

INSTYTUT PODSTAW INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Maciej Kostecki

**Jezioro antropogeniczne Kuźnica Wareżyńska
Studium limnologiczne
w aspekcie ochrony i rekultywacji**



Zabrze 2023

**Jezioro antropogeniczne Kuźnica Warężyńska
– Studium limnologiczne
w aspekcie ochrony i rekultywacji**

**INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
OF THE POLISH ACADEMY OF SCIENCES**

**WORKS & STUDIES
PRACE I STUDIA**

No. 95

**Editor-in-Chief
Czesława Rosik-Dulewska**

INSTYTUT PODSTAW INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Maciej Kostecki

**Jezioro antropogeniczne Kuźnica Wareżyńska
– Studium limnologiczne
w aspekcie ochrony i rekultywacji**

ZABRZE 2023

Pracę opiniowali do druku:
Prof. dr hab. Mariusz Rzętała
Prof. dr hab. Janusz Tomaszek

Redakcja WORKS & STUDIES – PRACE I STUDIA
Archives of Environmental Protection
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska
Polskiej Akademii Nauk
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze, Poland
Tel. : +48-32-271 64 81 Fax: +48-32-271 74 40
e-mail: aep@ipispan.edu.pl

Redakcja i korekta: Jerzy Szdzuj

Fotografia na okładce: Maciej Kostecki

© Copyright by Institute of Environmental Engineering of the Polish Academy of Sciences,
Zabrze, Poland 2023

PL ISSN 0208-4112
ISBN 978-83-60877-26-5



**DOFINANSOWANO ZE ŚRODKÓW WOJEWÓDZKIEGO FUNDUSZU
OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ W KATOWICACH**

Treści zawarte w publikacji nie stanowią oficjalnego stanowiska organów
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Katowicach.

Skład, druk i oprawa: Oficyna Drukarska – Jacek Chmielewski
01-142 Warszawa, ul. Sokołowska 12A, tel. +48 22 632 83 52
info@oficyna-drukarska.pl, www.oficyna-drukarska.pl

Spis treści

Spis tabel	7
Spis rysunków	9
1. Wstęp	11
1.1. Cel i zakres badań	14
1.2. Obiekt badań	14
1.2.1. Charakterystyka ogólna jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	15
1.2.2. Charakterystyka morfometryczna zbiornika Kuźnica Warężyńska (M. Kostecki 2019)	18
2. Opis realizowanych badań	21
2.1. Metodyka badań	21
2.1.1. Stanowiska pobierania próbek	21
2.1.2. Badania hydrochemiczne	22
2.1.2.1. Identyfikacja metodyk oraz odniesienie do norm i procedur	23
2.2. Badania osadów dennych	24
2.2.1. Oznaczanie specyficjnych form fosforu	24
2.2.2. Oznaczanie metali w osadach dennych	24
2.2.3. Oznaczanie WWA w osadach dennych	25
3. Wyniki badań	27
3.1. Badania hydrochemiczne	27
3.1.1. Stosunki termiczno-tlenowe	27
3.1.2. Stężenie tlenu	29
3.1.3. Nasycenie wody tlenem	30
3.1.4. Przezroczystość wody	35
3.1.5. Odczyn wody	37
3.1.6. Substancje biogenne w wodzie zbiornika	38
3.1.6.1. Związki azotu	38
3.1.6.2. Związki fosforu	42
3.1.7. Pozostałe wskaźniki jakości wody jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	43
3.1.7.1. Wskaźniki tlenowe	43
3.1.7.2. Wskaźniki stopnia zmineralizowania	46
3.1.7.3. Wskaźniki zasolenia	49
3.1.7.4. Stężenie metali	50

3.2. Badania osadów dennych	52
3.2.1. Wskaźniki ogólne.....	52
3.2.1.1. pH	52
3.2.1.2. Potencjał redox [mV]	52
3.2.1.1. Współczynnik redox Clark	52
3.2.1.1. Stężenie materii organicznej	54
3.2.2 Stężenie metali	54
3.2.2.1. Stężenie glinu (Al)	54
3.2.2.2. Stężenie żelaza (Fe)	54
3.2.2.3. Stężenie wapnia (Ca)	54
3.2.2.4. Stężenie magnezu (Mg)	54
3.2.2.5. Stężenie manganu (Mn)	54
3.2.3. Stężenie specyficjnych form fosforu.....	56
3.2.4. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	60
4. O potrzebie ochrony jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	63
5. Rekultywacji jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska – propozycja metody	65
6. Podsumowanie	69
7. Wnioski	75
8. Literatura	80

Spis tabel

Tabela 1. Temperatura wody zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r. – pogrubione obramowania wskazują występowanie termokliny	28
Tabela 2. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r. Pogrubione obramowania wskazują występowanie oksykliny	31
Tabela 3. Nasycenie tlenem wody zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r. Pogrubioną linią oznaczono nasycenie poniżej 50%	32
Tabela 4. Stężenia związków azotu w wodzie rzeki Czarnej Przemszy – dopływ do zbiornika	38
Tabela 5. Stężenia związków azotu w wodzie zbiornika – powierzchniowa warstwa wody	38
Tabela 6. Stężenia związków azotu w wodzie zbiornika – przydenna warstwa wody	38
Tabela 7. Stężenia związków azotu w wodzie zbiornika – odpływ ze zbiornika	38
Tabela 8. Stężenia związków fosforu w wodzie rzeki Czarnej Przemszy – dopływ do jeziora	42
Tabela 9. Stężenia związków fosforu w wodzie zbiornika – powierzchniowa warstwa wody	42
Tabela 10. Stężenia związków fosforu w wodzie zbiornika – przydenna warstwa wody	43
Tabela 11. Stężenia związków fosforu w wodzie zbiornika – odpływ ze zbiornika	43
Tabela 12. Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (BZT-5)	45
Tabela 13. Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (ChZT)	45
Tabela 14. Stężenie węgla całkowitego (TC)	45
Tabela 15. Stężenie węgla nieorganicznego (IOC)	45
Tabela 16. Stężenie węgla organicznego (OC)	45
Tabela 17. Twardość ogólna wody	46
Tabela 18. Zasadowość wody	47
Tabela 19. Stężenie jonów wapniowych	47
Tabela 20. Stężenie jonów magnezowych	47
Tabela 21. Stężenie jonów krzemianowych	47
Tabela 22. Stężenie zawiesiny ogólnej	47
Tabela 23. Stężenie jonów chlorkowych	49
Tabela 24. Stężenie jonów siarczanowych	49
Tabela 25. Stężenie jonów sodowych	49
Tabela 26. Stężenie jonów potasowych	49

Tabela 27. Przewodnictwo właściwe wody	49
Tabela 28. Jony żelazowe	51
Tabela 29. Jony manganowe	51
Tabela 30. Jony glinowe	51
Tabela 31. pH osadów dennych	52
Tabela 32. Eh osadów dennych	52
Tabela 33. rH Clark osadów dennych	52
Tabela 34. Stężenie materii organicznej w osadach dennych	52
Tabela 35. Stężenie glinu (Al) w osadach dennych	54
Tabela 36. Stężenie żelaza (Fe) w osadach dennych	54
Tabela 37. Stężenie wapnia (Ca) w osadach dennych	54
Tabela 38. Stężenie magnezu (Mg) w osadach dennych	54
Tabela 39. Stężenie manganu (Mn) w osadach dennych	54
Tabela 40. Stężenia specjacyjnych form fosforu w osadach dennych	57
Tabela 41. Wartości współczynnika R2 dla stężeń specjacyjnych form fosforu i stężeń metali w osadach dennych zbiornika Kuźnica Warężyńska ...	71

Spis rysunków

Rysunek 1.	Lokalizacja jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	15
Rysunek 2.	Przewał Czarnej Przemszy do jez. Kuźnica Warężyńska (fot. Maciej Kostecki)	17
Rysunek 3.	Profile głębokościowe zbiornika Kuźnica Warężyńska (pomiar własne)	18
Rysunek 4.	Róża wiatrów w rejonie jez. Kuźnica Warężyńska [57]	19
Rysunek 5.	Stanowiska pobierania próbek; wody: 1, 2, 3, 4, osadów: A, B, C . . .	21
Rysunek 6.	Temperatura wody jez. Kuźnica Warężyńska	29
Rysunek 7.	Rozkład wartości współczynnika korelacji w profilu pionowym jeziora Kuźnica Warężyńska: A – współzależność pomiędzy temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie tlenu. B – Współzależność (wsp. Pearsona „r”) pomiędzy temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie tlenu, C – Współzależność pomiędzy temperaturą wody a nasyceniem wody tlenem. D – Współzależność pomiędzy temperaturą powietrza a temperatura wody	34
Rysunek 8.	Zależność pomiędzy stężeniem jonów manganowych (Mn^{2+}) i amonowych ($N-NH_4$) od liczby dni warunków beztlenowych w przydennej warstwie wody	35
Rysunek 9.	Pionowe profile tlenowe jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	36
Rysunek 10.	Widzialność krążka Secchiego w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	37
Rysunek 11.	pH wody jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	37
Rysunek 12.	Związki azotu w wodzie rzeki Czarna Przemsza	39
Rysunek 13.	Związki azotu w powierzchniowej warstwie wody jez. Kuźnica Warężyńska	40
Rysunek 14.	Związki azotu w przydennej warstwie wody jez. Kuźnica Warężyńska	40
Rysunek 15.	Związki azotowe w wodzie odpływającej z jez. Kuźnica Warężyńska	41
Rysunek 16.	Stężenia związków azotu w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska	41
Rysunek 17.	Udziały związków azotu w wodzie jez. Kuźnica	41
Rysunek 18.	Zmienność sezonowa stężeń związków fosforu w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	44
Rysunek 19.	Stężenia związków fosforu w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – wartości średnie	44
Rysunek 20.	Udział związków fosforu w odniesieniu do P-og w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – wartości średnie	44

Rysunek 21. Zmienność sezonowa stężeń BZT-5, ChZT, C-og. C-org. w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	46
Rysunek 22. Zmienność sezonowa stężeń: Twardości og., zasadowości, jonów wapniowych, magnezowych, krzemianowych, zawiesiny, w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska	48
Rysunek 23. Zmienność sezonowa stężeń jonów chlorkowych, siarczanowych, sodowych, potasowych i przewodnictwa właściwego w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	50
Rysunek 24. Zmienność sezonowa stężeń jonów żelazowych i manganowych w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	51
Rysunek. 25. Wartości pH, potencjału redox Eh, wsp. Wykładnik wodorowy „r” Clark, w osadach dennych jez. Kuźnica Warężyńska	53
Rysunek 26. Sezonowa zmienność stężenia metali w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	55
Rysunek 27. Współzależność pomiędzy stężeniem materii organicznej i stężeniem metali w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	56
Rysunek 28. Stężenie specjacyjnych form fosforu w osadach dennych – wartości średnie	57
Rysunek 29. Udział specjacyjnych form fosforu w osadach dennych – wartości średnie	58
Rysunek 30. Udział specjacyjnych form fosforu w odniesieniu do ich sumy – wartości średnie	58
Rysunek 31. Zależność pomiędzy stężeniem materii organicznej i stężeniem specjacyjnych form fosforu w osadach dennych zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r.	58
Rysunek 32. Współzależności pomiędzy stężeniem specjacyjnych form fosforu i stężeniem metali w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	59
Rysunek 33. Współzależności pomiędzy stężeniem formy AAP fosforu i metalami (Fe, Ca, Al, Mn, Mg) w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	60
Rysunek. 34. Suma stężeń 16 WWA w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska	61
Rysunek 35. Suma stężeń 16 WWA w osadach dennych wybranych jezior antropogenicznych Górnego Śląska – wartości średnie	62

1. Wstęp

Regionem Polski najsilniej dotkniętym antropopresją, jest województwo śląskie. W centrum województwa śląskiego znajduje się obszar poddany szczególnie silnej antropopresji, nazywany dawniej Górnośląskim Okręgiem Przemysłowym [16, 18]. Geograficznie jest on określany jako Mezoregion Wyżyna Katowicka [23]. Jest opisany jako jedyna w Polsce jednostka regionalna o krajobrazie nienaturalnym, przekształconym w sposób zdecydowanie niekorzystny w wyniku działalności człowieka [18, 57]. W wielu miejscach tego regionu zmiany środowiska geograficznego mają charakter nieodwracalny [28, 31, 34]. Szczególnie silne są tutaj deformacje powierzchni terenu pod wpływem działalności górniczej eksploatującej kopaliny mineralne, głównie węgla kamiennego oraz piasku [14, 17, 35]. Powodują one zarówno zmianę rzeźby terenu jak i zmiany sposobu użytkowania, zmiany stosunków wodnych w glebie a także zmiany sieci hydrograficznej cieków wód powierzchniowych. Przewiduje się, że po zaprzestaniu eksploatacji złóż kopalin, będzie można obserwować powstawanie, najczęściej poprzez zalewanie wyrobisk popiaskowych, zbiorników wodnych [34, 35, 58, 59].

Południowa część Polski, w tym także województwo śląskie, pozbawione są jezior naturalnych. Występują tu wyłącznie zbiorniki wodne pochodzenia antropogenicznego, nazywane „jeziorami antropogenicznymi” tworzącymi „pojezierze antropogeniczne” [28, 44, 57]. Występują następujące typy antropogenicznych ekosystemów limnicznych: zbiorniki zaporowe, zalane zapadliśka na terenach osiadających wskutek szkód górniczych, zbiorniki utworzone w wyeksploatowanych wyrobiskach piasku, wyeksploatowane żwirownie oraz glinianki, czyli zalane wyrobiska powstałe po wybraniu gliny [31, 58, 59].

Województwo śląskie jest najsilniej zurbanizowanym i uprzemysłowionym regionem Polski. Konsekwencją tego jest zanieczyszczenie rzek, taktowanych jako odbiorniki lepiej lub gorzej oczyszczonych ścieków, co eliminuje te rzeki jako źródło wody do celów komunalnych [31, 44, 53, 58]. W sytuacji poważnego deficytu wody dobrej jakości każdy nowo utworzony zbiornik wodny nabiera znaczenia jako element retencji wody, staje się atrakcyjny zarówno dla gospodarki, rekreacji a także jako element przyrodotwórczy [14, 21, 22].

Antropopresja rozumiana jako oddziaływanie człowieka na stany ekologiczne ekosystemów poprzez wprowadzanie zanieczyszczeń, czy to do powietrza atmosferycznego, czy do gleb, czy do wód, jest zjawiskiem wybitnie niekorzystnym. Jedynym bodajże wyjątkiem jest antropopresja wynikająca z od-

krywkowej działalności górniczej, w wyniku której powstają, niejednokrotnie głębokie, o dużej powierzchni, wyrobiska, czy to kopalń węgla brunatnego, czy kopalń piasku, w których, w wyniku tzw. „rekultywacji wodnej” tworzone są antropogeniczne ekosystemy limniczne [28, 30, 35]. Należą do nich zbiorniki zaporowe, zapadliska na terenach szkód górniczych oraz zalane w wyniku tzw. „rekultywacji wodnej” wyrobiska kopalń piasku i kruszyw budowlanych [31, 57]. Z uwagi na znaczenie gospodarcze i przyrodo twórcze a także stałe oddziaływanie antropopresji, ekosystemy te wymagają administracyjnych oraz technicznych zabiegów ochronnych [17, 33].

Szeroko rozumiana jakość ekologiczna antropogenicznych ekosystemów limnicznych zależy od genezy ich powstania oraz od jakości wód zasilających zbiornik wodny. Zbiorniki zapadliskowe są najczęściej nieprzepływowe. Nie posiadają stałego dopływu ani odpływu wody [32]. Pomimo często znacznych powierzchni osiadania gruntu na terenach szkód górniczych, głębokość tych zbiorników jest niewielka [31, 57]. Zasilają je spływy powierzchniowe. Jakość gromadzonej w nich wody zależna jest od wielkości powierzchni zlewni bezpośredniej oraz sposobu jej użytkowania [2, 25]. Na obszarze osiadającego gruntu nie prowadzi się formowania dna przyszłego zbiornika. Nie usuwa się górnej warstwy gleby bogatej w substancje biogenne, wiązki organiczne i inne zanieczyszczenia. Z chwilą zalania zapadliska powstający zbiornik otrzymuje duży ładunek zanieczyszczeń zawarty w powierzchniowej warstwie gleby, która siłą rzeczy natychmiast zaczyna pełnić rolę „osadów dennych”. W tych ekosystemach sukcesja roślinna oraz proces wzbogacania w substancje biogenne (eutrofizacja) przebiegają bardzo szybko [31, 68].

Jeziora antropogeniczne utworzone w wyniku zalania wyrobisk wyeksploatowanych złóż kopalni piasku stanowią wartościowe, z punktu widzenia jakości wody, ekosystemy. Dotarcie do złóż surowca odbywa się systemem powierzchniowym. Odkrywkowy charakter pozyskiwania surowca (piasku) powoduje konieczność usunięcia „nadkładu” poza wyrobisko, co w rezultacie skutkuje użytkaniem gruntu o niewielkiej zawartości materii organicznej na całej powierzchni stoku brzegów i dna misy zbiornika. Na podkreślenie zasługuje charakterystyczne, w przypadku województwa śląskiego, rozmieszczenie zbiorników wodnych (jezior antropogenicznych) utworzonych w wyrobiskach popiaskowych. Są one usytuowane są na jego obrzeżach, podczas gdy zalane zapadliska na terenach szkód górniczych znajdują się w centralnej części GOP-u [31, 57, 59]. Strome brzegi wyrobiska wymagają umocnienia skarp, do czego stosuje się m.in. materiał z hałd odpadów przemysłowych, hutniczych, kopalnianych, a także wapien z kamieniołomów [53, 55].

Wyrobiska powstałe w wyniku pozyskiwania kopalin mają pewne wspólne cechy morfometryczne. Proces eksploatacji, wymagający przetransportowania surowca z misy wyrobiska, narzuca specyficzny kształt jego skarp bocznych. W celu stworzenia warunków dla transport pozyskanego surowca środkami technicznymi – koparkami, samochodami ciężarowymi – oraz zabezpieczenia

bocznych skarp przed osuwaniem się, formowane są tarasy o szerokości zależnej od głębokości wyrobiska i stopnia nachylenia skarp [55]. Z pomiarów batymetrycznych przeprowadzonych przez autora na takich zbiornikach jak zbiorniki Hydrowęzła rzeki Kłodnicy (Dzierżno Duże, Dzierżno Małe, Pławniowice), oraz Kuźnica Warężyńska, wynika, że różnice głębokości pomiędzy kolejnymi tarasami wynoszą około czterech metrów [28, 34]. Nie jest to regułą, ale praktycznie tak to się kształtuje. Oczywiście od momentu wypełnienia misy wyrobiska wodą, skarpy boczne brzegów znajdujące się powyżej poziomu wody oraz zalane stoki brzegów, zaczynają się osuwać i stabilizować. Ale, jak wykazały sondowania, nawet po kilkudziesięciu latach istnienia zbiornika podwodne tarasy utrzymują się, tworząc specyficzną morfometrię dna. Poziome powierzchnie tarasów znajdujących się na różnych głębokościach, stanowią istotne, z punktu widzenia nisz ekologicznych i siedlisk, elementy morfometrii wpływające na bioróżnorodność zarówno flory jak i fauny zbiornika. Nachylenie stoku dna ma również znaczenie z punktu widzenia zasiedlania dna przez organizmy zwierzęce. Poziome powierzchnie tarasów stwarzają korzystne warunki siedliskowe, w szczególności w aspekcie stosunków termiczno-tlenowych [28–30, 36, 43].

W procesie tworzenia antropogenicznego ekosystemu limnicznego najbardziej istotnym elementem jest w zasilanie w wodę. Zbiorniki utworzone w wyrobiskach popiaskowych na terenie Śląska, zasilane są wodami pobliskich cieków oraz wodami podziemnymi. Z reguły są to zbiorniki przepływowe [30, 32, 35, 44].

Jakość wody stanowi podstawowy element stanowiący o możliwości gospodarczego i rekreacyjnego wykorzystania akwenu [28, 44, 45]. W przypadku zalanych wyrobisk kopalni piasku istotne znaczenie ma ich relatywnie duża głębokość. Z uwagi na stratyfikację termiczną, tlenową i warunki w jakich zawiesiny wprowadzane do zbiornika oraz powstające w toni wodnej, sedimentują, tworząc osady dennie [3, 13, 29, 36].

Utworzenie zbiornika zasilanego wodami rzeki – ekosystemu limnicznego – zmienia całkowicie dotychczasowy reżim hydrologiczny [10–12, 28]. Powstają warunki dla uruchomienia procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych innych, niż w warunkach ekosystemów potamicznych [28, 33]. Z punktu widzenia funkcjonowania zbiornika jako reaktora kształtującego jakość zasobów wodnych, i stwarzającego warunki dla kumulowania zanieczyszczeń w osadach dennych, istotne jest sporządzanie bilansu wodnego oraz bilansu zanieczyszczeń, czyli określenie rodzaju i ładunków zanieczyszczeń do zbiornika wprowadzanych z wodą zasilającą oraz z niego odprowadzanych. Jest to szczególnie ważne w aspekcie wielkości zewnętrznego obciążenia powierzchniowego substancjami biogennymi [11, 24]. Natężenie przepływu wody w stosunku do pojemności akwenu determinuje czas retencji wpływający na procesy wewnątrz zbiornikowe. Jakość oraz natężenie przepływu wody w ciekach zasilających wpływa na wielkość ładunków zanieczyszczeń, w tym substancji biogennych, zanieczyszczeń organicznych, metali itp. wprowadzanych do zbiorników [28, 34, 38–41].

W niektórych przypadkach – a tak jest w przypadku jeziora Kuźnica Warężyńska – zbiornik nie jest zasilany wodami powierzchniowymi w sposób ciągły [55]. Wody pobliskiego cieku (rzeka Czarna Przemsza) zasilają zbiornik okresowo, wyłącznie w czasie wysokich stanów wody w rzece. Taki system zasilania jest korzystny, ponieważ wprowadzane do zbiornika ładunki zanieczyszczeń są mniejsze niż gdyby dopływ wody do zbiornika był ciągły. Jak wspomniano wyżej, jezioro antropogeniczne Kuźnica Warężyńska istnieje dopiero czternaście lat. Mimo to, w trakcie badań stwierdzono obecność osadów dennych, których grubość warstwy cechowała zmienność przestrzenna.

1.1. Cel i zakres badań

Celem badań było sporządzenie wstępnej charakterystyki limnologicznej jeziora Kuźnica Warężyńska po czternastu latach jego istnienia. W szczególności przedstawienie i interpretacja wyników pierwszych w historii jeziora badań jego aktualnego stanu hydrochemicznego, zagrożenia eutrofizacją, podatności na degradację oraz ochrony i rekultywacji jeziora.

Cele szczegółowe obejmowały badania w zakresie:

- kształtowanie się stosunków termiczno-tlenowych,
- określenie aktualnego stanu jakości wody, w tym wody zasilającej jezioro, wody wypełniającej misę jeziora oraz wody odprowadzanej ze zbiornika, w aspekcie kształtowania jakości zasobów wodnych,
- określenie zasobności jeziora i osadów dennych w fosfor, z uwzględnieniem relacji pomiędzy jego formami specjacyjnymi,
- określenie współzależności pomiędzy poszczególnymi specjacyjnymi formami fosforu w osadach dennych.
- określenie współzależności pomiędzy specjacyjnymi formami fosforu a zawartością materii organicznej, pH, potencjałem redox i wybranymi metalami w osadach dennych,
- ocena zawartości zanieczyszczeń organicznych (WWA) w osadach dennych zbiornika.
- ocena zagrożenia ekosystemu eutrofizacją,
- opracowania sposobu ochrony ekosystemu przed degradacją, z uwzględnieniem uwarunkowań środowiskowych, możliwości oraz sposobu jego rekultywacji.

1.2. Obiekt badań

Zbiornik Kuźnica Warężyńska (Pogoria IV) jest najmłodszym antropogenicznym ekosystemem limnicznym w województwie śląskim, oraz prawdopodobnie w Polsce [34, 35, 55]. Przeprowadzone w ramach tematu statutowe-

go IPIŚ PAN badania limnologiczne są pierwszymi, jak dotychczas, jedynymi w historii tego zbiornika.

1.2.1. Charakterystyka ogólna jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska

Zbiornik Kuźnica Warężyńska, zwany również Pogoria IV ($50^{\circ} 22' 38''$ N; $19^{\circ} 12' 06''$ E), znajduje się w województwie śląskim, na obszarze Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii [23, 57, 58] (rys. 1).



Rysunek 1. Lokalizacja jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska

Administracyjnie jezioro znajduje się na terenie gminy Dąbrowa Górnicza oraz Wojkowic Kościelnych (gmina Siewierz, powiat będziński) (rys. 1) [6, 55]. Jest położony w Kotlinie Dąbrowskiej na Wyżynie Śląskiej [23]. Powstało po zalaniu kopalni piasku podsadzkowego o tej samej nazwie, w której eksploatacja była prowadzona od 1972 roku. Proces napełniania zbiornika roz-

począł się w 2002 roku, kiedy zaprzestano odpompowywania do Przemszy wód gruntowych, zalewających wyrobisko i zanotowano pierwszy nieznaczny przybór wody w północnej części wyrobiska. Zbiornik oddano do użytku w sierpniu 2005 roku. Został on włączony do systemu zbiorników Przeczyckiego i Pogorii III, tworząc zespół zbiorników retencyjnych umożliwiających regulowanie stanu wód zarówno w okresach wezbrań powodziowych jak i okresów niedoboru wody. Zbiornik zapewnia przepływ nienaruszalny w Czarnej Przemszy oraz ochronę przeciwpowodziową doliny rzeki obejmującą miasta Będzin, Sosnowiec, Mysłowice i Jaworzno [23, 55, 57].

