UNIWERSYTET WARMIŃSKO-MAZURSKI w OLSZTYNIE

WYDZIAŁ GEOINŻYNIERII
Kierunek: Inżynieria Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Anna Płachta

Nr indeksu: 1436

Przestrzenne zróżnicowanie właściwości fizyko-chemicznych osadów dennych płytkich jezior miejskich

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Inżynierii Ochrony Wód i Mikrobiologii Środowiskowej

Promotor: dr hab. inż. Jolanta Grochowska, prof. UWM

Promotor pomocniczy: dr inż. Michał Łopata

Składam serdeczne podziękowania promotorowi pracy Pani dr hab. inż. Jolancie Grochowskiej, prof. UWM za wszelką pomoc, wsparcie, cenne wskazówki i uwagi, każde dobre słowo na etapie badań oraz w trakcie powstawania niniejszej pracy.

Dziękuję również promotorowi pomocniczemu Panu dr inż. Michałowi Łopacie za pomoc w badaniach terenowych, cenne wskazówki oraz za przekazywaną wiedzę.

Dziękuję Pani dr hab. inż. Renacie Augustyniak-Tunowskiej, prof. UWM za pomoc w analizach statystycznych.

Serdeczne podziękowania składam również wszystkim Koleżankom z Katedry Inżynierii Ochrony Wód i Mikrobiologii Środowiskowej za pomoc w badaniach laboratoryjnych oraz za wsparcie, które miały istotny wpływ na powstanie rozprawy doktorskiej.

Szczególne podziękowania składam moim Najbliższym, którzy dodawali mi siły w chwilach zwątpienia oraz za cierpliwość i zrozumienie.

Pracę dedykuje mojemu synowi.

Spis skrótów i symboli:

TN – stężenie azotu ogólnego (mg dm^{-3})

OWO – stężenie ogólnego węgla organicznego (mg dm^{-3})

N-NH_4 – stężenie azotu amonowego (mg dm^{-3})

N-org – stężenie azotu organicznego (mg dm^{-3})

P-PO_4^{3-} - stężenie fosforu ortofosforanowego/mineralnego (mg dm^{-3})

P-org – stężenie fosforu organicznego (mg dm^{-3})

TP – stężenie fosforu ogólnego (mg dm^{-3})

Fe – stężenie żelaza (mg dm^{-3})

Mn – stężenie manganu (mg dm^{-3})

s.m.o. – sucha masa osadu

CO_2 – zawartość dwutlenku węgla w osadach (% s.m.)

SiO_2 – zawartość dwutlenku krzemu w osadach (% s.m.)

CaO – zawartość wapnia (% s.m.)

MgO – zawartość magnezu (% s.m.)

Fe_2O_3 – zawartość żelaza (% s.m.)

Al_2O_3 – zawartość manganu (% s.m.)

MnO – zawartość manganu (% s.m.)

NH_4Cl-P – fosfor labilny (mg P g^{-1} s.m.)

BD-P – fosfor wrażliwy na zmiany potencjału redox (mg P g^{-1} s.m.)

NaOH-rP – fosfor związany z tlenkami i wodorotlenkami glinu (mg P g^{-1} s.m.)

NaOH-nrP – fosfor związany z materią organiczną (mg P g^{-1} s.m.)

HCl-P – fosfor związany z tlenkami i wodorotlenkami wapnia (mg P g^{-1} s.m.)

res-P – fosfor rezydualny (mg P g^{-1} s.m.)

NaOH-TP – fosfor związany z glinem i materią organiczną (mg P g^{-1} s.m.)

Q – ogólna ilość fosforu adsorbowanego przez osad (mg kg $s.m.^{-1}$)

C- stężenie równowagowe fosforu (mg dm^{-3})

EPC_0 – (Zero Equilibrium Phosphate Concentration) stężenie fosforu, przy którym zachodzi stan równowagi pomiędzy procesami wiązania i uwalniania fosforu przez osady (mg dm^{-3})

JT – jezioro Track

JS – Jezioro Suskie

JK – Jezioro Karczemne

Spis treści

1. Wprowadzenie 5
2. Aktualny stan wiedzy 6
   2.1 Eutrofizacja zbiorników wodnych 6
   2.2 Charakterystyka miejskich zbiorników wodnych 9
   2.3 Znaczenie osadów dennych w zbiornikach wodnych 9
   2.4 Rekultywacja zbiorników wodnych poprzez usuwanie osadów dennych 12
   2.5 Podstawy prawne 14
3. Cel pracy, hipotezy badawcze i zakres pracy 15
4. Materiał badawczy 16
   4.1 Jezioro Track 17
   4.2 Jezioro Suskie 20
   4.3 Jezioro Karczemne 24
5. Metodyka badań 28
   5.1 Pobór rdzeni osadów 28
   5.2 Badania gęstości i uwodnienia 29
   5.3 Analizy fizyko-chemiczne wody interstycjalnej (międzyosadowej) 29
   5.4 Suszenie osadów oraz przygotowanie do dalszych analiz 30
   5.5 Mineralizacja osadów 30
   5.6 Frakcje fosforu biodostępnego 31
   5.7 Badania sorpcji i desorpcji fosforu 32
   5.8 Opracowanie wyników 36
6. Wyniki badań 37
   6.1 Miąższość osadów 37
   6.2 Uwodnienie 40
   6.3 Ciężar właściwy/ gęstość osadów 40
   6.4 Wody interstycjalne 41
   6.5 Procentowy skład osadów dennych 49
   6.6 Frakcje fosforu biodostępnego 62
   6.7 Eksperymenty laboratoryjne 73
7. Dyskusja wyników 79
8. Podsumowanie 100
9. Wnioski 102
10. Bibliografia 105
11. Spis rysunków i tabel 120
12. Streszczenia 125
13. Załączniki 127

1. Wprowadzenie

Jeziora stanowią niezwykle cenny element przyrodniczy w krajobrazie miast. Obok pełnienia podstawowej funkcji jaką jest miejsce bytowania wielu gatunków fauny i flory, kształtują mikroklimat, są naturalnym magazynem wody, a także utrzymują poziom wód gruntowych. Oprócz tego spełniają funkcję ekonomiczną i rekreacyjną.

Jeziora zajmują zawsze najniższe miejsce w terenie przez co odbierają i kumulują w osadach dennych różnorodne substancje, zarówno mineralne jak i organiczne, dopływające z obszaru ich zlewni. Taka sytuacja powoduje, że jeziora ulegają naturalnemu procesowi starzenia się – eutrofizacji, czego skutkiem jest zmiana stanu jezior od fazy oligotroficznej, przez mezotroficzną do eutroficznej, a finalnie ich zanik (Kajak 1994). Eutrofizacja to inaczej wzrost żyzności wód spowodowany nasilonymi procesami produkcji pierwotnej, które związane są z dostępnością w wodzie składników odżywczych. W naturalnym środowisku proces ten przebiega powoli, praktycznie niezauważalnie i dotyczy wszystkich zbiorników śródlądowych. Na szybkość zalądowywania jezior wpływa wiele czynników, które można podzielić na zlewniowe (naturalna żyzność zlewni oraz jej wielkość w stosunku do zbiornika, nachylenie, obszary bezodpływowe, zabagnienia), hydrologiczne (zasilanie w wody – dopływy i odpływy powierzchniowe i podziemne) i związane z morfometrią jeziora, głównie z jego pojemnością (Lossow 1996).

Na przestrzeni ostatnich 50. lat obserwuje się bardzo wyraźny wzrost koncentracji składników odżywczych w wodach powierzchniowych, który spowodowany jest zrzutem nieoczyszczonych ścieków, rozwojem miast oraz rolnictwem (Grochowska i in. 2015). Według Batuca i Jordaan (2000) oraz Zawadzkiego i in. (2017) zbiorniki wodne nie spełniają już swoich funkcji, gdy ich pojemność zostanie zmniejszona o 80%. Michalec (2012) uważa, że ograniczenie funkcji małych zbiorników wodnych następuje już przy redukcji pojemności od 40 do 60%. Procesowi eutrofizacji i wypłycania najszybciej ulegają jeziora małe i płytkie, w których średnia roczna strata pojemności wynosi nawet 3% (Hartung 1959).

Wzmożona działalność antropogeniczna na obszarze zlewni jezior, która prowadzi do szybkiej degradacji zbiorników i ich wypłycania, zmusiła do poszukiwania skutecznych metod hamowania lub odwrócenia procesu przyspieszonej eutrofizacji i jej negatywnych skutków (Grochowska i in. 2017).

Tereny zurbanizowane dostarczają zanieczyszczenia w formie trudno rozkładalnej biologicznie i chemicznie, które odkładają się na dnie zbiorników wodnych. Z tego powodu najskuteczniejszą metodą rekultywacji płytkich jezior, znajdujących się w zlewniach miejskich jest bagrowanie (usuwanie osadów dennych) (Chemist, Hämmerling 2016). Poprawnie przeprowadzony proces rekultywacyjny metodą bagrowania przynosi niemal natychmiastową poprawę stanu ekologicznego i jakości wód. Niestety metoda ta pociąga za sobą ogromne koszty związane z wydobyciem, transportem i utylizacją osadów dennych (Gawrońska i in. 2005). Dlatego przy planowaniu rekultywacji jeziora metodą bagrowania ważnym elementem jest określenie ilości osadu zawierającego fosfor w formie aktywnej. Prawdopodobnie miąższość osadów zawierających fosfor w takiej formie determinowana jest zagospodarowaniem terenu zlewni, obciążeniem zewnętrznym jeziora i stopniem jego degradacji.

2. Aktualny stan wiedzy

2.1 Eutrofizacja zbiorników wodnych

Eutrofizacja jest wolno postępującym, naturalnym procesem, któremu podlega każde jezioro od momentu jego powstania. Polega ona na wzroście żyzności wód przez zwiększające się stężenia pierwiastków biogennych, głównie azotu i fosforu, a także węgla, wapnia i potasu (Kajak 2001). Pierwiastki te trafiają do zbiorników ze zlewni w postaci rozpuszczonej i mineralnej, wskutek ich wypłukiwania z gleb (Wiśniewski 1994, Starmach i in. 1978) oraz wprowadzane są wraz z dopływami. Eutrofizacja definiowana jest także jako zmiana warunków fizykochemicznych i biologicznych w misie jeziora, które zachodzą pod wpływem zasilania zbiornika w różnorodne substancje pochodzące ze zlewni. Procesy te prowadzą do pogorszenia się jakości wody, rozwoju fitoplanktonu oraz roślinności szuwarowej, a w konsekwencji do całkowitej utraty funkcji użytkowych jezior (Bartoszek 2019).

Naturalnie zachodząca eutrofizacja jest praktycznie niezauważalna i może trwać setki, a nawet tysiące lat przy założeniu, że warunki panujące w zlewni będą stałe (Jachniak 2013). Od drugiej połowy XX wieku obserwuje się znaczne pogorszenie jakości wód w jeziorach. Powodem tego stanu jest bezpośrednia lub pośrednia antropopresja, która przyczyniła się do przyspieszenia procesu eutrofizacji.

W tym okresie nastąpił rozwój gospodarczy oraz intensyfikacja rolnictwa skutkująca wprowadzaniem zwiększonych ilości substancji pożywkowych do wód powierzchniowych. Potwierdzają to także badania Biedka i Andraka (2012), które wykazały, że ilość związków biogennych wprowadzana z terenów zmienionych antropogenicznie jest wielokrotnie wyższa niż z terenów naturalnych.

Działalność antropogeniczna to nie tylko zmiany użytkowania zlewni, urbanizacja czy zrzuty ścieków, ale również budowa urządzeń hydrotechnicznych oraz prowadzenie zabiegów melioracyjnych, które także prowadzą do negatywnych zmian oddziałujących na zbiorniki (Łopata i in. 2015, Jereczek - Korzeniewska 2007).

Zanieczyszczenia mogą dostawać się do wód powierzchniowych z tak zwanych źródeł zlewniowych (punktowe, rozproszone, przestrzenne, liniowe i wody dopływające) oraz atmosferycznych.

Największe ładunki biogenów wprowadzane są ze źródeł punktowych. Tego typu zanieczyszczenia dostają się do środowiska w jednym miejscu. Wyróżnić można tu zrzuty ścieków bytowo-gospodarczych lub deszczowych do jezior lub ich dopływów poprzez kolektory. Wysokie ładunki biogenów dostarczane są również ze źródeł obszarowych. Zanieczyszczenia te przedostają się do zbiornika z całego obszaru zlewni, głównie zagospodarowanych rolniczo. Poprzez spływ powierzchniowy do wód dostają się także środki ochrony roślin oraz nawozy, które odznaczają się wysokim stężeniem azotu i fosforu. Kolejnym źródłem biogenów w wodach powierzchniowych są źródła rozproszone. Są to zanieczyszczenia pochodzące z terenów zurbanizowanych, pozbawionych kanalizacji zbiorczej. Związki biogenne przedostają się do wód przez glebę i rowy melioracyjne. Do tych źródeł zalicza się również oddziaływania naturalne, np. ptactwo wodne oraz rekreację. Ostatnim podtypem źródeł zlewniowych są źródła liniowe, czyli powiązane z oddziaływaniem zanieczyszczeń na jakimś ciągu (drogowe i kolejowe ciągi komunikacyjne). Przykładami są drogi, których budowa skutkuje przedostawaniem się zanieczyszczeń do środowiska poprzez transport. Rozróżnia się również linie kolejowe, na których oprócz wytwarzanych podczas transportu szkodliwych substancji oraz paliw, stosowane są środki chwastobójcze, które uniemożliwiają zarastanie torów (Chełmicki 2001, Kajak 2001).

Wszystkie zanieczyszczenia, które doprowadzane są na powierzchnię zbiornika wraz z opadem nazywane są źródłami atmosferycznymi. Zazwyczaj opady odznaczają się mniejszą zawartością substancji biogennych, jednak w wielu przypadkach ich chemizm stanowi ważną rolę w bilansie azotu i fosforu (Biedka, Andraka 2012). Zanieczyszczenia

atmosferyczne wpływają na pogorszenie się jakości wód również pośrednio, poprzez tzw. kwaśne deszcze, które zaburzają właściwości buforowe jezior. Skutkiem tego oddziaływania mogą być zmiany w cyklach obiegu pierwiastków amfoterycznych, na przykład glinu, który w kwaśnym środowisku przechodzi w formy rozpuszczone, toksyczne dla hydrobiontów.

Wszystkie zanieczyszczenia trafiające do wód powierzchniowych wywołują szereg niekorzystnych zjawisk w środowisku wodnym. Związki biogenne zmieniają żyzność z oligo- do eutroficznego charakteru wód. Sole biogenne dostarczane do zbiornika w sposób ciągły są substancją pożywkową dla fitoplanktonu. W sezonie wegetacyjnym występuje często nadmierny rozwój glonów skutkujący tzw. „zakwitami wody". Charakterystyczne kożuchy utrzymujące się przy powierzchni wody tworzą się pod wpływem długiego okresu ciepłej i słonecznej pogody oraz nadmiernej zawartości substancji biogennych, które wpływają na nadmierny rozwój glonów eukariotycznych i sinic (Płachta 2017). Według Kajaka (2001) wprowadzenie kilograma fosforu do wód powierzchniowych generuje tonę biomasy glonów planktonowych. Niektóre gatunki sinic występujących w jeziorach stają się niebezpieczne dla zdrowia i życia innych organizmów. Jest to spowodowane wytwarzaniem przez niektóre gatunki sinic toksyn oddziałujących na skórę (dermatotoksyny), układ nerwowy (neurotoksyny) oraz na wątrobę (hepatotoksyny) (Pac 2012). Poza tym fitoplankton obecny w wodzie przyczynia się do pogorszenia właściwości organoleptycznych oraz wpływa niekorzystnie na przejrzystość wody (Kajak 2001). Z kolei pogorszenie warunków świetlnych w wodzie wpływa na zanikanie makrofitów w strefie litoralu. Przez wzgląd na swoje znaczenie, rośliny te są bardzo pożądane w zbiornikach wodnych, bowiem pobierają substancje biogenne i wbudowują je w swoje struktury (Płachta 2017, Pełechaty, Pronin 2015). Ponadto makrofity wpływają na właściwości fizyko-chemiczne wody poprzez proces fotosyntezy. Poprawiają natlenienie wód oraz zmniejszają zawartość wodorowęglanów rozpuszczonych w wodzie. Roślinność wodna stabilizuje podłoże, przeciwdziała resuspensji osadów oraz zwiększa intensywność sedymentacji zawieszonych w toni wodnej cząstek (Pełechaty, Pronin 2015).

W skrajnych przypadkach nadmierny dopływ związków biogennych, przyczynia się również w sposób pośredni do wyczerpywania tlenu i pojawienia się siarkowodoru. Tlen zawarty w wodzie zużywany jest na procesy mineralizacji dużej ilości martwych organizmów. Brak tlenu skutkuje wymieraniem organizmów wyższych oraz przechodzeniem do toni wodnej związków biogennych zakumulowanych w osadach

dennych (Gawrońska i in. 2003a). Zjawisko to nazywane jest zasilaniem wewnętrznym, które po uruchomieniu dodatkowo zasila zbiornik w substancje biogenne, zwiększając przeżyźnienie jeziora.

Obumieranie tak dużej ilości organizmów w połączeniu z dopływem zawiesin ze zlewni, w postaci detrytusu, krzemionki, gliny oraz iłów, powoduje nadmierne osadzanie się tejże materii na dnie zbiornika. Tworzące się osady denne powodują stopniowe wypłycanie i zarastanie zbiorników wodnych, które w konsekwencji skutkuje całkowitym zanikiem jeziora (Kajak 1994).

2.2 Charakterystyka miejskich zbiorników wodnych

Jeziora znajdujące się w zlewniach miejskich stanowią cenną część krajobrazu (Augustyniak i in. 2017) i pełnią funkcję przyrodniczą, ekonomiczną i gospodarczą.

Zmiany w jeziorach miejskich mogą być intensywniejsze i bardziej dynamiczne w stosunku do zbiorników występujących w zlewniach naturalnych (Szwalec i in. 2007). Wpływ na to mają czynniki antropogeniczne, które powodują, że jeziora miejskie są zasilane zwiększonym ładunkiem substancji pożywkowych. Dodatkowo, występujące wokół jezior miejskich tereny utwardzone zwiększają spływ powierzchniowy, ułatwiający dopływ związków biogennych i zawiesin do ich wód.

Głównym powodem przyspieszonej eutrofizacji a nawet degradacji jezior znajdujących się w zlewniach miejskich są zanieczyszczenia punktowe (Broshears 1991). W wielu przypadkach jeziora miejskie stanowiły odbiorniki ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych lub/i deszczowych, czego skutkiem były przekroczenia dopuszczalnych, a nawet krytycznych ładunków związków biogennych wyznaczonych według metodyki podanej przez Vollenweidera (1968, 1976).

2.3 Znaczenie osadów dennych w zbiornikach wodnych

Każde jezioro jest swoistym, złożonym ekosystemem, które stanowi miejsce życia wielu gatunków zwierząt, roślin czy bakterii. Pod wpływem procesów fizyko-chemicznych i biologicznych, materia organiczna obumiera i wraz z dostarczanymi ze zlewni substancjami tworzy osady denne, które osadzają się na dnie zbiornika (Mielnik 2005). Sedymentujące zawiesiny mogą być pochodzenia allochtonicznego, jak również autochtonicznego. Do pierwszej kategorii można zaliczyć wszystkie substancje

dostarczane do jeziora ze zlewni (detrytus, krzemionka, iły, gliny), wprowadzane przez dopływające cieki, opady atmosferyczne oraz nanoszone przez wiatr (Polechoński, Dobicki 1999). Natomiast do drugiej grupy należą: materia organiczna i nierozłożone szczątki organizmów oraz wyerodowane cząsteczki pierwotnego podłoża misy jeziorowej (Mielnik 2005, Pakuła i in. 2013).

Osady denne zakumulowane na dnie zbiornika stanowią bardzo ważną część ekosystemów, bo wpływają na obieg pierwiastków pomiędzy środowiskiem wodnym i gruntowym (Aleksander – Kwaterczak 2007). Ich skład zależy od procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, które zachodzą w zbiorniku oraz w obrębie zlewni (Dąbkowski, Pawłat-Zawrzykaj 2003, Tarnawski i in. 2012). W zakumulowanym materiale przebiegają ciągłe procesy rozkładowe (Mielnik 2005), które dostarczają wiedzy na temat dziejów środowiska przyrodniczego. Osady denne są charakterystyczne dla danego zbiornika i zależą od zlewni i cech morfologicznych (Mielnik 2005). Znajomość składu chemicznego osadów jest często ważnym wskaźnikiem antropopresji i ma znaczenie w ocenie degradacji zbiornika wodnego oraz dla określenia możliwego wykorzystania wydobytego osadu (Tarnawski i in. 2012). Badania osadów dają wiele informacji na temat zmian zachodzących w jeziorze od momentu powstania zbiornika (Choiński 1995) oraz dostarczają informacji o tempie procesów zamulania, które skutkują ograniczeniem warunków eksploatacji.

Osady denne stanowią ważny element w obiegu pierwiastków w środowisku wodnym. W ich wnętrzu unieruchamiane są związki fosforu i azotu, które w znacznej mierze powodują zwiększenie żyzności zbiorników (Rozpondek, Rozpondek 2017). W prawidłowo funkcjonującym ekosystemie obecność tych pierwiastków jest niezbędna do prawidłowego wzrostu roślin i zwierząt. Niestety intensyfikacja rolnictwa, działalność człowieka, opady atmosferyczne czy nieoczyszczone ścieki bezpośrednio wprowadzane do wód, przyczyniają się do wzrostu ilości substancji biogennych w wodzie i osadach dennych (Płachta 2017). Jak podaje Kajak (1994) tylko w powierzchniowej, 10-cio centymetrowej warstwie osadów dennych może znajdować się aż 90% fosforu ogólnego, który zawarty jest we wszystkich składnikach ekosystemu.

Część zanieczyszczeń zdeponowanych w osadach w niekorzystnych warunkach środowiskowych może powracać do toni wodnej. Jednym z najważniejszych czynników jest natlenienie wód naddennych i związany z nim potencjał redox. Odtlenienie wód przydennych i towarzyszące temu obniżenie potencjału oksydoredukcyjnego powoduje zapoczątkowanie procesu zasilania wewnętrznego (Gawrońska i in. 2003b, Dąbrowska,

Lejcuś 2012). Potencjał redox dla wód natlenionych o odczynie obojętnym (pH=7) wynosi około + 500 mV (Mortimer 1971), gdy stężenie tlenu w wodzie obniża się do 2 mg O_2 dm^{-3} i poniżej, wówczas następuje spadek jego wartości. Przy potencjale + 200 mV zachodzi redukcja żelaza +3 do +2. Kiedy żelazo znajduje się na +3 stopniu utleniania, fosforany łączą się z nim na stałe w osadach dennych, natomiast gdy żelazo przechodzi w formę zredukowaną zostają uwolnione do wody. Przy wartości - 100 mV i niższej następuje redukcja siarczanów do siarkowodoru. Siarkowodór łączy się z żelazem tworząc siarczki na powierzchni osadów dennych. Żelazo związane w postaci siarczków nie może uczestniczyć w strącaniu fosforanów. W warunkach skrajnie redukcyjnych w osadach powstaje też metan, który wędruje na powierzchnię wody w postaci pęcherzyków, transportując znaczne ilości biogenów do warstwy produkcyjnej (Augustyniak 2018).

Mając na uwadze, że osady stanowią niewyczerpalne źródło biogenów, uruchomienie zjawiska zasilania wewnętrznego może spowodować katastrofę ekologiczną całego ekosystemu wodnego (Płachta 2020). Ponadto płytkie jeziora narażone są na uwalnianie fosforu z osadów dennych w wyniku resuspensji, co prowadzi do szybkiego wzrostu stężeń nutrientów w fazie wodnej (Søndergaard 2007).

Utrata pojemności misy jeziora i przechodzenie związków biogennych do toni wodnej prowadzi do konieczności prowadzenia prac związanych z usuwaniem osadów dennych (Tarnawski, Michalec 2006).

Spośród szerokiej gamy metod rekultywacyjnych, za najlepszą uważa się usuwanie osadów dennych (bagrowanie). Całkowite usunięcie osadów aż do skały macierzystej (spągu) może spowodować radykalne odmłodzenie zbiornika (Gawrońska i in. 2003b). Niestety ze względu na dużą miąższość osadów niektórych jezior, metoda ta stwarza problemy ekonomiczne, techniczne i organizacyjne, przez co wciąż nie jest rozpowszechniona. Uważa się, że bagrowanie jest skuteczne w przypadku rekultywacji płytkich i silnie zdegradowanych jezior, gdzie działania zapobiegawcze przed nadmiernym dopływem zanieczyszczeń były niewystarczające lub były podjęte za późno. Zdaniem Zamparasa i Zachariasa (2014) bagrowanie stosuje się także w celu kontroli nadmiernego wzrostu makrofitów lub gdy konieczne jest usunięcie toksycznych substancji odłożonych na dnie jeziora.

2.4 Rekultywacja zbiorników wodnych poprzez usuwanie osadów dennych

Celem każdej metody rekultywacji, czyli zabiegów prowadzonych w misie jeziora, jest cofnięcie, zahamowanie lub chociaż spowolnienie procesu eutrofizacji i jego niekorzystnych następstw. Metody odbudowy można podzielić zasadniczo na trzy grupy: biologiczną (biomanipulacja, biostruktury), chemiczną (inaktywacja fosforu, przeróbka osadów dennych – metoda Ripla) oraz mechaniczną/techniczną (np. selektywne odprowadzanie wód, przepłukiwanie, sztuczne napowietrzanie, usuwanie osadów dennych).

Chmist i Hämmerling (2016) oraz Helman-Grubba (2006) dokonali przeglądu wszystkich metod rekultywacji jezior, między innymi pod względem ich skuteczności, czasu niezbędnego do przeprowadzenia zabiegu oraz całkowitego kosztu inwestycji. Na podstawie przeprowadzonej ogólnej oceny za najlepszą metodę rekultywacji uznali inaktywację fosforu, ale głównie dla jezior znajdujących się w zlewni rolniczej. Stwierdzono jednak, że efekty tej metody są krótkotrwałe.

Inni badacze (Mæhl 2000b, Gawrońska i in. 2003b, Cooke i in. 2005, Klapper 2003) są zdania, że jedną z najlepszych metod rekultywacji jezior jest usuwanie osadów dennych. Wysokie prawdopodobieństwo powodzenia tego zabiegu wynika z nierównomiernego rozmieszczenie fosforu w poszczególnych elementach ekosystemu jeziorowego. Jak podaje Kajak (1979) niewielka ilość fosforu, bo około 5 % zawarta jest w wodzie z sestonem, makrofitach i rybach, zaś pozostała część (90 - 95%) zgromadzona jest w osadach dennych. Dotychczas nie jest jednoznacznie wyjaśnione jaka warstwa osadów bierze udział w wymianie biogenów z wodą jeziora. Niektórzy badacze (Kajak 1998) określają jej miąższość na 10 – 15 centymetrów, inni (Hosomi, Sudo, 1992) na 2 – 3 centymetry a jeszcze inni (Boström i in. 1988) zawężają tę warstwę do kilku milimetrów.

Usuwanie osadów dennych nie jest powszechnie stosowanym zabiegiem rekultywacyjnym, mimo iż tym sposobem można poważnie obniżyć zawartość fosforu w ekosystemie jeziorowym, zminimalizować uwalnianie związków biogennych z osadów dennych, ograniczyć zasięg występowania makrofitów oraz dodatkowo pogłębić misę jeziorną. Są dwa zasadnicze powody ograniczające możliwość wykorzystywania tej metody rekultywacyjnej. Po pierwsze jest ona bardzo kosztowna, po drugie: zazwyczaj

brakuje terenów wokół jezior do składowania i obróbki osadów. Rzewuska i Jankowski (1988) oraz Peterson (1981) podają, iż osady denne mogłyby być wykorzystywane w rolnictwie po wcześniejszej analizie chemicznej, zwłaszcza na zawartość metali ciężkich.

Z uwagi na fakt, że warstwy osadu w jeziorach sięgają do kilku, a nawet kilkunastu metrów metoda ta stwarza duże problemy techniczne, organizacyjne, logistyczne i ekonomiczne (Płachta 2020). Z tego powodu metodę tą stosuje się do jezior płytkich, silnie zdegradowanych, na których pomimo zastosowanych działań ochronnych (odcięcie zewnętrznych źródeł zanieczyszczeń) wciąż wykazują wysokie wartości uwalnianych nutrientów w procesie zasilania (wzbogacania) wewnętrznego (Gawrońska i in. 2003b).

Metoda bagrowania jest złożonym zabiegiem pod względem technicznym (Lossow 1994). Współcześnie używa się dwóch metod bagrowania: wykopywanie oraz wypompowywanie (Mæhl 2000a). Pierwsza metoda polega na całkowitym osuszeniu zbiornika, a następnie przy użyciu koparek lub spycharek osad usuwany jest poza obręb misy jeziornej. Zastosowanie tego sposobu bagrowania jest przydatne w rekultywacji niewielkich zbiorników o małej objętości wody (Klapper 2003, Pikuła, Heese 2015). Metoda ta jest na tyle problematyczna, że zastosowano ją zaledwie na kilku jeziorach, gdzie było to technicznie możliwe. Druga metoda polega na wypompowywaniu osadu spod wody. Do usuwania osadów używa się pogłębiarek mechanicznych, hydraulicznych oraz pneumatycznych, które transportują wydobyty osad o dużym uwodnieniu na ląd (Pikuła, Heese 2015)

W istocie, przedstawiona rekultywacja jest najdroższą metodą odnowy zdegradowanych jezior. Wiążę się to z właściwym zagospodarowaniem urobku, który w świetle prawa jest odpadem (Dz. U. 2013 poz. 21). Ponadto kosztochłonne jest samo wydobycie osadów oraz odwadnianie (Chmist, Hämmerling 2016, Eymontt, Wierzbicki 2017). Pikuła i Heese (2015) podają, że przed rozpoczęciem procesu bagrowania należy dokładnie zbadać chemizm osadów oraz oszacować skalę zjawiska wzbogacania wewnętrznego. Zdaniem Grochowskiej i in. (2020) opracowanie koncepcji rekultywacji jeziora metodą usuwania osadów powinno być poprzedzone badaniami przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń w osadach. Na podstawie tego typu badań można bardzo dokładnie określić miąższość najbardziej zanieczyszczonej, bogatej w fosfor warstwy osadów, której usunięcie umożliwi poprawę warunków środowiskowych w zbiorniku. Takie podejście metodyczne pozwoli także w znacznym stopniu ograniczyć koszty związane z rekultywacją, jak również rozpowszechnić metodę bagrowania na szerszą

skalę, aby poprzez usunięcie osadów dennych uzyskać cele wskazane w Ramowej Dyrektywie Wodnej - dobry stan wód.

2.5 Podstawy prawne

Pogarszająca się jakość wody w zbiornikach powierzchniowych jest problemem powszechnym, które obserwuje się w skali globalnej (Chmist, Hämmerling 2016). Głównym czynnikiem pogarszającym stan wód powierzchniowych jest zapoczątkowanie procesu wzbogacania wewnętrznego (Gawrońska i in. 2003a). Wpływa on na wzrost stężenia fosforu w toni wodnej, a niekiedy jest głównym źródłem tego pierwiastka. W związku z tym wszystkie znane metody rekultywacyjne dążą do ograniczenia koncentracji fosforu w wodzie i zahamowania zjawiska uwalniania tego pierwiastka z osadów dennych (Bańkowska 2014). W Polsce i na świecie podejmowane są szerokie działania związane z rozwojem metod rekultywacji zbiorników wodnych, które opierają się w głównej mierze na zapisach w aktach prawnych.

Podstawowym dokumentem regulującym stan jakości wód powierzchniowych jest Ramowa Dyrektywa Wodna uchwalona w 2000 r. przez państwa członkowskie Unii Europejskiej. Dokument ten zobowiązał kraje do osiągnięcia dobrego stanu wód powierzchniowych i podziemnych do 2015. Z uwagi na problemy techniczne, czasowe oraz finansowe termin ten został wydłużony do 2021 r. lub 2027 r. (Dyrektywa 2000/60/WE). Polska, na podstawie tego dokumentu zobowiązała się do osiągnięcia celów stawianych przez UE, w tym poprawę stanu chemicznego wód powierzchniowych dla łącznie 45 substancji priorytetowych wymienionych w dyrektywie. Z uwagi na fakt, że w osadach dennych kumulowane są substancje toksyczne, konieczne jest zastosowanie bagrowania (Zamparas, Zacharias 2014).

Oprócz tego Polskę obowiązuje Ustawa „Prawo wodne" z dnia 20 lipca 2017 r., w której zapisano wymagania dotyczące zarządzania zasobami wodnymi, utrzymywania lub poprawy stanu ekosystemów wodnych oraz ich ochrony przed zanieczyszczeniami i niewłaściwą lub nadmierną eksploatacją. Jednym ze sposobów, umożliwiających osiągnięcie zamierzonych celów jest rekultywacja jezior, na przykład przez usunięcie osadów dennych.

Głównym problemem metody bagrowania jest późniejsze zagospodarowanie osadów dennych, bowiem bardzo często zawierają one wysokie stężenia metali ciężkich lub substancji toksycznych, które eliminują ich wykorzystanie do celów rolniczych (Sammel 2015). Regulowane jest to zapisami w Prawie Ochrony Środowiska z dnia 27

kwietnia 2001 r. oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr. 165 poz.1359).

Zgodnie z Ustawą o odpadach (Dz. U. 2013 poz. 21) osady denne uznane są jako odpad. W związku z tym po każdym zabiegu bagrowania wydobyty osad należy zagospodarować lub unieszkodliwić w zależności od stopnia ich zanieczyszczenia (Maj, Koszelnik 2016).

Osady spełniające normy zawartości substancji toksycznych i metali ciężkich można przeznaczyć do kompostowania wraz z odpadami stanowiącymi cenne zasoby substancji mineralnych i organicznych, a w następnej kolejności wykorzystać jako nawóz organiczny. Wpisuje się to w koncepcję Komisji Europejskiej z dnia 25 września 2014 r., która polega na zmianie sposobu zagospodarowania odpadów z linearnego na gospodarkę o obiegu zamkniętym. Jest to systemowe podejście, które postrzega produkt, jako jeden z elementów cyklu przetwarzania i wielokrotnego wykorzystania odpadów (Waszak 2015).

3. Cel pracy, hipotezy badawcze i zakres pracy

Cel pracy:

Celem pracy było określenie przestrzennej zmienności właściwości fizycznych, składu chemicznego i struktury osadów dennych płytkich zbiorników miejskich o odmiennych warunkach zlewniowych na przykładzie jeziora Track w Olsztynie, Jeziora Suskiego w Suszu i Jeziora Karczemnego w Kartuzach.

Na podstawie uzyskanych wyników zostaną opracowane zależności matematyczne wskazujące jakie czynniki mogą mieć wpływ na miąższość osadów zasobnych w fosfor, które należy wydobyć z jeziora. Czynnikami uwzględnionymi w obliczeniach będą: obciążenie zewnętrzne zbiorników związkami biogennymi, stan troficzny, jak również ich warunki morfometryczne i zlewniowe.

Hipotezy badawcze:

1. Struktura i właściwości fizyko-chemiczne osadów dennych płytkich i silnie zdegradowanych jezior są istotnie zróżnicowane w układzie horyzontalnym i wertykalnym dna.
2. Poprawa warunków środowiskowych w zbiorniku nie wymaga usunięcia całości współczesnych osadów dennych.

Zakres pracy:

1. Pobór rdzeni osadów dennych z podziałem na 30 cm warstwy,
2. Analiza fizyko-chemiczna osadów dennych i wody interstycjalnej (międzyosadowej),
3. Wyznaczenie, w warunkach laboratoryjnych, równowagowego stężenia EPC_0 w zależności od temperatury i odczynu,
4. Określenie, w warunkach laboratoryjnych, ilości fosforu sorbowanego i desorbowanego przez osady badanych jezior,
5. Ustalenie w warunkach laboratoryjnych ilości fosforu retencjonowanego (fosfor histeretyczny),
6. Matematyczne opracowanie wyników,
7. Wskazanie, na podstawie uzyskanych wyników, najbardziej optymalnego wariantu przeprowadzenia działań rekultywacyjnych.

4. Materiał badawczy

Do badań zostały wykorzystane osady denne pobrane z jezior znajdujących się w zlewniach miejskich. Obiekty badań zostały dobrane tak, aby:

- charakteryzowały się niewielką głębokością (3,2- 4,6 m);
- były zbiornikami polimiktycznymi (cyrkulacja odbywa się przez cały rok jeziorowy za wyjątkiem okresu zlodzenia);
- były poddane silnej antropopresji poprzez przekształcenie zlewni (tereny utwardzone);

- stanowią bądź stanowiły odbiornik ścieków: bytowo-gospodarczych, deszczowych i/lub przemysłowych.

Takie jeziora są bardzo podatne na degradację oraz szybki proces wypłycania. W związku z powyższym dla zbiorników tych najlepszym sposobem rekultywacji jest metoda usuwania osadów dennych (bagrowania).

Wytypowane do badań jeziora Track w Olsztynie, Suskie w Suszu oraz Karczemne w Kartuzach spełniają wszystkie zdefiniowane kryteria.

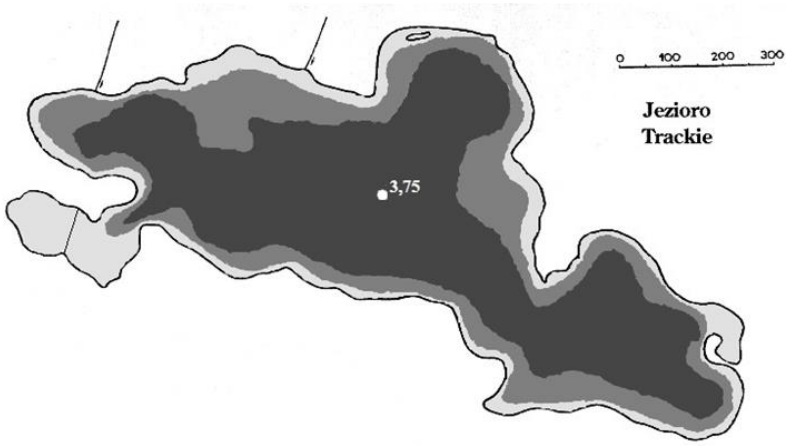
4.1 Jezioro Track

Badany zbiornik jest przykładem jeziora o nasilonej ingerencji antropogenicznej. Na początku XIX wieku jezioro zasilane było wodami z oczek wodnych i mokradeł, położonych w obrębie zlewni. Niewielki odpływ z jeziora odprowadzał wody do jeziora Wadąg. W latach 1840 - 1869 przeprowadzono prace regulacyjne w obrębie zlewni oraz pogłębiono odpływ co spowodowało obniżenie poziomu wód, a w dalszej kolejności całkowity zanik jeziora. Powstałe tereny przekształcono w tereny podmokłe, a na początku XX wieku teren zmeliorowano i wykorzystano pod użytki zielone (Augustyniak 2018). Pod wpływem błędów eksploatacyjnych urządzeń oraz zmian na terenie zlewni jezioro ponownie odtworzyło się. Ponadto w latach 60. XX wieku podjęto próbę ponownego osuszenia jeziora, która zakończyła się niepowodzeniem (Sempioł 1978, Agopsowicz i in. 1984, Lossow i in. 2005).

Dodatkowo jezioro Track pełni rolę odbiornika ścieków deszczowych z sąsiadujących z nim terenów przemysłowych, które wprowadzane są do jeziora kolektorem znajdującym się w części południowo - zachodniej.

Morfometria zbiornika:

Jezioro Track położone jest w północno - wschodniej części Olsztyna na wysokości 123,9 m n.p.m. (współrzędne geograficzne: 53°47'21" N; 20°32'24" E). Jest to płytki zbiornik o powierzchni 52,8 ha (IRŚ 1964). Maksymalna głębokość zmieniała się na przestrzeni lat - w roku 1964 wynosiła 3,75 m (rys. 1), w badaniach Grochowskiej i Gawrońskiej (2005) podano 4 m, natomiast rzeczywista głębokość zbiornika, którą znaleziono podczas badań własnych to 4,6 m. Średnia głębokość wynosi 2,1 m.



Rys. 1 Mapa batymetryczna jeziora Track (Waługa, Chmielewski 1999)

Jezioro Track jest w zasadzie zbiornikiem bezodpływowym co oznacza, że nie posiada naturalnych dopływów ani odpływu powierzchniowego. Jednakże zbiornik ten posiada sztucznie utworzony dopływ z jeziora Pereszkowo, który nie funkcjonuje. Opisywany zbiornik ma wydłużony kształt o przeciętnie rozwiniętej linii brzegowej (K-1,86). Misa jeziora jest wypukła (wskaźnik głębokościowy 0,56) i słabo urozmaicona oraz słabo zgłębiona w podłoże na co wskazuje wartość głębokości względnej - 0,0052.

Powierzchnia zbiornika wynosi 52,8 ha, a pojemność jego misy 1123 tys.m^3. Szczegółowe wartości parametrów morfometrycznych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1 Parametry morfometryczne jeziora Track (Lossow i in. 2005)

Parametr	Wartość
Wspólrzędne geograficzne	53º47'21" N; 20º32'24" E
Położenie m n. p. m	123,9 m
Powierzchnia	52,8 ha
Głębokość maksymalna	3,75 m
Głębokość średnia	2,1 m
Głębokość względna	0,0052
Wskaźnik głębokościowy	0,56
Objętość	1123 tys. m^3
Długość maksymalna	1500 m
Szerokość maksymalna	575 m
Wskaźnik wydłużenia	2,6
Szerokość średnia	348 m
Długość linii brzegowej	4650 m
Rozwój linii brzegowej	1,86

Charakterystyka zlewni:

Brzegi jeziora są płaskie i charakteryzują się niewielkim spadkiem. Od południowej i południowo-zachodniej strony jezioro otaczają tereny zabudowane. W północnej i północno-wschodniej części w otoczeniu zbiornika znajduje się nasyp kolejowy oraz nieużytki (Kuleta, Miastkowska 1997, Lossow i in., 2005, Dunalska i in. 2017).



Rys. 2 Zagospodarowanie terenu jeziora Track (źródło: geoportal.pl)

W obrębie jeziora od strony północno - wschodniej występują grądy niskie, a od południa zarośla wierzbowe (rys. 2).

Całkowita powierzchnia zlewni jeziora Track wynosi 387,1 ha, natomiast zlewni bezpośredniej 247,7 ha. Szczegółowy sposób zagospodarowania terenu zlewni bezpośredniej i całkowitej przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2 Sposób zagospodarowania zlewni jeziora Track (Lossow i in. 2005)

Sposób zagospodarowania	**Zlewnia całkowita**		**Zlewnia bezpośrednia**	
	Powierzchnia (ha)	Udział (%)	Powierzchnia (ha)	Udział (%)
Lasy	91,5	23,6	15,2	6,1
Grunty orne	26,8	6,9	23,7	9,6
Tereny zabudowane	138,5	35,8	102,5	41,4
Nieużytki	108,0	28,0	86,0	34,7
Użytki rolne	20,3	5,2	20,3	8,2
Wody	2,0	0,5	-	-
Razem	387,1	100	247,7	100

W zlewni całkowitej największy udział mają tereny zabudowane, które stanowią 35,8% powierzchni oraz nieużytki (28%). Podobnie jest w przypadku zlewni bezpośredniej, gdzie zabudowania i nieużytki wynoszą odpowiednio 41,4 i 34,7%.

Stan troficzny jeziora oraz warunki środowiskowe:

Z uwagi na swoją morfometrię oraz dobrą ekspozycję na wiatr, jezioro Track zaliczane jest do jezior polimiktycznych o II stopniu statyczności (Patalas 1960). Zasięg mieszania się wód wyliczony za Patalasem (1960) wynosi 4,5 m, i jest zbliżony do głębokości maksymalnej zbiornika (4,6 m) co wskazuje, że jego wody są często mieszane, jednakże mogą ulegać chwilowej stratyfikacji w okresach bezwietrznej pogody.

Według badań Grochowskiej i Gawrońskiej (2005) uwarstwienie termiczne występuje tylko w okresie zlodzenia, natomiast w pozostałych okresach temperatura jeziora w całym słupie wody jest wyrównana. Częsta miksja jeziora oraz dostępność wiatru sprawia, że akwen charakteryzuje się dobrymi warunkami tlenowymi. Pomimo takich warunków jezioro wykazuje cechy zbiornika eutroficznego (niska klasa czystości wód wyliczona wg Kudelskiej i in. 1994) a nawet hypertroficznego (Szymański i in. 2014). Dodatkowo zbiornik jest bardzo podatny na degradację, co wynika z jego budowy morfometrycznej i sposobu zagospodarowania zlewni.

Obciążenie jeziora ładunkiem substancji biogennych:

Jezioro Track jako zbiornik usytuowany na obszarze miasta stanowiło niegdyś odbiornik ścieków bytowo-gospodarczych i opadowych, co wpłynęło na przyspieszenie procesu jego starzenia. Ładunki biogenów dopływające do jeziora przekraczały ładunki krytyczne wyliczone wg kryteriów Vollenweidera (1968): dla azotu 3,5 - krotnie, a dla fosforu 4- krotnie (Litwiniuk 2004).

4.2 Jezioro Suskie

Jezioro Suskie przez wiele lat stanowiło odbiornik ścieków sanitarnych i przemysłowych z miasta Susz. Ponadto zlokalizowane w pobliżu jeziora zakłady przemysłowe - mleczarnia i tartak również wpływały na stopniowe pogarszanie się jakości wód zbiornika. Dopiero w 1997 r. po wybudowaniu oczyszczalni ścieków, pracującej w systemie mechaniczno-biologicznym, wspomaganym chemicznym usuwaniem fosforu (Gorączko i in. 2014), odcięto punktowe zanieczyszczenie. Niestety

mimo odcięcia głównej przyczyny degradacji jeziora jakość jego wód nie uległa poprawie. (Lossow i in. 2004, Kępiński 2014).

Morfometria zbiornika:

Jezioro Suskie znajduje się w obrębie miasta Susz (współrzędne geograficzne: 53°42'33" N; 19°20'24" E). Zbiornik usytuowany jest w południowo- zachodniej części Pojezierza Iławskiego, w dorzeczu rzeki Liwy (Wojtasik 2014), prawobrzeżnego dopływu Nogatu, na wysokości 100,1 m n.p.m. Jest to niewielki i płytki zbiornik. Według danych Instytutu Rybactwa Śródlądowego (1963) powierzchnia jeziora wynosi 62,7 ha. Giziński i in. (1984) podają 60,0 ha, Choiński (1991) wskazuje na wartość 59,0 ha, Popielarczyk i Templin (2014) zaś 62,0 ha.

Głębokość maksymalna jeziora w zależności od źródła wynosi: 5,3 m przy głębokości średniej 2,4 m (IRŚ 1963), 3,0 m (Giziński i in. 1988) i 3,7 m (Draszewski, Kaca 2002). Według badań własnych odnotowano maksymalną głębokość 3,2 m. Badania batymetryczne wykonane przez Popielarczyka i Templina (2014) wykazały głębokość maksymalną 4,1 m. Głębokość względna badanego zbiornika o wartości 0,0052 wskazuje na jego słabe zagłębienie w podłoże. Wskaźnik głębokościowy wynoszący 0,54 oznacza, że misa jeziora ma kształt paraboloidalny.



Rys. 3 Mapa batymetryczna Jeziora Suskiego (Popielarczyk, Templin 2014)

Jezioro Suskie jest zbiornikiem rynnowym o maksymalnej długości 2251 m i szerokości 449 m, wydłużonym w kierunku południowym (rys. 3). Linia brzegowa o długości 5709 m jest umiarkowanie urozmaicona (wskaźnik rozwinięcia - 2,05).

Misa jeziora składa się z trzech części: centralnej oraz dwóch zatok położonych na północnym i południowym krańcu. Parametry morfometryczne jeziora przedstawione zostały w tabeli 3.

Jezioro Suskie zaliczane jest do zbiorników odpływowych, nie posiadających naturalnych dopływów powierzchniowych (Pawłowski, Piasecki 2014).

Tabela 3 Parametry morfometryczne Jeziora Suskiego (Popielarczyk, Templin 2014)

Parametr	Wartość
Współrzędne geograficzne	53º42'33" N; 19º20'24" E
Położenie m n .p .m	100,1 m
Powierzchnia	62,0 ha
Głębokość maksymalna	4,1 m
Głębokość średnia	2,2 m
Głębokość względna	0,0052
Wskaźnik głębokościowy	0,54
Objętość	1377,1 tys. m^3
Długość maksymalna	2251 m
Szerokość maksymalna	449 m
Wskaźnik wydłużenia	5,0
Szerokość średnia	275 m
Długość linii brzegowej	5709 m
Rozwój linii brzegowej	2,05

Charakterystyka zlewni:

Jezioro Suskie otoczone jest zlewnią o powierzchni 538 ha. Można ją podzielić na trzy części. Od strony wschodniej znajdują się tereny o charakterze typowo rolniczym. Obszar od południowo-zachodniej strony jeziora jest w znacznej mierze zalesiony, natomiast od strony północno - zachodniej i zachodniej jest zurbanizowany (rys. 4). Zbiornik znajduje się w niecce, którą otaczają wyniesienia sięgające od 5-27 m nad poziomem jeziora (Czarnecka, Zaczek 2002). Szczegółowy sposób zagospodarowania terenu zlewni bezpośredniej przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4 Zagospodarowanie zlewni bezpośredniej Jeziora Suskiego (Dunalska i in. 2014)

Sposób zagospodarowania	Zlewnia bezpośrednia	
	Powierzchnia (ha)	Udział (%)
Lasy	144,7	26,9
Grunty orne	118,4	22,0
Tereny zabudowane	62,9	11,7
Nieużytki	104,4	19,4
Użytki rolne	107,6	20,0
Wody	-	-
Razem	538	100

Jak przedstawiono w tabeli 4 największy udział w zlewni jeziora mają tereny zalesione, które stanowią 26,9% powierzchni, a w dalszej kolejności pola uprawne (22,0%). Znaczny obszar zajmują również użytki rolne i nieużytki (odpowiednio 107,6 i 104,4 ha). Najmniejszy udział w zagospodarowaniu zlewni bezpośredniej zbiornika mają tereny zurbanizowane zajmujące powierzchnię 62,9 ha (11,7%).



Rys. 4 Mapa topograficzna Jeziora Suskiego (geoportal .pl)

Stan troficzny jeziora oraz warunki środowiskowe:

Jezioro Suskie zaliczane jest do zbiorników polimiktycznych. Wpływ na to mają cechy morfometryczne zbiornika. Teoretyczny zasięg mieszania się wód wyliczony za Patalasem (1960) wynosi 5,1 m w stosunku do rzeczywistej głębokości maksymalnej 4,1 m. Według Patalasa (1960) taka zależność teoretycznego zasięgu mieszania względem

faktycznej głębokości jeziora wskazuje na II stopień statyczności, czyli całkowite i wielokrotne w ciągu roku mieszanie się jego wód. Potwierdzają to także badania Dalkiewicz i Orłowskiej (2002), które wykazały, że wody Jeziora Suskiego są w ciągłej cyrkulacji.

Zbiornik cechuje się wysoką podatnością na degradację wyliczoną w oparciu o kryteria zaproponowane przez Kudelską i in. (1994). Wynika to z niekorzystnej morfometrii jeziora (niewielka głębokość, brak uwarstwienia termicznego) oraz sposobu zagospodarowania zlewni bezpośredniej (Dunalska i in. 2014).

Pomimo podjętych działań ochronnych (odcięcie dopływu ścieków komunalnych i przemysłowych), nie zaobserwowano zmiany w klasie czystości wód, którą oceniono jako pozaklasową.

Obciążenie jeziora ładunkiem substancji biogennych:

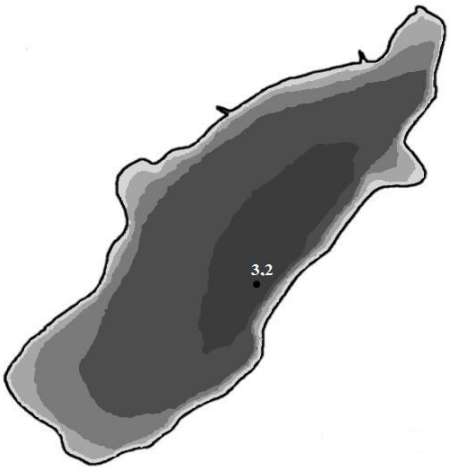
Jezioro Suskie do 1997 r. stanowiło odbiornik ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych. Spowodowało to jego degradację. Na zły stan wód jeziora znaczący wpływ miał także wysoki udział gruntów ornych i użytków rolnych na terenie zlewni (Lossow i in. 2004). Stosowane nawozy sztuczne oraz melioracje terenów uprawnych zwiększa ładunek substancji biogennych spływających do zbiornika. Potwierdzają to także ładunki wyliczone według kryteriów Vollenweidera (1968). Rzeczywisty ładunek fosforu przekracza 4 - krotnie ładunek krytyczny powodujący przyspieszoną eutrofizację, azotu zaś aż 5 - krotnie (Dalkiewicz, Orłowska 2002).

