

INSTYTUT RYBACTWA ŚRÓDLĄDOWEGO W OLSZTYNIE
im. Stanisława Sakowicza

Konrad Stawecki

**ZMIANY ZAWARTOŚCI FOSFORU, WYBRANYCH
WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WÓD I ODŁÓWÓW
RYBACKICH ORAZ OCENA STANU TROFICZNEGO
I EKOLOGICZNEGO JEZIOR TYPU SIELAWOWEGO**

Praca doktorska wykonana
w Zakładzie Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód
pod kierunkiem
dr hab. inż. Agnieszki Napiórkowskiej-Krzebietke

Olsztyn 2019 r.

„Cierpliwość wydaje się nam niczym.

A jednak, cóż to za wydatek energii!” – Voltaire

Mojej kochanej Żonie za wyrozumiałość i wsparcie
serdecznie dziękuję

Pani Promotor

dr hab. inż. Agnieszce Napiórkowskiej-Krzebietke

za zaangażowanie, wskazówki

i życzliwą pomoc przypisaniu niniejszej pracy

dziękuję

Wszystkim **P.T. Współpracownikom**,
a w szczególności Koleżankom i Kolegom
z Zakładu Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii
Wód IRS w Olsztynie,
dzięki pracy i pomocy których ta praca mogła
powstać,
dziękuję

Spis treści

1. WSTĘP I CEL PRACY.....	6
2. MATERIAŁ I METODY	10
2.1. Teren i metody badań.....	10
2.2. Metody statystyczne	14
3. WYNIKI	15
3.1. Warunki termiczno-tlenowe	15
3.2. Zmiany zawartości fosforu	17
3.3. Pozostałe parametry fizykochemiczne wód	20
3.3.1. Zawartość azotu	20
3.3.2. Zawartość węgla organicznego	21
3.3.3. Przewodnictwo elektrolityczne	22
3.3.4. Główne jony rozpuszczone w wodzie	22
3.3.5. Zawartość żelaza ogólnego	23
3.3.6. Zawartość krzemionki	24
3.3.7. Odczyn wód	24
3.3.8. Zawartość dwutlenku węgla	25
3.3.9. Nasycenie wód węglanem wapnia	25
3.3.10. Zawartość chlorofilu <i>a</i> i zawiesin oraz przezroczystość wód	26
3.4. Odłowy rybackie	28
3.5. Współzależności między wybranymi parametrami fizykochemicznymi i biologicznymi	31
3.6. Ocena stanu troficznego i ekologicznego jezior	33
4. DYSKUSJA	37
5. WNIOSKI	51
6. LITERATURA	53
7. SPIS TABEL	66
8. SPIS RYSUNKÓW	79
9. STRESZCZENIE	132
10. SUMMARY	135

1. WSTĘP I CEL PRACY

Według klasyfikacji rybackiej, jeziora typu sielawowego to zbiorniki głębokie (> 25 m głębokości maksymalnej), zwykle o dużej powierzchni, w pełni stratyfikowane, z dnem mineralnym i relatywnie ubogą roślinnością wynurzoną. Charakteryzują się one bogatym gatunkowo zespołem ichtiofauny, a ze względu na dobre warunki tlenowe, także znaczącym udziałem ryb łososiowatych (Szczerbowski 1993). Dzięki naturalnym uwarunkowaniom, jeziora typu sielawowego są zazwyczaj odporne na degradację, a ich wody cechuje relatywnie niska żyzność, na poziomie mezotrofii lub pograniczu mezo- i eutrofii (Olin i in. 2002, Stawecki i in. 2005, Zdanowski i in. 2006, 2008, 2009, Bajkiewicz-Grabowska 2010, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013).

Naturalny proces eutrofizacji jezior, spowodowany systematycznym wzrostem żyzności wód, od oligo- do eutrofii, trwa tysiące lat. Zwiększa się stopniowo produktywność zbiorników, tzn. pierwotna – objawiająca się wzrostem biomasy roślin, w tym fitoplanktonu oraz wtórna – wyrażana m.in. wydajnością rybacką. Wzrost trofii wód wiąże się wprawdzie ze zwiększeniem biomasy ryb (Nürnberg 1996, Turkowski 2002, Wołos i in. 2002, Robak i in. 2004, Li i Brett 2015), jednak tylko do pewnego stopnia (Prejs 1978). Do skutków eutrofizacji należy obniżenie przezroczystości wód i wzrost ilości osadów (Scheffer i in. 1993). Obumarła, sedymentująca materia organiczna powoduje wyczerpywanie się zasobów tlenu i powstawanie deficytów zawartości tego gazu w warstwach poniżej epilimnionu. W konsekwencji tych zmian środowiskowych, przebudowie ulega skład i struktura ichtiofauny, tzn. ustępują cenne gospodarczo, tlenolubne gatunki ryb łososiowatych (sielawa, sieja), zmniejsza się udział drapieźników (np. szczupaka), zaczynają dominować ryby karpowate (płoc, leszcz, krąp, ukleja) (Colby i in. 1972, Leopold i in. 1986, Scheffer 1989, Persson i in. 1992, Olin i in. 2002), a w późniejszych stadiach sukcesji jezior – ich drobne sortymenty (Świerzowski 1999, Kubiak 2003, Robak i in. 2004). W ostatnich kilkudziesięciu latach procesy eutrofizacji jezior zostały istotnie przyspieszone za sprawą działalności człowieka (Schindler 2006, 2012). Obecnie utrzymanie populacji siei, sielawy czy ryb drapieźnych wymaga zarybień, gdyż warunki środowiskowe często nie sprzyjają ich naturalnemu rozrodowi (Bnińska 1988, Leopold i in. 1998). Znane i stosowane obecnie metody rekultywacji jezior są niedoskonałe i kosztowne. Odnotowano też szkodliwe oddziaływanie na organizmy wodne preparatów chemicznych

służących strącaniu fosforu – koagulanty żelazowe i glinowe mogą niekorzystnie wpływać na strukturę populacji zooplanktonu oraz przebieg rozwoju zarodkowego, przeżywalność zarodków i larw ryb (Piasecki i Zacharzewski 2010, Bonisławska i in. 2012).

Pierwiastkami odpowiedzialnymi za proces eutrofizacji wód są przede wszystkim fosfor (P) i azot (N), których ilość limituje produkcję pierwotną. Wzrost trofii jezior w początkowych stadiach eutrofizacji jest zależny głównie od dostępności fosforu (Zdanowski 1982, 1983a, b, Carlson i Simpson 1996, Veronesi i in. 2002). W zbiornikach oligo- i mezotroficznym jego ilość zależy przede wszystkim od dostaw ze zlewni.

Ilość fosforu obecnego w wodzie nie przekłada się bezpośrednio na wielkość produkcji pierwotnej w jeziorach (Hillbricht-Ilkowska 1994, Zdanowski 1983b, Kubiak 2003, Zdanowski i in. 2006, Pyka i in. 2007a, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013), co wiąże się z dostępnością tego pierwiastka dla producentów. Ogólna pula fosforu składa się z frakcji o zróżnicowanej dostępności biologicznej. Boström i inni (1988) definiują termin „fosfor biologicznie dostępny” jako sumę P dostępnego natychmiastowo i dostępnego potencjalnie, czyli tego, który może ulec transformacji do form dostępnych. Frakcją o największej dostępności potencjalnej jest fosfor luźno sorbowany na powierzchni cząstek (Golterman 1988, Psenner i in. 1988) oraz fosfor związany z żelazem, glinem i zawarty w materii organicznej. Najmniej mobilny – a tym samym najmniej dostępny biologicznie – jest fosfor występujący w praktycznie nierozpuszczalnych związkach organicznych i mineralnych, w tym fosfor związany z wapniem (Golterman 1973, 1988, Dodds 2003, Wiśniewski i Zdanowski 2004).

Kluczowa dla funkcjonowania zbiorników wchodzących w okres wegetacji jest ilość fosforu dostępnego biologicznie wiosną – przekłada się ona bowiem na produktywność pierwotną latem (Dillon i Rigler 1974, 1975). Na kształtowanie się wielkości puli fosforu, jak i jego dostępności wpływa szereg procesów zachodzących w toni wodnej, w tym: przemiany fosforu na drodze biologicznej (pobieranie i uwalnianie P przez organizmy żywe) oraz zjawiska fizykochemiczne, takie jak: sedymentacja obumarłych organizmów, wytrącanie się i rozpuszczanie związków chemicznych zawierających fosfor (Kajak 1976, Zdanowski 1988, Kentzer 2001, Spears i in. 2012). Największe znaczenie w wycofywaniu tego pierwiastka z produkcji przypisuje się właśnie procesom sedymentacji (Galvez i Niell 1993, Garcia-Ruiz i in. 2001, Kentzer

2001, Zdanowski i in. 2008). W głębokich, stratyfikowanych latem zbiornikach – jakimi są jeziora typu sielawowego – część puli fosforu zostaje wycofana z obiegu do izolowanych warstw wód poniżej termokliny i częściowo zdeponowana w osadach dennych. Ogólnie, trwałość depozycji P w osadach jeziornych jest odwrotnie proporcjonalna do żyzności zbiornika (Vollenweider 1968, Kufel 1976, Zdanowski 1988, Spears i in. 2012, Tammeorg i in. 2015). Jeziora o większej trofii charakteryzują się bowiem mniejszą zdolnością do kumulowania i immobilizowania fosforu w osadach (Kentzer 2001). Trwałość związania P przez osady dennie zależy w głównej mierze od warunków tlenowych. W jeziorach stratyfikowanych, w których latem występują deficyty zawartości tlenu w hypo- i metalimnionie, może zachodzić uwalnianie związków biogennych z osadów do toni wodnej. Część z nich może zostać ponownie włączona do obiegu w okresie cyrkulacji jesiennej (Kentzer 2001, Selig i Schlunbaum 2003).

W szczycie okresu wegetacyjnego w jeziorach stratyfikowanych zasadniczy obieg fosforu zachodzi w epilimnionie. Pula P dostępnego dla producentów w tej warstwie wody zmniejsza się z czasem, po pierwsze w wyniku wychwytywania fosforanów przez makrofity, fitoplankton i bakterie, po drugie – wskutek sedymentacji fosforu cząsteczkowego do osadów litoralu i głębszych stref jeziora. Regeneracja fosforanów w toni wodnej następuje zaś głównie dzięki zooplanktonowi, który wyžera glony planktonowe oraz detrytus i bakterie (Ejsmont-Karabin i in. 2004). Wycofana z produkcji z epilimnionu może być więc część puli fosforu, która jest niedostępna biologicznie dla tej grupy organizmów – sedymentuje poza jej strefę żerowania lub współwytrąca się z osadami mineralnymi, np. węglanami.

Większość jezior harmoniczných Niżu Polskiego charakteryzuje się wodorowęglanowo-wapniowym typem zasolenia oraz znaczącą twardością (Zdanowski i in. 2003, Marszelewski 2005, Kolada i in. 2005, Zdanowski i in. 2008). W wodach takich tworzą się w okresie wegetacyjnym znaczące ilości osadów zawierających sole wapnia. Wytrącanie związków Ca, głównie kalcytu, zachodzi wskutek naruszenia równowagi węglanowej, czemu sprzyjają wzrost temperatury oraz odczynu wody (House 1999). Podczas intensywnej fotosyntezy następuje wyczerpanie przez rośliny, w tym i fitoplankton, zasobów wolnego dwutlenku węgla, a w konsekwencji dochodzi do wzrostu pH powyżej 8,3 i przesylenia wody jonami węglanowymi, a następnie do jej dekalcyfikacji wskutek sedymentacji trudno rozpuszczalnego kalcytu. Połączenia Ca-P powstają wskutek współstrącania jonów fosforanowych na węglanie wapnia.

Procesy te w jeziorach o wodorowęglanowo-wapniowym typie zasolenia wód nasilają się przede wszystkim w okresie wiosennym i wiosenno-letnim i mogą istotnie obniżyć dostępność fosforu dla producentów pierwotnych (Koschel i in. 1983, Klapper 1992, Zdanowski 1988, Müller i in. 2003).

Trwałość adsorpcji fosforu na węglanie wapnia może być bardzo różna i wynosić od kilku godzin do kilku, a nawet kilkunastu lat, w zależności od warunków środowiskowych (Millero i in. 2001, Hart i in. 2003). Spośród czynników fizykochemicznych kluczowe znaczenie dla trwałości CaCO_3 , a tym samym skuteczności immobilizacji fosforu, ma stabilność układu węglanowego. Obecność wolnego dwutlenku węgla, powoduje bowiem zakwaszenie środowiska i umożliwia rozpuszczanie kalcytu (Müller i in. 2003), a w przypadku niewielkiej zawartości jonów węglanowych w wodzie może zachodzić także dyfuzja CO_3^{2-} z kryształków do toni wodnej (Neal 2001).

Celem pracy było określenie tendencji i zakresu zmian zawartości fosforu na tle innych parametrów środowiskowych oraz odłowów rybackich w jeziorach typu sielawowego. Jednocześnie dokonano oceny ich stanu troficznego i ekologicznego, a w tym czynników mogących decydować o spełnieniu wymagań środowiskowych dla ryb z grupy koregonidów bytujących w tych zbiornikach. Założono, że główne cele będą osiągnięte przez:

- zbadanie zmienności zawartości fosforu w wodach jezior typu sielawowego,
- zweryfikowanie zależności pomiędzy zawartością fosforu w okresie wiosennym a koncentracją chlorofilu *a* i widzialnością oraz wybranymi wskaźnikami jakości wody podczas stagnacji letniej,
- określenie czynników warunkujących dostępność fosforu dla producentów pierwotnych, głównie fitoplanktonu,
- ocenę zmian w składzie i strukturze ichtiofauny, na podstawie odłowów gospodarczych, w zależności od zawartości fosforu w wodach tych jezior,
- określenie zależności pomiędzy zawartością fosforu w wodach tych jezior a stanem jakości środowiska, z uwzględnieniem oceny troficznej i ekologicznej oraz warunków bytowych koregonidów.

2. MATERIAŁ I METODY

2.1. Teren i metody badań

Badania prowadzono na osiemnastu dużych (powierzchnia od 59,4 do 3030,0 ha) i głębokich (głębokość maksymalna od 25,9 do 108,5 m) jeziorach typu sielawowego o zróżnicowanym gradiencie trofii. Są one położone w północnej i północno-wschodniej części Polski:

- na Pojezierzu Olsztyńskim, w górnej zlewni rzek Marózki i Łyny: Pluszne, Mielno, Maróz, Święte i Łańskie;
- w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich: Dejguny i jeziora kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich (WJM) – Mamry Północne, Święcajty, Dargin, Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie, Mikołajskie i Bełdany;
- na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim: Białe Filipowskie, Hańcza i Wigry.

Lata badań oraz charakterystykę morfometryczną omawianych jezior przedstawiono w tabeli 1.

Próby wody do analiz fizykochemicznych i biologicznych pobierano z reguły pięciokrotnie w sezonie wegetacyjnym, tj. podczas cyrkulacji wiosennej – w kwietniu lub maju, w okresie stagnacji letniej – w czerwcu i sierpniu oraz w trakcie cyrkulacji jesiennej – w październiku i listopadzie. Jedynie w jeziorach należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich próby pobierano tylko w szczycie stagnacji letniej, w sierpniu. Poboru dokonywano zazwyczaj na jednym stanowisku, zlokalizowanym zawsze w najgłębszym miejscu zbiornika. Na trzech najbardziej zróżnicowanych morfometrycznie jeziorach wyznaczono więcej stanowisk badawczych, tj. po dwa na Tałtach-Ryńskim i Bełdanach oraz sześć (w latach 2000-2002) lub cztery (w 2009 roku) na Wigrach. W tym ostatnim zbiorniku, w pierwszym okresie, badania przeprowadzono w Zatoce Wigierki (st. 1, gł. maks. 40 m), Płosie Zachodnim (st. 2, gł. maks. 40 m), Zatoce Bryzgiel (st. 3, gł. maks. 38 m) oraz płosach: Wyspa Kamień (st. 4, gł. maks. 50 m), Szyja (st. 5, gł. maks. 60 m) i Północnym (st. 6, gł. maks. 73 m). W 2009 roku nie przeprowadzono badań tylko na stanowiskach 1 i 3.

