek zbiornika, a widocznym skutkiem szczególnie w zbiornikach podgórskich jest redukcja właściwości retencyjnych poprzez kumulację zawiesiny (Łajczak 1995). Staje się ona wewnętrznym źródłem zasilania nie tylko w substancje troficzne, ale także zanieczyszczenia chemiczne. Badania porównawcze struktury fitoplanktonu Zbiornika Rożnowskiego (Bucka 1965, Wilk-Woźniak, Bucka 2000) wykazały trwały wpływ starzenia się i eutrofizacji tego zbiornika na skład gatunkowy glonów, w którym obecnie przeważają gatunki kosmopolityczne i eurytopowe, a zakwity wody od lat formuje *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs.

Na procesy eutrofizacyjne w zbiornikach zaporowych oprócz czynników klimatyczno-hydrologicznych, ekohydromorfologicznych i zlewniowych trudnych do jednoznacznego określenia, a także hydrobiologicznych, wpływ mają wiek i stan sukcesji ekosystemu oraz antropopresja.

Enzymy z grupy niespecyficznego fosfomonoesteraz wzbudzają zainteresowanie od wielu lat, ponieważ mimo powszechnego występowania ich funkcja metaboliczna nie została w pełni poznana. Trudna jest do określenia ich rola ze względu na niespecyficzność substratową i występowanie w postaci izozymów. Zwykle fosfomonoesterazy stosowane są jako indykator niedoboru fosforu mineralnego w środowisku wodnym (Garcia-Ruiz et al. 2000). Potencjalna aktywność fosfataz alkalicznych związanych z frakcją glonową i bakteryjną, mierzona w wodzie zbiorników eutroficznych, nie jest wskaźnikiem odzwierciedlającym wprost proces regeneracji ortofosforanów, ponieważ działanie fosforanu jako represora nie występuje. W świetle dotychczasowych wszechstronnych badań fosfatazy nie są dobrym wskaźnikiem przemian fosforu w środowiskach, w których fosforany występują w nadmiarze (Jamet et al. 2001). W niniejszych badaniach zbiorników zaporowych wykorzystano aktywność fosfataz alkalicznych (AP) do określenia mineralizacji substancji organicznych. Uchwycone zależności w stosunku do wskaźników materii organicznej wskazywały na niespecyficzną ich aktywność hydrolityczną w środowisku eutroficznym. Podobnie jak to wykazali w badaniach eutroficznych zbiorników zaporowych Boavida, Marques (1995) stwierdzono stosunkowo niską aktywność tych enzymów. Uzyskany wysoki udział fosfatazy wolnej (APF) w całkowitej aktywności fosfataz alkalicznych, był opisywany w zbiornikach wodnych, w których nie stwierdzono korelacji fosforu mineralnego z ich aktywnością (Jamet et al. 2001), co również miało miejsce w badanych zbiornikach. Hantke et al. (1996) wykazali, że aktywność fosfomonoesteraz w komórkach mikroorganizmów pochodzących z różnych siedlisk troficznych różni się parametrami przebiegu procesu enzymatycznego, przy czym najwyższą kinetyką reakcji charakteryzują się komórki pochodzące ze środowisk eutroficznych, natomiast Giraudet (1999) stwierdził, że najbardziej aktywności enzymatycznie są komórki sinic, które były 33 razy bardziej wydajne od komórek okrzemek. Aktywność fosfataz w środowisku eutroficznym wykazuje powinowactwo do substratu, może być zatem wskaźnikiem ogólnej mineralizacji materii organicznej. W tym kontekście w środowisku wodnym, w którym obecne są jony fosforanowe mają one charakter enzymów wielofunkcyjnych łączących obieg węgla i fosforu i są pośrednim wskaźnikiem stanu troficznego (Kiersztyn et al. 2002). Epilimnion Zbiornika Dobczyckiego był miejscem najlepszych potencjalnych możliwości przebiegu mikrobiologicznych procesów mineralizacji substancji organicznych wspomagających eutrofizację jego wód.

Aktywność mikroorganizmów w istotny sposób wpływa na rozwój glonów oraz na tempo produkcji pierwotnej fitoplanktonu poprzez dostarczanie im substratów do fotosyntezy, przyspieszając eutrofizację kształtuje funkcjonowanie ekosystemów wodnych (Overbek, Chróst 1994).

Zbiorniki zaporowe w wyniku procesów kumulacji spływów ze zlewni oraz eutrofizacji podlegają od początku swego istnienia degradacji. Wieloletnie obserwacje zdarzeń klimatyczno-hydrologicznych, zmian jakości wody, struktury i funkcji organizmów wodnych umożliwiają tworzenie modeli pomocnych w sterowaniu masami wód w zbiornikach zaporowych. Ma to na celu poprawę jakości wody i zwiększenie jej odporności na antropopresję, między innymi przez zdolność do retencjonowania składników pokarmowych przy zachowaniu właściwego funkcjonowania i struktury układu ekologicznego (Poddubny, 1995, Zalewski 2000, Straškraba, Hocking 2002).

6. Wnioski

Przeprowadzone badania prezentowane w niniejszej pracy pozwalają sformułować następujące wnioski.