4.3 Jezioro Karczemne

Analizowany zbiornik jest przykładem jeziora, który uległ degradacji pod wpływem wieloletniego wprowadzania zanieczyszczeń. Jezioro Karczemne od połowy lat 50. XX wieku przekształcono w odbiornik surowych ścieków komunalnych i przemysłowych. Obecnie jezioro jest kwalifikowane jako hypertroficzne (Grochowska i in. 2020).

Morfometria zbiornika:

Jezioro Karczemne jest drugim w kolejności zbiornikiem w systemie rzeczno-jeziornym Klasztornej Strugi i kompleksu jezior Kartuskich. Jego położenie opisują następujące współrzędne geograficzne: 54°19′42″N, 18°11′27″E. Akwen znajduje się w południowo-zachodniej części miasta Kartuzy na wysokości 203,7 m n. p. m. Powierzchnia jeziora wynosi 40,4 ha, a maksymalna głębokość 3,2 m (rys. 5).



Rys. 5 Mapa batymetryczna Jeziora Karczemnego (Grochowska i in. 2018)

Średnia głębokość jeziora osiąga prawie 2 metry. Całkowita objętość wody analizowanego zbiornika to 798,3 tys. m^3. Jezioro posiada półkolisty kształt misy o czym świadczy wskaźnik głębokościowy wynoszący 0,62. Maksymalna długość Jeziora Karczemnego wynosi 1282 m, a szerokość 445 m. Wskaźnik wydłużenia akwenu (λ) świadczy o owalnym, lekko wydłużonym kształcie zbiornika. Linia brzegowa jest słabo urozmaicona (K - 1,4), a jej długość to 3163 m. Misa jeziora jest słabo zagłębiona w podłoże o czym informuje niski wskaźnik głębokości względnej (0,0050) (tabela 5).

Tabela 5 Parametry morfometryczne Jeziora Karczemnego (Grochowska 2020)

Parametr	Wartość
Współrzędne geograficzne	54º19'42" N; 18º11'27" E
Położenie m n. p. m	203,7 m
Powierzchnia	40,4 ha
Głębokość maksymalna	3,2 m
Głębokość średnia	1,98 m
Głębokość względna	0,0050
Wskaźnik głębokościowy	0,62
Objętość	798,3 tys. m^3
Długość maksymalna	1282 m
Szerokość maksymalna	445 m
Wskaźnik wydłużenia	2,9
Szerokość średnia	315 m
Długość linii brzegowej	3163 m
Rozwój linii brzegowej	1,4

Charakterystyka zlewni:

Jezioro Karczemne znajduje się w zlewni kompleksu czterech jezior o łącznej powierzchni 12,25 km^2. Wszystkie zbiorniki znajdują się na terenie miasta Kartuzy oraz połączone są ze sobą Klasztorną Strugą – ciekiem stanowiącym dopływ oraz odpływ dla kolejnych zbiorników.



Rys. 6 Mapa topograficzna Jeziora Karczemnego (źródło: google.pl/maps)

W zlewni bezpośredniej Jeziora Karczemnego można wyróżnić tereny zabudowane otaczające jezioro od wschodu, północy oraz północnego zachodu (rys. 6). Jednakże cały teren zurbanizowany jest podłączony do sieci kanalizacyjnej. Zatem wyłączając tereny zabudowane, w zlewni bezpośredniej największy udział mają lasy (79,3%), znajdujące się południowo-zachodniej części jeziora, a dalej nieużytki stanowiące 20,7%.

Szczegółowy sposób zagospodarowania terenu zlewni bezpośredniej przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6 Zagospodarowanie zlewni bezpośredniej Jeziora Karczemnego (Dunalska i in. 2015)

Sposób zagospodarowania	Zlewnia bezpośrednia	
	Powierzchnia (ha)	Udział (%)
Lasy	35,6	79,3
Grunty orne	-	-
Tereny zabudowane	-	-
Nieużytki	9,3	20,7
Użytki rolne	-	-
Wody	-	-
Razem	44,9	100

Stan troficzny jeziora oraz warunki środowiskowe:

Jezioro Karczemne zaliczane jest do zbiorników polimiktycznych. Zasięg mieszania się wód wyliczony za Patalasem (1960) wynosi 5 m, natomiast głębokość maksymalna zbiornika to 3,2 m. Teoretyczny zasięg mieszania prawie dwukrotnie przekracza głębokość maksymalną jeziora co pozwala zaliczyć ten akwen do I stopnia statyczności, czyli do zbiorników charakteryzujących się wysoką dynamiką wód.

Według badań Dunalskiej i in. (2015) Jezioro Karczemne zaliczone było do najbardziej zanieczyszczonych zbiorników w kompleksie jezior Kartuskich. Jego stan troficzny został określony powyżej hypertrofii. Tak daleko zaawansowane procesy degradacji jeziora wskazują, że przeprowadzenie działań ochronnych w zlewni, które maksymalnie ograniczą zasilanie zewnętrzne zbiornika prawdopodobnie nie przyniosą poprawy warunków środowiskowych w jeziorze. W takiej sytuacji konieczne jest przeprowadzenie zabiegów rekultywacyjnych.

Obciążenie jeziora ładunkiem substancji biogennych:

Jezioro Karczemne od 1956 r. stanowiło odbiornik ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych i burzowych. Wieloletnie wprowadzanie stężonych ścieków spowodowało przyspieszoną eutrofizację. Obecnie jezioro jest silnie zdegradowane (Dunalska i in. 2015). W ostatnich latach do zbiornika biogeny docierały ze zlewni oraz atmosfery. Wśród zanieczyszczeń docierających ze zlewni można wyróżnić źródła powierzchniowe; dopływ wód ciekiem łączącym Jezioro Karczemne z Jeziorem Mielenko (dopływ wód znajduje się w centralnej części zachodniego brzegu); źródła punktowe (6 dopływów wód opadowych i niekiedy nielegalne odprowadzanie ścieków komunalnych) i zanieczyszczenia pochodzące od wędkarzy. Ostatnie źródło zasilania jezior to opad atmosferyczny.

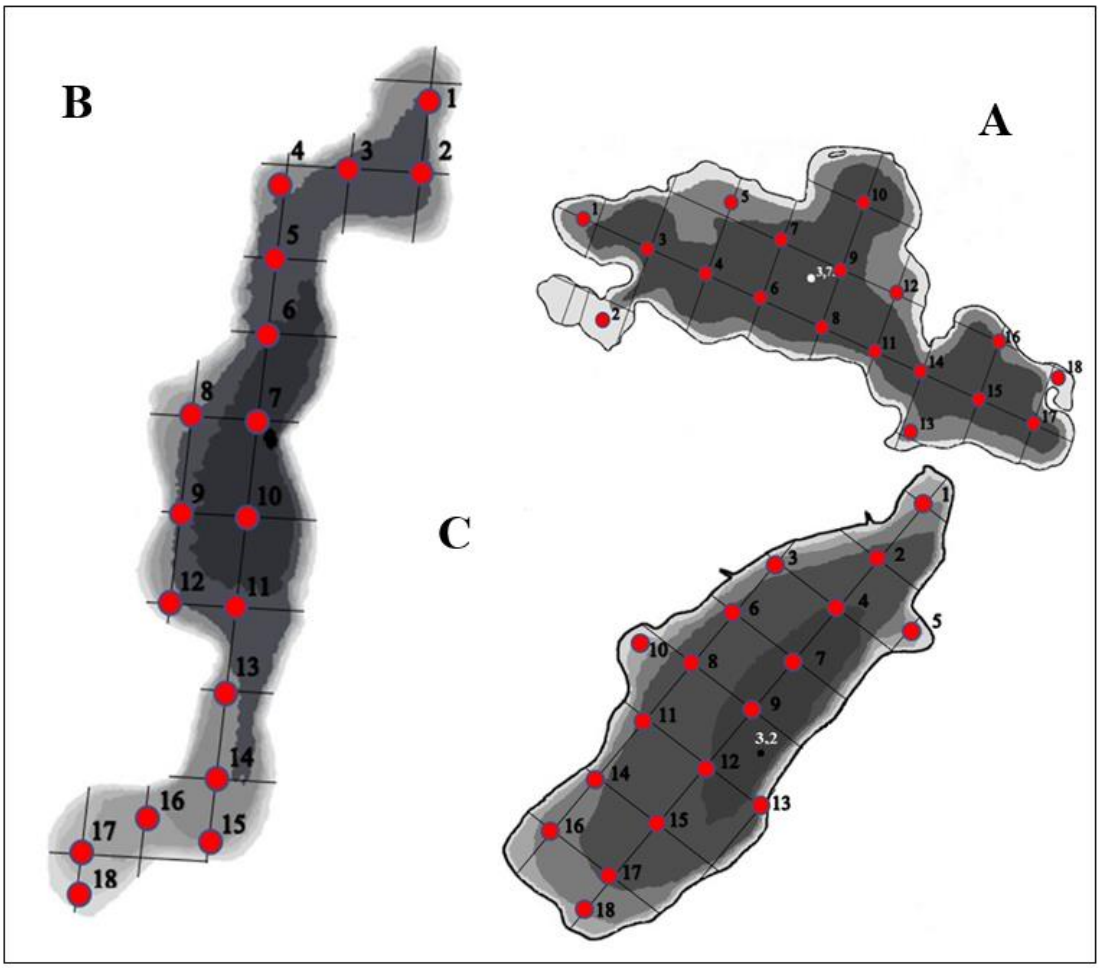
Całkowite ładunki fosforu i azotu wprowadzone do Jeziora Karczemnego wynosiły odpowiednio: 134,7 kg P rok^{-1} (0,330 g P m^{-2} rok^{-1}) i 1133,8 kg N rok^{-1} (2,80 g N m^{-2} rok^{-1}). Dopuszczalne i niebezpieczne (krytyczne) obciążenia obliczone dla tego jeziora z modelu hydrologicznego Vollenweidera (1976) wynosiły odpowiednio 0,030 g P m^{-2} rok (12,1 kg rok^{-1}) i 0,060 g P m^{-2} rok (24,2 kg rok^{-1}). Analiza wykazała, że całkowity ładunek fosforu wprowadzany do jeziora ze źródeł zewnętrznych przekraczał ładunek niebezpieczny i był odpowiedzialny za przyspieszoną eutrofizację. Ładunek fosforu wprowadzany do Jeziora Karczemnego był o 550% większy od ładunku krytycznego (Grochowska i in. 2020).

5. Metodyka badań

5.1 Pobór rdzeni osadów

Sondowanie dna badanych jezior zostało przeprowadzone w taki sposób, aby uzyskać pełną informację o strukturze ich dna. Pobór rdzeni przeprowadzony został w punktach rozłożonych równomiernie na całej powierzchni dna zgodnie z metodyką zalecaną przez EPA (2001), w latach 2018-2019. Dokładne rozmieszczenie punktów poboru rdzeni w badanych jeziorach zostało przedstawione na rys. 7.

Rdzenie osadów dennych pobrane zostały przy użyciu aparatu rurowego typu "Kajak". Podczas poboru starano się wydobyć cały, niezaburzony rdzeń osadu sięgający aż do skały macierzystej (spągu). Na tej podstawie określono miąższość osadów dennych w analizowanym jeziorze. Po wydobyciu każdy rdzeń został podzielony na 30. centymetrowe warstwy otrzymując próby: A – 0-30 cm, B - 31-60 cm, C - 61-90 cm, D – 91-120 cm, E – 121-150 cm, F – 151-180 cm. Uzyskany w ten sposób materiał został przewieziony do laboratorium i tam poddany dalszym analizom.



Rys. 7 Rozmieszczenie punktów poboru rdzeni (A- j. Track, B-J. Suskie, C- J. Karczemne)

5.2 Badania gęstości i uwodnienia

Świeże osady denne poddano analizom wagowym w celu zdefiniowania ich objętości i ciężaru. W tym celu, do wyprażonego i zważonego tygla, naważano próbkę świeżego osadu, a następnie wysuszono ją do stałej wagi w temperaturze 105°C, po czym ponownie zważono. Na tej podstawie obliczono gęstość i uwodnienie osadu.

5.3 Analizy fizyko-chemiczne wody interstycjalnej (międzyosadowej)

W celu oddzielenia wód międzyosadowych, pobrane próbki zostały odwirowane w wirówce laboratoryjnej MPW-350 (3000 obr./min i czasie 20 minut).

W uzyskanej wodzie oznaczono **azot ogólny** (TN) oraz **ogólny węgiel organiczny** (OWO) na analizatorze węgla i azotu TOC-TN firmy Hach.

Po przesączeniu wód przez ilościowy sączek bezpopiołowy o średnicy 5 cm oznaczono:
azot amonowy ($N\text{-}NH_4^+$) (kolorymetrycznie, Merck SQ 118),
azot organiczny (N-org) (różnica między azotem ogólnym i azotem amonowym),
fosfor mineralny ($P\text{-}PO_4^{3-}$) (spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL, α – 690 nm),
fosfor organiczny (P-org) (różnica między fosforem ogólnym i mineralnym),
fosfor ogólny (TP) (po mineralizacji z kwasem siarkowym(VI) i azotowym(V), spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), NANOCOLOR UV/VIS, firma MACHEREY – NAGEL, α – 690 nm),
żelazo i mangan (kolorymetrycznie, Merck SQ 118).

5.4 Suszenie osadów oraz przygotowanie do dalszych analiz

Po oddzieleniu wód międzyosadowych, wstępnie odwodniony osad został wyłożony na bibułę filtracyjną do całkowitego wysuszenia w temperaturze pokojowej. Suchy osad został roztarty w moździerzu porcelanowym oraz przesiany przez sito o średnicy oczek 1 mm. W tak przygotowanych próbkach oznaczono:
suchą masę osadu - jako różnica między wagami wyprażonego tygla z naważką osadu a pustym tyglem. W tym celu do wyprażonego tygla w temperaturze 550°C, uprzednio zważonego, odważono suchy osad o wadze ok. 2,5 g. Po tym osad był suszony w temperaturze 105°C przez 2 godziny,
zawartość materii organicznej - metodą wagową jako różnicę między suchą masą osadu a pozostałością po prażeniu,
dwutlenek węgla - jako stratę po prażeniu w 550 ˚C oraz 1000˚C po wcześniejszej regeneracji wodą nasyconą CO_2,
krzemionkę - pozostałość po wyprażeniu sączków w temp. 1000˚C, wykorzystanych do przesączenia próbek po mineralizacji,
azot ogólny - metodą destylacji w aparacie Buchi B-324 uprzednio zmineralizowanej próbki osadu metodą Kjeldahla.

5.5 Mineralizacja osadów

Próbkę osadów (ok. 2 g) poddano mineralizacji ze stężonymi kwasami: siarkowym (H_2SO_4), nadchlorowym ($HClO_4$) oraz azotowym (HNO_3) w stosunku objętościowym

1:2:3. Tak przygotowaną mieszaninę poddano mineralizacji. Po tym czasie próbkę rozcieńczano wodą dejonizowaną i sączono ilościowo przez sączek bezpopiołowy nr 390, do kolby o objętości 500 ml. W osadzie z sączkiem po wstępnym zwęgleniu oraz wyprażeniu w temp. 1000^{o}C oznaczono krzemionkę (SiO_2).

W otrzymanym przesączu oznaczono:

twardość ogólną - metodą miareczkową z czernią eriochromową i wersenianem disodu (EDTA) w środowisku alkalicznym,

wapń - metodą miareczkową z mureksydem w środowisku alkalicznym,

magnez - jako różnicę między twardością ogólną i wapniową,

fosfor ogólny - spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), NANOCOLOR UV/VIS, firma MACHEREY – NAGEL, α – 690 nm, po wcześniejszej alkalizacji NH_4OH 1:1,

mangan, glin i żelazo - metodą kolorymetryczną spektrofotometrem Merck SQ 118 z wykorzystaniem testów firmy Merck.

5.6 Frakcje fosforu biodostępnego

Frakcje fosforu biodostępnego oznaczone zostały za pomocą sekwencyjnej ekstrakcji według metodyki Psennera i in. (1988) zmodyfikowanej przez van Hullebusha i in. (2003), a fosfor ogólny wg Golachowskiej (1977). Oznaczone zostały następujące frakcje fosforu:

1. fosfor labilny (NH_4Cl – P) – po 2 h ekstrakcji naważki osadu w 1 M roztworze NH_4Cl,
2. fosfor wrażliwy na zmiany potencjału redox (BD – P) – po 2 h ekstrakcji w mieszaninie 0,11 M $NaHCO_3$ i 0,11 M $Na_2S_2O_4$,
3. fosfor związany z glinem i materią organiczną (NaOH – TP) – po 16 h ekstrakcji w 0,1 M roztworze NaOH,
4. fosfor związany z glinem (NaOH-rP) – oznaczono bezpośrednio w przesączonym ekstrakcie metodą molibdenową,
5. fosfor związany z materią organiczną (NaOH-nrP) – obliczono z różnicy pomiędzy fosforem ogólnym oznaczonym w ekstrakcie z NaOH po mineralizacji w mieszaninie H_2SO_4 i $HClO_4$ a NaOH – rP,
6. fosfor związany z wapniem (HCl – P) – oznaczono po 16 h ekstrakcji w 0,5 M roztworze HCl,

7. fosfor rezydualny (res – P) – oznaczono po spaleniu pozostałego osadu w mieszaninie H_2SO_4 i $HClO_4$.

Sekwencyjną ekstrakcję prowadzono w wytrząsarce Innova 40 firmy New Brunswick Scientific. Po etapie wytrząsania następował etap wirowania w wirówce Rotinna 420 firmy Hettich przy 3000 obr/min przez 10 minut. Następnie każdy otrzymany ekstrakt przesączano przez twarde sączki ilościowe (nr 390). Analizy zawartości fosforu mineralnego w poszczególnych frakcjach oznaczano metodą kolorymetryczną z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), przy użyciu spektrofotometru NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL, α – 690 nm.

5.7 Badania sorpcji i desorpcji fosforu

Badania właściwości sorpcyjnych osadów dennych przeprowadzono w jednym całym rdzeniu z każdego jeziora. W tym celu pobrany osad z każdej warstwy został wymieszany z wodą dejonizowaną. Do każdej próbki dodany został chloroform w celu usunięcia wpływu materii organicznej. Do mieszaniny o stężeniu 2,5 g s.m dm^{-3} wody i o objętości 25 cm^3 dodano różne objętości roztworu fosforanowego (0; 0,1; 0,5; 1; 5 mg P dm^{-3}), po czym próbki zostały umieszczone w wytrząsarce INNOVA 40 firmy New Brunswick Scientific (intensywność mieszania 250 obr./min) na 24 godziny w temperaturze 4°C i 20°C w trzech różnych zakresach odczynu 5, 7 i 9 pH. W badaniach eksperymentalnych zastosowano 3 powtórzenia, a otrzymane wyniki uśredniono. Ogółem otrzymano 216 próbek. Przygotowane próbki szczelnie owinięto folią aluminiową w celu odcięcia światła. Po tym czasie próbki odwirowano (na wirówce Rotina 420 firmy Hettich) i przesączono przez sączki ilościowe nr 390. W otrzymanych próbkach oznaczono stężenia fosforu fosforanowego metodą kolorymetryczną. Otrzymane wyniki zostały dopasowane do modelu sorpcji Langmuira, które wyraża się wzorem:

$$Q = \frac{Q_{max} * kC}{1 + kC}$$

gdzie: Q – ogólna ilość fosforu adsorbowanego przez osad (mg kg s.m.$^{-1}$)

$$Q = Q_0 + Q'$$

Q_0 – początkowa ilość fosforu w osadzie mg kg s.m.$^{-1}$)

Q' – ilość fosforu zaadsorbowana przez osad w trakcie badań (mg kg s.m.$^{-1}$)

Q_{max} – maksymalna pojemność sorpcyjna osadu (mg kg s.m.$^{-1}$)

k - stała izotermy, odnosząca się do energii wiązania (dm^3 mg^{-1})

C – stężenie równowagowe fosforu (mg dm^{-3}).

Równanie sorpcji Langmuira przekształcone do postaci linearnej można wyrazić wzorem (Granops, Kaleta 2005, Kosobucki, Boguszewski 2016, Augustyniak 2018):

$$\frac{C}{Q} = \frac{C}{Q_{max}} + \frac{1}{k * Q_{max}}$$

Wyniki uzyskane z badań nad właściwościami sorpcyjnymi analizowano w programie Statistica (Statsoft Inc. 2017) metodą estymacji nieliniowej.

W ten sposób otrzymano współczynnik determinacji R^2, współczynnik korelacji r-Pearsona (R), maksymalną pojemność sorpcyjną osadu Q_{max} oraz iloczyn stężenia fosforu i stałej wiązania Kc.

Otrzymane wyniki dopasowano również do modelu sorpcji Freundlicha, który wyraża się wzorem:

$$S = K * C^{\frac{1}{n}}$$

Po zlogarytmowaniu równania otrzymywana jest linearna postać równania wyrażona:

$$log\ S = log\ K + \frac{1}{n} * log\ C$$

gdzie:

S – ogólna ilość fosforu sorbowanego przez osad (mg kg s.m.$^{-1}$),

C – stężenie fosforu po procedurze równowagowania (mg dm^{-3}),

K,n – stałe izotermy.

Podobnie do modelu sorpcji Langmuira, uzyskane wyniki analizowano w programie Statistica (Statsoft Inc. 2017) metodą estymacji nieliniowej w ten sposób otrzymano współczynnik determinacji R^2, współczynnik korelacji r-Pearsona (R) oraz stałe izotermy K i 1/n.

Dodatkowo przeanalizowano model sorpcji BET, który został opracowany w 1938r. przez Brunauera, Emmeta i Tellera. Zakłada on teorię adsorpcji wielowarstwowej. Podstawą jest możliwość zastosowania modelu Langmuira do każdej warstwy adsorpcyjnej, która przybiera postać:

$$S = \frac{q_s * C_{BET}(\frac{C}{C_0})}{\left(1 - \frac{C}{C_0}\right)[1 + (C_{BET} - 1)\frac{C}{C_0}]}$$

Po przekształceniu wzoru przyjmuje postać liniową:

$$S = \frac{\frac{C}{C_0}}{Q(1 - \frac{C}{C_0})} = \frac{1}{q_s C_{BET}} + \frac{(C_{BET} - 1)\frac{C}{C_0}}{q_s C_{BET}}$$

gdzie:

S – ogólna ilość fosforu sorbowanego przez osad w procesie równowagowania (mg kg s.m.$^{-1}$),

Q – ogólna ilość fosforu adsorbowanego przez osad (mg kg s.m.$^{-1}$),

Q_{max} – maksymalna pojemność sorpcyjna osadu (mg kg s.m.$^{-1}$),

q_s - maksymalna ilość zaadsorbowanego adsorbatu w monowarstwie (mg kg s.m.$^{-1}$),

C – stężenie fosforu po procedurze równowagowania (mg dm^{-3}),

C_0 – stężenie początkowe (mg dm^{-3}),

C_{BET}- stała podziału BET (dm^3 mg^{-1}).

Na podstawie obliczeń maksymalnej ilości fosforu zaadsorbowanej w monowarstwie (q_s) można wyliczyć powierzchnię adsorbentu zajmowaną przez zaadsorbowaną substancję za pomocą równania:

$$S = q_s S_0 N$$

Gdzie:

S – powierzchnia, którą zajmują molekuły adsorbatu w monowarstwie (m^2 g^{-1}),

q_s – maksymalna ilość zaadsorbowanego adsorbatu w monowarstwie (mol g^{-1}),

N – stała Avogardo,

S_0 – powierzchnia zajmowana przez jedną cząsteczkę adsorbatu (m^2).

Współczynnik podziału procesu adsorpcji jest stosunkiem ilości zaadsorbowanego fosforu do ilości pozostałego fosforu w roztworze w stanie równowagi:

$$C_s = \frac{S}{C}$$

Gdzie:

C_s – współczynnik podziału ($dm^3\ kg^{-1}$),

S – ogólna ilość fosforu sorbowanego przez osad w procesie równowagowania (mg kg $s.m.^{-1}$),

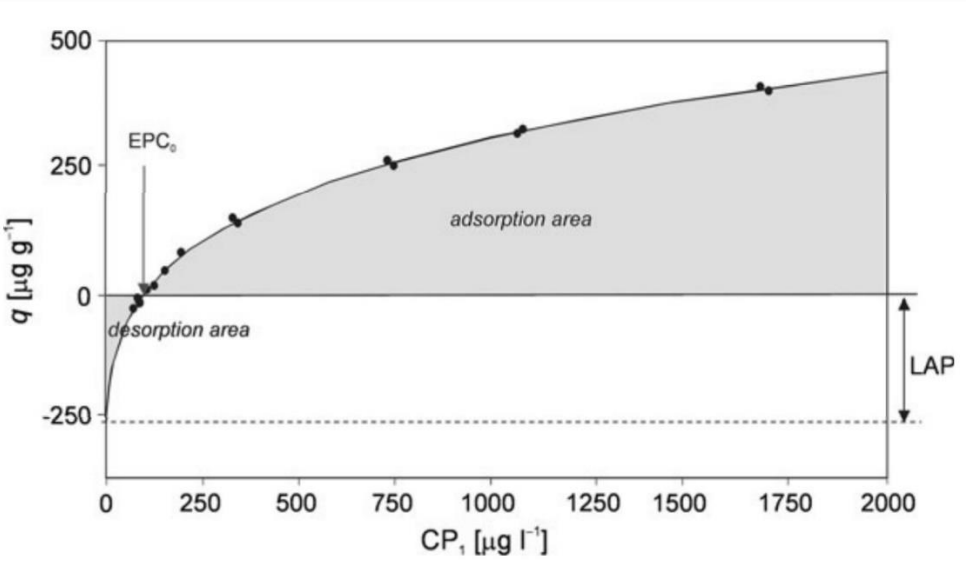
C – stężenie fosforu po procedurze równowagowania (mg dm^{-3}).

Uzyskane wyniki współczynnika podziału (C_s) mogą stanowić podstawę do modelowania warunków procesu rekultywacji.

W wyniku wyczerpania fosforu lub bardzo niskich stężeń w toni wodnej następuje zjawisko desorpcji wcześniej zaadsorbowanego związku w osadach dennych (Froelich 1988). Dlatego ważnym elementem jest określenie równowagi pomiędzy procesami sorpcji i desorpcji fosforu (EPC_0). EPC_0 wyznaczono na podstawie zmodyfikowanego równania Freundlicha zgodny z metodyką Huang i in. (2011).

$$S = \left(K * C^{\frac{1}{n}}\right) - S_0$$

Na podstawie otrzymanych wyników wyznaczono równowagowe stężenie EPC_0. Przykładowy przebieg sorpcji i desorpcji fosforu z uwzględnieniem parametru EPC_0 przedstawiono na rys. 8.



Rys. 8 Ogólny przykład izotermy sorpcji Freundlicha pokazujący ilość zaadsorbowanego P w funkcji stężenia równowagowego w roztworze. Punkty to dane eksperymentalne, a linia to dopasowany model (Łukawska-Matuszewska i in. 2013)

Po usunięciu ekstraktu z badań sorpcji, ponownemu dodaniu wody dejonizowanej oraz zbadaniu stężenia fosforu fosforanowego, w tych samych warunkach, w których badano sorpcję, została wyznaczona ilość fosforu desorbowanego (Pdes) i histeretycznego/retencjonowanego (Pret). Według Pant i Reddy (2001) fosfor retencjonowany to ilość fosforu trwale zaadsorbowana na powierzchni cząstek osadu. W tym celu po etapie sorpcji i procesie dekantacji, zważono probówki z osadem, aby obliczyć ilość fosforu pozostałego w resztkach ekstraktu (Huang i in. 2011 i Lair i in. 2009). Średni % Pret obliczony został z różnicy między fosforem zaadsorbowanym a fosforem desorbowanym.

5.8 Opracowanie wyników

Wyniki uzyskane z badań nad właściwościami sorpcyjnymi analizowano w programie Statistica (Statsoft Inc. 2017) oraz w programie Excel (Microsoft Inc. 2017).

Istotność wyników sprawdzono za pomocą metod statystycznych tj. metody korelacji prostej (Pearsona).

6. Wyniki badań

6.1 Miąższość osadów

Punkty badawcze na jeziorze zostały ustalone przy pomocy mapy batymetrycznej (rys. 1, 3, 5) i echosondy oraz zostały wyznaczone współrzędne geograficzne, każdego z punktów na podstawie ortofotomapy. Podczas sondowań zmierzono głębokość słupa wody oraz miąższość osadów. Wszystkie uzyskane dane na temat analizowanych punktów badawczych na jeziorach zestawiono w tabeli 7.

Tabela 7 Wyniki pomiarów terenowych analizowanych punktów wraz z współrzędnymi geograficznymi

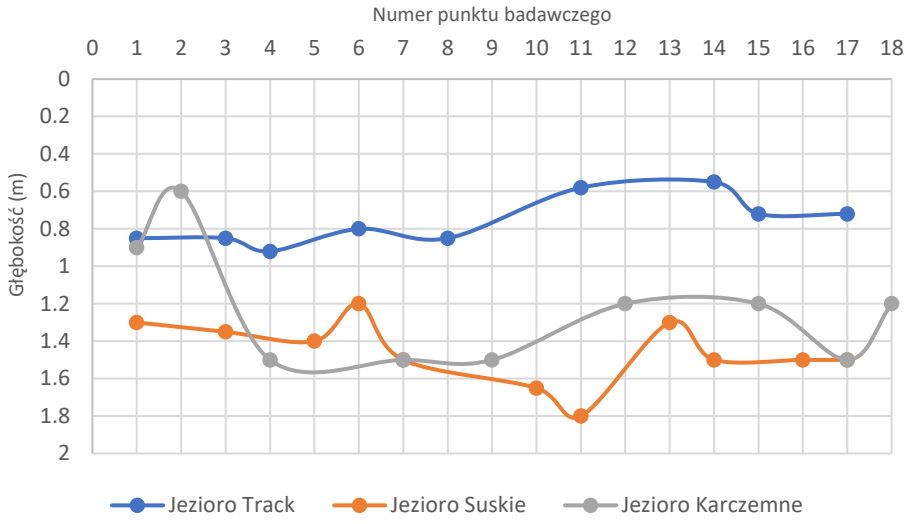
Nr punktu	Współrzędne geograficzne		Głębokość (m)	Miąższość osadów (m)
JEZIORO TRACK				
1	53°47’28,6” N	20°31’50,5” E	2,8	0,9
2	53°47’20,4” N	20°31’53” E	2,2	0,8
3	53°47’25” N	20°32’01” E	3,9	0,9
4	53°47’23” N	20°32’08” E	4,4	0,9
5	53°47’28” N	20°32’12” E	3,3	0,6
6	53°47’19” N	20°32’17” E	4,4	0,8
7	53°47’22” N	20°32’20” E	4,6	0,7
8	53°47’14” N	20°32’28” E	4,6	0,9
9	53°47’18,5”N	20°32’31,5” E	3,7	0,6
10	53°47’23” N	20°32’35” E	4,2	0,6
11	53°47’13” N	20°32’29” E	4,6	0,6
12	53°47’16,5”N	20°32’35” E	3,2	Brak osadów
13	53°47’05” N	20°32’34” E	3,9	0,7
14	53°47’10” N	20°32’36” E	4,0	0,6
15	53°47’07” N	20°32’43” E	4,3	0,7
16	53°47’09” N	20°32’47,5” E	4,2	0,6
17	53°47’03” N	20°32’49” E	4,0	0,7
18	53°47’07” N	20°32’55” E	Brak punktu	
JEZIORO SUSKIE				
1	53°43’02,73” N	19°20’45,09” E	2,3	1,3
2	53°42’58,11” N	19°20’44,77” E	2,5	0,9
3	53°42’57,96” N	19°20’36,10” E	2,4	1,4
4	53°42’58,33” N	19°20’25,57” E	1,9	1,9
5	53°42’52,68” N	19°20’26,82” E	2,6	1,4
6	53°42’46,09” N	19°20’25,76” E	2,8	1,2
7	53°42’39,67” N	19°20’25,42” E	3,1	1,5
8	53°42’40,12” N	19°20’14,74” E	2,2	1,1
9	53°42’32,85” N	19°20’14,39” E	2,6	1,3
10	53°42’32,82” N	19°20’24,50” E	3,2	1,7
11	53°42’25,71” N	19°20’24,73” E	2,7	1,8
12	53°42’26,00” N	19°20’13,76” E	2,4	1,3
13	53°42’19,38” N	19°20’22,80” E	2,4	1,3
14	53°42’13,22” N	19°20’21,02” E	2,2	1,5

15	53°42’07,65” N	19°20’20,54” E	2,1	0,5
16	53°42’08,96” N	19°20’11,17” E	1,8	1,5
17	53°42’05,39” N	19°20’02,77” E	1,2	1,5
18	53°42’58,11” N	19°20’01,89” E	0,9	1,7
JEZIORO KARCZEMNE				
1	54°33’27,5” N	18°19’61,4” E	1,5	0,9
2	54°33’19,0” N	18°19’51,1” E	2,1	0,6
3	54°33’08,5” N	18°19’14,3” E	1,8	1,2
4	54°33’02,3” N	18°19’30,5” E	2,5	1,5
5	54°33’01,8” N	18°19’58,5” E	1,2	1,5
6	54°33’00,3” N	18°19’04,0” E	2,2	0,9
7	54°32’93,9” N	18°19’19,7” E	2,7	1,5
8	54°32’91,8” N	18°18’93,8” E	2,3	1,2
9	54°32’85,7” N	18°19’09,6” E	3,0	1,5
10	54°32’95,5” N	18°18’75,4” E	1,2	0,9
11	54°32’75” N	18°18’73” E	2,2	1,5
12	54°32’69” N	18°18’88,6”E	2,4	1,2
13	54°32’62,6”N	18°19’03,7”E	2,3	0,9
14	54°32’66,7”N	18°18’63,1”E	2,0	1,2
15	54°32’60,3”N	18°18’78,9”E	2,2	1,2
16	54°32’58,2”N	18°18’52,5”E	1,9	1,5
17	54°32’51,7”N	18°18’68,2”E	2,1	1,5
18	54°32’43,7”N	18°18’58,6”E	1,5	1,2

Największą głębokością charakteryzowało się jezioro Track - 4,6 m. Wartość ta jest dużo wyższa niż przedstawiona na mapach batymetrycznych (IRŚ 1964) – 3,75 m. Miąższość osadów w tym jeziorze była najmniejsza i nie przekraczała 1 m. Osady sięgały średnio 0,7 m głębokości (od 0,6 do 0,9 m).

W Jeziorze Suskim w analizowanych punktach badawczych odnotowano maksymalną głębokość zbiornika wynoszącą 3,2 m. Głębokość ta była znacznie niższa od podanej przez IRŚ (1963) – 5,3 m i przez Popielarczyka i Templina (2014) – 4,1 m. Jezioro to charakteryzowało się najwyższą miąższością osadów spośród badanych akwenów, sięgającą blisko 2 m głębokości.

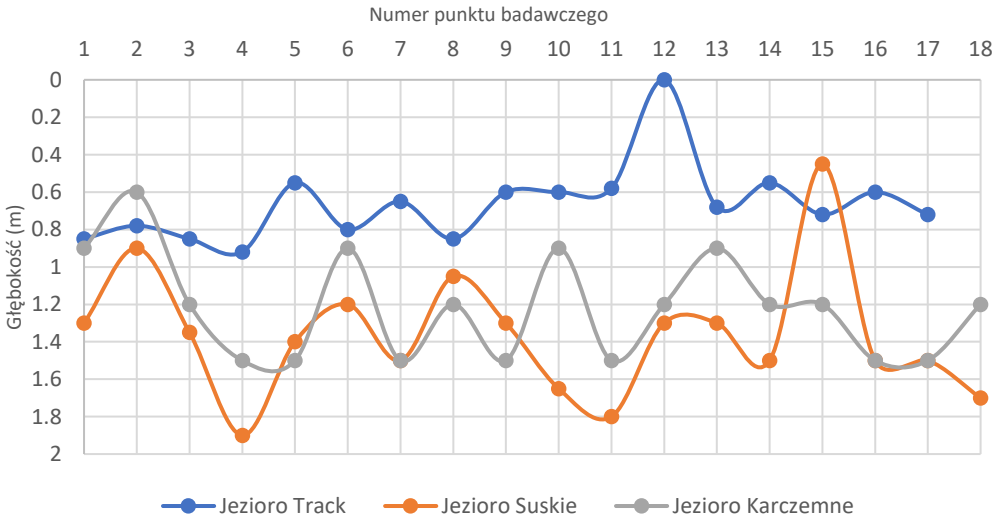
Natomiast Jezioro Karczemne było najpłytszym zbiornikiem, w którym maksymalna głębokość w analizowanych punktach wyniosła 3,0 m. Zbiornik ten również odznaczał się wysoką miąższością osadów (od 0,6 do 1,5 m głębokości). Na poniższym wykresie przedstawiono miąższość osadów z profilu głównego (tj. w punktach leżących na linii łączącej najdalej odległe punkty zbiornika) wszystkich analizowanych zbiorników (rys. 9).



Rys. 9 Miąższość osadów w punktach leżących w profilu głównym

W jeziorze Track najwyższą miąższością charakteryzowały się punkty 1, 3, 4, 6 i 8 (0,8-0,9 m) położone od zachodniej części jeziora do połowy zbiornika. Miąższość osadów zmniejszała się w kierunku wschodnim.

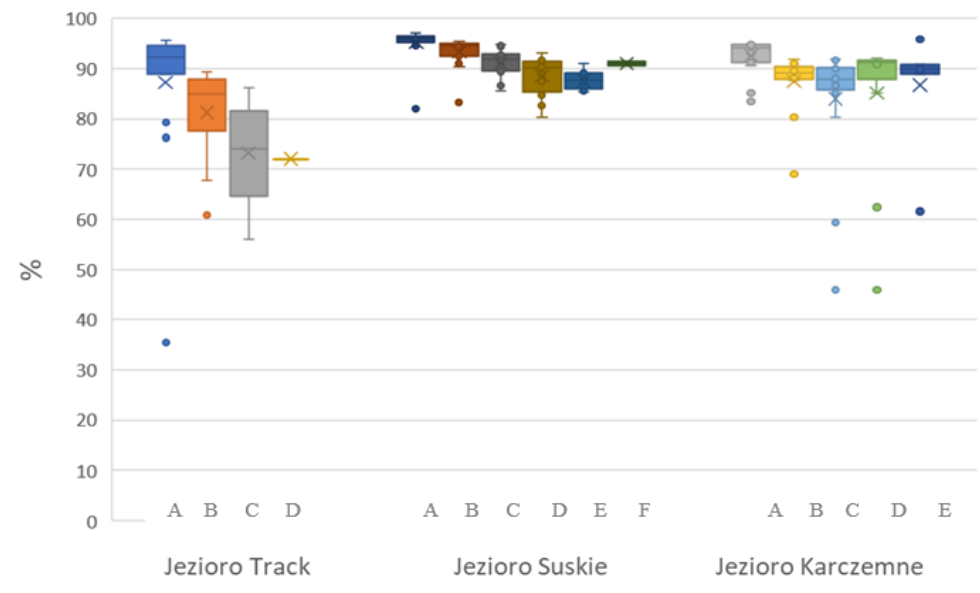
W Jeziorze Suskim oraz w Jeziorze Karczemnym najwyższe wartości obserwowano w centralnej części zbiornika (rys. 9, rys. 10).



Rys. 10 Miąższość osadów we wszystkich punktach badawczych

6.2 Uwodnienie

Wertykalne i horyzontalne badania uwodnienia charakteryzowały się dużym zróżnicowaniem (rys. 11). W jeziorze Track wraz z głębokością malało uwodnienie jednak największymi wahaniami charakteryzowała się warstwa C, gdzie uwodnienie wynosiło 56-86%. W Jeziorze Suskim również obserwowano zwiększającą się suchą masę osadów wraz z głębokością. Wyjątek stanowiła warstwa F, w której uwodnienie wynosiło 81-91%. Uwodnienie osadów dennych w Jeziorze Karczemnym malało do warstwy C, po czym nieznacznie wzrastało. We wszystkich analizowanych zbiornikach bardziej skonsolidowane osady występowały w przybrzeżnych strefach jeziora, gdzie obserwowano najniższe wartości uwodnienia.



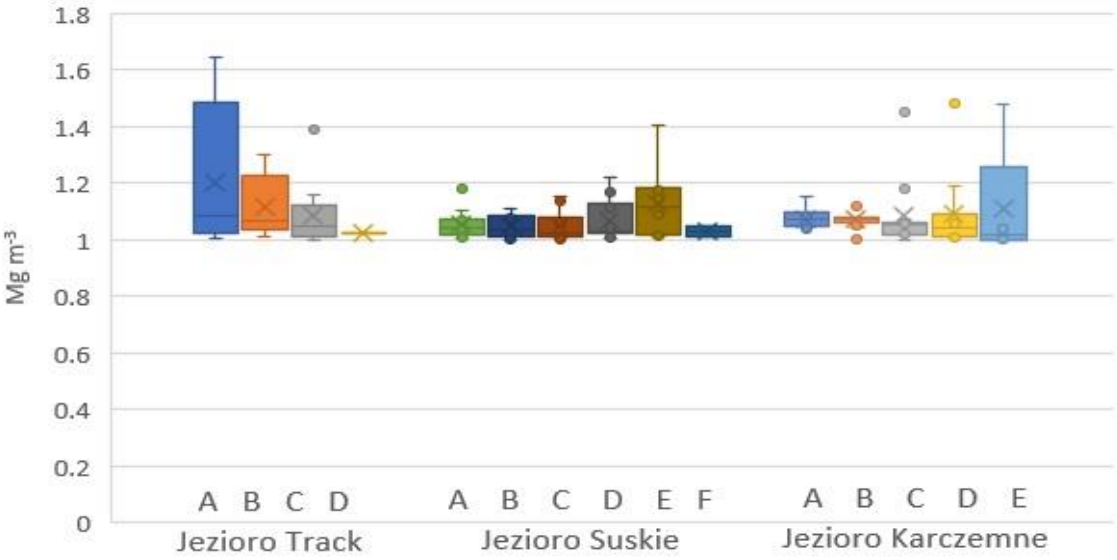
Rys. 11 Średnie i zakres uwodnienia w poszczególnych warstwach we wszystkich badanych jeziorach

6.3 Ciężar właściwy/ gęstość osadów

Gęstość osadów w jeziorze Track wahała się w granicach 1,00-1,64 Mg m^{-3}. Najwyższą wartość odnotowano w warstwie A na stanowisku 9 jeziora Track. Osady o najwyższym ciężarze właściwym charakteryzowały się piaskową strukturą. Średnia gęstość osadów w tym jeziorze wyniosła ok. 1,14 Mg m^{-3}.

Dużo niższą gęstością charakteryzowały się osady Jeziora Suskiego. Jej wartości zmieniały się od 1,00 do 1,40 Mg m^{-3}. W badanym zbiorniku średnia gęstość rosła wraz z głębokością.

Odwrotną sytuację odnotowano w Jeziorze Karczemnym, gdzie niższa gęstość występowała z reguły w głębszych warstwach osadów. W warstwie E odnotowano najwyższą wartość (1,48 Mg m^{-3}), jak również najniższą (1,00 Mg m^{-3}), przy czym wysokie wartości obserwowano w przybrzeżnych punktach badawczych (głównie w punkcie 5) (rys. 12).



Rys. 12 Średnie i zakres ciężaru właściwego w poszczególnych warstwach we wszystkich badanych jeziorach

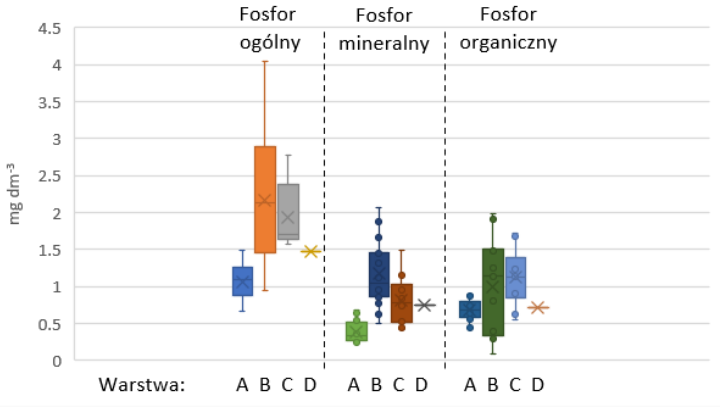
6.4 Wody interstycjalne

Jezioro Track:

Zawartość fosforu w wodach interstycjalnych zależała od głębokości warstwy. Najniższe średnie stężenie obserwowano w powierzchniowej warstwie (A) analizowanego jeziora. Dużo wyższą zawartością charakteryzowała się warstwa B (31-60 cm), gdzie średnie stężenie zmieniało się w szerokim zakresie (dla fosforu ogólnego: 1,0 do 4,1 mg dm^{-3}) i było dwukrotnie wyższe od warstwy A. Kolejne części rdzenia zawierały niższą zawartość fosforu w porównaniu do podpowierzchniowej warstwy lecz w dalszym ciągu dużo wyższą niż warstwa A.

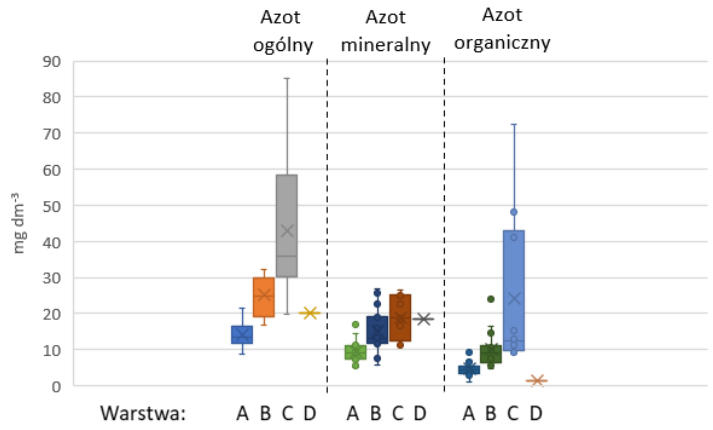
W wodach międzyosadowych omawiany pierwiastek występował głównie w formie organicznej. Wyjątek stanowiła warstwa B, gdzie obserwowano wyższy udział

formy mineralnej (rys. 13). Wysokie wartości fosforu występowały w punktach zlokalizowanych w południowej części zbiornika.



Rys. 13 Średnie i zakres stężenia fosforu w wodach interstycjalnych jeziora Track

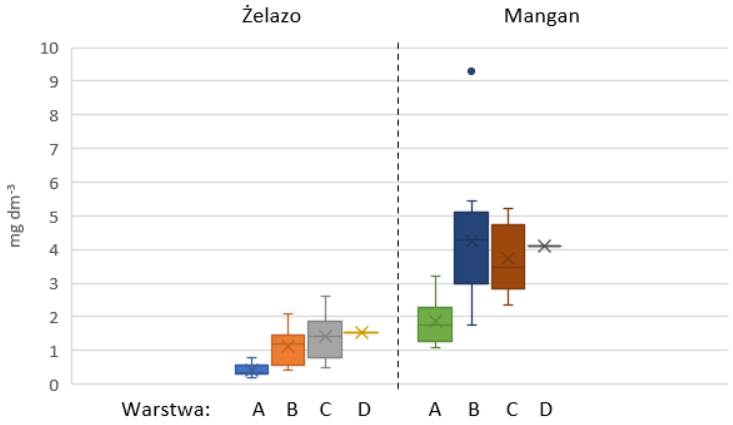
Zawartość azotu ogólnego w wodach interstycjalnych analizowanego jeziora rosła wraz z głębokością. Jedynie ostatnia warstwa odznaczała się niższym stężeniem. W warstwie C odnotowano najwyższe średnie stężenia azotu ogólnego oraz najszerszy zakres zawartości tego wskaźnika (19,9 – 85,3 mg dm^{-3}). Wody międzyosadowe pod względem zawartości analizowanego pierwiastka biogennego zawierały więcej form mineralnych w warstwach A, B oraz D. Warstwa C charakteryzowała się wyższą zawartością formy organicznej, która wahała się w szerokim zakresie: od 8,8 do 72,4 mg dm^{-3} (rys. 14) W powierzchniowej warstwie wysokie wartości obserwowano w przybrzeżnych punktach.



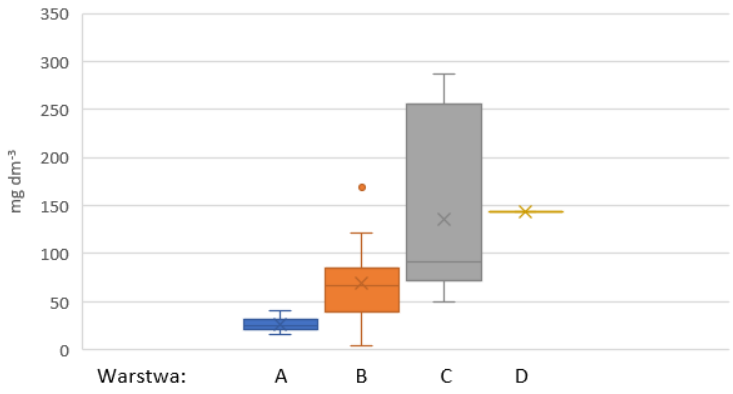
Rys. 14 Średnie i zakres stężenia azotu w wodach interstycjalnych jeziora Track

Średnia zawartość żelaza w wodach interstycjalnych jeziora Track rosła wraz z głębokością. Najniższą wartość odnotowano w kilku punktach warstwy A i wynosiła ona 0,2 mg dm^{-3}. Najwyższe stężenie tego wskaźnika wystąpiło w warstwie C - 2,6 mg dm^{-3}. W układzie horyzontalnych wyższe wartości obserwowano w przybrzeżnych punktach.

Pod względem zawartości manganu najwyższym średnim stężeniem charakteryzowały się warstwy B i D, w których zawartość tego metalu wynosiła odpowiednio 4,2 i 4,1 mg dm^{-3}. Natomiast najniższym stężeniem odznaczała się warstwa A, gdzie odnotowano najniższą wartość wynoszącą 1,1 mg dm^{-3} (rys. 15). Wysokie wartości manganu obserwowano w centralnej i wschodniej części zbiornika.



Rys. 15 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych jeziora Track



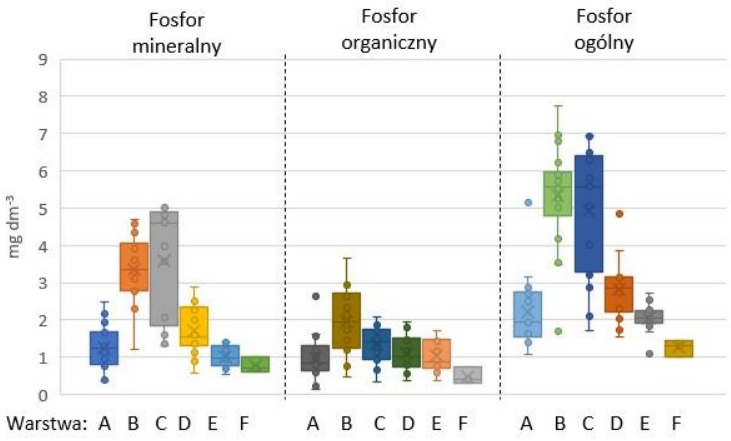
Rys. 16 Średnie i zakres stężenia ogólnego węgla organicznego w wodach interstycjalnych jeziora Track

Średnie stężenie ogólnego węgla organicznego w wodach międzyosadowych jeziora Track wzrastało wraz z głębokością. Najmniej zasobna w węgiel była warstwa A, gdzie wartości tego wskaźnika wahały się w granicach 16,0 – 41,0 mg C dm^{-3}.

Największą rozbieżnością w zakresie stężeń węgla charakteryzowała się warstwa C (od 49,5 – 286,8 mg C dm^{-3}) (rys. 16). W układzie horyzontalnym stężenie OWO występowało w wyższych stężeniach w centralnej części jeziora.

Jezioro Suskie:

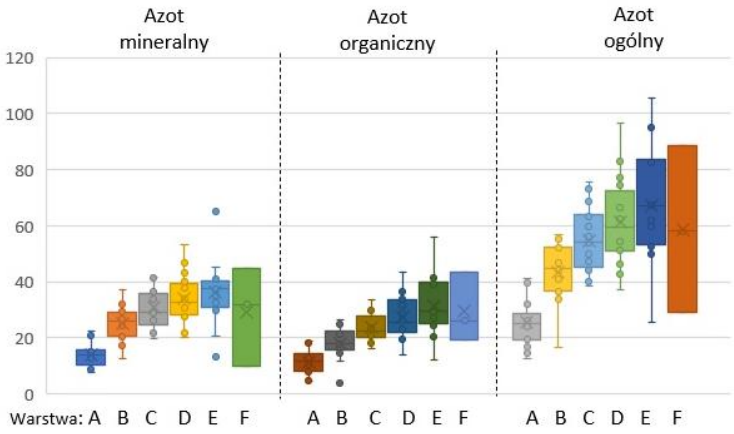
Podobnie jak w jeziorze Track najwyższe średnie stężenia wszystkich form fosforu obserwowano w warstwach B i C (rys. 17). W następnych warstwach stężenie było niższe. W ogólnej formie fosforu największy udział miał głównie fosfor mineralny. Zakres stężeń w warstwie B wynosił od 1,7 do 7,8 mg P dm^{-3}, a w warstwie C od 1,7 do 6,9 mg P dm^{-3}. Najwyższe wartości odnotowano w punktach leżących w centralnej części jeziora.