Próby wody pobierano czerpaczem Toń-2, z powierzchniowej (0,5 m poniżej zwierciadła wody) i przydennej warstwy wody (0,5 m nad dnem). W jeziorach Pluszne, Mielno, Maróz, Święte, Łańskie, Dejguny, Białe Filipowskie, Hańcza

oraz Wigry, w okresie stratyfikacji letniej, pobierano dodatkowe próby z warstwy metalimnionu. Temperaturę i zawartość tlenu w jeziorach mierzono *in situ*, co 1 metr, w warstwie wody od powierzchni do dna, tlenomierzem YSI model 58. Pomiaru przezroczystości wody (widzialność SD) dokonano metodą wizualną, przy użyciu krążka Secchiego. Do analiz stężenia chlorofilu *a* oraz sestonu pobierano próby zlewane – wiosną i jesienią z warstwy od 0 do 5 m, a podczas stagnacji letniej – z warstwy epilimnionu.

Analizy fizykochemiczne wody wykonano metodami standardowymi (Standard Methods 1999, Hermanowicz i in. 1999). Odczyn (pH) zmierzono pehametrem Hanna Instruments HI 22, przewodnictwo elektrolityczne (PE) – konduktometrem Digitalmeter DIGI 610, a całkowitą zawartość substancji rozpuszczonych (total dissolved solids – TDS) na mierniku Oakton pH/Con model 300. Stężenie wolnego dwutlenku węgla (CO_2) oraz jonów węglanowych (CO_3^{2-}), wodorowęglanowych (HCO_3^-), wapniowych (Ca^{2+}) i magnezowych (Mg^{2+}) oraz alkaliczność oznaczono metodami miareczkowymi. Koncentrację jonów sodowych (Na^+) i potasowych (K^+) określono na fotometrze płomieniowym Zeiss. Stężenie jonów chlorkowych (Cl^-), siarczanowych (SO_4^{2-}) i azotanowych (NO_3^-) oznaczono na chromatografie jonowym Metrohm 690. Jony azotanowe przeliczono następnie na zawartość azotu azotanowego ($\text{NO}_3\text{-N}$). Zawartość fosforanów (rozpuszczony fosfor mineralny, PO_4^{3-}) i fosforu całkowitego (TP), po uprzedniej mineralizacji, oznaczono w niesączonych próbach wody kolorymetrycznie, na spektrofotometrze Shimadzu UV1601. Na tym samym aparacie określono także koncentrację azotu amonowego ($\text{NH}_4\text{-N}$), krzemionki (SiO_2) i żelaza ogólnego (Fe_{og}). Koncentrację azotu azotynowego ($\text{NO}_2\text{-N}$) oraz całkowitego (TN) oznaczono na spektrofotometrze Epoll ECO 20. Z różnicy między koncentracją TN i sumaryczną zawartością pozostałych form azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, i $\text{NO}_3\text{-N}$) obliczono zawartość azotu organicznego (N_{org}). Stężenie całkowitego (TOC) i rozpuszczonego (DOC) węgla organicznego zmierzono na aparacie Shimadzu TOC-VCSH, a sestonowego (POC) obliczono z ich różnicy. Zawartość chlorofilu *a* oznaczono metodą Lorenzena (1967). Ilość zawiesiny ogólnej (sestonu ogólnego) określono wagowo, po przesączeniu próbek wody przez sączki szklane ($45\ \mu\text{m}$) i wysuszeniu ich do stałej masy w temperaturze 105°C , mineralnej – jako pozostałość po ich wyprażeniu w temperaturze 550°C , organicznej zaś – z różnicy obu frakcji.

W pracy wykorzystano także, częściowo, opublikowane wcześniej wyniki badań fizykochemicznych wód niektórych jezior typu sielawowego (Stawecki i in. 2003, Stawecki i in. 2005, Zdanowski i in. 2006, Pyka i in. 2007b, Zdanowski i in. 2008, Stawecki i Zdanowski 2009a, b, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013, Pyka i in. 2013, Stawecki i in. 2013, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2016, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2020b).

Wielkość hypolimnetycznego powierzchniowego deficytu tlenowego w jeziorach w okresie wiosenno-letnim obliczono metodą zaproponowaną przez Hutchinsona (1957, cyt. za Patalas 1960b)¹. Stan równowagi węglanowo-wapniowej wody i możliwości wytrącania się kalcytu określono na podstawie wartości wskaźnika nasycenia wody węglanem wapnia LSI – Langelier Saturation Index (Edstrom 2003, Shankar 2014)².

Oceny wieloletnich zmian składu i struktury ichtiofauny w badanych jeziorach typu sielawowego dokonano w oparciu o wyniki odłowów gospodarczych, w okresach obejmujących lata od pierwszego do ostatniego sezonu prowadzenia badań hydrobiologicznych na poszczególnych jeziorach oraz dekadę poprzedzającą pierwszy rok ich rozpoczęcia (wykorzystano dane Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS w Olsztynie).

Wydajność odłowów rybackich oszacowano na podstawie przeliczenia biomasy ryb odłowionych z 1 hektara jeziora (kg ha^{-1}), a zmiany w pogłowie ryb oceniono na podstawie udziałów procentowych w odłowach ogółem gatunków w następujących grupach:

1) jako występujących w jeziorach słabo zeutrofizowanych:

- koregonidów: sielawa *Coregonus albula* (L.) i sieja *Coregonus lavaretus* (L.),
- gatunków litoralowych: szczupak *Esox lucius* L., lin *Tinca tinca* (L.), karaś pospolity *Carassius carassius* (L.),
- "dużych" karpiowatych: sortymenty D i S leszcza *Abramis brama* (L.) oraz sortyment S płoci *Rutilus rutilus* (L.),

¹ Wartości tego deficytu poniżej $0,033 \text{ mg O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ wskazują na oligotrofię, od $0,033$ do $0,050 \text{ mg O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ – na mezotrofię, zaś od $0,050$ do $0,140 \text{ mg O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ – na eutrofię.

² Wartość wskaźnika Langeliera (LSI) = 0 oznacza stan równowagi. Dodatnie wartości oznaczają przesylenie wody węglanem wapnia i wskazują na możliwość jego wytrącania, ujemne zaś – na brak nasycenia wody CaCO_3 i dążenie układu do równowagi poprzez rozpuszczanie kalcytu.

2) jako typowych dla jezior o umiarkowanej i wysokiej trofii:

- sandacza *Sander lucioperca* (L.),
- „małych” karpiowatych: sortyment M leszcza, sortyment M płoci i krapia *Blicca bjoerkna* (L.).

Oceny stanu trofii wód w jeziorach dokonano na podstawie metodyki zaproponowanej przez Zdanowskiego (1983a, b) w modyfikacji Hillbricht-Ilkowskiej i Kajaka (1985, 1986) dla jezior dimiktycznych, wytycznych OECD (Vollenweider 1989) oraz wskaźników TSI (Trophic State Index) Carlsona (1977)³. Oceny stanu ekologicznego jezior pod względem wybranych parametrów biologicznych (fitoplankton i ichtiofauna) dokonano w oparciu o Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Rozporządzenie 2016). Zgodność wyników oceny zweryfikowano z wytycznymi opublikowanymi w załączniku nr 22 do Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 7 listopada 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Rozporządzenie 2019). Do oceny biologicznej zastosowano Indeks Fitoplanktonowy dla Polskich Jezior – PMPL (Phytoplankton Metric for Polish Lakes), wraz z jego składowymi metrykami: MC – metryk „Chlorofil a”, MBS – metryk „Biomasa sinic” i MBO – metryk „Biomasa ogólna”, oraz Jeziorowy Indeks Rybny – LFI+ (Lake Fish Index) na podstawie wytycznych zawartych w pracach Hutorowicza i Pasztaleniec (2014), Ritterbusch i in. (2017) oraz Napiórkowskiej-Krzebietke i in. (2020a). Do obliczeń indeksów PMPL wykorzystano dane opublikowane (Hutorowicz i Napiórkowska-Krzebietke 2008, Napiórkowska-Krzebietke i Hutorowicz 2013, 2014, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013, 2016). Wskaźnik LFI+ obliczono bazując na materiałach dotyczących odłowów komercyjnych (Chybowski, materiały niepublikowane). Ocenę biologiczną stanu ekologicznego uzupełniły, jako elementy wspierające, wskaźniki fizykochemiczne: widzialność (SD), średnie nasycenie hypolimnionu tlenem, PE, zawartość TN i TP.

³ Wartości graniczne dla poszczególnych klas troficznych podano przy odpowiednich tabelach.

2.2. Metody statystyczne

Wszystkie testy statystyczne przeprowadzono przyjmując poziom istotności 0,05. Współzależności pomiędzy parametrami środowiskowymi określono za pomocą współczynników korelacji liniowej Pearsona lub korelacji rang Spearmana, po uprzednim zweryfikowaniu zgodności zbiorów danych z rozkładem normalnym, za pomocą testu normalności Shapiro-Wilka. Istotność różnic pomiędzy zawartością fosforu (TP) w powierzchniowych warstwach wód jezior wiosną a warunkami tlenowymi latem testowano przy pomocy testu U Manna-Whitneya (porównanie dwóch grup niezależnych). W tym celu badane zbiorniki przyporządkowano do jednej spośród trzech grup: H+, H- oraz K. W ich skład wchodziły przypadki (jeziora) różniące się rodzajem krzywej tlenowej występującej podczas szczytu stagnacji letniej – odpowiednio heterogradowa dodatnia lub ujemna oraz klinogradowa.

Analizy kluczowych wskaźników fizykochemicznych i biologicznych, różniących badane jeziora typu sielawowego wykonano metodą nieparametrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS, Non-Metric Multidimensional Scaling) w oparciu o miarę odległości Braya-Curtisa. Analizy statystyczne wykonano przy wykorzystaniu programów STATISTICA 12 firmy StatSoft oraz CANOCO for Windows 5.

Dane dotyczące odłowów gospodarczych poddano analizie trendów (szeregów czasowych), biorąc pod uwagę wielomiany do 3 stopnia oraz krzywe wykładnicze, przyjmując jako graniczny poziom istotności 0,05. Istotne statystycznie wielomiany, a w przypadku braku istotności statystycznej tylko dane rzeczywiste, przedstawiono graficznie.

3. WYNIKI

3.1. Warunki termiczno-tlenowe

Wszystkie badane jeziora są zbiornikami stratyfikowanymi typu dimiktycznego. Ogólnie, przeciętna temperatura powierzchniowych i przydennych warstw wód jezior typu sielawowego wiosną wynosiła odpowiednio 8,2°C i 4,3°C. Koncentracja tlenu osiągała wówczas z reguły największe w całym sezonie wegetacyjnym wartości – około 14,0 i 11,0 mg O₂ dm⁻³, a nasycenie (natlenienie, saturacja) ok. 121 i 86%, odpowiednio w obu warstwach (tab. 2). Maksymalne stężenie tego gazu stwierdzono w 2005 roku w powierzchniowych warstwach wód Jeziora Świętego – wyniosło ono aż 18,1 mg O₂ dm⁻³ i 150% nasycenia. W jeziorach Dejguny, Pluszne, Mielno, Maróz, Łańskie, Białe Filipowskie oraz Hańcza wiosennej homotermii towarzyszyła zazwyczaj homooksygenia.

Uwarstwienie letnie w badanych jeziorach zawiązywało się pomiędzy majem a czerwcem, kiedy temperatura powierzchniowych warstw wody wzrastała już zazwyczaj >15,0°C. Ogólnie, średnia temperatura powierzchniowych warstw wód wynosiła wówczas ok. 20,0°C, metalimnionu ok. 12,0°C, a przydennych ok. 6,0°C. Zawartość tlenu w tych warstwach wynosiła przeciętnie odpowiednio 9,5; 5,7 i 3,4 mg O₂ dm⁻³, a nasycenie 104,6; 51,3 i 26,6% (tab. 2). Średnio najniższą temperaturą wód epilimnionu latem wyróżniało się Jezioro Święte, najwyższą zaś – zlokalizowana w południowej części Wigier Zatoka Bryzgiel, odpowiednio 18,2 i 21,5°C.

Badane jeziora typu sielawowego należą do III lub IV stopnia statyczności. Zasięg epilimnionu w szczycie stagnacji letniej wynosił przeciętnie od 4 m w Mielnie do 10 m w Darginie i był większy niż w czerwcu zazwyczaj o około 1-2 m. Rzeczywisty zasięg mieszania wód większości jezior był z reguły znacząco – od 1,5 do ok. 2 m – mniejszy niż wynikający ze wzoru Patalasa (1960a). Zbliżonymi lub większymi od teoretycznych wartościami tego wskaźnika wyróżniały się Maróz, Święte, Dejguny, Hańcza i Białe Filipowskie. Termoklina, o miąższości kilku metrów, zalegała w jeziorach z reguły na głębokości nieprzekraczającej 12 m, a średni gradient termiczny w metalimnionie wynosił od 2,0°C m⁻¹ w czerwcu do 2,2°C m⁻¹ w sierpniu. Z reguły najostrejszym gradientem wyróżniały się Hańcza i Łańskie – do 4,9°C m⁻¹ oraz Wigry – do 5,3°C m⁻¹. Spośród badanych cztery jeziora: Hańcza, Wigry, Łańskie oraz Tałty-Ryńskie, cechowały się znacząco większą objętością hypo- w stosunku do epi-

limnionu ($H/E > 1,5$). Powierzchnia dna czynnego zwiększała się od zaledwie 14% w Hańczy do 51% w Darginie. Największa ($> 40\%$) była z reguły w zbiornikach, w których stosunek objętości H/E był najmniejszy i nie przekraczał 0,8 (tab. 1).

Ogólnie, największymi zasobami tlenowymi w hypolimnionie wyróżniały się Wigry, Łańskie, Białe Filipowskie oraz Hańcza. Na początku stagnacji letniej, w czerwcu, zasoby tlenu w tej warstwie wód wymienionych zbiorników były większe niż w ich epilimnionie, tj. od około 1,4-krotnie w Wigrach do blisko 7-krotnie w Hańczy. W szczycie stagnacji letniej, w sierpniu, nadal większymi zasobami tego gazu w hypo- w stosunku do epilimnionu wyróżniały się już tylko Tałtowisko (1,1-krotnie), Białe Filipowskie (1,5-krotnie) i Hańcza (5-krotnie). W pozostałych jeziorach przeciętne zasoby tlenu poniżej termokliny były niewielkie ($O_2 H/E < 1,0$), a w Świętym, Mielnie i większości zbiorników kompleksu WJM wyczerpały się niemal całkowicie ($O_2 H/E < 0,2$) (tab. 1).

Tempo ubywania tlenu w hypolimnionie jezior opisuje powierzchniowy hypolimnetyczny deficyt tlenowy. Przeciętna wartość tego parametru, w okresie od cyrkulacji wiosennej do zawiązania się uwarstwienia letniego (okres I), w większości jezior przekraczała wartości typowe dla eutrofii ($> 0,50 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Jedynie w najgłębszej, centralnej części Wigier (st. 6) utrzymywała się w zakresie charakterystycznym jeszcze dla zbiorników mezotroficznym, co wynikało z późniejszego i dłuższego niż w innych zbiornikach wiosennego mieszania. Największymi wartościami deficytu tlenowego w tym okresie wyróżniały się jeziora Łańskie ($0,103 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) i Dejguny ($0,101 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (tab. 3). Tempo ubywania tlenu w hypolimnionie większości jezior latem (okres II) obniżało się, nadal pozostając na wysokim poziomie, charakterystycznym dla żyznych wód. Jedynie w Hańczy ($0,033 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) i Białym Filipowskim ($0,047 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) było ono typowe dla mezotrofii. Niewielkim deficytem w tym II okresie wyróżniało się także Jezioro Święte ($0,047 \text{ mg } O_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (tab. 3). Było to jednak spowodowane wyczerpaniem się zasobów tlenowych jeszcze w czasie zawiązywania się uwarstwienia letniego.

Jedną z cech wyróżniających mezotroficzne jeziora typu sielawowego jest krzywa tlenowa typu heterogradowego. Występowaniem maksimum lub minimum tlenowego w warstwie termokliny cechowały się z reguły Białe Filipowskie i Hańcza (heterograda dodatnia) oraz Pluszne, Łańskie, a także środkowa i północna część Wigier (stanowiska 4-6) (heterograda ujemna). Pionowy rozkład zawartości tlenu od

powierzchni do dna w szczycie stagnacji letniej w pozostałych jeziorach opisywała z reguły krzywa klinogradowa, typowa już dla zbiorników eutroficznych. Wyjątkowo, w 2010 roku, krzywą tlenową heterogradową ujemną stwierdzono w większości zbiorników kompleksu WJM (rys. 1-11).