Jest to trzeci pod względem powierzchni, jak również drugi co do wielkości retencji zbiornik wodny, utworzony w wyrobisku kopalni piasku, w Polsce. Główne funkcje zbiornika to ochrona przeciwpowodziowa oraz retencja wody [6]. Sprzyja zabezpieczeniu pojemności wyrównawczej zbiorników wodnych górnośląskiego systemu wodno-gospodarczego, stanowi także miejsce turystyczno-rekreacyjne [57]. Okresowo zbiornik Kuźnica Warężyńska zasilany jest wodami rzeki Czarnej Przemszy. Ma to miejsce przy wysokich stanach wody rzeki. Masy wodne przelewem kaskadowym, nieregulowanym, wpadają do zbiornika od jego północnej strony, w pobliżu jego najgłębszej części. Dno zbiornika w strefie brzegowej posiada duży spadek, jest w dużej części wyłożone w celu stabilizacji, materiałem mineralnym, kamieniem. Zastosowano w tym celu materiał z hałd kopalń bytomskich. Ta informacja może być istotna z punktu widzenia składu chemicznego tego materiału i wymywania ewentualnych zanieczyszczeń [1, 19, 44].

Warunki morfometryczne wpływają silnie na procesy wewnątrz ekosystemu jeziornego, zarówno na stosunki termiczno-tlenowe, mieszanie mas wodnych, procesy przemiany materii i przestrzenną zmienność zanieczyszczenia osadów dennych [1, 9, 37, 43, 61, 68]. Jezioro antropogeniczne Kuźnica Warężyńska ma wyraźnie wydłużony kształt z charakterystycznym rozszerzeniem w części południowej. Morfometria zbiornika pozwala stwierdzić, że zbiornik ma dwa, różniące się w sposób istotny, akweny. Akwen północny, węższy i głębszy oraz akwen południowy, płytszy i szerszy. Największą głębokość 23m, zmierzono na głęboczku w północnej części zbiornika od strony miejscowości Wojkowice Kościelne. Wydłużony w kierunku południowym głęboczek w tej części jeziora ma kształt rynny o długości około trzech kilometrów, na końcu której głębokość zbiornika wynosi 18 metrów. W około 3,25 kilometrze dużej osi zbiornika na kierunku północ-południe, pomiary wykazały gwałtowne wypłycenie. Na odcinku około 0,8km głębokość zbiornika zmniejszyła się z 18m do około 2,0m. Południowa część zbiornika w całości jest znacznie płytsza. Pomiary wykazały głębokości w granicach od 2m do 5m, w postaci zagłębień i rowów, będących pozostałością po eksploatacji złoża piasku. W rejonie odpływu wody ze zbiornika stwierdzono głębokość od 0,5 do 1m.

Specyfikę podziału zbiornika Kuźnica Warężyńska na dwa płosa wykazano w tabeli A. Powierzchnia płosa północnego wynosi około 263 ha, co stanowi

47% całkowitej powierzchni zbiornika, a plosa południowego 297 ha, co stanowi 53% powierzchni całkowitej. Wyraźną dysproporcję stwierdzono w przypadku objętości mas wodnych przypadających na poszczególne plosa. Objętość plosa północnego określono na około 44,4 mln m³, co stanowi 86% objętości całkowitej zbiornika. Objętość plosa południowego określono na 7,4 mln m³, co stanowi 14% objętości całkowitej.

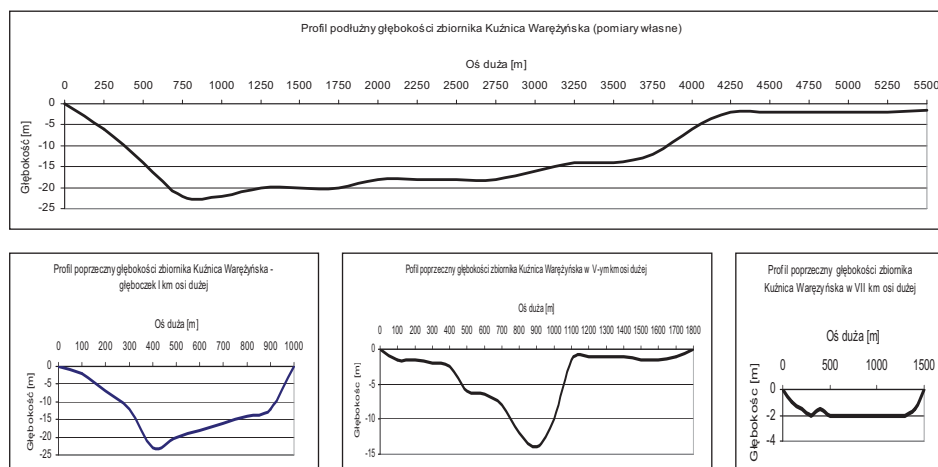
Jak wspomniano wcześniej, dopływ wody rzeki Czarnej Przemszy następuje przez przewał, przy wysokim stanie wody w rzece. Jest to szczególnie istotne z punktu widzenia jakości wody wprowadzanej do jeziora. Zanim poziom wody w rzece osiągnie rzędną przelewu, pierwsza, najbardziej zanieczyszczona fala spływu zdąży przemieścić się w dół rzeki. Kolejne fale spływu zawierają już znacznie mniejsze ładunki zanieczyszczeń [7, 53, 59] (rys. 2).



Rysunek 2. Przewał Czarnej Przemszy do jeziora Kuźnica Warężyńska
(fot. Maciej Kostecki)

W wyniku włączenia jez. Kuźnica Warężyńska do systemu zbiorników Przeczyce i Pogoria III, powstał zespół zbiorników retencyjnych zlewni Czarnej Przemszy, umożliwiający prowadzenie w niej zintegrowanej gospodarki wodnej, zarówno w okresach powodziowych jak również w czasie niedoborów wody w zlewni poniżej zbiorników. Regulację i kontrolowanie przepływów umożliwia trzyprzęsłowy jaz, o światłach okien 3×3 m, wyposażonych w kłapy umożliwiające odprowadzanie wód powodziowych. Jezioro Kuźnica Warężyńska połączone jest z jeziorem Pogoria III rurociągiem o przekroju 2×100 cm. Rurociąg ten służy do przerzutu wody w miarę wzrostu zapotrzebowania. Kanał zrzutowy umożliwia odprowadzenie wody z jazu do Czarnej Przemszy [55].

Specyfikę morfometrii jeziora Kuźnica Warężyńska przedstawiają przekroje batymetryczne (rys. 3). Przedstawione profile głębokości wykonano na podstawie własnych pomiarów batymetrycznych wykonanych echosondą z dokładnością do 0,1 m. Uwidoczniają one charakterystyczne warunki morfometryczne, w szczególności silne zróżnicowanie głębokości w profilu podłużnym i rynnowy kształt misy zbiornika w części północnej oraz szeroko rozlanej, płytkiej, części południowej.



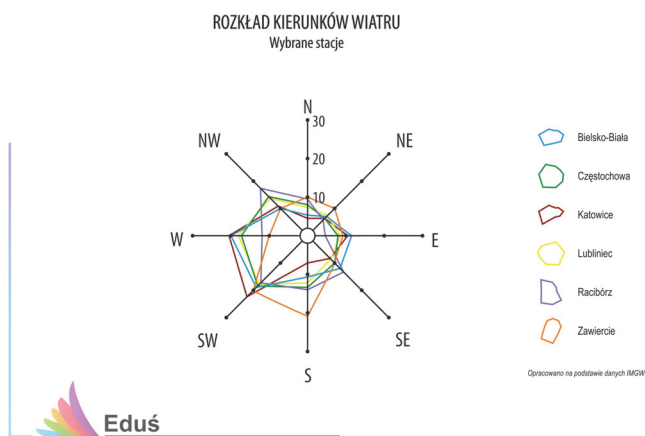
Rysunek 3. Profile głębokościowe zbiornika Kuźnica Warężyńska (pomiar własne)

1.2.2. Charakterystyka morfometryczna zbiornika Kuźnica Warężyńska (M. Kostecki 2019)

Jak wynika z róży wiatrów (rys. 4) w rejonie jeziora przeważają wiatry wiejące na kierunkach W i SW. Są to kierunki odpowiadające krótkiej osi jeziora, a zatem niekorzystne z punktu widzenia mieszania mas wodnych w okresach cyrkulacji wiosennej i jesiennej.

Tabela A

Wskaźnik	wartość	źródło
Powierzchnia zlewni rzeki Czarnej Przemszy do wodowskazu w Kuźnicy Podleśnej	680 km ²	Pomiary własne
Powierzchnia zbiornika	560 ha	RZGW Gliwice
Pojemność zbiornika	51,6 mln m ³	RZGW Gliwice
Głębokość maks.	23,6 m	Pomiary własne
Głębokość średnia	9,21	Pomiary własne
Długość linii brzegowej	13 km	RZGW Gliwice
Współczynnik rozwinięcia linii brzegowej	1,55	Pomiary własne
Długość osi dużej zbiornika	5425 m	Pomiary własne
Długość osi małej	1750 m	Pomiary własne
Szerokość średnia	1150 m	Pomiary własne
Wskaźnik wydłużenia	4,7	Pomiary własne
Wskaźnik uwyspienia	0,015	Pomiary własne
Łączna powierzchnia wysp	8,35 ha	Pomiary własne
Współczynnik Schindlera	13,2	Pomiary własne
Współczynnik Ohle	121,4	Pomiary własne
Powierzchnia plosa północnego	263 ha	Pomiary własne
Powierzchnia plosa południowego	297 ha	Pomiary własne
Udział powierzchni plosa północnego	47%	Pomiary własne
Udział powierzchni plosa południowego	53%	Pomiary własne
Pojemność plosa północnego	44,4 mln m ³	Pomiary własne
Pojemność plosa południowego	7,4 mln m ³	Pomiary własne
Udział objętości plosa północnego	86 %	Pomiary własne
Udział objętości plosa południowego	14 %	Pomiary własne



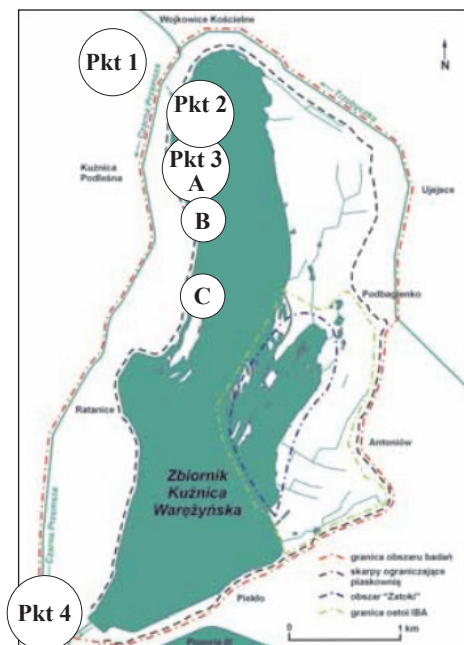
Rysunek 4. Róża wiatrów w rejonie jeziora Kuźnica Warężyńska [57]

2. Opis realizowanych badań

2.1. Metodyka badań

2.1.1. Stanowiska pobierania próbek

Stanowiska pobierania prób wyznaczono na podstawie pomiarów batymetrycznych, wykonywanych echosondą „Eagle” z dokładnością do 0,1 m. Próbkę wody i osadów dennych pobierano sześciokrotnie w odstępach miesięcznych od maja do października 2019 roku. Próbkę wody do badań pobierano czerpaczem Ruttnera z czterech stanowisk: stanowisko 1 – rzeka Czarna Przemsza na dopływie do zbiornika, stanowisko 2 – głęboczek (22 m) powierzchniowa warstwa wody, stanowisko 3 – głęboczek (22 m) przydenna warstwa wody, stanowisko 4 – odpływ ze zbiornika. Próbkę osadów pobierano czerpaczem Birge-Eckmana z trzech stanowisk wyznaczonych wzdłuż osi dużej zbiornika na głębokości 22 m, 18 m, 12 m. (rys. 5). Analizie poddano powierzchniową, 5-centymetrową warstwę osadów.



Rysunek 5. Stanowiska pobierania próbek; wody: 1, 2, 3, 4, osadów: A, B, C

2.1.2. Badania hydrochemiczne

Temperaturę wody mierzono czujnikiem temperatury, odczyn próbek wody mierzono wodoszczelnym miernikiem wielofunkcyjnym CX-401, firma „Elmetron” (Zabrze) z elektrodą pH-metryczną ERH-111, firmy „Hydromet”. Przezroczystość wody oznaczano, jako widzialność krążka Secchiego, stężenie tlenu mierzono tlenomierzem – typ COG-2, firmy „Elmetron”. Sondę tlenową umieszczano w powierzchniowej warstwie wody, na głębokości 0 cm, ChZT oznaczano metodą dwuchromianową.

Twardość ogólną, wapń, magnez, sód i potas oznaczano metodą chromatografii jonowej chromatografem Dionex DX 1100, zaś zasadowość metodą miareczkową z kwasem solnym. Substancje rozpuszczone, lotne, nielotne i zawiesinę oznaczano metodą wagową, a przewodnictwo właściwe mierzono wodoszczelnym miernikiem wielofunkcyjnym CX-401, firmy „Elmetron” (Zabrze) z czujnikiem konduktometrycznym CD-2, firmy „Hydromet”.

W badanych wodach oznaczano stężenia: azotu amonowego, azotynowego, azotanowego, organicznego, rozpuszczonego, ortofosforanów, polifosforanów i fosforu organicznego. Stężenia azotu amonowego mierzono spektrofotometrycznie – (Varian Cary 50), azotanowego (WTW MPM 3000). Zawartość azotu azotynowego oznaczano metodą spektrofotometryczną zgodna z normą EN 26777:1993, azot organiczny oznaczano metodą Kjeldahla.

Stężenia ortofosforanów, polifosforanów (po uprzedniej hydrolizie w środowisku kwaśnym), fosforu organicznego (po wcześniejszej mineralizacji) oznaczano metodą spektrofotometryczną molibdenianową z kwasem askorbinowym. Zawartość substancji organicznych i mineralnych (po prażeniu w temperaturze 550°C) oznaczano wagowo. Metale ciężkie oznaczano metodą ICP-MS.

Próbki wód bezpośrednio po dostarczeniu do laboratorium przesączało przez filtr strzykawkowy 0,25 µm, zakwaszone ultra czystym kwasem azotowym (zanieczyszczenia na poziomie ppt). Oznaczanie analitów: Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Cr przeprowadzono zgodnie z Procedurą Badawczą PB18: Zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie ICP-MS. Procedura oparta jest na normie: PN-EN ISO 17294-1, PN-EN ISO 17294-2.

Ilościowe oznaczenia przeprowadzano za pomocą spektrometru ICP-MS Elan 6100 DRC-e Perkin Elmer. Spektrometr ICP-MS zaopatrzony był w standardowy kwarcowy palnik ICP, nebulizer krzyżowy, stożki niklowe, próbki i wzorce podawane za pomocą pompy perystaltycznej. Spektrometr poddawano codziennej optymalizacji stosując 10 µg/l roztwór w 1% HNO₃ Elan 6100 Setup/Stab/Masscal Solution firmy Perkin-Elmer. Przygotowano aplikację, która pozwoliła na pomiar w trybie standardowym (tzw. standard mode).

2.1.2.1. Identyfikacja metodyk oraz odniesienie do norm i procedur:

1. Odczyn wg Procedury Badawczej PB2 „Oznaczanie pH wody i ścieków za pomocą elektrody pH-metrycznej”, wydanie 5, obowiązuje od 01.02.2016.
2. Chlorki wg normy PN-EN ISO 10304-1:2009 Jakość wody – Oznaczanie rozpuszczonych anionów za pomocą chromatografii jonowej – Część 1: Oznaczanie bromków, chlorków, fluorków, azotanów, azotynów, fosforanów i siarczanów.
3. Azot amonowy wg normy PN-C-04576-4:1994 Woda i ścieki – Badania zawartości związków azotu – Oznaczanie azotu amonowego w wodzie metodą bezpośredniej nessleryzacji.
4. Azot azotynowy wg normy PN-EN 26777:1999 Jakość wody – Oznaczanie azotynów – Metoda absorpcyjnej spektrometrii cząsteczkowej.
5. Azot azotanowy wg normy ISO 7890-1:1986 Water quality, Determination of nitrate Part 1:2,6-Dimethylphenol spectrometric method, 1986 r.
6. Azot organiczny na podstawie obliczeń.
7. Fosfor ogólny wg normy PN-EN-ISO 6878:2006 Jakość wody – Oznaczanie fosforu – Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu.
8. Polifosforany wg PN-EN-ISO 6878:2006 Jakość wody – Oznaczanie fosforu – Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu.
9. Ortofosforany wg PN-EN-ISO 6878:2006 Jakość wody – Oznaczanie fosforu – Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu
10. Siarczany wg normy PN-EN ISO 10304-1:2009. Jakość wody – Oznaczanie rozpuszczonych anionów za pomocą chromatografii jonowej – Część 1: Oznaczanie bromków, chlorków, fluorków, azotanów, azotynów, fosforanów i siarczanów.
11. OWO wg Procedury Badawczej 4: Oznaczanie węgla organicznego (OWO) i węgla nieorganicznego (OWN) w wodach i ściekach. wydanie 5, obowiązuje od 01.02.2016.
12. Przewodność wg Procedury Badawczej 5: Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej za pomocą czujnika konduktometrycznego. wydanie 5, obowiązuje od 01.02.2016.
13. Metale Ni, Cr, As, Zn, Co, Cd, Cu, Mn, Pb wg Procedury Badawczej 18: Zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie ICP-MS w badaniach jakości wody. Wydanie 4, obowiązuje od 10.02.2016.
14. Fe wg normy PN-EN ISO 11885:2009: Jakość wody – Oznaczanie wybranych pierwiastków metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES).
15. Twardość ogólna na podstawie obliczeń.
16. Wapń, magnez, sód i potas wg normy PN-EN ISO 14911:2002: Jakość wody – Oznaczanie Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} i Ba^{2+} za pomocą chromatografii jonowej – Metoda dla wód i ścieków.

17. ChZT wg normy PN-ISO 15705:2005: Jakość wody – Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT) – Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek.
18. Zasadowość PN-EN ISO 9963-1:2001: Jakość wody – Oznaczanie zasadowości – Część 1: Oznaczanie zasadowości ogólnej i zasadowości wobec fenoloftaleiny.
19. Zawiesina PN-EN 872:2007 AP12007: Jakość wody – Oznaczanie zawiesin – Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego.

2.2. Badania osadów dennych

2.2.1. Oznaczanie specjacyjnych form fosforu

W osadach dennych oznaczano biologicznie dostępne, specjacyjne formy fosforu:

- frakcję AAP (Algal Available Phosphorus) – fosfor związany z tlenkami metali, głównie Al, i Fe, oraz materią organiczną, określaną jako miara dostępności dla glonów (NaOH),
- frakcję EP (Extractable Phosphorus określaną także jako Olsen-P) – traktowaną jako wskaźnik mówiący o zasobności gleb (i osadów) w fosfor, jako wskaźnik ilościowy w odniesieniu do fosforu przyswajalnego, oraz jako frakcję pozwalającą wnioskować o poziomie krytycznym dla produkcji roślinnej (niekoniecznie w środowisku wodnym) (Na_2HCO_3),
- frakcję WSP (Water Soluble Phosphorus) – określaną jako najbardziej biologicznie dostępna frakcją fosforu, ekstrahowaną wodą,
- frakcję RDP (Readily Desorbable Phosphorus) – określającą fosfor desorbowany z powierzchni cząsteczek osadów dennych w trakcie ekstrakcji chlorkiem wapnia (CaCl_2).

Wyniki oznaczeń form fosforu skorelowano z wynikami oznaczeń metali, z którymi fosfor tworzy połączenia (Fe, Al, Ca, Mn). Mierzono także pH oraz potencjał redox (Eh) osadów dennych. Ekstrakcję form fosforu z osadu mokrego wykonywano stosując odczynniki: dla AAP – wodorotlenek sodu 0,1 mola, dla EP (Olsen-P) – kwaśny węglan sodu 0,5 mola, dla WDP – woda destylowana, dla RDP – chlorek wapnia 0,01 mola, [70].

2.2.2. Oznaczanie metali w osadach dennych

W próbkach osadów oznaczano stężenie ogólne: wapnia (Ca), żelaza (Fe), cynku (Zn), manganu (Mn), glinu (Al), magnezu (mg) (tabela B).

Tabela B

Badana cecha	Jednostka	Norma/Procedura badawcza	Technika pomiarowa
pH		PB 2 wydanie 5, 01.02.2016	Metoda potencjometryczna
Ca	mg/kg	PN_EN ISO 14911:2002	IC
Fe	mg/kg	PN-EN ISO 11885:2009	ICP-OES
Al	mg/kg	PN-EN ISO 11885:2009, PN-EN 13657:2006	ICP-OES
Mn	mg/kg	PB18, wydanie 4, 10.02.2016	ICP MS
Redox	mV	PB24, wydanie 1, 11.01.2016	Metoda potencjometryczna

2.2.3. Oznaczanie WWA w osadach dennych

Próbki osadów dennych ekstrahowano w dichlorometanie z dodatkiem wzorca wewnętrznego. Ekstrakcję prowadzono metodą ultradźwiękową, 2 razy po 30 minut, ze stałym przepływem wody chłodzącej. Ekstrakty sączono i zatężono. Próbki poddano analizie jakościowo-ilościowej na zawartość WWA metodą chromatografii gazowej sprzężonej z detektorem masowym GC-MS (GC-MS QP-2010 Plus Shimadzu) z użyciem wzorca wewnętrznego. Próbkę nastrzykiwano w ilości 0,5 μ l na kolumnę typu ZB-5MS(30 m \times 0,25 mm \times 0,25 μ m), z wbudowaną przedkolumną o długości 5 m. Oznaczono 16 związków WWA: naftalen (Np), acenaftylen (Acy), acenaften (Ace), fluoren (Fl), fenantren (Phe), antracen (Ant), fluoranten (Fla), piren (Pyr), chryzen (Chr), benzo(a)antracen (BaA), benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(k)fluoranten (BkF), benzo(a)piren (BaP), dibenzo(a,h)antracen (DahA), indeno(1,2,3-cd)piren (IcdP) i benzo(g,h,i)perylen (BgHiP).

3. Wyniki badań

3.1. Badania hydrochemiczne

3.1.1. Stosunki termiczno-tlenowe

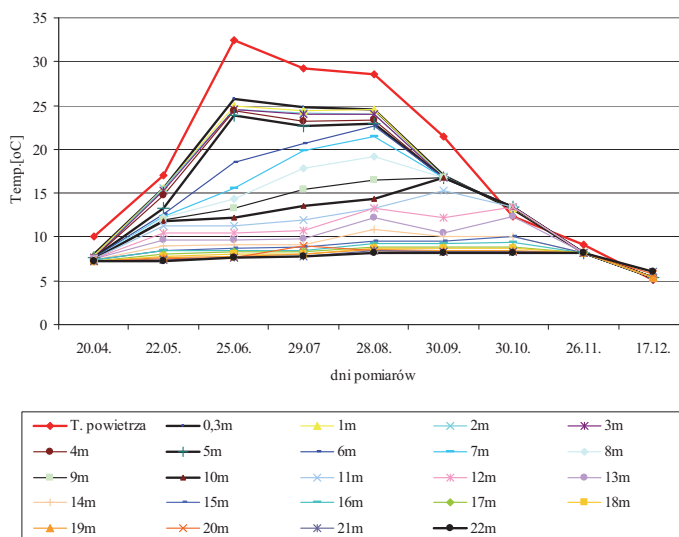
Pomiary temperatury wody oraz stężenia tlenu i nasycenia wody tlenem prowadzono na stanowisku nr 1 czyli na głębooczku (23 m) w północnej części zbiornika. Wyniki pomiarów temperatury wody zbiornika Kuźnica Warężyńska przedstawiono poniżej (tab. 1).