Rys. 17 Średnie i zakres stężenia fosforu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego

Średnia zawartość wszystkich form azotu w wodach interstycjalnych wzrastała wraz z głębokością, jedynie w najgłębszej warstwie zanotowano nieznaczny spadek. Największy udział w ogólnej formie azotu miała postać mineralna.

Najwyższą wartość azotu ogólnego zanotowano w warstwie E (105,7 mg dm^{-3}). Najniższe wartości obserwowano w powierzchniowej warstwie osadu, gdzie średnie stężenie azotu ogólnego nie przekraczało 41,0 mg dm^{-3}. Najniższą wartość odnotowano w warstwie A, w przybrzeżnym punkcie 15 - 12,7 mg dm^{-3} (rys. 18). Największą koncentrację azotu ogólnego w powierzchniowej warstwie oznaczono w centralnej części zbiornika (punkty 7, 10).

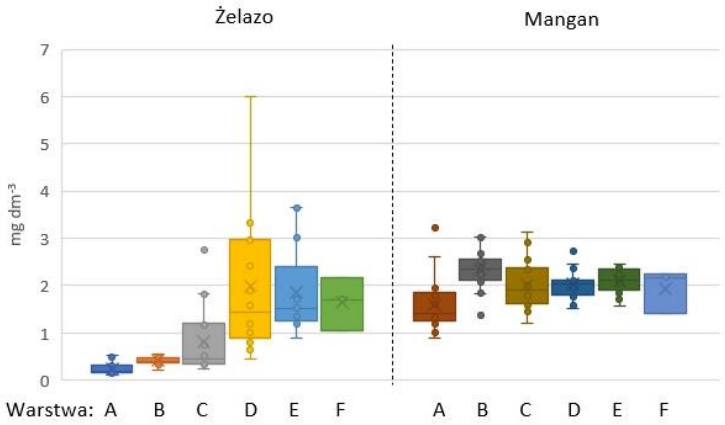


Rys. 18 Średnie i zakres stężenia azotu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego

Zawartość żelaza w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego wzrastała wraz z głębokością. Najniższe stężenia obserwowano w dwóch powierzchniowych warstwach, A i B. Największy zakres stężeń odnotowano w warstwie D, gdzie wahały się one w granicach 0,5 – 6,0 mg dm^{-3}. W trzech najgłębszych warstwach średnie stężenie żelaza było wyrównane i wynosiło ok. 1,9 mg dm^{-3}.

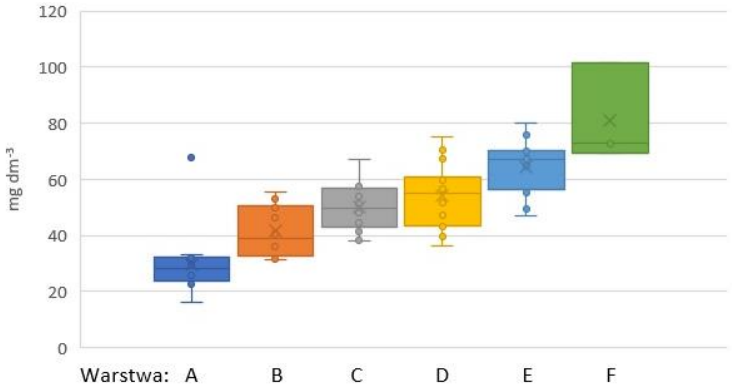
Zawartość manganu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego wahała się w granicach: 0,9 – 3,2 mg dm^{-3}. Najniższe średnie stężenie obserwowano w warstwie A i wynosiło ono 1,6 mg dm^{-3}. W warstwie B odnotowano najwyższą średnią wartość tego wskaźnika (2,3 mg dm^{-3}). W pozostałych warstwach średnie stężenie tego pierwiastka utrzymywało się na wyrównanym poziomie - około 2,0 mg dm^{-3} (rys. 19).

Oba analizowane pierwiastki występowały w znacznie wyższym stężeniu w centralnej części zbiornika.



Rys. 19 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego

Wraz ze wzrostem głębokości wzrastało średnie stężenie ogólnego węgla organicznego w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego (rys. 20). Najniższą wartość odnotowano w powierzchniowej warstwie osadu, która wynosiła 16,3 mg C dm^{-3}. Z kolei najwyższą obserwowano w najgłębszej warstwie (101,3 mg C dm^{-3}). Najbardziej zasobne w węgiel organiczny były wody interstycjalne pobrane z centralnego punktu jeziora.

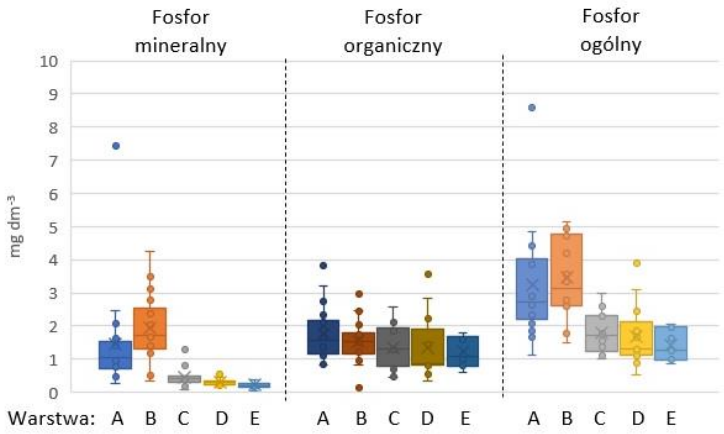


Rys. 20 Średnie i zakres stężenia OWO w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego

Jezioro Karczemne:

Najwyższe stężenia fosforu ogólnego w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego dominowały głównie w dwóch powierzchniowych warstwach A i B, przy czym średnie stężenie było wyższe w warstwie B niż w A. W kolejnych częściach rdzeni zawartość tego pierwiastka znacząco się obniżała. Dominującą formą był głównie fosfor organiczny, jedynie w warstwie B pierwiastek ten występował przede wszystkim w formie mineralnej. W trzech najgłębszych warstwach średnie stężenie ortofosforanów nie przekraczało 0,5 mg P dm^{-3}. Maksymalną zawartość fosforu mineralnego w wodach porowych odnotowano na stanowisku 5, gdzie stężenie tego wskaźnika wynosiło 7,4 mg P dm^{-3}. Analogicznie, najwyższa wartość fosforu ogólnego stwierdzona została na tym samym stanowisku - 8,6 mg P dm^{-3}.

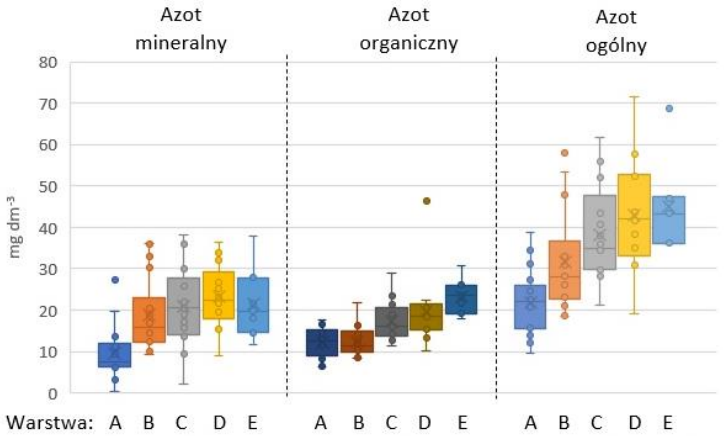
Średnie stężenie fosforu organicznego we wszystkich warstwach było wyrównane i mieściło się w zakresie od 1,2 – 1,8 mg P dm^{-3}. Wraz z głębokością warstwy rdzenia obserwowano stopniowy spadek średniego stężenia fosforu organicznego (rys. 21). Wysokie wartości fosforu ogólnego obserwowano w przybrzeżnych punktach zlokalizowanych w południowej i północnej części zbiornika.



Rys. 21 Średnie i zakres stężenia form fosforu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego

Średnie stężenie azotu ogólnego wzrastało wraz z głębokością rdzeni. Najniższą wartość odnotowano w warstwie A (9,6 mg N dm^{-3}), najwyższą zaś w warstwie D (71,4 mg N dm^{-3}). Dominującą formą opisywanego pierwiastka była głównie postać mineralna, jedynie w powierzchniowej oraz w najgłębszej warstwie średnie stężenie azotu organicznego było wyższe niż mineralnego. Zawartość azotu mineralnego rosła wraz z głębokością do przedostatniej warstwy, ponieważ w najgłębszej części rdzeni średnie stężenie tego wskaźnika nieznacznie spadło.

Zawartość azotu organicznego wzrastała wraz z głębokością. Najwyższą wartość odnotowano w warstwie D i wynosiła ona 46,3 mg N dm^{-3}. Natomiast najniższą obserwowano w najpłytszej warstwie punktu 10 (6,3 mg N dm^{-3}) (rys. 22). Najwyższą zawartość azotu obserwowano w punkcie 5, zlokalizowanym przy wylocie z kolektora ścieków. Wysokie wartości uzyskano również w przybrzeżnych punktach oraz centralnej części jeziora.

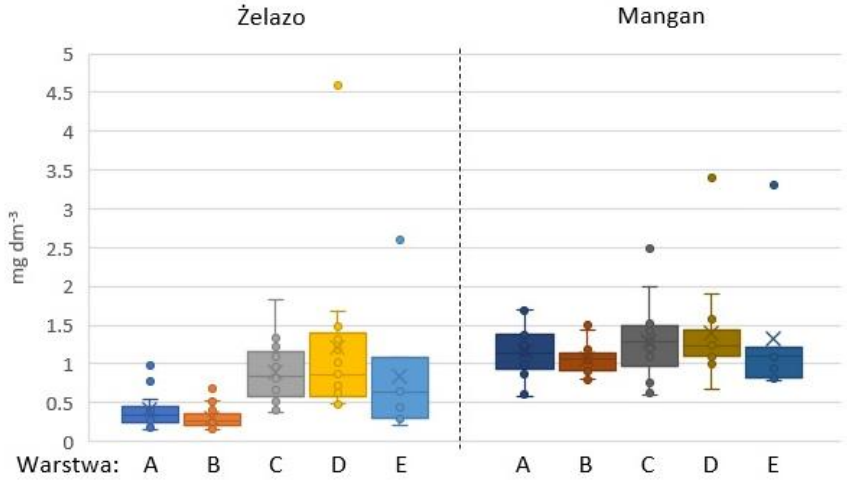


Rys. 22 Średnie i zakres stężenia form azotu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego

Najniższe stężenia żelaza obserwowano w dwóch powierzchniowych warstwach, gdzie maksymalna wartość nie przekraczała 1,0 mg Fe dm^{-3}. Najwyższe stężenie analizowanego pierwiastka wystąpiło w warstwie D, a jego wartość osiągnęła 4,6 mg Fe dm^{-3}.

Średnia zawartość manganu we wszystkich analizowanych warstwach była w miarę wyrównana i zmieniała się w granicach 1,0-1,5 mg Mn dm^{-3}. Najniższe stężenie wystąpiło w warstwie A, punktu 10, zlokalizowanego w północno-zachodniej części jeziora, natomiast najwyższe stężenie obserwowano w warstwie D, w przybrzeżnym punkcie 5 leżącym po przeciwnej stronie jeziora (rys. 23).

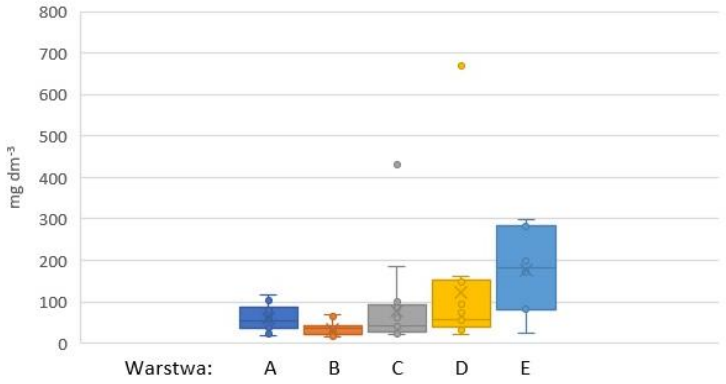
Nie zaobserwowano wyraźnego trendu w przestrzennym rozmieszczeniu obu metali.



Rys. 23 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego

Zawartość ogólnego węgla organicznego w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego wzrastała wraz z głębokością warstwy osadu. Jednakże najniższym stężeniem charakteryzowała się warstwa B, gdzie zakres tego wskaźnika mieścił się w granicach 14,3 – 67,8 mg C dm^{-3}. Najwyższą wartość uzyskano w wodach interstycjalnych warstwy D punktu 8 (669,0 mg C dm^{-3}). Maksymalne, średnie stężenie opisywanego wskaźnika wystąpiło w wodach międzyosadowych najgłębszej warstwy rdzenia i wyniosło 177,3 mg C dm^{-3} (rys. 24).

W przestrzennym rozmieszczeniu zawartości węgla w wodach śródosadowych nie stwierdzono wyraźnego trendu.



Rys. 24 Średnie i zakres stężenia OWO w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego

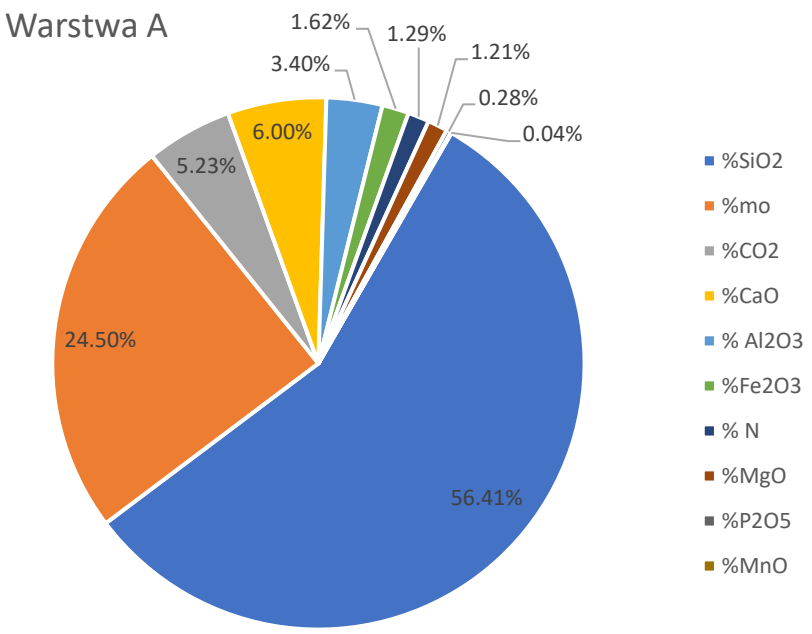
6.5 Procentowy skład osadów dennych

Jezioro Track:

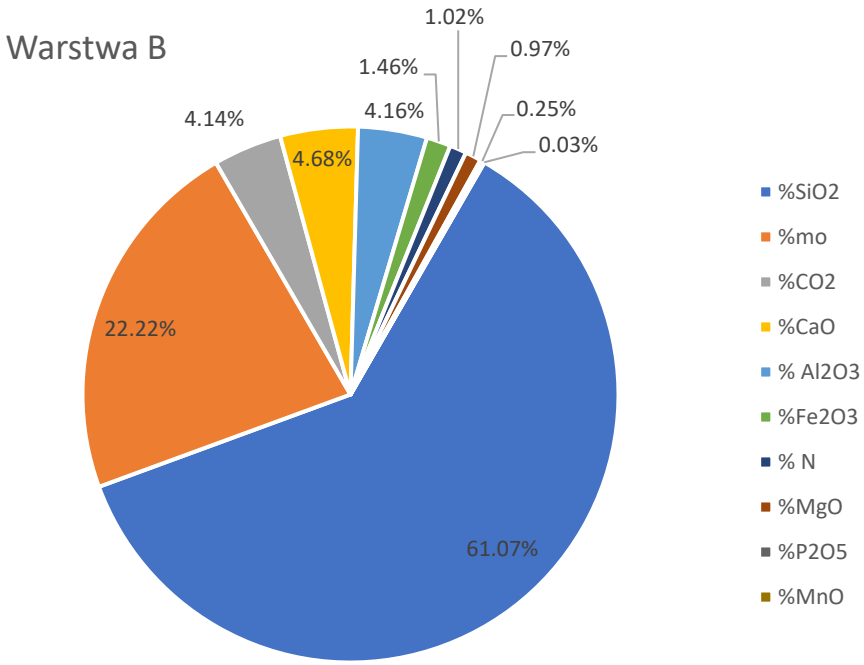
Osady denne jeziora Track charakteryzowały się wysoką zawartością krzemionki, która stanowiła ponad 50,0 % SiO_2 w s.m. całkowitego składu osadów, we wszystkich analizowanych warstwach. Wysokim udziałem w składzie osadów odznaczała się również materia organiczna stanowiąca ok. 25,0 % mat. org w s.m. (rys. 29). Średnia zawartość pozostałych komponentów nie przekraczała 6,0 % s.m.

Zawartość dwutlenku węgla malała wraz z głębokością. W powierzchniowej warstwie osadów udział tego komponentu w ogólnym zestawieniu wynosił ok. 5,0% CO_2 w s.m., w warstwie B – 4,1 % CO_2 w s.m., a w dwóch ostatnich warstwach średnia zawartość dwutlenku węgla wynosiła po ok. 2,0% CO_2 w s.m..

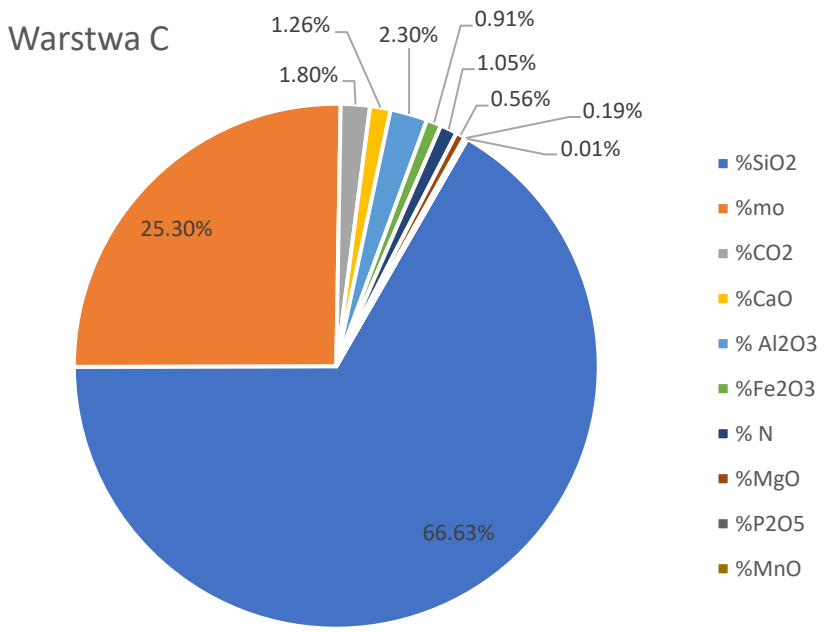
Podobną zależność obserwowano z zawartością wapnia. Powierzchniowa warstwa osadów zawierała najwięcej analizowanego makroskładnika (6,0%). Udział wapnia w podpowierzchniowej warstwie wynosił 4,7 % CaO w s.m., a w najgłębszych warstwach po ok. 1,0 % CaO w s.m. Procentowy udział glinu w osadach dennych jeziora Track wahał się od 2,3 % Al_2O_3 w s.m. do 5,0 % Al_2O_3 w s.m. Najwyższą zawartością odznaczała się najgłębsza warstwa osadów, natomiast najniższą warstwa C. Warstwy powierzchniowa i podpowierzchniowa zawierały odpowiednio 3,4 % i 4,2% Al_2O_3 w s.m. opisywanego komponentu. Średnia zawartość żelaza w warstwie A i B oscylowała wokół 1,5% Fe_2O_3 w s.m. natomiast głębsze warstwy zawierały około 1,0% Fe_2O_3 w s.m. tego makroskładnika. Średni udział azotu w warstwach A, B i C wynosił ok.1,0% N w s.m., w warstwie D zaś 2,0% N w s.m.



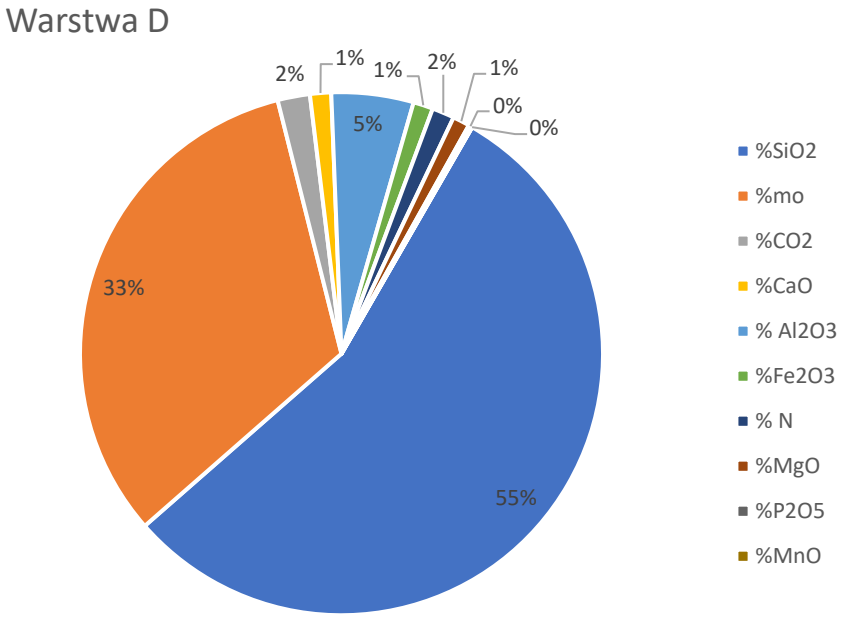
Rys. 25 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A jeziora Track



Rys. 26 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B jeziora Track



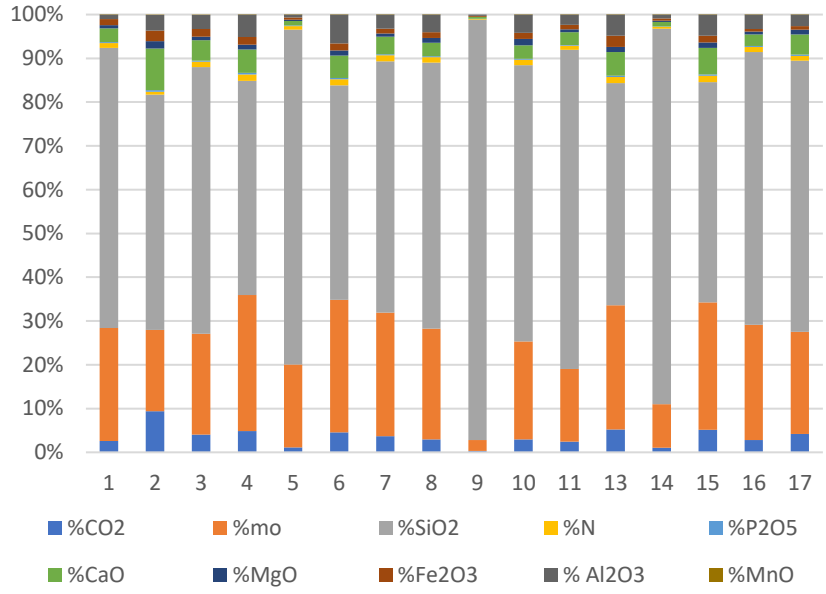
Rys. 27 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C jeziora Track



Rys. 28 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D jeziora Track

Udział magnezu we wszystkich warstwach osadu wynosił przeciętnie ok. 1,0% MgO w s.m. Uśredniona zawartość fosforu oraz manganu w poszczególnych warstwach

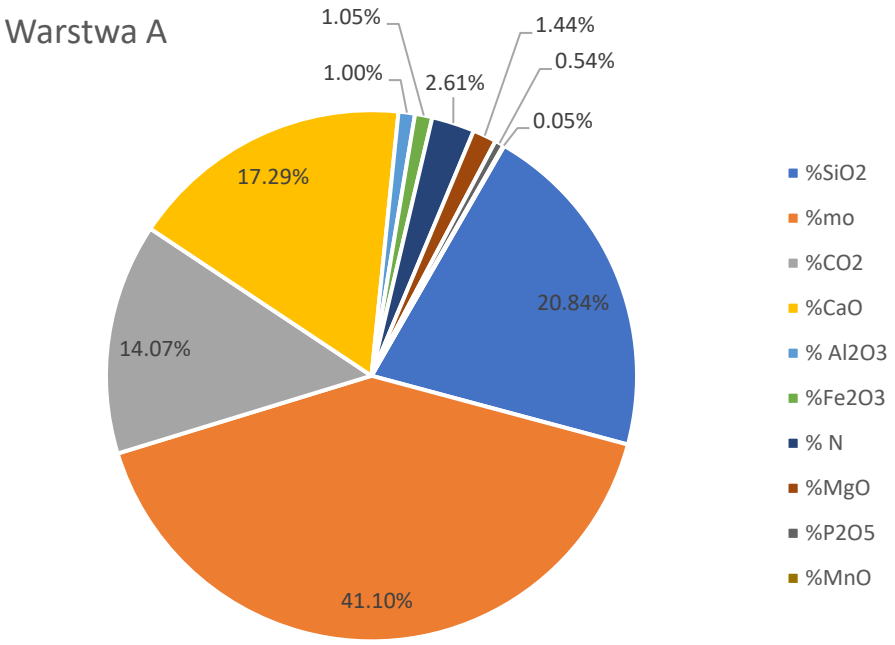
rdzeni wyniosła poniżej 0,5%P_2O_5 w s.m. i 0,5 % MnO w s.m. (rys. 25-29). Przestrzenne rozmieszczenie analizowanych związków, wykazały, że wyższe wartości występowały we wschodniej części jeziora. Wyjątek stanowiła krzemionka, która występowała w wyższych stężeniach w zachodniej części zbiornika.



Rys. 29 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach jeziora Track

Jezioro Suskie:

Osady denne Jeziora Suskiego charakteryzowały się wysoką zawartością krzemionki oraz materii organicznej. Udział krzemionki rósł w głąb osadu od 21,0% SiO_2 w s.m. w warstwie A do 55,0% SiO_2 w s.m. w warstwach D i E oraz 53,0% SiO_2 w s.m. w F. Przestrzenna zawartość SiO_2 i materii organicznej była dość wyrównana, jedynie w punkcie położonym na południowo-wschodnim brzegu (punkt 15) odnotowano wyższą zawartość tego komponentu i niższy udział materii organicznej.

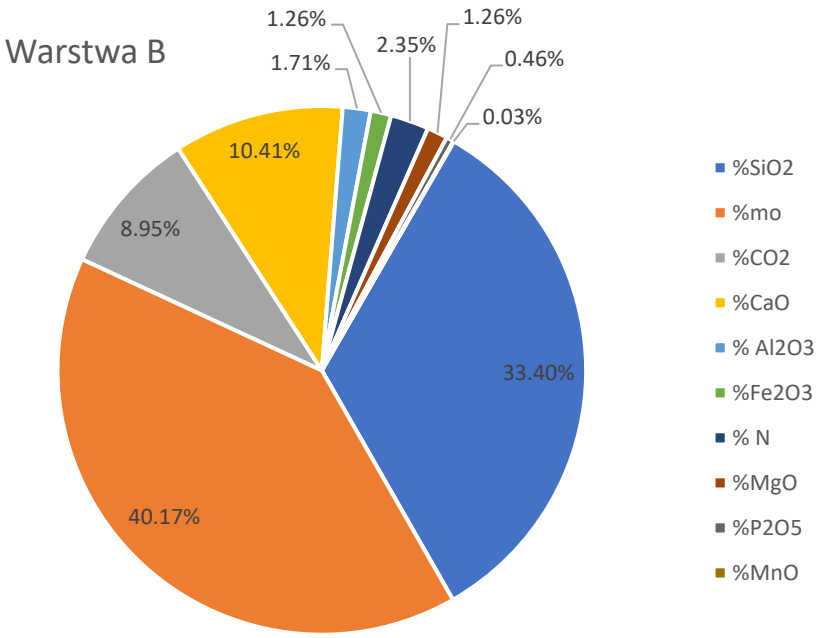


Rys. 30 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A Jeziora Suskiego

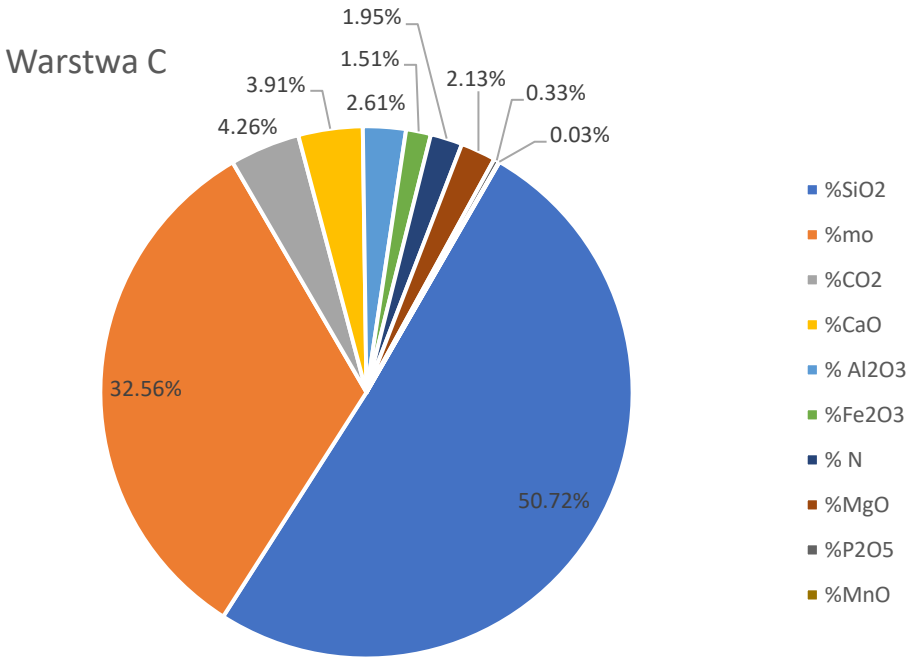
Średnia zawartość materii organicznej w analizowanych warstwach rdzeni wynosiła od 31,3 do 41,1% mat. org. w s.m. Wyższe wartości obserwowano w powierzchniowej

i podpowierzchniowej warstwie (odpowiednio 41,1 i 40,2% mat.org w s.m.). W głębszych warstwach wartości tego wskaźnika zawierały się w granicach 31,3 – 32,6% mat.org w s.m., a w najgłębszej warstwie wzrosła do ok. 36,0% mat.org w s.m.

Procentowa zawartość dwutlenku węgla w analizowanych warstwach osadu malała wraz z głębokością zalegania. W warstwie A średnia wartość tego wskaźnika wynosiła 14,1% CO_2 w s.m., w warstwie B tylko 9,0% CO_2 w s.m., a najgłębiej położona warstwa – F charakteryzowała się zawartością dwutlenku węgla wynosząca 2,7% CO_2 w s.m. Wyższe wartości obserwowano w punktach położonych w obszarze ograniczonymi izobatami 2,0 m i 2,5 m.

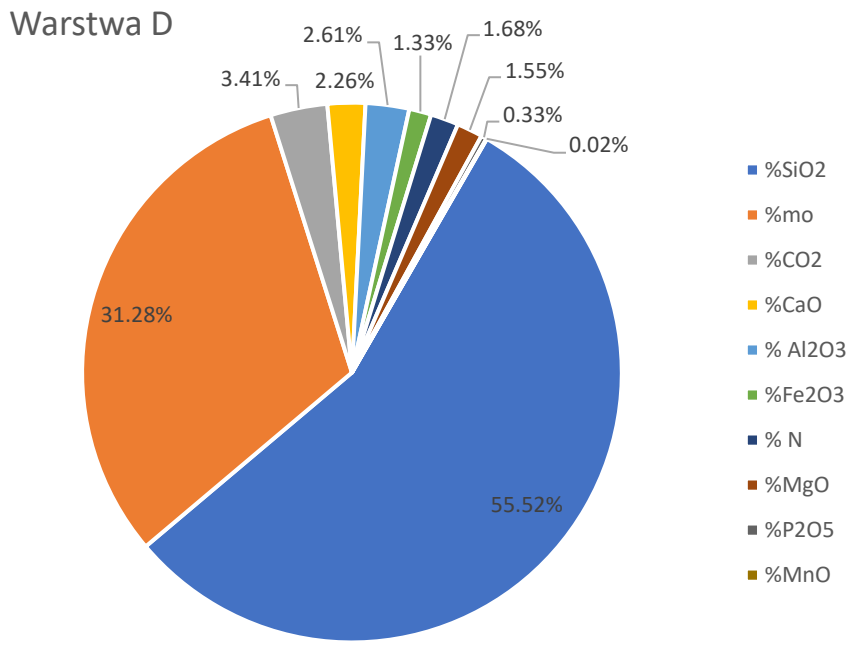


Rys. 31 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B Jeziora Suskiego



Rys. 32 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C Jeziora Suskiego

Udział procentowy wapnia w analizowanych rdzeniach osadu z Jeziora Suskiego obniżał się w głąb osadu. W warstwie A średnia zawartość tego makrokomponentu wynosiła 17,3% CaO w s.m., a w warstwie F 1,8% CaO w s.m.



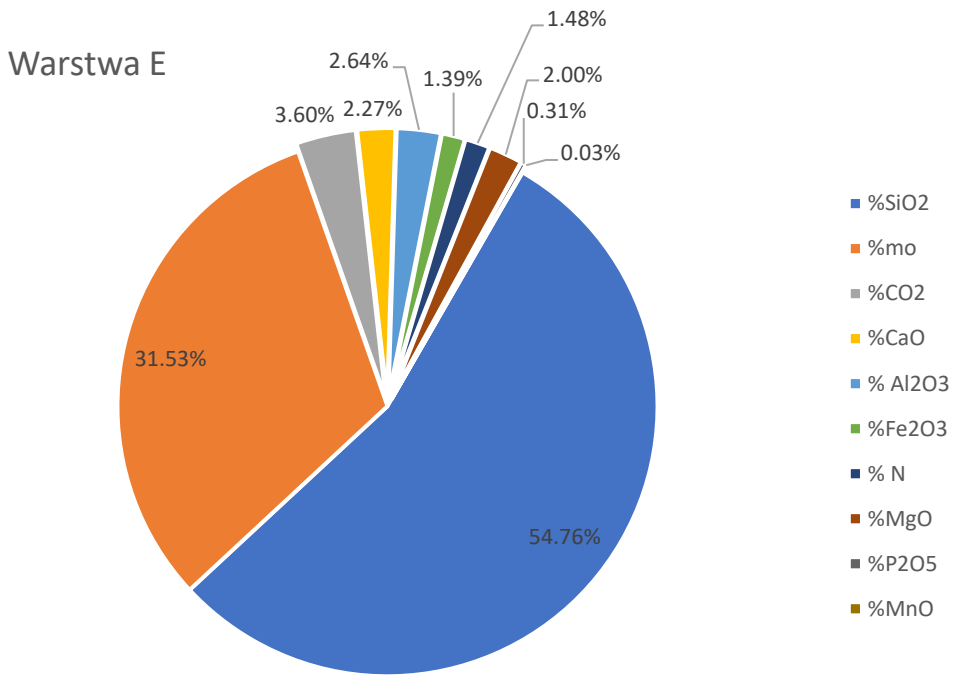
Rys. 33 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D Jeziora Suskiego

Pozostałe analizowane makrokomponenty nie przekraczały 3,0% ogólnego składu chemicznego osadów dennych. Zawartość glinu w osadach dennych wzrastała wraz z głębokością – od 1,0% Al_2O_3 w s.m. w warstwie A do 2,6% Al_2O_3 w s.m. w warstwie E. Wyjątek stanowiła warstwa F, gdzie nastąpił niewielki spadek jego zawartości.

Zawatość żelaza w osadach dennych Jeziora Suskiego chrarakteryzowała się niewielkim zróżnicowaniem w poszczególnych warstwach i zmieniała się w zakresie od ok. 1,0 do 1,5% Fe_2O_3 w s.m.

Procentowy udział azotu spadał wraz z głębokością zalegania osadów do warstwy E (od 2,6 – 1,5% N w s.m.) W najgłębszej analizowanej warstwie średni udział azotu wzrósł do 1,9% N w s.m.

Procentowy udział magnezu, tak jak w przypadku żelaza, nie odznaczał się wyraźną tendencją. Zawartość tego komponentu w osadach analizowanego jeziora wahała się od 2,1 do 1,2% MgO w s.m. Najwyższą wartością odznaczała się warstwa C (2,1% MgO w s.m.).

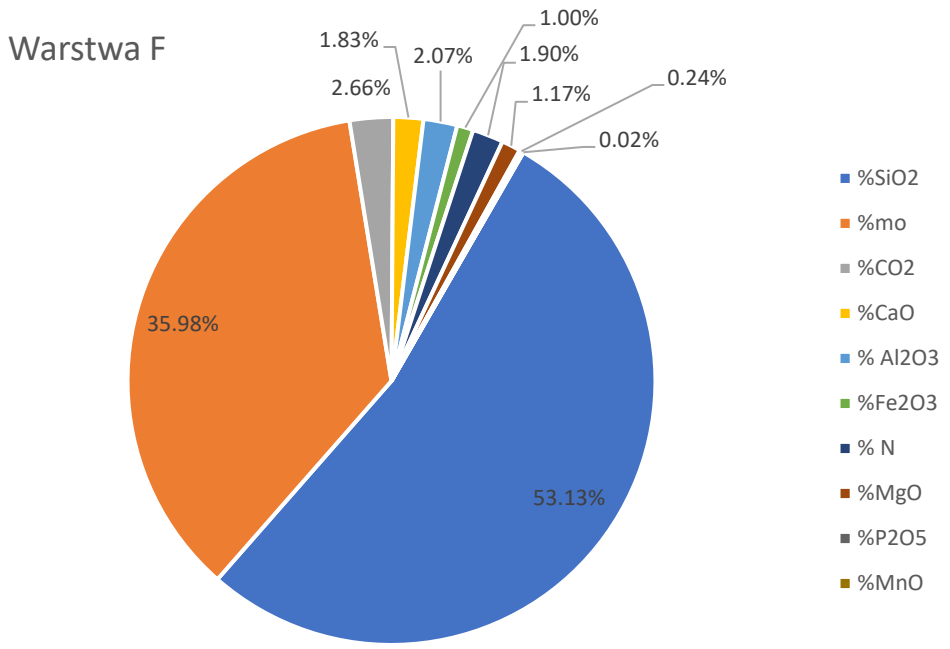


Rys. 34 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie E Jeziora Suskiego

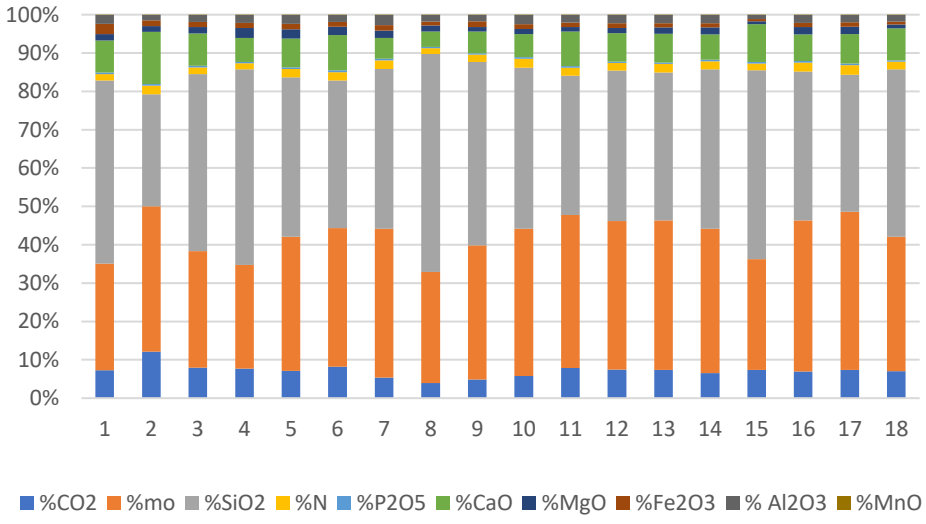
Zawartość fosforu w osadach wyraźnie zmniejszała się wraz z głębokością osadów. Najwyższą wartość obserwowano w powierzchniowej warstwie osadów, która wynosiła 0,5% P_2O_5 w s.m. ich całkowitego składu. Najniższą wartość odnotowano w warstwie F (0,3% P_2O_5 w s.m.).

Ostatnim analizowanym pierwiastkiem był mangan. Jego udział w ogólnym składzie osadów był najmniejszy i wynosił od 0,051- 0,017% MnO w s.m. Średnia zawartość tego wskaźnika zmniejszała się wraz z głębokością (rys. 30 – rys. 36).

Wysokimi wartościami w układzie horyzontalnym, charakteryzowały się punkty położone w północnej i centralnej części zbiornika.



Rys. 35 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie F Jeziora Suskiego

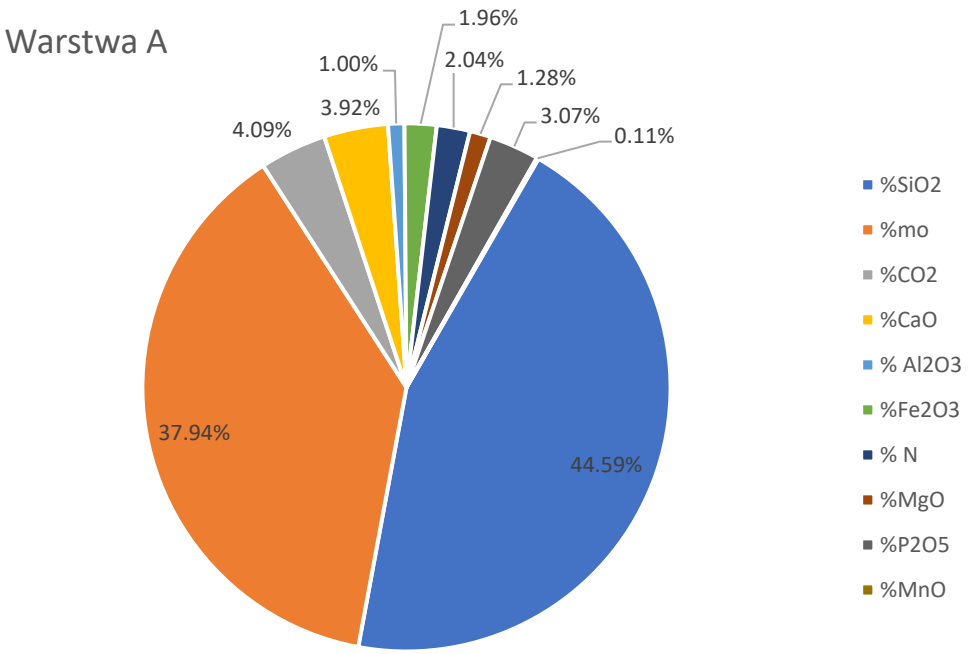


Rys. 36 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach Jeziora Suskiego

Jezioro Karczemne:

Tak jak w przypadku dwóch poprzednich zbiorników, osady denne Jeziora Karczemnego charakteryzowały się przewagą zawartości krzemionki oraz materii organicznej. Najniższą zawartością krzemionki odznaczała się warstwa A, w której składnik ten stanowił 44,6% SiO_2 w s.m. składu osadów. W pozostałych warstwach zawartość tego związku stanowiła ponad połowę zawartości. Środkowa warstwa (warstwa C) zawierała najwięcej krzemionki (60,7% SiO_2 w s.m.), natomiast w głębszych warstwach zawartość tego wskaźnika stopniowo spadała. Jednakże, nawet w najgłębszej warstwie ilość krzemionki nie była niższa od 50,0% SiO_2 w s.m. ogólnego składu osadów dennych.

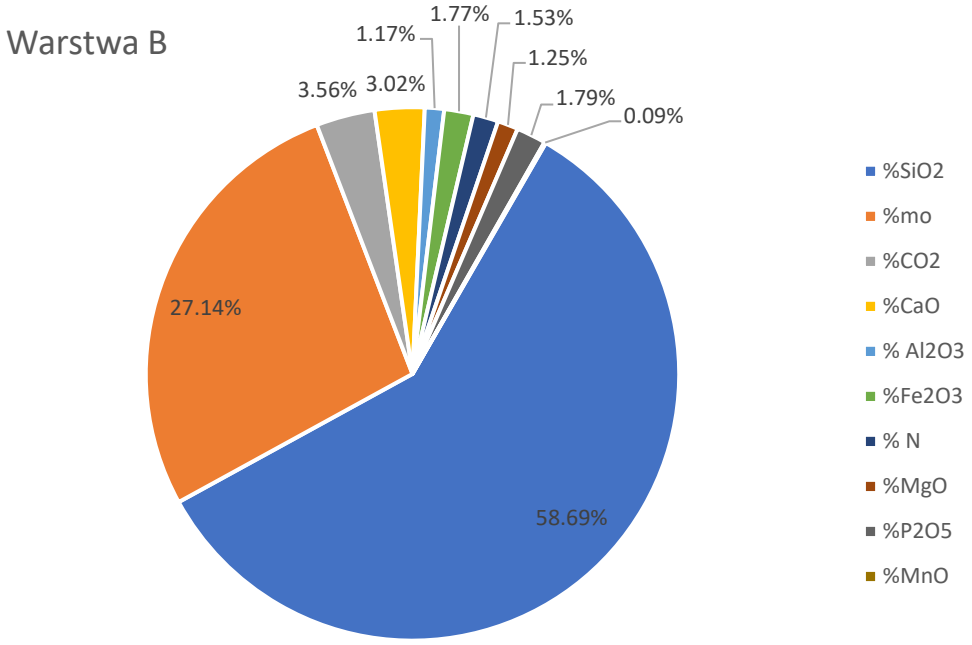
Drugim związkiem mającym największy udział w ogólnym składzie chemicznym osadów dennych Jeziora Karczemnego była materia organiczna. Średni procentowy udział tego makrokomponentu wahał się od 27,1 (w warstwie B) do 37,9% mat. org. w s.m. (w warstwie A). We wszystkich warstwach udział materii organicznej był dość wyrównany i średnio stanowił ok. 30,0% s.m. składu osadów.



Rys. 37 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A Jeziora Karczemnego

Średnie zawartości pozostałych komponentów osadów dennych Jeziora Karczemnego nie przekraczały 5,0% s.m. Wśród nich największym udziałem charakteryzował się dwutlenek węgla. W powierzchniowej warstwie udział tego związku wynosił średnio 4,1% CO_2 w s.m. W podpowierzchniowej warstwie zawartość spadła do 3,6% CO_2 w s.m. W pozostałtaych trzech warstwach średnia zawartość dwutlenku węgla wynosiła ok. 2,5 % CO_2 w s.m. W wastwie C odnotowano najniższe średnie stężenie tego wskaźnika (2,2% CO_2 w s.m.), która wzrastała wraz z głębokością (warstwa D – 2,4% CO_2 w s.m. oraz E -2,7% CO_2 w s.m.).

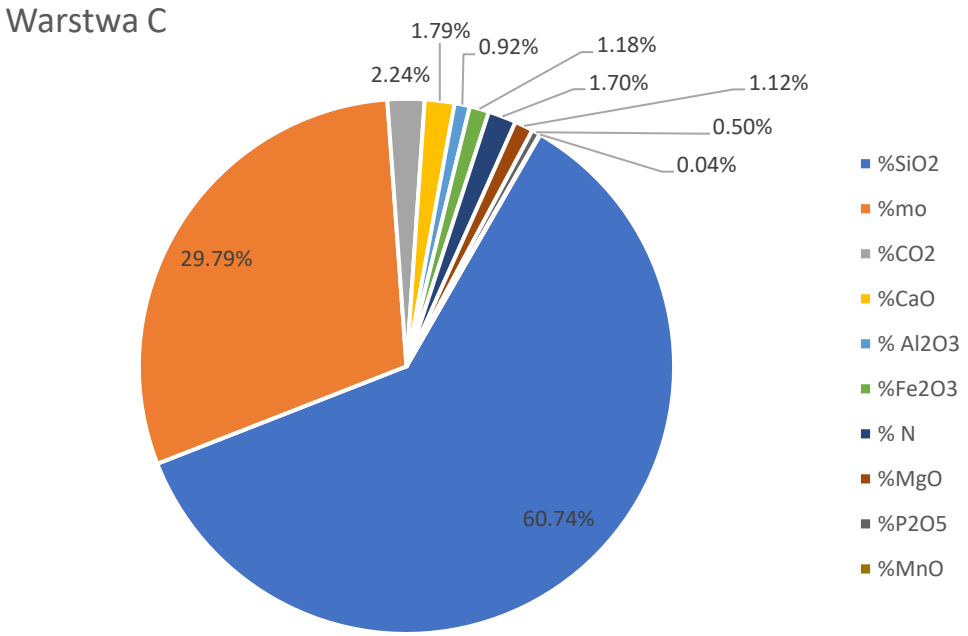
Najwyższą zawartość związków wapnia, tak jak w przypadku dwutlenku węgla, obserwowano w powierzchniowej i podpowierzchniowej warstwie (odpowiednio: 3,9 oraz 3,0% CaO w s.m.). W środku rdzenia (warstwa C) zanotowano znaczny spadek udziału tego składnika do 1,8% CaO w s.m., po czym nastąpił wzrost jego zawartości.



Rys. 38 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B Jeziora Karczemnego

Średnia zawartość glinu we wszystkich warstwach osadów dennych wynosiła ok. 1,0% Al_2O_3 w s.m. Najniższy udział tego metalu w składzie osadów zanotowano w warstwie nad spągiem – E (0,8% Al_2O_3 w s.m.). Udział żelaza we wszystkich warstwach osadu był wyższy od glinu i przekraczał 1,0% Fe_2O_3 w s.m. Zaobserwowano wyraźny spadek ilości tego komponentu wraz z głębokością. Wobec czego największy udział

żelaza w osadach stwierdzono w najpłycej położonej warstwie – A (2,0% Fe_2O_3 w s.m.), a najniższy w warstwie E (1,1% Fe_2O_3 w s.m.).



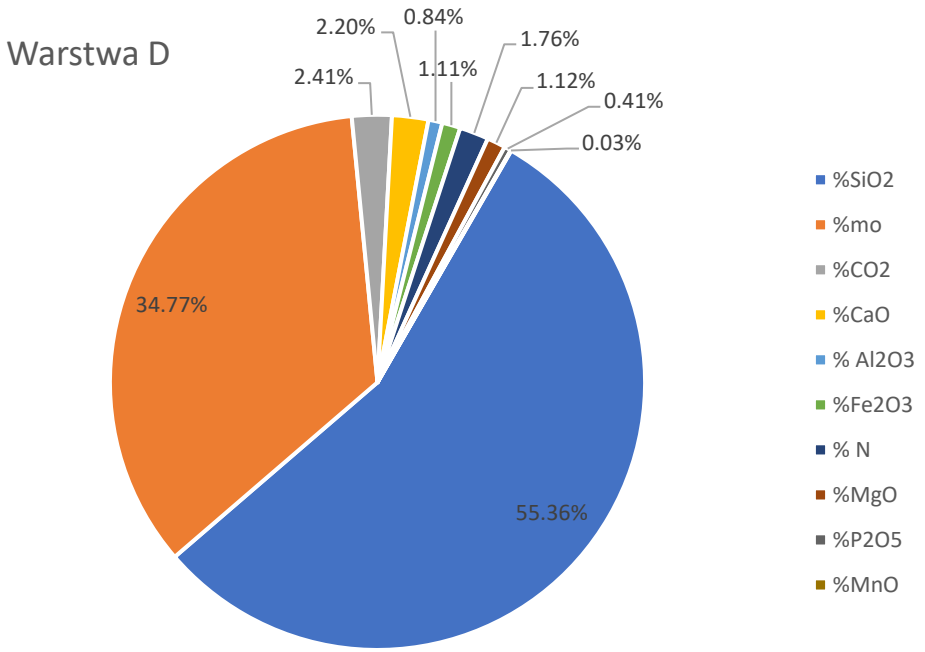
Rys. 39 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C Jeziora Karczemnego

W przypadku azotu najwyższą średnią zawartością tego biogenu charakteryzowała się powierzchniowa warstwa – 2,0% N w s.m. Kolejna warstwa odznaczała się natomiast najniższyą ilością (1,5% N w s.m.). W pozostałych trzech warstwach zawartość azotu była ustabilizowana i wynosiła ok. 1,7% N w s.m.