- Wyniki wieloletnich badań fizykochemicznych wód rzek i zbiorników zaporowych, oprócz określenia zakresów występowania, zmienności sezonowych i średnich wartości wskaźników siedliskowych, składu jonowego i składników pokarmowych dają możliwość przeanalizowania zmian stanu trofii zależnego od czynników o działaniu ciągłym takich jak warunki klimatyczne, hydrologiczne i antropopresja. Długookresowe trendy oddają dopiero właściwy obraz eutrofizacji.
- Wieloletnie cykle klimatyczno-hydrologiczne, które wystąpiły w latach 1987–1995 (okres lat suchych), 1996–1999 (okres lat mokrych) w Zbiorniku Dobczyckim nie zahamowały procesu eutrofizacji, a tylko powodowały fluktuacje jego nasileń. Postępujący proces eutrofizacji wynikał z ciągłego dopływu z wodą rzeki Raby związków azotu i fosforu.
- Wpływ czynników klimatycznych i hydrologicznych na procesy troficzne ujawniał się poprzez krótkotrwałe oddziaływanie – ograniczając lub pobudzając przebieg procesu produkcji pierwotnej i długotrwałe oddziaływanie, co odzwierciedlało się w trendach wzrostów i spadków wskaźników jakości dopływu wód ze zlewni, procesów kumulacji azotu i fosforu w zbiorniku oraz procesów przemian troficznych.
- Analiza zależności wskaźników eutrofizacji Zbiornika Dobczyckiego wykazała ścisły związek czynników hydrologicznych Raby i zbiornika w kształtowaniu średniego stężenia fosforu w przekroju pionowym pelagialu, ilości skumulowanego fosforu mineralnego przed wiosennym intensywnym rozwojem glonów, minimalnych stężeń tlenu w hypolimnionie w okresie stagnacji letniej, stężenia chlorofilu w epilimnionie oraz przenikalności światła w pelagialu.
- Na podstawie 13 letnich pomiarów w Zbiorniku Dobczyckim stwierdzono, że wydzielność krążka Secchiego charakteryzowała mętność wody pochodzenia allochtonicznego, a w mniejszym stopniu autochtonicznego.
- W oparciu o analizę wielowymiarową wszystkich badanych czynników zależnych i niezależnych związanych z procesem eutrofizacji Zbiornika Dobczyckiego wykazano dwie grupy kształtujących się w nim zjawisk: pierwsza o charakterze alloogenicznym, to ładunek fosforu dostarczanego rzeką Rabą, druga autogeniczna, którą stanowiły przemiany troficzne zachodzące w zbiorniku takie jak: kumulacja związków azotu i fosforu, rozwój producentów pierwotnych oraz procesy wewnętrznej zasilania w składniki pokarmowe.
- Trzy podgórskie zbiorniki zaporowe Czorsztyński, Rożnowski i Dobczycki pomimo położenia w jednej jednostce geograficznej oraz w zlewniach rzek o podobnych warunkowaniach przyrodniczych, stanowią indywidualne ekologiczne systemy funkcjonalne w różnym stopniu kształtowane zarówno przez czynniki zlewni, morfometrię zbiorników, jak i zachodzące w nich procesy fizykochemiczne i biologiczne.
- Wykazano duże podobieństwo jakości wód Dunajca i Raby pod względem wskaźników fizykochemicznych i duże zróżnicowanie wartości tych wskaźników w poszczególnych funkcjonalnych strefach zbiorników. Częściowo stężenie azotu i fosforu oraz wartości wskaźników materii organicznej i stężenie chlorofilu *a* nie wykazały istotnych różnic w badanych zbiornikach, wyrażając tym samym podobieństwo zachodzących w nich przemian troficznych.

- Wskaźniki ekohydromorfometryczne badanych zbiorników, do których zaliczono: powierzchnię, objętość pelagialu i litoralu, objętość strefy trofogenicznej i trofolitycznej i ich wzajemny stosunek oraz zasięg przenikania światła i czas wymiany wody w zbiorniku okazały się czynnikami w mniejszym stopniu różnicującymi badane zbiorniki, w odniesieniu do czynników charakteryzujących proces eutrofizacji ich wód.
- Stopień mineralizacji substancji organicznych określono stosując aktywność fosfataz alkalicznych (fosfomonoesteraz). Stwierdzono niskie wartości ich aktywności, które zależały w większości od zawartości materii organicznej, a nie od stężenia fosforanów w wodzie. W środowiskach eutroficznych, fosfomonoesterazy spełniają rolę enzymów wielofunkcyjnych biorących udział nie tylko w przemianach fosforu, ale także węgla, będąc mikrobiologicznym wskaźnikiem tempa mineralizacji substancji organicznej.
- Wieloletnie obserwacje przyczyn i skutków eutrofizacji zbiorników zaporowych stwarzają możliwości racjonalnych działań zdążających do poprawy jakości zasobów wodnych, zwiększenia ich odporności na degradację oraz ograniczenia skutków zjawisk ekstremalnych.