Cyrkulacja jesienna w badanych zbiornikach rozpoczynała się z reguły dopiero w listopadzie, gdy temperatura powierzchniowych warstw wody obniżała się do ok. 11°C przy powierzchni i ok. 6°C przy dnie. Wyjątkowo, w jeziorze Wigry w 2009 roku, homotermię stwierdzono na wszystkich stanowiskach już w październiku. Zawartość tlenu w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior wahała się w tym okresie od 8,0 do 10,0 mg O₂ dm⁻³ (od 63 do 108% nasycenia), a przeciętnie wynosiła 9,8 mg O₂ dm⁻³ (88% saturacji). Stężenie tego gazu przy dnie zmieniało się od wartości śladowych (< 1,0 mg O₂ dm⁻³) do 11,5 mg O₂ dm⁻³, a nasycenie – od 0 do 28%, średnio natomiast wynosiło 2,8 mg O₂ dm⁻³ (22,2% nasycenia). Ogólnie więc, zawartość tlenu i natlenienie były z reguły mniejsze niż podczas cyrkulacji wiosennej (tab. 2). Jesiennemu mieszaniu wód nie towarzyszyło zazwyczaj wyrównanie zawartości tlenu w profilach pionowych jezior. Występowaniem homooksygenii w tym okresie charakteryzowały się jedynie dwa jeziora: Białe Filipowskie (w 2007 roku) i Hańcza (w latach 2000, 2001 i 2006). Zawartość tlenu nie obniżała się wówczas < 10,0 i 8,0 mg O₂ dm⁻³ oraz 80 i 60% nasycenia, odpowiednio w powierzchniowych i przydennych warstwach wody tych jezior.

3.2. Zmiany zawartości fosforu

Ogólnie, badane jeziora typu sielawowego charakteryzowały się znaczącą zmiennością zawartości fosforu. W całym sezonie wegetacyjnym średnie stężenie tego pierwiastka w powierzchniowych warstwach wód wynosiło 0,087 mg TP dm⁻³. Przeciętnie najmniejszą jego koncentracją wyróżniła się Hańcza – odpowiednio 0,044 mg TP dm⁻³ i 0,013 mg PO₄-P dm⁻³, największą zaś Pluszne oraz Łańskie, odpowiednio 0,098 i 0,101 mg TP dm⁻³ oraz 0,025 i 0,032 mg PO₄-P dm⁻³. Najmniejszą średnią zasobnością w fosfor w przydennych warstwach wód (0,053 mg TP dm⁻³ i 0,017 mg PO₄-P dm⁻³), charakteryzowała się ponownie Hańcza, natomiast największą Święte, gdzie ilość tego pierwiastka była kilkakrotnie większa i wynosiła odpowiednio 0,297 mg TP dm⁻³ oraz 0,252 mg PO₄-P dm⁻³ (rys. 12 i 13).

Minimalne stężenia TP w powierzchniowych warstwach wód wszystkich jezior stwierdzano z reguły latem, maksymalne zaś – w okresie cyrkulacji wiosennej. Udział fosforanów w ogólnej puli fosforu zwiększał się zazwyczaj od wiosny do jesieni. Analogiczne prawidłowości dotyczyły także sezonowej zmienności tego pierwiastka w przydennych warstwach wód badanych jezior.

W okresie cyrkulacji wiosennej średnie stężenie fosforu w powierzchniowych warstwach wód jezior wynosiło $0,091 \text{ mg TP dm}^{-3}$, w przydennych zaś wzrastało do $0,117 \text{ mg TP dm}^{-3}$. Natomiast przeciętna zawartość fosforanów wahała się odpowiednio od $0,030$ do $0,047 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$. Rozpuszczony fosfor mineralny w obu warstwach stanowił więc około jedną trzecią ogólnej puli tego pierwiastka (tab. 4).

Najmniejszą koncentracją P wiosną, zarówno w warstwach powierzchniowych, jak i przydennych, wyróżniała się Hańcza. Średnio wynosiła ona odpowiednio $0,043$ i $0,048 \text{ mg TP dm}^{-3}$ oraz $0,012$ i $0,011 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ w obu warstwach. Największymi stężeniami tego pierwiastka wyróżniały się zwykle jeziora systemu rzek Marózki i Łyny. W warstwach powierzchniowych ilości P wzrastały przeciętnie do ok. $0,130 \text{ mg TP dm}^{-3}$ w Łańskim i Mielnie oraz do ok. $0,065 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ w Mielnie i Marózie, natomiast w przydennych aż do $0,300 \text{ mg TP dm}^{-3}$ i $0,189 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ w Jeziorze Świętym (rys. 14 i 15).

Ogólnie, podczas stagnacji letniej zawartość fosforu całkowitego i fosforanów w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior obniżała się średnio do $0,079 \text{ mg TP dm}^{-3}$ oraz $0,022 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$, a udział formy mineralnej – do niespełna 30%. W metalimnionie większości jezior stężenia tego pierwiastka były wówczas nieznacznie większe niż przy powierzchni, a udział fosforanów wzrastał do ok. 35%. W warstwach przydennych koncentracja P zwiększała się około dwukrotnie w przypadku fosforu całkowitego i niemal pięciokrotnie w przypadku fosforanów, tj. średnio do $0,162 \text{ mg TP dm}^{-3}$ i $0,100 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$. Mineralna forma tego pierwiastka stanowiła około 58% (tab. 4, rys. 16).

Najmniejszą zawartością fosforu latem wyróżniała się również Hańcza. Średnia koncentracja formy całkowitej P w tym jeziorze nie przekraczała zazwyczaj $0,047$, $0,055$ i $0,064 \text{ mg TP dm}^{-3}$, a fosforanów $0,014$, $0,017$ i $0,020 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$, odpowiednio w warstwach powierzchniowej, metalimnionu i przydennej. Udział formy mineralnej P nie przekraczał tu 35%. Największymi średnimi stężeniami fosforu całkowitego w powierzchniowych warstwach wód podczas stagnacji letniej, przekra-

czającymi $0,100 \text{ mg TP dm}^{-3}$, cechowały się zbiorniki kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich, zwłaszcza Mikołajskie i Bełdany (odpowiednio $0,114$ i $0,115 \text{ mg TP dm}^{-3}$). Nieznacznie mniejsze zawartości występowały w tym czasie w dwóch największych i najgłębszych jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny: Łańskim ($0,092 \text{ mg TP dm}^{-3}$) i Plusznym ($0,109 \text{ mg TP dm}^{-3}$), a także w Białym Filipowskim ($0,104 \text{ mg TP dm}^{-3}$). Zbiorniki kompleksu WJM wyróżniały się także największą przeciętną zawartością fosforanów w tej warstwie wód latem. Stężenie mineralnej formy P wzrastało od $0,029 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ (Jagodne) do $0,040 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ (Święcajty) (rys. 16).

W metalimnionie badanych jezior typu sielawowego przeciętne stężenia fosforu całkowitego i fosforanów latem były zazwyczaj tylko nieznacznie większe, a w Dejgunach, Białym Filipowskim i Wigrach (st. 1) – mniejsze niż w warstwach powierzchniowych (tab. 4). Najmniejszą średnią zawartością TP w warstwie termokliny wyróżniały się Hańcza ($0,055 \text{ mg TP dm}^{-3}$) i Wigry (od $0,057$ do $0,074 \text{ mg TP dm}^{-3}$), największą – Święte ($0,107 \text{ mg TP dm}^{-3}$) i Łańskie ($0,124 \text{ mg TP dm}^{-3}$). Przeciętna koncentracja mineralnej formy tego pierwiastka w metalimnionie badanych zbiorników nie przekraczała z reguły $0,030 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$. Inaczej było w niektórych jeziorach zlewni górnego biegu rzek Marózki i Łyny (Maróz, Łańskie i Święte), gdzie stężenie fosforanów w tej warstwie wód wzrastało do około $0,050 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ i tym samym było około trzykrotnie większe niż przy powierzchni. Średni udział fosforanów w tej warstwie wód zwiększał się, w porównaniu do powierzchniowych, o około 6%, ale cechował się znaczącą zmiennością w poszczególnych sezonach – od niespełna 10% w Hańczy do ponad 90% w Marózie (rys. 17).

Latem stężenie P oraz udział rozpuszczonej formy mineralnej tego pierwiastka w przydennych warstwach wód były znacząco większe niż przy powierzchni, z wyjątkiem Hańczy oraz Białego Filipowskiego. W Wigrach oraz jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny wynosiło ono przeciętnie, odpowiednio od $0,119$ do $0,191 \text{ mg TP dm}^{-3}$ i od $0,065$ do $0,141 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$ (48-78% udziału). W tej drugiej grupie jezior większą zawartością P wyróżniało się Święte – do $0,245 \text{ mg TP dm}^{-3}$ i $0,189 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$. Podobnie duże wartości latem stwierdzono jeszcze w przydennych warstwach wód jezior środkowej części kompleksu WJM – do $0,295 \text{ mg TP dm}^{-3}$ w Bełdanach (st. 2) (rys. 18).

W okresie cyrkulacji jesiennej przeciętne stężenie fosforu w powierzchniowych warstwach wód wszystkich jezior wynosiło $0,073 \text{ mg TP dm}^{-3}$ oraz $0,028 \text{ mg PO}_4\text{-P}$

dm^{-3} . Większą od przeciętnej koncentracją P w tej warstwie wód jesienią wyróżniały się zazwyczaj jeziora zlewni rzek Marózki i Łyny oraz centralna część Wigier (st. 4). W tych zbiornikach udział formy mineralnej tego pierwiastka był także wyższy od średniej, wynoszącej ok. 37%. W przydennych warstwach wód przeciętna zawartość fosforu całkowitego nie wzrastała powyżej wartości z okresu letniego, natomiast koncentracja fosforanów zwiększała się już znacząco – średnio do $0,134 \text{ mg PO}_4\text{-P dm}^{-3}$. Tym samym udział frakcji mineralnej przekraczał 70%, a w niektórych jeziorach (Mielno, Maróz, Świąte i Wigry – z wyjątkiem stanowiska 2) sięgał nawet 100%. Jedynie w Białym Filipowskim i Hańczy wartości tego parametru utrzymywały się na poziomie poniżej 40% (rys. 19 i 20).

3.3. Pozostałe parametry fizykochemiczne wód

3.3.1. Zawartość azotu

Ogólnie, zróżnicowanie zawartości azotu w omawianych jeziorach typu sielawowego było stosunkowo niewielkie w całym sezonie wegetacyjnym. Najmniejszymi zasobami tego pierwiastka wyróżniała się Hańcza, a największymi Wigry – przeciętnie $0,6$ i $0,7 \text{ mg TN dm}^{-3}$ oraz $1,1$ i $1,4 \text{ mg TN dm}^{-3}$ odpowiednio w warstwach powierzchniowych i przydennych obu jezior. Większe ilości azotu, do $1,3 \text{ mg TN dm}^{-3}$ przy powierzchni oraz do $1,7 \text{ mg TN dm}^{-3}$ przy dnie występowały jedynie latem w zbiornikach kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich. Dominującą formą tego pierwiastka w powierzchniowych i przydennych warstwach wód przez cały sezon oraz w metalimnionie latem była frakcja organiczna, stanowiąca zazwyczaj od 60 do 80% ogólnej jego puli. Wyraźną sezonową zmiennością w poszczególnych warstwach wód badanych jezior wyróżniały się natomiast pozostałe formy azotu. Ogólnie, zbiorniki należące do kompleksu WJM charakteryzowały się latem większą niż w pozostałych badanych jeziorach, przeciętną zawartością azotu całkowitego i amonowego, zarówno w powierzchniowych, jak i przydennych warstwach wód.

W powierzchniowych warstwach wód przeciętna koncentracja azotu azotanowego, wynosząca wiosną $0,218 \text{ mg NO}_3\text{-N dm}^{-3}$ (ok. 18% udziału w ogólnej puli azotu), obniżała się latem do $0,035 \text{ mg NO}_3\text{-N dm}^{-3}$ (4,2%) i wzrastała ponownie jesienią do $0,040 \text{ mg NO}_3\text{-N dm}^{-3}$ (5,9%). Średnia zawartość formy amonowej zwiększała się od $0,034 \text{ mg NH}_4\text{-N dm}^{-3}$ (4,3% udziału) wiosną do maksimum ($0,092 \text{ mg NH}_4\text{-N dm}^{-3}$ i 10,1%) podczas stagnacji letniej, a jesienią ponownie obniżała się do

0,054 mg NH₄-N dm⁻³ (6,9%). Przeciętne stężenie formy azotynowej w tej warstwie wód z reguły nie przekraczało 0,008 mg NO₂-N dm⁻³ i 1% udziału w całym sezonie (tab. 4).

W warstwie termokliny latem koncentracja TN, jak i poszczególnych form azotu, była w większości badanych jezior zbliżona do wartości występujących przy powierzchni. Jedynie w metalimnionie niektórych zbiorników systemu rzek Marózki i Łyny (Mielno, Świąte i Łańskie) utrzymywała się podwyższona koncentracja azotu amonowego (rys. 21).

W przydennych warstwach wód większości badanych zbiorników średnie stężenie azotu azotanowego obniżało się od wiosny do jesieni – od 0,226 mg NO₃-N dm⁻³ do 0,165 mg NO₃-N dm⁻³, stanowiąc odpowiednio od 21,0% do 15,2% udziału TN. Zwiększała się w tym czasie koncentracja i udział azotu amonowego – przeciętnie od 0,099 do 0,278 mg NH₄-N dm⁻³ (wzrost od 8,0% do 20,8%). Stężenie azotu azotynowego zwiększało się od wiosny do lata, średnio od 0,005 do 0,040 mg NO₂-N dm⁻³ (odpowiednio od 0,5% do 3,5%), by jesienią obniżyć się przeciętnie do 0,022 mg NO₂-N dm⁻³ (2,0% udziału) (tab. 4).

3.3.2. Zawartość węgla organicznego

Zawartość całkowitego węgla organicznego (TOC) w badanych jeziorach typu sielawowego była ogólnie niewielka i nie przekraczała średnio 10,0 mg C dm⁻³, a maksymalnie 16,0 mg C dm⁻³ przy powierzchni oraz, odpowiednio, 8,0 i 14,0 mg C dm⁻³ przy dnie. Przez cały sezon wegetacyjny dominowała frakcja rozpuszczona (DOC). Najmniejszą koncentrację węgla organicznego, zarówno przy powierzchni (średnio 5,4 mg C dm⁻³ oraz 4,9 mg C dm⁻³, odpowiednio TOC i DOC), jak i w warstwach przydennych (średnio 6,0 mg C dm⁻³ oraz 5,0 mg C dm⁻³) stwierdzano z reguły podczas wiosennego mieszania. W tym okresie zawartość formy cząsteczkowej (POC) zazwyczaj nie przekraczała 0,5 mg C dm⁻³. Latem przy powierzchni stężenia dwóch pierwszych frakcji zwiększały się niemal dwukrotnie, a ilość POC wzrastała ponad trzykrotnie. W metalimnionie zaś zawartość węgla organicznego była przeciętnie o około 30% mniejsza niż przy powierzchni. Przy dnie stężenie TOC wzrastało do 7,9 mg C dm⁻³, a frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej – odpowiednio do 6,7 i 1,2 mg C dm⁻³. Jesienią zawartość węgla organicznego w całej masie wody obniżała się, jednak średnie stężenia z reguły były większe niż wiosną (tab. 5).

Najmniejszą zawartością węgla organicznego w sezonie wegetacyjnym w powierzchniowych, jak i przydennych warstwach wód wyróżniały się Białe Filipowskie i Łańskie, gdzie średnia koncentracja TOC i DOC nie przekraczała odpowiednio $4,7 \text{ mg C dm}^{-3}$ oraz $4,1 \text{ mg C dm}^{-3}$. Największe ilości węgla organicznego występowały latem w wodach jezior kompleksu WJM. W Świącajtach średnia koncentracja TOC w powierzchniowych warstwach wód osiągała $9,2 \text{ mg C dm}^{-3}$, a w Tałtowisku aż $13,8 \text{ mg C dm}^{-3}$. Przy dnie zawartość całkowitego węgla organicznego wzrastała w tym okresie od $7,5 \text{ mg C dm}^{-3}$ w Bełdanach (st. 1) do $12,3 \text{ mg C dm}^{-3}$ w Tałtowisku.

3.3.3. Przewodnictwo elektrolityczne

Przewodnictwo elektrolityczne wody zmieniało się w sezonie wegetacyjnym, średnio od 249 do $358 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ przy powierzchni oraz od 269 do $403 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ przy dnie. Latem w zbiornikach kompleksu WJM najmniejszymi wartościami tego parametru wyróżniały się z reguły jeziora położone na jego północnym i południowym krańcu, tj. Mamry Północne i Bełdany, a największymi – Tałtowisko, zlokalizowane w środkowej części kompleksu. W powierzchniowych warstwach wód tych jezior przewodnictwo wynosiło odpowiednio 311 - $323 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ oraz $382 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$, w przydennych natomiast zwiększało się odpowiednio do 340 - $370 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ oraz $447 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ (rys. 22).