Wiosną, pod koniec drugiej dekady kwietnia odnotowano homotermię mas wodnych zbiornika. Temperatura wody warstwy powierzchniowej wynosiła $8,1^{\circ}\text{C}$ a wody nad dnem $7,3^{\circ}\text{C}$. Podział mas wodnych zbiornika na warstwy termicznie zróżnicowane występował od maja do końca października. Po raz pierwszy termoklinę o miąższości jednego metra i gradiencie $1,4^{\circ}\text{C/m}$, między 4 a 5 metrem głębokości, odnotowano w trzeciej dekadzie maja. Powyżej występował epilimnion o miąższości czterech metrów i temperaturze $15,6^{\circ}\text{C}$ - $15,3^{\circ}\text{C}$. W okresie stagnacji letniej miąższość epilimnionu zwiększała się stopniowo z czterech metrów w maju, do pięciu metrów w czerwcu i lipcu, a następnie do sześciu metrów pod koniec sierpnia. Wzrost temperatury powietrza od kwietnia (10°C) do czerwca (33°C) spowodował, że w trzeciej dekadzie czerwca temperatura epilimnionu o miąższości pięciu metrów osiągnęła wartość $25,7^{\circ}\text{C}$. Temperatura powierzchniowej warstwy wody wynosiła $24,8^{\circ}\text{C}$ w lipcu i $24,6^{\circ}\text{C}$ w ostatnich dniach sierpnia. Temperatura dolnej krawędzi epilimnionu wynosiła $24,4^{\circ}\text{C}$ w czerwcu, $23,2^{\circ}\text{C}$ w lipcu i $22,9^{\circ}\text{C}$ w sierpniu. Odnotowany od końca sierpnia spadek temperatury powietrza spowodował ochłodzenie górnych warstw wodnych, które spowodowało zwiększenie zasięgu epilimnionu do dziesięciu metrów z jego równoczesnym ochłodzeniem do 17°C przy powierzchni i $16,7^{\circ}\text{C}$ na dziesiątym metrze głębokości. Dalszy spadek temperatury wody spowodował zwiększenie miąższości epilimnionu do dwunastego metra głębokości w ostatnich dniach października. W tym czasie temperatura epilimnionu wynosiła $13,2^{\circ}\text{C}$ przy powierzchni oraz $13,4^{\circ}\text{C}$ na dwunastym metrze głębokości. W ciągu trzydziestu dni temperatura epilimnionu obniżyła się z ponad 24°C w sierpniu do $16,9^{\circ}\text{C}$ we wrześniu. Od maja do końca października górny poziom termokliny obniżała się systematycznie od 4 metra w maju do 12 metra w październiku. W maju miąższość metalimnionu występującego

Tabela. 1. Temperatura wody [°C] zbiornika Kuźnica Wareżyńska – 2019 r. – stanowisko 1 – głęboczek 23 m
(pogrubione obramowania wskazują występowanie termokliny)

Głębokość [m]	20.04.2019	22.05.2019	25.06.2019	29.07.2019	28.08.2019	30.09.2019	30.10.2019	26.11.2019	17.12.2019
0,3 m	8,1	15,6	25,7	24,8	24,6	17	13,2	8,2	5,4
1 m	7,9	15,5	24,9	24,4	24,5	16,9	13,3	8,2	5,4
2 m	7,7	15,5	24,6	24,2	24	16,9	13,4	8,2	5,4
3 m	7,6	15,3	24,5	24	24	16,8	13,4	8,2	5,4
4 m	7,6	14,7	24,4	23,2	23,4	16,8	13,4	8,2	5,4
5 m	7,6	13,3	23,9	22,6	22,9	16,8	13,4	8,2	5,4
6 m	7,6	12,6	18,5	20,6	22,6	16,8	13,4	8,2	5,4
7 m	7,5	12,3	15,6	19,9	21,4	16,8	13,4	8,2	5,4
8 m	7,5	12,2	14,4	17,8	19,2	16,7	13,4	8,2	5,4
9 m	7,5	12	13,3	15,4	16,5	16,7	13,4	8,2	5,4
10 m	7,5	11,8	12,2	13,5	14,4	16,7	13,4	8,2	5,4
11 m	7,5	11,3	11,3	11,9	13,3	15,3	13,4	8,2	5,4
12 m	7,5	10,4	10,5	10,7	13,3	12,2	13,4	8,2	5,4
13 m	7,5	9,6	9,6	9,8	12,2	10,5	12,3	8,2	5,4
14 m	7,4	9	9,1	9,1	10,8	10	10	8,2	5,4
15 m	7,4	8,5	8,7	8,8	9,5	9,5	10	8,2	5,4
16 m	7,4	8,4	8,5	8,5	9,3	9,2	9,4	8,2	5,4
17 m	7,3	8	8,3	8,3	8,8	8,9	8,9	8,2	5,4
18 m	7,3	7,8	8	8,1	8,7	8,7	8,7	8,2	5,4
19 m	7,3	7,6	7,8	8	8,6	8,5	8,5	8,2	5,4
20 m	7,3	7,5	7,7	9	8,5	8,3	8,3	8,2	5,8
21 m	7,3	7,4	7,7	7,8	8,4	8,3	8,3	8,2	6,0
22 m	7,3	7,3	7,7	7,8	8,2	8,2	8,2	8,2	6,0

między czwartym a piątym metrem głębokości wynosiła jeden metr. W czerwcu warstwa skoku termicznego zwiększyła miąższość i występowała między 5 a 10 metrem głębokości. Temperatura górnego poziomu termokliny wynosiła w tym czasie 23,7°C, a poziomu dolnego 12,2°C. Tak więc całkowity gradient termokliny wyniósł 11,5°C, a gradient maksymalny wynoszący 5,4°C/m odnotowano między 5 a 6 metrem głębokości. Pod koniec lipca metalimnion rozciągał się między 5m a 12 m, a w sierpniu między 6m a 15 m głębokości. Od maja do końca października dolna krawędź termokliny obniżała się od 5 metra w maju do 12 metra w październiku. W miesiącach letnich – od czerwca do sierpnia – termoklinę cechowały wysokie gradienty całkowite, wynoszące odpowiednio od 11,7°C do 13,1°C. W okresie od kwietnia do końca października temperatura wody hypolimnionu wynosiła od 7,7°C do 8,2°C nad dnem oraz od 8,4°C do 9,4°C w warstwie wody poniżej termokliny na głębokości 9 m. Temperatura hypolimnionu wzrastała w okresie od kwietnia do końca października od 7,3°C do 8,2°C. Przedstawiony (rys. 6) przebieg zmian temperatur uwidocznia silną stratyfikację termiczną mas wodnych.



Rysunek 6. Przebieg zmian temperatury wody zbiornika Kuźnica Warężyńska na tle temperatury powietrza

3.1.2. Stężenie tlenu

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie badanego zbiornika przedstawiono w tabeli 2. Pełną homooksygenię stwierdzono w kwietniu 2019 roku. Stężenie tlenu w warstwie powierzchniowej wynosiło 10 mgO₂/dm³ oraz 9,9 mgO₂/dm³ nad dnem na głębokości 23 metrów. Pierwsze symptomy wyczerpywania tlenu w przydennej warstwie wody stwierdzono w trzeciej dekadzie maja. W tym cza-

sie stężenie tlenu w warstwie powierzchniowej wynosiło $10 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, a w warstwie nad dnem $5,5 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Po raz pierwszy oksyklinę stwierdzono pod koniec czerwca między jedenastym a czternastym metrem głębokości. Gradient całkowity wynosił w tym czasie 4°C . Pod koniec lipca miąższość oksykliny wzrosła z czterech do sześciu metrów. Pod koniec czerwca odnotowano pojawienie się oksykliny przydennej, pomiędzy 11 a 14 metrem głębokości. Gradient oksykliny wynosił $3,2 \text{ mgO}_2$. Poniżej obserwowano początki anoksji w hypolimnionie. Stężenie tlenu przy dnie wynosiło $1,9 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

Całkowity brak tlenu w trzymetrowej warstwie wody nad dnem stwierdzono pod koniec lipca. W tym czasie oksykliną obejmowała 6-metrowy odcinek słupa wody pomiędzy 6-tym a 12-tym metrem głębokości. Jej całkowity gradient wynosił $9,1 \text{ mgO}_2$. Pomiędzy 19-tym a 20-tym metrem głębokości pojawiła się dodatkowa oksykliną o gradiencie $1,5 \text{ mgO}_2$. Pomiaru wykonane w ostatnich dniach sierpnia wykazały całkowity brak tlenu poniżej dziesiątego metra głębokości. W tym czasie warstwa skoku tlenowego, pomiędzy 5-tym a 9-tym metrem głębokości, miała gradient $8,2 \text{ mgO}_2$. Od końca sierpnia następowała poprawa warunków tlenowych w zbiorniku. Poziom dolnej krawędzi oksykliny obniżył się z 9-go metra głębokości w sierpniu do 11-go metra głębokości pod koniec listopada. Przeprowadzone badania wykazały stratyfikację termiczną i tlenową mas wodnych zbiornika. Okres stagnacji letniej wynosił około 162 dni. W okresie stagnacji letniej masy wodne dzieliły się na epilimnion o miąższości od 4 m do 9 m i wysokich – od 23°C do 26°C – temperaturach, warstwę skoku termicznego o miąższości od 1m do 9 m i chłodny hypolimnion o miąższości od 7 m do 12 m. Pełną homotermię w czasie cyrkulacji wiosennej odnotowano w drugiej dekadzie kwietnia, przy temperaturze wody $8,3^\circ\text{C}$ – $7,1^\circ\text{C}$. Homotermię jesienną odnotowano w trzeciej dekadzie listopada, przy temperaturze $8,2^\circ\text{C}$ w całym słupie wody. Temperatura powierzchniowej warstwy wody pozostaje w silnej zależności od temperatury powietrza ($R^2 = 0,9778$). Okres całkowitego braku tlenu w hypolimnionie zbiornika wyniósł 139 dni. Uwidocznili się niekorzystne, z punktu widzenia stanu ekologicznego zbiornika, warunki tlenowe w hypolimnionie. Silna stratyfikacja tlenowa przy całkowitym braku tlenu w przydennych warstwach wody stwarza warunki dla uruchomienia procesów beztlenowych, w tym redukcji siarczanów do siarkowodoru oraz dla uwalniania fosforu z osadów dennych [2, 3, 4, 58].

3.1.3. Nasylenie wody tlenem

Wartości nasycenia wody tlenem (Tab. 3) wskazują na brak intensywnych zakwitów organizmów fitoplanktonowych w epilimnionie zbiornika. Tylko jeden raz, w lipcu, odnotowano nasycenie wody tlenem wynoszące 120%, świadczące o bardziej intensywnym rozwoju fitoplanktonu. Zarówno wcześniej, w czerwcu, jak i później, w sierpniu, nasycenie wody tlenem nie przekraczało 110%. Stopień nasycenia wody tlenem i zmienność sezonowa tego wskaźnika

Tabela 2. Stężenie tlenu [mgO_2/dm^3] rozpuszczonego w wodzie jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska – 2019 r.
Stanowisko 1 – głęboczek północny. Pogrubione obramowania wskazują występowanie oksykliny

głębokość [m]	20.04.2019	22.05.2019	25.06.2019	29.07.2019	28.08.2019	30.09.2019	30.10.2019	26.11.2019	17.12.2019
0,3	10	10	8,4	9,5	8,8	8,6	9,3	10,2	11,1
1	10	10	8,1	9,6	8,9	8,6	9,2	10,2	11,1
2	10	10	8,8	9,7	9	8,6	9,2	10,2	11,1
3	10	10	8,8	9,8	9	8,6	9,2	10,2	11,1
4	10	9,9	8,8	10,3	9	8,6	9,2	10,2	11,1
5	10	9,8	8,8	10	8,8	8,6	9,2	10,2	11,1
6	10	9,7	9,8	9,6	7,7	8,6	9,2	10,2	11,1
7	10	9,7	9,3	8	4	8,6	9,2	10,2	11,1
8	10	9,3	8,8	4,4	2,6	8,6	9,2	10,2	11,1
9	10	9,2	7,8	3,2	0,6	8,5	9,2	10,2	11,1
10	10	9,2	7,8	3,1	0,1	7,9	7,7	10,2	11,1
11	10	9,1	7	3,1	0	0,6	7,7	10,2	11,1
12	10	8,3	5,8	1,5	0	0	7,6	10,2	11,1
13	10	7,8	5	1,5	0	0	0,1	9,6	11,1
14	10	7,7	3,8	1,5	0	0	0	8,4	11,1
15	10	7,6	3	1,5	0	0	0	6,2	11,1
16	10	7,6	2,8	1,5	0	0	0	5,1	11,1
17	10	7,4	2,6	1,5	0	0	0	3,8	11,1
18	10	7,2	2,5	1,5	0	0	0	0	11,1
19	10	6,8	2,1	1,5	0	0	0	0	11,1
20	9,9	6,4	1,9	0	0	0	0	0	11,1
21	9,9	6	1,9	0	0	0	0	0	10,6
22	9,9	5,5	1,9	0	0	0	0	0	5,5

Tabela 3. Nasylenie tlenem [%] wody zbiornika Kuźnica Wąreżyńska – 2019 r. Stanowisko I – głębocezek.
Pogrubioną linią oznaczono nasylenie poniżej 50% .

głębokość [m]	20.04.2019	22.05.2019	25.06.2019	29.07.2019	28.08.2019	30.09.2019	30.10.2019	26.11.2019	17.12.2019
0,3	100	104	109	118	110	92	90	100	100
1	100	104	108	120	110	92	90	100	100
2	100	104	108	120	111	92	90	100	100
3	100	104	108	121	110	92	90	100	100
4	100	104	108	126	109	92	90	100	100
5	100	104	108	121	105	92	90	100	100
6	100	104	108	111	91	92	90	100	100
7	100	104	102	91	47	92	90	100	100
8	100	104	102	49	29	92	89	100	100
9	100	104	78	49	6	92	89	100	100
10	100	104	78	49	1	92	75	100	100
11	100	104	78	49	0	7	75	100	100
12	100	77	78	49	0	0	75	100	100
13	100	77	48	49	0	0	0.1	92	100
14	100	77	48	49	0	0	0	80	100
15	100	77	48	49	0	0	0	74	100
16	100	77	48	9	0	0	0	62	100
17	100	77	48	6	0	0	0	40	100
18	100	77	48	3	0	0	0	0	100
19	100	77	48	2	0	0	0	0	100
20	100	77	48	0	0	0	0	0	100
21	100	77	11	0	0	0	0	0	100
22	100	77	11	0	0	0	0	0	44

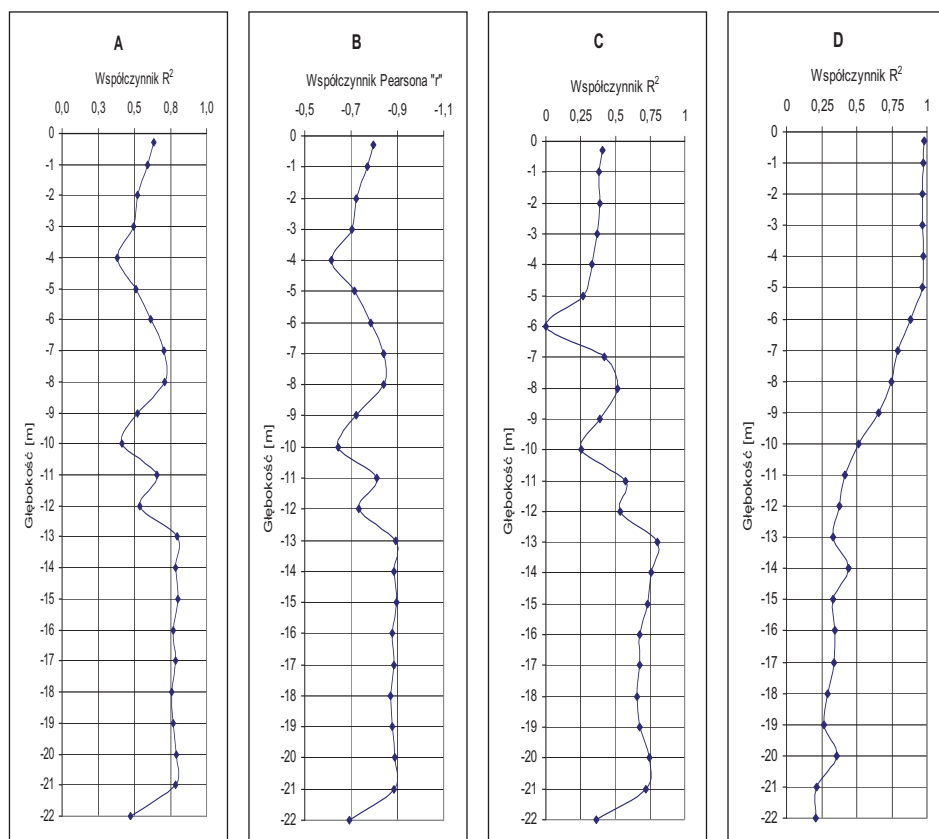
– Całkowity brak tlenu w hypolimnionie

wskazują na niewielką intensywność produkcji pierwotnej w górnej, trofogenicznej, warstwie jeziora.

Dodatni bilans tlenowy jest podstawowym warunkiem harmonijnego funkcjonowania ekosystemu limnicznego [10, 29, 30]. Rozpuszczalność tlenu w wodzie pozostaje w zależności prostoliniowej odwrotnie proporcjonalnie do temperatury wody. Wraz ze wzrostem temperatury rozpuszczalność tlenu w wodzie maleje. W warunkach ekosystemów limnicznych, przy braku czynników zakłócających tą zależność, zasada ta byłaby zachowana. Natomiast na tą zależność nakładają się procesy wewnątrz zbiornikowe, w szczególności proces produkcji pierwotnej (fotosynteza), oraz tlenowe i beztlenowe procesy przemiany materii. Autor przyjął założenie, że wpływ tych procesów można wykazać poprzez różnice pomiędzy teoretyczną wartością współczynnika korelacji a wartościami obliczonymi dla poszczególnych poziomów głębokości słupa wody. Poniżej przedstawiono profile pionowe słupa wody, w których na osi rzędnej znajdują się wartości współczynników korelacji „ R^{2*} ” i „ r ” Pearsona (rys. 7A, B, C). Odchylenie od teoretycznej wartości współczynnika korelacji pomiędzy temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie tlenu może wynikać albo z przetlenowania wody wskutek intensywnej fotosyntezy, albo z braku tlenu [30]. W profilu pionowym słupa wody widoczne są charakterystyczne zmiany wartości współczynnika. Ogólny zakres zmian wartości współczynnika „ R^{2*} ” wyniósł od 0,3800 do 0,831. Pionowy rozkład wartości współczynnika wskazuje na występowanie trzech warstw o zróżnicowanym nasileniu procesów wewnątrz zbiornikowych. W pierwszej warstwie, epilimnionie badanego zbiornika, odnotowano zmniejszanie się wartości współczynnika „ R^{2*} ” z 0,6362 przy powierzchni (0,3m) do 0,3888 na czwartym metrze głębokości. Może to wskazywać na wzrost intensywności produkcji pierwotnej od powierzchni do czwartego metra głębokości. Kolejna warstwa – metalimnion – obejmuje miąższość od czwartego do dziesiątego metra głębokości. W tej warstwie odnotowano wzrost wartości współczynnika „ R^{2*} ” z 0,3800 na czwartym metrze głębokości do 0,7086 na metrze ósmym i ponowny spadek do 0,4132 na metrze dziesiątym. Taki przebieg zmian może wskazywać na wpływ przezroczystości wody ograniczający intensywność fotosyntezy do ósmego metra i procesy mikrobiologiczne w warstwie kompensacyjnej. W hypolimnionie, wartość współczynnika „ R^{2*} ” na głębokości od 13-go do 21 metra słupa wody cechowało wyrównanie. Zakres zmian wynosił od 0,7963 do 0,7856. Świadczy to o tym, że w tej zimnej warstwie wody, procesy przemiany materii są najmniej intensywne. Podział słupa wody na warstwy, na podstawie zmian współczynnika „ R^{2*} ”, potwierdzają również zmiany współczynnika „ r ” Pearsona (rys. 7 C).

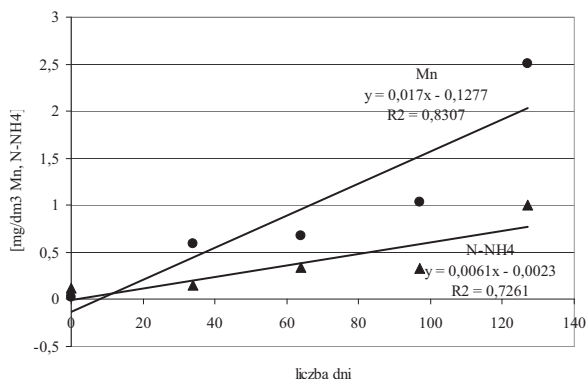
Na szczególną uwagę zasługuje niska wartość współczynnika „ R^{2*} ”: i „ r ” (Pearsona) w warstwie wody nad dnem, pomiędzy 21 a 22 metrem głębokości. Pomimo niskiej temperatury, zbliżonej do temperatur na mniejszej głębokości, wartość współczynnika „ R^{2*} ” dla stężenia tlenu wynosiła 0,4722, podczas gdy o jeden metr wyżej 0,7856. Dla wartości współczynnika „ R^{2*} ” dla nasycenia wody tlenem 0,3628 na dnem (22m) przy 0,7197 na głębokości 21m. Wartość współ-

czynnika „r” – Pearsona nad dnem wynosiła odpowiednio -0,6922 oraz -0,8863 (rys. A, B C). Obniżone wartości współczynników korelacji są spowodowane postępującym od dna, brakiem tlenu w hypolimnionie. Uwagę zwraca całkowite wyczerpanie tlenu w hypolimnionie badanego zbiornika w bardzo krótkim (37 dni) czasie (tab. 2 i 3). Na ogół uważa się, że jest to skutek wyczerpania tlenu w procesie mineralizacji materii organicznej [3, 4, 13, 36, 69]. Zdaniem autora przyczyną takiego stanu mogą być nie tylko procesy rozkładu materii organicznej, ale również zasilanie zbiornika, pozbawionymi tlenu infiltrującymi do zbiornika w jego najgłębszych partiach, wodami podziemnymi. Wydaje się to być cechą charakterystyczną zbiorników wodnych utworzonych w wyeksploatowanych wyrobiskach kopalń piasku, w których nastąpiło przebicie warstwy wodonośnej [29, 30]. Im dłuższy jest okres występowania warunków beztlenowych, tym wyraźniej widoczne są tego skutki (rys. 8)



Rysunek 7. Rozkład korelacji (R^2) w profilu pionowym na głęboczku północnym zbiornika

Kuźnica Warężyńska: A – współzależność pomiędzy temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie tlenu. B – współzależność (wsp. Pearsona „r”) pomiędzy temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie tlenu, C – współzależność pomiędzy temperaturą wody a nasyceniem wody tlenem. D – współzależność pomiędzy temperaturą powietrza a temperatura wody



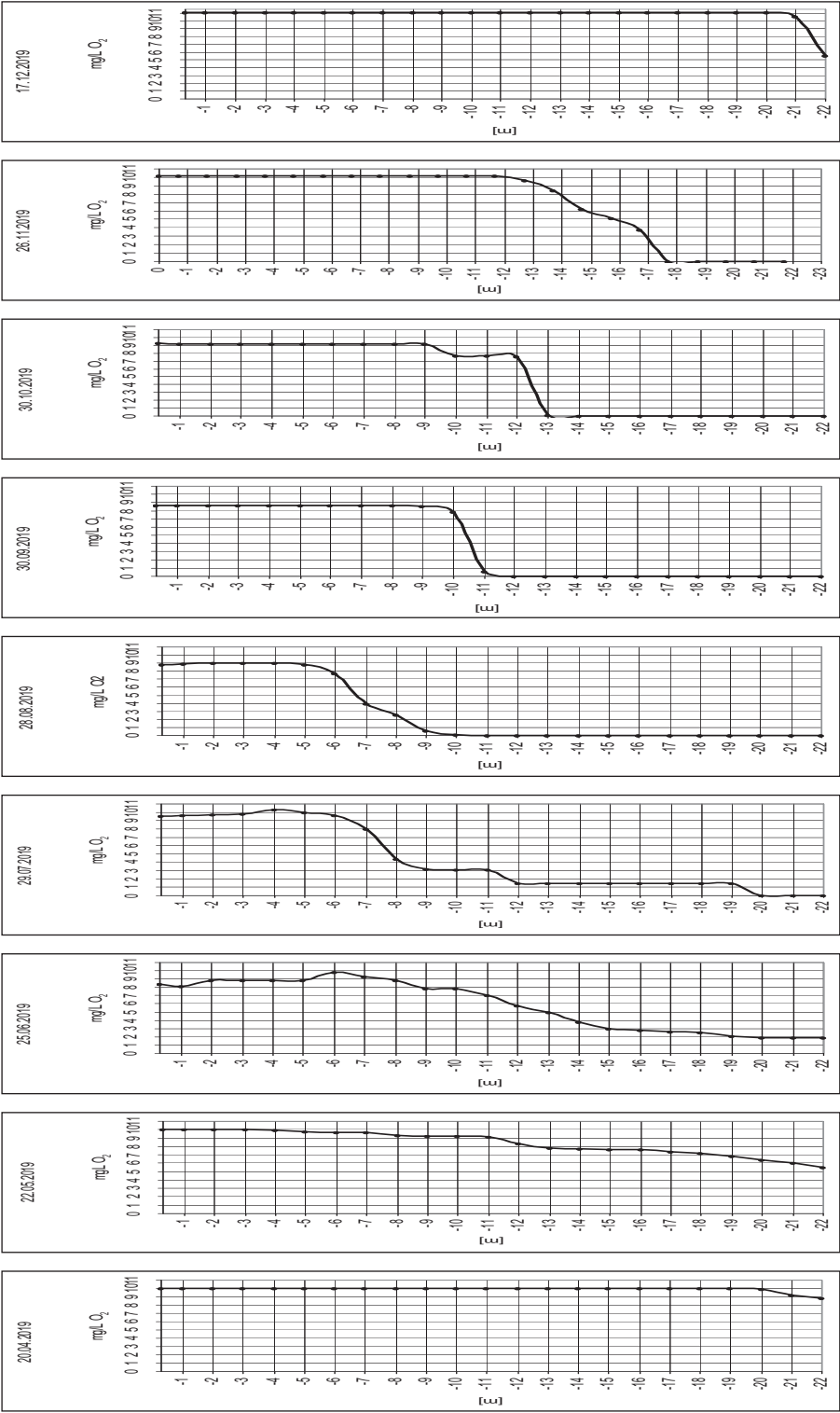
Rysunek 8. Zależność pomiędzy stężeniem jonów manganowych (Mn⁺) i amonowych (N-NH₄) od liczby dni warunków beztlenowych w przydennej warstwie wody – głębocek północny jeziora Kuźnica Warężyńska

Niekorzystny wpływ pozbawionych tlenu wód podziemnych, ograniczany jest w okresie cyrkulacji wiosennej i jesiennej [13, 43, 49, 50, 52]. Z chwilą pojawienia się termokliny, mieszanie mas wodnych pod wpływem wiatru ogranicza się do epilimnionu [36, 37, 50, 52]. Od tej chwili pozbawione tlenu wody podziemne, mogą inicjować w zbiorniku warunki redukcyjne (rys. 9), zanim jeszcze z warstwy trofogenicznej do dna zbiornika dotrze opadająca materia organiczna w postaci detrytusu [30, 62, 69]. Tak więc, w jeziorach antropogenicznych utworzonych w wyeksploatowanych wyrobiskach kopalń piasku, infiltracja pozbawionych tlenu wód podziemnych (eksploatacja wyrobisk często kończy się z chwilą przebiccia dennych warstw wodonośnych) będzie stanowić istotny czynnik inicjujący uruchomienie procesu uwalniania zanieczyszczeń z osadów dennych, w szczególności fosforu, zanim jeszcze do przydennych warstw wody opadną zawiesiny organiczne powstające w procesie produkcji pierwotnej [2–4, 9]. Warunki morfologiczne terenów otaczających zbiornik Kuźnica Warężyńska powodują specyficzną izolację terenową, ograniczającą ładunki zanieczyszczeń wprowadzanych do zbiornika [30, 55].

3.1.4. Przezroczystość wody

Zakres zmian przezroczystości wody w roku 2019 wynosił od 3,2 metra w maju do 12 metrów w grudniu (rys. 10).

Najniższa wartość (3,2 m) odnotowana w maju wskazuje na zakwit okrzemek (*Diatomae*). Po zakończeniu zakwitów przezroczystość wody wzrosła do 8 m w czerwcu. W okresie stagnacji letniej, aż do końca października, widzialność krążka Secchiego wynosiła od 3 m do 4,7 m. Wraz ze spadkiem temperatury i zmniejszeniem się intensywności produkcji pierwotnej odnotowano wzrost przezroczystości wody do 9,5 m w listopadzie i 12 m w grudniu. Odnotowa-

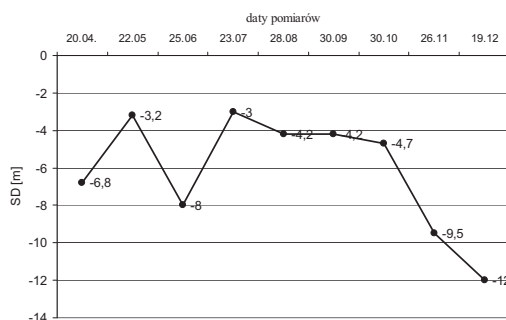


Rysunek 9. Pionowe profile tlenowe zbiornika Kuźnica Warężyńska – stanowisko 1 – głęboczek północny – 2019 r.