7. Piśmienictwo

- Ahlgren I., Abegaz Z. 1993. Interaction of light, nutrients and stratification regimes in controlling phytoplankton primary production in eutrophic lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25, 506–511.
- Amirowicz A. 1988. Environmental characteristics of affluents of the Dobczyce Reservoir (Southern Poland) in the preimpoundment period (1983–1985). 2. Periphyton. *Acta Hydrobiol.*, 30, 297–304.
- Amirowicz A. 1998. Consequences of the basin morphology for fish community in a deep-storage submontane reservoir. *Acta Hydrobiol.*, 39, Suppl. 1, 35–56.
- Avakian A. 1998. Problematyka zaporowych zbiorników wodnych. *Przegląd Geograficzny*, 70, 11–26.
- Bednarz T., Starzecka A. 1993. The comparison of microbial production and destruction of organic matter in the bottom sediments of streams on agricultural and forest types of catchment, and sublittoral of the Dobczyce dam reservoir (southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 35, 285–294.
- Bednarz T., Starzecka A. 1998. Microbiological processes taking place in Dobczyce Reservoir during spring water bloom. *Oceanological Studies*, 2, 13–21.
- Bednarz T., Starzecka A., Mazurkiewicz-Boroń G. 2002. Procesy mikrobiologiczne towarzyszące glonowemu i sinicowemu zakwitom wody. *Wiad. Bot.* 0000–0000.
- Bijok P., Prus M., Prus T. 1999. Solina-Myczkowce cascade system: A newly created aquatic site in the Carpathian Mts for Long-Term Ecological Research in Poland. *Proceedings of the ILTER Regional Workshop, Mądralin, near Warsaw, Poland, 16–18 September 1989.* Int. Centre of Ecol. PAS, Dziekanów Leśny, 107–112.
- Boavida M.J., Marques R.T. 1995. Low activity of alkaline phosphatase in two eutrophic reservoirs. *Hydrobiologia*, 297, 11–16.
- Bombówna M. 1965. The chemical characteristic of water of the dam reservoirs in Rożnów and Czehów. *Komitet Zagosp. Ziem Górskich PAN*, 11, 215–233.
- Bombówna M. 1969. Hydrochemiczna charakterystyka rzeki Raby i jej dopływów. *Acta Hydrobiol.*, 11, 479–504.
- Bombówna M. 1975. Zasobność rzek karpackich a zagospodarowanie zlewni. *Zesz. Nauk. Postępów Nauk Rolniczych*, 162, 265–280.
- Bombówna M. 1990. Chemical composition of the water in the dam reservoirs at Rożnów and Czehów (southern Poland) in 1982–1983 compared with the condition of twenty years previously. *Acta Hydrobiol.*, 32, 293–311.

- Brzeźniak E., Limanówka D. 2001. Temperatura powietrza w Beskidzie Sądeckim w drugiej połowie XX wieku. Komitet Zagosp. Ziem Górskich PAN, 47, 5–12.
- Bucka H. 1965. Phytoplankton in the dam reservoir in Rożnów and Czchów. Komitet Zagosp. Ziem Górskich PAN, 11, 235–263.
- Bucka H. 1989. Ecology of selected planktonic algae causing water blooms. *Acta Hydrobiol.*, 31, 207–258.
- Bucka H. 1998. The mass invasion of several blue-green algae in two drinking water supply reservoirs in southern Poland. W: D.G. George, Jones J.G., Punčochář P., Reynolds C.S., Sutcliffe D.W. (red.) *Management of lakes and reservoirs during global change. NATO ASI Series 2. Environment 42. Dordrecht–Boston–London, Kluwer Academic Publishers, 145–151.*
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 1998. Dynamic of algae and cyanophytes developing in mass in dam reservoir: the Wisła Czarne reservoir and the Dobczyce reservoir (southern Poland). *Fragm. Flor. et Geobot., Ser. Polonica*, 5, 269–277.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 1999. Cyanobacteria responsible for planktic water blooms in reservoirs in southern Poland. *Algol. Stud.*, 94, 105–113.
- Cebulak E., Czekierda D., Falarz M., Limanówka D., Niedźwiedz T., Ustrnul Z. 1996. Climate variability in Poland during last 45 years. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne, MCLXXXVI*, 102, 395–402.
- DeStasio B.T., Hill D.K., Kleinhans J.N., Nibbelink N.P., Magnuson J.J. 1996. Potential effect of global climate change on small north-temperate lakes: physics, fish and plankton. *Limnol. and Oceanography*, 41 (5), 1136–1149.
- Dumnicka E., Amirowicz A., Bucka H., Jelonek M., Zięba J., Żurek R., 1989. Biocenozy zbiornika Rożnowskiego. *Mat. symp. „Dunajec wczoraj–dziś–jutro”*, Niedzica, 15 czerwca 1989, SGGW-AR 11, 63–73.
- Fleituch T. 2000. Fauna denna. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 121–135.*
- Fleituch T., Bednarz T., Starzecka A., Mazurkiewicz-Boroń G., 2000. Procesy biologiczne w eko-tonach lotycznych. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 193–210.*
- Fleituch T., Pocięcha A. 2000. Zooplankton. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 113–120.*
- Galicka W., Korczyńska A., Drożdżyk A. 1990. Charakterystyka limnologiczna zbiornika Sulejowskiego w latach 1972–1987. W: Kajak Z. (red.) *Funkcjonowanie ekosystemów wodnych ich ochrona i rekultywacja. Cz.1 Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. SGGW-AR, Warszawa, 226–237.*
- Garcia-Ruiz R., Hernandez I., Lucena J., Niell F.X. 2000. Significance of phosphomonoesterase activity in the regeneration of phosphorus in a meso-eutrophic, P-limited reservoir. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (13), 1953–1964.
- Giraudet H., Abrial D., Berthon J.L., Buisson B. 1999. Seasonal variation of the alkaline phosphatase activity of phytoplankton in the hypereutrophic Grangent reservoir (Loire). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 35 (4), 213–221.
- Gołdyn R. 2000. Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych. *Wydaw. Nauk. Uniw. Im. A. Mickiewicza, Poznań, Ser. Biol.*, 65, 185 pp.
- Gwiazda R. 1990. An attempt at estimating the trophic role of birds during formation of the ecosystem of the Dobczyce Reservoir (basin of the River Vistula, southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 32, 457–467.
- Gwiazda R. 1996. Contribution of water birds nutrients loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir. *Ekol. Pol.*, 44 (3–4), 289–297.
- Gwiazda R. 2000a. Awifauna i inne kręgowce. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 149–162.*
- Gwiazda R. 2000b. Rola troficzna ptaków wodnych. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 185–192.*
- Hejzlar J., Straškraba M. 1989. On the horizontal distribution of limnological variables in Rimov and other stratified Czechoslovak reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33, 41–55.
- Hejzlar J., Vyhánek V., Kopaček J., Duras J. 1996. Sources and transport of phosphorus in the Vltava River Basin (Czech Republic). *Water Sciences and Technology*, 33, 137–144.