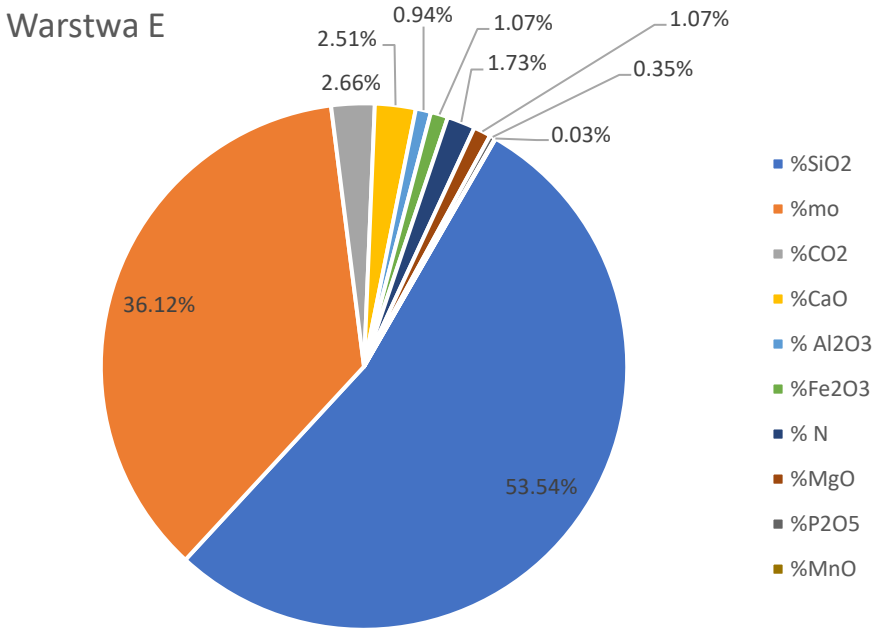
Udział magnezu malał wraz z głębokością zalegania osadu. Najwyższą zawartość tego pierwiastka oznaczono w powierzchniowej warstwie mułu i wynosiło 1,3% MgO w s.m. Podpowierzchniowa warstwa zawierała nieznacznie mniejszą ilosć Mg – 1,3% MgO w s.m. Warstwy C oraz D charakteryzowały się taką samą zawartością analizowanego wskaźnika (1,1% MgO w s.m.). Najniższą ilość magnezu odnotowano w najgłębiej położonej warstwie – 1,1% MgO w s.m.

Tak jak w przypadku związków magnezu, udział fosforu malał wraz z głębokością. Powierzchniowa warstwa osadów dennych Jeziora Karczemnego zawierała najwięcej fosforu, gdzie średni udział tego pierwiastka wynosił 3,1% P_2O_5 w s.m. Głębiej położona warstwa, również zawierała stosunkowo wysokie stężenie fosforu – 1,8% P_2O_5 w s.m.

W pozostałych warstwach średnie stężenie analizowanego pierwiastka nie przekraczało 0,5% P_2O_5 w s.m..

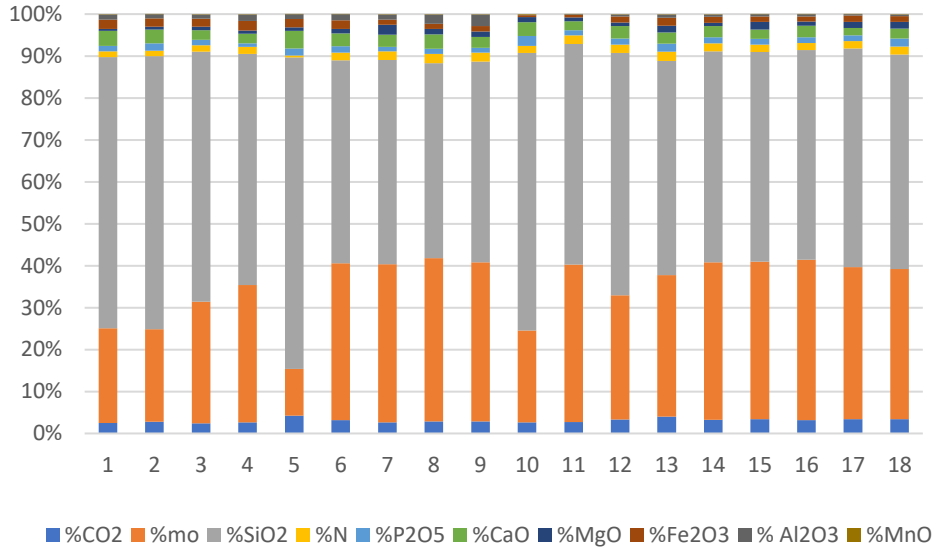


Rys. 40 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D Jeziora Karczemnego



Rys. 41 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie E Jeziora Karczemnego

Najmniejszy udział w ogólnym chemizmie osadów dennych miał mangan. Tak jak w przypadku dwóch poprzednich składników, występowanie tego pierwiastka malało wraz z głębokością osadów. Największą zawartością odznaczała się warstwa A – 0,11% MnO w s.m. Podpowierzchniowa warstwa zawierała 0,09% MnO w s.m., a już nad spągiem osady zawierały zaledwie 0,03% MnO w s.m. W układzie horyzontalnym, nie zaobserwowano wyraźnego trendu zawartości poszczególnych komponentów w ogólnym składzie osadów (rys. 37 - 42).

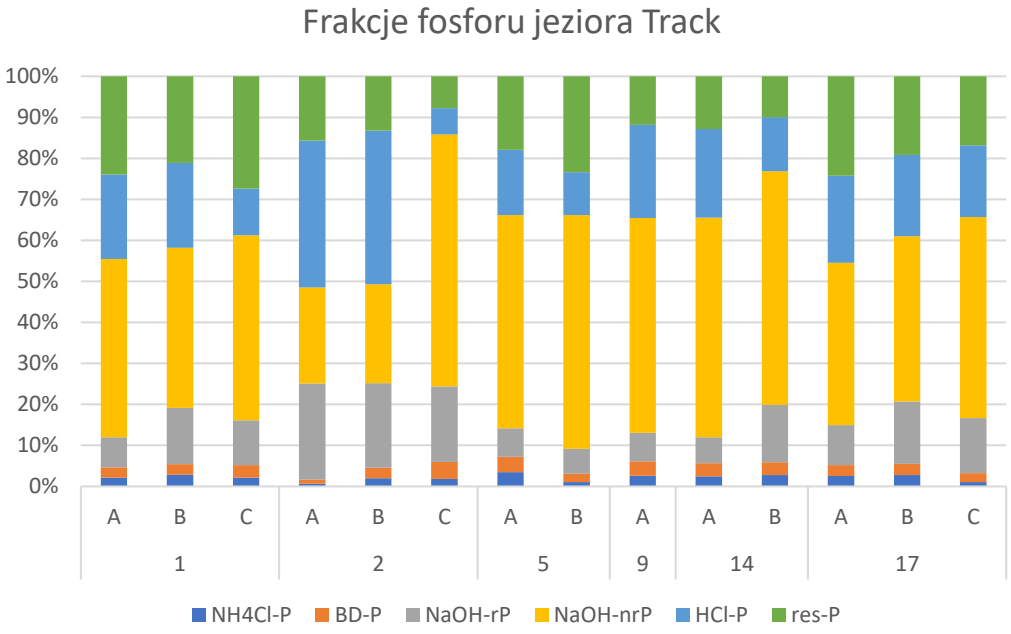


Rys. 42 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach Jeziora Karczemnego

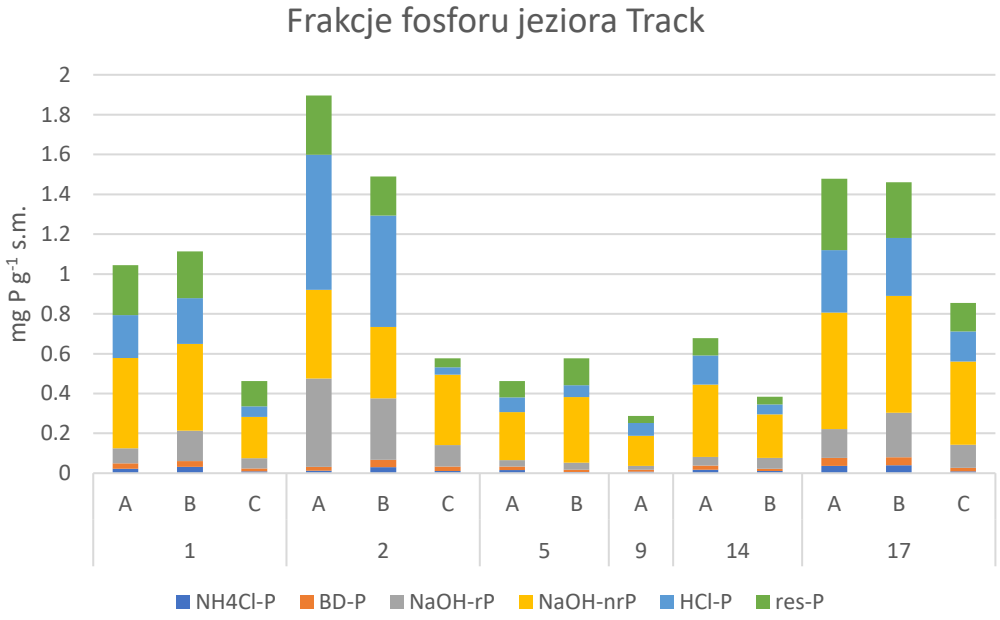
6.6 Frakcje fosforu biodostępnego

Jezioro Track:

Zawartość fosforu w osadach dennych jeziora Track była najniższa spośród badanych jezior. Procentowy udział fosforu wynosił od 0,05 do 0,47 % P_2O_5 w s.m. Frakcje fosforu zostały zbadane w 6 punktach badawczych. Badania wykazały, że wśród form fosforu osadowego największy udział ma fosfor związany z materią organiczną (NaOH-nrP), który stanowi średnio 40% całego fosforu ogólnego (odpowiada to 0,37 mg P g^{-1} s.m.). Natomiast najniższy udział ma fosfor labilny (NH_4Cl-P), którego średni udział w ogólnej zawartości fosforu w osadach dennych wynosił 2,0% (co daje 0,026 mg P g^{-1} s.m.) (rys. 43 i 44).



Rys. 43 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych jeziora Track na wybranych stanowiskach badawczych



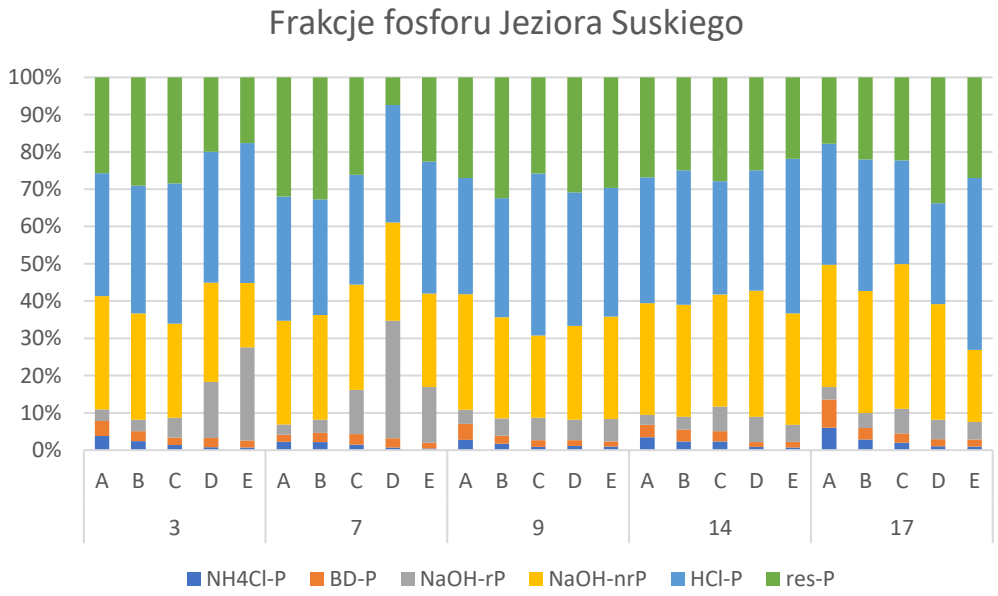
Rys. 44 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych jeziora Track w mg P g^{-1} s.m.

Spośród analizowanych stanowisk badawczych najwyższe stężenia fosforu ogólnego występowały w powierzchniowej warstwie, w punkcie 2. Jego stężenie wyniosło 1,90 mg P g^{-1} s.m. Najniższym stężeniem z kolei odznaczał się punkt 9, gdzie zawartość fosforu ogólnego wynosiła 0,29 mg P g^{-1} s.m. Na stanowisku 2 oraz 14

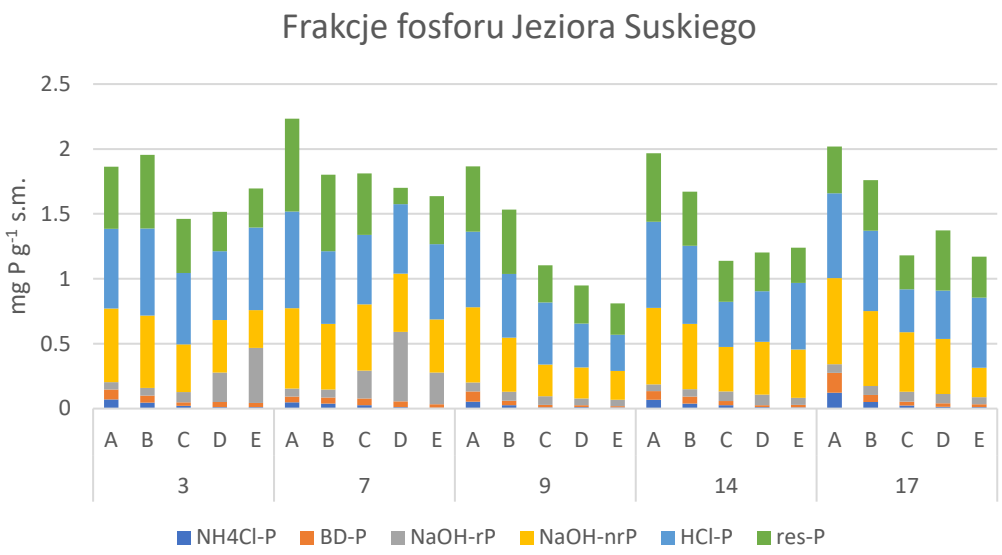
zaobserwowano wyraźną tendencję spadkową zawartości fosforu ogólnego wraz z głębokością. W punkcie 17 powierzchniowa i podpowierzchniowa warstwa odznaczała się podobną wartością stężenia fosforu ogólnego (1,47 ±0,01 mg P g^{-1} s.m.). Na pozostałych stanowiskach obserwowano najwyższe koncentracje fosforu ogólnego w podpowierzchniowej warstwie osadów (warstwa B) (rys. 49).

Jezioro Suskie:

Rozkład frakcji fosforu w Jeziorze Suskim różnił się w stosunku do jeziora Track. Największy udział w ogólnej zawartości tego pierwiastka miał fosfor związany z wapniem (HCl – P), a jego średnia zawartość wynosiła ok. 34%. Wysokim udziałem charakteryzowały się również: fosfor związany z materią organiczną (NaOH-nrP) (ok. 28%) oraz fosfor rezydualny (res-P) (ok. 25%). Dwie najbardziej mobilne formy fosforu osadowego to jest: fosfor wrażliwy na zmiany potencjału redoks (BD – P) oraz fosfor labilny (NH4Cl – P) miały najmniejszy udział w ogólnej zawartości fosforu, odpowiednio 2,7% i 2,0% (rys. 45, rys. 46).



Rys. 45 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych Jeziora Suskiego na wybranych stanowiskach badawczych

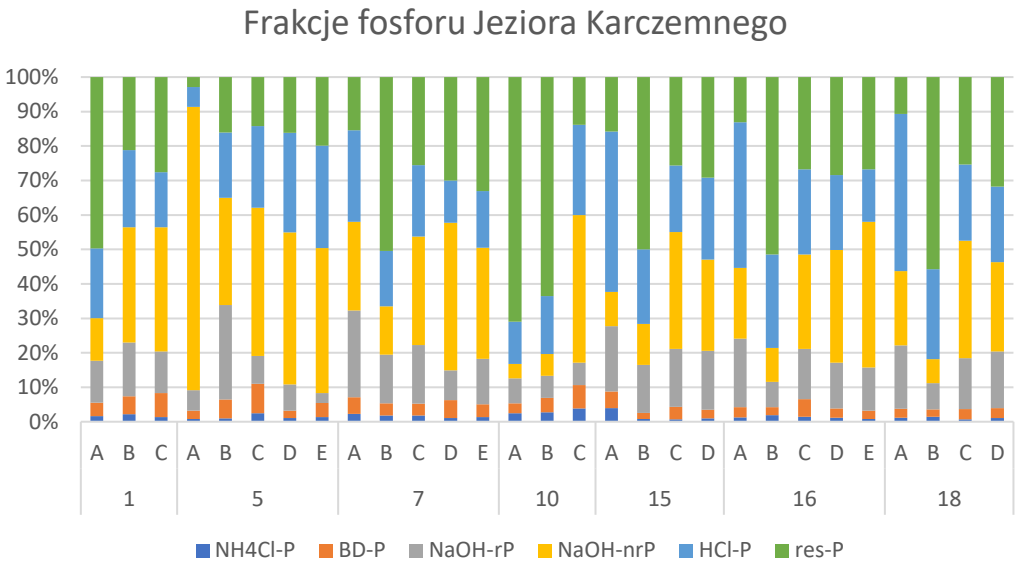


Rys. 46 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych Jeziora Suskiego w mg P g^{-1} s.m.

Przebadano 5 punktów badawczych z Jeziora Suskiego pod kątem udziału frakcji fosforu. Najwyższą wartość zaobserwowano na stanowisku 7 w powierzchniowej warstwie osadów. Stężenie fosforu ogólnego wynosiło 2,23 mg P g^{-1} s.m. Wysoką zawartością odznaczała się również powierzchniowa warstwa w punkcie 17, gdzie suma wszystkich frakcji fosforu wyniosła 2,02 mg P g^{-1} s.m. W układzie wertykalnym warstwa A zawierała największe stężenie fosforu ogólnego. Wyjątek stanowił punkt 3, w którym w podpowierzchniowej warstwie zanotowano wyższą zawartość tego pierwiastka (rys. 46, rys. 50).

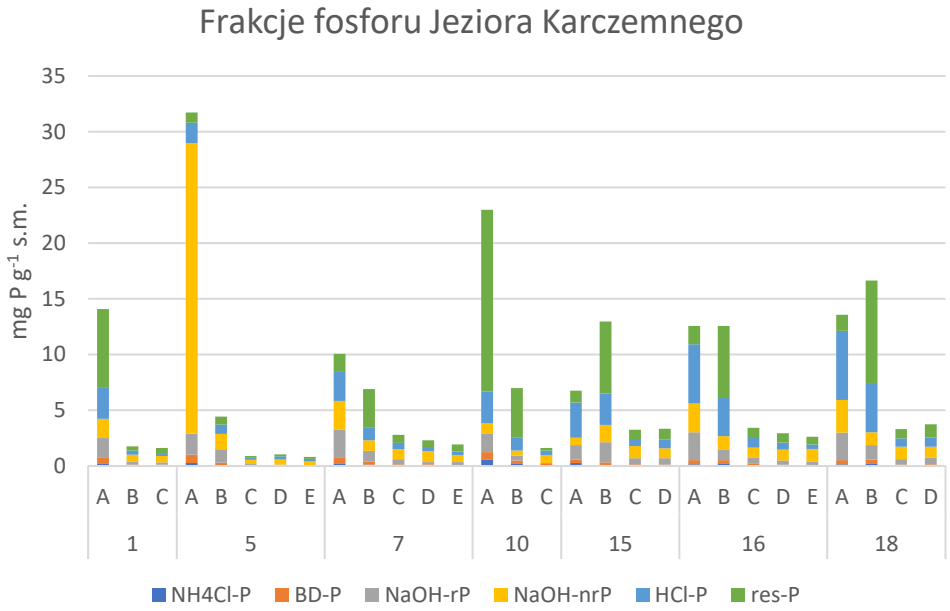
Jezioro Karczemne:

W osadach dennych analizowanego zbiornika, największy udział wśród frakcji fosforu miał fosfor rezydualny (res – P), który stanowił średnio 34,0% udziału w fosforze ogólnym. Wysokim udziałem odznaczała się także średnio dostępna biologicznie frakcja, która jest związana z materią organiczną (NaOH – nrP). Średni udział tej frakcji wynosił ok. 27,0%. Niewiele niższym udziałem odznaczała się frakcja związana z wapniem (HCl – P), której procentowy udział w całkowitej zawartości fosforu stanowił 22,0%. Dwie najbardziej biologicznie dostępne frakcje miały najniższy udział w ogólnej zawartości fosforu w osadach, 3,2% stanowił fosfor wrażliwy na zmiany potencjału redox (BD – P) a 1,6% fosfor labilny (NH_4Cl – P) (rys. 47).

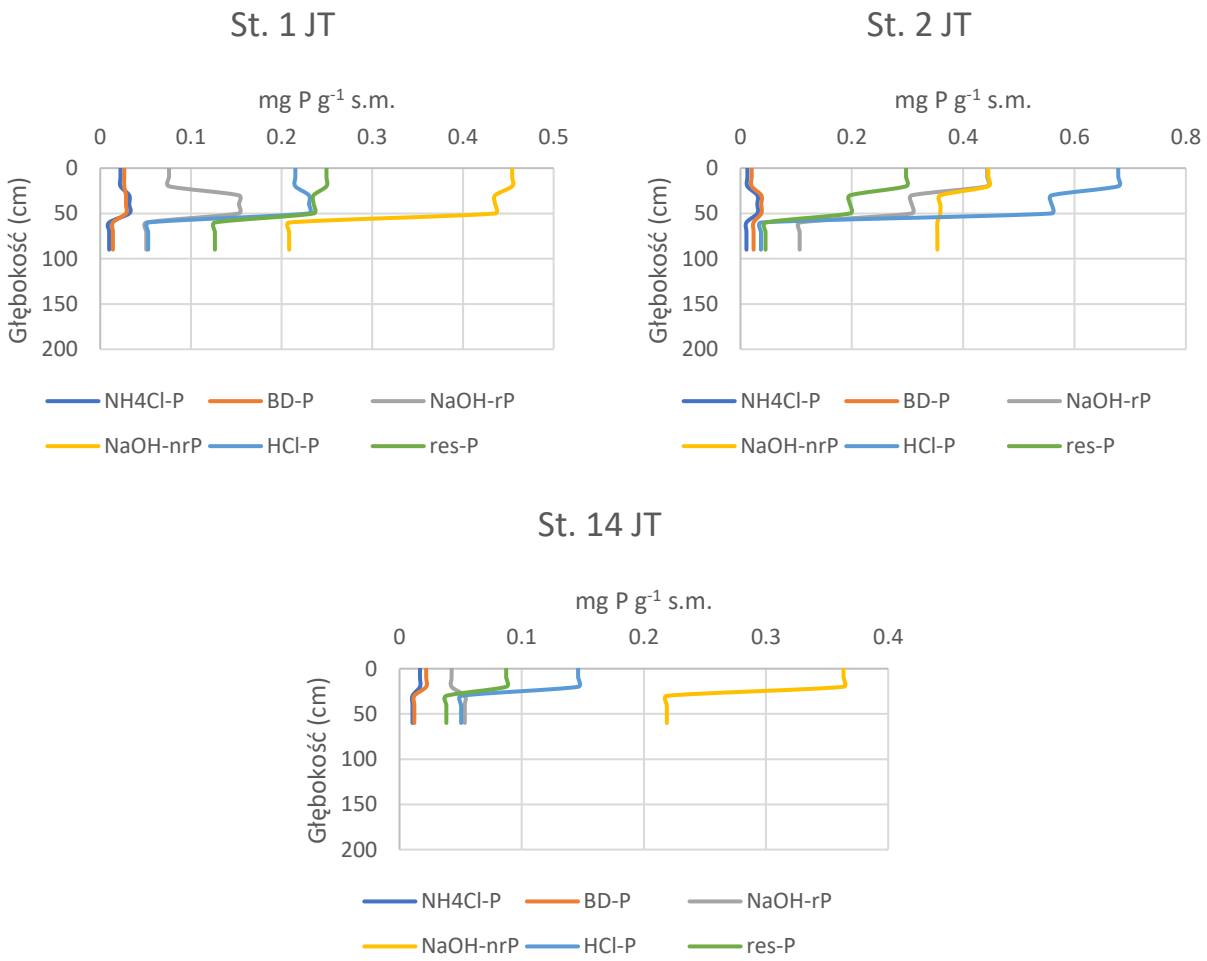


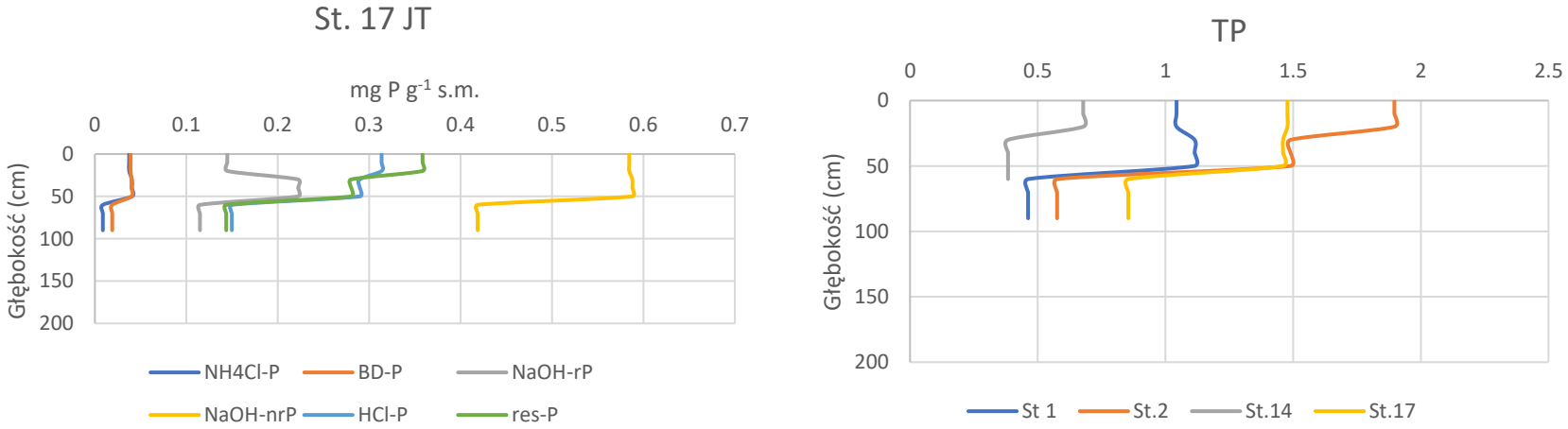
Rys. 47 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych Jeziora Karczemnego na wybranych stanowiskach badawczych

W Jeziorze Karczemnym przebadano 7 rdzeni pod kątem zawartości frakcji fosforu. Największe stężenie fosforu ogólnego zaobserwowano na stanowisku 5, w powierzchniowej warstwie osadów. Stężenie tego pierwiastka przekroczyło 30 mg P g^{-1} s.m. (rys. 48, rys. 51).

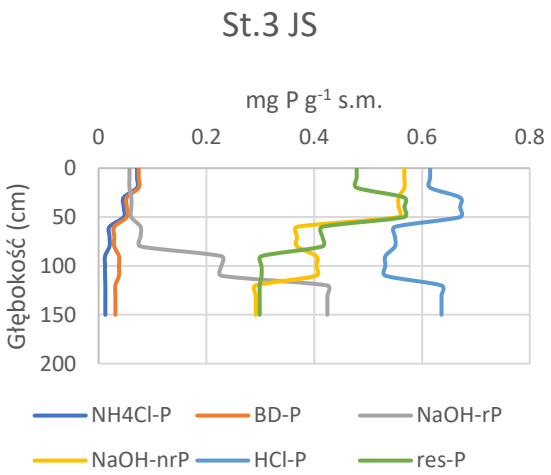


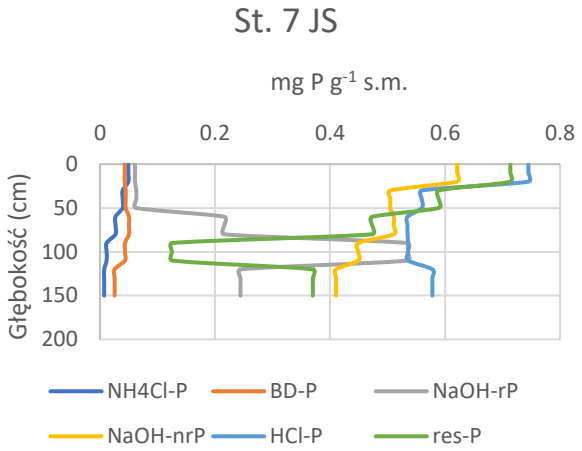
Rys. 48 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych Jeziora Karczemnego w mg P g^{-1} s.m.

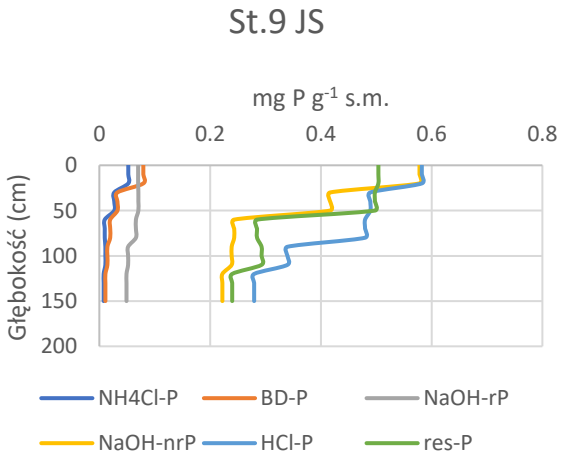

St. 1 JT
mg P g-1 s.m.
0
0.1
0.2
0.3
0.4
0.5
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P
St. 2 JT
mg P g-1 s.m.
0
0.2
0.4
0.6
0.8
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P
St. 14 JT
mg P g-1 s.m.
0
0.1
0.2
0.3
0.4
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P

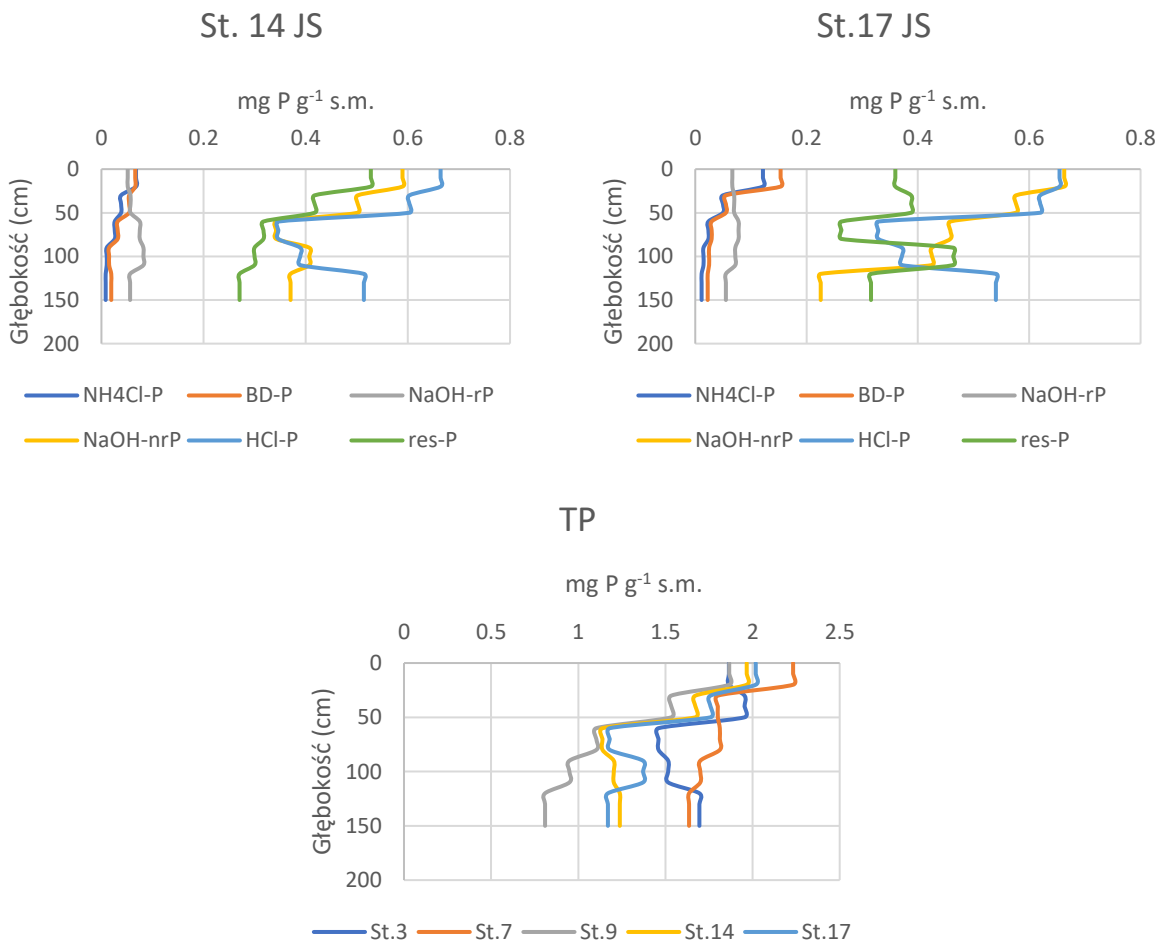


Rys. 49 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych jeziora Track na wybranych stanowiskach badawczych

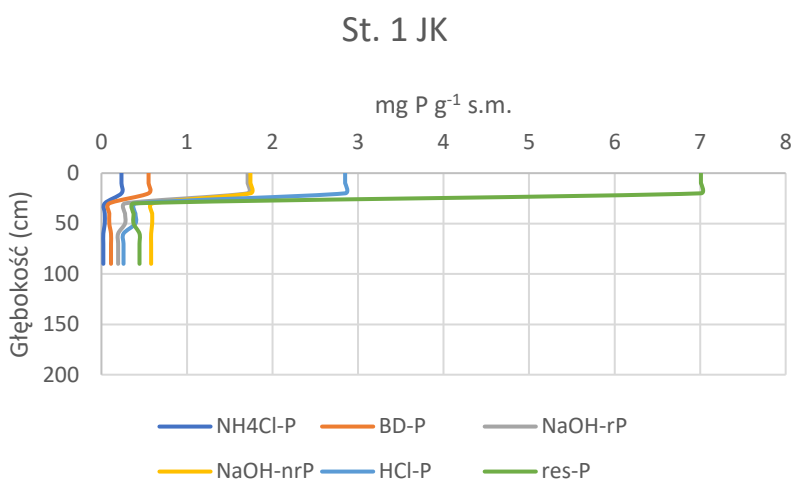

St.3 JS
mg P g-1 s.m.
0
0.2
0.4
0.6
0.8
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P

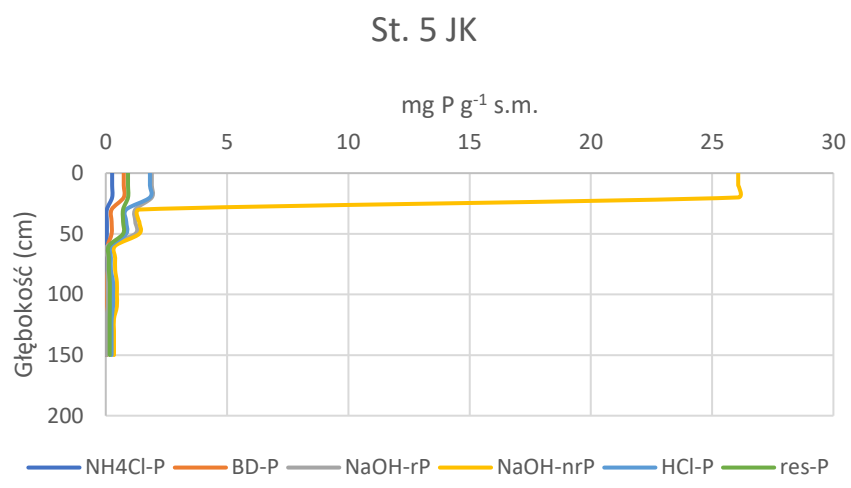

St. 7 JS
mg P g-1 s.m.
0
0.2
0.4
0.6
0.8
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P

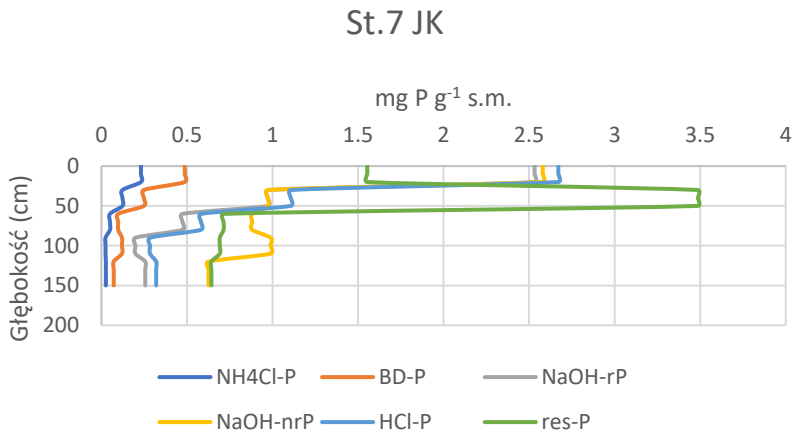

St.9 JS
mg P g-1 s.m.
0
0.2
0.4
0.6
0.8
Głębokość (cm)
0
50
100
150
200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P

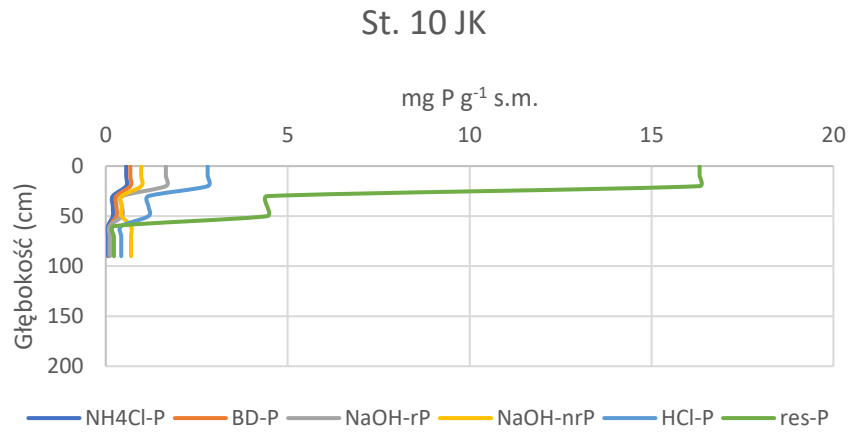


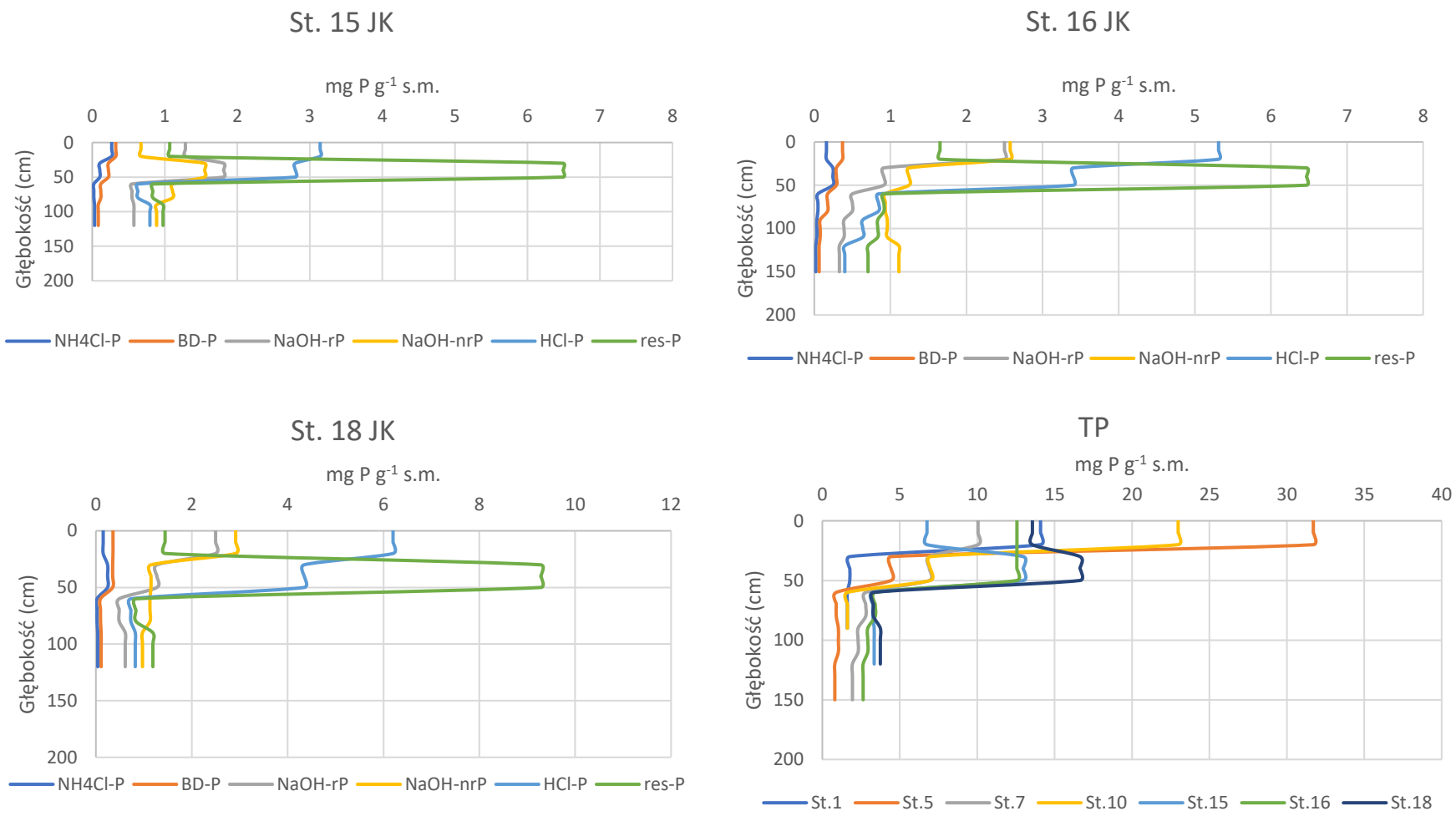
Rys. 50 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych Jeziora Suskiego na wybranych stanowiskach badawczych


St. 1 JK
mg P g-1 s.m.
0 1 2 3 4 5 6 7 8
Głębokość (cm)
0 50 100 150 200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P


St. 5 JK
mg P g-1 s.m.
0 5 10 15 20 25 30
Głębokość (cm)
0 50 100 150 200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P


St.7 JK
mg P g-1 s.m.
0 0.5 1 1.5 2 2.5 3 3.5 4
Głębokość (cm)
0 50 100 150 200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P


St. 10 JK
mg P g-1 s.m.
0 5 10 15 20
Głębokość (cm)
0 50 100 150 200
NH4Cl-P
BD-P
NaOH-rP
NaOH-nrP
HCl-P
res-P



Rys. 51 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych Jeziora Karczemnego na wybranych stanowiskach badawczych

6.7 Eksperymenty laboratoryjne

Wyniki badań sorpcji fosforu wykazały dobre dopasowanie do wszystkich trzech testowanych modeli sorpcji. Średnie współczynniki dopasowania R^2 wynosiły: dla modelu Freundlicha – 0,945; dla modelu Langmuira – 0,901; a dla modelu BET – 0,959. W przypadku modelu sorpcji Freundlicha współczynnik R^2 mieścił się w zakresie od 0,664 (powierzchniowa warstwa osadu Jeziora Karczemnego (9A) w temperaturze 20° C przy odczynie 9 pH) do 0,998 (najgłębsza warstwa Jeziora Suskiego (7E) oraz Track (11B) w temperaturze 4°C przy odczynie obojętnym). W przypadku modelu Langmuira dopasowanie mieściło się w zakresie od 0,374 (tak jak w modelu Freundlicha), natomiast najlepiej dopasowane były najgłębsze warstwy jeziora Track w temperaturze 4°C, przy odczynie obojętnym oraz Jeziora Suskiego w temperaturze 4°C przy pH 5. W modelu sorpcji BET najniższą wartość R^2 otrzymano w powierzchniowej warstwie Jeziora Karczemnego w temperaturze 20°C w odczynie kwasowym uzyskując 0,474. Najlepiej dopasowanymi warstwami, gdzie R^2 wynosił 0,999 były takie same jak w przypadku modelu Langmuira.

Analizowane osady charakteryzowały się niskimi wartościami parametru EPC_0 (od 0,016 – 0,141 mg dm^{-3}). Najniższe wartości równowagowego stężenia fosforu obserwowano w warstwie 9B Jeziora Karczemnego w odczynie alkalicznym, przy wysokiej temperaturze wody. W tych samych warunkach środowiskowych w powierzchniowej warstwie Jeziora Suskiego otrzymano najwyższe stężenie EPC_0.

Wyznaczone parametry dla poszczególnych modeli przedstawiono w tabelach (23, 24 i 25), które zostały wyznaczone w programie Statistica.

Wraz z głębokością malała zawartość fosforu sorbowanego przez osad. Dużo niższe wartości otrzymano w temperaturze 4°C niż w temperaturze 20°C. Odczyn również miał wpływ na ilość sorbowanego fosforu. W przypadku powierzchniowych warstw Jeziora Karczemnego średnia sorpcja zachodziła dużo lepiej w odczynie obojętnym niż w kwasowym. Najsłabiej fosfor sorbowany był w odczynie zasadowym. W głębszych warstwach tego jeziora (C, D i E) osad słabiej sorbował w odczynie obojętnym. Osady jezior Suskiego oraz Track w temp. 4°C charakteryzowały się lepszą adsorpcją fosforu w środowisku alkalicznym w porównaniu z pozostałymi testowanymi odczynami. Analogiczna sorpcja fosforu występowała przy temp. 20°C.

Uogólniając, zaobserwowano lepszą sorpcję w środowisku alkalicznym niż w odczynie obojętnym. Środowisko kwasowe charakteryzowało się również lepszą sorpcją

niż w odczynie 7 pH. Średnia zawartość fosforu sorbowanego była dużo wyższa w powierzchniowych warstwach osadu (warstwa A i B). Wyjątek stanowiło jezioro Track, gdzie podpowierzchniowa warstwa znacząco słabiej sorbowała fosfor. Ilość fosforu zaadsorbowanego przez warstwy rdzeni zestawiono w tabeli 31.

W przeprowadzonym eksperymencie, oprócz zdolności sorpcyjnych osadów badano również desorpcję wcześniej zaadsorbowanego fosforu. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 32. W przypadku osadów z Jeziora Karczemnego desorpcja zachodziła intensywniej w temperaturze 20°C. Najwyższe średnie wartości obserwowano w warstwie B, gdzie uzyskano 322,0 mg P kg^{-1} s.m. (pH 7), 329,3 mg P kg^{-1} s.m. (pH 5) i 315,7 mg P kg^{-1} s.m. (pH 9). Wysoką desorpcję uzyskano również w powierzchniowej warstwie osadu tego jeziora (267,3 – 289,8 mg P kg^{-1} s.m.). Średnia ilość fosforu desorbowanego w głębszych warstwach, w temperaturze 20°C wynosiło 140,1 – 168,5 mg P kg^{-1} s.m. w odczynie obojętnym, 146,0 – 168,9 mg P kg^{-1} s.m. – w odczynie kwasowym oraz 157,4 -181,0 mg P kg^{-1} s.m. – w odczynie alkalicznym. W niskiej temperaturze (4°C) dwie pierwsze warstwy osadów Jeziora Karczemnego (A i B) również charakteryzowały się wysoką desorpcją wcześniej zaadsorbowanego fosforu, odpowiednio: 272,2 mg P kg^{-1} s.m. i 279,7 mg P kg^{-1} s.m. – w odczynie obojętnym, 303,9 i 273,8 mg P kg^{-1} s.m. – w pH 5 oraz 279,6 i 248,1 mg P kg^{-1} s.m. – w pH 9. W pozostałych warstwach średnia desorpcja przy tej temperaturze wynosiła od 111,1 mg P kg^{-1} s.m. (w odczynie obojętnym) do 138,2 mg P kg^{-1} s.m. (w odczynie alkalicznym).

Odmienną sytuację obserwowano w Jeziorze Suskim, gdzie wyższą desorpcją charakteryzowała się powierzchniowa warstwa rdzeni osadu w temperaturze 4°C. Średnie wartości wyniosły 120,2 mg P kg^{-1} s.m. (pH 7), 130,2 mg P kg^{-1} s.m. (pH 5) i 116,4 mg P kg^{-1} s.m. (pH 9). W temperaturze 20°C desorpcja w tej warstwie była ponad połowę niższa niż w temperaturze 4°C. Średnie desorpcja fosforu w niskiej temperaturze miało tendencję spadkową wraz ze wzrostem głębokości. W odczynie obojętnym ładunek fosforu desorbowanego wynosił od 120,2 do 49,9 mg P kg^{-1} s.m., 130,2 – 48,5 mg P kg^{-1} s.m. w odczynie kwasowym, natomiast w odczynie zasadowym 116,4 – 43,6 mg P kg^{-1} s.m.o.

W temperaturze 20° C powierzchniowe warstwy (A i B) odznaczały się słabą desorpcją wcześniej zaadsorbowanego fosforu. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 45,8 i 41,4 mg P kg^{-1} s.m. w pH 7, 37,1 i 42,3 mg P kg^{-1} s.m. w pH 5 oraz 49,1 i 34,2 mg P kg^{-1} s.m. w pH 9. Głębsze warstwy charakteryzowały się dużo wyższą desorpcją niż powierzchniowe, gdzie stwierdzono od 82,0 do 56,6 mg P kg^{-1} s.m.

Podobną sytuację obserwowano w jeziorze Track, gdzie wyższa desorpcja fosforu występowała w powierzchniowej warstwie, w temperaturze 4°C. Najwyższa desorpcja była zauważalna w odczynie obojętnym (101,0 mg P kg^{-1} s.m.), zbliżoną wartość oznaczono w odczynie kwasowym 100,8 mg P kg^{-1} s.m., natomiast w odczynie alkalicznym wielkość ta wyniosła 91,6 mg P kg^{-1} s.m. O ponad 50% niższe wartości obserwowano w podpowierzchniowych warstwach, w których uzyskano odpowiednio: 41,6 ; 46,2 i 39,1 mg P kg^{-1} s.m. Poziom adsorbowanego fosforu malał wraz z głębokością osadu również w przypadku wyższej temperatury. Jednakże desorpcja zaadsorbowanego wcześniej fosforu w różnych odczynach jest dużo słabsza. Wartości w warstwie A wynosiły 54,2 (pH 7) 55,9 (pH 5) i 64,9 (pH 9) mg P kg^{-1} s.m. W podpowierzchniowej warstwie (B) średni ładunek wynosił analogicznie: 46,5; 52,0; 40,6 mg P kg^{-1} s.m. Średnie wartości sorpcji i desorpcji przedstawia tabela 8.

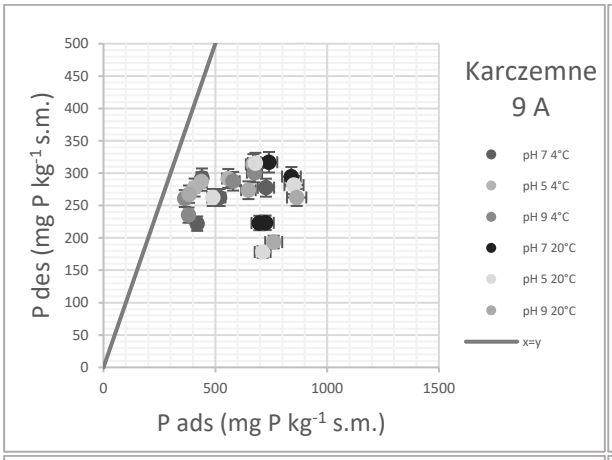
Tabela 8 Średnie ilości fosforu sorbowanego i desorbowanego w zależności od temperatury i odczynu (mg P kg^{-1} s.m.)