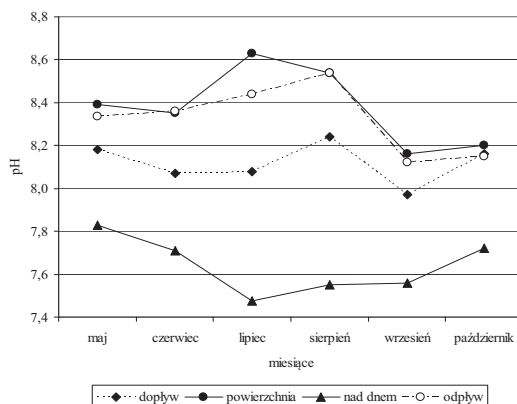
ne wysokie wartości przezroczystości wody są charakterystyczne dla jezior β -mezotroficznych, słabo zeutrofizowanych.

3.1.5. Odczyn wody

Zmiany pH wody zbiornika Kuźnica Warężyńska przedstawiono na rys. 11. Wykonane pomiary wykazały widoczne charakterystyczne różnice pH wody pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. Wartości najwyższe, w zakresie od 7,8 do 8,6, stwierdzono w powierzchniowej warstwie wody oraz z wodzie odpływającej ze zbiornika. Bardzo zbliżone wartości pH dla tych stanowisk wynikają z faktu powierzchniowego odprowadzania wody ze zbiornika. pH wody rzeki Czarnej Przemszy odpowiadało wartościom pośrednim pomiędzy, wspomnianymi wyżej, i wynosiło od pH=8 do pH= 8,2. Najniższe pH, zmieniające się od pH=7,5 do pH=7,8 odnotowano w warstwie wody nad dnem na głębokości 22 metrów. Najwyższe pH wody epilimnionu wynoszące 8,6 i występujące w krótkim okresie czasu, wskazuje na niezbyt intensywną produkcję pierwotną w okresie letnim (lipiec–sierpień).



Rysunek 10. Widzialność krążka Secchiego w wodzie zbiornika Kuźnica Warężyńska – stanowisko 1 – głęboczek północny – 2019 r.



Rysunek 11. pH wody zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r.

3.1.6. Substancje biogenne w wodzie zbiornika

3.1.6.1. Związki azotu

Stężenia związków azotu w wodzie zbiornika Kuźnica Warężyńska przedstawiono w tabelach 4–7. Wyniki przedstawione w tabelach 4–7 oraz na rysunkach 12–15, pochodzą z okresu kwiecień październik 2019 roku.

Tabela 4. Stężenia związków azotu [mgN/dm³] w wodzie rzeki Czarnej Przemyszy – dopływ do zbiornika

wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
N-NO ₂	0,038	0,047	0,057	0,034	0,036	0,034	0,04
N-NH ₄	0,22	0,3	0,29	0,11	0,15	0,1	0,20
N-NO ₃	2,2	2,6	2,79	2,37	2,63	2,63	2,54
N-org.	0,757	0,82	1,37	0,84	0,89	0,88	0,93
N-total	3,215	3,767	4,507	3,354	3,706	3,644	3,70

Tabela 5. Stężenia związków azotu [mgN/dm³] w wodzie zbiornika – powierzchniowa warstwa wody

Wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
N-NO ₂	0,009	0,007	0,0054	0,00007	0,006	0,0083	0,006
N-NH ₄	0,3	0,0	0,1	0,07	0,12	0,077	0,111
N-NO ₃	0,217	0,176	0,115	0,032	0,047	0,054	0,107
N-org.	0,263	0,28	1,3	0,74	0,75	0,93	0,711
N-total	0,789	0,463	1,5204	0,84207	0,923	1,0693	0,934

Tabela 6. Stężenia związków azotu [mgN/dm³] w wodzie zbiornika – przydenna warstwa wody

Wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
N-NO ₂	0,026	0,0058	0,012	0,052	0,053	0,0049	0,026
N-NH ₄	0,18	0,12	0,15	0,34	0,33	1,00	0,353
N-NO ₃	0,314	0,416	0,474	0,197	0,19	0,002	0,266
N-org.	0,521	0,56	1,53	0,67	0,9	0,18	0,727
N-total	1,041	1,1018	2,166	1,259	1,473	1,1869	1,371

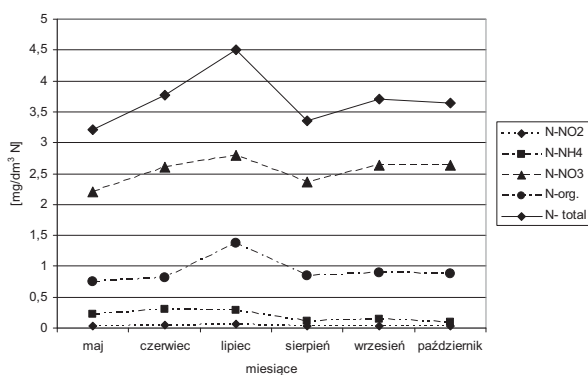
Tabela 7. Stężenia związków azotu [mgN/dm³] w wodzie odpływającej z jeziora Kuźnica Warężyńska

wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
N-NO ₂	0,009	0,0064	0,0033	0,002	0,002	0,005	0,0046
N-NH ₄	0,16	0,15	0,1	0,07	0,2	0,079	0,1265
N-NO ₃	0,167	0,138	0,104	0,016	0,047	0,047	0,0865
N-org.	1,52	0,7	1,3	1,11	0,92	1,01	1,0933
N-total	1,856	0,9944	1,5073	1,198	1,169	1,141	1,3110

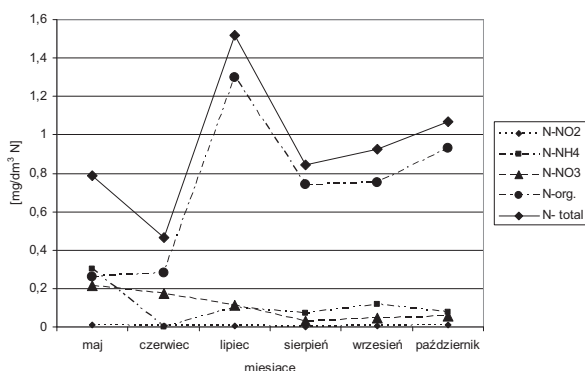
Przebieg zmian stężeń związków azotu na poszczególnych stanowiskach przedstawiono na rysunkach 12–15.

Zmiany stężeń związków azotu w wodzie rzeki Czarnej Przemszy, w okresie prowadzenia badań, cechowała słaba dynamika. Na przestrzeni kilku miesięcy widać wyraźną stabilność układu hydrochemicznego. Dominującą formą azotu w wodzie rzeki, tworzącą azot ogólny, był azot azotanowy, którego średnie stężenie, porównywalne, a częściej niższe niż w innych rzekach tego regionu, wynosiło $2,5 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$. Niskie, a co ważniejsze, stabilne stężenia azotu amonowego wskazują na brak incydentalnych zrzutów ścieków komunalnych, co należy uznać za bardzo korzystne w punktu widzenia zasilania jeziora Kuźnica Warężyńska w azot.

W porównaniu z wodą rzeki Czarnej Przemszy stężenia związków azotu w powierzchniowej warstwie wody jeziora były wyraźnie niższe, dla jonów azotynowych, amonowych i azotu organicznego około dwukrotnie, w przypadku azotu ogólnego czterokrotnie. W przypadku jonów azotanowych dwudziestokrotnie niższe. Średnie stężenie azotu azotanowego w wodzie rzeki Czarnej Przemszy wynosiło $2,54 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$, a w wodzie odpływającej



Rysunek 12. Związki azotu w wodzie rzeki Czarna Przemsza



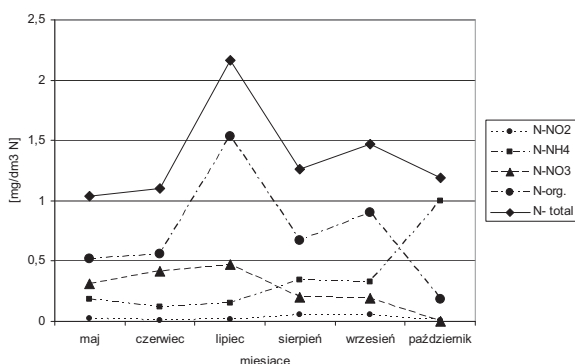
Rysunek 13. Związki azotu w powierzchniowej warstwie wody jeziora Kuźnica Warężyńska

0,10 mgN-NO₃/dm³. Wskazuje to na wykorzystywanie azotu azotanowego w procesie produkcji pierwotnej, której intensywność zmniejszała się od lipca do października (rys. 13 i 14). W okresie badań, w epilimnionie jeziora stężenie jonów azotanowych zmniejszało się stopniowo z 0,2 mgN-NO₃/dm³ w maju do 0,32 mgN-NO₃/dm³ w sierpniu. Spadek stężenia jonów azotanowych pozostaje w związku ze wzrostem, w tym samym czasie, stężenia azotu organicznego, którego stężenie wyniosło 1,3 mgNorg/dm³.

Wielokrotnie, bo ponad dwudziestokrotnie, wyższe stężenie jonów azotanowych w wodzie rzeki Czarnej Przemszy od stężenia w epilimnionie jeziora utrzymujące się w ciągu kilku miesięcy prowadzenia badań wskazuje na specyficzne uwarunkowania hydrologiczno-techniczne kształtujące tą sytuację. Można uznać, że w przypadku ciągłego dopływu wód rzeki Czarnej Przemszy do jeziora, zasobność ekosystemu w mineralne formy azotu byłaby wielokrotnie wyższa, tym samym wielokrotnie wyższe byłoby zagrożenie eutrofizacją.

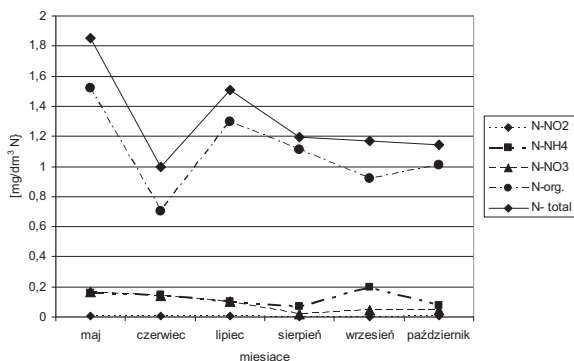
W przydennej warstwie wody, od maja do lipca, odnotowano niewielki wzrost stężenia jonów azotanowych od 0,3 mgN-NO₃/dm³ w maju do 0,5 mgN-NO₃/dm³ w lipcu (rys. 14). Następnie, od sierpnia do października stężenie jonów azotanowych obniżało się dochodząc do analitycznego zera. W tym samym okresie stwierdzono wzrost stężenia jonów amonowych z 0,33 mgN-NH₄/dm³ w sierpniu do 1,0 mgN-NH₄/dm³ w październiku. Wzrost stężenia jonów amonowych pozostaje w związku z warunkami beztlenowymi panującymi w hypolimnionie jeziora.

W celu wstępnego określenia roli jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska na kształtowanie jakości zasobów wodnych, porównano stężenia związków azotu w wodzie rzeki Czarnej Przemszy ze stężeniami w wodzie odpływającej ze zbiornika. Średnie stężenie azotu ogólnego w wodzie rzeki Czarnej Przemszy, wynoszące 3,7 mgN/dm³, było trzykrotnie wyższe niż w wodzie odpływającej ze zbiornika, gdzie wynosiło 1,35 mgN/dm³. W porównaniu do średniego stężenia w wodzie Czarnej Przemszy (0,20 mgN-NH₄/dm³) wzrost średniego stężenia azotu amonowego był około dwukrotny. Jak podkreślono

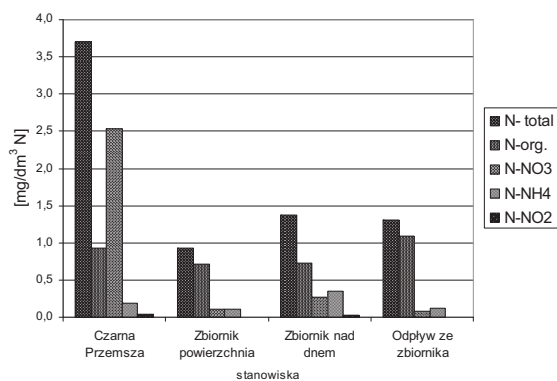


Rysunek 14. Związki azotu w przydennej warstwie wody jeziora Kuźnica Warężyńska

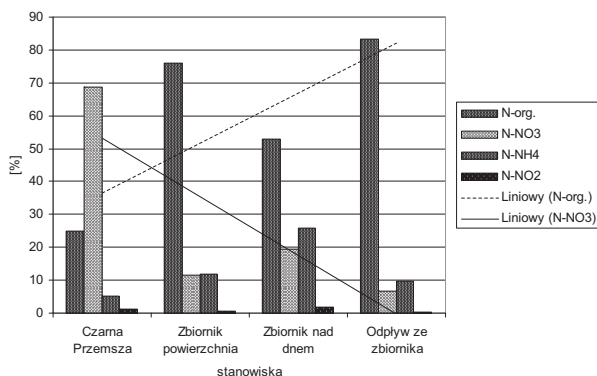
wcześniej, pod koniec stagnacji letniej stężenie azotu amonowego w hypolimnionie wzrosło do $1,0 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. Pozostaje to w związku brakiem tlenu w przydennej warstwie wody.



Rysunek 15. Związki azotowe w wodzie odpływającej z jeziora Kuźnica Warężyńska



Rysunek 16. Stężenia związków azotu w wodzie jeziora Kuźnica Warężyńska 2019 r. – głęboczek północny – wartości średnie



Rysunek 17. Udziały związków azotu w wodzie zbiornika Kuźnica Warężyńska 2019 r. – głęboczek północny – wartości średnie

Wzrost udziału azotu organicznego w całkowitej zawartości tego pierwiastka z 25% w wodzie Czarnej Przemszy do 52% w hypolimnionie oraz do 82% w wodzie odpływającej, przy jednoczesnym spadku udziału azotu azotanowego z 69% w wodzie Czarnej Przemszy do 20% w hypolimnionie i 7,5% w wodzie odpływającej, wskazuje na potencjalne możliwości produkcji pierwotnej. Udział azotu amonowego w wodzie Czarnej Przemszy wynosił 5% natomiast w wodzie hypolimnionu wzrastał do 26%. Wskazuje to na procesy beztlenowe w hypolimnionie jeziora.

Odnotowane stężenia azotu azotanowego, prawie trzydziestokrotnie wyższe w wodzie rzeki Czarnej Przemszy niż w wodzie jeziora, stawiają pod znakiem zapytania merytoryczny aspekt porównania tych wartości. Wątpliwość bowiem powoduje fakt, iż wody rzeki bardzo rzadko i nieregularnie przedostają się przez przewał do jeziora. Brak stałego dopływu wód rzeki do jeziora uniemożliwia określenie zewnętrznego obciążenia powierzchniowego. W tej sytuacji ryzykowne byłoby przypisywanie procesom wewnątrz zbiornikowym wpływu na zmiany jakości wody Czarnej Przemszy. Traktując rzekę jako ciek zasilający potencjalnie incydentalnie ekosystem jeziorny, porównanie jakości wody daje pewien obraz sytuacji w aspekcie zmian jakości wody.

3.1.6.2. Związki fosforu

Stężenia związków fosforu w wodzie badanego jeziora na poszczególnych stanowiskach przedstawiono w tabelach nr 8–11. Wyniki przedstawione w tabelach 8–11 oraz na rysunkach 18–20, pochodzą z okresu kwiecień–październik 2019 roku.

Stwierdzone, w wodzie jeziora Kuźnica Warężyńska, stężenia form fosforu są niskie (rys. 17–19). W przydennej warstwie wody odnotowano wyraźną tendencję wzrostową, zarówno stężenia fosforu ogólnego, z 0,013 mgP/dm³ w maju do 0,287 mgP/dm³ w październiku. Także w przypadku fosforu organicznego odnotowano tendencję wzrostową z 0,008 mgPorg/dm³ w maju do 0,174 mgPorg/dm³ w październiku. Tendencję wzrostową stwierdzono w przypadku o-fosforanów, których stężenie w hypolimnionie wzrosło z 0,004 mgP-PO₄/dm³ w maju do 0,161 mgP-PO₄/dm³ w październiku. Udział tej formy fosforu w Czarnej Przemszy wynosił 18%, natomiast w przydennej warstwie wody 31%. Wskazuje to na uwalnianie fosforu z osadów dennych.

Tabela 8. Stężenia związków fosforu [mgP/dm³] w wodzie rzeki Czarnej Przemszy – dopływ do zbiornika

wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Total P	0,042	0,151	0,083	0,075	0,106	0,055	0,085
P-org.	0,032	0,137	0,057	0,053	0,088	0,032	0,067
P-PO ₄	0,009	0,011	0,021	0,014	0,017	0,016	0,015
P-polif.	0,001	0,003	0,004	0,008	0,001	0,007	0,004

Tabela 9. Stężenia związków fosforu [mgP/dm³] w wodzie zbiornika
– powierzchniowa warstwa wody

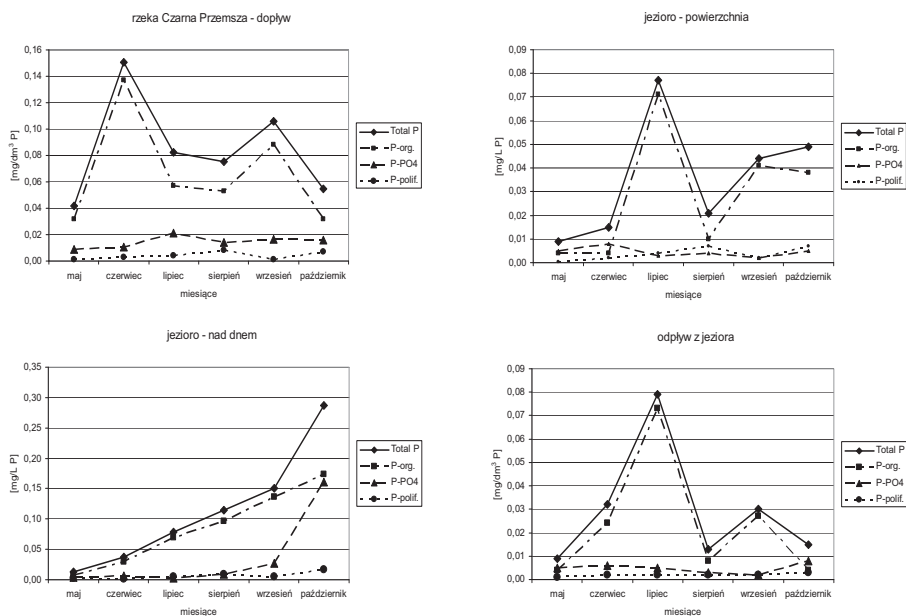
wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Total P	0,009	0,015	0,077	0,021	0,044	0,049	0,036
P-org.	0,004	0,004	0,071	0,01	0,041	0,038	0,028
P-PO ₄	0,005	0,008	0,003	0,004	0,002	0,005	0,005
P-polif.	0,0003	0,002	0,004	0,007	0,002	0,007	0,004

Tabela 10. Stężenia związków fosforu [mgP/dm³] w wodzie zbiornika
– przydenna warstwa wody

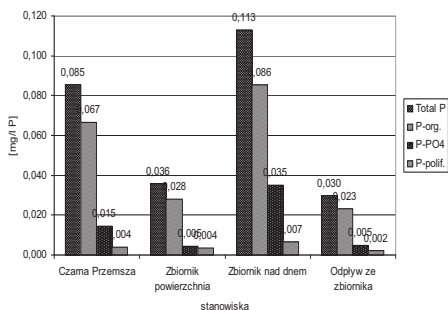
wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Total P	0,013	0,037	0,078	0,114	0,150	0,287	0,113
P-org.	0,008	0,029	0,07	0,096	0,136	0,174	0,086
P-PO ₄	0,004	0,007	0,003	0,009	0,027	0,161	0,032
P-polif.	0,002	0,001	0,005	0,009	0,005	0,017	0,007

Tabela 11. Stężenia związków fosforu [mgP/dm³] w wodzie zbiornika – odpływ ze zbiornika

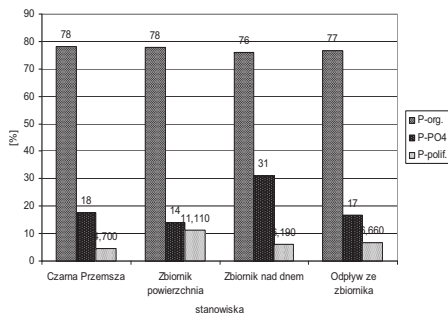
wskaźnik	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Total P	0,009	0,032	0,079	0,013	0,030	0,015	0,030
P-org.	0,004	0,024	0,073	0,008	0,027	0,004	0,023
P-PO ₄	0,005	0,006	0,005	0,003	0,002	0,008	0,005
P-polif.	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002



Rysunek 18. Zmienność sezonowa stężeń związków fosforu w wodzie zbiornika
Kuźnica Warężyńska – 2019 r.



Rysunek 19. Stężenia związków fosforu w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – wartości średnie



Rysunek 20. Udział związków fosforu w P-org. w wodzie jez. Kuźnica Warężyńska – wartości średnie

3.1.7. Pozostałe wskaźniki jakości wody jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska

3.1.7.1. Wskaźniki tlenowe

Zarówno wartości BZT-5, jak i stężenia węgla organicznego, odpowiadają wodom nie zanieczyszczonym substancjami organicznymi, a z punktu widzenia eutrofizacji niezbyt intensywnej produkcji biomasy organizmów planktonowych (tab. 12–16). Sezonową zmienność stężeń BZT-5, ChZT, węgla całkowitego, węgla nieorganicznego, węgla organicznego, przedstawiono na rys. 21. Były to wartości bardzo niskie, od 0,7 do 3,1 mgO₂/dm³, niewiele różniące się na poszczególnych stanowiskach, wskazujące na wysoką czystość wody. Najwyższe wartości występowały w wodzie Czarnej Przemszy. Dynamika zmian stężeń BZT-5 w przydennej warstwie wody od czerwca do października stężenie BZT-5 wzrastało od 1,1 mgO₂/dm³ do 3,1 mgO₂/dm³.

W wodzie Czarnej Przemszy oraz w warstwie wody nad dnem odnotowano niskie stężenia węgla organicznego, od 2,4 mgCorg/dm³ do 3,1 mgCorg/dm³. Około dwukrotnie wyższe stężenia węgla organicznego – od 4 mgCorg/dm³ do 6 mgCorg/dm³ wystąpiły w powierzchniowej warstwie wody oraz w wodzie odpływającej ze zbiornika powierzchniowym jazem upustowym.

Tabela 12. Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (BZT-5)

BZT-5 [mgO ₂ /dm ³]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	2,6	1,7	2	2,2	2	2,6
Zbiornik powierzchnia	2,2	1,2	2,4	2,1	1,7	2,6
Zbiornik nad dnem	1,4	1,1	1,4	2,0	2,19	3,1
Odpływ	1,8	0,79	2,1	1,6	1,4	2,2

Tabela 13. Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (ChZT)

ChZT [mgO ₂ /dm ³]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	18	20	16	15	9	14
Zbiornik powierzchnia	17	18	20	17	8	16
Zbiornik nad dnem	13	16	14	12	8	15
Odpływ	20	18	25	18	8	14

Tabela 14. Stężenie węgla całkowitego (TC)

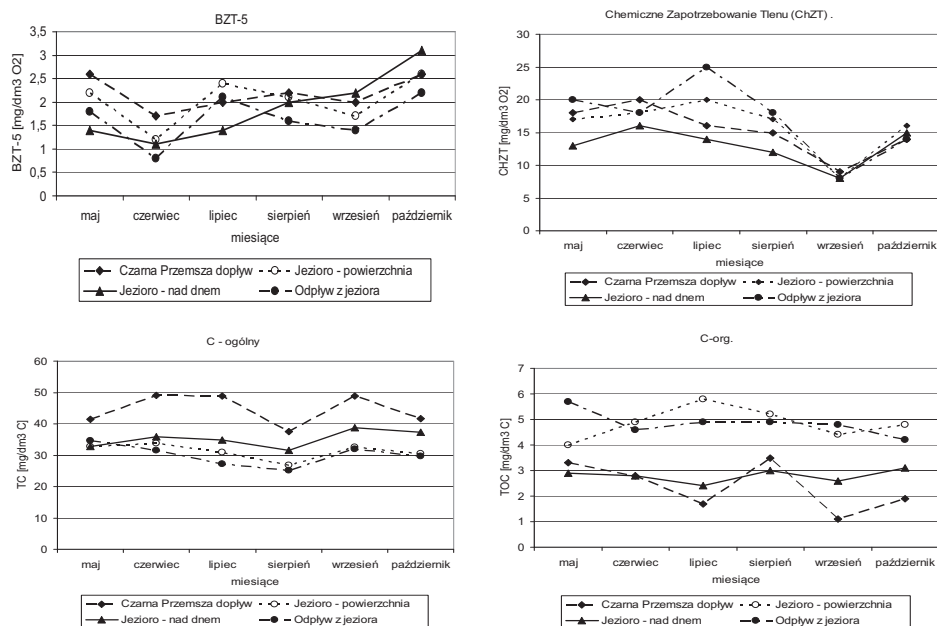
Węgiel całk. [mg/l C]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	41,5	49	48,8	37,6	48,8	41,7
Zbiornik powierzchnia	32,8	33,9	31,0	26,9	32,5	30,6
Zbiornik nad dnem	32,8	35,8	34,8	31,6	38,8	37,4
Odpływ	34,6	31,5	27,2	25,1	31,9	29,6

Tabela 15. Stężenie węgla nieorganicznego (IOC)

Węgiel nieorg. [mg/l C]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	38,2	46,2	47,1	34,2	47,7	39,8
Zbiornik powierzchnia	28,8	29,0	25,2	21,7	28,1	25,7
Zbiornik nad dnem	29,9	33,0	32,4	28,6	36,2	34,4
Odpływ	28,9	27,0	22,3	20,2	27,1	25,4

Tabela 16. Stężenie węgla organicznego (OC)

Węgiel organiczny [mg/l C]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	3,3	2,8	1,7	3,5	1,1	1,9
Zbiornik powierzchnia	4	4,9	5,8	5,2	4,4	4,8
Zbiornik nad dnem	2,9	2,8	2,4	3,0	2,6	3,1
Odpływ	5,7	4,6	4,9	4,9	4,8	4,2



Rysunek 21. Zmienność sezonowa stężeń BZT-5, ChZT, C-og. C-org. w wodzie jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska – 2019 r.