- Hantke B., Domany I., Fleisher P., Koch M., Pless P., Wiendl M., Melzer A. 1996. Depth profiles of the kinetics of phosphatase activity in hard water lakes of different trophic level. *Arch. Hydrobiol.*, 135 (4), 451–471.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziowski B. 1976. Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Warszawa, Arkady, 846 pp.
- Jamet D., Amblard C., Devaux J. 2001. Size-fractionated alkaline phosphatase activity in the hypereutrophic Villerest reservoir (Roanne, France). *Water Environment Research*, 73 (2), 132–141.
- Jelinková E., Straškrabová V. 2001. Long-term ecological research in the Czech Republic – Case study a 3-year project. *Ekologia – Bratislava*, 20, 50–60.
- Jelonek M., Starmach J. 1988. Environmental characteristics of affluents of the Dobczyce Reservoir (Southern Poland) in the preimpoundment period (1983–1985). 3. Ichthyofauna. *Acta Hydrobiol.*, 30, 305–316.
- Jelonek M., Godlewska M. 2000. Ichthyofauna. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona*. Kraków, ZBW PAN, 137–147.
- Jones J.G. 1972. Studies of freshwater bacteria association with algae and alkaline phosphatase activity. *J. Ecol.*, 60, 59–75.
- Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Warszawa, PWN, 355 ss.
- Kasza H. 1995. Symptomy eutrofizacji a sukcesja ekologiczna w Goczałkowickim Zbiorniku zaporowym. W: Zalewski M. (red.) *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Łódź, 143–154.
- Kiersztyn B., Siuda W., Chróst R.J. 2002. Microbial ectoenzyme activity: useful parameters for characterizing the trophic conditions of lakes. *Pol. J. Environ. Stud.*, 11, (4), 367–373.
- Kirk J.T.O. 1983. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge–London–New York–New Rochelle–Melbourne–Sydney, Cambridge Univ. Press, 122–130.
- Kloze J., Leszczyński W., Mroziński J., 2001. Proces zamulania zbiornika rożnowskiego w czasie jego 60-letniej eksploatacji. *Gosp. Wod.*, 10, 417–419.
- Komárková J., Hejzlar J., Vyhálek V. 1998. Long-term changes in chlorophyll concentration and phytoplankton structure into two canyon-type reservoirs. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, Sp. Iss., 83, 421–430.
- Kopaček J., Hejzlar J., Procházková L. 1998. Contribution of direct atmospheric deposition to nitrogen and phosphorus loads to reservoirs. *Inter. Ref. of Hydrobiol.*, Sp. Iss., 83, 339–346.
- Kopeć S. 1985. Wielkość strat podstawowych składników nawozowych wynoszonych z wodami lizymetrycznymi w warunkach górskich. *Wiad. IMUZ*, 15 (2).
- Kostecki M. 1979. Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Tresna. Część II. Dynamika przemian oraz wstępny bilans związków azotowych w dopływach zbiornika. *Arch. Ochr. Środow.*, 3–4, 17–37.
- Kostecki M. 2001. The limnological characteristic of the Plawniowice Dam-Reservoir (Upper Silesia Poland) – thermal and oxygen conditions after 23 years of exploitation. *Archives of Envir. Prot.*, 27 (2), 97–124.
- Krzyżanek E., Kasza H., Krzanowski W., Kuflikowski T., Pająk G. 1986. Succession of communities in the Goczałkowice Dam Reservoir in the period 1955–1982. *Arch. Hydrobiol.*, 106, 21–43.
- Krzyżanek E., Kownacki A. (red.) 1986. Development and structure of the Goczałkowice Reservoir ecosystem. *Ekol. Pol.*, 34, 307–577.
- Kufel L. 1998. Chlorophyll – nutrients – Secchi disc relationship in the Great Mazurian Lakes (north –eastern Poland). *Pol. J. Ecol.*, 46, 3, 327–337.
- Lebedeva I.P., Venitsianov J.V. 1998. Hydrodynamic structure features of water mass in reservoirs and their effect on water quality. *Inter. Rev. of Hydrobiol.*, Special Issue, 83, 235–238.
- Lorenc H. 1994. Ocena zmienności temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w okresie 1901–1933 na podstawie obserwacji z wybranych stacji meteorologicznych w Polsce. *Wiadomości IMGW*, 17 (38), 43–58.
- Lorenc H., Suwalska-Bogucka M. 1996. Thermal tendencies of winters in Poland as the indicator of climate variability. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne, MCLXXXVI*, 102, 365–275.
- Lajczak A. 1995. Studium nad zamulaniem wybranych zbiorników zaporowych w dorzeczu Wisły. *Monografie Kom. Gosp. Wod. PAN*, 8, 108 pp.