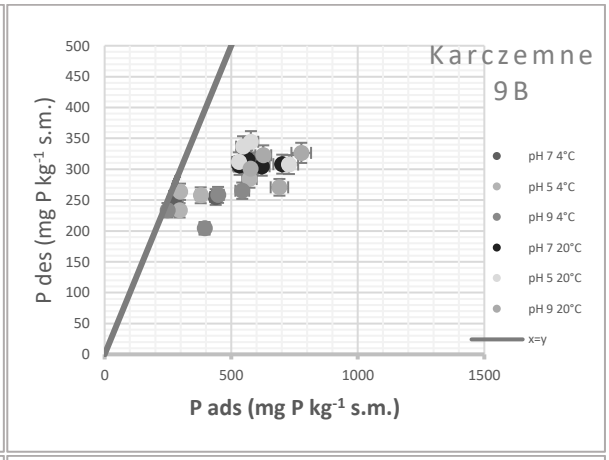
	SORPCJA						**DESORPCJA**					
	Temperatura 4°C			*Temperatura 20°C*			*Temperatura 4°C*			*Temperatura 20°C*		
	pH 7	***pH 5***	***pH 9***	***pH 7***	***pH 5***	***pH 9***	***pH 7***	***pH 5***	***pH 9***	***pH 7***	***pH 5***	***pH 9***
9A	1170.0	1152.5	1136.2	1645.4	1526.5	1475.4	272.2	303.9	279.6	289.8	281.8	267.3
9B	917.7	958.2	1038.6	1320.9	1334.5	1397.9	279.7	273.8	248.1	321.9	329.3	315.7
9C	634.5	666.4	673.0	806.5	806.8	770.6	129.0	132.6	125.3	168.5	161.8	157.4
9D	631.3	636.4	696.5	783.0	738.9	849.5	111.1	113.2	119.8	140.1	146.0	158.9
9E	674.2	680.1	748.7	837.6	816.5	869.8	131.5	123.6	138.2	165.4	168.9	181.0
7A	750.4	768.4	779.1	860.1	822.3	816.1	120.2	130.2	116.4	45.8	37.1	49.1
7B	642.6	658.1	693.7	727.9	747.4	732.4	77.8	81.9	80.4	41.4	42.3	34.2
7C	589.4	563.1	612.7	611.9	617.3	661.2	65.6	69.1	71.0	71.4	72.0	76.3
7D	527.1	527.2	601.5	544.0	560.7	594.7	57.2	59.9	59.5	69.2	82.0	79.0
7E	495.6	516.7	541.6	515.9	493.7	509.6	49.9	48.5	43.6	59.4	64.5	56.6
11A	715.9	754.8	800.4	868.6	855.5	875.3	101.0	100.8	91.6	54.2	55.9	64.9
11B	538.3	572.3	585.6	567.7	569.5	567.6	41.6	46.2	39.1	46.5	52.0	40.6

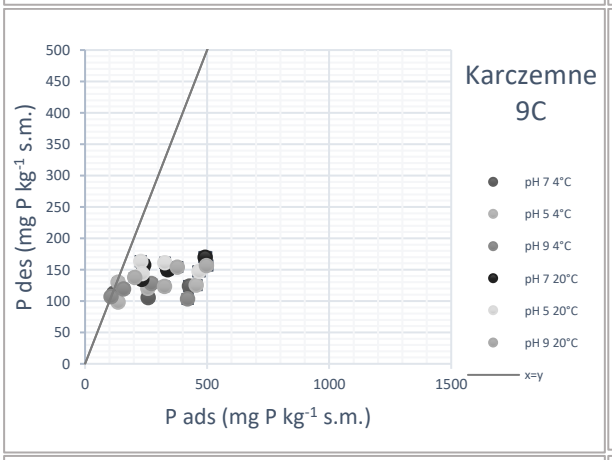
Zgodnie z wyznaczonymi założeniami przeprowadzono także analizy desorpcji wcześniej zaadsorbowanego fosforu. Badania wykazały, że pewien procent tego pierwiastka zostaje trwale zaadsorbowany przez osad (fosfor histeretyczny/retencjonowany). Wyniki przedstawiono na rys. 52. Przeprowadzone eksperymenty wykazały, że najniższe stężenie fosforu histeretycznego występowały przy najwyższym zastosowanym stężeniu (5 mg P dm^{-3}). Przy takim stężeniu retencja fosforu wahała się w granicach 1,81 – 19,42%. Najwyższe wartości otrzymano w stężeniu 0 mg

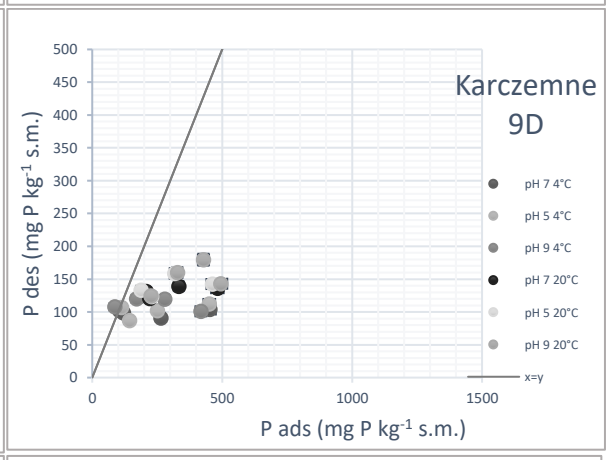
P dm^{-3} - od 14,80 – 100%. Uśrednione wartości fosforu histeretycznego w zastosowanych stężeniach przedstawiono w tabeli 9.

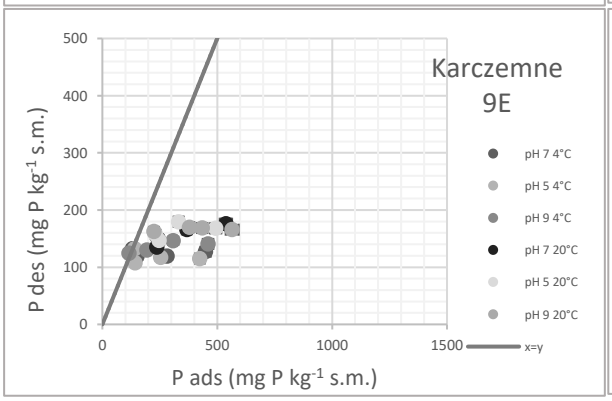
Najniższą wartość fosforu retencjonowanego wykazywała powierzchniowa warstwa osadu z Jeziora Suskiego w temperaturze 20°C. To właśnie tam uzyskano najniższy średni procent retencji fosforu (9,7%) przy odczynie zasadowym. Z reguły najwyższy procent fosforu histeretycznego otrzymywano w odczynie kwasowym. Najwyższy średni procent fosforu retencjonowanego otrzymano w podpowierzchniowej warstwie Jeziora Karczemnego w odczynie obojętnym, gdzie retencja była na poziomie 60,0%. Trwałą adsorpcję wcześniej zaadsorbowanego fosforu otrzymano w temperaturze 4°C. Niezależnie od odczynu w badanych jeziorach, średni procent fosforu histeretycznego w tych warunkach środowiskowych wynosił od 28,6 do 60,8%. Najlepszą sorpcję fosforu otrzymano w Jeziorze Karczemnym (średnio 45,0 – 61,0%), gdzie najlepiej sorbowała warstwa B, natomiast najsłabiej powierzchniowa warstwa. W wysokiej temperaturze w Jeziorze Karczemnym fosfor retencjonowany wahał się w granicach 32,0 – 47,0%. Analogicznie do temperatury 4°C podpowierzchniowa warstwa sorbowała najlepiej fosfor retencjonowany, natomiast warstwa A najsłabiej. W Jeziorze Suskim fosfor histeretyczny wynosił 33,0 – 45,0% w temperaturze 4°C i 10,0 – 4,0% w temperaturze 20°C. Najwyższy średni procent sorpcji obserwowano w odczynie kwaśnym w obu zakresach temperatur. Wyjątek stanowiła powierzchniowa warstwa w niskiej temperaturze, gdzie sorpcja fosforu była najwyższa w odczynie alkalicznym (17,9%). W jeziorze Track niska temperatura oraz odczyn obojętny stanowiły najlepsze warunki do sorpcji fosforu histeretycznego, gdzie uzyskano 37,0% (w warstwie A) i 34% (w warstwie B). Najsłabiej sorpcja przebiegała w odczynie alkalicznym (odpowiednio 28,6 i 28,6%). Wysoka temperatura miała znaczny wpływ na przebieg sorpcji w jeziorze Track. Powierzchniowa warstwa w odczynie 7 pH sorbowała - 11,6%, w pH 5 - 13,4%, natomiast w pH 9 - 15,5%. Warstwa B charakteryzowała się lepszą sorpcją, bowiem uzyskano tam odpowiednio 26,9%, 31,8% i 21,9%.

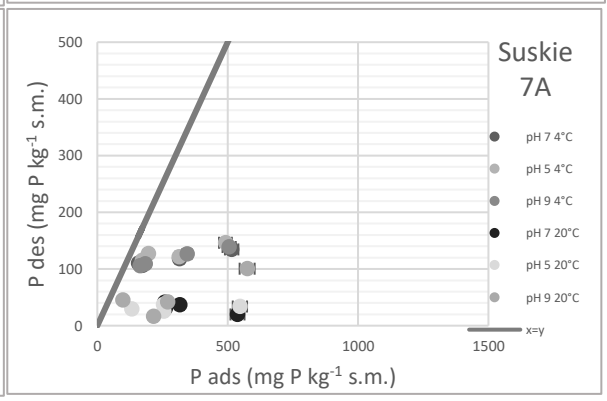

Karczemne 9 A
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y

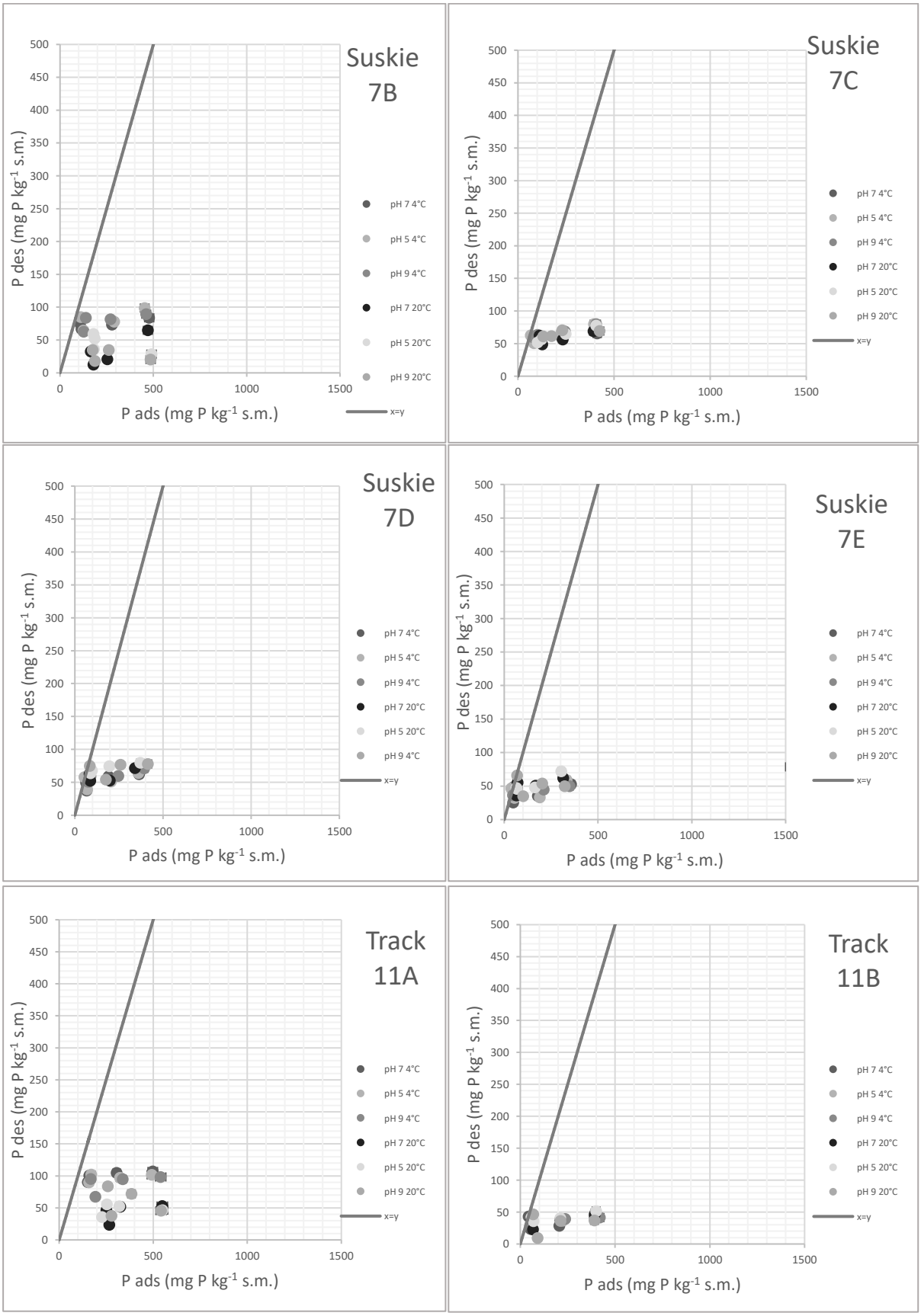

Karczemne 9B
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y


Karczemne 9C
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y


Karczemne 9D
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y


Karczemne 9E
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y


Suskie 7A
P des (mg P kg-1 s.m.)
P ads (mg P kg-1 s.m.)
pH 7 4°C
pH 5 4°C
pH 9 4°C
pH 7 20°C
pH 5 20°C
pH 9 20°C
x=y



Rys. 52 Wpływ odczynu i temperatury na desorpcję fosforu przez osady badanych jezior

Tabela 9 Średnie procentowe wartości fosforu histeretycznego dla warstw osadów badanych jezior w zależności od odczynu i temperatury

	TEMPERATURA 4°C			TEMPERATURA 20°C		
	pH 7	**pH 5**	**pH 9**	**pH 7**	**pH 5**	**pH 9**
9A	44.61	49.95	48.35	31.59	35.06	36.78
9B	60.82	60.18	53.27	45.17	47.94	40.53
9C	52.57	50.74	51.43	43.07	44.91	38.20
9D	49.19	46.08	54.08	39.46	43.15	36.96
9E	51.70	49.99	51.93	41.46	45.14	39.65
7A	40.43	41.58	38.59	9.67	11.30	17.93
7B	35.49	36.11	32.81	10.54	17.71	10.15
7C	36.75	41.68	37.53	28.46	29.65	27.04
7D	37.23	42.21	35.57	37.73	41.77	34.69
7E	38.28	44.77	36.65	37.74	39.98	35.50
11A	36.64	34.59	28.61	11.55	13.44	15.51
11B	34.27	31.57	28.62	26.91	31.82	21.92

7. Dyskusja wyników

Integralną częścią każdego jeziora są osady denne, które tworzą się od momentu jego powstania. Szybkość tworzenia się tej pokrywy w zbiornikach determinowana jest wieloma czynnikami morfologicznymi, zlewniowymi oraz w ostatnich dziesięcioleciach antropogenizacją środowiska przyrodniczego. W wyniku sedymentacji i sedentacji materii organicznej oraz mineralnej grubość pokrywy dna jeziora zwiększa się, co skutkuje jego wypłycaniem się, a w konsekwencji całkowitym zanikiem (Choiński 1995). Według Starmacha i in. (1978) im większy jest stosunek osadów dennych do masy wody w zbiorniku, tym osady wywierają większy wpływ na jej jakość.

Osady denne pełnią niezwykle ważne funkcje w środowisku wodnym. Są źródłem substancji pokarmowych oraz wpływają na obieg materii, szczególnie fosforu jako głównego pierwiastka odpowiedzialnego za proces eutrofizacji (Mielnik 2005). W osadach kumulowane są różnorodne substancje, w tym metale ciężkie (Szydłowski, Podlasińska 2016). Ponadto na podstawie składu chemicznego osadów można określić stan ekologiczny zbiornika (Jaguś i in. 2012).

Pod wpływem siły grawitacji cząstki budujące osady denne ulegają ruchom masowym, przemieszczają się wzdłuż stoków i gromadzą się w najgłębszym punkcie dna jeziora. W związku z tym, najwyższe tempo depozycji zachodzi w głęboczkach

zbiorników i tam obserwuje się ich najwyższą miąższość (Szydłowski, Podlasińska 2016).

Ze względu na brak istniejącej dokumentacji dotyczącej miąższości i właściwości osadów dennych, punkty sondowania zaplanowano rozłożyć równomiernie na całej powierzchni dna analizowanych jezior. Jest to podejście metodyczne zalecane przez EPA (2001). Pomimo, iż nie sondowano osadów w centralnym punkcie głęboczka, w niektórych miejscach zlokalizowanych w znacznej odległości od najgłębszego punktu jeziora, zaobserwowano znacznie wyższą miąższość osadów niż w punktach leżących w jego bliskim sąsiedztwie. Wpływ na to ma zlewnia bezpośrednia oraz w przypadku zbiorników stanowiących odbiorniki ścieków, lokalizacja kolektorów odprowadzających zanieczyszczenia.

Skład chemiczny osadów zależy od sposobu i rodzaju zagospodarowania zlewni, a także od typu podłoża i pokrywy glebowej (Szydłowski, Podlasińska 2016, Pakuła i in. 2013). Na podstawie mapy zamieszczonej na stronie Państwowego Instytutu Geologicznego (dostęp: 20.02.2023) określono rodzaj utworów geologicznych, na których położone są badane jeziora. Wszystkie analizowane zbiorniki znajdują się na piaskach i żwirach. Ma to swoje odzwierciedlenie w wynikach badań nad zawartością krzemionki w osadach rozpatrywanych jezior. Badania wykazały, że ditlenek krzemu jest podstawowym składnikiem budującym osady denne. W zależności od głębokości procentowy udział tego związku chemicznego mieścił się w granicach od 15,86% do 96,34% w powierzchniowej warstwie osadów oraz od 38,94% do 91,79% w najgłębszych warstwach pobranych rdzeni. Szeroki zakres występowania krzemionki wykryto także w osadach dennych mazurskiego jeziora Dejguny (44 -95%) (Brzozowska i in. 2005), syberyjskiego Jeziora Irkuckiego (56,75 – 61,24%) (Jaguś i in. 2012), czy też w zbiornikach wodnych usytuowanych w rejonie górnośląsko-zagłębiowskim (6,83-79,94%) (Rzętała 2014). Według badań Banacha i Chlost (2007) prowadzonych na zbiorniku Krzynia podstawowym składnikiem tworzącym osady denne, również były krzemiany zajmujące od 55 do 99% ich składu. Z kolei w osadach dennych Jeziora Leśnego odnotowano około 25% krzemionki, co prawdopodobnie związane było z usytuowaniem zbiornika w zlewni leśnej i zwiększonym udziałem materii organicznej (Łopata 2012). Według Mielnik (2005) krzemionka wchodząca w skład osadów dennych jest przede wszystkim pochodzenia allochtonicznego (zlewniowego) z uwagi na to, że krzem jest podstawowym pierwiastkiem wchodzącym w skład litosfery. Z kolei Leszczyński (2019) jest zdania, że nawet 40% krzemu w osadach może pochodzić

od producentów pierwotnych takich jak okrzemki, promienice, gąbki i niektóre wiciowce. Udział producentów w odkładaniu krzemu w osadach dennych zależy od intensywności ich rozwoju, tempa rozpuszczania szkieletów oraz od ilościowego stosunku SiO_2 do innych deponowanych materiałów.

Biorąc pod uwagę powyższe rozważania można przypuszczać, że na wysoki udział krzemionki w osadach dennych wszystkich analizowanych jezior mogło mieć wpływ wiele czynników, takich jak typ pierwotnego podłoża, na którym wytworzyły się misy jeziorne, dopływ materiału ze zlewni, jak również w pewnym stopniu intensywność produkcji pierwotnej niektórych gatunków glonów.

Materia organiczna stanowi ważny element składowy w osadach dennych. Kontroluje procesy wymiany na granicy faz woda-osad (Brzozowska, Gawrońska 2006). Wpływa również na szybkość uwalniania azotu z uwagi na występującą formę organiczną, która w osadach dennych jest proporcjonalnie największa (Van Luijn i in. 1999). Zachodzące w osadach biologiczne procesy mineralizacji generują kwasy organiczne, które obniżają odczyn w wodach międzyosadowych. Na mineralizację materii organicznej zużywany jest też tlen, a spadek ilości tego gazu pociąga za sobą zmiany potencjału redox (Golterman 1977), które prowadzą do zapoczątkowania procesu zasilania wewnętrznego (Gawrońska i in. 2003a, Dąbrowska, Lejcuś 2012). Dodatkowo materia organiczna adsorbuje żelazo, z którym wraz z kwasami huminowymi, tworzy stabilne, organiczne kompleksy (Pizarro i in. 1995).

Badania osadów dennych jezior Track, Suskiego i Karczemnego wykazały, że materia organiczna stanowi drugi, główny składnik budujący ich osady denne. W analizowanych jeziorach zawartość tego składnika kształtowała się na poziomie: 2,54 - 35,17% w jeziorze Track, 6,87 - 47,54% w Jeziorze Suskim oraz 2,38 - 46,34% w Jeziorze Karczemnym. Średnie zawartości materii organicznej w układzie wertykalnym osadów dennych tych zbiorników wynoszą: 22,20 – 33,00% (Track), 31,30 - 41,10% (Suskie) oraz 27,10 – 38,00% (Karczemne). Podobne zakresy zawartości materii organicznej odnotowano w osadach Jeziora Dobskiego (21,94 – 40,17%) (Rafałowska, Sobczyńska-Wójcik 2014), Zbiornika Krzynia (do 33%) (Banach, Chlost 2007) i jeziora Dołgie Wielkie (21,9%) (Trojanowski, Antonowicz 2005). Zawartość tego składnika w innych zbiornikach kształtuje się na poziomie od 0,85 w jeziorze Dejguny (Brzozowska i in. 2005) do 57,8% w Jeziorze Leśnym (Łopata 2012).

Przyjmuje się, że głównym źródłem materii organicznej osadów dennych jest detrytus pochodzący zarówno z rozkładu roślin wodnych, w tym fitoplanktonu, jak i

zasiedlających ląd wokół jeziora oraz trafiający z wodami dopływu powierzchniowego. Materiał organiczny allochtoniczny i autochtoniczny podlega modyfikacjom w trakcie transportu do jeziora, a następnie w czasie opadania w słupie wody oraz po depozycji na dnie. Tempo i charakter zachodzących zmian zależy od właściwości chemicznych materiału organicznego oraz warunków panujących w jeziorach. Na przykład rozkład materii organicznej pochodzenia glonowego przebiega bardzo szybko, bo jest zbudowany z materiału o niskim stosunku C/N (Meyers, Ishiwatri 1995), a makrofity czy naczyniowe rośliny lądowe, które są bogate w celulozę, charakteryzują znacznie większe wartości tego stosunku i mniejsza podatność na rozkład (Meyers, Lallier – Verges 1999). W zbiornikach płytkich materiał organiczny jest szybciej deponowany w osadach dennych i dzięki temu przez krótszy czas wystawiony jest na procesy utleniania zachodzące w wodzie, odwrotnie sytuacja wygląda w jeziorach głębokich (Robbins, Edgington 1975). Potwierdzeniem tego są wyniki uzyskane w niniejszej pracy. Wyższe zawartości materii organicznej odnotowano w płytszych zbiornikach czyli Suskim i Karczemnym, niższe zaś w głębszym – Track.

Zabiegi rekultywacyjne prowadzone w misie jeziora także wpływają na zawartość materii organicznej w osadach dennych. W Jeziorze Długim w Olsztynie, sztuczne napowietrzanie z destratyfikacją termiczną wpłynęło na obniżenie zawartości omawianego składnika. Poprawa warunków tlenowych oraz wzrost temperatury wód przy dnie spowodowały zwiększenie mineralizacji materii organicznej. Natomiast zastosowanie metody inaktywacji fosforu wpłynęło na wzrost koncentracji tego komponentu, w wyniku współstrącenia zawieszonej w toni wodnej materii organicznej (Brzozowska, Gawrońska 2006).

Nasilone przemiany środowiska naturalnego w obrębie zlewni oraz rozwój działalności gospodarczej wpływają negatywnie na jakość środowiska wodnego (Kajak 1994, Daniszewski 2012). Spowodowane jest to zwiększoną koncentracją związków biogennych, głównie azotu i fosforu. Związki te trafiają do jezior w postaci rozpuszczonej lub mineralnej (Wiśniewski 1994, Płachta 2017). Z uwagi na fakt, że jeziora usytuowane są w obniżeniach terenu, podlegają silnym wpływom obszarów znajdujących się w ich bezpośrednim sąsiedztwie (Sidorczuk, Potasznik 2011). Zmiany użytkowania ziemi w obrębie zlewni, na które składa się wzrastający stopień urbanizacji, bezpośrednie zrzuty ścieków, prowadzenie zabiegów melioracyjnych, rolnictwo oraz budowle hydrotechniczne, mają znaczący wpływ na zbiornik (Oksiuta, Gutry-Korycka 2008,

Łopata i in. 2015, Płachta 2017). Wszystkie te czynniki prowadzą do zwiększenia koncentracji nutrientów w zbiorniku.

Azot, który jest jednym z podstawowych pierwiastków powodujących wzrost żyzności wód, w dużej mierze trafia do toni wodnej z gruntów użytkowanych rolniczo. Wysokie koncentracje tego pierwiastka w wodzie związane są również z wypasem bydła oraz wypłukiwaniem nawozów z gleb (Koszelnik, Tomaszek 2007). Dodatkowo pierwiastek ten pochodzi z biomasy roślinnej, z której wskutek rozkładu zostaje uwolniony do toni wodnej (Grochowska i in. 2011, Łożyńska 2019).

Badania nad koncentracją azotu w wodach interstycjalnych wykazała, że dominującą formą tego biogenu w jeziorach Track i Suskim był azot amonowy. Stężenia amoniaku wahały się odpowiednio od 5,0 mg N dm^{-3} do 26,9 mg N dm^{-3} i 7,9 mg N dm^{-3} do 53,2 mg N dm^{-3}. Koncentracje wzrastały wraz z głębokością. Badania Brzozowskiej (2003) oraz Koszelnika (2009) wykazały, że wysokie stężenia azotu amonowego korespondują z temperaturą i zawartością tlenu. Pobór osadów z jezior Track i Suskiego prowadzono w okresie, kiedy naddenne warstwy wód cechowała wysoka temperatura, co sprzyjało mineralizacji azotu organicznego w osadach i uwalnianiu powstałego w tym procesie azotu amonowego do wód porowych (Augustyniak 2018). Amoniak jest związkiem powstającym z biochemicznego rozkładu organicznych związków azotowych pochodzenia roślinnego, zwierzęcego oraz wprowadzanych ze ściekami bytowo-gospodarczymi lub przemysłowymi. Azot amonowy jest łatwo przyswajalną formą azotu przez autotrofy i stanowi podstawowe źródło pokarmowe fitoplanktonu (Adamczyk, Jachimowski 2013). Pozostałe formy azotu mineralnego tj. azot azotanowy (III) i azot azotanowy (V) są formami przejściowymi i nietrwałymi, dlatego nie badano ich zawartości w wodach interstycjalnych. Jednakże, związki te są niezbędne w procesach denitryfikacji i anammox, których produktem jest azot cząsteczkowy (N_2).

Próbki osadów z Jeziora Karczemnego pobrano w okresie zimowym, spod lodu, kiedy naddenne warstwy wód charakteryzowała niska temperatura. Takie warunki ograniczały procesy rozkładu związków organicznych, czego skutkiem była przewaga formy organicznej w strukturze azotu w wodach interstycjalnych, a jej stężenia wahały się w granicach od 6,5 – 46,3 mg N dm^{-3}.

Ogólna zawartość azotu w wodach interstycjalnych wynosiła: w jeziorze Track 8,7-85,3 mg N dm^{-3}, w Jeziorze Suskim 12,7-105,7 mg N dm^{-3} oraz w Jeziorze Karczemnym 9,6- 71,4 mg N dm^{-3}. W większości przypadków stężenie wzrastało wraz z głębokością

pobieranego osadu. Znacznie niższe stężenia azotu (do 12, 6 mg N dm^{-3}) w wodach interstycjalnych jeziora Track otrzymała Augustyniak (2018), ale pobór osadów dotyczył wyłącznie wierzchniej, 10-cio centymetrowej warstwy. Wysokie wartości azotu odnotowano w zdegradowanym Jeziorze Długim przed rekultywacją (1987 r.) – gdzie stężenie wynosiło od 15,4 do 105,6 mg N dm^{-3} (Gawrońska i in. 2003a). Wysokie wartości azotu zanotowane w wodach interstycjalnych badanych zbiorników wskazują na daleko zaawansowane procesy ich eutrofizacji i degradacji.

Procentowa zawartość azotu w osadach dennych badanych jezior mieściła się w granicach: 0,10-2,02% w jeziorze Track, 0,25- 3,27 % w Jeziorze Suskim i 0,10-2,50% w Jeziorze Karczemnym. W odróżnieniu od zawartości azotu w wodzie interstycjalnej, stężenie tego komponentu w osadach dennych malało wraz z głębokością. W odniesieniu do innych jezior eutroficznych, ilości azotu otrzymane w osadach analizowanych jezior należy uznać za przeciętne (Gawrońska 1989, Höhener, Gächter 1994). Badania Grochowskiej (2015) wykazały wysoce istotną statystycznie zależność między zawartością azotu w osadach a ilością materii organicznej. Równanie regresji dla powyższych związków miało postać: y=32,353x – 12,689, R=0,919. Taki wynik potwierdza, że ilość azotu w osadach jest determinowana dopływem zanieczyszczeń, w tym ścieków, w formie organicznej. Azot wnoszony spływami powierzchniowymi migruje do głębszych miejsc i tam jest deponowany.

Wysoką zawartość azotu uzyskano również w osadach dennych Jeziora Dołgie Wielkie, gdzie średnia ilość tego komponentu wynosiła 0,87%, a najwyższą uzyskaną wartością było 1,44%. W tym zbiorniku podobnie jak w przypadku badanych jezior obserwowano spadek koncentracji azotu wraz z głębokością osadu (Trojanowski, Antonowicz 2005).

Fosfor uznawany jest jako główny czynnik powodujący eutrofizację zbiorników (Kajak 1979). Jednakże, pierwiastek ten jako podstawowy związek biogenny, w niewielkich ilościach jest pożądany ze względu na udział w produkcji pierwotnej (Łożyńska 2019). Nadmierne stężenie tego pierwiastka ma negatywny wpływ na ekosystem wodny, bowiem stymuluje rozwój glonów, a w konsekwencji skutkuje pogorszeniem warunków organoleptycznych i ograniczeniem funkcji użytkowych zbiornika. Według Kajaka (1979) dostawa 1 kilograma fosforu do wody wpływa na wytworzenie 1000 kg świeżej masy glonów. Wiele czynników antropogenicznych na terenie zlewni powoduje, że fosfor dopływa do wód w znacznie wyższych ilościach. Pierwiastek ten uczestniczy w obiegu materii w toni wodnej, a następnie w wyniku

sedymentacji trafia na dno zbiornika. Osady denne, które posiadają zdolność sorpcyjną względem fosforu, kumulują we wnętrzu ogromne pokłady tego komponentu, stając się praktycznie niewyczerpalnym jego źródłem (Gawrońska i in. 2003b). Fosfor w środowisku wodnym występuje w postaci cząsteczkowej, koloidalnej i rozpuszczonej (Hejduk 2011).

W jeziorze Track zawartość fosforanów w wodach międzyosadowych wahała się w granicach od 0,24 do 2,06 mg $P\text{-}PO_4$ dm^{-3}. Maksymalne stężenie ortofosforanów w wodach interstycjalnych jeziora Track otrzymane przez Augustyniak (2018) wynosiło ok.1,20 mg $P\text{-}PO_4$ dm^{-3}, ale występowało w 10-cio centymetrowej warstwie osadów. Wyższą zawartość fosforu mineralnego otrzymano w Jeziorze Suskim, gdzie stężenia PO_4 utrzymywały się na poziomie 0,36 - 5,00 mg $P\text{-}PO_4$ dm^{-3}, a najwyższe w Jeziorze Karczemnym – nawet 7,42 mg $P\text{-}PO_4$ dm^{-3}.

Jak podaje Kajak (1994) w wodach interstycjalnych jezior silnie eutroficznych, a nawet hypertroficznych, stężenie mineralnej formy fosforu może sięgać od 7 do 10 mg PO_4 dm^{-3}. W związku z tym Jezioro Karczemne można zakwalifikować do zbiorników silnie zanieczyszczonych. Stężenia ortofosforanów powyżej 1 mg dm^{-3}, we wszystkich analizowanych jeziorach, w większości wypadków występowały w podpowierzchniowej warstwie osadu (30-60 cm), co wskazuje na intensywne procesy rozkładowe. W jeziorach Track oraz Karczemnym dominującą formą fosforu w wodach międzyosadowych był fosfor organiczny. W punktach znajdujących się bliżej brzegów obserwowano znaczny wzrost tego parametru w podpowierzchniowej warstwie (30-60 cm). Badania wód interstycjalnych Jeziora Suskiego wykazały sytuację odwrotną, to znaczy, że w strukturze fosforu obserwowano wyższy udział formy mineralnej. Stężenie fosforu fosforanowego wzrastało wraz z głębokością, po czym obserwowano jego spadek w najgłębszych warstwach.

Ogólna zawartość fosforu w wodach interstycjalnych badanych jezior wahała się w granicach od 0,67 do 4,05 mg P dm^{-3} w jeziorze Track, od 1,02 do 7,75 mg P dm^{-3} w Jeziorze Suskim i od 0,54 do 8,6 mg P dm^{-3} w Jeziorze Karczemnym. Wysokie zawartości fosforu w wodach porowych występowały również w Jeziorze Sukiel (5,58 mg P dm^{-3}) (Augustyniak 2018), w Jeziorze Swarzędzkim (6,79 mg P dm^{-3}) (Kowalczewska-Madura i in. 2019) i w Jeziorze Kortowskim (9,47 mg P dm^{-3}) (Augustyniak – Tunowska i in. 2023).

Procentowa zawartość fosforu w osadach dennych jezior Track i Suskiego nie przekraczała 1% P_2O_5 g^{-1} s.m. odpowiednio uzyskując maksymalnie 0,47% P_2O_5 g^{-1} s.m.

(powierzchniowa warstwa st. 2) oraz 0,67% P_2O_5 g^{-1} s.m. (warstwa A st. 18). Osady denne Jeziora Karczemnego było najbardziej zasobne w fosfor. Zawartość tego pierwiastka wahała się w granicach: 0,11 – 7,30% P_2O_5 g^{-1} s.m. Najwyższą wartość odnotowano w powierzchniowej warstwie osadów (0-30 cm), w punkcie znajdującym się w bliskim sąsiedztwie kolektora odprowadzającego ścieki komunalne. Niższe wartości P_2O_5 otrzymano w Jeziorze Widryńskim - 0,08-0,40 % s.m. (Szymański i in. 2012) i w Jeziorze Łajskim – 0,4 % P_2O_5 g^{-1} s.m. (Piórkowska i in. 2011).

Fosfor występuje w osadach dennych w postaci organicznej (detrytus, glony), ale również w połączeniach z innymi pierwiastkami, takimi jak żelazo, wapń czy glin (Golterman 1988). Zawartość tych substancji wpływa na zdolności sorpcyjne osadów i trwałe unieruchomienie fosforu w osadach. Dlatego bardzo ważnym elementem, który należy uwzględnić w badaniach osadów jest określenie frakcji fosforu biodostępnego, zawartego w zsedymentowanej materii.

W badanym jeziorze Track wśród form fosforu największy udział w ogólnej zawartości miała frakcja NaOH-nrP (fosfor związany z materią organiczną). Praktycznie we wszystkich badanych punktach oraz w warstwach, procentowy udział tej frakcji wynosił 39,5- 61,4%. Wyjątek stanowiły powierzchniowe warstwy punktu 2, gdzie najwyższy udział miała trudno mobilna frakcja związana z wapniem (HCl-P). Podobne wartości uzyskano w badaniach Augustyniak i in. (2017) w jeziorze Tyrsko, gdzie najwyższy udział miała frakcja związana z materią organiczną.

W Jeziorze Suskim dominującą frakcją był fosfor związany z wapniem. Procentowy udział mieścił się w granicach 27,1 - 46,2%. Według Kentzera (2001) przewaga tej frakcji jest charakterystyczna dla jezior eutroficznych. W jeziorach tych występuje intensywna fotosynteza powodująca biologiczne odwapnienie wody, czemu towarzyszy adsorpcja fosforanów z wody na wytrąconym kalcycie (Brzozowska i in. 2011). Połączenie fosforu z wapniem tworzy związek ($Ca_3(PO_4)_2$) trudno rozpuszczalny, jak również jego dostępność dla drobnoustrojów wymaga obniżonego odczynu (Niewolak i in. 2008, Gałązka i in. 2017). Podobne wartości otrzymano na jednym ze stanowisk badawczych miejskiego Jeziora Kortowskiego, podczas gdy w innym punkcie dna tego zbiornika przeważała frakcja trwale związana z osadem (Res-P) (Augustyniak-Tunowska i in. 2023). Podobne zawartości odnotowano również w Jeziorze Swarzędzkim (Kowalczewska-Madura i in. 2019).

W ostatnim badanym jeziorze – Karczemnym, analiza udziału procentowego poszczególnych frakcji fosforu w fosforze ogólnym wykazała, że dominującymi były:

NaOH-nrP (fosfor związany z materią organiczną) oraz fosfor związany z wapniem (HCl-P). Fosfor rezydualny (res-P) obejmował na niektórych stanowiskach 25%. Są to frakcje średnio dostępne biologicznie (NaOH-rP) oraz trudno dostępne (HCl-P) lub niedostępne biologicznie (res-P).

We wszystkich analizowanych zbiornikach najmniejszy udział miały frakcje mobilne (fosfor labilny i wrażliwy na zmiany potencjału redox). Wartości nie przekraczały kilku procent. Podobny skład uzyskano w płytkim, eutroficznym zbiorniku Antoniak (Kowalczewska-Madura i in. 2010), w którym dominującymi frakcjami fosforu były NaOH-nrP, res-P oraz HCl-P, natomiast najmniejszy udział miały frakcje mobilne.

W badaniach prowadzonych na innych polimiktycznych zbiornikach, na których sprawdzano fosfor w połączeniu z Fe, Al i Ca, najwyższy udział miała frakcja w połączeniu z wapniem (Siwek 2010). Badania frakcji fosforu w osadach jezior Track, Suskiego i Karczemnego wykazały, że tylko w Jeziorze Suskim dominowała frakcja fosforu związana z wapniem, a w pozostałych głównie forma połączona z materią organiczną. Taka sytuacja może wynikać ze składu osadów, bowiem wśród metali zawartych w osadach, w Jeziorze Suskim zdecydowanie dominował wapń, którego udział sięgał nawet 24% caO w s.m.

Oceniając ogólną zawartość fosforu w osadach dennych, jezioro Track było najmniej zasobne w ten pierwiastek. Jego zawartość w badanych punktach wynosiło 0,29-1,90 mg P g^{-1} s.m. co można uznać za przeciętną wartość na tle innych zbiorników. Maksymalna ilość fosforu w tym jeziorze podane przez Augustyniak (2018) wynosiła 2,992 mg P g^{-1} s.m. w powierzchniowej warstwie osadów. Wyższą wartość zanotowano w Jeziorze Suskim uzyskując 0,81-2,23 mg P g^{-1} s.m. Jezioro Karczemne charakteryzowało się dużo wyższymi wartościami, gdzie w powierzchniowych warstwach osadów, zawartość fosforu przekraczała nawet 30 mg P g^{-1} s.m. Tak wysoki poziom nie były dotąd opisywany w literaturze. W badaniach przeprowadzonych przez Bojakowską (2016) na tym zbiorniku, maksymalna zawartość fosforu wynosiła 19 mg P g^{-1} s.m., natomiast Grochowska i in. (2013) uzyskali wartość 12 mg P g^{-1} s.m. Wysoką ilość fosforu otrzymano również w dystroficznym jeziorze Zmarłym (10 mg P g^{-1} s.m.) (Kentzer 2001) oraz w Jeziorze Długim, które uważane było za zbiornik silnie zdegradowany, poziom fosforu wynosił 3,786 – 6,50 mg P g^{-1} s.m. (Brzozowska, Gawrońska 2005). Tak wysoka zawartość fosforu, pomimo niewielkiego udziału frakcji mobilnych, stwarza wysokie zagrożenie dla Jeziora Karczemnego. Wysoki poziom fosforu w osadach dennych, szczególnie w powierzchniowej warstwie są

z pewnością skutkiem masywnego zanieczyszczenia ściekami, mającego miejsce w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Stanowisko najbardziej zasobne w fosfor, usytuowane jest w bezpośredniej bliskości kolektora odprowadzającego ścieki do jeziora, który przez wiele lat stanowił główne źródło zanieczyszczenia. Zwraca uwagę, że w najgłębiej położonych warstwach osadów (od 60 cm, a na niektórych stanowiskach od 90 cm w głąb osadów – maksymalnie do 150 cm), notowane ilości fosforu ogólnego wynoszą od ok. 0,5 mg P g^{-1} s.m. do ok. 3 mg P g^{-1} s.m. – co daje pogląd na zawartość fosforu ogólnego sprzed okresu zanieczyszczenia jeziora. Dodatkowo zbiornik narażony jest na uwalnianie fosforu na skutek resuspensji oraz zmian potencjału redox.

Ze względu na zdolności sorpcyjne osadów dennych do pochłaniania fosforu, ważnym parametrem jest określenie równowagowego stężenia fosforanów (EPC_0). Na podstawie tego wskaźnika można ocenić potencjalną zdolność osadów do uwalniania wcześniej zakumulowanych fosforanów. Jeżeli stężenie fosforanów w wodzie naddennej będzie niższe niż wyznaczona wartość EPC_0, związki te będą uwalniać się z osadów (Bartoszek 2019). Im wyższa wartość tego parametru tym większa zdolność do uwalniania fosforanów z osadów do wód (Augustyniak 2018). Analizowane osady odznaczały się niewielkimi wartościami EPC_0 mieszczącymi się w przedziale 0,016-0,141 mg dm^{-3}. W zestawieniu podanym przez Cyr i in. (2009) zdolność do uwalniania fosforanów w płytkich polimiktycznych jeziorach pojawia się przy EPC_0 mieszczącym się w granicach 0,007-0,119 mg dm^{-3}. Otrzymane wyniki w większości mieszczą się w podanym zakresie. Dużo wyższe wartości tego parametru można obserwować w stratyfikowanych zbiornikach, gdzie uzyskano 0,588 mg P dm^{-3} (Cyr i in. 2009). Wyższe wartości podali Lucci i in. (2010) uzyskując zakres 0,004-2,64 mg P dm^{-3}. Natomiast Augustyniak (2018) określiła wartość równowagowego stężenia P w jeziorach olsztyńskich mieszczącą się w przedziale 0,0002 - 3,810 mg P dm^{-3}. Na wartość parametru EPC_0 w przeprowadzonych badaniach miały warunki środowiskowe. Wyższe wartości obserwowano w temp. 4°C i odczynie alkalicznym, jedynie osady pochodzące z jeziora Track posiadały wyższą zdolność do uwalniania fosforanów w odczynie kwasowym. Wysoka temperatura wpłynęła na obniżenie parametru EPC_0 w osadach Jeziora Karczemnego. W Jeziorze Suskim temperatura spowodowała wzrost wartości EPC_0 we wszystkich zastosowanych wartościach pH. Natomiast w jeziorze Track obserwowano spadek wartości opisywanego parametru w powierzchniowej warstwie w odczynie kwaśnym i zasadowym. Na zdolność osadów do uwalniania fosforanów duży wpływ ma zawartość tlenu. Na podstawie badań przeprowadzonych przez Bartoszek

(2019) można stwierdzić, że warunki anoksyczne wpływają na znaczne zwiększenie parametru EPC_0. Otrzymane wartości w tych warunkach wahają się w granicach 0,220-4,839 mg P dm^{-3}. Natomiast w warunkach aerobowych zakres EPC_0 dla tych samych osadów wynosi 0,049-0,344 mg P dm^{-3}. Na tej podstawie można wnioskować, że w eutroficznych jeziorach, gdzie obserwuje się zanik tlenu w wodach naddennych zdolność osadów do uwalniania jest większa. W płytkich, polimiktycznych zbiornikach, ciągłe mieszanie się wody pod wpływem wiatru, przeciwdziała występowania deficytów tlenowych w wodzie nad osadem. Natomiast wysokie temperatury oraz długie okresy bezwietrzne sprzyjają gromadzeniu się materii organicznej, a w konsekwencji wyczerpywaniu tlenu w pobliżu dna (Bartoszek 2019).

Na zdolność wiązania i uwalniania fosforu w osadach dennych w dużej mierze wpływ ma skład chemiczny. Procesy sorpcyjne zależą od zawartości aktywnych wodorotlenków żelaza, manganu oraz glinu, czyli pierwiastków tworzących kompleksy sorpcyjne oraz forma w jakiej one występują (Grochowska i in. 2018, Szymański i in. 2012).

Żelazo może występować w wodzie w formie koloidalnej, jako zawiesina lub rozpuszczonej. Forma występowania tego pierwiastka zależna jest od zawartości substancji organicznej, tlenu, dwutlenku węgla odczynu oraz działalności mikrobiologicznej (Dojlido 1987). Zawartość żelaza w osadach dennych mieściła się w granicach 0,19-3,99% Fe_2O_3 w s.m. w jeziorze Track, 0,31-3,77% Fe_2O_3 w s.m. w Jeziorze Suskim oraz 0,06-3,5% Fe_2O_3 w s.m. w Jeziorze Karczemnym. Wyższe wartości występowały

w przybrzeżnych punktach badawczych w okolicach terenów zabudowanych. Wpływ na to może mieć dostępność tlenu, światła oraz wyższa temperatura. Podobne zjawisko odnotowano na jeziorach Święte i Smołowe (Czekała i in. 2004), gdzie zasobniejsze w żelazo były osady litoralowe. Natomiast odwrotną sytuację zaobserwowała Augustyniak (2018) – w badaniach osady litoralowe charakteryzowały się dużo niższymi stężeniami żelaza. Zawartość tego pierwiastka w analizowanych zbiornikach można uznać za typową na tle innych jezior. W badaniach prowadzonych na Jeziorze Łajskim, zawartość tego komponentu wynosiła maksymalnie 4%, w jeziorze Dejguny uzyskano 0,6-4,25% Fe_2O_3 s.m. (Brzozowska i in. 2005), w jeziorach olsztyńskich udział Fe wahał się od 0,02-4,7% s.m., natomiast w Jeziorze Góreckim procentowa zawartość mieściła się w zakresie 0,5-1,1%. Duże wyższe wartości uzyskano na Jeziorze Reelfoot w Tennessee (2,4-7,0%) (Broshears 1991) oraz zbiorniku Irkuckim (6,04-7,17%) (Jaguś

i in. 2012). Wiązanie fosforu z żelazem jest nietrwałe z uwagi na zmienną wartościowość tego pierwiastka. Redukcja następuje w warunkach beztlenowych, czemu towarzyszy uwalnianie fosforu do wody (Grochowska i in. 2018).

W wodach interstycjalnych stężenia żelaza mieściły się w zakresach 0,2 – 2,1 mg dm^{-3} w jeziorze Track, 0,1 – 6,0 mg dm^{-3} w Jeziorze Suskim oraz 0,16 - 4,6 mg dm^{-3} w Jeziorze Karczemnym. W związku z powyższym jezioro Track było najmniej zasobne w żelazo, a w Jeziorze Suskim obserwowano najwyższe stężenia. Z reguły w jeziorze Track obserwowano wzrost stężenia wraz z głębokością, natomiast w Jeziorze Suskim, w niektórych punktach położonych bliżej linii brzegowej w głębiej pobranych osadach stężenie żelaza malało w głąb osadu. W Jeziorze Karczemnym nie obserwowano wyraźnej tendencji. Natomiast w większości pobranych rdzeni obserwowano niższe stężenie w podpowierzchniowej warstwie (30-60 cm).

Zawartość manganu w osadach dennych było bardzo niskie i nie przekraczały 0,320 % s.m. W jeziorach Track i Suskim obserwowano podobne zakresy uzyskując odpowiednio: 0,111% i 0,009 - 0,1%. Wyższe wartości stwierdzono w Jeziorze Karczemnym - maksymalnie 0,319% s.m. Powierzchniowe warstwy charakteryzowały się wyższymi wartościami niż osady położone głębiej. Wyjątek stanowiło Jezioro Karczemne, gdzie w niektórych punktach warstwa B zawierała wyższe stężenie niż osady powierzchniowe. Jednakże nie zaobserwowano wyraźnej tendencji co do tego zjawiska. Wyższa zawartość manganu w osadach Jeziora Karczemnego może mieć związek z terminem prowadzonych badań. Jak podaje Dojlido (1987) okres zimowy sprzyja wypłukiwaniu manganu z podłoża, natomiast w okresach cieplejszych następuje zużywanie CO_2 w procesach fotosyntezy i wzrost pH, co wpływa na spadek ilości manganu w postaci jonowej. Z kolei wzrasta stopień adsorpcji tego pierwiastka na zawiesinach, między innymi na cząstkach wodorotlenku żelaza. Na zawartość manganu w osadach dennych duży wpływ ma odczyn oraz natlenienie, bowiem jon manganu jest szybko utleniany do nierozpuszczalnego tlenku manganu, który ulega sedymentacji, w warunkach beztlenowych zaś następuje przechodzenie tego pierwiastka do wody (Dojlido 1987). Zawartość manganu w osadach dennych jezior Track i Suskiego były zbliżone do wartości otrzymanych w Jeziorze Kortowskim (0,050 – 0,100% MnO w s.m.) (Augustyniak-Tunowska i in. 2023), zbiorniku Irkuckim (0,090 - 0,110% s.m.) (Jaguś i in. 2012), w zbiorniku retencyjnym Chańcza (0,023 - 0,090%) (Tarnawski i in. 2012) oraz w jeziorach olsztyńskich (0,001 – 0,188 % s.m.) (Augustyniak 2018), a w Jeziorze Łajskim obserwowano jedynie śladowe ilości tego pierwiastka (0,050% s.m.)

(Piórkowska i in. 2011) tak jak w Jeziorze Długim (0,020 – 0,049% s.m.) (Augustyniak i in. 2019).

W wodach interstycjalnych obserwowano podobną sytuację jak w przypadku żelaza. Według Hermanowicza i in. (1999) zawartość manganu jest ściśle powiązana z występowaniem żelaza. W badanych jeziorach w większości przypadków mangan występował w wyższych stężeniach niż żelazo (1,10 - 9,30 mg dm^{-3} w jeziorze Track, 0,88-3,22 mg dm^{-3} w Jeziorze Suskim). Wyjątek stanowiło Jezioro Karczemne, gdzie stężenie manganu było niższe niż żelaza i wynosiło 0,58 – 2,48 mg dm^{-3}.

Glin w wodach naturalnych występuje w niewielkich stężeniach z powodu tworzenia trudno rozpuszczalnych połączeń z fosforem czy kwasem krzemowym. Pierwiastek ten adsorbowany jest na powierzchni zawiesin, materii organicznej oraz na cząstkach osadu dennego (Augustyniak 2018, Dojlido 1987). Kompleks fosforu z glinem odporny jest na zmiany warunków redox (Gawrońska i in. 2001), natomiast podwyższone lub niższe wartości pH skutkują rozpuszczeniem wodorotlenków glinu, z uwagi na jego amfoteryczny charakter (Hickey, Gibbs 2009). W analizowanych zbiornikach procentowa zawartość Al zmieniała się w szerokich granicach. Najmniej zasobne w glin były osady Jeziora Suskiego (0,46 - 3,77%). W Jeziorze Karczemnym obserwowano wyższy zakres (0,09 - 4,33%), natomiast najbardziej bogate w ten pierwiastek były osady jeziora Track, gdzie zawartość mieściła się w granicach 0,21 - 9,91%. Biorąc pod uwagę zawartości glinu w zbiornikach położonych na Pojezierzu Kaszubskim (Jezioro Karczemne) i Iławskim (Jezioro Suskie) procentowy udział Al_2O_3 jest przeciętny na tle innych zbiorników (Brzozowska i in. 2005). Podobne zawartości uzyskano w Jeziorze Klasztornym Dużym (Januszkiewicz 1969) oraz Licheńskim (Brzozowska i in. 2007). Porównywalne lub wyższe wartości do uzyskanych na jeziorze Track otrzymano w zbiorniku Reelfoot (5,9-9,0%) (Broshears 1991) oraz na zbiorniku Irkuckim (14,34-15,72%) (Rzętała i in. 2012). Jak podaje Januszkiewicz (1969) wyższe wartości glinu obserwuje się w strefie litoralu i sublitoralu, natomiast w osadach profundalowych przeważa żelazo. Obserwacje te nie znajdują odzwierciedlenia w wynikach uzyskanych na jeziorze Track, gdzie na całej powierzchni dna występowały wysokie wartości glinu. Analizując rozkład przestrzenny, w centralnej części zbiornika procentowa zawartość Al_2O_3 malała wraz z głębokością. Inną sytuację obserwowano w pozostałej części jeziora, gdzie podpowierzchniowa warstwa osadów (30-60 cm) charakteryzowała się wyższymi wartościami niż warstwa powierzchniowa. W Jeziorze Suskim stężenie glinu rosło wraz z głębokością, jedynie w najgłębiej położonych osadach obserwowano spadek zawartości

tego metalu. W osadach dennych Jeziora Karczemnego nie stwierdzono wyraźnej tendencji w występowaniu tego pierwiastka w układzie horyzontalnym i wertykalnym.