3.1.7.2. Wskaźniki stopnia zmineralizowania

Przedstawione w tabelach nr 17–22 wyniki wskazują na dwie istotne różnice. Pierwsza to różnica pomiędzy wartością stężeń wskaźników zmineralizowania wody rzeki Czarnej Przemszy, a druga to różnica pomiędzy stężeniami tych wskaźników pomiędzy powierzchnią i przydenną warstwą wody. W przypadku średnich wartości twardość wody Czarnej Przemszy była około 1,5 razy wyższa od twardości wody odpływającej ze zbiornika, w przypadku zasadowości około 1,6 razy, w przypadku stężenia jonów wapniowych około 1,8 razy, w przypadku stężenia jonów krzemianowych około 4,5 razy i w przypadku zawiesiny około 4,4 razy.

Sezonową zmienność stężeń wskaźników charakteryzujących stopień zmineralizowania wody jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska przedstawiono na rys. 22. Analiza składu chemicznego wody jeziora wskazuje, że

Tabela 17. Twardość ogólna wody

Twardość og. [mg/l CaCO ₃]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	246	247	278	228	229	238	244
Zbiornik powierzchnia	195	176	177	148	155	157	168
Zbiornik nad dnem	197	184	198	179	180	185	187
Odpływ	191	165	160	140	154	162	162

Tabela 18. Zasadowość wody

Zasadowość [mg/l CaCO ₃]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	157	185	184	174	175	152	171
Zbiornik powierzchnia	122	125	109	100	103	115	112
Zbiornik nad dnem	121	130	133	129	130	145	131
Odpływ	120	113	93	94	100	109	105

Tabela 19. Stężenie jonów wapniowych

Ca ²⁺ [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	72	72	79	65	64	66	70
Zbiornik powierzchnia	50	45	42	35	38	38	41
Zbiornik nad dnem	51	48	51	47	47	48	49
Odpływ	49	41	36	32	36	38	39

Tabela 20. Stężenie jonów magnezowych

Mg ²⁺ [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	16,2	16,3	19,6	16,2	16,8	17,8	17,0
Zbiornik powierzchnia	16,8	15,6	17,2	14,6	14,9	15,2	16,0
Zbiornik nad dnem	17,0	15,6	17,1	14,7	15,2	16,0	16,0
Odpływ	16,6	15,3	16,8	14,7	15,4	15,9	16,0

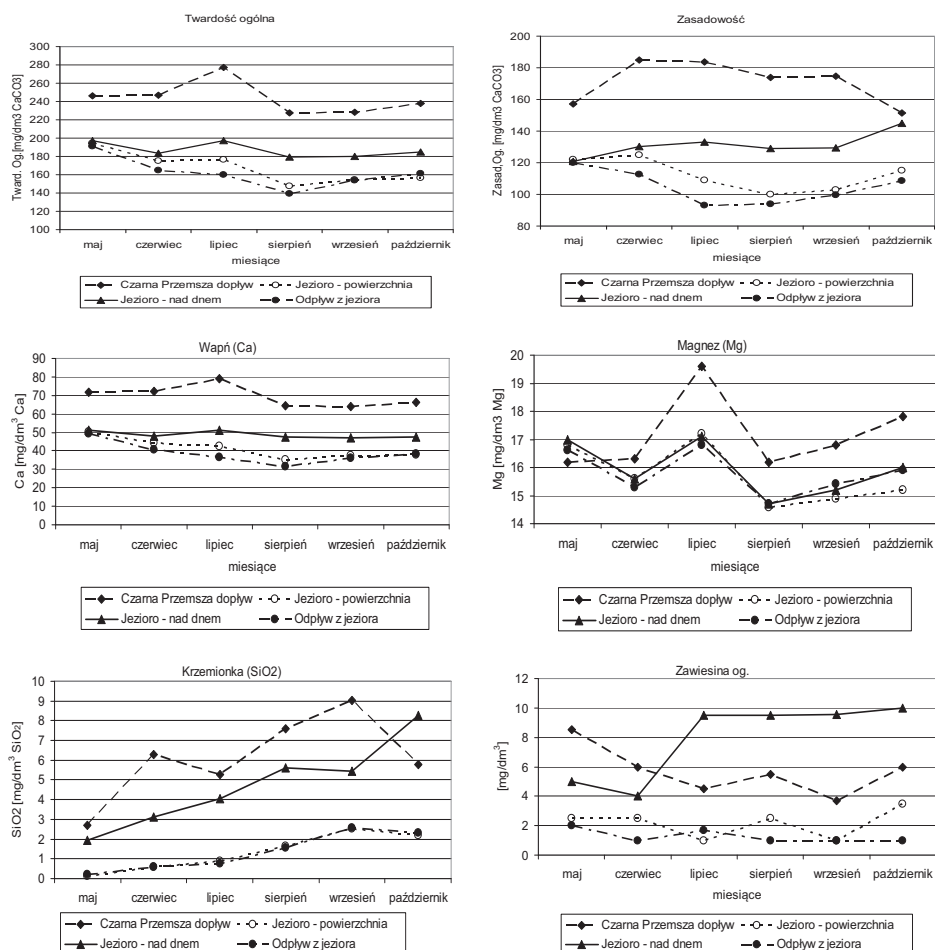
Tabela 21. Stężenie jonów krzemianowych

SiO ₂ ²⁺ [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	2,72	6,27	5,26	7,59	9,01	5,76	6,10
Zbiornik powierzchnia	0,13	0,58	0,89	1,64	2,52	2,21	1,33
Zbiornik nad dnem	1,95	3,14	4,05	5,61	5,44	8,25	4,74
Odpływ	0,20	0,61	0,77	1,56	2,57	2,32	1,34

Tabela 22. Stężenie zawiesiny ogólnej

Zawiesina og. [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Rzeka Czarna Przemsza	8,5	6,0	4,5	5,5	3,7	6,0	5,7
Zbiornik powierzchnia	2,5	2,5	1,0	2,5	1,0	3,5	2,2
Zbiornik nad dnem	5,0	4,0	9,5	9,5	9,53	10,0	7,9
Odpływ	2,0	1,0	1,66	1,0	1,0	1,0	1,3

stężenia wskaźników stopnia zmineralizowania wody były wyraźnie wyższe w przydennej warstwie wody niż przy powierzchni. W przypadku twardości ogólnej, zasadowości i jonów wapniowych średnie stężenia w przydennej warstwie wody były wyższe odpowiednio o 10%, 17% i 19,5%. W przypadku jonów krzemianowych stężenie w przydennej warstwie wody było wyższe ponad dwu i półkrotnie. Jak widać (rys. 22), stężenie jonów krzemianowych w przydennej warstwie wody wykazywało wyraźną tendencję wzrostową, od $2 \text{ mgSiO}_2/\text{dm}^3$ w maju do $8 \text{ mgSiO}_2/\text{dm}^3$ w październiku. Wskazuje to zarówno na możliwość wykorzystywania krzemionki przez organizmy planktonowe jak i o wpływ wzbogaconych o krzemionkę wód podziemnych penetrujących złoża piasku. W przypadku zawiesin pięciokrotnie wyższe niż w powierzchniowej warstwie wody może odzwierciedlać proces sedymentacji zawiesin lub też proces resuspensji osadów będący skutkiem zasilania jeziora wodami podziemnymi.



Rysunek 22. Zmienność sezonowa stężeń: Twardości og., zasadowości, jonów wapniowych, magnezowych, krzemianowych, zawiesiny, w wodzie jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężńska

3.1.7.3. Wskaźniki zasolenia

Wartości wskaźników zasolenia wody przedstawiono w tabelach 23–27.

Tabela 23. Stężenie jonów chlorkowych

[mg/l Cl ⁻]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	29	25	29	30	29	30
Zbiornik powierzchnia	33	32	32	32	33	34
Zbiornik nad dnem	34	31	32	33	33	33
Odpływ	33	31	32	33	34	34

Tabela 24. Stężenie jonów siarczanowych

[mg/l SO ₄ ²⁻]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	61	50	52	49	53	52
Zbiornik powierzchnia	56	51	52	52	53	53
Zbiornik nad dnem	56	50	51	50	50	46
Odpływ	56	50	53	51	54	53

Tabela 25. Stężenie jonów sodowych

Na ⁺ [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	17	12	14	15	14	14
Zbiornik powierzchnia	20	18	19	19	19	19
Zbiornik nad dnem	20	18	19	19	19	18
Odpływ	19	18	19	19	19	19

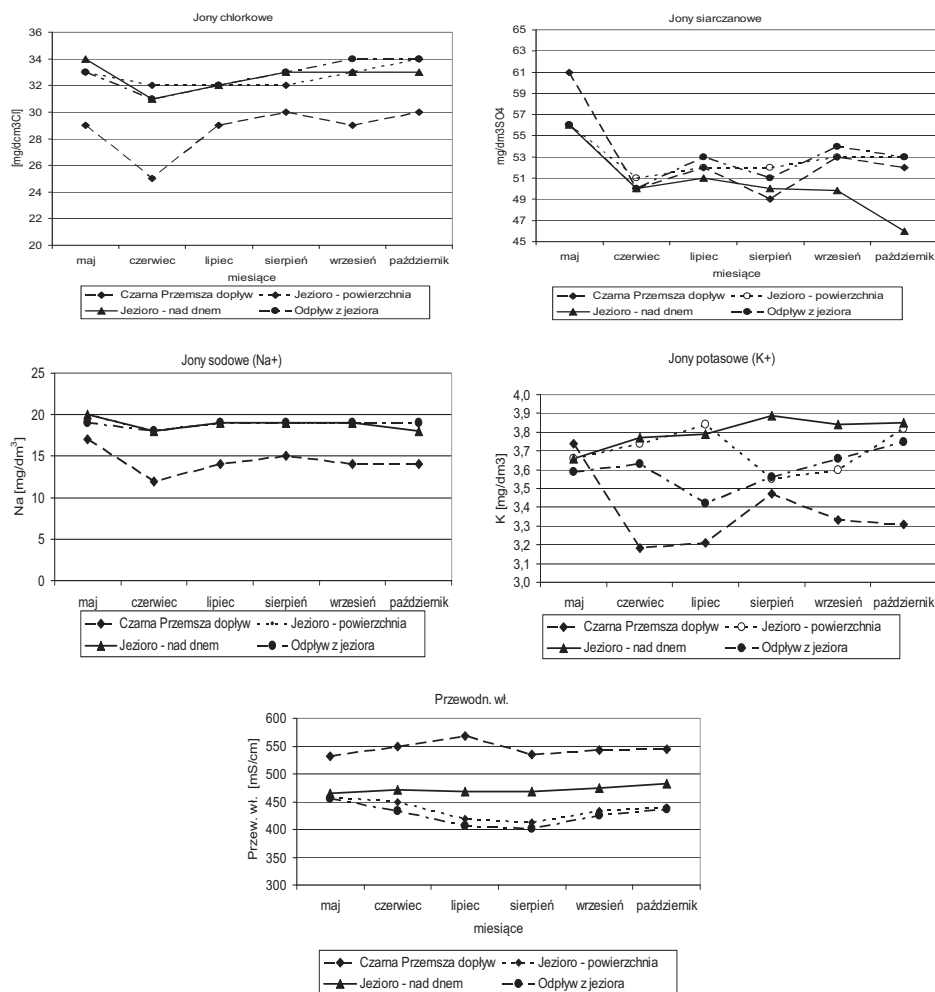
Tabela 26. Stężenie jonów potasowych

K ⁺ [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	3,7	3,2	3,2	3,5	3,3	3,3
Zbiornik powierzchnia	3,7	3,7	3,8	3,6	3,6	3,8
Zbiornik nad dnem	3,7	3,8	3,8	3,9	3,8	3,9
Odpływ	3,6	3,6	3,4	3,6	3,7	3,8

Tabela 27. Przewodnictwo właściwe wody

Przew. wł. [μS/cm]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	531	550	568	535	543	544
Zbiornik powierzchnia	458	450	419	413	433	440
Zbiornik nad dnem	465	472	468	469	474	482
Odpływ	455	433	406	401	426	436

Zasolenie wody zbiornika Kuźnica Warężyńska jest bardzo niskie (rys. 23). Odnotowano stężenia jonów chlorkowych wyższe w wodzie jeziora niż w wodzie Czarnej Przemszy. Na podkreślenie zasługuje dynamika zmian stężeń jonów siarczanowych. Od maja do października widoczna jest wyraźna tendencja spadkowa, wskazująca na środowisko beztlenowe i redukcję jonów siarczanowych do siarkowodoru. Koresponduje to ze wzrostem stężenia jonów o-fosforanowych.



Rysunek 23. Zmienność sezonowa stężeń jonów chlorkowych, siarczanowych, sodowych, potasowych i przewodnictwa właściwego w wodzie jeziora Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny, 2019 r.

3.1.7.4. Stężenie metali

Stężenia metali w wodzie badanego jeziora przedstawiono w tabelach 28–30.

Tabela 28. Jony żelazowe

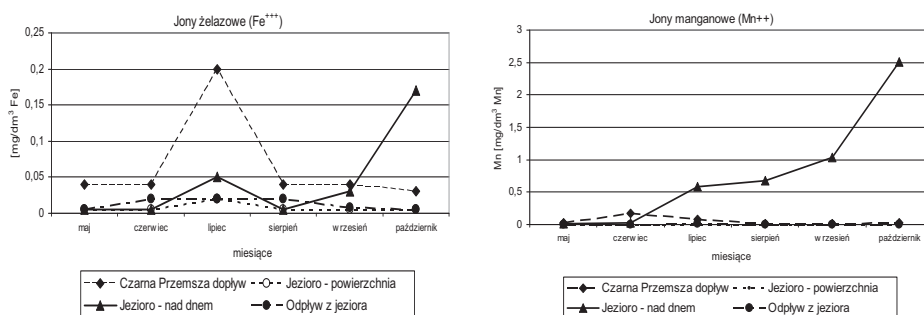
Fe [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	0,04	0,04	0,2	0,04	0,04	0,03
Zbiornik powierzchnia	0,005	0,005	0,02	0,005	0,005	0,005
Zbiornik nad dnem	0,005	0,005	0,05	0,005	0,0307	0,17
Odptyw	0,005	0,02	0,02	0,02	0,0081	0,005

Tabela 29. Jony manganowe

Mn [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	0,025	0,17	0,081	0,011	0,011	0,023
Zbiornik powierzchnia	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zbiornik nad dnem	0,011	0,025	0,59	0,68	1,03	2,51
Odptyw	0,0025	0,0025	0,015	0,005	0,005	0,005

Tabela 30. Jony glinowe

Al [mg/l]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Rzeka Czarna Przemsza	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zbiornik powierzchnia	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zbiornik nad dnem	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Odptyw	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005



Rysunek 24. Zmienność sezonowa stężeń jonów żelazowych i manganowych w wodzie zbiornika Kuźnica Warężyńska – 2019 r.

Analizy przydennej warstwy wody wykazały wzrost, w miarę upływu stagnacji letniej, stężenia jonów żelazowych i manganowych (rys. 24). Wraz z opisanym wyżej wzrostem stężenia jonów orto-fosforanowych i krzemianowych, wskazuje to na sprzyjające uwalnianiu fosforu i innych zanieczyszczeń z osadów dennych do wody nad dnem, na środowisko redukcyjne.

3.2. Badania osadów dennych

3.2.1. Wskaźniki ogólne

Wartości pH, Eh, Hr i stężenia materii organicznej przedstawiono w tabelach 31–34.

3.2.1.1. pH

Tabela 31. pH osadów dennych

pH	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik
Pkt 1 (22 m)	7,82	7,1	7,39	7,48	7,31	7,38
Pkt 2 (18 m)	7,33	7,27	7,34	7,44	7,58	7,26
Pkt 3 (12 m)	7,45	7,32	7,54	7,34	7,4	7,42

3.2.1.2. Potencjał redox [mV]

Tabela 32. Eh osadów dennych

Eh	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	-237	-224	-207	-271	-254	-361	-259
Pkt 2 (18 m)	-252	-217	-199	-263	-367	-316	-269
Pkt 3 (12 m)	-221	-227	-168	-243	-254	-318	-239

3.2.1.3. Współczynnik redox Clark

Tabela 33. rH Clark osadów dennych

rC	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	15,4	14,0	14,6	14,7	14,4	14,4	14,6
Pkt 2 (18 m)	14,4	14,3	14,5	14,6	14,8	14,2	14,5
Pkt 3 (12 m)	14,7	14,4	14,9	14,4	14,5	14,5	14,6

3.2.1.4. Stężenie materii organicznej

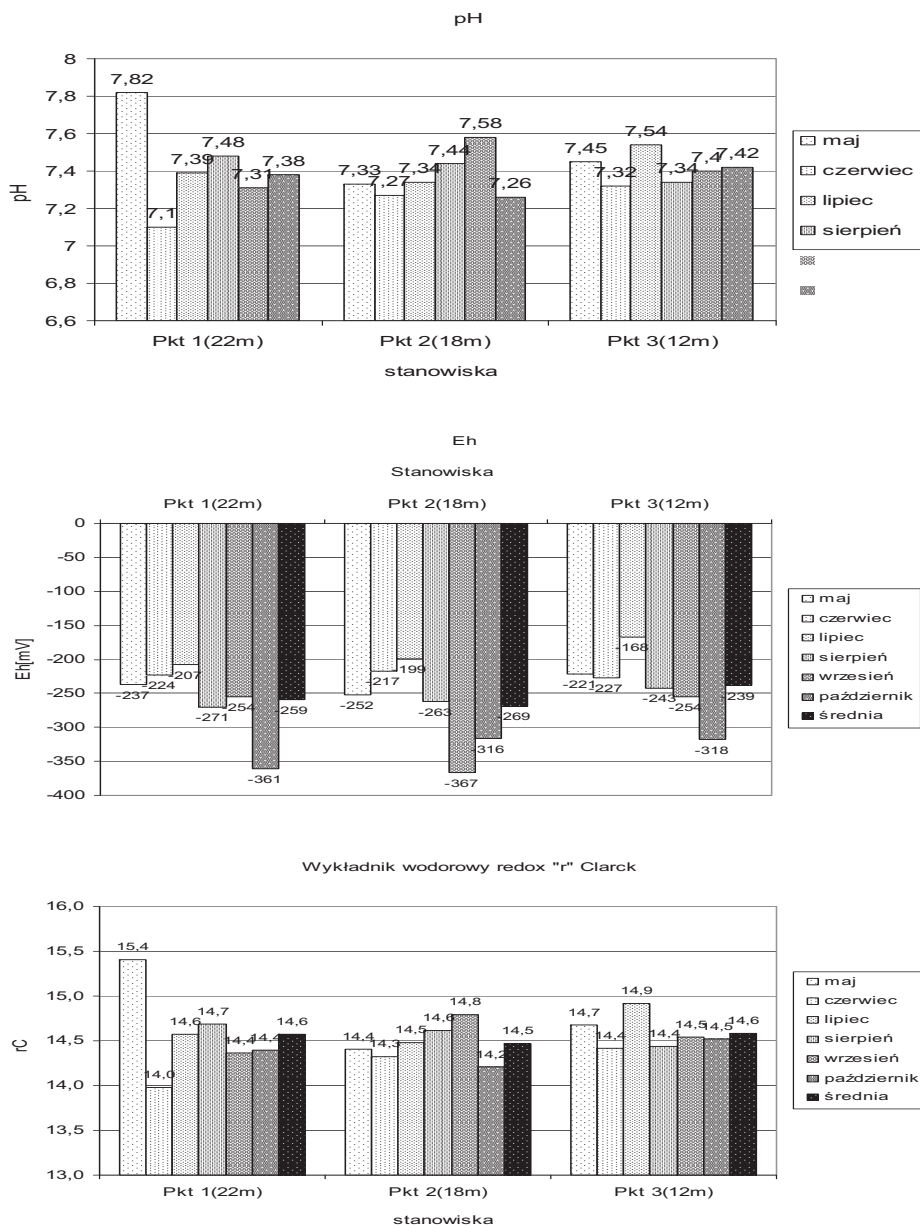
Tabela 34. Stężenie materii organicznej w osadach dennych

Mat.org. [%]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	1,8	5,1	3,0	6,6	1,9	2,6	3,5
Pkt 2 (18 m)	5,3	3,0	2,7	1,5	0,2	0,2	2,1
Pkt 3 (12 m)	0,8	2,4	0,5	0,9	0,3	0,4	0,9

Redukcyjny charakter środowiska osadów dennych uwidocznił się najsilniej we wrześniu na stanowisku nr 2 oraz w październiku na wszystkich stanowiskach poboru prób. Należy podkreślić, iż mimo bardzo niskiej zawartości

materii organicznej i pH nie niższego od 7,1, wykładnik wodorowy rH (Clark) wskazuje na redukcyjne środowisko osadów w ciągu całego okresu badań, od maja do października.

Wartości pH, potencjału redox Eh, wykładnik wodorowy „r” Clark przedstawiono na rys. 25.



Rysunek 25. Wartości pH, potencjału redox Eh, wykładnik wodorowy „r” Clark, w osadach dennych zbiornika Kuźnica Warężyńska

3.2.2. Stężenie metali

Stężenia metali (Al, Fe, Ca, Mg, Mn) przedstawiono w tabelach 35–39, a przestrzenną zmienność stężeń metali na rysunku 26.

3.2.2.1. Stężenie glinu (Al)

Tabela 35. Stężenie glinu (Al) w osadach dennych

Al [mg/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	43317	35922	33654	42703	12880	25738	32369
Pkt 2 (18 m)	45394	30250	30600	29261	4033	4960	24083
Pkt 3 (12 m)	14546	33113	9977	16704	7565	4271	14363

3.2.2.2. Stężenie żelaza (Fe)

Tabela 36. Stężenie żelaza (Fe) w osadach dennych

Fe [mg/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	32240	32216	27152	33561	10973	21489	26272
Pkt 2 (18 m)	34167	25456	21710	22669	2878	3733	18436
Pkt 3 (12 m)	17611	24950	8785	15858	7027	4396	13105

3.2.2.3. Stężenie wapnia (Ca)

Tabela 37. Stężenie wapnia (Ca) w osadach dennych

Ca [mg/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	16689	19056	9485	10740	1821	4793	10431
Pkt 2 (18 m)	9348	17073	14201	8097	935	969	8437
Pkt 3 (12 m)	7509	18358	2298	4512	1514	875	5844

3.2.2.4. Stężenie magnezu (Mg)

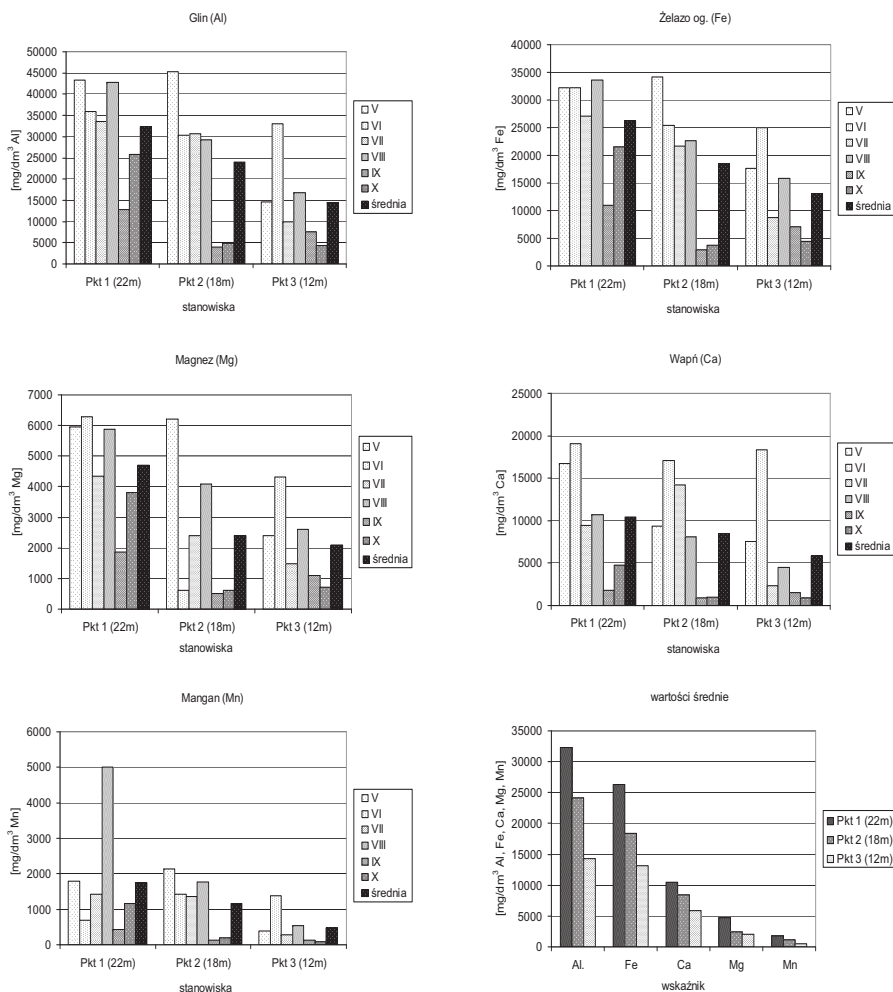
Tab. 38. Stężenie magnezu (Mg) w osadach dennych

Mg [mg/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	5952	6294	4350	5864	1866	3804	4688
Pkt 2 (18 m)	6217	625	2400	4089	512	625	2411
Pkt 3 (12 m)	2400	4315	1480	2607	1108	722	2105

3.2.2.5. Stężenie manganu (Mn)

Tabela 39. Stężenie manganu (Mn) w osadach dennych

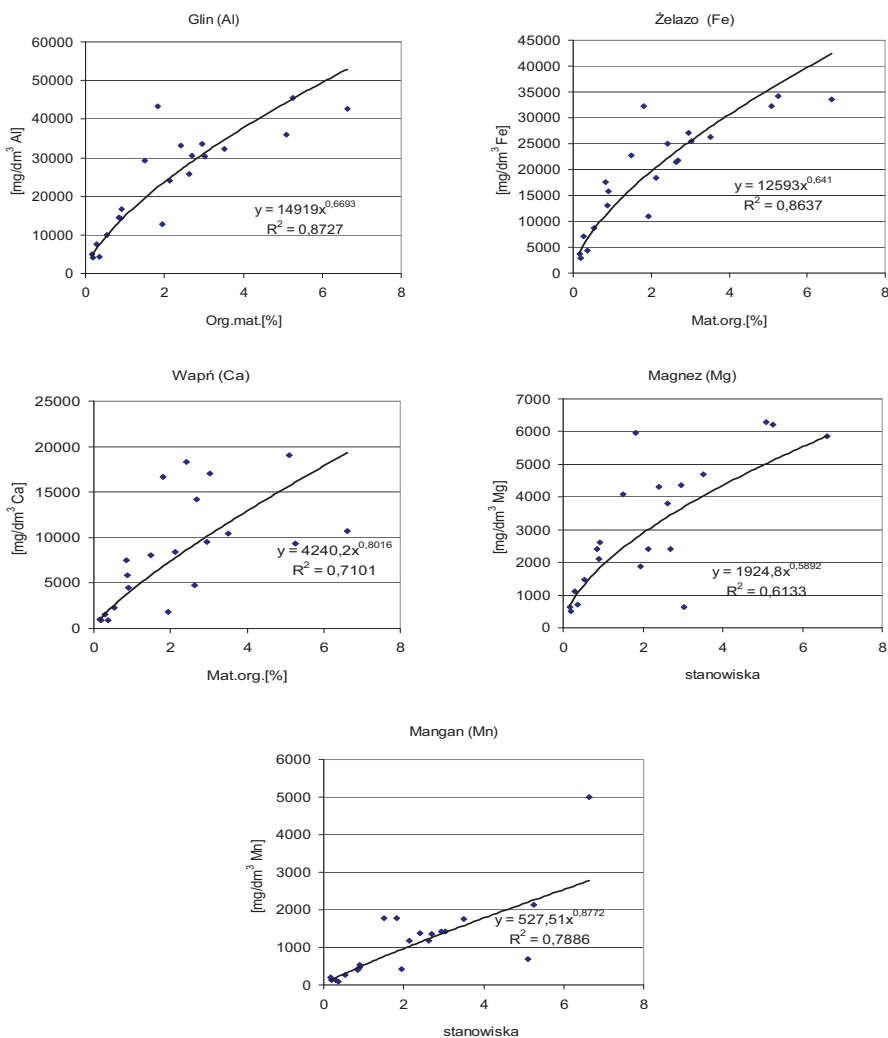
Mn [mg/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
Pkt 1 (22 m)	1785	693	1426	4998	427	1174	1751
Pkt 2 (18 m)	2140	1433	1350	1774	139	197	1172
Pkt 3 (12 m)	396	1378	270	532	136	85	466



Rysunek 26. Przestrzenna zmienność stężenia metali w osadach dennych jeziora Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny – 2019 r.