- Materek E. 2000. Hydrologia dopływów i zbiornika. W: J. Starmach, Mazurkiewicz-Boroń G. (red.), Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 15–31.
- Mazurkiewicz G. 1988. Environmental characteristics of affluents of the Dobczyce Reservoir (Southern Poland) in the preimpoundment period (1983–1985). 1. Some physico-chemical indices. *Acta Hydrobiol.*, 30, 287–296.
- Mazurkiewicz G. 1996. Zbiornik Dobczycki – źródłem wody pitnej dla Krakowa. *Aura*, 8, 12–14.
- Mazurkiewicz-Boroń G. 2000a. Źródła biogenów w zlewni zbiornika. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 43–54.
- Mazurkiewicz-Boroń G. 2000b. Parametry siedliskowe i troficzne. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 63–80.
- Mazurkiewicz-Boroń G. 2000c. Eutrofizacja – przyczyny i skutki. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 225–231.
- Mazurkiewicz G., Żurek R. 1999. Zmiany hydrobiologiczne w ekosystemach wodnych. W: Grela J., Słota H., Zieliński J. (red.) Dorzecze Wisły, monografia powodzi lipiec 1997. Ser. Atlasy i Monografie, IMGW, Warszawa, 163–164.
- Megard R.O. 2000. Diagnosis of light attendance with Secchi disks. *Arch. Hydrobiol. Special Issue, Adv. Limnol.*, 55, 169–178.
- Mikulski Z. 1998. *Gospodarka wodna*. Warszawa, PWN, 202 pp.
- Naselli-Flores L. 1998. Phytoplankton assemblages in reservoirs: is it chemical or physical constraints which regulated their structure. *Inter. Rev. of Hydrobiol., Sp. Iss.*, 83, 351–360.
- Nusch E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14, 14–36.
- Olechnowicz-Bobrowska B. 1996. Hot and dry summer seasons 1992 and 1994 in Poland. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne, MCLXXXVI*, 102, 419–434.
- Overbek J., Chróst R.J. 1994. *Microbial ecology of Lake Pluasse*, New York, Spring-Verlag.
- Paluch J., Twardowska I., Kostecki M., Magosz S. 1975. Charakterystyka limnologiczna kaskady zbiorników zaporowych na rzece Sole. Część II. Chemizm wód i wstępny bilans związków azotowych. *Arch. Ochr. Środowiska*, 1, 119–145.
- Pasternak K. 1969. Szkic geologiczno-gleboznawczy zlewni rzeki Raby. *Acta Hydrobiol.*, 11, 407–422.
- Pasternak K. 1980. Charakterystyka zaporowego zbiornika w Dobczycach. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln.*, 235, 205–215.
- Pawlik-Dobrowolski J. 1993a. Ocena stanu czystości wód powierzchniowych w zlewni Raby na tle źródeł zanieczyszczenia. W: Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach. PK im. T. Kościuszki, Monografia, 145, 131–154.
- Pawlik-Dobrowolski J. 1993b. Próba oceny udziału zanieczyszczeń obszarowych w całkowitym ładunku składników chemicznych. W: Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach. PK im. T. Kościuszki, Monografia, 145, 241–252.
- Plużański A. 1990. Powierzchniowe splywy fosforu i azotu do Zbiornika Solińskiego i Myczkowskiego. W: Kajak Z. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. Cz.1. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. SGGW-AR, Warszawa, 254–263.
- Plużański A., Póltorak T., Tomaszek J., Granops M., Żurek R., Dumnicka E. 1990. Charakterystyka limnologiczna zbiorników kaskady górnego Sanu (Solina Myczkowce). W: Kajak Z. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. Cz.1. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. SGGW-AR, Warszawa, 264–281.
- Poddubny S.A. 1995. Connection of hydrobionts distribution and water circulation elements for different biotopes of inland water bodies. *Water Resources*, 22, 205–213.
- Procházková L., Blažka P. 1989. Ionic composition of reservoir water in Bohemia: long-term trends and relationships. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33, 323–330.
- Procházková L., Blažka P., Kopáček J. 1996. Impact of diffuse pollution on water quality of the Vltava River (Slapy Reservoir), Czech Republic. *Water Sci. Technol.*, 33, 145–152.
- Punzet J. 1969. Charakterystyka hydrologiczna rzeki Raby. *Acta Hydrobiol.*, 11, 423–477.
- Punzet J. 1975. Hydrologia rzek karpaccich i jej związki z gospodarką wodną terenów górskich. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 162, 255–263.