W badanych jeziorach procentowa zawartość magnezu była stosunkowo niska, ale porównywalna do innych badanych jezior zarówno w Polsce jak i na świecie, uzyskując zakresy 0 – 2,53% w jeziorze Track, 0,17 – 3,81% w Jeziorze Suskim i 0,10 - 3,50 % w Jeziorze Karczemnym. Grochowska (2015) badając osady denne jezior górnej Pasłęki stwierdziła, że istnieje ścisła zależność między zawartością magnezu i ditlenku węgla węglanowego ($y=1,0743x + 0,1305$, $R^2 = 0,738$), co wskazuje, iż magnez jest deponowany w osadach, głównie pod postacią węglanu magnezu.

Badania pod kątem procentowego udziału wapnia w osadach dennych analizowanych jezior wykazała większe zróżnicowanie. Najmniej zasobne w ten metal były osady Jeziora Karczemnego (0,78 - 6,25% CaO), wyższy zakres otrzymano w jeziorze Track (0,37 - 16,61% CaO), natomiast najwyższymi wartościami granicznymi odznaczało się Jezioro Suskie (0,5 - 24,15% CaO). Otrzymane wyniki są przeciętne i mieszczą się w zakresach podanych przez Januszkiewicza (1969) dla polskich jezior. Dla przykładu w jeziorze Drużno zawartość wapnia w osadach sięgała 27,3%, a w jeziorach na Suwalszczyźnie udział CaO w osadach dochodził maksymalnie do 43,3%.

Jak wiadomo, metal ten dostaje się do osadów dennych ze zlewni lub jest kumulowany, jako wynik procesów fizykochemicznych i biologicznych (Rutkowski 2007). Januszkiewicz i in. (1985) twierdzą, że występowanie wapnia wiąże się z obecnością węglanów, bowiem oba te składniki są deponowane w osadach dennych w postaci wspólnych połączeń chemicznych (węglan wapnia) lub połączeń sorpcyjnych. W badaniach jezior górnej Pasłęki wykonanych przez Grochowską (2015) uzyskano wysoce istotną korelację między zawartością wapnia i CO_2. Równanie regresji miało postać $y = 0,2799x + 1,259$, $R^2 = 0,734$, co potwierdzało genetyczne powiązania obu tych składników. Badania osadów jezior Track, Suskiego i Karczemnego również potwierdzają zależność między występowaniem wapnia i ditlenku wegla. Stwierdzono ścisłą korelację ilościową między zawartościami wapnia i CO_2: 0,30 - 13,76% CO_2 w jeziorze Track, 0,08 - 19,38% w Jeziorze Suskim i 0,50 - 6,02% CO_2 w Jeziorze Karczemnym. Podobną zależność stwierdzono podczas badań jeziora Dejguny (Brzozowska i in. 2005). Według Goltermana (1998) na zjawisko wiązania fosforu z wapniem kluczowe znaczenie ma odczyn wody. Przy odczynie w zakresie 7,7 - 8,5 pH jony fosforanowe wytrącają się jako $Ca_3(PO_4)_2$. W związku z powyższym można

wnioskować, że podwyższone wartości pH panujące w Jeziorze Suskim miały bezpośredni związek z dominacją frakcji fosforu związanego z wapniem.

W pracy przeanalizowano uzyskane wyniki sorpcji do modeli izoterm Freundlicha, Langmuira oraz BET. Uzyskane wyniki charakteryzowały się wysokim współczynnikiem determinacji R^2. W przypadku modelu Freundlicha oraz BET średnia wartość R^2 wynosiła powyżej 0,900, natomiast niższe wartości uzyskano w modelu Freundlicha przy zastosowanej wyższej temperaturze 20°C, gdzie R^2 wyniósł 0,835 - 0,865.

Badania nad sorpcją fosforu prowadzono w zmiennych warunkach środowiskowych jakie mogą panować w zbiorniku. Sprawdzano wpływ temperatury na zdolności sorpcyjne tj. temperaturę 4°C, która jest typowa dla warunków panujących przy dnie jezior w okresie zimowym oraz 20°C, którą można zanotować latem. Badano również wpływ odczynu, w związku z powyższym wybrano wartości spotykane w wodach naturalnych czyli 5, 7, 9 pH. Otrzymane wyniki dopasowano do najbardziej popularnych izoterm adsorpcji.

Model izotermy Freundlicha służy do opisu adsorpcji na adsorbentach o strukturze heterogenicznej (Kosobucki, Boguszewski 2016). Wyznaczona stała empiryczna 1/n, charakteryzująca heterogeniczność procesu, w badanych osadach wzrastała wraz z głębokością. Według Kosobuckiego i Boguszewskiego (2016) im mniejsza wartość współczynnika od jedynki, tym większa niejednorodność energetyczna układu adsorpcyjnego. Stała empiryczna wahała się w granicach 0,247 – 0,921. Najniższe wartości tego parametru uzyskano w powierzchniowych warstwach (0-30 i 30-60 cm) Jeziora Karczemnego w temperaturze 20°C. Maksymalną wartość uzyskano w najgłębszej warstwie Jeziora Suskiego w odczynie kwasowym. Odczyn ten w większości przypadków wpłynął na zwiększenie współczynnika 1/n, co wskazuje na mniejszą niejednorodność układu. Dużo wyższe wartości otrzymali Augustyniak - Tunowska i in. (2023) w osadach Jeziora Kortowskiego, gdzie stała 1/n mieściła się w przedziale 1,263 – 1,802. Natomiast badania prowadzone na jeziorze Track uzyskane przez Augustyniak (2018) były porównywalne do otrzymanych. Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że wzrost temperatury wpływa na obniżenie wartości charakteryzującej heterogeniczność procesu adsorpcji. Wartości opisywanego parametru były silnie skorelowane z maksymalną pojemnością sorpcyjną (Q_{max}), co również zaobserwowała Augustyniak (2018). Wyniki przedstawionych zależności wykazano w poniższej tabeli.

Tabela 10 Współczynniki korelacji Pearsona opisujące zależność między współczynnikiem 1/n a maksymalną pojemnością sorpcyjną (Q_{max})

	Temperatura 4°C			Temperatura 20°C		
	pH 7	pH 5	pH 9	pH 7	pH 5	pH 9
Jezioro Karczemne	0,965	0,948	0,938	0,968	0,861	0,738
Jezioro Suskie	0,972	0,968	0,941	0,883	0,888	0,949
Jezioro Track	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

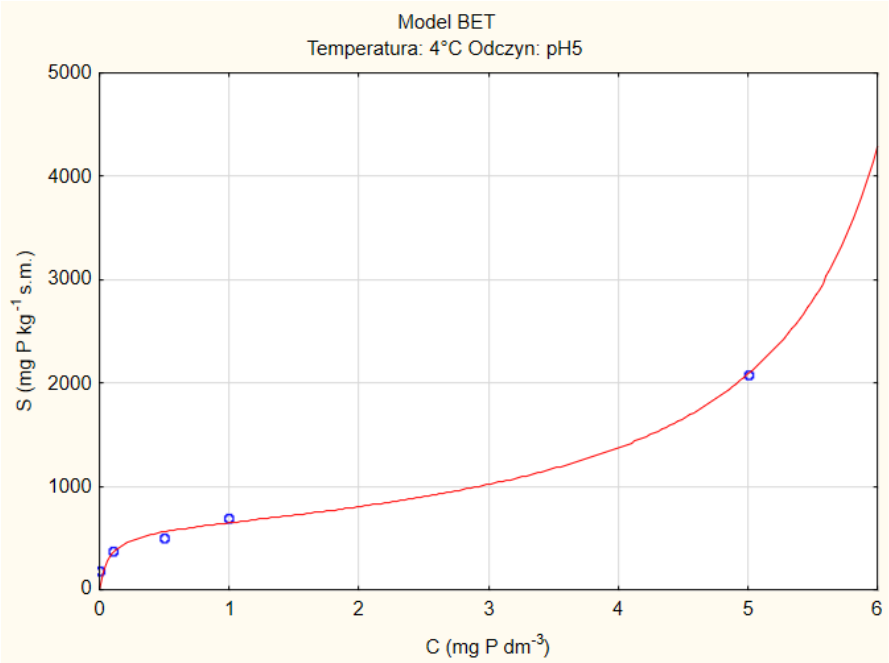
Z uzyskanych wyników można wywnioskować silną zależność między współczynnikami 1/n a Q_{max}. Największą korelację obserwuje się w jeziorze Track. Ponadto należy zwrócić uwagę, że niższe wartości występowały w temperaturze 20°C.

Maksymalne pojemności sorpcyjne (Q_{max}) wyznaczone na podstawie modelu Langmuira są dość wysokie w porównaniu do innych płytkich, polimiktycznych jezior. W zestawieniu podanym przez Cyr i in. (2009) wartość Q_{max} mieści się w szerokim zakresie 16-3040 mg P kg s.m.$^{-1}$. W przeprowadzonych badaniach w większości przypadków wartości przekraczają podany zakres. Otrzymane wartości Q_{max} wahają się od 2209 do 8927 mg P kg s.m.$^{-1}$. Wyższy poziom natomiast można spotkać w stratyfikowanych jeziorach oraz zbiornikach zaporowych, gdzie obserwowano nawet wartości od 17 do nawet 10340 mg kg^{-1} (Cyr i in. 2009, Augustyniak-Tunowska i in. 2022).

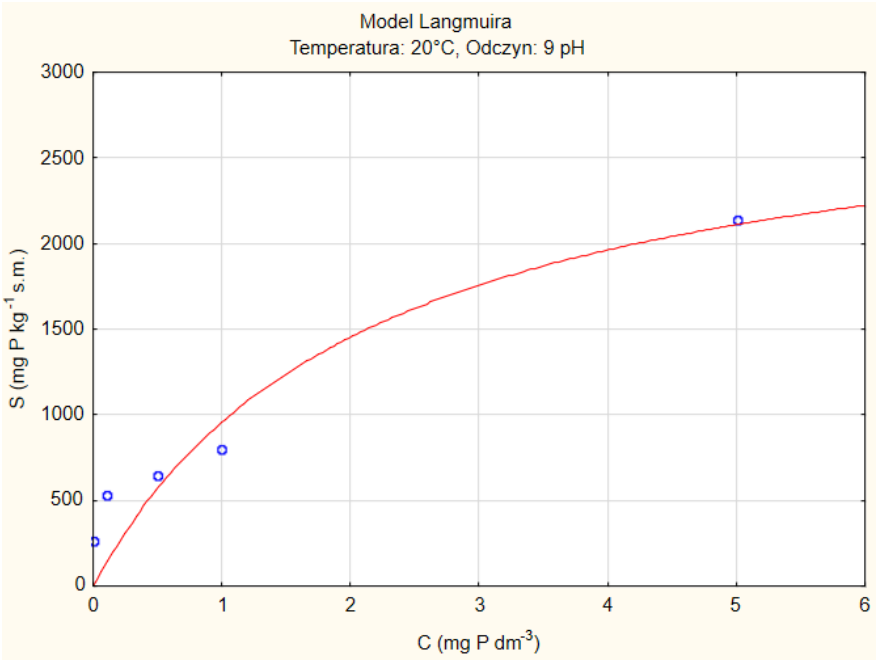
Równanie izotermy Langmuira opiera się na teorii monowarstwowej, co oznacza że każde centrum aktywne znajdujące się na powierzchni adsorbentu może sorbować tylko jedną cząsteczkę, przez co tworzy się warstwa adsorpcyjna izolująca działanie sił adsorpcyjnych, uniemożliwiająca powstawanie kolejnych warstw (Kosobucki, Boguszewski 2016).

Równania izotermy BET zakłada, że w procesie adsorpcji powstają wielowarstwowe kompleksy. Pierwsza monowarstwa może stać się podłożem dla kolejnych adsorbujących się warstw, przy czym energia wiązania pierwszej warstwy jest największa. Maksymalną ilością zaadsorbowaniego fosforu w monowarstwie (qs) odznaczały się powierzchniowe warstwy Jeziora Karczemnego w wysokiej temperaturze, niezależnie od wpływu pH. Wartości przekraczały 1100 mg kg^{-1}. Niskie wartości obserwowano natomiast w najgłębiej położonych warstwach osadu Jeziora Suskiego.

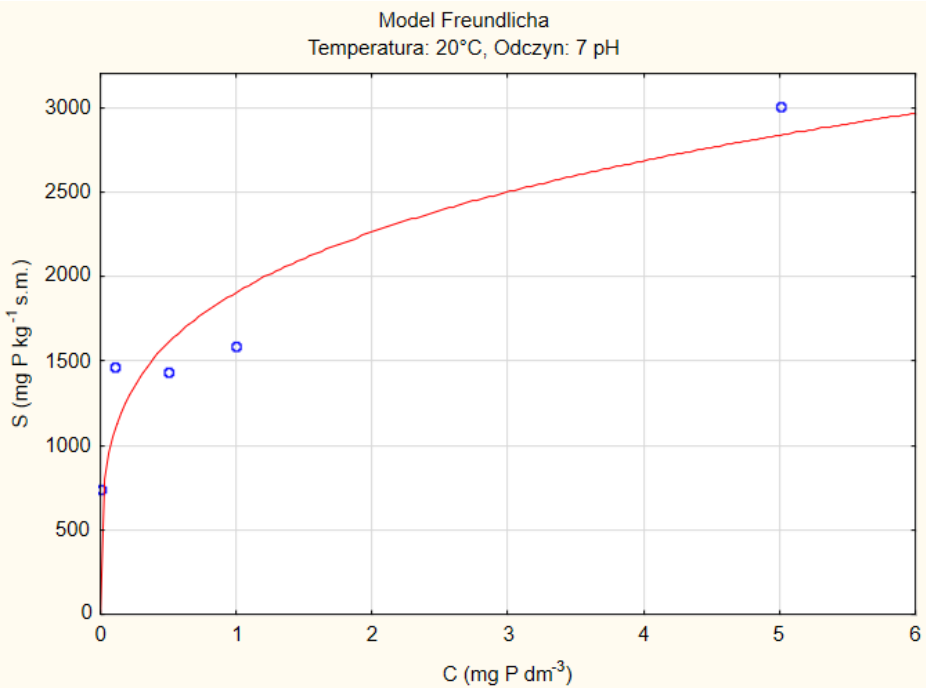
Na podstawie uzyskanych wyników wyznaczono izotermy adsorpcji fosforu dla trzech modeli, które dla wybranych warstw przedstawiono na rys. 53-56.



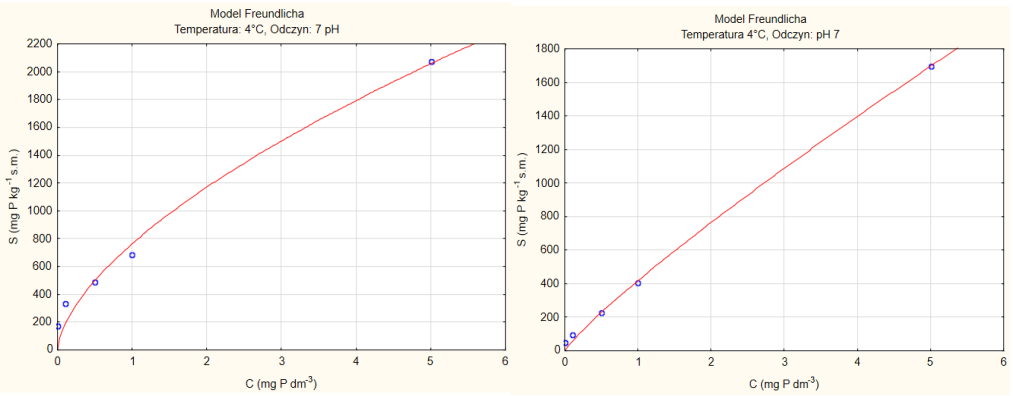
Rys. 53 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy Jeziora Suskiego



Rys. 54 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy jeziora Track



Rys. 55 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy Jeziora Karczemnego



Rys. 56 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej (po lewej) oraz najgłębiej położonej warstwy (po prawej) warstwy Jeziora Suskiego

Na podstawie klasyfikacji izoterm podanej przez Hinz (2001) wykres BET można zaliczyć do izoterm sigmoidalnych. Przyczyną takiego stanu rzeczy, mogą być siły przyciągania substancji rozpuszczonej do substancji rozpuszczonej na powierzchni cząstki osadu. Może to powodować kooperatywną adsorpcję, która prowadzi do wytworzenia izotermy w kształcie S. Drugim powodem może być sytuacja, w której sorpcja substancji rozpuszczonej jest hamowana przez inną konkurencyjną reakcję w roztworze (Hinz 2001). Wykresy izotermy Langmuira i Freundlicha mają charakter wypukły o malejącym nachyleniu wraz ze wzrostem stężenia P w roztworze. Wskazuje to na wysokie powinowactwo do fosforu przy niskich stężeniach fosforanów, które

maleje wraz ze wzrostem stężenia. Związane jest to ze spadkiem liczby i siły dostępnych miejsc sorpcyjnych na osadach (Łukawska - Matuszewska i in. 2013). Jedynie głębsze warstwy osadów charakteryzują się wykresem liniowym, które według Giles i in. (1974) można zaliczyć do klasy o stałym podziale.

Na podstawie wyznaczonych izoterm adsorpcji można wnioskować, że adsorpcja fosforu była prawdopodobnie wielowarstwowa. Wskazuje na to lepsze dopasowanie do modeli Freundlicha i BET. Badania wielu autorów również wskazały lepsze powinowactwo osadów do modeli izoterm Freundlicha. Badania prowadzone na innych płytkich, eutroficznych jeziorach wykazały lepsze dopasowanie do modeli izoterm Freundlicha (Huang i in 2011). Osady Jeziora Kortowskiego podobnie do badanych zbiorników miały charakter wielowarstwowy (Augustyniak-Tunowska i in. 2023).

Przeprowadzone badania wykazały, że duże znaczenie na przebieg sorpcji ma zarówno temperatura jak i odczyn. Porównując wyznaczone parametry sorpcji (S_0, K, q_s) w modelach Freundlicha i BET wyższe wartości uzyskano w temperaturze 20°C. Wyjątek stanowiły głębsze warstwy osadów jezior Suskiego oraz Track. W tych warstwach, w niektórych przypadkach uzyskane stężenia były wyższe w temperaturze 4°C. Może to mieć związek z zawartością aktywnych wodorotlenków, których ilości były wyższe w głębszych warstwach osadów Jeziora Suskiego. Natomiast nie stwierdzono takiej zależności w osadach jeziora Track. Według Huang i in. (2011) na sorpcję ma również wpływ rodzaj osadów. W podpowierzchniowej warstwie osadów jeziora Track oznaczono dużo wyższą zawartość krzemionki, co może mieć wpływ na uzyskane wyniki. Wpływ temperatury na zdolności sorpcyjne opisali również Bai i in. (2017), Huang i in. (2011), Augustyniak (2018) oraz Aranovich i Donohue (1995), którzy wykazali, że wzrost temperatury przyspiesza tempo sorpcji. Podobne wnioski można wyciągnąć na podstawie niniejszych badań, które zestawiono w tabeli 31. Sorpcja osadów prowadzona w wyższej temperaturze była znacznie efektywniejsza niż w niskiej temperaturze. Jak również obserwowano spadek zdolności sorpcyjnych wraz ze wzrostem głębokości.

Porównując maksymalną zdolność sorpcji $Q_{max,}$ stwierdzono, że odczyn wywierał istotny wpływ jedynie na powierzchniową warstwę osadów. W temperaturze 4°C w powierzchniowych warstwach obserwowano mniejsze Q_{max} przy pH 5 natomiast wyższe w pH 9. Jest to odwrotna sytuacja do wyników badań Filipkowskiej i in. (2014), którzy stwierdzili, że proces sorpcji najefektywniej zachodził w odczynie poniżej 5 pH, co było spowodowane siłami jonowymi. Inne wnioski przedstawili Bai i in. (2017),

stwierdzając, że sorpcja fosforanów była niższa w odczynie 7-8 pH, wzrastała natomiast wraz ze wzrostem kwasowości lub zasadowości. Podobne wnioski można wyciągnąć w przypadku badań powierzchniowych warstw osadów jeziora Track (0-30 cm) oraz podpowierzchniowych jezior Karczemnego i Suskiego (30-60 cm). Du i in. (2016) podali, że P może być adsorbowany przez wymianę ligandu między P (w roztworze) a -OH (na powierzchni osadu) przy wysokich wartościach pH, ponieważ ligand OH^- zostałby zastąpiony przez HPO_4^{2-} lub $H_2PO_4^-$ w roztworze wodnym.

Na desorpcję fosforu w osadach dennych wpływ ma wiele czynników środowiskowych. Według Bai i in. (2017) uwalnianie fosforanów ma duży związek z rodzajem gleby, zawartością materii organicznej oraz pierwiastków Al, Fe i Ca. Duże znaczenie mają również czynniki biologiczne (Brzozowska 2003, Augustyniak 2018), natomiast w przeprowadzonych badaniach sorpcji i desorpcji wykluczono ten czynnik przez dodatek chloroformu. Uzyskane wyniki opisują sorpcję i desorpcję pod wpływem czynników fizyko-chemicznych. Na podstawie wyników przedstawionych w tabeli 32, temperatura oraz odczyn wpływały na zdolności desorpcji fosforu przez osady. Z reguły w odczynie obojętnym wyższą desorpcją w Jeziorze Karczemnym odznaczała się warstwa B (30-60 cm). Natomiast w jeziorach Suskim i Track zdolność desorpcji spadała wraz ze wzrostem głębokości. Odczyn kwasowy jak i zasadowy wpłynął na zwiększenie desorpcji w Jeziorze Karczemnym. Wzrost temperatury spowodował spadek desorpcji osadów jezior Suskiego i Track w odczynie obojętnym. Głębiej położone osady oraz zastosowane maksymalne stężenie wpłynęło natomiast na wzrost tego parametru.

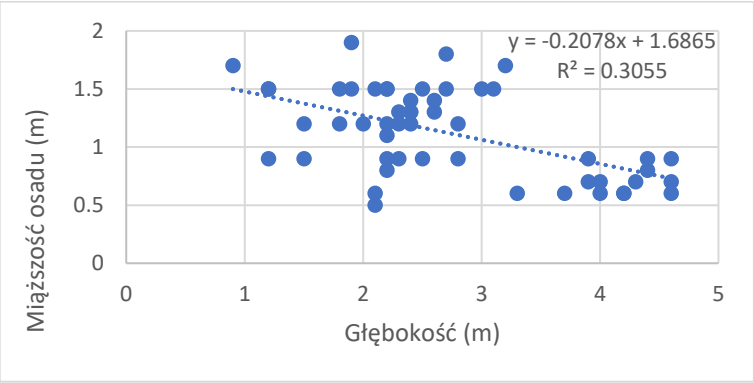
Analiza desorpcji wcześniej zaadsorbowanego fosforu wykazała, że pewien odsetek został nieodwracalnie zaadsorbowany (tabela 9, rys. 52). Powierzchniowe warstwy Jeziora Suskiego w temp. 20°C odznaczały się najniższymi wartościami (9,67 – 17-91%), jak również powierzchniowa warstwa Jeziora Karczemnego w tej samej temperaturze (11,55 – 15,51%). Najwyższe wartości obserwowano w podpowierzchniowej warstwie Jeziora Karczemnego w temp. 4°C. Dużo wyższe wyniki $P_{ret.}$ uzyskała Augustyniak (2018), gdzie maksymalny procent retencji fosforu wynosił powyżej 80%. W jeziorze Track w badaniach nad wpływem temperatury uzyskano podobne wartości w temp. 4°C (ok. 30%), w temperaturze 20°C natomiast badania Augustyniak (2018) wykazały znacznie wyższą retencję fosforu (ok. 40%). Różnice mogą wynikać z miejsca poboru próbek. Jak podaje Łukawska - Matuszewska i in. (2013) osady w strefie litoralu zawierają duże ilości materiału ilastego, Fe i Al,

w związku z czym mają lepsze zdolności do sorbowania i zatrzymywania P niż osady profundalowe.

Płytkie i silnie zdegradowane jeziora są narażone na uwalnianie wcześniej zaadsorbowanego fosforu na drodze resuspensji (Kajak 2001). Według Wanga i in. (2023) proces eutrofizacji może zostać znacznie przyspieszony na skutek globalnego ocieplenia, zwłaszcza w płytkich, niestratyfikowanych jeziorach, zdominowanych przez makrofity. Powodem tego jest podwyższona temperatura, która wpływa na wzrost intensywności wydzielania składników odżywczych z osadów do wód nadosadowych. W jeziorach o polimiktycznym charakterze, w szczycie sezonu może dochodzić do okresowej stratyfikacji głębszych rejonów jeziora, co skutkuje odtlenieniem wód naddennych i zwiększeniem wymiany fosforu z osadów do toni wodnej (Dondajewska-Pielka 2022).

Uzyskane wyniki badań stanowiły podstawę do wykonania analizy korelacji prostej Pearsona (R), między średnią miąższością osadów a czynnikami takimi jak: obciążenie zewnętrzne zbiorników związkami biogennymi – azotem i fosforem, stan troficzny (wyrażony wartościami indeksów trofii TSI wyliczonych z modeli Carlsona (1977) oraz Kratzera i Brezonika (1981), jak również procentowy udział związków biogennych w składzie osadów), warunki morfometryczne (głębokość słupa wody w miejscu poboru rdzeni, głębokość średnia jeziora), warunki zlewniowe (współczynnik Schindlera, powierzchnia zlewni bezpośredniej).

Analiza korelacji pomiędzy głębokością jezior w punktach poboru rdzenia a miąższością osadów wykazała, że testowane składniki są słabo skorelowane. Oznacza to, że głębokość zbiornika nie wpływa istotnie na miąższość osadów. Potwierdzeniem tych przypuszczeń jest niski współczynnik dopasowania R^2, który wyniósł 0,3055 (rys. 57)



Rys. 57 Wykres zależności miąższości osadu i głębokości jeziora

Stwierdzono, że istnieje ścisła korelacja między miąższością najbardziej obciążonych osadów a azotem, co potwierdza wysoki wskaźnik Pearsona uzyskany dla procentowego udziału azotu w osadach (R-0,998) i wartością wskaźnika trofii TSI_{TN} (R-0,929). Zależność taka występowała również dla parametru obrazującego wpływ zlewni na jeziora – współczynnika Schindlera (R-0,926) i grubością warstwy zasobnej w fosfor w formie aktywnej (R-0,972). Spośród analizowanych czynników, z miąższością warstwy najbardziej zanieczyszczonego osadu nie korelują: obciążenie zewnętrzne jeziora ładunkiem biogenów (R-0,215 dla P; R-0,352 dla N), TSI_{Chl} (0,376) i powierzchnia zlewni bezpośredniej (R-0,335). Wyniki analiz przedstawiono w tabeli 33.

8. Podsumowanie

Przestrzenny rozkład zanieczyszczeń w osadach dennych jest dość zróżnicowany. Wysokie wartości związków biogennych w jeziorze Track występowały w południowo-zachodniej oraz południowo-wschodniej części zbiornika, w miejscu gdzie do zbiornika przylegają tereny zabudowane. Według Lossowa i in. (2005) w południowo-zachodniej części zbiornika znajduje się kolektor odprowadzający ścieki deszczowe, co ma istotny wpływ na zawartość azotu i fosforu. Silna antropopresja wpłynęła na zwiększoną zawartość związków biogennych w warstwie 0-60 cm, co odpowiada warstwie A i B. W centralnej części badanego obiektu wyższe stężenia P i N występują w powierzchniowej warstwie osadów. Najniższe stężenia obserwowano w punktach położonych od strony północnej, gdzie znajdują się nieużytki.

W Jeziorze Suskim wysokie stężenia nutrientów obserwowane były w miejscach gdzie występują okresowe dopływy wód drenarskich do zbiornika tj. północno-wschodniej oraz południowej części zbiornika (Dunalska i in. 2014). Dodatkowo od strony wschodniej, wzrost stężenia związków biogennych jest spowodowany spływem powierzchniowym z terenów użytkowanych rolniczo. Silna antropopresja wywierana na zbiornik ma swoje odzwierciedlenie w miąższości osadów predysponowanych do usunięcia, która sięga aż do warstwy C (0- 90 cm). Pomimo zlokalizowanych zabudowań od strony północno-zachodniej, wysokie wartości P i N występowały jedynie w powierzchniowej warstwie (0-30 cm). Spowodowane jest to poprawą gospodarki wodno-ściekowej, obecnością oczyszczalni ścieków oraz brakiem nielegalnych zrzutów ścieków (Wojtasik 2014).

W Jeziorze Karczemnym przestrzenny rozkład zanieczyszczeń był bardziej ujednolicony pod względem zawartości fosforu. Na całej powierzchni najbardziej zasobne w ten pierwiastek były dwie powierzchniowe warstwy A i B (0-60 cm). Jedynie w północnej części zbiornika wysokie stężenia tego biogenu występowały w powierzchniowej warstwie. Długoletnie zanieczyszczenia jeziora spowodowane bezpośrednim wprowadzaniem ścieków do zbiornika, wywarły ogromny wpływ na skład osadów dennych (Dyl – Sosnowska i in. 2015).

Na podstawie klasyfikacji osadów dennych wg Stangenberga (1938) zsedymentowane zawiesiny w analizowanych jeziorach można zaliczyć do osadów krzemianowych oraz do osadów mieszanych. Podobne obserwacje wykazali Grochowska i in. (2020), którzy stwierdzili, że osady typu mieszanego zlokalizowane są w centralnej części Jeziora Karczemnego.

Na podstawie przeprowadzonych badań można potwierdzić postawione w pracy hipotezy badawcze. Skład chemiczny jest istotnie zróżnicowany w układzie horyzontalnym i wertykalnym. Większość komponentów maleje wraz z głębokością osadu podczas, gdy wzrasta zawartość krzemionki. Wahania składu chemicznego osadów w układzie wertykalnym wynikają z przyczyn naturalnych i nierównomiernie rozłożonej presji antropogenicznej. Podobne obserwacje opisali Belkina i in. (2023) w Jeziorze Ontego.

Usuwanie osadów dennych uznawane jest za najlepszą metodę rekultywacyjną. Poprawnie przeprowadzony zabieg bagrowania daje natychmiastowy efekt, a całkowicie usunięty osad do skały macierzystej (spągu) daje gwarancję radykalnego odmłodzenia zbiornika. Przy wysokim zanieczyszczeniu związkami toksycznymi oraz pierwiastkami biogennymi, metoda ta często jest jedynym sposobem na poprawę warunków środowiskowych. Dodatkowo bagrowanie można zastosować w jeziorach gdzie pomimo odcięcia zewnętrznego dopływu związków biogennych, obciążenie wewnętrzne zbiornika wciąż pozostaje na wysokim poziomie (Mæhl 2000b, Gawrońska i in. 2003b, Lossow, Gawrońska 2000, Eymontt, Wierzbicki 2017). Jednakże, metoda usuwania osadów dennych jest najdroższą metodą rekultywacyjną, co ma związek z grubością współczesnych osadów, które należy wydobyć. Przyjmuje się, że współczesne osady powstały w czasie największej presji antropogenicznej, a ich miąższość wynosi ok. 1 m. Według Chmisty i Hämmerlinga (2016) zawartość zsedymentowanej materii jest porównywalna z ilością zgromadzonej wody, którą po wydobyciu należy odpowiednio składować a w dalszym etapie zutylizować lub zagospodarować. Koszty związane z

transportem, utylizacją oraz samą pracą pogłębiarek lub koparek często są bardzo wysokie. Z tych powodów oraz ze stwarzającymi problemami technicznymi i organizacyjnymi metodę bagrowania zastosowano wyłącznie na kilku zbiornikach.

Przeprowadzone badania przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń w osadach mogą ograniczyć koszty związane z rekultywacją płytkich zbiorników. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że usuwanie całości osadów nie jest konieczne. Osady najbardziej zanieczyszczone, które zawierają wysokie stężenia związków biogennych występują w powierzchniowej warstwie osadów, a w głębszych warstwach, w miejscach nasilonej antropopresji. Dlatego w wyznaczeniu grubości warstwy przeznaczonej do usunięcia, ważne jest określenie presji antropogenicznej.

9. Wnioski

1. Płytkie, polimiktyczne jeziora miejskie są wysoce narażone na działanie antropogeniczne. W wyniku tych działań zawartość pierwiastków biogennych w osadach dennych jest na wysokim poziomie.
2. Wykonane badania składu fizyko-chemicznego osadów dennych oraz wody interstycjalnej wskazują na eutroficzny, a nawet hypertroficzny, charakter badanych zbiorników.
3. Największa koncentracja nutrientów występowała głównie w powierzchniowej i kolejnej warstwie osadów dennych. Miąższość osadów najbardziej obciążona ładunkiem zanieczyszczeń uzależniona jest od presji antropogenicznej np. w miejscu wprowadzania ścieków.
4. Badania przestrzenny rozkładu zanieczyszczeń wykazały, że fosfor występował w większej ilości w miejscach gdzie tereny zurbanizowane były najbliżej.
5. Osady denne wszystkich analizowanych zbiorników odznaczały się wysokim uwodnieniem, które malało wraz z głębokością. Powierzchniowe warstwy o tak wysokim uwodnieniu są podatne na uwalnianie biogenów w wyniku resuspensji.
6. Głównym komponentem tworzącym osady denne badanych jezior była krzemionka, a materia organiczna stanowiła drugi składnik budujący osady denne.
7. Badania wykazały, że termin prowadzonych badań jest istotnym czynnikiem wpływającym na zawartość mineralnej i organicznej formy azotu w wodach interstycjalnych. Wpływ na to ma temperatura oraz warunki tlenowe. Latem azot występował głównie w formie amoniaku, z uwagi na wysoką temperaturę wód

naddennych, sprzyjającą procesom amonifikacji azotu organicznego. Taką sytuację zanotowano w jeziorach Track i Suskim. W niskiej temperaturze dominującą formą był azot organiczny, co obserwowano w Jeziorze Karczemnym.

8. Frakcje fosforu biodostępnego w osadach dennych występowały głównie w formie średnio mobilnej, trudno mobilnej lub biologicznie niedostępnej.
9. Mobilne frakcje fosforu występowały w niewielkich ilościach, nie przekraczających kilku procent ogólnej zawartości fosforu. Z uwagi na wysoką koncentrację fosforu w osadach dennych nawet niewielki udział frakcji mobilnej dostarcza wysoki ładunek zanieczyszczeń do toni wodnej.
10. Głównymi związkami tworzącymi tzw. kompleks sorpcyjny były tlenki i wodorotlenki żelaza i glinu, który występował w ilościach, 0,19 – 3,99% Fe_2O_3 w s.m. i 0,21- 9,91% Al_2O_3 w s.m. w jeziorze Track, 0,31-3,77% Fe_2O_3 w s.m. i 0,46-3,77% Al_2O_3 w s.m. w Jeziorze Suskim, oraz 0,06-3,5% Fe_2O_3 w s.m. i 0,09-4,33% Al_2O_3 w s.m. w Jeziorze Karczemnym. Pozostały pierwiastek (mangan) występował w śladowych ilościach.
11. Osady denne badanych jezior odznaczały się niskimi wartościami EPC_0 mieszczącymi się w zakresie 0,016-0,141 mg P dm^{-3}.
12. Zdolności sorpcyjne badanych osadów charakteryzowały się wysokimi wartościami maksymalnej pojemności sorpcyjnej (Q_{max}). Wraz ze wzrostem głębokości, wzrastała wartość Q_{max}.
13. Oba analizowane czynniki środowiskowe (temperatura i odczyn) wpływały na zdolności sorpcyjne osadów dennych. Wzrost temperatury wpłynął na obniżenie wartości Q_{max}, natomiast odczyn wywierał istotny wpływ jedynie na powierzchniowe warstwy osadów. Zmiany te uwarunkowane są składem chemicznym osadów.
14. Adsorpcja fosforu była prawdopodobnie wielowarstwowa. Wskazuje na to lepsze dopasowanie do modeli Freundlicha i BET.
15. Analiza korelacji Pearsona wykazała, że miąższość osadów koreluje jedynie ze wskaźnikiem oddziaływania zlewni (współczynnik Schindlera), procentowym udziałem azotu w osadach dennych i indeksem troficznym TSI_{TN}. Tak niewielka ilość wyników o wysokim dopasowaniu wskazuje, że grubość osadów dennych każdego jeziora determinowana jest ogromną ilością czynników zarówno zewnętrznych jak i wewnętrznych (różnorodność i złożoność procesów zachodzących w obrębie ekosystemu jeziorowego), które w każdym zbiorniku

oddziałują w różny sposób, zatem wpływ każdego czynnika powinien być wyznaczony indywidualnie dla danego ekosystemu.

16. Na podstawie badań określono warstwy najbardziej zanieczyszczone związkami biogennymi. Maksymalna grubość osadów predysponowana do wydobycia sięga 90 cm. Zakładając, że miąższość współczesnych osadów dennych gromadzące się od chwili wzmożonej antropopresji, wynosi ok. 1 m, potwierdza to postawioną hipotezę, która zakłada, że poprawa warunków środowiskowych nie wymaga usunięcia całej tej warstwy.

10. Bibliografia

1. Adamczyk W., Jachimowski A., 2013, *Wpływ składników biogennych na jakość i eutrofizację powierzchniowych wód płynących stanowiących źródło wody pitnej Krakowa*, Żywność. Nauka. Technologia. Jakość, *6(91):175-190.*
2. Agopsowicz M,, Agopsowicz T., Bilińska B., Kaczkowski L., Sroczyński W., 1984, *Rozpoznanie stosunków wodnych, meteorologicznych oraz stanu zagospodarowania w rejonie zalewu Track*, Opracowanie PTPNoZ, maszynopis.
3. Aleksander - Kwaterczak U., 2007, *Rozmieszczenie metali śladowych w rdzeniach osadów wybranych rzek Polski*, wyd, AGH, Kraków, *s. 1-114.*
4. Aranovich G. L., Donohue M. D., 1995, *An Equation of State for Multilayer Adsorption*, Journal of Colloid and Interface Science, *175(2):492-496.*
5. Augustyniak – Tunowska R., Karczmarczyk R., Grochowska J., Łopata M., Tandyrak R., Płachta A., Kowalski H., 2022, *Charakterystyka sorpcji fosforu przez osady denne miękkowodnego jeziora Tyrsko (Pojezierze Olsztyńskie)* (w:) Dondajewska- Pielka R., Łopata M., Augustyniak – Tunowska R. (red.) Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior I zbiorników wodnych, Materiały konferencyjne, Ruciane-Nida.
6. Augustyniak – Tunowska R., Karczmarczyk R., Łopata M., Grochowska J., Tunowski J., Tandyrak R., 2023, *Characteristics of P Adsorption by Profundal Bottom Deposits of Kortowskie Lake (Poland)*, Restored by the Hypolimnetic Withdrawal Method, Applied Sciences *13(1861):1-18.*
7. Augustyniak R., 2018, *Wpływ czynników fizyczno-chemicznych i mikrobiologicznych na zasilanie wewnętrzne fosforem wód wybranych jezior miejskich*, Polska Akademia Nauk, Lublin, Praca habilitacyjna.
8. Augustyniak R., Grochowska J., Łopata M., Parszuto K., Tandyrak R., Tunowski J., 2019, *Sorption Properties of the Bottom Sediment of a Lake Restored by Phosphorus Inactivation Method 15 Years after the Termination of Lake Restoration Procedures*, Water, *11(2175):1-20.*
9. Augustyniak R., Neugebauer M., Kowalska J., Szymański D., Wiśniewski G., Filipkowska Z., Grochowska J., Łopata M., Parszuto K., Tandyrak R., 2017, *Bottom deposits of stratified, seepage, urban lake (on the example of Tyrsko Lake, Poland) as a factor potentially shaping lake water quality*, Journal of Ecological Engineering, *18(5):55-62.*

10. Bai J., Ye X., Jia J., Zhang G., Zhao Q., Cui B., Liu X., 2017, *Phosphorus sorption – desorption and effects of temperaturę, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions*, Chemosphere, *188:677-688.*
11. Banach M., Chlost I., 2007, *Z badan and strukturą i właściwościami osadów zbiornika Kszynia*, Słupskie Prace Geograficzne, *3:107-119.*
12. Bańkowska A., 2014, *Zastosowanie kalcytu do immobilizacji fosforu w osadach dennych jezior*, Instytut Meteorologii i Gospodarki wodnej, Warszawa, rozprawa doktorska.
13. Bartoszek L., 2019, Degradacja zbiorników wodnych małej retencji – uwarunkowania, nasilenie, możliwość chemicznej rekultywacji, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej
14. Batuca G.D., Jordaan M. J., 2000, *Silting and Desilting of Reservoirs*., A.A. Balkema., Netherlands., Rotterdam.
15. Belkina N. A., Kulik N. V., Efrementko N. A., Potakhin M. S., Kukharev V. I., Ryabinkin A. V., Zdrovennov R. E., Georgiev A. P., Starakhovenko V. D., Gatalskaya E. V., Kravchenko I., Ludikova A. V., Subetto D. A., 2023, *Contemporary Sedimentation in Lake Onego: Geochemical Features of Water, Suspended Matter, and Accumulation Rate*, Water*, 15(1014):1-26.*
16. Biedka P., Andraka D., 2012, *Rola opadów atmosferycznych w procesie eutrofizacji jezior*, Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie *3(1):181-190.*
17. Bojakowska I., 2016, Phosphorus in lake sediments of Poland – Results of monitoring research, Limnol. Rev., *16(1):15-25*
18. Boström B., Andersen J.M., Fleischer S., Jansson M., 1988, *Exchange of phosphorus across the sediment*, Hydrobiologia, *92:415-429.*
19. Broshears R.E., 1991, *Characterization of Bottom-Sediment, Water and Elutriate Chemistry at Selected stations at Reelfoot Lake, Tennessee*, Water-Resources Investigations Report, *90(4181):1-13.*
20. Brzozowska R., 2003, *Wpływ wieloletniego sztucznego napowietrzania na przykładzie Jeziora Długiego na wymianę związków biogennych między osadami a wodą*, Rozprawa doktorska, UWM w Olsztynie, maszynopis
21. Brzozowska R., Dunalska J., Grzybowski M., Piórkowska I., 2011, *Fosfor biodostępny w litoralowych osadach w zróżnicowanych środowiskowo jeziorach*

Puszczy Boreckiej (w:) Marszelewski W. (ed.) 2011, Antropogenic and Natural Transformations of Lakes Vol.5, PTLim, UMK, Toruń, *s. 25-30.*

22. Brzozowska R., Dunalska J., Zdanowski B., 2005, *Preliminary charakteristics of the chemical composition of the top-layer bottom deposits in Lake Dejguny (Mazurskie Lake District),* Limnological Review 5, *s. 11-16.*
23. Brzozowska R., Dunalska J., Zdanowski B., 2007, Chemical composition of the surficial sediments in Lake Licheńskie, Archives of Polish Fishers *15(4): 445-455*
24. Brzozowska R., Gawrońska H., 2005, *Influence of multi-year artificial aeration of a lake using destratification method on the sediment-water phosphorus exchange,* Archives of Environmental Protection, *31(3):71-88.*
25. Brzozowska R., Gawrońska H., 2006, *Effect of the Applied Restoration Techniques on the Content of Organic Matter in the Sediment of Lake Długie,* Limnological Review, *6:39-46.*
26. Carlson R.E., 1977, *A trophic state index for lakes,* Limnology and Oceanography, *22: 361 - 369*.
27. Chełmicki W., 2001, *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa .
28. Chmist J., Hämmerling M., 2016, *Wybór najskuteczniejszej metody rekultywacji zbiorników wodnych z wykorzystaniem metody APH*, Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus, *15(2):27-39.*
29. Choiński A., 1991, *Katalog Jezior Polski*, UAM Poznań.
30. Choiński A., 1995, *Zarys limnologii fizycznej Polski*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
31. Cooke. G., Welch E., Peterson S., Nicholas S., 2005, *Restoration and Managment of Lakes and Reservoirs,* Third ed. Taylor & Francis, Boca Raton.
32. Cyr H., Mc Cabe S.H. Nürnberg G.K., 2009, *Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of stratified lake,* Water Research, *43(6):1654-1666.*
33. Czekała J., Mielnik L., Spychalski W., 2004, *Specjacja żelaza w osadach dennych jezior lobeliowych,* Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, *502:729-736.*
34. Czrnecka E., Zaczek G., 2002, *Warunki środowiskowe w wodach Jeziora Suskiego na pojezierzu iławskim w roku jeziorowym 2000/2001*, Praca magisterska UWM w Olsztynie.

35. Dalkiewicz A., Orłowska M., 2002, *Wpływ zlewni rolniczej i zurbanizowanej na stan troficzny Jeziora Suskiego*, Praca magisterska UWM w Olsztynie.
36. Daniszewski P., 2012, *Ocena jakości wód powierzchniowych jeziora Barlineckiego (wiosna, lato i jesień 2008 r.),* International Letters of Chemistry, Physics and Astronomy, *1:6-12.*
37. Dąbkowski S., Pawłat-Zawrzykaj A., 2003, *Wybrane właściwości chemiczne osadów dennych wód otwartych w zlewni Raszynki*, Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie, *3(6):141-148.*
38. Dąbrbrowska J., Lejcuś K., 2012, *Charakterystyka osadów dennych zbiornika Dobromierz*, Polska Akademia Nauk, Kraków, *3(4):89-98.*
39. Dojlido J.R., 1987, *Chemia wody*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
40. Dondajewska-Pielka R., 2022, *Obciążenie fosforem wód jeziora Trzesiecko (zachodnia Polska) w kontekście jego rekultywacji* (w:) Dondajewska- Pielka R., Łopata M., Augustyniak – Tunowska R. (red.) Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior I zbiorników wodnych, Materiały konferencyjne, Ruciane-Nida.
41. Draszewski K., Kaca K., 2002, *Skład chemiczny osadów dennych Jeziora Suskiego*, Praca magisterska UWM w Olsztynie.
42. Du C., Ren X., Zhang L., Xu M., Wang X., Zhuang Y., Du Y., 2016, *Adsorption Characteristics of Phosphorus onto Soils from Water Level Fluctuation Zones of the Danjiangkou Reservoir*,Clean - Soil Air Water, *44(9999):1-9.*
43. Dunalska J., Brzozowska R., Grochowska J., 2014, *Projekt ochrony i rekultywacji Jeziora Suskiego* (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, *s. 119-135.*
44. Dunalska J., Ciecierska H., Napiórkowska-Krzebietke A., Ruszczyńska J., Sieńska J., Szymański D., 2017, *Jeziora Olsztyna - najpiękniejszy dar natury. Stan troficzny i ekologiczny*, Wyd. Mantis, Olsztyn, *s. 104-114.*
45. Dunalska J., Grochowska J., Wiśniewski G., Napiórkowska-Krzebietke A., 2015, *Can we restore badly degraded urban lakes?*, Ecological Engineering, *81:432-441.*
46. Dyl- Sosnowska T., Wojtasik B., Burska D., Bychowska A., Byston I., 2015, *Piękne i brudne czyli rzecz o jeziorach kartuskich*, Kartuzy.
47. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej
48. EPA, 2001, *Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards*, Environmental Protection Agency, Wexford.

49. Eymontt A., Wierzbicki K., 2017, *Hydrochemiczna technologia wydobywania osadów dennych*, Problemy Inżynierii Rolniczej, *4(98):19-27.*
50. Filipkowska U., Jóźwiak T., Szymczyk P., 2014, *Application of cross-linked chitosan for phosphate removal from aqueous solutions*, Progress on Chemistry and Application of Chitin and Its Derivatives, *19:5-14.*
51. Froelich P.N., 1988, *Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism*, Limnol.Oceanogr. *33(4, part 2):649-668.*
52. Gałązka A., Gawryjołek K., Kocoń A., 2017, *Liczebność drobnoustrojów rozpuszczających fosforany i aktywność fosfataz w glebie w kontekście stosowania preparatów mikrobiologicznych*, Studia I Raporty IUNG-PIB, *54(8):95-109.*
53. Gawrońska H., 1989, *Skład chemiczny osadów dennych Jeziora Bęskiego*, Zeszyty Naukowe ART w Olsztynie, 17:35 – 43.
54. Gawrońska H., Brzozowska R., Grochowska J., Lossow K., 2001, *Effectiveness of PAX and PIX coagulants in phosphorus reduction in a lake – laboratory experiments*, Limnological Review, *1:73–82.*
55. Gawrońska H., Brzozowska R., Grochowska J., Lossow K., 2003a, *Possibilities to Reduce Internal Loading to Lake Water by Artificial Areation*, Polish Journal of Environmental Studies, *12(2):171-179.*
56. Gawrońska H., Lossow K., Grochowska J., 2005, *Rekultywacja Jeziora Długiego w Olsztynie*, Olsztyn.
57. Gawrońska H., Lossow K., Łopata M., 2003b, *Jeziora- metody ochrony i rekultywacji ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Głęboczek w Tucholi, Opracowanie do celów dydaktycznych*, UWM w Olsztynie.
58. Giles C. H., Smith D., Huitson A., 1974, *A General Treatment and Classification of the Solute Adsorption Isotherm I. Theoretical*, Journal of Colloid and Interface Science, *47(3):755-765.*
59. Giziński A., Kentzer A., Rejewski M., Zawiślak W., 1988, *„Autorekultywacja" jeziora Suskiego* (w:) Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji, Grudziądz.
60. Giziński A., Kentzer A., Żytkowicz R., 1984, *Exchange of phosphorus between bottom deposits and water of a polytrophic lake*, Nauki matematyczno-przyrodnicze, Zeszyt 57, Prace Limnologiczne nr 14.

61. Golachowska J., 1977, *Frakcjonowanie i oznaczanie mineralnych postaci fosforu w osadach dennych jezior*, Rocz. Nauk. Rol. H, *98:51-63.*
62. Golterman H. L. (ed.), 1977, *Interactions between sediment and water*, W. Junk. The Hague, The Netherlands, *s. 473*
63. Golterman H. L., 1998, *The distribution of phosphate over iron-bound & calcium-bound phosphate in stratified sediments*, Hydrobiologia, *364:5–81.*
64. Golterman H.L., 1988, *Reflections on fractionation and bioavailability of sediment bound phosphate*, Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. *30:1-4.*
65. Gorączko M., Klugiewicz I., Pasela R., Pawłowski B., 2014, *Zarys gospodarki wodno-ściekowej w rejonie Jeziora Suskiego* (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, *s. 53-63.*
66. Granops M., Kaleta J., 2005, *Woda. Uzdatnianie i odnowa laboratorium*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
67. Grochowska J., 2015, *Obieg wybranych makropierwiastków i związków biogennych w systemie rzeczno - jeziornym na przykładzie górnej Pasłęki*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska, *t. 122, ss. 181.*
68. Grochowska J., 2020, *Assessment of Warer Buffer Capacity of Two Morphometrically Different, Degraded*, Urban Lakes, Water, *12:1-18.*
69. Grochowska J., Augustyniak R., Łopata M., 2017, *How durable is the improvement of environmental conditions in a lake after the termination of restoration treatments*, Ecological Engineering, *104:23-29.*
70. Grochowska J., Augustyniak R., Łopata M., Tandyrak R., 2020, *Is It Possible to Restore a Heavily Polluted, Shallow, Urban Lake?*, Applied Sciences, *10:1-21.*
71. Grochowska J., Brzozowska R., Łopata M., 2013, *Durability of changes in phosphorus compounds in water of an urban lake after application of two reclamation methods*, Water Science & Technology, *68(1):234-239.*
72. Grochowska J., Brzozowska R., Łopata M., Dunalska J., 2015, *Influence of restoration methods on the longevity of changes in the thermal and oxygen dynamics of a degraded lake*, Oceanological and Hydrobiological Studies, *44(1):18-27.*
73. Grochowska J., Czerniawski R., Harnisz M., Popielarczyk D., Augustyniak R., Łopata M., Parszuto K., Tandyrak R., Krepski T., Karpienia M., Płachta A., 2018, *Dokumentacja z opracowaniem do zadania naukowo-technicznego „Wykonanie*

badań i opracowań uzyskanych wyników dla Jeziora Karczemnego w m. Kartuzy na potrzeby realizacji zadania pn. „Rekultywacja jezior kartuskich” – maszynopis.

74. Grochowska J., Gawrońska H., 2005, *Impact of antropogenic pressure on aquatic conditions in lake Track in Olsztyn*, Archives of Environmental Protection, *31(2): 85-94.*

75. Grochowska J., Karpienia M., Tandyrak R., 2011, *Chemizm wód i koncepcja ochrony jeziora poddanego presji rolniczej*, Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus, *10 (3): 21–30* .

76. Hartung F., 1959, *Ursache und Verhuetung der Staumraumverlandung bei Talsperren*, Wasserwirtschaft *1: 3–13.*

77. Hejduk L., 2011, *Relacje między wybranymi formami fosforu a rumowiskiem unoszonym w rzece Zagożdżonce*, Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, *54:311-320.*

78. Helman-Grubba M., 2006, *Rekultywacja zdegradowanych akwenów przez inaktywację fosforu za pomocą preparatu zawierającego lantan*, Przegląd Komunalny, *9:70-71.*

79. Hermanowicz W., Dojlido J., DożańskaW., Koziorowski B., Zerbe J., 1999, *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa.