3.3.4. Główne jony rozpuszczone w wodzie

W sezonie wegetacyjnym, w powierzchniowych warstwach wód, alkaliczność zmieniała się średnio od $2,4$ w Plusznym, Białym Filipowskim i Hańczy do $3,0 \text{ mval dm}^{-3}$ w Wigrach (st. 6), podobnie jak latem w jeziorach kompleksu WJM. Przeciętna zawartość wapnia wzrastała od $39,6$ w Białym Filipowskim do $67,6 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ dm}^{-3}$ w Mielnie, a wodorowęglanów od $125,1$ w Hańczy do $181,5 \text{ mg HCO}_3^- \text{ dm}^{-3}$ w Wigrach. W przydennych warstwach wód alkaliczność zmieniała się w podobnym przedziale i wynosiła przeciętnie od $2,6$ w Białym Filipowskim do $3,6 \text{ mval dm}^{-3}$ w Wigrach (st. 5) (rys. 23). Średnie stężenie wapnia zwiększało się od $41,5$ w Białym Filipowskim do $70,9 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ dm}^{-3}$ w Mielnie, a wodorowęglanów od $161,9$ w Białym Filipowskim do $199,8 \text{ mg HCO}_3^- \text{ dm}^{-3}$ w Wigrach. Te dwa składniki stanowiły przeciętnie od ok. 66 do 76% sumy wszystkich jonów w powierzchniowych oraz od ok. 72 do 80% w przydennych warstwach wód. Wody badanych jezior charakteryzują się zasoleniem wodorowęglanowo-wapiennym. Dzięki znaczącej alkaliczności oraz

zawartości jonów wapnia, węglanów i wodorowęglanów należą do dobrze zbuforowanych. Ogólnie, najmniejszym zasoleniem wyróżniały się jeziora: Pluszne, Hańcza i Białe Filipowskie, największym Wigry. Udział pozostałych makroskładników obniżał się z reguły wg schematu: $Mg^{2+} > SO_4^{2-} > Cl^- > Na^+ > CO_3^{2-} > K^+$ (rys. 24).

Średnie stężenie magnezu w powierzchniowych warstwach wód zmieniało od 6,2 w Plusznym do 14,7 mg $Mg^{2+} dm^{-3}$ w Wigrach, siarczanów – od 10,8 w Wigrach do 32,3 mg $SO_4^{2-} dm^{-3}$ w Mielnie, chlorków – od 3,8 w Hańczy do 12,1 mg $Cl^- dm^{-3}$ w Mielnie, sodu – od 2,8 w Hańczy do 13,4 mg $Na^+ dm^{-3}$ w Wigrach, węglanów – od 1,3 w Mielnie do 5,2 mg $CO_3^{2-} dm^{-3}$ w Wigrach, a potasu – od 1,4 w Białym Filipowskim do 3,4 mg $K^+ dm^{-3}$ w Wigrach. W przydennych warstwach wód omawianych jezior średnie stężenia makroskładników były zazwyczaj większe, z wyjątkiem sodu, którego koncentracja była zbliżona do występującej w warstwach powierzchniowych oraz węglanów, których stężenie obniżało się do wartości śladowych. Koncentracja magnezu w tej warstwie wód wzrastała od 7,1 w Plusznym do 14,8 mg $Mg^{2+} dm^{-3}$ w Wigrach, siarczanów – od 9,2 w Wigrach do 31,4 mg $SO_4^{2-} dm^{-3}$ w Dejgunach, chlorków – od 3,8 w Hańczy do 13,1 mg $Cl^- dm^{-3}$ w Dejgunach, a potasu – od 1,4 w Plusznym do 3,6 mg $K^+ dm^{-3}$ w Wigrach.

Latem w Wielkich Jeziorach Mazurskich średni udział dwóch głównych jonów, tj. wapniowego i wodorowęglanowego, był nieznacznie niższy niż w pozostałych badanych jeziorach i zmieniał się od 61 do 72% oraz od 69 do 79%, odpowiednio w powierzchniowych i przydennych warstwach wód. Zbiorniki te wyróżniały się natomiast podwyższonym udziałem i koncentracją chlorków, sodu i węglanów (rys. 24).

3.3.5. Zawartość żelaza ogólnego

Najmniejszą ilością żelaza ogólnego w sezonie wegetacyjnym, w powierzchniowych i przydennych warstwach wód, wyróżniały się zbiorniki górnej zlewni rzek Marózki i Łyny, gdzie zawartość Fe_{og} zazwyczaj nie przekraczała średnio 0,013 mg $Fe_{og} dm^{-3}$. Największymi ilościami tego pierwiastka wyróżniały się jeziora kompleksu WJM, gdzie przeciętna zawartość Fe_{og} latem była kilkakrotnie większa – w Mikołajskim osiągała odpowiednio 0,030 i 0,140 mg $Fe_{og} dm^{-3}$ w warstwach powierzchniowych i przydennych. Ilość żelaza ogólnego była również dość wysoka (średnio 0,048 mg $Fe_{og} dm^{-3}$) w przydennych warstwach wód Hańczy. Przy dnie przeciętna zawartość żelaza ogólnego zazwyczaj zwiększała się i wynosiła od 0,014 w Plusznym do 0,104 mg $Fe_{og} dm^{-3}$ w Mikołajskim.

3.3.6. Zawartość krzemionki

Zawartość krzemionki w wodach badanych jezior w sezonie wegetacyjnym wynosiła przeciętnie około $3,5 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$. Występowały jednak znaczące różnice koncentracji tego składnika między jeziorami. W warstwach powierzchniowych ilość SiO_2 wzrastała od zaledwie $1,2$ w Dejgunach do $5,2\text{-}6,8 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$ w jeziorach górnej zlewni rzek Marózki i Łyny (odpowiednio Święte i Mielno), podczas gdy w Plusznym nie przekraczała średnio $2,6 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$. Największe ilości tego składnika ($6,8$ i $7,5 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$) występowały latem w Bełdanach (odpowiednio st. 1 i 2), choć w pozostałych jeziorach kompleksu WJM były już znacząco mniejsze, zazwyczaj $< 4,0 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$. W Wigrach przeciętna zawartość krzemionki wynosiła od $4,3$ do $5,0 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$ i z reguły była większa w części północnej. W przydennych warstwach wód zróżnicowanie koncentracji tego składnika było podobne jak w warstwach powierzchniowych – najmniejsze stężenia SiO_2 stwierdzano w Dejgunach i Plusznym (odpowiednio $2,5$ oraz $4,9 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$), a największe – w pozostałych jeziorach górnej zlewni rzek Marózki i Łyny (od $10,1$ do $12,2 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$ odpowiednio w Świętym i Mielnie), Wigrach (odpowiednio od $9,6$ do $10,8 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$ na st. 5 i 1) oraz latem w Bełdanach – średnio $9,5 \text{ mg SiO}_2 \text{ dm}^{-3}$ (st. 2).

3.3.7. Odczyn wód

W całym sezonie wegetacyjnym powierzchniowe warstwy wód omawianych jezior typu sielawowego charakteryzowały się stabilnym, lekko alkalicznym odczynem. Z reguły wzrastał on od wiosny do lata i ponownie obniżał się jesienią. Przeciętnie pH wynosiło od $8,2$ do $8,4$, jedynie latem w Wielkich Jeziorach Mazurskich wzrastało do około $8,6$. Zakres wahań tego wskaźnika w poszczególnych zbiornikach nie był z reguły większy niż około $0,5$ jednostki, ale w niektórych zmieniał się znacząco, tj. w Dejgunach od $7,6$ do $9,0$, a w Plusznym od $7,5$ do $9,4$. W przydennych warstwach wód odczyn z reguły obniżał się w okresie od wiosny do jesieni, a przeciętnie wynosił około $7,6$. Największymi (do około $7,9$) średnimi wartościami pH wyróżniały się Białe Filipowskie oraz Hańcza, a najmniejszymi Wigry. Latem w jeziorach kompleksu WJM odczyn w tej warstwie wód nie przekraczał z reguły $7,6$. Znaczącymi wahaniami sezonowymi pH ponownie wyróżniały się Dejguny i Pluszne (rys. 25).

3.3.8. Zawartość dwutlenku węgla

Stężenie wolnego dwutlenku węgla we wszystkich jeziorach było najmniejsze wiosną i z reguły nie przekraczało średnio 0,7 i 1,9 mg CO₂ dm⁻³, odpowiednio w powierzchniowych i przydennych warstwach wód. Maksymalnie zaś nie wzrastało odpowiednio powyżej 3,6 i 8,0 mg CO₂ dm⁻³. Najmniejszą koncentracją tego gazu wiosną w całym stępie wody wyróżniały się zazwyczaj Dejguny, Białe Filipowskie oraz Wigry, największą Mielno i Świąte. Latem we wszystkich jeziorach zawartość dwutlenku węgla obniżała się przy powierzchni do wartości śladowych. W metalimnionie wynosiła średnio 4,8 mg CO₂ dm⁻³, przy dnie wzrastała przeciętnie do około 10,0 mg CO₂ dm⁻³, maksymalnie nawet do 28,6 mg CO₂ dm⁻³ (Jagodne). Najmniejszą, nie przekraczającą zazwyczaj 4,0 mg CO₂ dm⁻³, koncentracją w tej warstwie wód latem wyróżniały się Hańcza i Białe Filipowskie, natomiast największą – Wielkie Jeziora Mazurskie. W okresie cyrkulacji jesiennej stężenie CO₂ w warstwach powierzchniowych wzrastało we wszystkich zbiornikach – przeciętnie do około 1,8 mg CO₂ dm⁻³. Przy dnie natomiast obniżało się do 8,0 mg CO₂ dm⁻³. Jesienią najmniejszą ilością tego gazu w całym stępie wody, od powierzchni do dna, wyróżniały się zazwyczaj Białe Filipowskie i Hańcza, a największą – Wigry.

3.3.9. Nasycenie wód węglanem wapnia

Przez cały sezon wegetacyjny w powierzchniowych warstwach wody większości jezior istniały warunki sprzyjające wytrącaniu się węglanu wapnia. Wskaźnik nasycenia wód kalcytem (LSI) przyjmował wartości dodatnie i wynosił przeciętnie: 0,48 wiosną, 0,67 latem i 0,17 jesienią. W warstwie termokliny, podczas stagnacji letniej, zazwyczaj panował stan równowagi (LSI ≈ 0). Przy dnie wskaźnik ten był wyższy od zera (0,11) jedynie na początku sezonu wegetacyjnego. Natomiast latem i jesienią, w tej warstwie wód, istniały warunki sprzyjające rozpuszczaniu tego minerału – LSI przyjmowało bowiem wartości ujemne, odpowiednio -0,40 i -0,33.

W trakcie wiosennego mieszania, najmniej sprzyjającymi wytrącaniu się kalcytu warunkami w powierzchniowych warstwach wód wyróżniała się Hańcza, gdzie LSI wynosiło przeciętnie zaledwie 0,08. Największym nasyceniem CaCO₃ (LSI ok. 0,60) charakteryzowały się Pluszne, Dejguny oraz Wigry (st. 4 i 5). W przydennych warstwach wód Hańczy, Białego Filipowskiego oraz Mielna i Świątego mogło w tym

okresie zachodzić rozpuszczanie kalcytu ($LSI < 0$). W pozostałych zbiornikach wskaźnik ten był dodatni, ale z reguły nie przekraczał 0,30 (rys. 26).

Latem w powierzchniowych warstwach wód, wskaźnik nasycenia wód węglanem wapnia wzrastał z reguły powyżej 0,50, a najbardziej sprzyjającymi wytrącaniu się tego minerału warunkami charakteryzowały się jeziora położone w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich. W metalimnionie zjawisko to mogło zachodzić najintensywniej w Białym Filipowskim, Dejgunach i Hańczy, gdzie LSI wynosiło przeciętnie odpowiednio 0,55, 0,27 i 0,25. W termoklinie pozostałych jezior z reguły panował stan równowagi. Przy dnie we wszystkich jeziorach latem LSI było zazwyczaj ujemne, a rozpuszczanie kalcytu mogło być najintensywniejsze w Wielkich Jeziorach Mazurskich, zwłaszcza w zbiornikach położonych na północnym i południowym krańcu kompleksu WJM (rys. 27).

Podczas jesiennego mieszania warunki sprzyjające wytrącaniu się węglanu wapnia utrzymywały się w zasadzie jedynie w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior. Wskaźnik LSI przyjmował zazwyczaj największe wartości (około 0,50) w jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny (z wyjątkiem Plusznego). W tym ostatnim zbiorniku mogło zachodzić rozpuszczanie $CaCO_3$ w całym słupie wody (rys. 28).

3.3.10. Zawartość chlorofilu *a* i zawiesin oraz przezroczystość wód

Ogólnie, zawartość chlorofilu *a* oraz zawiesiny organicznej w sezonie wegetacyjnym w większości jezior była najmniejsza podczas cyrkulacji jesienniej, a największa latem. Przeciętna koncentracja tego barwnika i omawianej frakcji sestonu zwiększała się odpowiednio od 7,2 do 11,2 $\mu\text{g dm}^{-3}$ oraz od 1,0 do 1,8 mg dm^{-3} . Zawartości zawiesiny ogólnej oraz mineralnej były największe wiosną – odpowiednio 3,8 oraz 2,4 mg dm^{-3} , a do jesieni obniżały się odpowiednio do 2,4 i 1,2 mg dm^{-3} . Frakcja mineralna sestonu stanowiła średnio od ok. 47 do 63% ilości zawiesiny, odpowiednio latem i wiosną. Przezroczystość wód określono widzialnością krążka Secchiego, która w całej grupie jezior była z reguły najmniejsza (2,9 m) latem, jesienią zwiększała się przeciętnie do 4,1 m (tab. 6). Wartości omawianych parametrów cechowały się jednak bardzo dużą zmiennością między zbiornikami.

Wiosną najmniejszym średnim stężeniem chlorofilu *a* w warstwie wody od 0 do 5 m wyróżniały się jeziora Hańcza i Białe Filipowskie – odpowiednio od 3,1 do 4,4 $\mu\text{g dm}^{-3}$, natomiast największym, około 14,0 $\mu\text{g dm}^{-3}$ – Pluszne oraz Wigry. Analogiczne, minimalne oraz maksymalne ilości sestonu ogólnego w tej warstwie wód występowały w tych samych zbiornikach – odpowiednio ok. 2,0 mg dm^{-3} oraz ok. 5,0

mg dm^{-3} . W większości jezior przezroczystość wody w tym okresie nie przekraczała średnio 2,5 m, przy czym najmniejsza (2,0 m) była w Jeziorze Świętym, a największą wyróżniały się Białe Filipowskie oraz Hańcza – przeciętnie po 4,7 i 6,5 m (rys. 29A, 30A, 31A). Widzialność w tym okresie była istotnie statystycznie (dla $p < 0,05$) skorelowana ujemnie zarówno z koncentracją chlorofilu *a* ($r = -0,51$), jak i sestonu organicznego ($r = -0,59$) i ogólnego ($r = -0,57$), a nieco słabiej – mineralnego ($r = -0,47$).