- Reynolds C. S. 1991. Toxic blue-green algae: the "problem" in perspective. *Freshwater Forum*, 1, 29–38.
- Rocznik Statystyczny Województwa Małopolskiego 2001. Urząd Statystyczny w Krakowie. Kraków, 575 pp.
- Seip K.L. 1994. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences*, 56, 16–28.
- Shapiro J., Forsberg B., Lamara V., Lindmark G., Lynch M., Smelzer E., Zoto G. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation: Studies of way to reduce algal abundance and eliminate blue greens. Interim. Rep. no 19, Limnol. Res. Center, Univ. Minnesota, Minneapolis, 251 pp.
- Skulberg O.M., Underdal B., Utkilen H. 1994. Toxic waterbloom with cyanophytes in Norway – current knowledge. *Arch. Hydrobiol., Algol. Stud.*, 75, 279–289.
- Stanisz A. 2000. Przystępny kurs statystyki z wykorzystaniem programu STATISTICA PL na przykładach z medycyny (tom 2). Kraków, StatSoft, 408 pp.
- Starkel L. 1972. Charakterystyka rzeźby polskich Karpat i jej znaczenie dla gospodarki ludzkiej. *Probl. Zagosp. Ziem Górskich*, 10, 75–150.
- Starmach J. 1995. Struktura zespołów ryb w zbiornikach zaporowych o różnym stopniu eutrofizacji. W: Zalewski M. (red.) *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, 91–101.
- Starmach J., Jelonek M., Mazurkiewicz G., Fleituch T., Amirowicz A. 1988. Ocena aktualnego stanu ichtiofauny i możliwości produkcyjnych dorzecza rzeki Raby. Cz.I. *Biologiczno-rybacka charakterystyka górnego odcinka rzeki Raby i jej dopływów*. *Rocz. Nauk. PZW*, 1, 75–96.
- Starmach J., Jelonek M. 2000. Specjalistyczna gospodarka rybacka, jeden z czynników ochrony jakości wody. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona*. Kraków, ZBW PAN, 233–240.
- Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) 2000. *Zbiornik Dobczycki. Ekologia–eutrofizacja–ochrona*. ZBW, PAN, Kraków, 261 ss.
- Starmach J., Jelonek M. 2001. Specjalistyczna gospodarka rybacka w zbiornikach wodociągowych. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.*, 1, 1–26.
- Starzecka A., Bednarz T., Amirowicz A. 1999. Model of energy flow in the bottom sediments of littoral zone of a dam reservoir with regard to detritivorous roach *Rutilus rutilus* (L.). *Pol. J. Ecol.*, 47, 103–112.
- Starzecka A., Bednarz T. 2000. Mikrobiologiczne procesy zachodzące w Zbiorniku Dobczyckim i w rzece Rabe powyżej i poniżej zbiornika. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona*. Kraków, ZBW PAN, 163–176.
- Straškraba M. 1996. Lake and reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 193–209.
- Straškraba M. 1998. Limnological differences between deep valley reservoirs and lakes. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 83. Special Issue, 1–12.
- Straškraba M., Hocking G. 2002. The effect of theoretical retention time on the hydrodynamics of deep river valley reservoirs. *Inter. Ref. of Hydrobiol.*, 87 (1), 61–83.
- Szarek-Gwiazda E. 1998. Horizontal, vertical and seasonal distribution of heavy metals in the water of a stratified dam reservoir (Dobczyce Reservoir, southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 40, 113–120.
- Szarek-Gwiazda E. 2000. Metale ciężkie w wodzie i osadzie dennym. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona*. Kraków, ZBW PAN, 81–94.
- Szarek-Gwiazda E., G. Mazurkiewicz-Boroń. 2002. Deposition of copper in the eutrophic, submontane Dobczyce Dam Reservoir (Southern Poland) – role of speciation. *Water, Air and Soil Pollution*, 140 (1–4), 203–218.
- Thornton K.W., Kimmel B.L., Payne F.F. 1990. *Reservoir limnology; Ecological perspectives*. New York, Wiley & Sons, 246 ss.
- Tilzer M.M. 1988. Secchi disk – chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. *Hydrobiologia*, 162, 163–171.
- Tomaszek J.A., Czerwieńec E. 2000. In situ denitrification measurements in reservoir sediments: an example from southeast Poland. *Ecological Engineering*, 16, 61–71.
- Vollenweider R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, 53–85.