Typ jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska (zalne wyrobisko kopalni piasku) oraz krótki czas jego istnienia (14 lat) to przyczyny bardzo małej ilości materii organicznej w osadach dennych (od 0,2% do 7%).

Dla tych wartości odnotowano wyraźne zależności pomiędzy zawartością materii organicznej i stężeniem metali w osadach dennych badanego zbiornika (rys. 27).



Rysunek 27. Współzależność pomiędzy stężeniem materii organicznej i stężeniem metali w osadach dennych jeziora Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny – 2019 r.

3.2.3. Stężenie specjacyjnych form fosforu

Stężenia i udziały form fosforu w osadach dennych badanego zbiornika przedstawiono na rys. 28–30 i w Tabeli 40.

Zależność pomiędzy stężeniem materii organicznej i stężeniem specjacyjnych form fosforu w osadach dennych badanego zbiornika przedstawiono na rys. 31.

Tabela 40. Stężenia specyjalnych form fosforu w osadach dennych

Stanowisko 1 (18 m)

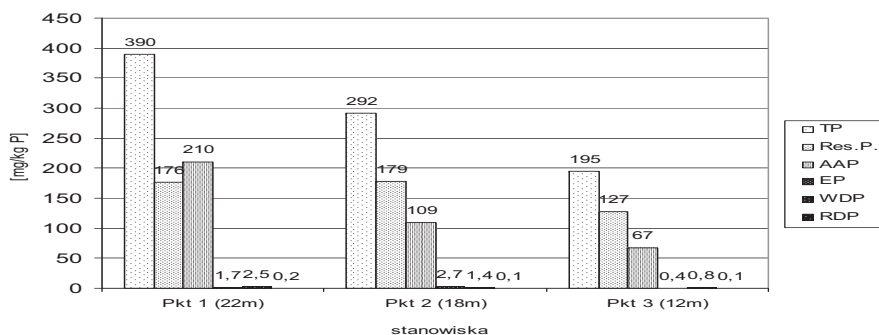
Wskaźnik [mgP/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
TP	402,8	471,7	438,4	541,3	170,4	316,6	390,2
Res.P.	303,5	165,5	298,7	151,6	14,4	122,2	176,0
AAP	95,8	301,9	129,1	387,0	153,9	190,8	209,8
EP	1,83	0,02	8,23	0,02	0,05	0,04	1,70
WDP	1,67	4,16	2,05	2,34	1,90	2,81	2,49
RDP	0,02	0,12	0,22	0,28	0,11	0,65	0,23

Stanowisko 2 (18 m)

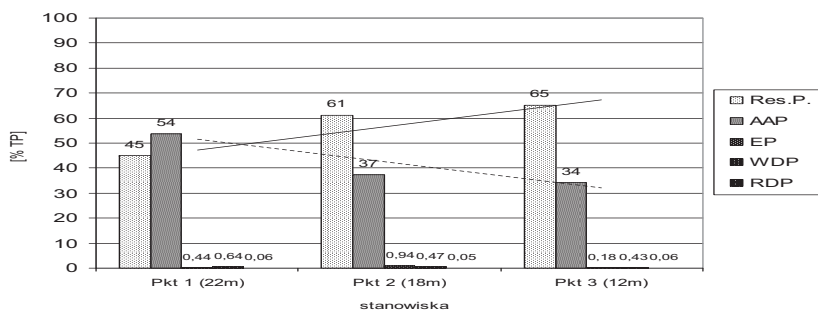
Wskaźnik [mgP/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
TP	556,7	377,0	331,8	370,6	48,4	64,9	291,6
Res.P.	307,9	197,0	240,9	290,4	8,5	26,3	178,5
AAP	235,0	177,4	85,1	78,6	39,2	37,5	108,8
EP	12,03	0,06	4,30	0,01	0,02	0,001	2,73
WDP	1,70	2,30	1,31	1,60	0,54	0,83	1,38
RDP	0,11	0,19	0,15	0,01	0,06	0,30	0,14

Stanowisko 3 (12 m)

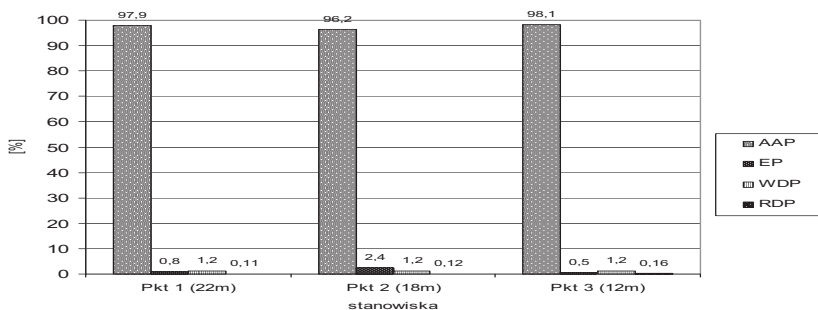
Wskaźnik [mgP/kg]	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	średnia
TP	277,2	364,3	134,7	233,3	95,5	64,5	194,9
Res.P.	238,7	162,0	100,7	178,0	52,3	30,0	127,0
AAP	37,8	199,5	31,3	54,9	42,7	33,6	66,6
EP	0,41	0,01	1,64	0,04	0,01	0,03	0,36
WDP	0,28	2,58	0,98	0,37	0,42	0,47	0,85
RDP	0,03	0,14	0,05	0,07	0,05	0,32	0,11



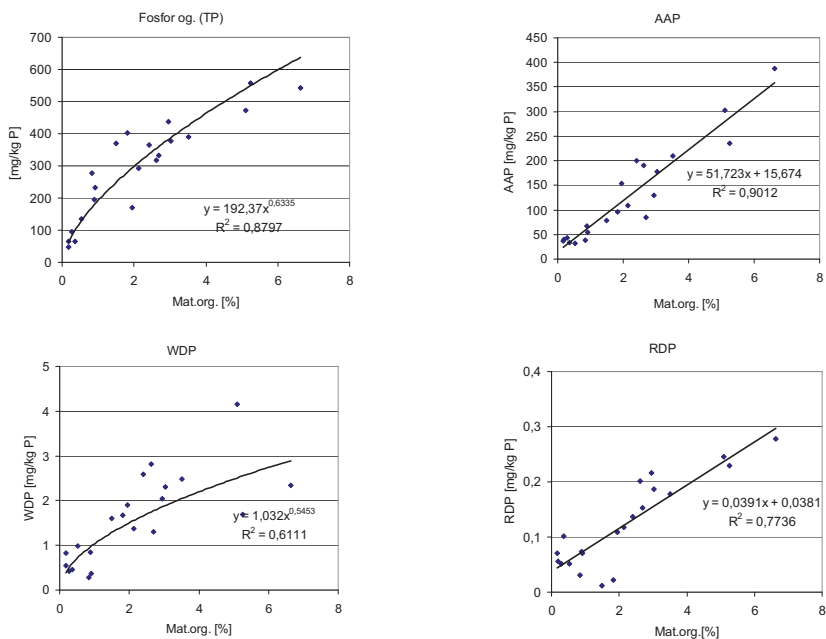
Rysunek 28. Stężenie specyjalnych form fosforu w osadach dennych – wartości średnie



Rysunek 29. Udział specyjalnych form fosforu w osadach dennych – wartości średnie

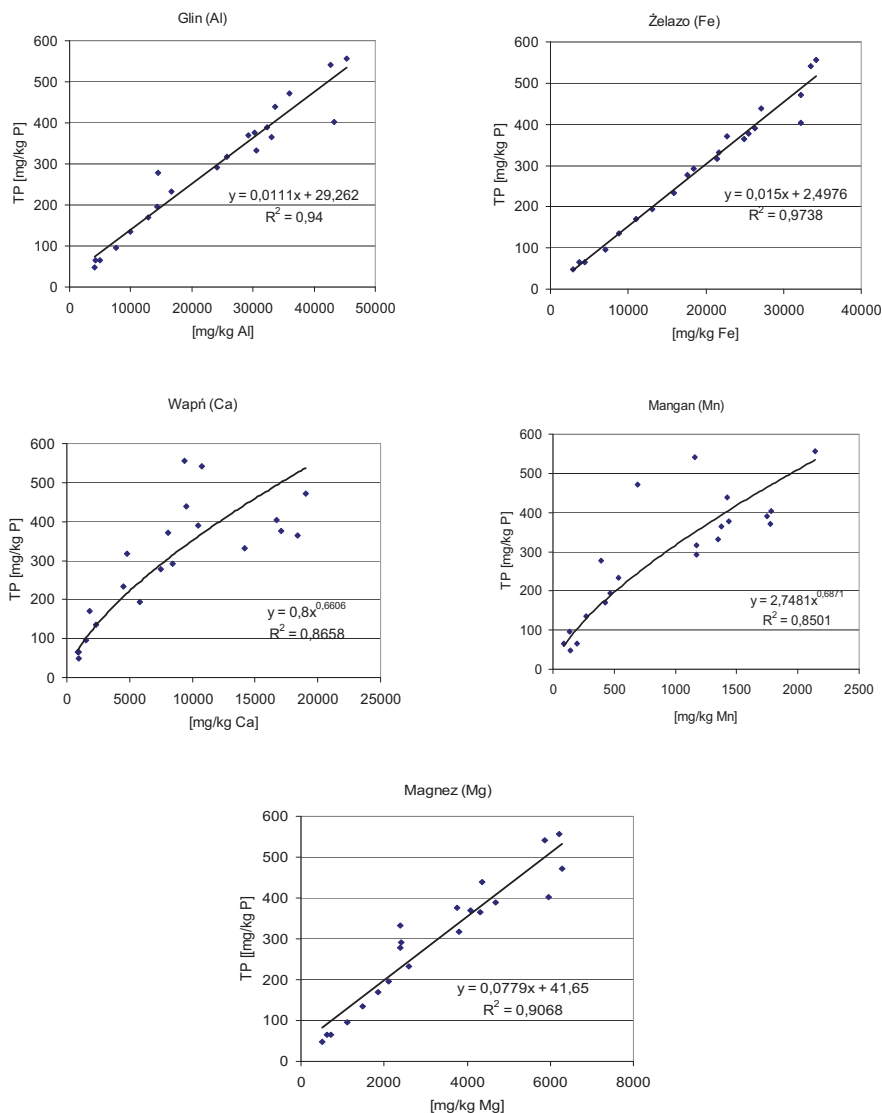


Rysunek 30. Udział specyjalnych form fosforu w odniesieniu do ich sumy – wartości średnie



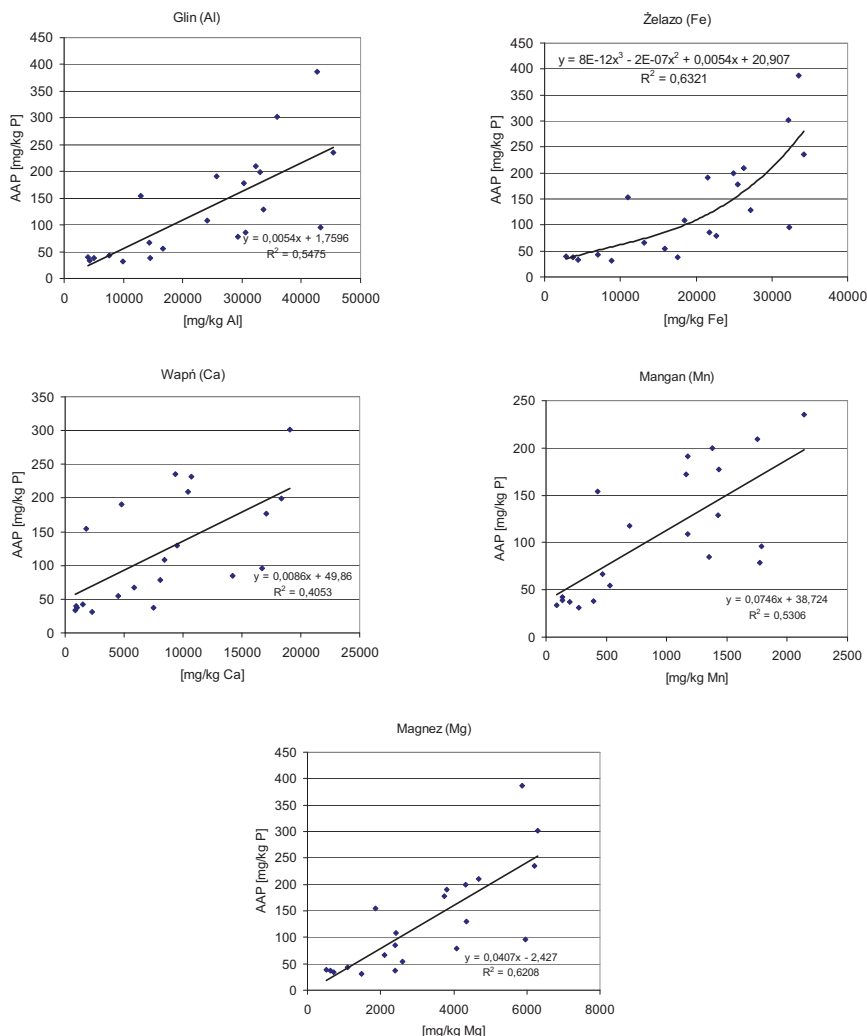
Rysunek 31. Zależność pomiędzy stężeniem materii organicznej i stężeniem specyjalnych form fosforu w osadach dennych jeziora Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny – 2019 r.

Niskie stężenia materii organicznej oraz niskie stężenia specjacyjnych form fosforu pozostające w wyraźnym związku między sobą wskazują na rolę produkcji pierwotnej oraz sedymentacji wytworzonej materii organicznej w procesie tworzenia osadów dennych. Przedstawione zależności obrazują proces tworzenia się osadów dennych we wczesnym stadium funkcjonowania ekosystemu limnicznego. Współzależności pomiędzy stężeniem specjacyjnych form fosforu i stężeniem wybranych metali przedstawiono na rys. 32.



Rysunek 32. Współzależności pomiędzy stężeniem specjacyjnych form fosforu i stężeniem metali w osadach dennych jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny – 2019 r.

Dominującą formą specyficzną fosforu w osadach dennych jest forma AAP. Współzależności pomiędzy stężeniem tej formy fosforu i metalami przedstawiono na rys. 33.



Rysunek 33. Współzależności pomiędzy stężeniem formy AAP fosforu i metalami (Fe, Ca, Al, Mn, Mg) w osadach dennych jeziora Kuźnica Warężyńska – głęboczek północny – 2019 r.

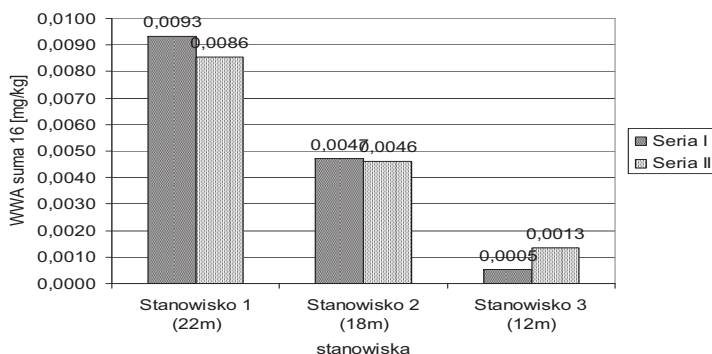
3.2.4. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne

Z występujących w środowisku wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych zdecydowana większość tych związków jest pochodzenia antropogenicznego, jako produkty uboczne w wielu procesach chemicznych. Powsta-

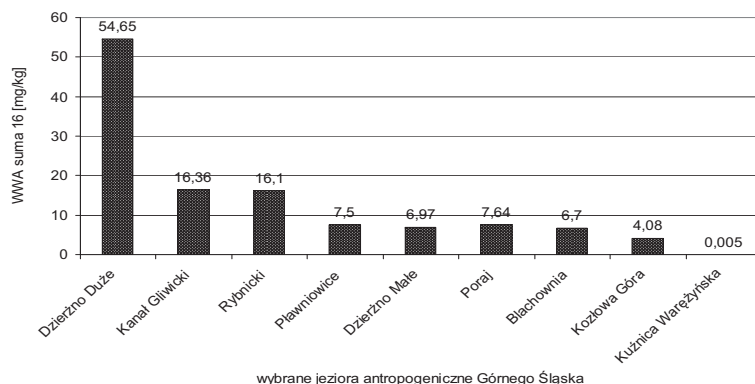
ją przede wszystkim z procesów spalania węgla i paliw płynnych, przemysłów koksowniczego i rafineryjnego oraz transportu drogowego [54, 63, 64]. Stanowią one, z punktu widzenia stanu ekologicznego, istotny element zagrożenia degradacją ekosystemu limnicznego. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią zanieczyszczenia trwałe i jako związki charakteryzujące się działaniem mutagennym i kancerogennym zaliczane są do ksenobiotyków [63, 64]. Spośród ponad 100 związków w tej grupie WHO (Światowa Organizacja Zdrowia) za najbardziej szkodliwe uznała benzo(a)piren, benzo(k)fluoranten, benzo(b)fluoranten, fluoranten, indeno(1,2,3-c,d)piren, benzo(g,h,i)perylen i te właśnie sześć związków zaleca oznaczać w elementach środowiska [25, 54, 63, 64]. WWA powstają również w środowisku w sposób naturalny jako syntetyzowane przez niektóre bakterie i rośliny (zwłaszcza glony). Mogą powstawać w wyniku rozkładu organicznych substancji glebowych. Istnieją również abiotyczne naturalne źródła WWA, takie jak pożary lasów [54, 63, 64]. Profil emisji WWA dla danego źródła zależy od procesów, w których te substancje są wytwarzane. Podczas procesów niskotemperaturowych (np. spalanie drewna), tworzone są zazwyczaj WWA o niskiej masie cząsteczkowej, natomiast procesy wysokotemperaturowe (np. spalanie paliw w silnikach) emitują związki o wyższej masie cząsteczkowej. Biorąc powyższe pod uwagę podjęto próbę określenia czy, i w jakim stopniu, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują w osadach dennych zbiornika w pierwszych latach jego istnienia.

Poniżej (rys. 34) przedstawiono sumę stężeń 16 WWA, oznaczonych w osadach dennych jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska. Badania wykazały, że w obecnym stadium istnienia zbiornika (14 lat eksploatacji), zanieczyszczenia osadów przez WWA praktycznie nie występuje.

Stężenie każdego z szesnastu oznaczanych związków, a także stężenie ich sumy, jest poniżej granicy oznaczoności, które wynosi dla przyjętej metody analitycznej 0,02 mg/kg. Biorąc pod uwagę fakt, iż badany zbiornik jest pochodzenia antropogenicznego, znajduje się na obszarze silnej antropopresji, wskazanie przyczyn takiego stanu może okazać się sposobem na ochronę jezior antropogenicznych.



Rysunek 34. Suma stężeń 16 WWA w osadach dennych jez. antropogenicznego Kuźnica Warężyńska



Rysunek 35. Suma stężeń 16 WWA w osadach dennych wybranych jezior antropogenicznych Górnego Śląska – wartości średnie [15, 54]

Porównanie stężeń szesnastu WWA w osadach dennych wybranych jezior antropogenicznych Górnego Śląska pozwala stwierdzić, wyjątkowy pod tym względem, stan czystości jez. Kuźnica Warężyńska. W tej sytuacji znaczenia nabiera stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, a w związku z tym opadów atmosferycznych mogących stanowić istotny element bilansu zanieczyszczeń wprowadzanych bezpośrednio na powierzchnię jeziora [54, 60, 63,64]. Wyjątkowy stan badanego ekosystemu potwierdzają wskaźniki TSI (SD) i TSI(TP) Carlsona, oba mieszczące się w skali na poziomie β -mezotrofii. Na taki sam stan ekosystemu wskazuje wskaźnik ITS wynoszący 6,65.

4. O potrzebie ochrony jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska

Zbiorniki wodne, zarówno naturalne jak i antropogeniczne stanowią wartościowe elementy krajobrazu, jako rezerwuary wody, elementy przyrodotwórcze, obiekty rekreacyjne w szerokim rozumieniu tego określenia. Dotyczy to zwłaszcza ubogiego w wodę, pozbawionego całkowicie jezior naturalnych, województwa śląskiego.

Powstanie jeziora antropogenicznego, na przykład poprzez wypełnienie wodą wyrobiska kopalni piasku, powoduje szereg skutków natury przyrodniczej. Przede wszystkim następuje zwolnienie przepływu wody, co w porównaniu z ekosystemem potamicznym stanowi radykalną zmianę warunków samooczyszczania wód [28, 45]. Zagrożeniem dla stanu ekologicznego antropogenicznego jeziora przepływowego jest jakość wody zasilającej. W przypadku województwa śląskiego jakość wód cieków pozostawia wiele do życzenia [7, 53, 58]. Zmiany środowiskowe wywoływane przez powstanie zbiornika wodnego, a także stan ekologiczny przyszłego zbiornika są jak się wydaje, całkowicie pomijane na etapie projektowania i budowy [33]. Po początkowo korzystnym, lecz krótkotrwałym oddziaływaniu na jakość wody, szczególnie odpływającej ze zbiornika, następuje szereg zmian niekorzystnych, w szczególności uruchomienie procesu wzbogacania wewnętrznego, wzrost produkcji pierwotnej (zakwity fitoplanktonu). W rezultacie gwałtownie pogarsza się jakość wód oraz stan ekologiczny zbiornika [28, 38, 41]. Celem różnego rodzaju zabiegów jest cofnięcie lub zatrzymanie procesów wynikających z nadmiernej trofii, a także eliminowanie ujemnych skutków procesu eutrofizacji. Osiągnięcie tych celów wymaga usunięcia z ekosystemu związków fosforu i azotu oraz materii organicznej, a zatem zmniejszenie zasobności ekosystemu w substancje biogenne. W sumie stanowi to proces odwrotny do eutrofizacji. Mientki proces ten nazwał „oligotrofizacją” [40, 42]. Ten termin najlepiej oddaje zarówno sens i cele do osiągnięcia. Ograniczanie doprowadzanych do ekosystemu limnicznego ładunków zanieczyszczeń stanowi warunek *sine qua non* dla poprawy jakości wody [12, 28, 40–42].

Aby osiągnąć pozytywny skutek zabiegów rekultywacyjnych, niezbędne jest kompleksowe stosowanie zabiegów ochronnych [20, 28, 33]. Ochrona zbiornika wymaga wieloletnich, systematycznych i konsekwentnych działań o charakterze formalno-prawnym i organizacyjnym. Sprowadza się w zasadzie do podejmowania przedsięwzięć mających odciąć dopływ zanieczyszczeń [3, 46–48]. Z uwa-

gi na bardzo zróżnicowany charakter oraz rozproszenie tych źródeł na obszarze zlewni, są to zadania niezmiernie trudne, wymagające zarówno długiego czasu jak i determinacji w ich realizowaniu. Bez ograniczenia obciążenia zewnętrznego związkami fosforu i azotu, zabiegi rekultywacyjne mogą być skazane na niepowodzenie, bądź nie przyniosą spodziewanych rezultatów [28, 33, 42].