Podczas stagnacji letniej przeciętna koncentracja chlorofilu *a* w epilimnionie jezior Białe Filipowskie i Hańcza, a także w Wigrach i większości zbiorników systemu rzek Marózki i Łyny nie przekraczała zazwyczaj wartości z wiosny. Wyjątkiem jest Jezioro Święte, gdzie przeciętnie osiągała ona aż około $25,0 \mu\text{g dm}^{-3}$, a maksymalnie nawet ponad $40,0 \mu\text{g dm}^{-3}$. Dużym zróżnicowaniem tego wskaźnika latem cechowały się jeziora leżące w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich, gdzie średnie stężenie chlorofilu *a* wzrastało od zaledwie $4,8 \mu\text{g dm}^{-3}$ w Dejunach aż do blisko $30,0 \mu\text{g dm}^{-3}$ w Bełdanach (st. 1), chociaż ogólnie było ono największe w jeziorach środkowej i południowej części kompleksu WJM. Koncentracja sestonu ogólnego pozostawała najniższa w Białym Filipowskim, gdzie nie przekraczała wartości z wiosny. W południowej części Wigier obniżała się do około $3,0 \text{ mg dm}^{-3}$, a wzrastała w jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny (do $5,5 \text{ mg dm}^{-3}$ w Świętym). Największym zróżnicowaniem ilości zawiesiny latem wyróżniały się Wielkie Jeziora Mazurskie w 2010 roku. Najmniej sestonu ogólnego było wówczas w epilimnionie Mamr Północnych ($2,6 \text{ mg dm}^{-3}$, z czego ok. 45% stanowiła frakcja organiczna), podczas gdy w Darginie i jeziorach położonych na południu kompleksu WJM ilość zawiesiny wzrastała – odpowiednio do $7,6 \text{ mg dm}^{-3}$ i aż $11,6 \text{ mg dm}^{-3}$ w Tałtach-Ryńskim (st. 1). W Darginie wzrost ten związany był ze zwiększeniem się udziału frakcji mineralnej, która stanowiła aż 87% całkowitej ilości zawiesiny. W jeziorach poniżej Mamr zwiększał się natomiast udział organicznej formy sestonu, odpowiednio od 60 do 68% w Tałtach-Ryńskim oraz Tałtowisku. Przezroczystość wód w tym okresie nie przekraczała średnio 1,5 m w przypadku Wielkich Jezior Mazurskich oraz Świętego, a 4,0 m w pozostałych jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny oraz Wigrach. Największa była w Białym Filipowskim (średnio 5,6 m) i Hańczy (średnio 4,7 m) (rys. 29B, 30B, 31B). Widzialność była odwrotnie proporcjonalna do zawartości chlorofilu *a* ($r = -0,52$) oraz koncentracji zawiesiny ogólnej, mineralnej i organicznej – odpowiednio: $r = -0,44$, $r = -0,33$ i $r = -0,30$.

W okresie cyrkulacji jesiennej przeciętne stężenia chlorofilu *a* w warstwie wody od 0 do 5 m w Hańczy i Białym Filipowskim nie przekraczały $4,0 \mu\text{g dm}^{-3}$, w Wigrach obniżały się do około $5-7 \mu\text{g dm}^{-3}$, a w jeziorach górnego biegu rzek Marózki i Łyny do około $8,0 \mu\text{g dm}^{-3}$. Podwyższone wartości utrzymywały się jedynie w Łańskim – średnio ok. $11,0 \mu\text{g dm}^{-3}$, a także w Świątym – ok. $16,0 \mu\text{g dm}^{-3}$. Koncentracja zawiesiny ogólnej w większości badanych jezior obniżała się wówczas średnio do około $2,0 \text{mg dm}^{-3}$. Blisko dwukrotnie większa ($3,8 \text{mg dm}^{-3}$) pozostawała jedynie w Łańskim. Przezroczystość wód była najmniejsza właśnie w tym ostatnim zbiorniku i nie przekraczała z reguły 2,0 m, podczas gdy w większości jezior osiągała przeciętnie dwukrotnie, a w Hańczy i Białym Filipowskim nawet trzykrotnie większe wartości (rys. 29C, 30C, 31C). Widzialność w największym stopniu ograniczana była zawartością chlorofilu *a* ($r = -0,71$), a także zawiesiny ogólnej i organicznej – odpowiednio $r = -0,55$ i $r = -0,51$. Korelacja między zawartością zawiesiny mineralnej a przezroczystością wód jesienią nie była istotna statystycznie dla przyjętego poziomu istotności.

3.4. Odłowy rybackie

Ogólnie, przeciętna wydajność odłowów rybackich w omawianych jeziorach typu sielawowego wynosiła $13,5 \text{kg ha}^{-1}$. Była ona jednak bardzo zróżnicowana – w analizowanych okresach zmieniała się od $5,5$ w Białym Filipowskim do $27,3 \text{kg ha}^{-1}$ w Mikołajskim (rys. 32). Zgodnie z charakterem wód, w odłowach dominowały koregonidy, których przeciętny udział i biomasa wynosiły odpowiednio $25,6\%$ i $3,7 \text{kg ha}^{-1}$. Pod względem średniego udziału w odłowach rybackich pozostałe grupy można uszeregować malejąco: „duże” karpowate ($20,7\%$ i $2,8 \text{kg ha}^{-1}$), „małe” karpowate ($16,2\%$ i $2,3 \text{kg ha}^{-1}$), litoralowe ($15,2\%$ i $1,7 \text{kg ha}^{-1}$) oraz sandacz ($10,4\%$ i $1,4 \text{kg ha}^{-1}$). W wielu badanych zbiornikach, w okresie obejmującym ostatnią dekadę poprzedzającą badania hydrobiologiczne oraz lata przypadające na nie, stwierdzono zmniejszenie wydajności odłowów rybackich (rys. 33-35).

W zbiornikach systemu rzek Marózki i Łyny oraz Wigrach, w początkowych latach analizowanego okresu, odławiana biomasa ryb wynosiła średnio ok. $20-30 \text{kg ha}^{-1}$, a pod koniec z reguły, odpowiednio nie więcej niż $14,0$ oraz $8,0 \text{kg ha}^{-1}$. W jeziorach kompleksu WJM początkowa wydajność, zwłaszcza w zbiornikach środkowej i południowej jego części, osiągała nawet $40-50 \text{kg ha}^{-1}$ (odpowiednio: Jagodne i Tałowisko), a w ostatnich latach obniżyła się do niespełna $10,0 \text{kg ha}^{-1}$. W omawia-

nym okresie jedynie w Mikołajskim odławiano stale z reguły ponad $20,0 \text{ kg ha}^{-1}$, a w 2012 roku wydajność wzrosła do $49,0 \text{ kg ha}^{-1}$. Białe Filipowskie oraz Hańcza wyróżniały się najmniejszą, ale stabilną wydajnością, nie przekraczającą z reguły $10,0 \text{ kg ha}^{-1}$ (rys. 33-35).

Ichtiofauna większości badanych jezior typu sielawowego wyróżniała się znaczącym udziałem w odłowach grup ryb zaliczanych do typowych dla jezior nieznacznie zeutrofizowanych, tj. koregonidów, gatunków litoralowych (szczupak, lin i w mniejszej ilości karaś pospolity) oraz „dużych” karpiowatych (sortymenty leszcza D i S oraz płoci S). Przeciętny ich udział wynosił bowiem 55,2%. W dziesięciu spośród analizowanych zbiorników wymienione wyżej gatunki i sortymenty stanowiły ponad połowę – ich udział zmieniał się od 50,9% w Hańczy do 85,8% w Plusznym. W dwóch jeziorach – Tałty-Ryńskie oraz Mikołajskie – grupa ta stanowiła już mniej niż jedną trzecią składu ichtiofauny, odpowiednio: 29,3% i 19,4%.

Regularne odłowy koregonidów prowadzono w jedenastu spośród osiemnastu jezior typu sielawowego, tj. Plusznym, Mielnie, Marózie, Łańskim, Dejgunach, Mamrach Północnych, Święcajtach, Darginie, Białym Filipowskim, Hańczy i Wigrach, a sporadyczne – także w jeziorach Święte i Niegocin. Najmniejszym ich średnim udziałem w odłowach ogółem wyróżniały się Święcajtę (9,4%), podczas gdy w Plusznym i Wigrach ryby te stanowiły przeciętnie ponad połowę (odpowiednio 50,2 i 56,6%) odłowów gospodarczych (rys. 36A). Średnia biomasa odławianych sielawy i siei w tych zbiornikach wynosiła od $0,9 \text{ kg ha}^{-1}$ w Darginie do $10,6 \text{ kg ha}^{-1}$ w Plusznym. Ilość i udział koregonidów w odłowach gospodarczych w ostatnich latach obniżyły się w trzech jeziorach – Pluszne, Maróz i Hańcza, zwiększyły się w dwóch – Łańskie i Mamry Północne, a w pozostałych utrzymywały się z reguły na stabilnym poziomie (rys. 37-46).

Gatunki litoralowe (szczupak, lin i karaś pospolity) były regularnie odławiane we wszystkich badanych jeziorach. Ich średni udział przeważnie nie zwiększał się > 18,0%, a biomasa pozyskiwana z jednego hektara nie przekraczała z reguły 3,0 kg. Większym udziałem tej grupy w odłowach wyróżniały się Jagodne i Święte – odpowiednio 19,2 oraz 30,6%, co odpowiadało przeciętnie $3,2$ i $4,5 \text{ kg ha}^{-1}$ biomasy ryb (rys. 36B). W analizowanych okresach odłowy gatunków litoralowych, pod względem udziału i biomasy, obniżały się w trzech kolejnych jeziorach (Mielno, Święte, Jagodne), w trzech (Maróz, Mamry Północne, Niegocin) utrzymywały się na stabil-

nym poziomie, a w pozostałych z reguły wzrastały. W jednym przypadku (Mikołajskie) wzrost odławianej biomasy nie powodował zwiększenia udziału tej grupy w całości odłowów.

„Duże” karpowate (sortymenty leszcza D i S oraz płoci S) odławiano także we wszystkich omawianych zbiornikach, a ich średni udział był zazwyczaj znaczący i wynosił 21,5% (średnio $2,8 \text{ kg ha}^{-1}$). Najmniejszym udziałem tej grupy w odłowach wyróżniało się Białe Filipowskie (9,7%), a największym – Niegocin (32,3%) i Święte (33,7%). Pod względem biomasy, „dużych” karpowatych odławiano najmniej w Mielnie ($0,6 \text{ kg ha}^{-1}$) i Białym Filipowskim ($0,7 \text{ kg ha}^{-1}$), podczas gdy w Świętym i Tałtowisku – blisko sześciokrotnie więcej, odpowiednio $5,4$ oraz $5,9 \text{ kg ha}^{-1}$ (rys. 36C). W większości omawianych jezior typu sielawowego odłowu tej grupy ryb charakteryzowały się tendencją spadkową.

Ogólnie, przeciętny udział grup ryb uznanych za występujące w wodach o umiarkowanej i znaczącej trofii, czyli sandacza oraz „małych” karpowatych (sortymenty leszcza i płoci M oraz krąpia) w badanych jeziorach typu sielawowego wynosił średnio 21,0%. W Plusznym oraz Hańczy stanowiły one zaledwie 5,1 oraz 6,6% udziału w odłowach (odpowiednio $0,9$ oraz $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$), największy był natomiast w niektórych jeziorach kompleksu WJM – od 33,5 (Tałty-Ryńskie) do 39,2% (Niegocin) oraz odpowiednio od $2,7$ do $9,0 \text{ kg ha}^{-1}$.

Sandacza odławiano regularnie tylko w sześciu zbiornikach środkowej i południowej części kompleksu WJM: Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie, Mikołajskie oraz Bełdany (rys. 36D). Jego udział zmieniał się od 9,0% (Jagodne) do 21,2% (Tałty-Ryńskie), a odławiana biomasa tego gatunku wynosiła od $0,8$ (Bełdany) do $4,6 \text{ kg ha}^{-1}$ (Tałtowisko). W tym ostatnim jeziorze można mówić o wyraźnej tendencji spadkowej odłowów tego gatunku w analizowanym okresie, w pozostałych zbiornikach widoczne są jedynie mniejsze lub większe fluktuacje (rys. 43). Sporadycznie i w bardzo niewielkich ilościach – udział sandacza nie przekraczał bowiem 0,4% odłowów ogółem – występował on także w trzech zbiornikach zlewni górnego biegu Marózki i Łyny (Pluszne, Maróz i Święte).

Najmniejszym udziałem „małych” karpowatych w odłowach komercyjnych wyróżniały się Mikołajskie (4,8%) i Pluszne (7,5%), a pod względem biomasy – Mielno oraz Hańcza ($0,4$ i $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$). Wysokim, przekraczającym 25%, udziałem „małych” karpowatych wyróżniała się ichtiofauna jezior: Jagodne, Niegocin i Święte. Jednak grupa ta

stanowiła największy odsetek w odłowach w Święcajtach (34,8%), a pod względem wydajności – w Jagodnym ($7,3 \text{ kg ha}^{-1}$) (rys. 36E). W większości badanych jezior typu sielawowego odłow tej grupy ryb zmniejszały się z czasem. Tendencję wzrostową można zauważyć jedynie w zbiornikach charakteryzujących się najmniejszą wydajnością odłowów rybackich, takich jak: Mielno, Tały-Ryńskie i Bełdany, choć dla przyjętego poziomu istotności ($p < 0,05$) nie jest ona istotna statystycznie.

Skład ichtiofauny, rozumiany jako udział poszczególnych grup ryb w odłowach, był czynnikiem różnicującym badane jeziora typu sielawowego na dwie główne grupy, co wykazano w analizie NMDS (rys. 47). Pierwszą z nich stanowią zbiorniki, w których regularnie i w znacznych ilościach odławiano koregonidy (sielawę i/lub sieję). Wyróżniały się one jednocześnie większym odsetkiem gatunków litoralowych oraz „małych” karpiowatych. Druga grupa obejmuje zaś jeziora, w których koregonidy nie występowały, znaczący był natomiast udział sandacza oraz „dużych” karpiowatych w odłowach gospodarczych.

3.5. Współzależności między wybranymi parametrami fizykochemicznymi i biologicznymi

W grupie jezior wyróżniających się występowaniem krzywej tlenowej heterogradowej, dodatniej lub ujemnej, w okresie stagnacji letniej występowała istotna statystycznie korelacja między zawartością fosforu całkowitego w warstwach powierzchniowych wiosną a letnią koncentracją chlorofilu *a* ($r = 0,45$) oraz widzialnością ($r = -0,41$) (rys. 48 i 49). W pozostałych zbiornikach, w których zawartość tlenu w profilu pionowym latem opisywała krzywa klinogradowa, korelacje tych parametrów nie były istotne statystycznie (dla $p < 0,05$).

Jednocześnie jeziora, które wyróżniały się występowaniem maksimum tlenowego w warstwie termokliny latem (grupa H+), charakteryzowały się najmniejszym średnim stężeniem fosforu w warstwach powierzchniowych wiosną – średnio $0,056 \text{ mg TP dm}^{-3}$. W zbiornikach, w których stwierdzano latem minimum zawartości O_2 w warstwie skoku termicznego (grupa H-) lub cechujących się krzywą tlenową klinogradową (grupa K), średnia koncentracja TP przy powierzchni wiosną była zdecydowanie większa i wynosiła odpowiednio $0,095$ oraz $0,108 \text{ mg TP dm}^{-3}$. Istotność statystyczną różnic zawartości TP między grupami jezior H+ i H- oraz H+ i K potwierdziły testy U Manna-Whitneya: odpowiednio $Z = -2,42$ i $Z = -2,19$ (dla $p < 0,05$). Przy założonym

poziomie istotności nie wykazano natomiast różnic między grupami H- oraz K ($Z = -0,91$).

Zawartość TP w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior była z reguły najsilniej skorelowana (dla $p < 0,05$) ujemnie z koncentracją węgla organicznego: $r = -0,41$ i $-0,42$ odpowiednio dla TOC i DOC, a fosforanów – ujemnie z temperaturą, odczynem wody, nasyceniem tlenem i LSI (odpowiednio $r = -0,44$, $-0,34$, $-0,33$ i $-0,32$), dodatnio zaś – z koncentracją krzemionki i wapnia (odpowiednio $r = 0,48$ i $0,41$). Stężenie fosforu całkowitego i fosforanów przy dnie z reguły wzrastało wraz ze spadkiem zawartości i nasycenia tlenem, (odpowiednio $r = -0,51$ i $-0,61$) oraz obniżaniem się odczynu wody (odpowiednio $r = -0,34$ i $-0,25$). Istotne zwiększanie się ilości fosforu i fosforanów w tej warstwie wód miało miejsce przy wyższych koncentracjach wolnego CO_2 – odpowiednio $r = 0,51$ i $0,47$ oraz wzroście twardości ogólnej wody – odpowiednio $r = 0,44$ i $0,47$ (tab. 7).

Stosunek wagowy N:P w powierzchniowych warstwach wód jezior typu sielawowego zwiększał się od wiosny do jesieni, średnio od 11:1 do 14:1. W niektórych jeziorach, tj. w Mielnie, Łańskim, Dejgunach, Hańczy oraz Wigrach, charakteryzował się on w poszczególnych latach bardzo dużą zmiennością w sezonie – od zaledwie 2:1 do nawet 51:1 (rys. 50). Podczas cyrkulacji wiosennej najmniejszymi przeciętnymi wartościami ($< 10:1$) tego wskaźnika wyróżniały się zbiorniki systemu rzek Marózki i Łyny. W Dejgunach i Wigrach wynosił on zazwyczaj od 10:1 do 13:1, a największym (22:1) charakteryzowała się Hańcza. Latem stosunek N:P wzrastał w pierwszej z wymienionych wyżej grup jezior przeciętnie do 11:1 oraz w Wigrach – do 18:1. Obniżał się natomiast w Białym Filipowskim (do 6:1) i Hańczy (do 17:1). W jeziorach kompleksu WJM wahał się on w zakresie od 8:1 (Tałty-Ryńskie, st. 1) do 12:1 (Niegocin i Jagodne). W metalimnionie parametr ten z reguły przyjmował wartości mniejsze niż w warstwach powierzchniowych i przeciętnie wzrastał od 5:1 w Białym Filipowskim i 10:1 w jeziorach systemu rzek Marózki i Łyny do 15:1 w Wigrach.