- Wetzel R.G. 1993. Future direction in research on control of eutrofication. In: Giussanu G., Callieri C. (eds) Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Proceedings of 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes, Stresa, Italy, 17–21 May, 1993. Ist. Ital. Idrobiol, Verbania Pallanza, 214–215.
- Wieczysty A. (red.) 1993. Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach. PK im. T. Kościuszki, Monografia, 145, 274 ss.
- Wilk-Woźniak E. 1996. Changes in the biomass and structure of phytoplankton in the Dobczyce reservoir (Southern Poland). Acta Hydrobiol., 38, 125–131.
- Wilk-Woźniak E. 2000. Fitoplankton. W: J. Starmach, G. Mazurkiewicz-Boroń (red.), Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 95–112.
- Wilk-Woźniak E., Bucka H. 2000. Species diversity of algae and cyanobacteria in phytoplankton communities on the example of history of Rożnów dam reservoir. A review. Pol. Arch. Hydrobiol., 47 (2), 213–224.
- Wilk-Woźniak E., Kosiński M. 2001. Effect of allochthonous and autochthonous factors on phytoplankton biomass an a submontane dam reservoir (S Poland). Biologia, Bratislava, 56 (4), 345–354.
- Wilk-Woźniak E., Mazurkiewicz-Boroń G. 2002. Development of *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin in the deep meso-eutrophic submontane dam reservoir (Southern Poland). Biologia, Bratislava 57, 000–000.
- Wróbel S. 1965. The bottom deposits in dam reservoir at Rożnów and Czchów. Zagosp. Ziem Górskich PAN, 11, 289–294.
- Wróbel S. 1980. Zbiornik zaporowy w Dobczycach i jego ochrona. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 235, 205–215.
- Wróbel S. 1991. Eutrofizacja wód. W: Dynowska I., Maciejewski M. (red.) Dorzecze Górnej Wisły. II. Warszawa–Kraków, PWN, 106–116.
- Wróbel S. (red.) 1995. Zakwaszenie Czarnej Wiselki i eutrofizacja zbiornika zaporowego Wisła-Czarne. Centrum Informacji Naukowej, Kraków, 158 ss.
- Wróbel S. 2002. Zbiornik dobczycki – ekologia, eutrofizacja, ochrona. Aura, 6, 22–23.
- Wróbel S., Szczęsny B., 1983. Zabudowa hydrotechniczna rzek a cechy jakościowe wód. W: Kajak Z. (red.) Ekologiczne podstawy zagospodarowania Wisły i jej dorzecza. Warszawa–Łódź, PWN, 393–415.
- Wróbel S., Wójcik D. 1990. Wezbranie rzek a eutrofizacja zbiorników zaporowych. W: Kajak Z. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. Cz. 2. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. Warszawa, SGGW-AR, 207–213.
- Wójcik D. 1991. Charakterystyka osadów dennych zbiornika zaporowego Dobczyce. Ochrona Środowiska, 1 (42), 31–34.
- Zalewski M. 2000. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. W: Zalewski M. (red.) Ecological Engineering, 16, 1–8.

8. Summary

Factors of eutrophication processes in sub-mountain dam reservoirs

On the basis of 13-year studies on physico-chemical and hydrobiological parameters of the Dobczyce Reservoir and the River Raba the interactions occurring in the process of eutrophication of the reservoir were determined. In the second part of the investigation a comparative evaluation concerned the effect of abiotic factors on the changing trophy of three sub-Carpathian dam reservoirs lying in one geographic-hydrological unit, i.e. the Czorsztyń and Rożnów dam reservoirs on the River Dunajec and Dobczyce Reservoir on the Raba. In the third part of the work the activity of phosphatases (algal, bacterial, and free extracellular ones) and their dependence on physico-chemical agents were identified.

The results of the investigation show that:

Apart from the determination of the ranges of occurrence, seasonal variation, and average values of habitat indices, ionic composition, and nutrient content the results of physico-chemical investigations conducted for many years in river waters and dam reservoirs created a basis for analysing changes in the state of trophy. The state of the trophy depends on such factors of continuous effect as climatic and hydrological conditions and the anthropopressure. The long-term trends only properly illustrate the pattern of eutrophication.

Many-years' climatic and hydrological cycles occurring in the years 1987-1995 (the period of dry years) and 1996-1999 (the period of wet years) in the catchment of the Dobczyce Reservoir did not retard the eutrophication process, bringing about only variation in its intensity. The eutrophication process advanced owing to the constant inflow of nitrogen and phosphorus compounds with water of the River Raba.

The effect of climatic and hydrological conditions on the trophic processes was manifested by the short-term action, i.e. by limiting or intensifying the pattern of primary production. The prolonged effects were illustrated by the trends of increases and decreases in the quality indices of waters fed from the catchment, processes of nitrogen and phosphorus accumulation in the reservoir, and of trophic transformations.

Analysis of dependence of eutrophication indices for the Dobczyce Reservoir showed a close connection between the hydrological factors of the Raba and the reservoir in the formation of average concentrations of phosphorus in the vertical cross-section of pelagial. The amounts of mineral phosphorus accumulated prior to the intensive spring development of algae, minimal concentration of oxygen in the hypolimnion in the period of summer stagnation, chlorophyll concentration in the epilimnion, and light penetration in the pelagial were also involved.