80. Hickey C, Gibbs M.M., 2009, *Lake sediment phosphorus release management – Decision support and risk assessment framework*, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, *43:819-856.*

81. Hinz C., 2001, *Description of sorption data with isoterm equations*, Geoderma, *99:225-243.*

82. Höhener P., Gächter R., 1994, *Nitrogen cycling across the sediment – water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake*, Aquatic Sciences, *56(2): 115 – 132.*

83. Hosomi M., R. Sudo, 1992, *Development of the phosphorus dynamic model in sediment – water system and assessment of eutrophication control programs.* Wat. Sci. Technol., *26: 7 – 8.*

84. Huang L., Fu L., Jin C., Gielen G., Lin X., Wang H., Zhang Y., 2011, *Effect of temperature on phosphorus sorption to sediments from shallow eutrophic lakes*, Ecological Engineering, *37(10):1515-1522.*

85. Instytut Rybactwa Śródlądowego, 1963, *Plan batymetryczny oraz karta morfometryczna Jeziora Suskiego*, Olsztyn.

86. Instytut Rybactwa Śródlądowego, 1964, *Batymetria jeziora Track*
87. Jachniak E., 2013, *Związki biogrnne a proces eutrofizacji wód Goczałkowskiego zbiornika wodnego*, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, *3(3):31-48.*
88. Jaguś A., Khak V., Rzętała M.A., Rzętała M., 2012, *Skład chemiczny osadów dennych zbiornika Irkuckiego,* Proceedings of ECOpole, *6(1): 219-223.*
89. Januszkiewicz T., 1969, *Badania chemiczne Jeziora Klasztornego jako odbiornika ścieków,* Prace Instytutu Gospodarki Wodnej, Tom V, zeszyt 3.
90. Januszkiewicz T., Czerniakowska M., Rochwerger A., 1985, *Chemizm powierzchniowej warstwy osadów dennych Jeziora Długiego w Olsztynie,* Zeszyty Naukowe ART w Olsztynie, *14:9 – 25.*
91. Jereczek-Korzeniewska K., 2007, *Hydromorfologiczna waloryzacja cieków odwadniających Wysoczyznę Gdańską (na przykładzie Potoku Oliwskiego)*, Waloryzacja środowiska przyrodniczego w planowaniu przestrzennym, *s. 209-218.*
92. Kajak Z., 1979, *Eutrofizacja jezior* , Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
93. Kajak Z., 1994, *Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, Dział wydawnictw filii UW w Białymstoku.
94. Kajak Z., 1998, *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód Śródlądowych*, Wyd. PWN, Warszawa.
95. Kajak Z., 2001, *Hydrobiologia- Limnologia*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
96. Kentzer A., 2001, *Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior o różnej trofii*, Wyd. UMK Toruń.
97. Kępiński K., 2014, *Jezioro Suskie – historia, rola, znaczenia*, (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, s. *25-39.*
98. Klapper H., 2003, *Technologies for lake restoration*, Journal of Limnology, *62(1):73-90.*
99. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego I Komitetu Regionów Ku Gospodarce O Obiegu Zamkniętym: Program "Zero Odpadów" Dla Europy.
100. Kosobucki P., Boguszewski B., (Red.), 2016, *Fizykochemiczne metody analizy w chemii środowiska*, Ćwiczenia laboratoryjne z ochrony wód I gleb. Cz. 2., Wyd. Nauk. UMK Toruń.

101. Koszelnik P., 2009, *Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowice*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów.

102. Koszelnik P., Tomaszek J., 2007, *Origin and seasonal variability of nutrient loads from an argicultural catchment area into shallow Man-Made lake,* Pol. J., Environ. Stud., *16(2A), 248-251.*

103. Kowalczewska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., 2010, *Internal phosphorus loading in selected lakes of the Cybina River valley*, International Journal of Oceanography and Hydrobiology, *39(3):35-45.*

104. Kowalczewska-Madura K., Dondajewska R., Gołdyn R., Rosińska J., Podsiadłowski S., 2019, *Internal phosphorus loading as the response to complete and then limited sustainable restoration of a shallow lake,* Ann. Limnol. – Int. J. Lim., *55(4):1-14.*

105. Kratzer C.R., Brezonik P.L., 1981, *A Carlson - type trophic state index for nitrogen in Florida lakes,* Water Research Bulletin, *17: 713 - 715.*

106. Kudelska D., Cydzik D., Soszka H. 1994, *Wytyczne monitoringu podstawowego jezior*, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.

107. Kuleta M., Miastkowska J., 1997, *Charakterystyka hydrochemiczna jeziora Track w Olsztynie*, Praca magisterska UWM w Olsztynie.

108. Lair G.D., Zehetner F., Khan Z., Gerzabek M.H., 2009, *Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube Rive*, Geoderma, *149:39-44.*

109. Leszczyński S., 2019, *Sedymentologia. Materiał osadowy, procesy sedymentacyjne i ich produkty – treści wykładów kursu sedymentacyjne i ich produkty – treści wykładów kursu sedymentologii w Unwersytecie Jagiellońskim w r. akad. 2019/20*, Kraków.

110. Litwiniuk K., 2004, *Ocena stanu troficznego jeziora Track w Olsztynie*, Praca magisterska UWM w Olsztynie.

111. Lossow K., 1994, *Rekultywacja jezior i zbiorników wodnych – dotychczasowe osiągnięcia, możliwości i perspektywy*, Mat. II Konf. Nauk. – Tech. nt. „Ochrona i rekultywacja jezior i zbiorników wodnych". Międzyzdroje, *s. 47-55.*

112. Lossow K., 1996, *Znaczenie Jezior w krajobrazie młodoglacjalnym pojezierza mazurskiego*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, *431:47-59.*

113. Lossow K., Gawrońska H., 2000, *Przegląd metod rekultywacji jezior*, Przegląd komunalny, 9(108):94-105.
114. Lossow K., Gawrońska H., Łopata M., Jaworska B., 2004, *Selection criteria for restoration method on Lake Suskie*, Limnological Review, *4:143-152.*
115. Lossow K., Gawrońska H., Mientki C., Łopata M., Wiśniewski G., 2005, *Jeziora Olsztyna. Stan troficzny, zagrożenia*, Edycja S.C, Olsztyn.
116. Lucci G.M., McDowell R.W., Condron L.M., 2010, *Ewalution of base solutions to determine equilibrium phosphorus concentration (EPC_0) in stream sediments*, International Agrophysicis, *24:157-163.*
117. Łopata M., 2012, *Possibilities of restoration a lake with variable water resources using bottom sediments removal method* (w:) Grześkowiak A., Nowak B (red.), Natural and anthropogenic transformations of lakes – conference materials, Poznań.
118. Łopata M., Czerniewski R., Czerniejewski P., Wiśniewski G., 2015, *Możliwości wykorzystania modułów filtracyjnych do oczyszczania dopływów powierzchniowych jezior na przykładzie cieku Młynówka w Strzelcach Krajeńskich* (w:) Wiśniewski R. (red), Ochrona i rekultywacja jezior, Toruń, PZIiTS, *s. 93–104.*
119. Łożyńska J., 2019, *Zastosowanie kruszyw mineralnych do usuwania fosforu z wód hypolimnionu odprowadzanych do wód płynących*, rozprawa doktorska, UWM Olsztyn.
120. Łukawska-Matuszewska K., Vogt R. D., Xie R., 2013, *Phosphorus pools and internal loading in a eutrophic lake with gradients in sediment geochemistry created by land use in the watershed*, Hydrobiologia, *713:183-197.*
121. Mæhl 2000a, *Przewodnik po rekultywacji jezior dla prowincji Sonderjylland*, Rambøll Danemark, Tonder.
122. Mæhl 2000b, *Rekultywacja jezior - praktyczne metody szacowania i zmniejszania ładunku fosforu z zlewni*, Ochrona i rekultywacja jeziora, Przysiek, s. *173-180.*
123. Maj K., Koszelnik P., 2016, *Metody zagospodarowania osadów dennych*, Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, *33(2/I):157-169.*
124. Meyers P.A., Ishiwatri R., 1995, *Organic matter accumulation records in lake sediments* (w:) Lerman A., Imboden D.M., Gat J.R. (eds) Physics and chemistry of lakes, Spronger – Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
125. Meyers P.A., Lallier – Verges E., 1999, *Lacustrine sedimentary organic matter records of Lake Quaternary paleoclimates*, Journal of Paleolimnology, *21: 345 – 372.*

126. Michalec, B., 2012, *Określenie żywotności małych zbiorników wodnych*, Infrastr. Ekol. Ter, Wiej., *3(4):119–129.*

127. Microsoft Inc. Program Excel for Windows w pakiecie Microsoft Office

128. Mielnik L., 2005, *Wpływ użytkowania zlewni na właściwości fizykochemiczne osadów dennych jezior*, Polskie Towarzystwo Akademii Rolniczej, Szczecin, 9(*4):31-36.*

129. Mortimer C. H., 1971, *Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes – speculations on probable regulatory mechanisms,* Limnol. and Oceanogr., *16(2): 387 – 404.*

130. Niewolak S., Brzozowska R., Korzeniewska E., Filipkowska Z., Czechowska K., 2008, *Sezonowe zmiany liczebności bakterii mineralizujących lecytynę i rozpuszczających fosforan trójwapniowy w wodzie, glebie i na powierzchni roślinności śródleśnych mokradeł w okolicy Olsztyna*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, *8(2a/23):135-149.*

131. Oksiuta M., Gutry-Korycka M., 2008, *Land use – land cover change of Służewiecki Stream basin and theirs hydrobiological consequences*, Annals of Warsaw Unversity of Life Sciences - SGGW, *39: 139-150.*

132. Ortofotomapy i mapy topograficzne z serwisu Geoportal 2 *http://mapy.geoportal.gov.pl*

133. Pac M., 2012, *Sinice (Cyanobacteria) w środowisku słodkowodnym*, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy. Małopolski Ośrodek Badawczy w Krakowie, *12(3/39):187-195*.

134. Pakuła K., Kalembasa D., Becher M., 2013, *Osad denny w kanale odprowadzającym wody po oczyszczeniu ścieków komunalnych*, Ekonomia i Środowisko, *2(45): 117-127.*

135. Pant H.K., Reddy K.R., 2001, *Phosphorus Sorption Characteristics of Estuarine Sediments under Different Redox Conditions,* J. Environ. Qual., *30: 1474-1480.*

136. Państwowy Instytut Geologiczny – Mapa geologiczna Polski (Dostęp:20.02.2023)

137. Patalas K., 1960, *Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa*, Roczniki Nauk Rolniczych, *77(B-1):223-242*.

138. Pawłowski B., Piasecki A., 2014, *Jezioro Suskie na tle pojezierza Iławskiego* (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, *s. 15-24.*

139. Pełechaty M., Pronin E., 2015, *Rola roślinności wodnej i szuwarowej w funkcjonowaniu jezior i ocenie stanu ich wód*, Studnia Limnologica et Telmatologica, *9(1):25-34*.

140. Peterson S., 1981, *Sediment removal as a lake restoration techniqe*, Environmental Research Laboratory, Corvallis.

141. Pikuła K., Heese T., 2015, *Metody rekultywacji jezior* (w:) Sposoby ochrony i rekultywacji jezior poznańskich, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, *s. 109-132*.

142. Piórkowska I., Łopata M., Dunalska J., Brzozowska R., 2011, *Wpływ sposobu zagospodarowania zlewni na skład chemiczny osadów dennych Jeziora Łajskiego*, (w:) Marszelewski W. (ed.) 2011, Antropogenic and Natural Transformations of Lakes Vol.5, PTLim, UMK, Toruń, *s.129-135.*

143. Pizarro J., Belzile N., Filella M., Leppard G.G., Negre J.C., Perret D., Buffle J., 1995, *Coagulation/sedimentation of submicron iron particles in a eutrophic lake*, Wat. Res., *29(2):617-632.*

144. Płachta A., 2017, *Jakość wód dopływów powierzchniowych jeziora poddanego antropopresji*, praca magisterska UWM Olsztyn.

145. Płachta A., 2020, *Związki biogeniczne w wodach nadosadowych i interstycjalnych jeziora Tyrsko w Olsztynie* (w:) Nowoczesne rozwiązania proekologiczne w naukach zootechnicznych, weterynaryjnych, rolniczych i technicznych, wydawnictwo naukowe FNCE, Poznań, *3: 286-196.*

146. Polechoński R., Dobicki W., 1999, *Rtęć w wybranych elementach ekosystemu Jeziora Sławnego* (w:) Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, *217-223.*

147. Popielarczyk D., Templin T., 2014, *Wyniki najnowszych pomiarów batymetrycznych Jeziora Suskiego* (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, *s. 41-52.*

148. Psenner R., Boström B., Dinka M., Pettersson K., Pucsko R., Sager M., 1988, *Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Sediment phosphorus group: working groupsummaries and proposals for future research,* Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., *30:98-110.*

149. Rafałowska M., Sobczyńska-Wójcik K., 2014, *Akumulacja materii w osadach dennych zatoki Pilwa (Jezioro Dobskie) pod wpływem intensywnej produkcji rolnej*, Proceedings of ECOpole, *8(1): 261-266.*

150. Robbins J.A., Edgington D.N., 1975, *Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb – 210 and Cs – 137*, Geochemical and Cosmochimica Acta, *39:285 – 304.*

151. Rozpondek K., Rozpondek R., 2017, *Zastosowanie modelowania przestrzennego do analizy zawartości substancji biogennych w osadach dennych zbiornika wodnego Dzierżno Duże*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, *20(3):285-294.*

152. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr. 165 poz.1359).

153. Rutkowski J., 2007, *Osady jezior w Polsce. Charakterystyka i stan rozpoznania, metodyka badań, propozycje*, Studia Limnologica et Telmatologica, *1(1):17-24.*

154. Rzewuska E., Jankowski W., 1988*, Przegląd metod rekultywacji jezior i zbiorników wodnych*, Mat. II Konf. Nauk. – Tech. nt. Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji, Grudziądz, *s. 1 – 16.*

155. Rzętała M. A., 2014, *Wybrane przemiany geomorfologiczne mis zbiorników wodnych I ocean zanieczyszczeń osadów zbiornikowych w warunkach zróżnicowanej antropopresji (na przykładzie region górnośląsko-zagłębiowskiego)*, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

156. Rzętała M., Rzętała M., Jaguś A., Khak V., 2012, *Skład chemiczny osadów dennych Zbiornika Irkuckiego*, "Proceedings of ECOpole", *1:219-223.*

157. Sammel A., 2015, *Skład chemiczny osadów dennych zbiorników wodnych Syrenie Stawy aglomeracji szczecińskiej i możliwości ich wykorzystania*, Zeszyty naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria Środowiska, *37(157): 53-60.*

158. Sempioł W., 1978, *Środowisko geograficzne Jeziora Trackiego*, Maszynopis, WSP Olsztyn.

159. Sidorczuk M., Potasznik A., 2011, *Stan troficzny jeziora Symsar i możliwości jego poprawy*, Inżynieria Ekologiczna, *26:221-229.*

160. Siwek H., 2010, *Speciation analysis of phosphorus in bottom sediments-comparison of two methods*, J. Elementol., *15(1): 161-170.*

161. Søndergaard M., 2007, *Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration*, National Environmental Research Institute.

162. Stangenberg M., 1938, *Skład chemiczny osadów głębinowych jezior Suwalszczyzny*, Instytut Bad. Lasów Państw., ser. A, 31.

163. Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1978, *Hydrobiologia. Limnologia*, PWN, Warszawa.

164. Statsoft Inc., Pakiet Statistica, wersja 12.5.

165. Szwalec A., Mundała P., Radecki-Pawlik A., Szymacha A., 2007, *Wpływ antropopresji na sukcesję roślinną i deponowanie pierwiastków śladowych w osadach dennych w rejonie budowli hydrotechnicznych na przykładzie wybranych potoków karpackich*, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, *4(1):153-166.*

166. Szydłowski K., Podlasińska J., 2016, *Charakterystyka osadów dennych oczek wodnych*, Inżynieria Ekologiczna, *47: 40-46.*

167. Szymański D., Dunalska J., Brzozowska R., Sieńska J., Zieliński R., 2014, *Ocena stanu troficznego jezior miejskich Olsztyna na podstawie indeksu Carlsona,* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, *s. 872-880.*

168. Szymański D., Dunalska J., Łopata M., Bigaj I, Zieliński R., 2012, *Characteristic of bottom sediments of Lake Widryńskie*, Limnological Review, *12(4):207-212.*

169. Tarnawski M., Baran A., Jasiewicz C., 2012, *Ocena właściwości fizyczno-chemicznych osadów dennych zbiornika Chańcza*, Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej, *6(1):305-311.*

170. Tarnawski M., Michalec B., 2006, *Charakterystyka ilościowa i jakościowa osadów dennych zbiornika wodnego w Wilczej Woli*, Polska Akademia Nauk, *3(1):31-43.*

171. Trojanowski A., Antonowicz J., 2005, *Właściwości chemiczne osadów dennych jeziora Dołgie Wielkie*, Słupskie Prace Biologiczne, *2:123-127.*

172. Ustawa Prawo Ochrony Środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 roku (Dz. U. 2001 Nr 62 poz. 627).

173. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2013 poz. 21).

174. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566).

175. Van Hullebush E., Auvray F., Deluchat V., Chazal P., Baudu M., 2003, *Phosphorus fractionation and short-term mobility in the surface sediment of a polymictic shallow lake treated with a low dose of alum (Courtille Lake, France)*, Water, Air and Soil Pollution, *146:75-91.*

176. Van Luijn F., Boers P.C.M., Lijklema L., Sweert J.P.R.A., 1999, *Nitrogen fluxes and processes in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake*, Wat. Res., *33(1):33-42.*

177. Vollenweider R.A, 1968, *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters*, OECD, Paris.

178. Vollenweider R.A., 1976, *Advances in defining critical loading level for phosphorus in lake eutrophication*, Mem. Inst. Ital. Idrobiol., *33: 53 - 83*.

179. Waługa J., Chmielewski H., 1999, *Jeziora okolic Olsztyna, Seria Przewodniki Wędkarskie*, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, *s. 212-213.*

180. Wang H., Li. Q., Xu J., 2023, *Climate Warming Does Not Override Eutrophication, but Facilitates Nutrient Release from Sediment and Motivates Eutrophic Process, Microorganisms* 2023, 11*(4/910):1-18.*

181. Waszak A., 2015, *Gospodarka cyrkulacyjna jako priorytet rozwojowy Unii Europejskiej*, sozosfera.pl (Dostęp: 22.10.2020).

182. Wiśniewski R.J., 1994, *Rola zasilania wewnętrznego w eutrofizacji zbiorników zaporowych*, Zakład Hydrobiologii Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny.

183. Wojtasik B., 2014, *Zróżnicowanie stref zanieczyszczenia jeziora w aspekcie jego ochrony, wyboru metody i kosztów rekultywacji* (w:) Problemy rekultywacji jezior ze szczególnym uwzględnieniem Jeziora Suskiego, Oficyna Wydawnicza Turpress, *s. 105-118.*

184. www.google.pl/maps - dostęp 22.10.2020.

185. Zamparas M., Zacharias I., 2014, *Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads,* A review, Science of the Total Environment, *496:551-562.*

186. Zawadzki P., Błażejewski R., Pawlak M., 2017, *Przegląd metod odmulania zbiorników wodnych,* Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus, *16(2): 217-228.*

11. Spis rysunków i tabel

Rys. 1 Mapa batymetryczna jeziora Track (Waługa, Chmielewski 1999) 18
Rys. 2 Zagospodarowanie terenu jeziora Track (źródło: geoportal.pl) 19
Rys. 3 Mapa batymetryczna Jeziora Suskiego (Popielarczyk, Templin 2014) 21
Rys. 4 Mapa topograficzna Jeziora Suskiego (geoportal .pl) 23
Rys. 5 Mapa batymetryczna Jeziora Karczemnego (Grochowska i in. 2018) 25
Rys. 6 Mapa topograficzna Jeziora Karczemnego (źródło: google.pl/maps) 26
Rys. 7 Rozmieszczenie punktów poboru rdzeni (A- j. Track, B-J. Suskie, C- J. Karczemne) 29
Rys. 8 Ogólny przykład izotermy sorpcji Freundlicha pokazujący ilość zaadsorbowanego P w funkcji stężenia równowagowego w roztworze. Punkty to dane eksperymentalne, a linia to dopasowany model (Łukawska-Matuszewska i in. 2013) .. 36
Rys. 9 Miąższość osadów w punktach leżących w profilu głównym 39
Rys. 10 Miąższość osadów we wszystkich punktach badawczych 39
Rys. 11 Średnie i zakres uwodnienia w poszczególnych warstwach we wszystkich badanych jeziorach 40
Rys. 12 Średnie i zakres ciężaru właściwego w poszczególnych warstwach we wszystkich badanych jeziorach 41
Rys. 13 Średnie i zakres stężenia fosforu w wodach interstycjalnych jeziora Track 42
Rys. 14 Średnie i zakres stężenia azotu w wodach interstycjalnych jeziora Track 42
Rys. 15 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych jeziora Track 43
Rys. 16 Średnie i zakres stężenia ogólnego węgla organicznego w wodach interstycjalnych jeziora Track 43
Rys. 17 Średnie i zakres stężenia fosforu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego 44
Rys. 18 Średnie i zakres stężenia azotu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego .. 45
Rys. 19 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego 45
Rys. 20 Średnie i zakres stężenia OWO w wodach interstycjalnych Jeziora Suskiego . 46
Rys. 21 Średnie i zakres stężenia form fosforu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego 47
Rys. 22 Średnie i zakres stężenia form azotu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego 47

Rys. 23 Średnie i zakres stężenia żelaza i manganu w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego 48
Rys. 24 Średnie i zakres stężenia OWO w wodach interstycjalnych Jeziora Karczemnego 49
Rys. 25 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A jeziora Track 50
Rys. 26 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B jeziora Track 50
Rys. 27 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C jeziora Track 51
Rys. 28 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D jeziora Track 51
Rys. 29 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach jeziora Track 52
Rys. 30 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A Jeziora Suskiego 53
Rys. 31 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B Jeziora Suskiego 54
Rys. 32 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C Jeziora Suskiego 54
Rys. 33 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D Jeziora Suskiego 55
Rys. 34 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie E Jeziora Suskiego 56
Rys. 35 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie F Jeziora Suskiego 57
Rys. 36 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach Jeziora Suskiego 57
Rys. 37 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie A Jeziora Karczemnego 58
Rys. 38 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie B Jeziora Karczemnego 59
Rys. 39 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie C Jeziora Karczemnego 60
Rys. 40 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie D Jeziora Karczemnego 61

Rys. 41 Średnia procentowa zawartość makrokomponentów w warstwie E Jeziora Karczemnego 62
Rys. 42 Średnia zawartość komponentów w rdzeniach Jeziora Karczemnego 62
Rys. 43 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych jeziora Track na wybranych stanowiskach badawczych 63
Rys. 44 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych jeziora Track w mg P g^{-1} s.m. 63
Rys. 45 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych Jeziora Suskiego na wybranych stanowiskach badawczych 64
Rys. 46 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych Jeziora Suskiego w mg P g^{-1} s.m. 65
Rys. 47 Procentowy udział frakcji fosforu w osadach dennych Jeziora Karczemnego na wybranych stanowiskach badawczych 66
Rys. 48 Udział frakcji fosforu na wybranych stanowiskach badawczych Jeziora Karczemnego w mg P g^{-1} s.m. 66
Rys. 49 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych jeziora Track na wybranych stanowiskach badawczych 68
Rys. 50 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych Jeziora Suskiego na wybranych stanowiskach badawczych 70
Rys. 51 Profile pionowe frakcji fosforu i fosforu ogólnego w osadach dennych Jeziora Karczemnego na wybranych stanowiskach badawczych 72
Rys. 52 Wpływ odczynu i temperatury na desorpcję fosforu przez osady badanych jezior 78
Rys. 53 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy Jeziora Suskiego 95
Rys. 54 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy jeziora Track 95
Rys. 55 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej warstwy Jeziora Karczemnego 96
Rys. 56 Wykres zależności ładunku od uzyskanych stężeń końcowych dla powierzchniowej (po lewej) oraz najgłębiej położonej warstwy (po prawej) warstwy Jeziora Suskiego 96
Rys. 57 Wykres zależności miąższości osadu i głębokości jeziora 99

Tabela 1 Parametry morfometryczne jeziora Track (Lossow i in. 2005) 18
Tabela 2 Sposób zagospodarowania zlewni jeziora Track (Lossow i in. 2005) 19
Tabela 3 Parametry morfometryczne Jeziora Suskiego (Popielarczyk, Templin 2014). 22
Tabela 4 Zagospodarowanie zlewni bezpośredniej Jeziora Suskiego (Dunalska i in. 2014) 23
Tabela 5 Parametry morfometryczne Jeziora Karczemnego (Grochowska 2020) 25
Tabela 6 Zagospodarowanie zlewni bezpośredniej Jeziora Karczemnego (Dunalska i in. 2015) 27
Tabela 7 Wyniki pomiarów terenowych analizowanych punktów wraz z współrzędnymi geograficznymi 37
Tabela 8 Średnie ilości fosforu sorbowanego i desorbowanego w zależności od temperatury i odczynu (mg P kg^{-1} s.m.)..... 75
Tabela 9 Średnie procentowe wartości fosforu histeretycznego dla warstw osadów badanych jezior w zależności od odczynu i temperatury..... 79
Tabela 10 Współczynniki korelacji Pearsona opisujące zależność między współczynnikiem 1/n a maksymalną pojemnością sorpcyjną (Q_{max}) 94
Tabela 11 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych jeziora Track (punkty 1-7) 127
Tabela 12 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Track (punkty 8-17)..... 128
Tabela 13 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 1-5) 129
Tabela 14 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 6-9) 130
Tabela 15 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 10-13) 131
Tabela 16 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 14-18) 132
Tabela 17 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 1-5)..... 133
Tabela 18 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 6-9)..... 134
Tabela 19 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 10-14)..... 135

Tabela 20 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 15-18) 136
Tabela 21 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym jeziora Track 137
Tabela 22 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Suskiego (punkty od 1-9) 138
Tabela 23 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Suskiego (punkty od 10-18) 139
Tabela 24 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Karczemnego (punkty od 1-10) 140
Tabela 25 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Karczemnego (punkty od 11-18) 141
Tabela 26 Zawartość poszczególnych frakcji fosforu w osadach dennych w mg P g-1 s.m. oraz procentowy udział 142
Tabela 27 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie obojętnym dla dwóch zakresów temperatur 145
Tabela 28 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie kwasowym dla dwóch zakresów temperatur 146
Tabela 29 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie alkalicznym dla dwóch zakresów temperatur 147
Tabela 30 Wyniki badań sorpcji (mg P kg-1 s.m.) 148
Tabela 31 Wyniki badań desorbcji osadów (mg kg^{-1} s.m.) 149
Tabela 32 Macierz współczynników korelacji prostej Pearsona (R) pomiędzy wskaźnikami morfometrycznymi, zlewniowymi i troficznymi badanych jezior 150

12. Streszczenia

Przestrzenne zróżnicowanie właściwości fizyko-chemicznych osadów dennych płytkich jezior miejskich

Anna Płachta

Słowa kluczowe: Płytkie jeziora miejskie, osady denne, woda interstycjalna, fosfor, EPC_0, frakcje fosforu, skład fizyko-chemiczny, adsorpcja fosforu

Streszczenie:

Celem pracy było określenie przestrzennej zmienności właściwości fizycznych, składu chemicznego i struktury osadów dennych płytkich zbiorników miejskich o odmiennych warunkach zlewniowych na przykładzie jeziora Track w Olsztynie, Jeziora Suskiego w Suszu i Jeziora Karczemnego w Kartuzach. Badane zbiorniki odznaczają się niewielką głębokością (3,2- 5,3 m), posiadają polimiktyczny charakter oraz poddane były silnej antropopresji. Badania prowadzono w układzie horyzontalnym i wertykalnym dna.

Badania wykazały, że przestrzenny rozkład zanieczyszczeń w osadach dennych analizowanych zbiorników jest dość zróżnicowany. Wysokie wartości związków biogennych występują w miejscach nasilonej antropopresji. Zsedymentowane zawiesiny w analizowanych jeziorach można zaliczyć do osadów krzemianowych oraz do osadów mieszanych. Skład chemiczny jest istotnie zróżnicowany w układzie horyzontalnym i wertykalnym. Większość komponentów maleje wraz z głębokością osadu podczas, gdy wzrasta zawartość krzemionki. Wahania składu chemicznego osadów w układzie wertykalnym wynikają z przyczyn naturalnych i nierównomiernie rozłożonej presji antropogenicznej.

Głównym komponentem odpowiedzialnym za wiązanie fosforu w jeziorze Track była materia organiczna, o czym świadczy wysoki udział frakcji NaOH – nrP. W Jeziorze Suskim dominującą frakcją był fosfor związany z wapniem. Natomiast w Jeziorze Karczemnym, analiza udziału procentowego poszczególnych frakcji fosforu w fosforze ogólnym wykazała, że dominującymi były: NaOH-nrP i HCl-P. We wszystkich analizowanych zbiornikach najmniejszy udział miały frakcje mobilne (fosfor labilny i wrażliwy na zmiany potencjału redox). Wartości nie przekraczały kilku procent. Analizowane osady odznaczały się niewielkimi wartościami EPC_0. Na wartość tego parametru w przeprowadzonych badaniach miały warunki środowiskowe.

Dopasowanie sorpcji fosforu do izoterm wykazały, że adsorpcja fosforu w badanych jeziorach była prawdopodobnie wielowarstwowa. Wskazuje na to lepsze dopasowanie do modeli Freundlicha i BET. Przeprowadzone badania wykazały, że duże znaczenie na przebieg sorpcji ma zarówno temperatura jak i odczyn. Wyższe parametry sorpcji uzyskano w temperaturze 20°C. W niektórych przypadkach stężenia były wyższe w temperaturze 4°C, co prawdopodobnie ma związek z zawartością aktywnych wodorotlenków. Odczyn również wywierał istotny wpływ na maksymalną zdolność sorpcyjną jedynie na powierzchniową warstwę osadów. W temperaturze 4°C w powierzchniowych warstwach obserwowano mniejsze Q_{max} przy pH 5 natomiast wyższe w pH 9.

Spatial differentiation of physical and chemical properties of bottom sediments of shallow urban lakes

Anna Płachta

Key words: **Shallow urban lakes, bottom sediments, interstitial water, phosphorus, EPC_0, phosphorus fractions, physical and chemical composition, phosphorus adsorption**

Summary:

The aim of the work was to determine the spatial variability of physical properties, chemical composition and structure of bottom sediments of shallow, urban water bodies with different catchment conditions on the example of Lake Track in Olsztyn, Lake Suskie in Susz, and Lake Karczemne in Kartuzy. The researched lakes are characterized by a small depth (3.2-5.3 m), have a polymictic type of water dynamic and were subjected to strong anthropopressure. The tests were carried out in a horizontal, and vertical arrangement of the bottom.

The research showed that the spatial distribution of pollutants in the bottom sediments of the analyzed water bodies is quite diverse. High values of biogenic compounds occur in places of increased anthropopressure. The sedimented suspensions in the analyzed lakes can be classified as silicate and mixed sediments. The chemical composition is significantly differentiated in the horizontal and vertical arrangement. Most of the components decrease with sediment depth while the silica content increases. Fluctuations in the chemical composition of sediments in the vertical arrangement result from natural causes and unevenly distributed anthropogenic pressure.

The main component responsible for the binding of phosphorus in Lake Track was the organic matter, as evidenced by the high proportion of the NaOH fraction - nrP. In Lake Suskie, the dominant fraction was phosphorus associated with calcium. On the other hand, in Lake Karczemne, the analysis of the percentage share of individual phosphorus fractions in total phosphorus showed that NaOH-nrP and HCl-P were dominant. In all the analyzed reservoirs, mobile fractions (labile phosphorus and sensitive to changes in redox potential) had the smallest share. The values did not exceed a few percent. The analyzed sediments were characterized by low EPC0 values. The value of this parameter in the conducted research was affected by environmental conditions.

Matching phosphorus sorption to isotherms showed that phosphorus adsorption in the studied lakes was probably multi-layered. This is indicated by a better fit to the Freundlich and BET models. The conducted research showed that both the temperature and pH had a significant impact on the course of sorption. Higher sorption parameters were obtained at 20°C. In some cases, the concentrations were higher at 4°C, which is probably related to the content of active hydroxides. The reaction also had a significant effect on the maximum sorption capacity only on the surface layer of sediments. At 4°C, lower Q_{max} was observed in the surface layers at pH 5 and higher at pH 9.

13. Załączniki

Tabela 11 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych jeziora Track (punkty 1-7)

Wskaźnik	1			2			3			4				5		6			7		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	D	A	B	A	B	C	A	B	C
P-PO4	0,24	1,31	0,53	0,27	1,39	0,96	0,24	0,77	0,99	0,24	0,96	1,49	0,75	0,38	0,50	0,32	1,66	0,83	0,54	0,86	0,44
P-org	0,87	0,29	1,14	0,44	1,50	1,69	0,70	1,48	0,63	0,43	1,14	1,28	0,72	0,72	0,81	0,88	1,50	0,91	0,65	0,34	1,13
TP	0,81	1,60	1,67	0,71	2,89	2,65	0,94	2,25	1,62	0,67	2,10	2,77	1,47	1,1	1,31	1,20	3,16	1,74	1,19	1,19	1,57
N-NH4	5,00	11,70	11,10	16,90	25,70	26,40	7,20	12,50	18,50	8,60	14,00	18,9	18,6	7,3	5,80	9,70	14,10	16,80	9,90	15,90	11,30
N-org	3,70	10,90	8,80	4,60	6,30	10,10	4,70	6,80	11,90	4,50	4,60	11,20	1,5	4,5	24,00	5,50	10,70	41,10	7,10	11,20	48,10
TN	8,70	22,60	19,9	21,50	32,00	36,50	11,90	19,30	30,40	13,10	18,60	30,10	20,1	11,8	29,80	15,20	24,80	57,90	17,00	27,10	59,40
Fe	0,20	1,30	0,50	0,80	1,90	2,60	0,20	0,50	1,30	0,20	0,45	1,05	1,55	0,3	0,40	0,40	0,85	1,65	0,60	1,25	0,85
Mn	1,10	4,30	2,35	1,10	3,00	3,25	1,20	2,80	4,70	1,10	3,10	4,85	4,1	1,7	1,75	2,30	4,35	4,45	3,20	5,40	2,60
OWO	31,3	84,4	73,70	16,00	39,80	78,40	25,80	37,20	68,40	25,60	23,00	49,50	143,60	21,3	169,4	38,0	54,40	262,10	41,00	79,90	286,80

Tabela 12 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Track (punkty 8-17)

Wskaźnik	8			9	10		11		13			14		15			16		17		
	A	B	C	A	A	B	A	B	A	B	C	A	B	A	B	C	A	B	A	B	C
P-PO4	0,41	1,45	0,74	0,39	0,30	1,11	0,28	0,63	0,68	1,04	0,41	0,61	0,87	0,64	1,88	1,15	0,31	1,04	0,36	2,06	0,58
P-org	0,74	0,31	0,96	0,89	0,64	1,91	0,63	1,50	0,64	1,26	1,23	0,88	0,08	0,81	0,40	0,55	0,56	0,42	0,71	1,99	1,72
TP	1,15	1,76	1,70	1,28	0,94	3,02	0,91	2,13	1,32	2,30	1,64	1,49	0,95	1,45	2,28	1,70	0,87	1,46	1,07	4,05	2,30
N-NH4	9,30	13,20	12,90	5,50	9,20	11,50	8,00	13,20	14,60	22,60	25,10	10,40	12,80	11,40	19,00	22,60	7,60	7,60	11,80	26,90	25,80
N-org	4,40	16,60	72,40	9,40	2,80	7,60	3,90	10,70	5,60	7,80	9,30	6,50	14,60	3,10	5,70	13,00	3,00	9,10	1,00	5,40	15,30
TN	13,70	29,80	85,30	14,90	12,00	19,10	11,90	23,90	20,20	30,40	34,40	16,90	27,40	14,50	24,70	35,60	10,60	16,70	12,80	32,30	14,10
Fe	0,30	2,10	2,10	0,70	0,30	1,40	0,40	1,45	0,60	0,55	0,65	0,45	1,45	0,30	0,70	1,55	0,30	1,10	0,35	1,20	1,80
Mn	1,80	9,30	5,20	2,20	1,70	5,45	1,70	3,25	2,20	2,65	2,90	2,80	5,10	2,35	3,90	3,70	1,55	4,95	1,85	4,65	3,25
OWO	23,80	121,40	253,40	38,10	22,40	66,60	17,70	75,70	30,00	49,00	75,50	31,70	94,30	23,10	4,40	103,50	22,10	81,60	20,30	66,80	106,40

Tabela 13 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 1-5)

Wskaźnik	1					2			3					4				5				
	A	B	C	D	E	A	B	C	A	B	C	D	E	A	B	C	D	A	B	C	D	E
P-PO4	2,16	3,98	2,14	1,12	0,82	0,76	2,30	3,58	1,34	3,44	5,00	0,88	0,98	0,82	2,78	1,44	1,60	1,28	3,62	4,92	2,58	0,80
P-org	0,99	1,75	1,86	0,90	0,87	0,78	1,19	1,50	1,35	1,56	1,30	0,85	1,73	0,59	0,76	0,65	1,45	1,55	2,13	1,42	0,57	1,32
TP	3,15	5,73	4,00	2,02	1,69	1,54	3,49	5,08	2,69	5,00	6,30	1,73	2,71	1,41	3,54	2,09	3,05	2,83	5,75	6,34	3,15	2,12
N-NH4	12,60	27,00	41,40	46,80	39,40	10,20	20,60	21,80	14,20	20,80	28,00	31,60	34,00	13,60	17,40	23,40	27,60	13,80	26,80	41,80	53,20	65,20
N-org	11,40	21,10	31,90	36,30	55,80	4,40	15,90	23,60	10,60	22,50	21,60	24,70	25,50	8,20	16,40	21,40	23,50	12,50	26,30	33,70	43,40	40,50
TN	24,00	48,10	73,30	83,10	95,20	14,60	36,50	45,40	24,80	43,30	49,60	56,30	59,50	21,80	33,80	44,80	51,10	26,30	53,10	75,50	96,60	105,70
Fe	0,36	0,36	1,82	6,00	0,88	0,20	0,50	0,52	0,24	0,50	2,76	1,90	3,02	0,20	0,22	1,82	0,46	0,20	0,56	0,24	3,42	1,70
Mn	1,94	2,12	2,00	2,02	1,56	1,86	2,48	2,54	1,78	2,68	2,34	1,52	2,04	1,32	1,38	1,20	2,12	1,72	3,04	1,44	1,80	2,06
OWO	29,60	33,80	48,20	55,90	64,70	30,80	36,10	41,30	26,80	32,60	38,80	43,10	51,80	30,50	32,70	38,50	47,90	33,00	52,80	56,20	47,30	49,50

Tabela 14 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 6-9)

Wskaźnik	6				7					8				9				
	A	B	C	D	A	B	C	D	E	A	B	C	D	A	B	C	D	E
P-PO4	0,96	4,36	4,84	1,76	1,94	4,58	3,96	1,38	0,98	0,80	3,32	1,37	1,28	0,38	2,80	1,60	2,90	0,55
P-org	0,67	1,26	2,10	1,04	0,92	2,20	1,08	1,54	0,86	1,28	0,87	0,33	1,79	0,70	3,10	1,75	1,95	1,43
TP	1,63	5,62	6,94	2,80	2,86	6,78	5,04	2,92	1,84	2,08	4,19	1,70	3,07	1,08	5,90	3,35	4,85	1,98
N-NH4	15,00	32,00	36,60	43,20	21,80	27,80	34,20	34,60	40,80	14,60	25,40	22,20	20,00	10,60	17,80	19,60	21,80	20,80
N-org	10,70	24,70	32,00	34,00	18,30	25,40	29,90	31,60	41,62	12,90	11,80	16,20	26,20	8,30	17,60	20,30	21,10	29,00
TN	25,70	56,70	68,60	77,20	40,10	53,20	64,10	66,20	82,42	27,50	37,20	38,40	46,20	18,90	35,40	39,90	42,90	49,80
Fe	0,14	0,42	0,34	1,58	0,50	0,40	1,16	2,96	3,66	0,36	0,46	0,75	2,42	0,20	0,38	1,26	3,34	1,52
Mn	0,88	2,36	1,80	1,76	2,60	2,34	1,82	2,04	2,24	1,84	2,42	1,90	2,74	1,00	2,24	1,80	2,36	2,42
OWO	23,40	36,00	45,40	36,20	32,00	36,30	58,90	60,40	75,70	32,80	35,90	57,70	74,90	29,30	49,70	49,50	67,20	80,20

Tabela 15 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 10-13)

Wskaźnik	10						11						12					13				
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
P-PO4	2,50	4,70	1,32	1,50	1,04	0,72	1,40	2,30	4,60	2,50	1,40	1,00	0,36	2,88	5,00	2,40	1,40	1,70	3,10	4,90	1,45	1,40
P-org	2,65	3,05	1,55	0,80	1,17	0,74	0,15	2,95	0,98	0,64	0,58	0,31	1,61	2,64	0,66	0,36	0,75	0,22	2,24	0,92	0,73	0,65
TP	5,15	7,75	2,87	2,30	2,21	1,46	1,55	5,25	5,58	3,14	1,98	1,31	1,97	5,52	5,66	2,76	2,15	1,92	5,34	5,82	2,18	2,05
N-NH4	20,80	29,20	37,80	37,80	45,40	44,80	9,00	20,60	26,00	30,60	32,40	32,00	8,90	24,40	28,20	31,20	29,60	10,80	25,30	28,90	31,60	35,10
N-org	19,00	22,90	25,60	36,40	39,00	43,60	7,90	10,10	18,20	21,50	20,30	26,00	11,70	19,50	19,20	23,20	24,50	14,30	15,80	20,90	19,70	26,90
TN	39,80	52,1	63,40	74,20	84,40	88,40	16,90	36,80	44,20	52,10	52,70	58,00	20,60	43,90	14,40	54,40	54,10	25,10	41,10	49,80	51,30	62,00
Fe	0,52	0,48	0,44	2,98	3,64	2,16	0,10	0,36	0,58	1,00	1,80	1,70	0,15	0,52	0,36	1,30	1,35	0,15	0,38	0,42	0,91	1,20
Mn	3,22	3,02	1,58	2,12	2,46	2,18	1,18	2,22	3,14	2,10	2,40	1,40	1,40	2,40	2,00	2,45	2,30	1,42	2,08	2,91	1,94	2,22
OWO	67,60	54,20	54,10	39,60	67,06	69,30	22,80	41,90	54,00	70,60	57,30	101,30	33,20	46,60	46,40	61,00	70,80	25,70	46,20	59,60	59,90	70,00

Tabela 16 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Suskiego (punkty 14-18)

Wskaźnik	14					15		16					17					18					
	A	B	C	D	E	A	B	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	F
P-PO4	1,66	4,40	4,80	1,44	0,78	1,13	1,20	1,22	3,90	4,80	1,99	0,97	0,90	3,30	4,92	2,26	1,20	1,30	3,38	2,07	0,58	0,70	0,60
P-org	1,06	1,46	1,69	1,29	1,50	0,36	0,49	0,74	2,33	1,77	1,16	1,55	0,64	3,65	2,01	1,60	0,78	1,19	1,73	1,13	0,97	0,39	0,42
TP	2,72	5,86	6,49	2,73	2,28	1,49	1,69	1,96	6,23	6,57	3,15	2,52	1,54	6,95	6,93	3,86	1,98	2,49	5,11	3,20	1,55	1,09	1,02
N-NH4	17,20	27,40	34,40	33,80	37,40	7,80	12,80	15,20	29,50	34,00	34,90	37,70	13,80	32,20	35,20	40,20	37,80	22,60	37,20	28,20	23,00	13,20	10,00
N-org	14,80	18,10	20,00	28,60	30,80	4,90	3,90	11,90	16,40	22,30	28,80	29,40	5,80	14,50	24,30	24,20	30,00	18,40	18,10	25,80	14,00	12,30	19,10
TN	32,00	45,50	54,40	62,40	68,20	12,70	16,70	27,10	45,90	56,30	63,70	67,10	19,60	46,70	59,50	64,40	67,80	41,00	55,30	54,00	37,00	25,50	29,10
Fe	0,30	0,45	0,45	0,80	1,22	0,20	0,40	0,17	0,41	0,39	0,90	1,29	0,15	0,40	0,32	1,18	1,55	0,20	0,34	0,32	0,64	1,40	1,05
Mn	1,60	2,75	2,40	1,80	2,12	1,25	1,85	1,42	2,51	2,02	1,97	1,96	1,25	2,36	1,52	2,12	1,85	1,24	1,82	1,68	1,58	1,70	2,25
OWO	29,20	54,40	67,00	57,20	69,20	23,60	40,60	27,40	36,60	51,40	53,30	67,10	25,80	31,80	44,40	51,50	64,50	22,70	31,20	38,40	44,80	55,40	72,80

Tabela 17 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 1-5)

Wskaźnik	1			2		3				4					5				
	A	B	C	A	B	A	B	C	D	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
P-PO4	1,62	0,33	0,08	2,45	0,51	1,42	1,83	0,31	0,28	0,28	1,24	0,44	0,20	0,18	7,42	2,46	0,42	0,22	0,05
P-org	3,21	1,50	1,29	1,98	1,25	0,93	2,95	0,79	0,97	0,84	1,55	1,29	2,23	0,80	1,18	2,48	2,57	1,43	1,58
TP	4,83	1,83	1,37	4,43	1,76	2,35	4,78	1,10	1,25	1,12	2,79	1,73	2,43	0,98	8,60	4,94	2,99	1,65	1,63
N-NH4	7,35	13,05	13,65	7,45	12,40	6,10	10,10	9,35	8,95	7,25	14,55	21,00	16,15	18,00	19,81	36,00	38,30	32,00	27,80
N-org	17,15	11,05	16,05	6,50	15,75	17,60	8,40	21,30	10,20	9,25	11,80	15,00	14,85	17,95	14,60	21,90	23,30	21,50	19,15
TN	24,50	24,10	29,70	13,95	28,15	23,70	18,50	30,65	19,10	16,50	26,35	36,00	31,00	35,95	34,41	57,90	61,60	53,50	46,95
Fe	1,00	0,22	0,40	0,32	0,40	0,78	0,24	1,22	1,68	0,18	0,16	1,34	1,02	1,08	0,98	0,52	1,16	4,60	2,60
Mn	1,15	0,90	1,10	1,00	0,80	1,70	0,90	1,20	1,90	0,90	0,80	1,30	1,00	1,10	0,60	1,10	2,00	3,40	3,30
OWO	51,75	14,30	24,60	21,85	67,75	104,50	19,85	183,90	54,30	39,00	38,05	22,90	54,40	82,45	23,75	21,90	23,10	21,30	25,35

Tabela 18 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 6-9)

Wskaźnik	6			7					8				9				
	A	B	C	A	B	C	D	E	A	B	C	D	A	B	C	D	E
P-PO4	0,78	1,32	0,27	0,47	2,36	0,16	0,45	0,25	0,77	1,34	0,28	0,33	0,82	1,67	0,41	0,37	0,39
P-org	3,83	1,57	1,51	1,24	1,38	0,85	0,86	1,01	1,48	0,14	2,12	0,54	1,87	0,94	0,80	0,83	1,68
TP	4,61	2,89	1,57	1,85	3,57	1,01	1,31	1,26	2,25	1,48	2,40	0,87	2,69	2,61	1,21	1,20	2,07
N-NH4	0,43	10,10	13,90	6,40	18,70	2,15	19,70	14,60	6,70	17,10	20,50	25,10	9,30	16,9	17,30	20,10	19,80
N-org	11,80	8,70	14,30	8,20	14,30	18,95	22,40	21,53	16,80	12,25	14,25	46,30	13,10	11,25	13,45	21,45	23,50
TN	12,23	18,80	28,20	14,60	33,00	21,10	42,10	36,13	23,50	29,35	34,75	71,40	22,40	28,15	30,75	41,55	43,30
Fe	0,26	0,68	0,38	0,16	0,52	0,74	1,32	0,44	0,36	0,24	0,66	0,62	0,54	0,34	1,14	1,48	0,30
Mn	0,86	1,50	0,60	0,94	1,18	0,84	1,10	1,18	1,08	0,92	0,62	0,68	1,40	0,92	0,76	1,24	0,82
OWO	85,35	46,90	100,80	57,90	65,00	101,95	157,00	181,10	115,40	37,50	42,10	669,00	78,10	36,15	46,60	160,60	172,00

Tabela 19 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 10-14)

Wskaźnik	10			11					12				13			14			
	A	B	C	A	B	C	D	E	A	B	C	D	A	B	C	A	B	C	D
P-PO4	0,59	1,40	1,28	0,61	1,74	0,39	0,26	0,17	0,97	1,58	0,43	0,28	1,50	2,77	0,90	1,10	2,03	0,39	0,32
P-org	2,11	1,51	0,45	2,35	2,46	2,22	2,83	1,80	1,10	1,00	1,86	1,56	1,39	2,02	1,39	1,65	1,31	1,37	3,58
TP	2,70	2,91	1,73	2,96	4,20	2,61	3,09	1,97	2,07	2,58	2,29	1,84	2,89	4,79	2,29	2,75	3,34	1,76	3,90
N-NH4	3,30	11,40	15,70	6,60	14,70	14,40	15,40	11,80	6,10	14,70	22,00	23,20	14,60	33,00	36,30	9,30	20,40	18,90	21,50
N-org	6,30	9,70	12,60	9,10	11,30	29,05	15,40	24,85	14,65	8,55	16,05	20,55	16,65	16,30	16,95	6,95	10,35	11,35	13,45
TN	9,60	21,10	28,30	15,70	26,00	43,45	30,80	36,65	20,75	23,25	38,05	43,75	31,25	49,30	53,25	16,25	30,75	30,25	34,95
Fe	0,18	0,34	1,82	0,30	0,26	0,96	0,80	0,20	0,28	0,26	0,82	0,72	0,42	0,28	0,84	0,24	0,26	0,52	0,56
Mn	0,58	1,12	2,48	1,14	0,98	1,52	1,30	0,78	1,18	1,14	1,42	1,24	1,68	1,44	1,54	1,14	1,08	1,28	1,28
OWO	41,10	37,40	71,6	41,55	39,90	430,00	95,00	298,30	102,40	24,40	60,60	148,85	89,65	36,45	22,20	33,35	16,15	28,20	40,45

Tabela 20 Zmienność stężeń analizowanych wskaźników w wodach śródosadowych Jeziora Karczemnego (punkty 15-18)

Wskaźnik	15				16					17					18			
	A	B	C	D	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	A	B	C	D
P-PO4	2,07	1,19	0,32	0,53	0,80	3,12	0,49	0,21	0,27	1,13	3,49	0,49	0,31	0,21	1,46	4,26	0,80	0,30
P-org	1,81	1,73	2,01	0,82	0,85	1,61	1,41	0,33	0,61	2,73	1,66	0,69	0,84	1,08	1,16	0,82	0,47	0,81
TP	3,88	2,93	2,33	1,35	1,65	4,73	1,90	0,54	0,88	3,86	5,15	1,18	1,15	1,29	2,62	5,08	1,27	1,11
N-NH4	27,30	9,30	25,80	33,80	10,30	19,90	21,10	22,50	21,50	11,30	36,10	35,80	36,40	37,80	13,70	30,40	30,00	26,70
N-org	11,50	10,45	15,00	18,40	11,60	11,00	13,25	15,80	26,05	14,40	17,25	20,10	21,25	30,85	13,65	17,55	22,00	16,15
TN	38,80	19,75	40,80	52,20	21,90	30,90	34,35	38,30	47,55	25,70	53,35	55,90	57,65	68,65	27,35	47,95	52,00	42,85
Fe	0,32	0,22	1,10	0,86	0,34	0,20	0,46	0,48	0,66	0,42	0,20	0,90	1,18	0,64	0,40	0,16	0,68	0,48
Mn	1,24	1,06	1,42	1,58	1,44	1,10	1,10	1,12	1,22	1,38	1,14	1,26	1,24	0,94	1,38	0,98	1,46	1,12
OWO	17,75	48,75	35,45	37,50	53,75	21,00	40,75	55,90	283,00	79,50	26,55	28,15	74,80	198,75	52,65	27,50	85,20	32,55