Odczyn powierzchniowych warstw wód w sezonie wegetacyjnym zwiększał się wraz z obniżaniem koncentracji dwutlenku węgla, wolnego oraz związanego w postaci wodorowęglanów (odpowiednio $r = -0,76$ i $-0,34$), a także widzialności ($r = -0,30$). Wzrost pH następował także wraz ze zwiększaniem się temperatury wody, stopnia nasycenia jej tlenem i wzrostem koncentracji węglanów (odpowiednio $r = 0,55$; $0,53$ i $0,51$) (dla $p < 0,05$).

Współczynnik nasycenia wód węglanem wapnia (LSI) był najsilniej skorelowany dodatnio (dla $p < 0,05$) z odczynem oraz nasyceniem wody tlenem, zarówno w powierzchniowych (odpowiednio $r = 0,94$ i $0,43$), jak i przydennych (odpowiednio $r = 0,88$ i $0,54$) warstwach wód, a ujemnie – z zawartością wolnego CO_2 (odpowiednio $r = -0,71$ i $-0,55$). Czynnikiem wpływającym na zmiany tego parametru była także temperatura wody – przy powierzchni powiązana z LSI dodatnio ($r = 0,63$), a przy dnie – ujemnie ($r = -0,41$). Inne istotne statystycznie współzależności między wskaźnikiem nasycenia wody węglanem wapnia a wybranymi parametrami fizykochemicznymi wód przedstawiono w tabeli 8.

Opisane wyżej parametry fizykochemiczne i biologiczne, w postaci ich uśrednionych wartości z okresu badań, zestawiono w analizie nieparametrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS), aby wskazać najistotniejsze z nich, jako czynniki środowiskowe różnicujące badane jeziora. Pierwszą wyodrębnioną grupą są jeziora systemu rzek Marózki i Łyny (Maróz, Mielno, Łańskie i Święte). Wyróżniały się one większą zawartością wapnia i fosforanów. O odrębności zbiorników środkowej i południowej części kompleksu WJM (Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie i Mikołajskie) zdecydowały większe stężenia fosforu ogólnego, azotu ogólnego oraz podwyższone przewodnictwo elektrolityczne. Zbiorniki te wyróżniały się jednocześnie większą produkcją pierwotną, wyrażoną stężeniami chlorofilu *a* i zawiesiny (sestonu ogólnego) oraz obniżoną przezroczystością wód. Trzecią grupę stanowią jeziora uboższe w biogeny, słabiej zmineralizowane i wyróżniające się większą przezroczystością wód: Białe Filipowskie, Pluszne oraz Hańcza. Z powyższej analizy wynika także, że stosunek zawartości azotu do fosforu (TN:TP) nie był istotnym czynnikiem różnicującym jeziora (rys. 51).

3.6. Ocena stanu troficznego i ekologicznego jezior

Relacje między zawartością fosforu, azotu, chlorofilu *a* i widzialnością a stanem trofii jezior oceniono na podstawie średnich wartości tych wskaźników w okresie wegetacyjnym lub stagnacji letniej, w zależności od klasyfikacji troficzej. Ogólnie, zasobność jezior w fosfor wskazuje na ich mezo- lub eutrofię, choć widoczna jest duża niespójność poszczególnych ocen pod tym względem.

W pierwszej z klasyfikacji troficzych (tab. 9) podstawowym wyróżnikiem stanu żywności jest średnia zawartość fosforu całkowitego ($\mu\text{g TP dm}^{-3}$) w powierzchni-

wych warstwach wód jeziora latem. Wskaźnik ten przyjmował najmniejsze wartości – typowe dla oligotrofii – w Hańczy (46) i jednym ze stanowisk na Wigrach (50), największe z kolei – wskazujące na eutrofię – w Plusznym (109) i większości jezior kompleksu WJM (do 114 w Bełdanach, st. 1). W pozostałych jeziorach ilość fosforu była charakterystyczna dla mezotrofii. Dwa parametry pomocnicze – widzialność krążka Secchiego oraz zawartość chlorofilu *a* (w warstwie epilimnionu) – przyjmowały z reguły wartości zbieżne ze wskaźnikiem fosforowym (TP). Wszystkie jeziora wyróżniały się małą ($< 1,3 \text{ mg dm}^{-3}$), nieprzekraczającą wartości typowych dla oligotrofii, zasobnością w azot ogólny. Niski (< 20) z reguły był także stosunek wagowy TN:TP, co jednak jest charakterystyczne dla wód żyznych.

Zgodnie z kryteriami OECD (ocena na podstawie danych z sezonu wegetacyjnego), zawartość fosforu całkowitego we wszystkich badanych jeziorach była typowa dla wód bardzo żyznych. Przeciętna koncentracja tego pierwiastka z reguły aż ponaddwukrotnie przewyższała wartości graniczne charakterystyczne dla eutrofii ($> 35 \text{ } \mu\text{g TP dm}^{-3}$). Pod względem widzialności większość zbiorników – z wyjątkiem Wielkich Jezior Mazurskich, dla których dane pochodzą tylko z okresu letniego – można zaliczyć do typu mezotroficznego, a Hańczę i Białe Filipowskie – nawet do oligotroficznego. Przeciętna koncentracja chlorofilu *a* w większości jezior była typowa dla eutrofii, podczas gdy maksymalna nie przekraczała zakresu charakterystycznego dla mezo-, a nawet oligotrofii – ponownie Hańcza i Białe Filipowskie (tab. 10).

Według klasyfikacji Carlsona (1977) zawartość fosforu w większości jezior, poza Hańczą i Wigrami, była typowa dla eutrofii, a wartości wskaźnika TSI-TP – większe niż pozostałych indeksów. Wartości indeksu TSI-SD pozwalają zaliczyć wody jezior Białego Filipowskiego oraz Hańczy do typu oligotroficznego, Święcajt, Jagodnego i Mikołajskiego – do eutroficznego, a pozostałych – do mezotroficznego. TSI-Chl charakteryzował się natomiast największym zróżnicowaniem. Najmniejszymi jego wartościami (TSI-Chl < 20), typowymi dla oligotrofii, wyróżniały się Wigry, podczas gdy w jeziorach Święte i Bełdany (st. 2) był on nawet trzykrotnie większy, co wskazuje na silną eutrofizację tych zbiorników. W pozostałych jeziorach zawartość chlorofilu *a*, według oceny zaproponowanej przez Carlsona (1977), była typowa dla mezotrofii (tab. 11). Najmniejsze różnice między wartościami indeksów TSI (TP i SD) występowały z reguły w jeziorach: Jagodne, Tałtowisko i Tałty-Ryńskie, a największymi wyróżniało się Białe Filipowskie. Najmniejszymi rozbieżnościami w przypadku relacji

wskaźnika fosforowego względem chlorofilowego cechowały się jeziora Świąte, Bełdany i Jagodne, największymi – Wigry. Wskaźnik oparty na widzialności przyjmował wartości większe niż chlorofilowy jedynie w przypadku jeziora Wigry (rys. 52).

Oceny stanu ekologicznego jezior dokonano na podstawie elementów biologicznych: składu i struktury ichtiofauny oraz fitoplanktonu. O stanie ekologicznym jezior decydował najgorszy z ocenianych wskaźników. Ocena tę uzupełniono o klasyfikację według elementów fizykochemicznych.

Stan ekologiczny wód większości badanych jezior w oparciu o LFI+ określono jako bardzo dobry – Hańcza (w całym okresie badań), Łańskie (2007 rok) i Białe Filipowskie (lata 2007-2008) lub dobry. Umiarkowanym stanem ekologicznym pod względem ichtiofauny, ale tylko w początkowym okresie (2000-2001), wyróżniały się jedynie Wigry. Ogólnie, ocenę obniżała z reguły nadreprezentacja drobnych ryb karpiowatych i znikome udziały szczupaka i innych gatunków litoralowych. W przypadku Jeziora Świątego, w którym niemal nie łowiono sielawy, utrzymanie oceny dobrej było możliwe dzięki znaczącym udziałom dużych sortymentów ryb karpiowatych oraz lina i szczupaka. Bardzo dobra ocena Hańczy wynikała głównie ze znaczącego udziału koregonidów w odłowach, ale także „dużych” karpiowatych i gatunków litoralowych. W odłowach rybackich z jeziora Łańskiego w ostatnich latach obniżył się odsetek „małych” karpiowatych, a zwiększył – sielawy i gatunków litoralowych. Lepsza ocena Wigier w 2009 roku wynikała głównie z systematycznego wzrostu udziału koregonidów (od niespełna 30% na początku lat 90. do ponad 60% pod koniec okresu badań), ale także gatunków litoralowych, w tym szczupaka. W omawianym okresie w odłowach z tego jeziora znacznie zmniejszył się także udział „małych” ryb karpiowatych – spadek z około 50 do zaledwie kilku procent. Ocena uzyskana na podstawie ichtiofauny była zazwyczaj zbieżna z oceną wynikającą z indeksu fitoplanktonowego (PMPL) (tab. 12). W przypadku jezior górnego biegu rzek Marózki i Łyny, ocenę biologiczną obniżały metrikasy: sinicowy (Pluszne), biomasy ogólnej (Pluszne i Łańskie) oraz chlorofilowy (Świąte). Pod względem klasyfikacji fizykochemicznej jakość wód badanych jezior, z wyjątkiem Hańczy, obniżała zawartość fosforu całkowitego, a w południowej i środkowej części Wigier (st. 1-4), Mielnie oraz Świątym – także wskaźnik nasycenia wód hypolimnionu tlenem. Ponadto, ostatni z wymienionych wyżej zbiorników wyróżniał się niewielką przezroczystością (tab. 12).

Ogólnie, ocena stanu ekologicznego badanych jezior, zwłaszcza wynikająca z metryksów fitoplanktonowych, jest przeważnie zbieżna z oceną stanu trofii. Najwyższą otrzymały bowiem zbiorniki najmniej żyzne, charakteryzujące się dużą przezroczystością wód i niewielką koncentracją chlorofilu *a* (Białe Filipowskie, Hańcza, Wigry), najgorzej wypadły jeziora najzasobniejsze w fosfor lub najsilniej zagrożone eutrofizacją – Święte, Łańskie oraz północna część Wigier. Powyższa ocena badanych jezior wskazuje także, podobnie jak klasyfikacje troficzne, na relatywną nadwyżkę zawartości fosforu w stosunku do wskaźników produkcji pierwotnej.

4. DYSKUSJA

Na reżim termiczny jezior strefy umiarkowanych szerokości geograficznych wpływają roczne zmiany temperatury powietrza (Olszewski 1971, Skowron 1999, Tórz i in. 2004) oraz dynamika mas wodnych uwarunkowana morfometrią mis jeziornych (Patalas 1960a, Hutchinson 1957, Ambrosetti i Barbanti 2001), która określa między innymi typ i zasięg miksji. Przekłada się to na dynamikę obiegu materii oraz funkcjonowanie poszczególnych elementów struktury biotycznej w jeziorach (Hillbricht-Ilkowska i Zdanowski 1988a, b, Mitchell i in. 1996, Kentzer 2001, Zdanowski i in. 2002, Kubiak 2003, Marszelewski 2005). Wpływa tym samym na wielkość zasobów tlenowych w izolowanych warstwach jezior latem, tj. meta- i hypolimnionu.

Ogólnie warunki tlenowe w głębokich warstwach wód jezior stratyfikowanych pogarszają się wraz ze wzrostem żyzności zbiornika (Zdanowski 1983a, Hillbricht-Ilkowska i Kajak 1985, 1986, Lange i Maślanka 1994). Za proces eutrofizacji wód odpowiadają fosfor i azot, a w początkowych stadiach eutrofizacji to głównie dostępność tego pierwszego pierwiastka limituje wzrost produkcji pierwotnej (Zdanowski 1982, 1983b, Carlson i Simpson 1996, Veronesi i in. 2002). W zbiornikach oligo- i mezotroficznym ilość fosforu zwiększa się przede wszystkim wskutek jego dostaw ze zlewni, a większość P jest deponowana i immobilizowana w osadach dennych. W miarę wzrostu trofii jeziora tracą zdolność trwałego kumulowania i wiązania fosforu w osadach, a ta zależy bowiem od warunków tlenowych (Kentzer 2001). W jeziorach stratyfikowanych, wskutek zachodzącej mineralizacji martwej materii organicznej w izolowanych warstwach wód latem, pojawić się tam mogą deficyty zawartości tlenu. W warunkach beztlenowych zachodzić może uwalnianie związków biogennych z osadów do toni wodnej. Stosunki termiczno-tlenowe są więc wskaźnikami pomocnymi w ocenie funkcjonowania ekosystemów jeziornych, trofii i stanu ekologicznego zbiorników (Kajak 1983, Rozporządzenie 2016), a także determinują warunki prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej (Szczerbowski i in. 1993, Szczerbowski i Zdanowski 1993).

Badane jeziora typu sielawowego cechowały się zbliżonym reżimem termicznym, różniły się natomiast typem miksji i warunkami tlenowymi. W większości z nich wiosenne mieszanie było dogłębne (występowały jednocześnie homotermia i homooksygenia), odmiennie do zazwyczaj ograniczonej cyrkulacji jesiennej. Większą

podatnością na mieszanie w tym okresie wyróżniły się jedynie Hańcza oraz Białe Filipowskie. W sezonie wegetacyjnym największe stężenie i nasycenie tlenem we wszystkich zbiornikach stwierdzano z reguły wiosną. Zazwyczaj wiąże się to z występującymi w jeziorach strefy umiarkowanej wiosennymi zakwitami okrzemek (Pyka i in. 2007a, Stawecki i in. 2007, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2016, Napiórkowska-Krzebietke i Zębek 2020). Miarą ich intensywności w omawianych zbiornikach było nasycenie wód tlenem powyżej 100% oraz wzrost stężenia chlorofilu *a* w powierzchniowych (0-5 m) warstwach wód. Jedynie w Hańczy i Białym Filipowskim koncentracja tego barwnika fotosyntetycznego nie przekraczała wiosną $5,0 \mu\text{g dm}^{-3}$.

W okresie od maja do czerwca, czyli w czasie zawiązywania się uwarstwienia letniego, tempo ubywania tlenu w hypolimnionie badanych jezior było bardzo intensywne i przekraczało zazwyczaj typowe dla mezotrofii wartości ($> 0,050 \text{ mg O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) hypolimnetycznego powierzchniowego deficytu tlenowego, określone przez Hutchinsona (1957). Wyczerpywanie się zasobów tlenu w głębszych warstwach wód było następstwem rozkładu sedymentującej po wiosennych zakwitach, obumarłej materii organicznej.

Tempo narastania ubytków tego gazu w warstwach wód poniżej termokliny w późniejszym okresie – od czerwca do sierpnia – nadal było intensywne, choć zazwyczaj spowalniało. W dwóch jeziorach: Hańczy i Białym Filipowskim, w których wiosną nie występowały zakwity fitoplanktonu, nie przekraczało już ono wartości charakterystycznych dla jezior mezotroficznych. Niewielkim poziomem narastania deficytu tlenu w hypolimnionie wyróżniło się także Jezioro Święte, ale spowodowane to było całkowitym wyczerpaniem się jego zasobów tlenowych jeszcze na początku stagnacji letniej. Między czerwcem a sierpniem nadal bardzo intensywnym ubywaniem O_2 w izolowanych warstwach wód latem wyróżniło się Jezioro Łańskie i północna część Wigier. Pierwsze z nich, położone jest końcowo w systemie rzeczno-jeziornym Marózki i górnej Łyny, drugie – zasilane w północnej części wodami Czarnej Hańczy. Rzeki te wnoszą duże ilości allochtonicznej materii organicznej, która znacząco obciąża oba zbiorniki (Dunalska i in. 2003, Stawecki i in. 2003, Losow i in. 2006, Teodorowicz 2002, Teodorowicz i in. 2006, Zdanowski i in. 2006). Jej sedymentacja, a następnie mineralizacja powodowała zużywanie zasobów tlenowych tych jezior.