Elementem decydującym o stopniu zagrożenia ekosystemu limnicznego eutrofizacją jest, w zależności od wielkości, stopnia zurbanizowania i zagospodarowania, jego zlewnia, pośrednia i bezpośrednia. Na terenie zlewni powstają zanieczyszczenia w postaci spływów powierzchniowych, ścieków opadowych, ścieków komunalnych [7, 25, 53, 61, 62]. Ścieki oczyszczone, spełniające stosowne normy, będą dostarczały ładunki substancji biogennych obciążających w stopniu nadmiernym ekosystem, powodując jego eutrofizację [12, 61, 66].

Zabiegi ochronne dotyczą zjawisk zachodzących na obszarze zlewni, natomiast rekultywacyjne są zawsze przeprowadzane w obrębie misy zbiornika [33]. Z uwagi na czas realizacji zdecydowanie krótszy w przypadku zabiegów rekultywacyjnych i osiąganego efektu rekultywacja jeziora ma zdecydowanie bardziej spektakularny wydźwięk aniżeli jego ochrona [28, 33,]. Należy w tym miejscu podkreślić, że zniszczenie jeziora jest zdecydowanie łatwiejsze i wymaga krótszego czasu niż ochrona i poprawa jakości jego stanu.

Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni cieką zasilającego jezioro jest niezbędne dla zminimalizowania ujemnych konsekwencji jej wpływu na stan jeziora. Potraktowanie zbiornika wodnego jako odbiornik ścieków w zasadzie przesądza o jego dalszym losie. Doprowadzona siecią wodociągową spoza zlewni woda odprowadzana jest już w postaci ścieków, komunalnych i przemysłowych, stanowiących zagrożenie dla wód powierzchniowych i podziemnych [7, 32, 53, 63, 64].

Odpywająca z terenów rolniczych woda prowadzi znaczące ładunki substancji biogennych pochodzących ze stosowanych nawozów sztucznych i naturalnych. Szacuje się, że około 20% azotu i 5% fosforu zawartego w stosowanych nawozach mineralnych jest wypłukiwane i stracone dla produkcji rolnej [33, 60]. Na obszarach silnie zurbanizowanych, co ma miejsce w przypadku jeziora Kuźnica Warężyńska, występuje zagrożenie ze strony tzw. ścieków opadowych, wynikające z dużej powierzchni tzw. terenów szczelnych. Przez „powierzchnie szczelne” rozumie się drogi (asfaltowe, betonowe itp.), chodniki, parkingi, place, a także dachy domów. Zanieczyszczenia pochodzące z użytkowania dróg oraz z powietrza są spłukiwane przez opady atmosferyczne, kierowane do kanalizacji deszczowej, a następnie do odbiorników, którymi są oczywiście wody powierzchniowe [19, 25, 54]. Jest wiadomym, że tego rodzaju ścieki zawierają znaczne ilości metali ciężkich, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i alifatycznych, a także różnego rodzaju zawiesin [63, 64].

Szeroki zakres, różnorodność i specyfika powoduje, że zapobieganie zagrożeniom jest niezwykle skomplikowane, żmudne i napotyka na trudności. Zrozumienie tych zagadnień, a szczególnie uświadomienie sobie ich wagi, jest warunkiem niezbędnym dla zatrzymania, a następnie cofnięcia procesu degradacji zbiorników wodnych.

5. Rekultywacji jeziora antropogenicznego Kuźnica Wareżyńska – propozycja metody

Termin „rekultywacja” w odniesieniu do jezior i zbiorników wodnych jest stosowany w znaczeniu odnowy, zatrzymania lub zwolnienia procesów degradacji. Nie jest to termin w pełni oddający istotę podejmowanych działań, ponieważ celem tych zabiegów nie jest „przywrócenie zbiornikowi zdolności do hodowli ryb”, wręcz przeciwnie, celem tych zabiegów jest maksymalne ograniczenie właściwości produkcyjnych, tak w zakresie produkcji pierwotnej (rozwój glonów) jak i wtórnej (hodowla ryb) [28, 33, 41]. Przeprowadzone w piętnastym roku istnienia jeziora badania, których wyniki są prezentowane w niniejszej pracy, wykazały pierwsze skutki eutrofizacji. Zdaniem autora jest to argument dla podjęcia działań zmierzających do stworzenia systemu ochronnego, zabezpieczającego jezioro przed eutrofizacją i degradacją.

Metody rekultywacji jezior zostały szeroko opisane i usystematyzowane [11, 28, 33, 42, 47]. Wiele prac poświęcono też opisowi skuteczności poszczególnych sposobów renowacji jezior i zbiorników [28, 33, 46, 48]. W Polsce początki rekultywacji zbiorników wodnych, a konkretnie jezior, sięgają roku 1956, kiedy to prof. dr Przemysław Olszewski uruchomił rurociąg odprowadzający wody przydenne z Jeziora Kortowskiego pod Olsztynem [49, 51].

Dane literaturowe wskazują, że dotychczas w Polsce siedem razy zastosowano metodę sztucznego napowietrzania jeziora bez de-stratyfikacji [33], osiem razy napowietrzano jezioro niszcząc uwarstwienie termiczne [20], trzy razy selektywnie odprowadzano wody hypolimnionu w jeziorach Kortowskim, Rudnickim Wielkim, Pławniowicach [15, 28, 33, 41], jeden raz usuwano osady denne (jezioro Mogileńskie) oraz trzydzieści razy strącano metodą chemiczną fosfor do osadów dennych [33]. Jako trudności w rekultywacji jeziora wskazuje się wadliwe konstrukcje i wykonawstwo urządzeń technicznych, prowadzenie zabiegów bez należytej kontroli technicznej i naukowej, niewłaściwe dobranie metody do cech morfometrycznych jeziora, stosowanie zabiegów na jeziorach w których nie ograniczono wcześniej w stopniu wystarczającym dopływu zanieczyszczeń zewnętrznych [12, 33, 41].

Określenie roli fosforu w procesie eutrofizacji oraz roli deficytów tlenowych w procesie uwalniania fosforanów z osadów dennych spowodowało poszukiwanie sposobów zapobiegania niekorzystnym skutkom tych procesów. Po raz pierwszy na świecie próbę ratowania jeziora (jez. Kortowskiego w Olsz-

tynie) poprzez usuwanie hypolimnionu podjął w 1956 roku prof. Przemysław Olszewski [51]. Przegrodził on jazem odpływ z jeziora, uzyskał w ten sposób niewielkie spiętrzenie wody i parcie hydrostatyczne, które wykorzystał do odprowadzania wód hypolimnionu ułożoną na dnie jeziora drewnianą rurą („rura Olszewskiego”). Ten przeprowadzony na skalę techniczną eksperyment należy traktować jako pierwsze wdrożenie technologii rekultywacji jezior. Eksperyment ten kontynuowany jest do dnia dzisiejszego, jednak już w warunkach zmodernizowania [11, 12, 41]. Tą metodą, jak wykazano skuteczną, rekultywuje się obecnie około 60 jezior Europy i Ameryki Północnej [46–48]. W Polsce zastosowano ją na Jeziorze Rudnickim w Grudziądzu [15, 41], oraz na jeziorze antropogenicznym Pławniowice (woj. Śląskie) [26–28].

Istotą rekultywacji metodą odprowadzania wód hypolimnionu (rura Olszewskiego) jest oligotrofizacja, czyli usuwanie z jeziora substancji biogenych, w szczególności fosforu [11, 15, 28, 42, 47, 51]. Warunkiem zastosowania tej metody jest ukształtowanie terenu umożliwiające odpływ grawitacyjny. Cechą charakterystyczną i niezmiernie ważną, wyróżniającą ją spośród innych metod, są praktycznie zerowe koszty eksploatacyjne przy jednoczesnym, wieloletnim, bezawaryjnym działaniu. Istotą opisywanej metody jest systematyczne, długotrwałe usuwanie poza ekosystem ładunków fosforu, nagromadzonego w osadach dennych. Badania wykazały, że mimo odprowadzania poza zbiornik chłodnych wód hypolimnionu, nie dochodzi do likwidacji uwarstwienia termicznego. Nie następuje też szybka poprawa natlenienia wód przydennych [10, 28, 37, 40, 65]. Natomiast ilość odprowadzanych z ekosystemu lewarem upustowym zanieczyszczeń jest znacznie większa niż gdyby woda odpływała ze zbiornika przelewem powierzchniowym [11, 28, 39]. Podkreśla to znaczenie bilansu wodnego dla skuteczności tej metody.

Jezioro antropogeniczne Kuźnica Warężyńska posiada wyjątkowo korzystne warunki dla zastosowania metody selektywnego odprowadzania wód hypolimnionu (metoda prof. Olszewskiego, „rura Olszewskiego”). Składają się na to następujące elementy: niewielkie, ale wystarczające dla uzyskania parcia hydrostatycznego spiętrzenie jazem upustowym oraz stałe zasilanie jeziora wodami podziemnymi. Dodatkowo system ochronny będą wspierać przelewy wody z rzeki Czarnej Przemszy, zwiększając wydajność urządzenia. System ochronny cechuje prostota i niezawodność. Składa się z rury, lub zespołu rur, o średnicy dostosowanej do bilansu wodnego jeziora, z komory dekompresyjnej, która – podobnie jak w przypadku jez. Pławniowickiego [28] – w przypadku jez. Kuźnica Warężyńska może być wmontowana w okno jazu upustowego, bez naruszania jego konstrukcji. Pozytywne skutki usuwania hypolimnionu obserwować można już w pierwszych latach stosowania metody [28, 29, 51]. Najszybciej daje się zauważyć wzrost przezroczystości wody oraz skrócenie okresów deficytu tlenowego [13, 28–30]. Do słabych stron tej metody rekultywacji zalicza się uzależnienie skuteczności od dyspozycyjnych ilości wody [10–12, 48]. W sytuacji kiedy najgłębsze miejsce zbiornika znaj-

duje się w dużej odległości od miejsca wyprowadzania wody, wzrastają koszty inwestycji [33].

Zagrażające ekosystemowi nasilające eutrofizację ładunki fosforu są odkładane w osadach dennych. Osady denne powstają w ekosystemach limnicznych w wyniku procesów wewnątrz zbiornikowych, jako rezultat opadania na dno zawieszin, powstających w toni wodnej w wyniku procesów chemicznych, biochemicznych i fizycznych. W rezultacie dochodzi do skumulowania niejednokrotnie olbrzymich ładunków fosforu w osadach dennych [2, 28, 33]. Z chwilą utraty zdolności do odkładania zanieczyszczeń w osadach uruchamia się proces tzw. zasilania (wzbogacania) wewnętrznego. W wyniku tego procesu następuje gwałtowne uwolnienie dużych ładunków fosforu z osadów dennych do wody. Wewnętrzne zasilanie mas wodnych w mineralne związki fosforu skutkuje lawinowo przebiegającą eutrofizacją [33] i natychmiastowym wzrostem produkcji pierwotnej [2, 3, 28, 33].

Uświadomiwszy sobie jak wielką rolę w procesie degradacji ekosystemu limnicznego odgrywają osady denne można łatwo stwierdzić, że najsukcesyjniejszą metodą ratowania jeziora jest ich całkowite usunięcie ze zbiornika [28, 33, 40, 47]. Wydaje się jednak, że usuwanie osadów dennych jako metoda rekultywacji jezior rozważana jest raczej teoretycznie. Szczególnie trudne wydaje się zastosowanie tej metody w przypadku jezior dużych i głębokich. Wiąże się z tym trudności organizacyjne, techniczne i finansowe. Miąższość osadów w jeziorach naturalnych może sięgać kilkunastu metrów. Dlatego podjęcie decyzji o zastosowaniu tej metody rekultywacji wymaga stosownych badań. Przyjmując, że dysponuje się środkami technicznymi, pozostaje do rozwiązania problem właściwego zmagazynowania i unieszkodliwienia ogromnej masy osadów, a także powstającego na składowisku odcieku, zawierającego wysokie stężenia i ładunki fosforu [33]. Metoda ta może spełnić oczekiwania w przypadku zbiorników wodnych niewielkich, płytkich. Staranne usunięcie osadów aż do tzw. dna pierwotnego pozwoli na radykalną poprawę i odmłodzenie jeziora, każe metodę tą traktować bardzo poważnie mimo przedstawionych wyżej trudności [24, 46].

Niewątpliwie czynnikiem korzystnym, z punktu widzenia zachowania maksymalnie dobrego stanu ekologicznego antropogenicznego ekosystemu limnicznego, jest specyficzna „izolacja” zbiornika, na którą składają się: brak stałego kontaktu (zasilania) zbiornika z wodami rzeki Czarnej Przemszy, zasilanie zbiornika wodami podziemnymi ubogimi w substancje biogenne, bardzo niewielką powierzchnią zlewni bezpośredniej co ogranicza spływy powierzchniowe, brak dużych aglomeracji w pobliżu zbiornika, brak ciągów komunikacyjnych oraz powierzchni szczelnych mających styczność, poprzez spływy powierzchniowe, z wodami zbiornika.

Badania jeziora antropogenicznego Kuźnica Warężyńska wykazały, że jezioro jest na etapie początków tworzenia się osadów dennych. W związku z tym nagromadzone w osadach dennych ładunki fosforu są niewielkie. Jednocześnie

badania wykazały, że w przydennych warstwach wody panują warunki sprzyjające procesowi uwalniania fosforu z osadów dennych, co stanowi zagrożenie jeziora z punktu widzenia eutrofizacji. Autor wyraża przekonanie, że uruchomienie na obecnym etapie funkcjonowania jeziora Kuźnica Warężyńska urządzenia do ochrony i rekultywacji w postaci „rury Olszewskiego” pozwoli zachować wysoką jakość wody, ekologiczną jakość ekosystemu, oraz ochronić i zabezpieczyć jezioro przed eutrofizacją na wiele lat.

6. Podsumowanie

Przeprowadzone w roku 2019 badania limnologiczne zbiornika Kuźnica Warężyńska dostarczyły pierwszych, od chwili powstania zbiornika w 2005 roku, informacji o stanie jakości wody oraz o rodzaju i stopniu zanieczyszczenia osadów dennych. Za najciekawsze i najważniejsze, z naukowego punktu widzenia należy uznać:

- uzyskanie informacji o aktualnym stanie jakości wody i osadów dennych nowopowstałego ekosystemu limnicznego, utworzonego poprzez wypełnienie wodami powierzchniowymi oraz podziemnymi wyrobiska kopalni piasku,
- uzyskanie „układu odniesienia” umożliwiającego śledzenie zmian, jakie będą następowały w miarę upływu czasu,
- określenie stanu jakości wody i osadów dennych zbiornika zasilanego incydentalnie wodami rzeki Czarnej Przemszy oraz w sposób stały, wodami podziemnymi,
- wskazanie kierunku i intensywności przemian związków azotu i fosforu w pierwszych latach istnienia zbiornika, wskazujących na zdolność do uwalniania fosforu z osadów dennych,
- określenie zagrożenia jakie dla stanu ekologicznego jeziora stanowi rzeka Czarna Przemsza z uwagi, na stan jakości jej wód,
- stwierdzenie skłonności mas wodnych do silnej stratyfikacji termicznej i tlenowej,
- stwierdzenie całkowitego wyczerpania tlenu w hypolimnionie zbiornika w bardzo krótkim (37 dni) okresie czasu, obliczenie tempa wyczerpywania tlenu w czasie stagnacji letniej oraz wzrostu stężenia w okresie cyrkulacji jesiennej,
- stwierdzenie braku obecności zanieczyszczeń organicznych (WWA) w osadach dennych zbiornika.
- stwierdzenie „specyficznej izolacji terenowej”, spowodowanej morfologią obszarów przyległych, ograniczającą ładunki zanieczyszczeń wprowadzanych do zbiornika.

Jezioro antropogeniczne Kuźnica Warężyńska sklasyfikowano jako zbiornik dimiktyczny, stabilny, skrajnie limniczny, silnie stratyfikujący pod względem termicznym i tlenowym [49, 50, 52]. Pomiary pH i potencjału redox (Eh), przeliczone na współczynnik redox wg Clarka [5], wykazały redukcyjne warunki panujące w osadach dennych oraz w przydennej warstwie wody zbiornika.

W okresie prowadzenia badań stężenia związków azotu w wodzie rzeki Czarnej Przemszy (Stan. 1) były dość wyrównane w czasie. Na tym stanowisku odnotowano najwyższe w porównaniu z pozostałymi stanowiskami stężenia azotu azotanowego, wynoszące od 2,1 do 2,7 mg/l N-NO_3 . Na uwagę zasługują niskie stężenia azotu amonowego wynoszące od 0,1 do 0,3 mg/l N-NH_4 . W powierzchniowej warstwie wody stężenie azotu azotanowego wynosiło od 0,032 do 0,217 mg/l N-NO_3 , co wskazuje na wykorzystywanie tej formy azotu w procesie produkcji pierwotnej. W rezultacie od maja do lipca wzrosło stężenie azotu organicznego do 1,3 mg/l Norg.

Na uwagę zasługuje wzrost stężenia azotu amonowego w hypolimnionie, z 0,15 w lipcu do 1,0 mg/l N-NH_4 w październiku. W tym samym czasie stężenie azotu azotanowego na tym stanowisku zmniejszyło się z 0,5 do 0,002 mg/l N-NO_3 . Zarówno wzrost stężenia azotu amonowego jak i spadek stężenia azotu azotanowego pozostają w związku z beztlenowymi warunkami panującymi w tym czasie, w przydennej warstwie wody. Dominującą formą w ogólnej ilości azotu ogólnego w wodzie odpływającej ze zbiornika był azot organiczny. Porównanie średnich stężeń związków azotu w wodzie na poszczególnych stanowiskach uwiadcza zagrożenie, jakie dla stanu ekologicznego zbiornika stwarza potencjalnie rzeka Czarna Przemsza. Stały dopływ wód tej rzeki do zbiornika powodowałby obciążenie zewnętrzne substancjami biogennymi w stopniu powodującym bardzo szybką degradację (eutrofizację) tego ekosystemu.

Dominującą formą fosforu w wodzie na wszystkich stanowiskach był fosfor organiczny, którego udział w całkowitej ilości tego pierwiastka w wodzie wynosił 78%. Istotne jest, z punktu widzenia procesu produkcji pierwotnej, odnotowanie niskich, w porównaniu do innych zbiorników regionu Śląska, czterokrotnie mniej niż np. w wodzie zbiornika Rybnickiego, stężeń ortofosforanów. Udział tej formy fosforu w powierzchniowej warstwie wody oraz z wodzie odpływającej wynosił odpowiednio 17% i 11%. Jednocześnie w warstwie wody nad dnem, w czasie stagnacji letniej i panujących w tym czasie warunków beztlenowych, odnotowano wzrost stężenia fosforu ortofosforanowego od 0,003 mg/l P-PO_4 w lipcu do 0,161 mg/l P-PO_4 w październiku. W tym samym czasie wzrosło stężenie azotu organicznego. Wskazuje to na panujące w hypolimnionie warunki korzystne dla uwalniania fosforu z osadów dennych.

Obliczony współczynnik determinacji (R^2) dla współzależności pomiędzy stężeniem specyficjnych form fosforu i stężeniem metali w osadach dennych badanego zbiornika (Tabela 41) wykazały, że najwyższe wartości współczynnika dla formy AAP (Algal Available Phosphorus) dotyczą glinu (Al), żelaza (Fe) i manganu (Mn). Najniższe natomiast dla wapnia (Ca) i magnezu (Mg). Niska wartość współczynnika obliczone dla formy EP (Extract P) w odniesieniu do wapnia (Ca) wskazuje na warunki środowiskowe niesprzyjające powstawaniu fosforanu wapnia w osadach dennych.

Tabela 41. Wartości współczynnika R^2 dla stężeń specjacyjnych form fosforu i stężeń metali w osadach dennych zbiornika Kuźnica Warężyńska

R^2	TP	Res.P	AAP	EP	WSP	RDP
Fe	0,973	0,619	0,632	0,177	0,499	0,38
Al	0,94	0,605	0,547	0,221	0,469	0,361
Mg	0,906	0,42	0,602	0,135	0,557	0,352
Ca	0,866	0,41	0,405	0,026	0,458	0,186
Mn	0,85	0,693	0,53	0,219	0,495	0,185

Badania wykazały zmienność przestrzenną stężeń zanieczyszczeń w osadach dennych. Najwyższe stężenia specjacyjnych form fosforu i metali występowały w najgłębszej części zbiornika i zmniejszały się wzdłuż osi dużej, wraz ze spadkiem głębokości. Czynniki powodującymi taką zmienność przestrzenną mogą być ładunki zanieczyszczeń wprowadzanych – co prawda okresowo – z wodami rzeki Przemszy oraz przemieszczanie się mas wodnych, a także wysokość słupa wody, tym samym jej objętość nad powierzchnią dna. Przy zastosowanej metodzie oznaczania specjacyjnych form fosforu, forma residuum w osadach dennych stanowi od 45 do 66% całkowitej zawartości fosforu. Udział formy residuum w osadach wzrasta wzdłuż osi zbiornika, wraz ze zmniejszaniem się głębokości.

Osady denne charakteryzowały się stabilnymi wartościami pH oraz Eh (poza osadami w punkcie 3, gdzie wartości Eh były wyższe niż w pozostałych punktach pomiarowych). Pomimo w miarę stabilnych warunków w zbiorniku, stężenia metali podlegały fluktuacjom, w zależności od miesiąca badań czy stanowiska pomiarowego (rys. 1–10). Jest to szczególnie widocznie w przypadku glinu, manganu czy żelaza. Uzyskane wyniki wskazują, iż najmniej zanieczyszczone były osady pobierane na głębokości 12 m, tj. na stanowisku numer 3.

Badania stosunków termiczno-tlenowych wykazały, że po zaledwie 14 latach istnienia zbiornika, w okresie stagnacji letniej w hypolimnionie następuje wyczerpywanie tlenu, powodujące powstanie środowiska redukcyjnego, sprzyjającemu uwalnianiu fosforu z osadów dennych. Warunki redukcyjne w osadach dennych występowały w ciągu całego okresu badań, powodując w przydennej warstwie wody wzrost – w miarę czasu trwania stagnacji letniej – stężeń jonów manganowych, żelazowych, krzemianowych, fosforanowych w hypolimnionie. Wskazuje to na warunki korzystne dla uruchomienia procesu zasilania wewnętrznego w fosfor [30].

W przypadku jeziora Kuźnica Warężyńska na szczególne podkreślenie zasługuje fakt, iż nawet w okresach długotrwałej suszy, braku opadów i braku, z powodu niskich stanów wody, zasilania jeziora wodami rzeki Czarnej Przemszy, obserwowano ciągły odpływ wody przez jaz upustowy. Należy sądzić, że wynika to z ciągłego zasilania jeziora wodami podziemnymi. Ten element funkcjonowania ekosystemu należy traktować jako charakterystyczny dla je-

zior antropogenicznych, utworzonych poprzez zalanie wodą wyrobisk popiaskowych, głębokich (około 15 – 25m), eksploatowanych do chwili naruszenia warstwy gruntu oddzielającej wyrobisko od zalegających głębiej, wód podziemnych. Przez pewien czas eksploatacji, w tym przypadku piasku, wyrobisko kopalni wymaga odwadniania w celu ochrony przed zalaniem. Z chwilą zakończenia eksploatacji następuje zaniechanie odwadniania wyrobiska, które wolniej lub szybciej wypełnia się wodą. Jeżeli do wyrobiska zostają skierowane wody pobliskiego cieku, sumujące się masy wody cieku z wodami podziemnymi tworzą dodatni bilans hydrologiczny, który jest istotny dla procesu ewentualnej rekultywacji jeziora, zapewniający ciągłe, nieprzerwane usuwanie hypolimnionu.

Zagrożeniem dla ekosystemu jeziornego eutrofizacją jest zasilanie wewnętrzne ładunkami fosforu uwalnianymi z osadów dennych [2, 3, 60, 66]. Uwolnienie fosforu następuje w warunkach redukcyjnych przy obniżonym pH oraz wysokim potencjale redox [42]. Warunki te powstają w środowisku beztlenowym, w przydennej warstwie wody. Jak wiadomo, wody podziemne są pozbawione tlenu. Konsekwencją zasilania jeziora "od dołu" wodami pozbawionymi tlenu będzie stała obecność środowiska redukcyjnego, sprzyjającego uwalnianiu fosforu z osadów dennych. Te dwa aspekty zasilania „oddolnego” stwarzają wyjątkowo korzystne warunki dla stworzenia systemu ochrony i rekultywacji jeziora Kuźnica Warężyńska.

Powstawanie form specjacyjnych fosforu i kształtowanie się pomiędzy nimi relacji pozostaje w związku z bilansem masowym – rodzajem i ilością – metali wprowadzanych do zbiornika z wodami zasilającymi, tworzących z fosforem połączenia nierozpuszczalne, wytrącane z wody i deponowane w osadach dennych [26, 27]. W zróżnicowanych warunkach środowiskowych (zewnętrzne obciążenie powierzchniowe, morfometria zbiornika, czas retencji, zdolność do stratyfikacji, deficyty tlenu itp.) proporcje pomiędzy specjacyjnymi frakcjami fosforu kształtują się jako wypadkowa tych warunków [56, 66, 67]. W warunkach badanego ekosystemu pierwiastkami w największym stopniu decydującymi o relacjach pomiędzy specjacyjnymi formami fosforu są, żelazo (Fe) i glin (Al), w mniejszym stopniu wapń (Ca), magnez (Mg) i mangan (Mn) [1, 56, 70]. Średnia zawartość fosforu w osadach dennych (309 mgP/kg) pozwala określić zasobność osadów w fosfor jako niewielką. Stężenie formy AAP w osadach dennych zbiornika wynosząca 128mgP/kg stanowiącej 40% całkowitej ilości fosforu. Wynoszący ponad 98% udziału w sumie oznaczanych form specjacyjnych udział formy AAP wskazuje na wstępne stadium tworzenia się osadów dennych. Na tym etapie nie wykształciły się warunki dla powstawania form pozostałych. Proporcje pomiędzy poszczególnymi specjacyjnymi formami fosforu tj.: AAP: EP:WSP:RDP wynoszące średnio 1:130:241:765 wskazują na formę AAP (fosfor związany z żelazem (Fe), glinem (Al), jako dominującą w bilansie oznaczanych form specjacyjnych [56, 67, 70]. Zależność pomiędzy stężeniem fosforu całkowitego a stężeniem formy residuum oraz zależność pomiędzy fosforem

całkowitym a stężeniem glinu (Al) wskazuje na glin pochodzenia geologicznego, jako metal wiążący największe ładunki fosforu w osadach dennych.