Tabela 21 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym jeziora Track

osad	*%CO_2*	*%mo*	*%SiO_2*	*% N*	*%P_2O_5*	*%CaO*	*%MgO*	*%Fe_2O_3*	*% Al_2O_3*	*%MnO*
1A	2.69	28.56	60.44	1.38	0.27	3.60	0.69	1.55	1.19	0.031
1B	3.70	23.16	62.75	0.95	0.26	4.62	0.94	2.00	1.34	0.025
1C	1.34	25.72	68.69	0.90	0.14	1.29	0.52	0.66	0.44	0.011
2A	13.57	21.39	43.73	0.53	0.47	11.15	2.53	3.99	2.41	0.111
2B	13.76	18.25	37.42	0.75	0.35	16.61	2.22	3.01	8.03	0.082
2C	0.80	16.14	80.26	0.66	0.15	0.89	0.34	0.26	0.25	0.014
3A	5.56	35.17	41.78	2.01	0.38	6.55	1.05	2.45	4.62	0.066
3B	5.95	27.66	49.06	1.40	0.34	6.99	1.21	2.41	4.79	0.052
3C	0.62	6.18	91.79	0.30	0.08	0.37	0.25	0.41	0.30	0.015
4A	6.56	34.52	40.69	2.02	0.39	8.04	1.12	1.96	4.69	0.046
4B	8.09	27.35	42.91	1.28	0.35	10.15	1.39	2.28	5.79	0.054
4C	2.83	29.72	56.77	1.29	0.25	2.09	0.87	1.55	4.65	0.023
4D	2.01	32.66	55.45	1.38	0.22	1.31	1.05	1.23	5.10	0.016
5A	0.82	10.06	87.15	0.54	0.12	0.76	0.08	0.33	0.21	0.010
5B	1.45	27.73	65.73	1.12	0.13	1.30	0.52	0.73	1.06	0.013
6A	7.72	31.69	39.77	1.71	0.36	9.63	1.39	1.97	5.49	0.046
6B	3.95	27.56	50.03	1.29	0.29	4.16	1.21	2.01	9.91	0.048
6C	2.04	31.62	57.36	1.39	0.21	1.43	0.96	0.82	4.32	0.009
7A	6.63	27.70	46.70	1.52	0.31	8.33	1.39	1.77	5.46	0.052
7B	2.59	26.20	62.14	1.24	0.23	2.47	0.52	0.96	3.69	0.012
7C	1.81	30.74	63.50	1.29	0.19	1.31	0.17	0.53	0.49	0.003
8A	5.37	30.88	46.77	1.77	0.33	6.27	2.44	1.79	4.66	0.046
8B	1.73	13.43	78.52	0.60	0.20	1.78	0.51	0.91	2.67	0.011
8C	1.71	31.98	57.61	1.33	0.21	1.06	0.44	1.22	4.72	0.012
9A	0.30	2.54	96.34	0.10	0.05	0.50	0.00	0.19	0.30	0.000
10A	4.03	25.40	56.28	1.39	0.25	4.66	2.25	1.80	4.29	0.024
10B	1.86	19.51	70.52	1.05	0.19	1.55	0.69	0.99	4.04	0.009
11A	4.01	24.33	59.28	1.49	0.28	4.66	1.04	1.49	3.79	0.027
11B	0.95	8.98	87.03	0.42	0.10	1.14	0.25	0.57	0.94	0.001
13A	7.38	25.84	46.89	1.29	0.30	9.13	1.39	2.64	5.15	0.053
13B	4.96	25.88	53.18	1.21	0.31	4.97	1.22	2.41	5.71	0.023
13C	3.41	33.39	52.14	1.53	0.27	2.11	1.05	2.49	3.64	0.014
14A	1.20	10.99	84.62	0.40	0.14	1.26	0.51	0.41	0.37	0.000
14B	0.84	8.87	86.63	0.37	0.08	0.76	0.08	0.56	1.42	0.013
15A	7.85	31.76	39.52	1.83	0.33	9.69	1.75	1.90	5.13	0.037
15B	5.73	25.67	50.43	1.34	0.34	7.04	1.30	1.97	5.90	0.030
15C	1.93	29.61	60.85	1.10	0.24	1.57	0.70	0.54	3.48	0.003
16A	3.09	22.65	65.30	1.12	0.23	3.22	0.77	0.65	3.19	0.021
16B	2.50	30.14	59.73	1.20	0.24	2.09	0.52	0.54	3.36	0.005
17A	6.99	28.74	47.74	1.61	0.31	8.62	1.05	1.14	3.48	0.042
17B	4.10	23.13	60.44	1.03	0.29	4.68	1.91	0.64	3.80	0.013
17C	1.48	17.99	77.47	0.67	0.16	0.51	0.26	0.60	0.66	0.004

Tabela 22 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Suskiego (punkty od 1-9)

osad	*%CO_2*	*%mo*	*%SiO_2*	*% N*	*%P_2O_5*	*%CaO*	*%MgO*	*%Fe_2O_3*	*% Al_2O_3*	*%MnO*
1A	16.98	34.96	25.00	2.29	0.51	16.17	1.22	1.66	1.17	0.100
1B	8.53	36.73	32.72	2.16	0.48	13.92	1.05	2.73	1.70	0.068
1C	4.18	24.36	55.70	1.42	0.39	6.23	2.42	2.83	2.45	0.064
1D	2.73	20.01	64.21	1.27	0.46	3.11	2.08	3.03	3.10	0.076
1E	3.96	22.97	61.29	1.16	0.49	2.08	1.74	3.13	3.15	0.082
2A	18.88	34.49	19.48	2.38	0.55	20.88	1.39	1.42	0.60	0.097
2B	10.76	39.55	29.31	2.28	0.51	13.63	1.57	1.30	1.10	0.035
2C	6.79	39.75	38.94	1.98	0.37	6.28	1.40	1.99	2.48	0.027
3A	19.38	35.99	18.50	2.23	0.51	20.57	1.22	0.85	0.71	0.039
3B	9.97	37.84	34.44	2.32	0.49	11.52	0.87	1.32	1.24	0.033
3C	4.43	28.23	53.70	1.72	0.33	5.38	2.60	1.50	2.13	0.023
3D	2.73	22.73	64.43	1.30	0.33	2.62	1.56	1.43	2.88	0.026
3E	3.13	27.31	59.66	1.54	0.39	1.82	2.26	1.44	2.47	0.040
4A	14.25	39.69	23.75	2.50	0.51	15.41	2.79	0.68	0.56	0.050
4B	8.51	21.32	58.37	1.11	0.31	5.14	2.23	1.26	1.82	0.027
4C	4.36	22.25	62.10	1.23	0.32	1.81	2.76	2.00	3.16	0.027
4D	3.78	25.02	60.00	1.41	0.29	2.60	2.43	1.46	3.00	0.027
5A	14.98	38.99	20.96	2.62	0.51	17.78	2.09	0.88	1.16	0.046
5B	8.64	41.64	31.96	2.54	0.43	10.79	0.88	1.37	1.75	0.039
5C	4.20	33.81	47.11	2.09	0.34	4.71	3.49	1.70	2.82	0.030
5D	3.97	31.27	52.61	1.69	0.44	2.61	2.78	1.54	3.14	0.038
5E	3.65	29.64	55.75	1.56	0.38	2.08	2.60	1.54	3.13	0.027
6A	15.28	38.29	21.11	2.52	0.53	18.78	2.26	0.82	0.82	0.046
6B	8.96	41.82	30.46	2.41	0.59	11.56	1.40	1.23	1.62	0.043
6C	4.87	34.94	46.98	2.14	0.36	3.92	3.14	1.53	2.17	0.020
6D	3.85	29.68	55.54	1.75	0.33	2.59	2.08	1.23	2.93	0.020
7A	8.95	47.11	24.87	2.60	0.52	12.06	1.05	1.17	1.65	0.039
7B	6.61	46.51	31.02	2.64	0.43	7.91	1.58	1.21	2.11	0.027
7C	4.27	34.82	47.09	1.99	0.34	3.65	3.13	1.64	3.37	0.021
7D	3.00	32.83	53.00	1.75	0.56	1.83	1.91	1.50	3.60	0.026
7E	3.88	33.13	52.85	1.97	0.35	1.83	2.09	1.48	2.67	0.030
8A	8.35	47.54	24.66	2.59	0.55	11.01	2.27	1.30	1.68	0.049
8B	3.91	35.24	49.79	1.81	0.32	3.11	1.73	1.41	2.69	0.029
8C	2.36	26.40	63.58	1.33	0.24	1.55	1.55	1.08	2.17	0.021
8D	1.10	6.87	89.55	0.25	0.17	0.50	0.84	0.34	0.46	0.010
9A	11.96	42.36	20.78	2.62	0.52	15.09	1.74	3.77	1.17	0.045
9B	4.88	36.70	43.63	2.01	0.37	7.29	0.69	1.56	2.83	0.030
9C	2.88	30.00	57.58	1.65	0.27	2.59	1.21	1.13	2.68	0.017
9D	2.43	33.86	56.83	1.72	0.24	1.56	1.39	0.78	1.18	0.015
9E	2.22	31.98	60.75	1.65	0.20	1.56	0.87	0.56	0.50	0.010

Tabela 23 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Suskiego (punkty od 10-18)

osad	*%CO_2*	*%mo*	*%SiO_2*	*% N*	*%P_2O_5*	*%CaO*	*%MgO*	*%Fe_2O_3*	*% Al_2O_3*	*%MnO*
10A	13.57	41.39	21.53	2.48	0.51	18.76	0.17	0.90	1.10	0.054
10B	6.75	45.60	31.26	2.69	0.46	8.42	1.40	1.30	2.16	0.033
10C	4.03	29.99	55.53	1.83	0.33	2.60	1.73	1.20	2.83	0.018
10D	3.56	31.46	53.72	1.90	0.54	1.83	2.09	1.69	3.18	0.035
10E	3.85	36.15	49.70	2.23	0.39	2.62	1.22	0.94	2.92	0.035
10F	3.05	45.99	40.70	2.56	0.30	2.12	1.24	1.35	2.66	0.025
11A	16.44	40.36	16.18	2.80	0.51	21.13	1.22	0.65	0.84	0.055
11B	12.33	44.40	20.97	2.37	0.49	16.17	0.87	1.12	1.41	0.040
11C	3.40	28.85	50.93	2.66	0.49	9.30	1.21	1.32	1.88	0.033
11D	7.95	44.29	38.25	1.79	0.28	3.14	0.87	1.29	2.51	0.017
11E	3.21	42.42	45.56	0.90	0.32	2.36	1.05	1.36	2.84	0.029
11F	3.85	39.60	46.32	2.13	0.28	2.10	1.75	1.33	2.64	0.019
12A	15.56	44.49	15.86	2.93	0.58	17.85	1.23	0.78	0.87	0.054
12B	10.80	46.56	23.94	2.74	0.50	12.10	0.70	1.12	1.52	0.033
12C	4.38	36.94	47.53	2.04	0.33	4.17	0.70	1.57	2.77	0.025
12D	3.04	31.90	56.56	1.53	0.27	1.56	1.74	1.36	2.47	0.019
12E	3.67	34.10	53.07	0.39	0.28	1.56	2.08	1.63	3.39	0.023
13A	14.59	44.22	16.12	2.83	0.54	17.99	1.75	0.88	1.17	0.050
13B	12.00	45.22	24.19	2.72	0.52	11.47	1.23	1.10	1.54	0.034
13C	3.56	34.85	49.86	2.30	0.32	3.12	2.03	1.17	2.82	0.031
13D	2.98	35.75	51.97	1.74	0.29	2.41	1.21	1.15	2.50	0.017
13E	3.92	34.80	50.91	1.50	0.26	2.31	2.18	1.20	2.97	0.017
14A	11.84	45.90	18.78	2.69	0.56	16.28	1.75	0.91	1.29	0.043
14B	9.14	45.04	28.59	2.72	0.54	10.04	1.23	1.08	1.68	0.033
14C	4.60	32.75	51.62	1.84	0.28	2.09	2.78	1.17	2.88	0.032
14D	3.00	35.43	52.95	1.88	0.28	2.10	1.05	1.00	2.51	0.016
14E	4.08	29.40	55.87	1.60	0.28	2.60	2.25	1.19	2.78	0.019
15A	9.71	33.44	38.26	2.15	0.49	13.50	1.04	0.51	0.93	0.031
15B	5.05	24.39	60.17	1.39	0.32	6.21	0.52	0.64	1.32	0.019
16A	12.65	47.36	16.99	2.93	0.57	16.45	1.26	0.85	0.97	0.042
16B	9.76	46.01	26.37	2.87	0.50	10.57	1.55	1.06	1.55	0.032
16C	4.67	35.67	48.47	2.10	0.28	2.57	2.65	1.36	2.60	0.030
16D	3.35	39.45	48.12	2.49	0.29	2.26	1.00	0.95	2.42	0.017
16E	4.51	28.67	54.68	1.56	0.27	2.97	3.01	1.36	2.97	0.022
17A	13.14	46.71	16.41	3.27	0.63	17.71	0.88	0.63	0.73	0.043
17B	11.62	46.47	22.47	2.95	0.49	11.38	2.12	1.07	1.41	0.033
17C	3.77	38.94	46.26	2.29	0.29	2.90	1.76	1.37	2.54	0.020
17D	3.61	47.41	39.15	2.86	0.31	2.39	0.88	1.24	2.20	0.021
17E	4.85	27.13	54.36	1.49	0.26	4.15	3.81	1.50	3.00	0.023
18A	17.19	37.42	16.35	2.60	0.68	24.15	0.70	0.33	0.59	0.049
18B	12.90	42.56	21.99	2.59	0.47	16.31	1.05	0.84	1.29	0.032
18C	5.75	41.73	40.44	2.54	0.30	3.71	1.77	1.16	2.64	0.021
18D	3.59	33.08	52.40	1.65	0.27	3.14	0.87	1.27	3.77	0.015
18E	1.96	32.90	58.59	1.70	0.19	1.57	0.87	0.73	1.53	0.013
18F	1.08	22.42	72.48	1.01	0.13	1.28	0.51	0.31	0.92	0.009

Tabela 24 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Karczemnego (punkty od 1-10)

Osad	*%CO_2*	*%mo*	*%SiO_2*	*% N*	*%P_2O_5*	*%CaO*	*%MgO*	*%Fe_2O_3*	*% Al_2O_3*	*%MnO*
1A	4.23	32.33	46.50	1.90	3.23	5.56	0.90	3.50	1.41	0.202
1B	1.72	15.77	74.28	1.00	0.37	2.80	0.20	1.69	1.29	0.065
1C	1.58	19.33	72.19	1.10	0.27	2.29	0.20	1.39	0.96	0.033
2A	4.41	29.80	50.36	1.70	3.16	5.02	1.00	2.86	1.43	0.068
2B	1.24	14.19	79.53	0.90	0.26	1.57	0.30	1.03	0.59	0.032
3A	3.78	40.58	42.39	2.20	2.78	2.77	1.10	2.52	1.08	0.134
3B	3.51	25.64	58.08	1.30	2.01	3.02	1.30	3.03	1.30	0.064
3C	1.61	34.96	56.31	1.70	0.42	2.06	0.50	1.08	0.81	0.033
3D	0.73	13.98	80.30	0.70	0.13	1.20	0.30	1.07	0.91	0.033
4A	3.36	35.89	48.57	2.00	1.83	2.99	0.50	2.61	1.48	0.067
4B	3.65	27.35	57.85	1.60	1.41	2.20	0.80	2.98	1.50	0.133
4C	2.16	20.93	67.84	1.20	0.37	2.19	0.70	2.33	2.11	0.064
4D	2.02	34.41	54.62	1.60	0.31	2.10	0.90	1.65	1.54	0.034
4E	1.79	44.28	45.08	2.00	0.29	2.09	0.80	1.70	1.21	0.034
5A	4.70	26.84	49.20	0.90	7.30	5.44	1.10	3.12	1.15	0.068
5B	3.04	20.60	66.80	1.00	0.95	2.42	0.40	2.99	1.22	0.064
5C	2.32	3.05	88.90	0.20	0.15	1.97	0.40	1.50	0.83	0.029
5D	4.96	2.59	83.42	0.10	0.11	4.56	0.90	1.39	1.13	0.031
5E	6.02	2.38	80.91	0.10	0.11	6.25	1.30	1.06	1.11	0.030
6A	4.01	38.30	41.54	2.00	2.73	4.33	0.90	2.82	1.33	0.068
6B	3.21	28.92	57.65	1.50	1.23	2.74	0.90	2.21	1.26	0.030
6C	2.19	43.95	44.61	2.10	0.63	2.07	1.30	1.16	1.57	0.034
7A	2.82	41.82	40.14	2.30	2.56	3.14	3.10	1.51	1.57	0.130
7B	3.64	28.81	54.48	1.50	1.58	3.50	1.20	1.70	1.53	0.084
7C	2.09	30.34	57.63	1.80	0.48	2.06	2.60	0.88	1.16	0.033
7D	2.08	44.24	43.24	2.30	0.32	3.14	1.70	1.00	1.21	0.068
7E	2.44	41.83	45.94	2.20	0.38	2.59	3.00	1.01	0.84	0.054
8A	4.17	39.98	39.78	2.40	2.68	5.02	0.80	1.81	3.02	0.136
8B	2.94	26.36	58.31	1.70	1.18	2.98	1.60	1.02	3.10	0.051
8C	2.29	44.03	42.48	2.30	0.58	3.08	1.30	1.23	1.59	0.066
8D	2.03	44.29	44.16	2.40	0.39	2.49	1.60	0.70	1.34	0.038
9A	4.60	39.77	40.75	2.40	3.07	4.75	0.90	1.72	1.54	0.136
9B	3.78	27.53	55.00	1.70	1.34	2.91	1.20	1.82	4.33	0.075
9C	2.10	34.25	53.85	2.00	0.49	1.52	1.70	0.96	2.66	0.046
9D	2.00	46.34	41.15	2.40	0.37	1.53	1.70	0.90	2.73	0.053
9E	2.04	40.54	47.28	2.20	0.36	1.94	1.20	0.86	2.70	0.044
10A	4.19	33.54	44.60	1.90	5.26	6.11	2.50	0.74	0.13	0.145
10B	3.22	24.87	63.69	1.50	1.60	2.47	0.80	0.56	0.13	0.319
10C	0.47	6.82	88.79	1.70	0.24	0.96	0.40	0.06	0.09	0.000

Tabela 25 Procentowy skład osadów dennych w układzie horyzontalnym i wertykalnym Jeziora Karczemnego (punkty od 11-18)

osad	*%CO_2*	*%mo*	*%SiO_2*	*% N*	*%P_2O_5*	*%CaO*	*%MgO*	*%Fe_2O_3*	*% Al_2O_3*	*%MnO*
11A	3.88	39.38	45.06	2.30	2.83	4.14	0.40	0.92	0.20	0.147
11B	3.07	26.72	59.67	1.70	1.79	2.52	2.10	0.85	0.21	0.065
11C	3.02	43.86	45.71	2.30	0.60	2.09	1.30	0.43	0.15	0.034
11D	1.66	40.55	50.65	2.00	0.40	1.02	0.40	0.39	0.09	0.026
11E	1.81	35.08	58.61	1.90	0.38	1.07	0.10	0.38	0.11	0.028
12A	4.02	41.05	43.62	2.50	2.74	3.54	0.10	0.87	0.16	0.098
12B	3.45	28.87	57.12	1.70	1.69	2.17	1.10	1.86	0.81	0.079
12C	2.17	39.95	49.29	2.20	0.56	1.57	1.10	1.16	0.45	0.047
12D	3.38	7.51	78.86	1.40	0.69	4.46	1.10	1.70	0.47	0.069
13A	3.88	43.21	39.72	2.50	2.46	3.48	1.60	1.82	0.73	0.116
13B	4.98	32.29	50.10	1.70	2.33	3.00	2.10	2.23	0.77	0.097
13C	3.23	25.31	62.96	2.30	0.90	1.51	1.20	1.70	0.79	0.058
14A	4.60	39.42	40.25	2.50	3.02	4.06	1.70	1.88	0.69	0.125
14B	3.52	25.89	59.77	1.70	1.53	2.57	0.90	1.60	0.67	0.060
14C	2.44	38.57	50.94	1.40	0.69	2.04	0.40	1.16	0.61	0.046
14D	2.17	44.02	46.80	2.10	0.45	1.81	0.20	0.86	0.21	0.033
15A	3.89	27.00	61.79	1.40	1.42	2.05	0.80	1.00	0.39	0.033
15B	4.57	40.54	35.61	2.20	2.97	3.66	3.50	1.90	0.82	0.121
15C	2.37	38.26	52.93	2.00	0.55	1.55	0.90	0.75	0.46	0.033
15D	2.60	43.77	44.99	1.40	0.58	1.55	2.10	1.30	0.42	0.040
16A	4.11	42.21	40.54	1.70	2.68	3.74	1.00	1.77	0.75	0.109
16B	4.55	28.86	54.14	0.90	2.88	5.10	1.10	1.32	0.61	0.066
16C	2.59	27.01	63.42	1.50	0.55	1.29	1.70	0.93	0.51	0.027
16D	2.25	45.86	44.84	2.40	0.41	1.44	1.20	0.95	0.28	0.013
16E	2.14	45.79	44.83	1.60	0.33	2.24	0.10	1.04	0.29	0.013
17A	4.29	43.29	41.36	1.40	2.23	1.15	2.60	1.69	0.32	0.020
17B	5.00	31.60	49.95	2.10	3.14	3.74	1.50	1.87	0.32	0.033
17C	2.73	26.31	64.55	1.50	0.55	1.01	1.20	1.49	0.31	0.000
17D	2.57	37.27	53.14	1.80	0.56	1.70	0.90	1.19	0.33	0.000
17E	2.44	40.96	49.28	2.00	0.48	1.20	0.90	1.27	0.35	0.007
18A	4.03	42.69	39.45	2.40	2.68	2.85	1.90	1.86	0.40	0.106
18B	4.63	29.95	52.08	1.60	3.81	4.50	1.30	0.89	0.48	0.125
18C	2.41	26.45	64.30	1.40	0.43	0.78	2.00	1.47	0.35	0.013
18D	2.53	43.16	47.23	2.10	0.62	1.29	1.40	1.10	0.29	0.006

Tabela 26 Zawartość poszczególnych frakcji fosforu w osadach dennych w mg P g-1 s.m. oraz procentowy udział

	NH_4Cl-P – fosfor labilny		BD-P – fosfor wrażliwy na zmiany potencjału redox		NaOH-rP – fosfor związany z glinem		NaOH-nrP – fosfor związany z materią organiczną		HCl-P – fosfor związany z wapniem		res-P – fosfor pozostały - rezydualny	
Warstwa	mg P g^{-1} s.m.	%TP	mg P g^{-1} s.m.	%TP	mg P g^{-1} s.m.	%TP	mg P g^{-1} s.m.	%TP	mg P g^{-1} s.m.	%TP	mg P g^{-1} s.m.	%TP
JEZIORO TRACK												
1A	0.022	2.4	0.027	2.8	0.076	8.1	0.454	48.3	0.215	22.9	0.250	22.3
1B	0.032	2.5	0.028	2.2	0.153	12.1	0.436	34.4	0.230	18.2	0.235	18.6
1C	0.010	1.9	0.014	2.7	0.051	9.9	0.208	40.6	0.053	10.3	0.126	24.6
2A	0.012	0.5	0.020	0.9	0.443	19.0	0.445	19.0	0.678	29.0	0.297	12.7
2B	0.030	1.7	0.037	2.1	0.308	17.1	0.359	20.0	0.559	31.1	0.197	11.0
2C	0.011	1.6	0.024	3.4	0.106	15.6	0.354	51.8	0.037	5.4	0.045	6.6
5A	0.016	3.3	0.017	3.5	0.032	6.5	0.241	48.6	0.074	14.9	0.083	16.7
5B	0.006	1.0	0.011	1.9	0.035	5.8	0.329	53.7	0.060	9.8	0.135	22.1
9A	0.008	2.4	0.010	3.3	0.020	6.5	0.150	49.0	0.065	21.2	0.034	11.1
14A	0.017	2.3	0.022	3.0	0.043	5.9	0.363	50.4	0.146	20.3	0.087	12.1
14B	0.011	2.4	0.012	2.8	0.053	12.2	0.219	50.1	0.050	11.5	0.038	8.8
17A	0.038	2.3	0.039	2.4	0.145	8.9	0.584	36.0	0.314	19.3	0.358	22.1
17B	0.041	2.4	0.040	2.4	0.222	13.2	0.588	34.9	0.290	17.2	0.280	16.7
17C	0.009	0.9	0.019	2.0	0.115	11.9	0.419	43.2	0.150	15.4	0.144	14.8
JEZIORO SUSKIE												
3A	0.071	3.7	0.074	3.9	0.057	3.0	0.567	29.5	0.615	32.0	0.479	24.9
3B	0.047	2.3	0.052	2.6	0.061	3.0	0.557	27.6	0.671	33.3	0.567	28.1
3C	0.020	1.3	0.029	1.9	0.078	5.1	0.368	23.9	0.550	35.8	0.415	27.0
3D	0.012	0.7	0.038	2.2	0.228	13.1	0.404	23.2	0.532	30.5	0.302	17.3
3E	0.012	0.6	0.031	1.5	0.424	20.0	0.292	13.8	0.636	30.0	0.299	14.1
7A	0.049	2.2	0.043	1.9	0.061	2.7	0.621	27.1	0.745	32.5	0.713	31.1
7B	0.039	2.1	0.045	2.4	0.063	3.4	0.505	27.1	0.560	30.0	0.589	31.6

7C	0.027	1.3	0.050	2.5	0.216	10.6	0.511	25.2	0.535	26.4	0.473	23.3
7D	0.012	0.5	0.043	1.9	0.535	23.9	0.449	20.1	0.536	24.0	0.126	5.6
7E	0.007	0.4	0.025	1.4	0.244	13.0	0.411	21.8	0.578	30.7	0.370	19.7
9A	0.052	2.7	0.079	4.1	0.070	3.6	0.578	29.9	0.582	30.1	0.504	26.0
9B	0.027	1.7	0.033	2.0	0.070	4.4	0.417	26.0	0.489	30.5	0.498	31.0
9C	0.010	0.8	0.020	1.7	0.066	5.6	0.244	20.8	0.480	41.0	0.285	24.3
9D	0.011	1.1	0.015	1.5	0.052	5.2	0.239	23.9	0.340	33.9	0.293	29.3
9E	0.008	0.9	0.011	1.3	0.049	5.7	0.222	25.9	0.280	32.6	0.240	27.9
14A	0.068	3.4	0.066	3.3	0.051	2.6	0.589	29.2	0.664	32.9	0.527	26.1
14B	0.038	2.2	0.054	3.1	0.057	3.3	0.502	29.0	0.603	34.9	0.418	24.1
14C	0.026	2.1	0.032	2.6	0.075	6.2	0.342	28.2	0.346	28.5	0.317	26.1
14D	0.010	0.8	0.015	1.2	0.082	6.4	0.407	31.6	0.389	30.3	0.300	23.3
14E	0.008	0.6	0.019	1.5	0.056	4.3	0.370	28.6	0.514	39.7	0.270	20.9
17A	0.122	5.8	0.153	7.4	0.067	3.2	0.663	31.8	0.654	31.4	0.359	17.2
17B	0.050	2.7	0.055	3.0	0.070	3.8	0.576	31.5	0.620	33.9	0.388	21.2
17C	0.024	1.9	0.029	2.3	0.078	6.2	0.458	36.4	0.329	26.1	0.263	20.9
17D	0.015	1.0	0.025	1.7	0.072	5.0	0.425	29.5	0.371	25.7	0.463	32.1
17E	0.011	0.9	0.022	1.8	0.055	4.5	0.225	18.4	0.540	44.1	0.316	25.8
JEZIORO KARCZEMNE												
1A	0.234	2.8	0.551	6.7	1.709	20.7	1.742	21.1	2.849	34.6	7.009	14.1
1B	0.039	2.2	0.092	5.2	0.276	15.6	0.593	33.5	0.397	22.4	0.376	21.2
1C	0.022	1.4	0.112	7.0	0.195	12.1	0.581	36.0	0.258	16.0	0.445	27.6
5A	0.262	0.8	0.741	2.3	1.898	6.0	26.074	82.2	1.820	5.7	0.917	2.9
5B	0.045	1.0	0.240	5.4	1.217	27.4	1.380	31.1	0.843	19.0	0.713	16.1
5C	0.022	2.4	0.077	8.6	0.072	8.0	0.387	43.2	0.212	23.6	0.128	14.2
5D	0.011	1.1	0.022	2.1	0.079	7.7	0.456	44.1	0.299	28.9	0.167	16.1
5E	0.011	1.3	0.033	4.1	0.023	2.9	0.338	42.0	0.239	29.8	0.160	19.9
7A	0.231	2.3	0.487	4.8	2.532	25.2	2.580	25.7	2.671	26.6	1.554	15.5
7B	0.123	2.7	0.248	5.4	0.973	21.0	0.973	21.0	1.107	23.9	3.486	26.0

7C	0.050	1.8	0.098	3.5	0.474	16.9	0.881	31.5	0.582	20.8	0.714	25.5
7D	0.024	1.0	0.120	5.2	0.199	8.6	0.989	42.8	0.284	12.3	0.692	30.0
7E	0.026	1.4	0.072	3.7	0.256	13.2	0.626	32.2	0.320	16.5	0.643	33.1
10A	0.561	6.9	0.674	8.3	1.652	20.3	0.973	12.0	2.800	34.5	16.321	18.0
10B	0.191	5.5	0.294	8.4	0.446	12.8	0.440	12.6	1.172	33.7	4.433	27.0
10C	0.062	3.8	0.110	6.8	0.106	6.5	0.694	42.8	0.424	26.2	0.224	13.8
15A	0.268	4.0	0.324	4.8	1.284	19.0	0.672	10.0	3.142	46.5	1.068	15.8
15B	0.104	1.2	0.223	2.6	1.810	21.2	1.548	18.2	2.800	32.9	6.491	23.9
15C	0.022	0.7	0.118	3.6	0.548	16.8	1.107	34.0	0.629	19.3	0.836	25.6
15D	0.032	1.0	0.083	2.5	0.574	17.1	0.887	26.5	0.795	23.7	0.976	29.2
16A	0.160	1.3	0.371	3.0	2.499	19.9	2.574	20.5	5.312	42.3	1.652	13.1
16B	0.244	2.9	0.290	3.4	0.913	10.7	1.245	14.6	3.404	40.0	6.466	28.5
16C	0.048	1.4	0.175	5.1	0.500	14.6	0.934	27.4	0.844	24.7	0.914	26.8
16D	0.034	1.2	0.078	2.6	0.391	13.3	0.959	32.7	0.638	21.7	0.834	28.4
16E	0.021	0.8	0.064	2.4	0.330	12.5	1.112	42.2	0.401	15.2	0.706	26.8
18A	0.153	1.1	0.357	2.6	2.497	18.4	2.916	21.5	6.200	45.7	1.444	10.6
18B	0.244	2.6	0.350	3.8	1.272	3.7	1.150	12.4	4.345	46.8	9.281	20.8
18C	0.024	0.7	0.097	2.9	0.487	14.7	1.129	34.2	0.731	22.1	0.837	25.3
18D	0.039	1.0	0.110	2.9	0.613	16.4	0.972	26.0	0.822	21.9	1.189	31.8

Tabela 27 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie obojętnym dla dwóch zakresów temperatur

			Model Freundlicha						*Model Langmuira*				*Model BET*				
			R^2	R	K	1/n	S0	EPC_0	R^2	R	Qmax	Kc	R^2	R	qs	Cbet	Cs
temperatura 4°C pH7	Karczemne	9A	0.874	0.935	1335.21	0.367	418.876	0.042	0.746	0.864	2951.580	0.898	0.925	0.962	970.029	518.944	8.185
		9B	0.928	0.963	1019.28	0.448	288.805	0.060	0.860	0.927	2816.631	0.594	0.959	0.979	758.630	201.685	7.729
		9C	0.983	0.991	609.68	0.695	117.915	0.094	0.974	0.987	3917.638	0.183	0.991	0.996	470.874	64.624	6.661
		9D	0.988	0.994	606.05	0.707	104.913	0.084	0.982	0.991	4023.137	0.178	0.993	0.996	506.160	42.851	6.794
		9E	0.980	0.990	656.34	0.676	131.280	0.092	0.969	0.984	3909.087	0.201	0.990	0.995	499.278	73.932	6.694
	Suskie	7A	0.976	0.988	763.21	0.616	172.373	0.089	0.960	0.980	3563.235	0.276	0.985	0.992	598.965	72.495	7.013
		7B	0.990	0.995	627.98	0.690	107.105	0.077	0.983	0.991	3825.486	0.199	0.993	0.996	549.496	36.927	6.984
		7C	0.994	0.997	527.54	0.795	80.084	0.093	0.991	0.995	5420.324	0.108	0.996	0.998	489.678	24.699	6.703
		7D	0.995	0.998	453.17	0.841	63.696	0.097	0.994	0.997	6276.597	0.078	0.997	0.998	464.944	17.345	6.751
		7E	0.998	0.999	418.26	0.870	48.748	0.085	0.997	0.999	7108.770	0.063	0.998	0.999	579.070	9.296	7.399
	Track	11A	0.977	0.988	729.53	0.616	160.750	0.086	0.961	0.980	3393.199	0.278	0.986	0.993	575.139	70.862	7.029
		11B	0.998	0.999	451.14	0.882	43.293	0.070	0.998	0.999	8517.564	0.056	0.999	0.999	638.102	8.862	7.400
temperatura 20°C pH 7	Karczemne	9A	0.687	0.829	1906.29	0.247	740.117	0.022	0.390	0.624	2511.388	5.540	0.799	0.894	1407.670	52818.630	9.410
		9B	0.759	0.871	1530.88	0.273	563.457	0.026	0.509	0.713	2459.708	2.178	0.843	0.918	1129.575	2176.513	9.133
		9C	0.938	0.969	862.49	0.514	240.015	0.083	0.893	0.945	2937.578	0.419	0.969	0.984	618.920	202.191	7.220
		9D	0.952	0.976	814.63	0.564	207.050	0.088	0.921	0.960	3274.473	0.329	0.979	0.989	581.189	170.208	6.970
		9E	0.946	0.972	899.98	0.514	236.702	0.074	0.903	0.950	3047.263	0.426	0.972	0.986	657.272	171.270	7.279
	Suskie	7A	0.935	0.967	913.01	0.522	258.008	0.089	0.893	0.945	3205.800	0.399	0.965	0.982	643.511	239.281	7.124
		7B	0.971	0.985	709.41	0.662	165.205	0.111	0.958	0.979	4021.535	0.212	0.984	0.992	513.765	108.468	6.638
		7C	0.983	0.991	569.04	0.731	112.645	0.109	0.976	0.988	4336.549	0.149	0.992	0.996	431.858	66.099	6.507
		7D	0.990	0.995	472.20	0.815	83.259	0.119	0.987	0.994	5732.947	0.088	0.995	0.998	380.419	41.110	6.368
		7E	0.993	0.997	420.25	0.884	71.406	0.135	0.992	0.996	8927.306	0.049	0.996	0.998	367.338	26.506	6.314
	Track	11A	0.939	0.969	918.63	0.531	251.527	0.087	0.900	0.949	3317.499	0.383	0.968	0.984	646.739	231.517	7.080
		11B	0.997	0.998	478.37	0.866	59.279	0.090	0.996	0.998	8093.303	0.063	0.998	0.999	522.500	14.435	6.794

Tabela 28 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie kwasowym dla dwóch zakresów temperatur

			Model Freundlicha						*Model Langmuira*				*Model BET*				
			R^2	R	K	1/n	S0	EPC_0	R^2	R	Qmax	Kc	R^2	R	qs	Cbet	Cs
temperatura 4°C pH 5	Karczemne	9A	0.871	0.933	1314.44	0.369	407.361	0.042	0.738	0.859	2931.715	0.876	0.931	0.965	943.860	599.796	8.093
		9B	0.926	0.962	1027.79	0.502	297.852	0.085	0.875	0.935	3396.779	0.435	0.963	0.981	721.073	281.363	7.205
		9C	0.981	0.991	647.72	0.679	135.387	0.100	0.972	0.986	3855.576	0.202	0.988	0.994	507.613	62.049	6.754
		9D	0.984	0.992	612.93	0.696	111.919	0.087	0.976	0.988	3923.585	0.185	0.990	0.995	479.901	59.917	6.689
		9E	0.978	0.989	642.20	0.706	141.164	0.117	0.969	0.984	4388.187	0.169	0.989	0.995	476.899	80.256	6.542
	Suskie	7A	0.966	0.983	783.73	0.601	195.328	0.099	0.945	0.972	3509.532	0.289	0.981	0.991	587.302	100.691	6.952
		7B	0.987	0.993	631.80	0.704	111.763	0.085	0.979	0.990	4183.433	0.178	0.993	0.997	512.065	49.281	6.734
		7C	0.995	0.997	497.53	0.812	66.969	0.085	0.992	0.996	5696.360	0.096	0.997	0.998	467.438	23.143	6.667
		7D	0.996	0.998	446.55	0.859	54.390	0.086	0.995	0.997	7232.365	0.065	0.998	0.999	443.841	18.367	6.619
		7E	0.993	0.996	396.68	0.921	37.051	0.076	0.998	0.999	27489.25	0.010	0.999	1.000	445.511	12.242	6.526
	Track	11A	0.975	0.987	755.93	0.635	170.398	0.096	0.959	0.980	3810.777	0.248	0.987	0.993	579.100	78.937	6.869
		11B	0.997	0.999	484.90	0.864	60.282	0.090	0.996	0.998	7997.704	0.064	0.998	0.999	547.181	13.487	6.878
temperatura 20°C pH 5	Karczemne	9A	0.691	0.832	1760.45	0.268	679.153	0.029	0.406	0.637	2906.917	1.889	0.474	0.688	1836.926	36.923	12.214
		9B	0.760	0.872	1538.65	0.287	577.977	0.033	0.523	0.723	2651.052	1.696	0.843	0.918	1119.082	3215.444	8.890
		9C	0.942	0.971	836.89	0.560	227.906	0.098	0.907	0.953	3344.012	0.329	0.975	0.987	582.307	227.413	6.920
		9D	0.951	0.975	770.63	0.562	187.847	0.081	0.919	0.959	3087.839	0.329	0.980	0.990	543.291	194.158	6.946
		9E	0.940	0.970	859.94	0.538	232.090	0.088	0.901	0.949	3190.579	0.367	0.973	0.986	602.899	231.432	7.033
	Suskie	7A	0.926	0.962	827.94	0.591	253.305	0.135	0.903	0.950	3637.922	0.292	0.947	0.973	554.326	375.200	6.717
		7B	0.966	0.983	708.55	0.689	179.096	0.136	0.957	0.978	4483.998	0.186	0.977	0.988	501.375	122.838	6.503
		7C	0.984	0.992	588.98	0.704	122.090	0.107	0.977	0.988	3900.489	0.178	0.991	0.995	475.190	50.382	6.724
		7D	0.989	0.994	505.51	0.773	96.499	0.117	0.985	0.992	4678.653	0.121	0.993	0.996	418.685	39.006	6.543
		7E	0.993	0.997	402.92	0.883	65.336	0.127	0.992	0.996	8475.959	0.049	0.996	0.998	345.945	28.387	6.290
	Track	11A	0.945	0.972	905.92	0.532	254.119	0.092	0.909	0.954	3238.674	0.394	0.967	0.983	661.164	160.652	7.190
		11B	0.997	0.998	483.64	0.858	59.715	0.087	0.996	0.998	7628.614	0.068	0.997	0.999	541.315	13.828	6.880

Tabela 29 Wartości parametrów sorpcji dla badanych rdzeni osadów w odczynie alkalicznym dla dwóch zakresów temperatur

			Model Freundlicha						*Model Langmuira*				*Model BET*				
			R^2	R	K	1/n	S0	EPC_0	R^2	R	Qmax	Kc	R^2	R	qs	Cbet	Cs
temperatura 4°C pH 5	Karczemne	9A	0.871	0.933	1314.44	0.369	407.361	0.042	0.738	0.859	2931.715	0.876	0.931	0.965	943.860	599.796	8.093
		9B	0.926	0.962	1027.79	0.502	297.852	0.085	0.875	0.935	3396.779	0.435	0.963	0.981	721.073	281.363	7.205
		9C	0.981	0.991	647.72	0.679	135.387	0.100	0.972	0.986	3855.576	0.202	0.988	0.994	507.613	62.049	6.754
		9D	0.984	0.992	612.93	0.696	111.919	0.087	0.976	0.988	3923.585	0.185	0.990	0.995	479.901	59.917	6.689
		9E	0.978	0.989	642.20	0.706	141.164	0.117	0.969	0.984	4388.187	0.169	0.989	0.995	476.899	80.256	6.542
	Suskie	7A	0.966	0.983	783.73	0.601	195.328	0.099	0.945	0.972	3509.532	0.289	0.981	0.991	587.302	100.691	6.952
		7B	0.987	0.993	631.80	0.704	111.763	0.085	0.979	0.990	4183.433	0.178	0.993	0.997	512.065	49.281	6.734
		7C	0.995	0.997	497.53	0.812	66.969	0.085	0.992	0.996	5696.360	0.096	0.997	0.998	467.438	23.143	6.667
		7D	0.996	0.998	446.55	0.859	54.390	0.086	0.995	0.997	7232.365	0.065	0.998	0.999	443.841	18.367	6.619
		7E	0.993	0.996	396.68	0.921	37.051	0.076	0.998	0.999	27489.25	0.010	0.999	1.000	445.511	12.242	6.526
	Track	11A	0.975	0.987	755.93	0.635	170.398	0.096	0.959	0.980	3810.777	0.248	0.987	0.993	579.100	78.937	6.869
		11B	0.997	0.999	484.90	0.864	60.282	0.090	0.996	0.998	7997.704	0.064	0.998	0.999	547.181	13.487	6.878
temperatura 20°C pH 5	Karczemne	9A	0.691	0.832	1760.45	0.268	679.153	0.029	0.406	0.637	2906.917	1.889	0.474	0.688	1836.926	36.923	12.214
		9B	0.760	0.872	1538.65	0.287	577.977	0.033	0.523	0.723	2651.052	1.696	0.843	0.918	1119.082	3215.444	8.890
		9C	0.942	0.971	836.89	0.560	227.906	0.098	0.907	0.953	3344.012	0.329	0.975	0.987	582.307	227.413	6.920
		9D	0.951	0.975	770.63	0.562	187.847	0.081	0.919	0.959	3087.839	0.329	0.980	0.990	543.291	194.158	6.946
		9E	0.940	0.970	859.94	0.538	232.090	0.088	0.901	0.949	3190.579	0.367	0.973	0.986	602.899	231.432	7.033
	Suskie	7A	0.926	0.962	827.94	0.591	253.305	0.135	0.903	0.950	3637.922	0.292	0.947	0.973	554.326	375.200	6.717
		7B	0.966	0.983	708.55	0.689	179.096	0.136	0.957	0.978	4483.998	0.186	0.977	0.988	501.375	122.838	6.503
		7C	0.984	0.992	588.98	0.704	122.090	0.107	0.977	0.988	3900.489	0.178	0.991	0.995	475.190	50.382	6.724
		7D	0.989	0.994	505.51	0.773	96.499	0.117	0.985	0.992	4678.653	0.121	0.993	0.996	418.685	39.006	6.543
		7E	0.993	0.997	402.92	0.883	65.336	0.127	0.992	0.996	8475.959	0.049	0.996	0.998	345.945	28.387	6.290
	Track	11A	0.945	0.972	905.92	0.532	254.119	0.092	0.909	0.954	3238.674	0.394	0.967	0.983	661.164	160.652	7.190
		11B	0.997	0.998	483.64	0.858	59.715	0.087	0.996	0.998	7628.614	0.068	0.997	0.999	541.315	13.828	6.880

Tabela 30 Wyniki badań sorpcji (mg P kg-1 s.m.)

		Temperatura 4°C					*Temperatura 20°C*				
	S0	0	0.1	0.5	1	5	0	0.1	0.5	1	5
Odczyn obojętny (pH 7)	9A	418.88	858.95	938.09	1145.32	2488.72	740.12	1465.33	1436.82	1580.24	3004.45
	9B	288.81	563.15	727.50	866.87	2142.28	563.46	1096.76	1184.06	1265.10	2495.25
	9C	117.91	254.04	376.86	545.15	1878.71	240.02	472.34	579.15	732.51	2008.28
	9D	104.91	224.71	368.81	557.72	1900.44	207.05	428.27	540.10	688.46	2051.35
	9E	131.28	282.78	413.14	580.22	1963.47	236.70	479.44	604.23	774.39	2093.26
	7A	172.37	329.69	487.57	687.57	2075.02	258.01	518.59	574.39	795.60	2153.76
	7B	107.10	221.61	385.88	584.76	1913.73	165.20	344.86	418.27	635.92	2075.27
	7C	80.08	165.39	308.70	492.27	1900.72	112.64	238.66	346.39	505.97	1856.04
	7D	63.70	131.07	255.11	428.48	1757.06	83.26	170.70	281.95	424.56	1759.53
	7E	48.75	97.19	228.68	405.03	1698.22	71.41	135.89	238.73	386.00	1747.70
	11A	160.75	313.07	466.47	658.32	1980.95	251.53	518.33	576.42	799.89	2196.66
	11B	43.29	97.31	249.30	435.56	1866.15	59.28	125.65	271.10	451.55	1931.04
Odczyn kwasowy (pH 5)	9A	407.36	845.43	965.66	1077.52	2466.73	679.15	1390.86	1167.66	1531.04	2863.71
	9B	297.85	593.99	677.38	869.93	2351.97	577.98	1108.12	1124.73	1306.09	2555.50
	9C	135.39	270.67	392.13	590.15	1943.67	227.91	461.29	555.37	694.48	2095.03
	9D	111.92	255.65	362.47	562.24	1889.90	187.85	415.63	505.25	650.56	1935.16
	9E	141.16	283.82	395.51	565.28	2014.91	232.09	479.33	564.27	725.27	2081.65
	7A	195.33	367.87	508.93	686.70	2083.39	253.31	507.46	385.42	800.15	2165.17
	7B	111.76	237.47	402.12	565.09	1974.18	179.10	364.70	360.32	669.43	2163.26
	7C	66.97	150.50	292.62	462.38	1842.78	122.09	224.93	370.08	529.29	1840.26
	7D	54.39	123.36	260.00	414.94	1783.47	96.50	185.95	292.22	467.20	1761.57
	7E	37.05	91.27	226.72	369.87	1858.61	65.34	133.08	229.03	369.21	1671.93
	11A	170.40	329.37	493.67	662.91	2117.76	254.12	481.68	574.66	803.43	2163.80
	11B	60.28	112.56	284.77	454.45	1949.39	59.72	128.86	270.61	459.80	1928.58
Odczyn zasadowy (pH 9)	9A	363.44	743.92	943.42	1038.63	2591.67	647.99	1409.09	1030.56	1511.91	2777.69
	9B	394.78	642.98	842.91	938.52	2373.67	576.57	1267.13	1203.23	1353.30	2589.35
	9C	158.08	264.88	429.46	578.14	1934.42	203.50	529.63	581.52	700.49	1837.73
	9D	170.98	257.23	449.98	589.11	2015.12	226.21	553.99	654.16	720.90	2092.18
	9E	194.28	310.79	502.85	654.21	2081.53	224.41	603.23	659.16	789.45	2072.64
	7A	183.73	347.99	527.57	689.38	2146.81	269.14	484.98	366.67	843.72	2116.05
	7B	137.99	264.84	408.45	599.59	2057.59	175.14	361.60	436.56	660.53	2028.19
	7C	100.67	182.57	345.63	508.29	1926.22	131.10	305.64	361.63	556.19	1951.61
	7D	89.03	165.80	335.64	483.05	1934.17	85.34	261.09	345.14	499.86	1782.19
	7E	68.91	115.61	280.03	417.78	1825.65	68.39	169.89	270.72	391.26	1647.88
	11A	192.50	361.22	530.29	732.23	2185.52	258.94	537.89	643.40	800.97	2135.48
	11B	57.11	118.29	294.42	476.92	1981.16	67.90	159.80	280.49	459.37	1870.67

Tabela 31 Wyniki badań desorbcji osadów (mg kg^{-1} s.m.)

		Temperatura 4°C					*Temperatura 20°C*				
	S0	0	0.1	0.5	1	5	0	0.1	0.5	1	5
Odczyn obojętny (pH 7)	9A	222.05	292.60	262.35	277.57	306.46	316.85	223.30	223.06	294.76	390.89
	9B	236.26	252.20	254.93	310.10	344.96	315.43	306.18	304.73	308.16	375.08
	9C	112.62	118.66	105.37	124.06	184.15	157.53	134.65	149.92	169.85	230.78
	9D	102.11	98.61	90.92	103.76	160.03	131.30	120.36	139.26	136.23	173.19
	9E	132.17	118.75	119.48	127.03	160.00	135.18	149.30	165.78	176.14	200.64
	7A	106.31	110.06	118.06	134.49	132.00	41.27	30.75	36.55	19.78	100.69
	7B	75.29	66.80	73.37	83.77	89.64	32.64	12.62	20.69	64.78	76.15
	7C	57.55	55.62	59.19	65.46	90.16	62.13	48.72	56.15	68.93	121.30
	7D	49.54	37.61	59.03	62.52	77.27	62.59	52.20	52.55	71.45	107.23
	7E	48.39	25.43	35.21	52.58	88.00	55.27	36.08	50.40	61.88	93.30
	11A	100.45	90.29	104.97	106.90	102.33	46.15	23.61	51.86	52.87	96.46
	11B	42.91	23.59	28.51	42.69	70.09	38.96	22.90	38.07	45.98	86.69
Odczyn kwasowy (pH 5)	9A	277.77	287.18	291.78	313.72	348.93	315.60	178.27	262.48	281.59	371.26
	9B	263.44	233.38	257.73	284.19	330.46	344.45	311.71	336.52	307.54	346.28
	9C	130.03	98.39	120.57	125.34	188.60	163.47	144.10	161.04	147.26	192.98
	9D	106.98	86.69	101.96	112.21	158.09	133.12	123.47	158.72	142.52	172.09
	9E	131.97	107.75	117.04	115.11	146.18	157.49	146.60	179.52	167.96	192.90
	7A	127.21	115.25	121.53	146.24	140.95	37.50	25.66	29.49	33.81	59.00
	7B	85.01	64.57	78.04	98.80	83.03	59.17	52.22	35.79	28.59	35.83
	7C	62.51	50.67	66.35	79.69	86.41	56.57	51.78	64.78	77.73	108.90
	7D	57.73	39.38	51.41	64.05	87.00	67.95	63.77	74.75	79.71	123.75
	7E	46.40	32.30	33.02	58.85	72.08	47.28	45.84	48.12	72.06	108.98
	11A	102.11	89.89	97.10	101.62	113.24	55.49	35.97	52.73	46.58	88.70
	11B	40.41	30.51	36.40	48.43	75.09	42.06	35.86	40.22	51.62	90.43
Odczyn alkaliczny (pH 9)	9A	260.80	235.14	287.49	300.76	313.63	273.64	193.69	267.56	262.51	338.99
	9B	204.18	233.50	258.39	265.12	279.48	300.75	270.64	322.50	326.44	358.26
	9C	119.17	107.36	128.04	103.31	168.50	137.73	123.46	154.28	156.66	214.78
	9D	120.11	107.75	119.73	100.98	150.49	124.51	160.00	179.66	143.10	187.21
	9E	129.73	124.62	146.25	140.76	149.86	162.42	169.94	168.52	165.65	238.69
	7A	108.97	105.47	126.38	138.75	102.63	42.06	16.37	45.56	100.51	41.04
	7B	83.89	62.56	81.58	89.39	84.82	34.99	18.28	34.97	20.36	62.57
	7C	63.44	59.30	68.64	79.92	83.71	61.08	61.50	70.38	69.26	119.45
	7D	59.15	50.73	59.61	71.26	56.55	74.91	54.03	76.81	77.95	111.12
	7E	46.61	36.35	44.66	49.81	40.80	65.76	34.85	53.80	49.90	78.61
	11A	67.59	95.30	94.93	98.36	101.78	83.74	37.65	71.95	45.79	85.54
	11B	40.86	26.12	39.15	41.37	47.95	46.63	9.43	36.37	37.06	73.37

Tabela 32 Macierz współczynników korelacji prostej Pearsona (R) pomiędzy wskaźnikami morfometrycznymi, zlewniowymi i troficznymi badanych jezior

	Śr. udział P w osadach	Śr. udział N w osadach	Współczynnik Schindlera	Śr. głębokość	Pow. zlewni bezpośredniej	Fosfor w formie aktywnej	Obciążenie ładunkiem P	Obciążenie ładunkiem N	TSI_{SD}	TSI_{Chl}	TSI_{TP}	TSI_{TN}
	%	%	1/m	m	ha	m	kg rok^{-1}	kg rok^{-1}				
Śr. miąższość	0.400	0.998	0.926	0.463	0.335	0.972	0.215	0.352	0.742	0.376	0.735	0.929
Śr. udział P w osadach	-	0.341	0.717	-0.627	-0.730	0.606	-0.809	-0.717	0.912	1.000	0.916	0.711
Śr. udział N w osadach		-	0.900	0.519	0.394	0.954	0.277	0.411	0.697	0.316	0.690	0.904
Współczynnik Schindlera			-	0.095	-0.046	0.989	-0.170	-0.028	0.940	0.698	0.937	1.000
Śr. głębokość				-	0.990	0.240	0.965	0.993	-0.251	-0.647	-0.261	0.103
Pow. zlewni bezpośredniej					-	0.102	0.992	1.000	-0.384	-0.747	-0.393	-0.037
Fosfor w formie aktywnej						-	-0.023	0.120	0.879	0.585	0.875	0.990
Obciążenie ładunkiem P							-	0.990	-0.496	-0.824	-0.505	-0.162
Obciążenie ładunkiem N								-	-0.367	-0.735	-0.376	-0.019
TSI_{SD}									-	0.901	1.000	0.937
TSI_{Chl}										-	0.905	0.692
TSI_{TP}											-	0.934
TSI_{TN}												-