Jedną z cech wyróżniających zbiorniki typu sielawowego jest występowanie latem krzywej tlenowej heterogradowej (Stangenberg 1936, Zdanowski i in. 2006, Pyka i in. 2007b). Maksimum tlenowe w metalimnionie (heterograda dodatnia) tworzy się wówczas, gdy fitoplankton w tej warstwie znajduje optymalne, pod względem dostępności substancji odżywczych i światła, warunki rozwoju (Szczerbowski i Zdanowski 1993). Natomiast minimum zawartości tego gazu w termoklinie (heterograda ujemna) jest skutkiem rozkładu sedymentującej materii organicznej, która trafia w strefie termokliny na barierę fizykochemiczną, spowodowaną gradientem gęstościowym wody (Gliwicz 1979, Górniak i Zieliński 1999, Kufel i Kalinowska 1997). W szczycie stagnacji letniej, w sierpniu, maksimum lub minimum tlenowe w metalimnionie występowało stale w jeziorach: Łańskim, Białym Filipowskim, Hańczy oraz w północnych płaszczyznach Wigier. Zawartość tlenu przy dnie latem z reguły nie obniżała się w nich $< 3,0 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, a nasycenie $< 20\%$. Są to jeziora wyróżniające się dużą pojemnością hypo- w porównaniu do epilimnionu (stosunek objętości H/E powyżej 1,3). W termoklinie jezior: Plusznego, Maróza, Dejgun i Mamr Północnych zazwyczaj także występowało minimum tlenowe, jednak koncentracja tego gazu przy dnie była w omawianym okresie z reguły już tylko śladowa. W pozostałych badanych zbiornikach pionowy rozkład zawartości tlenu opisywała w tym czasie krzywa tlenowa klinogradowa, która jest już typowa dla jezior zeutrofizowanych (Marszelewski 2005). W tych jeziorach, w szczycie stagnacji letniej, strefa występowania tlenu w stężeniu powyżej $1,0 \text{ mg dm}^{-3}$ kończyła się zazwyczaj w górnym hypolimnionie lub nawet już w termoklinie. Do tej grupy należy też większość spośród badanych jezior kompleksu WJM. Wyjątkowo, w 2010 roku, w jeziorach Mamry Północne, Świącąjty, Dargin, Jagodne, Tańtowisko, Tańty-Ryńskie (st. 1 i 2), Mikołajskie i Bełdany (st. 1 i 2) stwierdzono występowanie heterogradowego układu tlenowego i obecność tlenu do dna. Było to następstwem korzystnych warunków hydrologicznych, spowodowanych intensywnymi opadami w okresie wiosenno-letnim oraz zwiększonym przepływem wód w systemie. Materia organiczna była wówczas intensywnie wynoszona z jezior przepływowych lub akumulowana i mineralizowana w ich metalimnionie (Stawecki i in. 2013, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2020b).

Jesienne mieszanie wód w badanych jeziorach z reguły nie było dogłębne. Ograniczony zasięg cyrkulacji powodował, że w głębszych warstwach wód większości

badanych jezior nadal panowały warunki beztlenowe. Możliwe, że w części z nich deficyty zawartości tlenu występowały aż do wiosny.

Jeziora typu sielawowego, dzięki naturalnym uwarunkowaniom, takim jak: duża (> 25 m) głębokość maksymalna i średnia oraz obszerny i chłodny hypolimnion, należą zwykle do zbiorników odpornych na degradację (Zdanowski i in. 2008, Bajkiewicz-Grabowska 2010). Wyróżniają się zazwyczaj żyznością na poziomie mezotrofii lub pograniczu mezo- i eutrofii (Olin i in. 2002, Stawecki i in. 2005, Zdanowski i in. 2006, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013). Wzrost żyzności jezior, czyli eutrofizacja, w początkowych stadiach tego procesu spowodowany jest głównie dostawą biogenów ze zlewni (Khan i Ansari 2005), a jego tempo zależy wtedy jeszcze od dostępności fosforu (Zdanowski 1982, 1983a, b, Carlson i Simpson 1996, Veronesi i in. 2002). Dopiero w późniejszych stadiach eutrofizacji zwiększa się limitująca rola azotu. Wraz ze wzrostem koncentracji P i N zazwyczaj zwiększa się także zawartość węgla organicznego (Barańkiewicz i Siepak 1994, Dunalska i in. 2006), jednak nie jest on z reguły czynnikiem ograniczającym produkcję pierwotną.

Dillon i Rigler (1974, 1975) twierdzą, że kluczowa dla funkcjonowania ekosystemów jezior w sezonie wegetacyjnym jest ilość fosforu w warstwach powierzchniowych w okresie cyrkulacji wiosennej. Przekłada się ona bowiem na wielkość produkcji pierwotnej latem, której wskaźnikami są widzialność oraz koncentracja chlorofilu *a* w tej warstwie wód. Zależność TP-SD oraz TP-Chl, jako istotną statystycznie, potwierdzono w badaniach, ale jedynie w grupie jezior wyróżniających się latem występowaniem krzywej tlenowej typu heterogradowego – czyli w zbiornikach najmniej zeutrofizowanych (odpowiednio $r = -0,41$ i $r = 0,44$, dla $p < 0,05$).

Pod względem zawartości fosforu oraz kryteriów przyjętych przez Zdanowskiego (1983a, b), Hillbricht-Ilkowską i Kajaka (1985, 1986) oraz Carlsona i Simpsona (1996), badane jeziora można zaliczyć do mezo-eutroficznych, a jedynie Hańczę oraz Wigry (st. 3) do oligotroficznych. Natomiast w świetle klasyfikacji zaproponowanej przez Vollenweidera (1989) zawartość P we wszystkich omawianych jeziorach była typowa dla eutrofii. Omawiane jeziora charakteryzowały się stosunkowo niewielką średnią koncentracją azotu całkowitego (od 0,6 do 1,1 mg TN dm⁻³) w powierzchniowych warstwach wód w całym sezonie wegetacyjnym oraz małą wartością stosunku wagowego TN do TP. Szczególnie widoczne było to w okresach cyrkulacji wiosennych, gdy stosunek wagowy TN do TP w omawianych zbiornikach

obniżał się < 10:1. Może to wskazywać na niedobór N względem P i limitującą rolę tego pierwszego pierwiastka w rozwoju fitoplanktonu, co zdaniem Siudy (2008) jest sytuacją niekorzystną i świadczy o zagrożeniu eutrofizacją. Wzrost tego stosunku latem w epilimnionie, w powiązaniu z jednoczesnym obniżeniem się koncentracji TP w tej warstwie wód, świadczył już o zwiększeniu limitacji produkcji pierwotnej przez fosfor. Jednak według Hodgkiss i Lu (2004) dopiero przy zwiększeniu się stosunku TN do TP powyżej 16:1 można mówić o ograniczającej roli tego pierwiastka. Taką wysoką wartością tego wskaźnika wyróżniły się latem tylko Hańcza i Wigry, podczas gdy w Białym Filipowskim, Plusznym oraz Łańskim niska relacja TN do TP wskazywała na niedobór azotu względem fosforu.

W przedstawionej ocenie stanu troficznego, niezależnie od typu klasyfikacji, widoczny jest brak spójności między wskaźnikami. Zazwyczaj większymi wartościami, w odniesieniu do pozostałych, wyróżnił się wskaźnik fosforowy (TP). Rozbieżność ocen sugeruje, że zawartość fosforu nie musi jednoznacznie przekładać się na wielkość produkcji pierwotnej, określanej przezroczystością wód i koncentracją chlorofilu *a*. Podobne spostrzeżenia przytaczają inni autorzy (Zdanowski 1983a, b, Hillbricht-Ilkowska 1994, Kubiak 2003, Zdanowski i in. 2006, Pyka i in. 2007a, Siuda 2008, Yang i in. 2008, Napiórkowska-Krzebietke i in. 2013). Oznaczać to może, że istnieją czynniki, które ograniczają dostępność fosforu dla producentów pierwotnych, w tym fitoplanktonu. Biologicznie dostępną formą są jedynie rozpuszczone fosforany (Cooke i in. 2005, cyt. za Nürnberg 2009, Siuda 2008). Wielkość puli fosforu oraz jego dostępność kształtowane są w wyniku różnych przemian i procesów biologicznych (pobieranie i uwalnianie P przez organizmy żywe) oraz fizykochemicznych (sedymentacja obumarłych organizmów, współstrącanie fosforu na związkach chemicznych i minerałach, rozpuszczanie substancji chemicznych zawierających fosfor) (Kajak 1976, Zdanowski 1988, Kentzer 2001, Spears i in. 2012). Obecny w wodzie i osadach dennych fosfor, adsorbowany na powierzchni cząstek oraz związany z żelazem, glinem, a także zawarty w materii organicznej, jest dostępny jedynie potencjalnie. Oznacza to, że najpierw musi on ulec przetransformowaniu w formę przyswajalną (Golterman 1988, Boström i in. 1982, 1988, Psenner i in. 1988). Trwalej immobilizowany wydaje się być natomiast fosfor występujący w praktycznie nierozpuszczalnych związkach organicznych i mineralnych, w tym związany z wapniem w postaci hydroksyapatytu, który może powstawać z wytrąconego z wody kalcytu (Golterman 1973, 1988, Dodds 2003, Wiśniewski i Zdanowski 2004). Miarą intensywno-

ności wytrącania się węglanu wapnia może być wskaźnik Langeliera (LSI) (Mahadev i in. 2010, Shankar 2014).

Podczas dekalcyfikacji wód zachodzić może współstrącanie (koprecypitacja) fosforanów na kryształkach CaCO_3 . Zjawisko to może znacząco zmniejszać pulę dostępnego biologicznie fosforu (Koschel i in. 1983, Klapper 1992, Zdanowski 1988, Millero i in. 2001, Hart i in. 2003, Müller i in. 2003, Zdanowski 2003). W badanych jeziorach, w których wiosenne zakwity fitoplanktonu były intensywne, istniały warunki sprzyjające tzw. biologicznemu odwapnianiu wody, skutkującemu wytrącaniem się kalcytu. Podczas fotosyntezy wyczerpywane były, do śladowych ilości, zasoby wolnego dwutlenku węgla, co skutkowało wzrostem odczynu wody ($\text{pH} > 8,3$). Wskaźnik LSI przekraczał wówczas 0,50, wskazując na znaczące przesylenie wód węglanem wapnia. Proces dekalcyfikacji wód w powierzchniowych warstwach wód przebiegał także latem w epilimnionie większości badanych jezior, kiedy następowała intensyfikacja fotosyntezy przez hydrofity i fitoplankton, na co wskazują dodatnie wartości wskaźnika Langeliera w tym czasie. Ogólnie, wskaźnik ten był ujemnie skorelowany z zawartością fosforanów ($r = -0,31$, $p < 0,05$), co wskazuje na znaczącą rolę procesu wytrącania CaCO_3 w ograniczaniu biologicznej dostępności $\text{PO}_4\text{-P}$ dla fitoplanktonu w badanych jeziorach. O eliminacji fosforanów z toni wodnej tym sposobem może też mówić ujemna korelacja między zawartością węgla organicznego a fosforem (Carpenter i in. 1998, Dunalska i in. 2003). W badanych jeziorach była ona istotna statystycznie ($p < 0,05$): $r = -0,41$ i $r = -0,42$, odpowiednio dla TOC i DOC w powierzchniowych warstwach wód. Należy jednak zauważyć, że w większości jezior, w głębszych warstwach wód, a zazwyczaj już w metalimnionie, istniały warunki sprzyjające regeneracji zasobów mineralnej formy P – wskaźnik LSI przyjmował bowiem wartości ujemne. Latem w termoklinie i hypolimnionie większości badanych jezior, wraz z narastającymi ubytkami tlenu, zwiększała się zawartość wolnego dwutlenku węgla, którego obecność umożliwia rozpuszczanie kalcytu. Świadczy o tym silna, ujemna korelacja tego gazu ze wskaźnikiem nasycenia CaCO_3 w powierzchniowych i przydennych warstwach wód (odpowiednio $r = -0,71$ i $r = -0,55$, $p < 0,05$) oraz dodatnia zależność między LSI a nasyceniem tlenem – odpowiednio $r = 0,43$ i $r = 0,54$ ($p < 0,05$). Potwierdza to przypuszczenia innych autorów, że w wodach alkalicznych, bogatych w wapń i węglany, omawiane zjawisko może znacząco ograniczać procesy eutrofizacji (Zdanowski i in. 2002, Dunalska i in. 2003, Hart i in. 2003, Zdanowski 2003).

Jak wyżej wspomniano, procesy współstrącania fosforanów na kalcycie zachodziły głównie w powierzchniowych warstwach wód i wygasły w termoklinie. Jednak w metalimnionie jezior wyróżniających się latem, stale lub okresowo, większą przezroczystością (Mamry Północne, Białe Filipowskie, Hańcza, Wigry) i tym samym zasięgiem strefy trofogenicznej oraz dobrymi warunkami tlenowymi (maksimum tlenowe), wytrącanie CaCO_3 i współstrącanie fosforanów na kalcycie mogło nadal zachodzić ze znaczną intensywnością. W strefie termokliny pozostałych jezior stężenia fosforu i fosforanów były z reguły zbliżone lub nieznacznie tylko większe niż w epilimnionie. Podwyższoną koncentracją TP i $\text{PO}_4\text{-P}$ w tej warstwie wód wyróżniały się niektóre jeziora górnego biegu rzek Marózki i Łyny: Maróz, Łańskie i Świąte. Były one znacząco obciążone materią organiczną ze źródeł zewnętrznych, co sugerują także inne badania (Lossow i in. 2006, Teodorowicz i in. 2006, Zdanowski i in. 2006). W ostatnim z nich dodatkowo mogło następować uwalnianie fosforanów z kompleksów Ca-P, wskutek ich rozpuszczania w warunkach beztlenowych i w obecności dużych ilości wolnego CO_2 .

W okresie od wiosennych zakwitów okrzemek do szczytu stagnacji letniej jedynie jezioro Hańcza wyróżniało się niewielkimi wartościami wskaźnika LSI w powierzchniowych warstwach wód. Na małą intensywność dekalcyfikacji wód jeziora Hańcza wskazali Zdanowski i in. (2008). Potwierdzili jednocześnie, za Szczepańskim (1961), że zbiornik ten otrzymuje z wodami doływu, Czarnej Hańczy, znaczące ilości żelaza. W Hańczy to właśnie ten pierwiastek, tworząc trudno rozpuszczalne połączenia z fosforem, może odgrywać kluczową rolę w ograniczaniu dostępności biologicznej fosforanów. Trwałość tych połączeń zależna jest w dużej mierze od warunków tlenowych (Böstrom i in. 1988, Shaw i Prepas 1990, Nürnberg 1994, Wiśniewski 1995, Van der Molen i in. 1998). Przy obniżeniu koncentracji tlenu do $0,1 \text{ mg dm}^{-3}$ i potencjału oksydoredukcyjnego do $0,2\text{-}0,3 \text{ V}$ następuje redukcja Fe^{3+} do Fe^{2+} i rozpad kompleksów żelazowo-fosforanowych (Cercó 1989, Rzepecki 2012). Mechanizm wiązania jonów fosforanowych przez żelazo trwalszy jest więc w jeziorach o niskiej trofii, gdzie deficyty tlenowe nie występują lub mają charakter krótkotrwały. Hańcza wyróżniała się zimnym, głębokim i dobrze natlenionym hypolimnionem. Według Bajkiewicz-Grabowskiej (2008) obejmuje on około 77% objętości wód tego jeziora. Chociaż nie wykazano istotnych statystycznie (dla $p < 0,05$) zależności między koncentracją Fe_{og} a zawartością P w tym jeziorze, to można przypuszczać, że

jego hypolimnion stanowi skuteczną pułapkę dla sedymentującego wraz z zawieszoną mineralną i organiczną fosforu. W pozostałych badanych jeziorach typu sielawowego, z reguły silniej zeutrofizowanych, mechanizm wiązania P na związkach żelaza nie może powodować trwałej immobilizacji fosforu w osadach dennych ze względu na deficyty zawartości tlenu w głębszych warstwach wód, nawet przy znaczącej zawartości żelaza.