The measurements carried out in the Dobczyce Reservoir for 13 years showed that the visibility of the Secchi disc characterized the water turbidity of allochthonous and to a smaller degree of autochthonous origin.

On the basis of multidimensional analysis of all the dependent and independent factors associated with the eutrophication process in Dobczyce Reservoir two groups of phenomena forming in this water body were determined. The first group of allogenic character is the load of phosphorus fed by the River Raba; the autogenic group includes trophic changes occurring in the reservoir, such as the accumulation of nitrogen and phosphorus compounds, development of primary producers, and processes of the internal nutrient supply.

In spite of lying in one geographical unit and in river catchment basins of similar natural conditions three sub-mountain dam reservoirs at Czorsztyn, Rożnow, and Dobczyce constitute separate ecological functional systems. The systems are formed both by the factors of the river basins, morphometry of the reservoirs, and also by physico-chemical and biological processes occurring here.

In the rivers Dunajec and Raba the quality of waters shows a distinct similarity with respect to physico-chemical indices while the values of the indices varies in the separate functional zones of the reservoirs. In the investigated reservoirs a part of nitrogen and phosphorus concentrations, the values of indices of organic matter content, and the concentrations of chlorophyll *a* did not show significant differences, thus illustrating the similarity of trophic changes occurring in them.

The ecohydromorphometric indices for the investigated reservoirs, such as their area, the range of pelagial and littoral, the range of trophogenic and tropholytic zones and their mutual relations differentiated the investigated water bodies to a smaller degree. The range of light penetration and time of water exchange in the

reservoirs also less distinctly differentiated them in relation to factors characterizing the processes of water eutrophication.

The degree of mineralization of organic substances was determined by the activity of alkaline phosphatases (phosphomonoesterases). The recorded low values of the activity in most cases depended on the content of organic matter but not on the concentrations of phosphates in the water. In the eutrophic environment phosphomonoesterases play the role of multifunctional enzymes which do not only take part in the changes of phosphorus but also of carbon, being a microbiological index of the mineralization rate of organic matter.

Many-years' observations on the reasons and effects of eutrophication occurring in dam reservoirs permit undertaking rational actions for the improvement of the quality of water resources, an increase in their resistance to degradation, and the reduction of the effects of extreme events.

Author's address:

Grażyna Mazurkiewicz-Boroń

Karol Starmach Institute of Freshwater Biology, Polish Academy of Sciences

ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków, Poland

e-mail: mazurkiewicz@zbow.pan.krakow.pl

Instructions (continued)

The text should be divided into the following sequence of sections: Introduction, Study area, Material and methods, Results, Discussion, Acknowledgements. Subdivisions within sections should not exceed three grades. The **Introduction** should contain a clear statement of the purpose of the work, concisely defining the problem and outlining essential background information but should not include either the results or conclusions. The **Study area** should be described using geographical co-ordinates with the precise location of every sampling station. The chapter **Material and methods** should provide sufficient details to allow repetition of the study. In the chapter **Results** only important observations strictly connected with the aim of the study should be presented. In no case should data presented in tables or figures be duplicated in the text. The **Discussion** should highlight the significance of the results (and their limitations) and place them in the context of other works. The author should avoid extensive reviews in the Introduction and Discussion, and cite only essential sources. **Acknowledgements** should be short and concern only people and institutions that have substantial contributed to the study.

The complete scientific names (genus, species, and authority) accompanied with the common names (if used) should be cited when first mentioned, but abbreviated on subsequent mention. The international system of units (SI) should be used. When a unit appears in the denominator, a negative exponent should be used (e.g. mg L⁻¹). All abbreviations should be defined in brackets after their first mention in the text.

References should be ordered by the first author's name and date. Only published articles and those accepted for publication may be included. Other sources should be cited as personal communications or unpublished data, and used as sparingly as possible. The authors are responsible for the accuracy of their references. If several references published by the same author in the same year are cited, lower case letters after the year (e.g. 1995a) should be used in both the text and the list. If two authors have the same last name, the first initial should be used in text citations. Works published with no individual author or editor should be cited by title or publisher. If the cited paper is published in a language other than English its language should be given in square brackets with information about an English (or any other international language) abstract or summary (if any). If the paper has no English title, the original title should be given (transliterated according to ISO standards in the case of a non-Latin alphabet), followed by an English translation in square brackets.

Tables and figures should be self-explanatory without reference to the text. Tables must be typed on separate sheets and numbered consecutively with Roman numerals. Tables should fit into the page width (maximum 55 lines with 80 letter spaces) or height (35 and 130, respectively). All figures (line drawings, computer-generated graphs, photographs) should be prepared on separate sheets and numbered consecutively with Arabic numerals. Figures should be suitable for reduction into an area of at least 125 × 190 mm (including caption). After reduction letters and other symbols should not be less than 1.5 mm in height, and lines than 0.2 mm in width. All captions to figures should be typed on a separate sheet and placed at the end of the manuscript.