Śladowe stężenia WWA w osadach dennych badanego zbiornika wskazują na brak znaczących źródeł zanieczyszczeń organicznych. Aby zapewnić zbiornikowi ochronę i zapobiec jego degradacji należy bezwzględnie podjąć wysiłki dla ograniczenia doprowadzanych do zbiornika ładunków fosforu i zasobności zbiornika w fosfor.

Niewątpliwie czynnikiem korzystnym, z punktu widzenia zachowania maksymalnie dobrego stanu ekologicznego antropogenicznego ekosystemu limnicznego, jest specyficzna „izolacja” zbiornika, na którą składają się: brak stałego kontaktu (zasilania) zbiornika z wodami rzeki Czarnej Przemszy, zasilanie zbiornika wodami podziemnymi, ubogimi w substancje biogenne, niewielką powierzchnią zlewni bezpośredniej, co ogranicza spływy powierzchniowe, brak dużych aglomeracji w pobliżu zbiornika, brak ciągów komunikacyjnych oraz powierzchni szczelnych mających styczność, poprzez spływy powierzchniowe, z wodami zbiornika.

7. Wnioski

Na podstawie wyników przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Analiza warunków morfometrycznych umożliwiła wykazanie podział jeziora na dwie, różniące się między sobą, części: północną, głęboką (22m – 18m) o stokach dna w kształcie rynny, oraz płytką (8 m – 2 m) szeroką część południową. Zbiornik jako całość stanowi jakby połączenie dwóch typów biologicznych jezior. W myśl klasyfikacji rybackiej, część północną można określić jako „jezioro sielawowe”, część południową jako jezioro „linowo-szczupakowe”.
2. Pod względem podatności na mieszanie mas wodnych pod wpływem wiatru, jezioro Kuźnica Warężyńska sklasyfikowano jako dimiktyczne, eumiktyczne, stratyfikujące stabilne. Pod względem zasobności w substancje biogenne jako jezioro β -mezotroficzne.
3. Z punktu widzenia gospodarki rybackiej, pod względem warunków dla rozwoju roślinności ocenianej jako stosunek powierzchni strefy litoralowej do całkowitej powierzchni jeziora, jezioro Kuźnica Warężyńska sklasyfikowano jako I stopnia wg. Dołgoffa w części północnej, oraz III stopnia w części południowej [8].
4. Specyficzny system zasilania jez. Kuźnica Warężyńska w wodę, w tym cały czas wodami podziemnymi, oraz okresowo – przy wysokich stanach wody – przelewy wody z rzeki Czarnej Przemszy, ogranicza wielkość dostarczanych do zbiornika ładunków zanieczyszczeń, głównie substancji biogennych, których stężenie w wodzie odpowiada stanowi B-mezotrofii.
5. Zagrożenie zbiornika stanowią występujące już po czternastu latach jego istnienia, silne deficyty tlenu. W antropogenicznych ekosystemach limnicznych, utworzonych w wyeksploatowanych wyrobiskach kopalń piasku, zasilające hypolimnion jeziora, wody podziemne pozbawione tlenu stanowią czynnik tworzący środowisko redukcyjne, inicjujący uruchomienie procesu wzbogacania wewnętrznego.
6. Zróżnicowanie intensywności wewnątrz zbiornikowych procesów przemiany materii, w profilu pionowym słupa wody, można wykazać analizując różnice między teoretyczną wartością współczynnika korelacji między temperaturą wody a stężeniem rozpuszczonego w wodzie

tlenu, a wartością rzeczywistą, obliczoną dla poszczególnych poziomów głębokości słupa wody.

7. Wzrost, w czasie trwania stagnacji letniej, stężeń jonów fosforanowych, manganowych, żelazowych, krzemianowych, w hypolimnionie, wskazuje na środowisko reakcji korzystne dla procesu uwalniania tych pierwiastków z osadów dennych, czyli na proces zasilania wewnętrznego.
8. W warunkach badanego ekosystemu pierwiastkami w największym stopniu decydującymi o relacjach pomiędzy badanymi specjacyjnymi formami fosforu są żelazo (Fe) i glin (Al), w mniejszym stopniu wapń (Ca), magnez (Mg) i mangan (Mn)
9. Zawartość fosforu w osadach dennych (309 mgP/kg) pozwala określić zasobność osadów w fosfor jako niewielką. Stężenie formy AAP w osadach dennych zbiornika wynosząca 128 mgP/kg stanowiącej 40% całkowitej ilości fosforu.
10. Wynoszący ponad 98% udziału w sumie oznaczanych form specjacyjnych udział formy AAP wskazuje na wstępne stadium tworzenia się osadów dennych. Na tym etapie nie wykształciły się warunki dla powstawania form pozostałych.
11. Proporcje pomiędzy poszczególnymi specjacyjnymi formami fosforu tj: AAP: EP:WSP:RDP wynoszące średnio 1:130:241:765 wskazują na formę AAP (fosfor związany z żelazem (Fe) i glinem (Al) i wapniem (Ca), jako dominującą w bilansie oznaczanych form specjacyjnych.
12. Silna zależność pomiędzy stężeniem fosforu całkowitego a stężeniem formy residuum oraz zależność pomiędzy fosforem całkowitym a stężeniem glinu (Al), a także zależność pomiędzy stężeniem glinu a stężeniem formy residuum P wskazuje na glin (Al) jako metal wiążący największe ładunki fosforu w osadach dennych badanego jeziora.
13. Śladowe stężenia WWA w osadach dennych badanego zbiornika wskazują na brak znaczących źródeł zanieczyszczeń organicznych.
14. Aby zapobiec degradacji zbiornika należy bezwzględnie podjąć wysiłki dla ograniczenia zasobności zbiornika w fosfor. Warunki hydrologiczne, morfometria oraz stosunki termiczno-tlenowe zbiornika Kuźnica Warężyńska są wybitnie korzystne dla podjęcia zabiegów technicznych. Rozwiązaniem skutecznym mogłaby być zmiana sposobu odprowadzania wody z odpływu powierzchniowego na denny, przy użyciu tzw. Rury Olszewskiego (rurociąg upustowo-denny)
15. Ciągłe zasilanie jeziora wodami podziemnymi jest zjawiskiem charakterystycznym dla głębokich jezior antropogenicznych, utworzonych poprzez zalanie wodą wyrobisk kopalń piasku. Będący konsekwencją tego zjawiska, dodatni bilans hydrologiczny stanowi ważny element procesu ewentualnej rekultywacji jeziora, zapewniający ciągłe, nieprzerwane usuwanie mas wodnych hypolimnionu. Jednocześnie

konsekwencją zasilania jeziora wodami pozbawionymi tlenu jest stała obecność środowiska redukcyjnego, sprzyjającego uwalnianiu fosforu z osadów dennych. Te dwa aspekty, zasilanie wodami podziemnymi i środowisko redukcyjne stanowią – paradoksalnie – warunek *sine qua non*, dla wyprowadzania fosforu poza ekosystem, co jest istotą skutecznej rekultywacji i permanentnej ochrony jeziora Kuźnica Warężyńska.

16. Uruchomienie na obecnym etapie funkcjonowania jeziora Kuźnica Warężyńska urządzenia do ochrony i rekultywacji w postaci „rury Olszewskiego” pozwoli zachować wysoką jakość wody, ekologiczną jakość ekosystemu oraz ochronić i zabezpieczyć jezioro przed eutrofizacją na wiele lat.

8. Literatura

1. Anishchenko, O.V., Glushchenko, L.A., Dubowskaya, O.P., Zuev, I.V., Ageev, A.V. & Ivanov, E.A. (2015), Morphometry and metal concentrations in water and bottom sediments of mountain lakes in Ergaki Natural Park, Western Sayan Mountains. *Water Resources*, (42), 5, pp. 670–682. DOI: 10.1134/S0097807815050036
2. Bartoszek, L. (2007). *Wydzielanie fosforu z osadów dennych*, Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, 42, Nr 240, pp. 5–15.
3. Biedka, P. (2014). *Influence of the summer thermal stratification duration on the concentration of nutrients in lake waters*, Annual Set The Environmental Protection, Rocznik Ochrona Środowiska, Vol. 16, pp. 470–485, ISSN 1506–218. (in Polish)
4. Biedka, P. (2013) Influence of temperature changes on the course of processes related to eutrophication of lakes, *Ekonomia i Środowisko*, 2 (45), pp. 242–254. (in Polish)
5. Clark, M.W. Studies on Oxidation-Reduction. London, 1923.
6. Czyłok, A., Tyc, A. & Kubajak, A.: Przewodnik przyrodniczy po Dąbrowie Górniczej, Wyd. UM Dąbrowa Górnicza 2009, ISBN 978-83-87971-96-0.
7. Deryło, A., Kostecki, M. & Szilman P. (2001): Wybrane wskaźniki fizyczno-chemiczne jakości wody rzeki Przemszy (woj. Śląskie) na przestrzeni lat 1979–1999, *Archives of Environmental Protection*, (27), 4, pp. 89–117.
8. Dołgoff, G.J. (1948). Water reservoir morphology as a factor of macrophyte overgrowth and water blooms. Leningrad 1948. (in Russian)
9. Dunalska, J., Górniak D., Jaworska B. & Gaiser E. E. (2012): Effect of temperature on organic matter transformation in a different ambient nutrient availability. *Ecological Engineering*, 49, pp. 27–34. DOI:10.1016/j.eco-leng.2012.08.023.
10. Dunalska, J. (2003): Impact of Limited Water Flow in a Pipeline on the Thermal and Oxygen Conditions in a Lake restored by Hypolimnetic Withdrawal Method. *Polish Journal of Environmental Studies*, (12), 4, pp. 409–415.
11. Dunalska, J. (2002): Influence of Limited Water Flow in a Pipeline on the Nutrients Budget in a Lake Restored by Hypolimnetic Withdrawal Method. *Polish Journal of Environmental Studies*, (11), 6, pp. 631–637.
12. Dunalska, J., Wisniewski G. & Mientki Cz. (2001): Water balance as a factor determining the Lake Kortowskie restoration, *Limnological Review* 1, 65–72.

13. Gierszewski, P., Miler, K. & Kaszubski, M. (2015): Features of the thermal and chemical stratification of the Ostrowite Lake water, in the year 2015. *Journal of Education, Health and Sport*. 5(12), pp. 217–229. ISSN 2391-8306. DOI 10.5281/zenodo.35354
14. Jaguś, A. & Rzętała, M. (2008). *Znaczenie zbiorników wodnych w kształtowaniu krajobrazu. (Na przykładzie kaskady jezior Pogorii)*. Akad. Techn.-Hum. w Bielsku-Białej, Wyd. Nauk o Ziemi Uniw. Śląskiego, Bielsko Biała–Sosnowiec, 1–152.
15. Janc, Z., Nowak, B. & Zimna J. (1998). *Rekultywacja jeziora Rudnickiego Wielkiego w Grudziądzu metodą usuwania wód hipolimnionu*, II Krajowa Konferencja Nauk-Techn. Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji, Grudziądz, 1–26.
16. Jankowski, A.T. & Rzętała, M. (2000): Wyżyna Śląska i jej obrzeża – stan i antropogeniczne zmiany jakości wód powierzchniowych, [w:] J. Burchard (red.) Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce. Uniwersytet Łódzki – Komisja Hydrologiczna Polskiego Towarzystwa Geograficznego, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego – Łódź, 143–155.
17. Jankowski J. (2007): Stan prac rekultywacyjnych w Polsce, Mat. VI Konferencji Naukowo-Technicznej „Ochrona i rekultywacja jezior” Toruń, czerwiec 2007, 83–94.
18. Jankowski, A.T., Machowski, R., Piątek, M., Rzętała, M., Rzętała, M. & Solarz, A. (2009). Cechy charakterystyczne złodzenia zbiorników wodnych w regionie górnośląskim [w:] Marszelewski W., (red.): Anthropogenic and natura transformations of lasek. Vol. 3, *Polish Limnological Society*, Toruń, 103–108.
19. Kabata-Pendias, A. (2011). Trace elements in soils and plants, 4th ed. London, New York: Taylor & Francis, 2011.
20. Kasprzak, K. & Lemański, J. (1988). Rekultywacja Jeziora Jaroszewskiego i Jeziora Kierskiego (woj. poznańskie) metodą napowietrzania hypolimnionu. Mat. II Konf. nauk.-techn. „Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji”. PZiTS Grudziądz, ss. 14.
21. Kmiecik, P. & Gwóźdź, R. (2014). Ptaki Zbiornika Kuźnica Warężyńska – The birds of Kuźnica Warężyńska Reservoir, w: *Ptaki Śląska* 21: 69–85, ISSN: 0860-3022
22. Kompała-Bąba, A., Błońska, A. & Bąba, W. (2004). Forest communities in the Kuźnica Warężyńska sand-pit – Zespoły leśne piaskowni Kuźnica Warężyńska, *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski*, Wydanie 131 (12), Strony 197–204.
23. Kondracki, J. *Geografia regionalna Polski*, PWN Warszawa (2008).
24. Kostecki, M., Pohł A. & Kowalski, E. (2020) Zbiornik zaporowy „Bla-chownia” – Studium limnologiczne w aspekcie rekultywacji, *Works & Studium, Prace i Studia IPIŚ PAN*, No. 91, pp. 1–131, 2020.
25. Kostecki, M. & Kowalski, E. (2019): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Bottom Sediment of Selected Anthropogenic Reservoirs in Terms

- of Catchment Area Development, *Water Air and Soil Pollution*, 230: 292. DOI:10.1007/s11270-019-4221-6.
26. Kostecki, M., Janta-Koszuta, K., Stahl, K. & Łozowski, B. (2017). Speciation forms of phosphorus in bottom sediments of three selected anthropogenic reservoirs with different trophy degree, *Archives of Environmental Protection* 43, 2, 44–49.
 27. Kostecki, M., Tytła, M. & Stahl, K. (2016). *Phosphorus speciation forms in sediments – anthropogenic water reservoir Pławnowice, Poland*, *Archives of Environmental Protection*, 43, 2, 42–52.
 28. Kostecki, M. (2014). Restoration of the anthropogenic water reservoir Pławnowice, by hypolimnion withdrawal method – limnological study. (in Polish). Works & Studies Prace i Studia IPIŚ PAN Zabrze, No. 84, pp. 1–221.
 29. Kostecki, M. (2014). Changes in oxygen conditions in a stratifying anthropogenic water reservoir as a result of restoration with hypolimnetic withdrawal method (on the basis of the Pławnowice reservoir example). *Archives of Environmental Protection* 2, pp. 53–63. DOI:10.2478/aep-2014-0015.
 30. Kostecki, M. (2021). A new anthropogenic lake Kuźnica Warężyńska – thermal and oxygen conditions after 14 years of exploitation in terms of protection and restoration. *Archives of Environmental Protection*, (48), 4, 78–94. DOI:10.24425/aep.2021.13728383.
 31. Kostecki, M. (1974). Jakość wody w niewielkich zbiornikach pochodzenia przemysłowego na terenie GOP-u, *Gosp. Wodna* 10, 4–7.
 32. Kropka, J. & Jagliński, Ł. (2015). Infiltracja efektywna w zlewniach podziemnych potoku Pagor oraz zbiorników wodnych Kuźnica Warężyńska, Pogoria I, Pogoria II i Pogoria III zlokalizowanych w obszarze Kotliny Dąbrowskiej (województwo śląskie), *Przegląd Górniczy* T. 71, nr 12, 124–130.
 33. Lossow, K. (1995). Metody rekultywacji ekosystemów wodnych, *Mat. Konf. Nauk. Problemy zagospodarowania, ochrony i rekultywacji antropogenicznych zbiorników wodnych*, Zabrze – październik 1995.
 34. Machowski, R., Rzeżała M. & Rzeżała M. (2012). Transformation of lakes subidence basins in the Silesian Upland (Southern Poland), 12h International Multidisciplinary Scientific Geoconference (SGEM) Albena, Bulgaria, pp. 895–901.
 35. Machowski, R. & Rzeżała, M. (2006). Wyżyna Śląska i jej obrzeżenie jako „pojezierze antropogeniczne”. *„Wszechświat”*, T. 107, nr 1–3/2006, s. 45–50.
 36. Marszelewski, W., Błoniarczyk, W. & Pestka, J. (2006). Seasonal changes in the concentrations of dissolved oxygen in the lakes of the “Bory Tucholskie” National Park. *Limnological Review*, 6, 193–200.
 37. Mientki, Cz. (1977). Chemical properties of Kortowskie Lake waters after 18 years experiment on its restoration, Part I. Temperature and oxygen content of water, *Pol. Arch. Hydrobiol.* 24 (1), 1–12.

38. Mientki, Cz. (1977). Chemical properties of Kortowskie Lake waters after 18 years experiment on its restoration, Part II. Dynamics of nitrogen compounds, *Pol. Archiw. Hydrobiol.* 24 (1), 13–24.
39. Mientki, Cz. (1977). Chemical properties of Kortowskie Lake waters after 18 years experiment on its restoration, Part III. Dynamics of phosphorus compounds, *Pol. Archiw. Hydrobiol.* 24 (1), 25–35
40. Mientki, Cz. (1986). Wpływ usuwania wód hypolimnionu na układy termiczne i tlenowe oraz zawartość związków azotu i fosforu w wodzie Jeziora Kortowskiego, *Acta Acad. Agricult. Tech. Olszt. Suppl.* A 14, 1–53.
41. Mientki, Cz. (1993). Bilans związków fosforu i azotu w rekultywowanym metoda usuwania wód hypolimnionu Jeziorze Rudnickim Wielkim w Grudniadzu. Proc. of the Conference: “Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji”. Toruń, 29–46 (1993).
42. Mientki, Cz. (1995). Czy usuwanie hypolimnionu jest skuteczną metodą rekultywacji jezior? – XVI Symposium “Problemy ochrony, zagospodarowania i rekultywacji antropogenicznych zbiorników wodnych”, Zabrze, 123–132 (1995).
43. Mientki, Cz. & Dunalska, J. (1997). Wpływ mieszania wiosennego na wybrane parametry fizykochemiczne wody Jeziora Kortowskiego w okresie stagnacji letniej. XVII Zjazd PTH, Poznań 1997.
44. Molenda, T. (2005). O niektórych specyficznych właściwościach fizyczno-chemicznych wód zbiorników antropogenicznych. [w:] Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne – funkcjonowanie, rewitalizacja i ochrona. Red. A.T. Janowski & M. Rzętała. Sosnowiec, WNoZ UŚ, Polskie Towarzystwo Limnologiczne, PTG – Oddział Katowicki, s. 161–168.
45. Moniewski, P. (2015). Rola zbiorników wodnych w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych na przykładzie Ciosenki. *Prace i Studia Geograficzne* 58, 7–23.
46. Nurnberg, G.K. (2007). Lake response to long-term hypolimnetic withdrawal treatments, *Lake and Reservoir Management* 23, 388–409.
47. Nurnberg, G.K. (1987). Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique, American Society of Civil Engineers, *J. Environmental Engineering Division*, 114, 1006–1017.
48. Nurnberg G.K., Hartley R. & Davis E. (1987). Hypolimnetic withdrawal in two North American lakes with anoxic phosphorus release from the sediment, *Water Res.* 21, 923–928.
49. Olszewski, P. (1959). Stopnie wpływu wiatru na jeziora, *Zesz. Nauk. WSR Olsztyn*, 4, pp. 111–132.
50. Patalas, K. (1960). Stosunki termiczno-tlenowe oraz przezroczystość wody 44 jezior okolic Węgorzewa, *Roczniki Nauk Rolniczych*, Tom 77-B-1, pp. 105–216.
51. Olszewski, P. (1959). Usuwanie hypolimnionu jezior. Wyniki pierwszego roku eksperymentu na Jeziorze Kortowskim. *Zesz. Nauk. WSR Olsztyn* 9, 331–339.

52. Patalas, K. (1960). Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w morfologicznie różnych jezior okolic Węgorzewa, *Roczniki Nauk Rolniczych*, 77(B-1), pp. 223–242.
53. Pistelok, F. (2016). Analiza wpływu zanieczyszczeń ze źródeł komunalnych na stan czystości wód powierzchniowych na przykładzie zlewni Przemszy, *Works & Studies, Prace i Studia IPIŚ PAN*, No. 86, pp. 1–156.
54. Pohl, A., Kostecki, M. & Jureczko, I. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and bottom sediments of a shallow, lowland dammed reservoir (of the example of the reservoir Balconies, South Poland, *Archives of Environmental Protection* Vol. 44, 1, pp. 10–23.
55. Radaszkiewicz, H., Kuna, R. & Matuszewski, J. (2005). Zbiornik wodny Kuźnica Warężyńska, *Gospodarka Wodna*, Nr 8, 303–306.
56. Zhou, Q., Gibson, C.E. & Zhu, Y. (2001) Evaluation of Phosphorus Bioavailability in Sediments of Three Contrasting Lakes in China and the UK. *Chemosphere*, 42, 221–225. DOI:10.1016/S0045-6535(00)00129-6
57. Rzętała, M. (2008). Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. Wyd. Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego, Nr 2643, Katowice 2008.
58. Rzętała, M. (2007). Limnic water pollution of selected post-sand water reservoirs of Upper Silesian Region against a background of their economical use. *Limnological Review* 7(2), pp. 111–116.
59. Rzętała, M. (2003). Procesy brzegowe i osady dennie wybranych zbiorników wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji (na przykładzie Wyżyny Śląskiej i jej obrzeży), Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice s. 147, 2003.
60. Siuda, W. (2001). Enzymatyczna regeneracja ortofosforanu w wodach jezior, *Postępy Mikrobiologii*, 40, 2, 187–217.
61. Sheela, A., Letha M., Janaki A., Sabu J., Justus J. & Sheeja R. V. (2011): Influence of lake morfometry and water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1–4), pp. 443–454. DOI: 10.1007/s10661-011-1888-y
62. Skowron, R. & Piasecki, A. (2014). Water temperature and its diversity in the deepest lakes of the Tuchola Forest and the Kashubian and Brodnickie Lakelands. *Bulletin of Geography – Physical Geography Series*, 7, 105–119.
63. Sulej, A.M., Polkowska, Ż. Wolska, L., Cieszyńska, M. & Namieśnik, J. (2014). Toxicity and chemical analyses of airport runoff waters in Poland, *Environmental Science Process and Impact*, 16, 1083–1093.
64. Sulej, A.M., Polkowska, Ż. & Namieśnik, J. (2011): Contamination of Runoff Water At Gdańsk Airport (poland) by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs), *Sensors* 11, 11901–11920.
65. Swinton, M.W., Eichler, L.W., Farrell, J.L. & Boylen, C.W. (2015). Evidence for water temperature increase in Lake George, NY: Impact on growing

- season duration and degree days. *Lake and Reservoir Management*, 31(3), pp. 241–253. DOI:10.1080/10402381.2015.1067660
66. Wang, C, Zou, L. & Wang, P. (2009). Study on vertical distribution and activity factor of P forms in sediments of three urban shallow lakes in People's Republic of China. *Environ Geol.* 57:1799–1806.
67. Wang, S., Jin, X. & Bu, Q. (2010). Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of the shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River region, China. *Environ Earth Sci.* 60:1491–1498.
68. Woźniak, G. & Sierka, E. (2004). Importance of spontaneous succession in reclamation processes, *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska / Uniwersytet Zielonogórski*, nr 131(12), 391–398.
69. Zhang, Y. (2015). Effect of climate warming on lake thermal and dissolved oxygen stratifications: A review. *Advances in Water Science*, 26, 1, pp. 130–139. DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2015.01.017
70. Zhou, Q., Gibson, E. & Zhu, Y. (2001). Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK. *Chemosphere* 42:221–225.

WORKS & STUDIES – PRACE I STUDIA
of the Institute of Environmental Engineering
of the Polish Academy of Sciences

Ostatnio ukazały się:

1. Work & Studies – Prace i Studia no 94, Maciej Kostecki, Alina Pohl, Malwina Tytla, Joanna Kernert: *Rzeka Bytomka. Funkcjonowanie ekosystemu rzecznoego w warunkach silnej antropopresji – uwarunkowania i możliwości rekultywacji*. IPIŚ PAN Zabrze, 2022.
2. Work & Studies – Prace i Studia no 93, Anna Starzewska-Sikorska (red.): *Integrated environmental management of land and soil in European urban areas*. IPIŚ PAN Zabrze, 2021.
3. Work & Studies – Prace i Studia no 92, Katarzyna Tokarczyk-Dorociak: *Studium funkcjonowania i skuteczności strategicznych ocen oddziaływania na środowisko na wybranych przykładach*. IPIŚ PAN Zabrze, 2021.
4. Work & Studies – Prace i Studia no 91, Maciej Kostecki, Alina Pohl, Eligiusz Kowalski: *Zbiornik zaporowy „Blachownia”. Studium limnologiczne w aspekcie rekultywacji*. IPIŚ PAN Zabrze, 2020.
5. Works & Studies – Prace i Studia no. 90, Ewelina Wikarek-Paluch, Czesława Rosik-Dulewska: *Biodostępność wybranych zanieczyszczeń w gruntach zdegradowanych chemicznie*. IPIŚ PAN, Zabrze 2020.
6. Works & Studies – Prace i Studia no. 89, Justyna Gorgoń (red.): *Obszary miejsko-przemysłowe wobec zmian klimatu na przykładzie miast centralnej części Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii*. IPIŚ PAN, Zabrze 2019.
7. Works & Studies – Prace i Studia no. 88, Eligiusz Kowalski: *Odzysk azotu amonowego ze ścieków metodą strąceniową*. IPIŚ PAN, Zabrze 2018.
8. Works & Studies – Prace i Studia no. 87, Czesława Rosik-Dulewska, Katarzyna Nocoń i Urszula Karwaczyńska: *Wytwarzanie granulatu z osadów ściekowych i popiołów lotnych w celu ich przyrodniczego (nawozowego) odzysku*. IPIŚ PAN, Zabrze 2016.

Zamówienia na prenumeratę proszę kierować:

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrzu

aep@ipis.zabrze.pl

PL ISSN 0208-4112

ISBN 978-83-60877-26-5