We wszystkich badanych jeziorach typu sielawowego, w których pionowy rozkład zawartości tlenu latem opisywała krzywa tlenowa klinogradowa, przy dnie zwiększały się w tym czasie stężenia azotu amonowego, azotynowego oraz fosforu, osiągając wartości kilkukrotnie większe niż w epilimnionie. Wzrost zawartości TP i fosforanów w tej warstwie wód latem był istotnie statystycznie skorelowany ze spadkiem zawartości tlenu (odpowiednio $r = -0,51$ i $r = -0,61$) i nasycenia tym gazem (odpowiednio $r = -0,54$ i $r = -0,62$). W warunkach narastania deficytów zawartości tlenu w izolowanych warstwach wód osady denne mogą dostarczać znaczących ilości fosforu do hypolimnionu. Mechanizm ten, określany mianem zasilania wewnętrznego, odgrywa – w miarę wzrostu trofii – coraz większą rolę w zwiększaniu podaży fosforu w ekosystemie jezior (Boström i in. 1988, Kleiner i Stabel 1989, Kentzer 2001, Nürnberg 2009). Uwolnione w ten sposób do wód interstycjalnych biogeny mogą ponownie dostać się do warstwy trofogenicznej (Kentzer 2001, Selig i Schlunbaum 2003). W przypadku fosforu istotne znaczenie ma mechanizm pionowego transportu, uruchamiany szczególnie w wyniku zmniejszania potencjału oksydoredukcyjnego w okresach stagnacji, ale i też pod wpływem mieszania wody w okresach cyrkulacji. Głównym mechanizmem wychodzenia azotu amonowego z osadów jeziornych jest natomiast dyfuzja. Tempo obu tych procesów zależy od warunków tlenowych (Forsberg 1989, Shaw i Prepas 1990, Höhener i Gächter 1994, Nürnberg 1994, Thaler i Tait 1995, Van der Molen i in. 1998, Spears i in. 2007).

Zjawisko wewnętrznego zasilania mogło więc występować we wszystkich badanych jeziorach, w których latem zawartość tlenu przy dnie obniżała się do wartości śladowych. Szczególnym nasileniem wyróżniało się na przełomie stagnacji letniej i cyrkulacji jesiennej, kiedy zawartość tlenu w przydennych warstwach wód była najmniejsza. Nürnberg (1985) twierdzi, że w tym krytycznym okresie nawet 68% fosforu wypływającego z dolnego hypolimnionu może być włączane w biomasę lub pozosta-

wać w warstwie trofogenicznej w formie potencjalnie dostępnych fosforanów, a tylko 1/3 wynoszonego fosforu jest ponownie wytrącana do osadów.

W zbiornikach wyróżniających się korzystnymi warunkami tlenowymi, których miarą było występowanie latem krzywej tlenowej heterogradowej oraz zawartość O_2 w hypolimnionie ($> 2,0 \text{ mg dm}^{-3}$ i 20% nasycenia), w okresie letnim ilość fosforu przy dnie także wzrastała, jednak nie tak drastycznie. Zwiększenie się koncentracji P w tej warstwie wód związane było ze wzrostem ilości wolnego CO_2 . Świadczyć o tym może korelacja między zawartością tego gazu a koncentracją fosforu ogólnego i fosforanów w przydennych warstwach wód (odpowiednio $r = 0,47$ i $r = 0,51$, dla $p < 0,05$). W takich warunkach następowało rozpuszczanie węglanu wapnia i uwalnianie fosforanów związanych na kalcycie, na co wskazuje istotna statystycznie ujemna korelacja tych ostatnich ze wskaźnikiem LSI oraz jego niektórymi składowymi (twardość wapniowa, alkaliczność). Nasilenie zasilania wewnętrznego w badanych jeziorach typu sielawowego zyskiwało więc na znaczeniu w miarę wzrostu poziomu ich trofii.

W badanych jeziorach istnieje także istotny statystycznie (dla $p < 0,05$), dodatni związek między zawartością fosforu ogólnego i fosforanów a koncentracją krzemionki, zarówno w warstwach powierzchniowych (odpowiednio $r = 0,23$ i $r = 0,48$), jak i przydennych (w obu przypadkach $r = 0,35$). Istnienie takiej zależności może świadczyć o wyczerpywaniu dostępnego w warstwach powierzchniowych w postaci mineralnej fosforu przez okrzemki w procesie fotosyntezy. W przydennych natomiast – o uwalnianiu P i krzemionki podczas rozkładu obumarłych szczątków roślinnych zawartych w osadach organicznych (Haertel i in. 1995). Zdaniem Ciesielczuka (1999) wzrost ilości krzemionki może być wskaźnikiem postępującej eutrofizacji wód. Z reguły większą koncentracją SiO_2 wyróżniaty się jeziora bardziej żyzne (Mielno, Maróz, Święte oraz Bełdany).

Wydajność rybacka jezior w latach 50. i 60. XX wieku na terenie Polski wynosiła średnio około 26 kg ha^{-1} (Zawisza 1965, cyt. za Kapusta i in. 2020). Obecnie nie przekracza już $10,0 \text{ kg ha}^{-1}$ (Wołos i in. 2011, 2017). Spadkowy trend w odłowach jest widoczny też niemal we wszystkich badanych jeziorach. Przyczyn redukcji nakładu połowowego należy upatrywać zarówno w pogorszeniu jakości wód (eutrofizacja i zanieczyszczenie jezior oraz wzrost antropopresji), przemianach gospodarczych i własnościowych w rybactwie, jak i czynnikach rynkowych (Wołos 1998, 2009, Kubiak i Machula 2011, Marszelewski i Solarczyk 2011). Wśród nich, z całą pewnością, należy wymienić zmiany w stosowaniu technik i narzędzi połowowych, w tym

zmniejszenie znaczenia sprzętu ciągnionego (niewody i przywłoki), także w konsekwencji przemian klimatycznych (krótkie i łagodne zimy). Od kilkunastu lat zmniejszała się ilość zatrudnionych rybaków jeziorowych, a jednocześnie zwiększał się areal jezior przypadający na jednego pracownika (Wołos i in. 2011, 2017).

Połowory koregonidów w Polsce obniżyły się z blisko 700 ton w latach 70. ubiegłego wieku (Szczerbowski i in. 1993) do niespełna 250 ton w 2016 roku, co odpowiada przeciętnej wydajności ok. $0,83 \text{ kg ha}^{-1}$ (Wołos i in. 2017). W ostatnich kilkunastu latach sielawa stanowiła stosunkowo niewielki odsetek w odłowach komercyjnych (około 5-10% udziału) pod względem biomasy, a pod względem wartości aż 13% (Kapusta i in. 2020). Sielawa i sieja należały i nadal należą więc do gatunków najcenniejszych gospodarczo, a narybek koregonidów – do najbardziej poszukiwanego na rynku materiału zarybieniowego (Czerniejewski i Wawrzyniak 2008, Zakęś i Demska-Zakęś 2011, Zakęś i in. 2015, Mickiewicz 2018). W ostatniej dekadzie był on wsiedlany do blisko 25% ogółu użytkowanych rybacko – pod względem powierzchni – polskich jezior (Mickiewicz 2011, Wołos i Mickiewicz 2017). Jeziora typu sielawowego na terenie województwa warmińsko-mazurskiego stanowią zaledwie 8% ogólnej liczby, ale aż 49% całkowitego areалу wód (Zdanowski i in. 2009). Koregonidami zarybia się tu analogiczny odsetek wód, czyli obecnie także tylko około jednej czwartej ich powierzchni. Mimo wieloletnich zarybień ich pogłowie, mierzone wydajnością odłowów komercyjnych, utrzymywało się w ostatniej dekadzie na niskim, niemal niezmiennym poziomie (Wołos i in. 2011, 2017), a sieja na terytorium Polski posiada wciąż status gatunku narażonego na wyginięcie.

Można wobec tego przypuszczać, że jakość wód większości jezior typu sielawowego nie jest obecnie odpowiednia dla posiadających specyficzne wymagania środowiskowe ryb z rodzaju *Coregonus*. Podstawowym ograniczeniem są niekorzystne warunki tlenowe (Kubiak i Machuła 2011), które w porównaniu do lat 60. lub 70. XX wieku (Olszewski i Paschalski 1959, Patalas 1960a, b, Olszewski i in. 1978, Zdanowski i in. 1984) uległy pogorszeniu także w tych zbiornikach (Cydzik i in. 1995, 2000, Zdanowski 2003, Zdanowski in. 2006, Pyka i in. 2007b, Marszelewski i Solarczyk 2011, WIOŚ 2012, 2013).

Koregonidy tworzyły silne, stabilne populacje w tych spośród badanych jezior typu sielawowego, które wyróżniały się najmniejszą żyznością, korzystnymi warunkami tlenowymi oraz najlepszym stanem ekologicznym. Do tej grupy należały jeziora

Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego (Białe Filipowskie, Hańcza i Wigry), niektóre ze zbiorników systemu rzek Marózki i górnej Łyny (Pluszne, Łańskie) oraz trzy spośród położonych w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich (Dejguny, Mamry Północne i Dargin). Łańskie i Maróz należały niegdyś do jezior, w których odłowy sielawy były blisko czterokrotnie większe niż obecnie i wynosiły przeciętnie ok. 15-17 kg ha⁻¹, a maksymalna wydajność osiągała blisko 49 kg ha⁻¹ (Wołos 1998).

Sielawa i sieja, jako ryby tlenu- i zimnolubne preferują latem przebywanie w chłodnych, środkowych warstwach dobrze natlenionego hypolimnionu, a w poszukiwaniu pokarmu zapuszczają się okresowo do strefy cieplejszej termokliny (Świerzowski 1999, Winfield i in. 2004, Doroszczyk i in. 2007, Godlewska i in. 2014). Gatunek ten żeruje więc głównie w strefie pelagialu i odżywia się zooplanktonem, który przyczynia się w głównej mierze do regeneracji puli fosforanów, wyżerając glony planktonowe oraz detrytus i bakterie (Ejsmont-Karabin i in. 2004). Poza okresami żerowania sielawa migruje do głębszych partii jeziora. Wydalając tam produkty przemiany materii dokonuje „transferu” fosforu z warstwy trofogenicznej. Przy znacznej liczebności i biomasy ryb ilość wydalanego fosforu może być istotna w porównaniu do całej jego puli dostępnej w wodzie. Wybiórczość pokarmowa sielawy w stosunku do dużych, drapieżnych form zooplanktonu (Czarkowski i in. 2007) może skutkować ograniczeniem ich presji na pożądany w ekosystemie zooplankton filtrujący i ograniczać eutrofizację wód. Wysoki udział koregonidów w ichtiofaunie jest więc pożądany ze względów ekologicznych. Tymczasem rosnący wraz z trofią odsetek gatunków głównie karpowatych, może być katalizatorem niekorzystnych zmian w ekosystemie jeziora. Karpowate przebywają i odżywiają się głównie w strefie litoralu i sublitoralu, a żerując na roślinach czy bentosie mogą się przyczyniać do wprowadzania w obieg fosforu skumulowanego w pokarmie. Ponadto młodociane stadia tych ryb preferują zooplankton filtrujący (Wójcik 2004).

W jeziorach mało żyznych, które charakteryzują się dobrymi warunkami tlenowymi, najpoważniejszym zagrożeniem dla stabilności populacji sielawy może być wyczerpanie jej bazy pokarmowej wskutek nadmiernego zagęszczenia ryb (Godlewska i in. 2014). W jeziorach nieco zasobniejszych w biogeny, b-mezotroficznym, w których skutkiem postępującej eutrofizacji jest występowanie latem w termoklinie minimum tlenowego, warunki bytowe koregonidów nie zależą już głównie od bazy pokarmowej. Ryby, trafiając od góry na barierę tlenową ($O_2 < 1,5-2,0 \text{ mg dm}^{-3}$) (Bernatowicz i in. 1975, Godlewska i in. 2014), mogą zostać odcięte od zasobów pokar-

mowych (Napiórkowska-Krzebietke i in. 2020a), a w konsekwencji, będąc w słabej kondycji nie przystępować jesienią do rozrodu (Doroszczyk i in. 2007). Gdy jednocześnie postępuje narastanie deficytów tlenu od warstw przydennych w górę hypolimnionu, koregonidy trafiają w pułapkę, tzn. strefa ich przebywania ograniczana jest brakiem tlenu jednocześnie z dwóch stron. W takich okolicznościach może dochodzić do załamania się stabilności populacji tych ryb. W zbiornikach silnie zeutrofizowanych, w których latem stale lub okresowo występują niekorzystne warunki tlenowe, koregonidy mogą się utrzymać tylko dzięki systematycznym zarybieniom.

System oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie ichtiofauny (LFI) opiera się na tzw. modelach referencyjnych, wywodzących się z typologii rybackiej. Przykładowe (referencyjne) jezioro sielawowe, które opracowano na podstawie danych o środowisku i ichtiofaunie polskich jezior z lat 60. ubiegłego wieku, wyróżnia się znaczącym udziałem koregonidów, głównie sielawy oraz nieprzekraczającym 50% udziałem ryb karpiowatych, z dominacją dużych sortymentów leszcza i płoci. Wśród drapieżników przeważa szczupak, a nie występuje sandacz (Sprawozdanie... 2007).

Większość badanych jezior charakteryzowała się dobrym lub bardzo dobrym stanem ekologicznym pod względem struktury i składu ichtiofauny. Jedynie Wigry – tylko w początkowych latach badań – wyróżniały się stanem umiarkowanym. W latach 2000-2002 uzyskały natomiast bardzo dobrą lub dobrą ocenę stanu ekologicznego w oparciu o dane dotyczące fitoplanktonu. W kolejnych sezonach stan ekologiczny tego zbiornika – pod względem ichtiofauny – systematycznie się poprawiał. W dekadzie poprzedzającej badania hydrobiologiczne w tym zbiorniku w odłowach dominowały ryby karpioвате, a zwłaszcza niepożądane w tego typu zbiorniku małe ich sortymenty. W tym czasie ograniczono odłowy gatunków litoralowych, zwłaszcza szczupaka. Systematycznie zwiększał się natomiast udział koregonidów.

Z badań Doroszczyka i in. (2007) wynika, że mimo występowania w jeziorach bardzo licznych populacji sielawy, przeważająca ich część może nie osiągać wymiaru ochronnego, nie będzie więc łowiona typowymi narzędziami rybackimi. Powyższe przypadki dowodzą, że informacje o stanie ekologicznym jeziora, wynikające ze składu i struktury jego ichtiofauny, uzyskane jedynie na podstawie analizy odłowów gospodarczych mogą być niemiarodajne. Odłowy rybackie przeprowadza się w takim terminie, miejscu i za pomocą tak dobranych środków i narzędzi, by ich efekt był jak najkorzystniejszy ekonomicznie. Z założenia posiadają więc one charakter

celowy i selektywny. Do podobnych wniosków skłaniają prace Kapusty i in. (2017) oraz Arlinghausa (2018).

Badane jeziora typu sielawowego, w których latem z reguły wykształcała się krzywa tlenowa typu klinogradowego, a poniżej warstwy metalimnionu zawartość tlenu obniżała się do ilości śladowych, należały do najżyźniejszych. Były to jeziora kompleksu WJM położone poniżej Mamr Północnych. W tych silnie zeutrofizowanych zbiornikach (Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie, Mikołajskie i Bełdany), charakteryzujących się dużą zasobnością w fosfor, zwiększoną produkcją fitoplanktonu oraz niską przezroczystością wód, koregonidy w odłowach nie występowały, bądź pojawiały się jedynie sporadycznie (Niegocin). Mniej licznie reprezentowane, w porównaniu do wymienionych wyżej jezior mezotroficznych, były też gatunki litoralne (lin, szczupak, karaś pospolity), a przeważały – „małe” karpowate (sortymenty leszcza M, płoci M i krąp). Znaczący był natomiast, od ok. 11 do ok. 21%, udział sandacza, który preferuje wody mętne, a więc silnie zeutrofizowane (Wołos i Czerwiński 2008). Jeziora powyższe, pod względem morfologii mis jeziornych, są zbiornikami typu sielawowego, jednak skład i struktura ichtiofauny, odzwierciedlające przeciwieństwo warunki środowiskowe, mówią nie tylko o gorszym stanie troficznym i ekologicznym, ale też o odmiennej od modelowej specyfice funkcjonowania ich ekosystemów. Wśród jezior należących do tej grupy dwa z nich, Tałty-Ryńskie i Bełdany, wyróżniają się niewielką wydajnością rybacką, nieznacznie tylko większą niż czyste i najmniej żyzne Białe Filipowskie czy Hańcza. Mała wydajność tych ostatnich jest związana z ich niską trofią, zaś tych pierwszych – może albo wynikać ze specyfiki prowadzonej gospodarki rybackiej, albo być konsekwencją wysokiej żyzności i związanej z tym przebudowy struktury ichtiofauny w kierunku dominacji drobnych karpowatych i/lub tzw. gatunków małowartościowych, czyli gatunków raczej obecnie nie odławianych. Tałtowisko, Jagodne czy Mikołajskie wyróżniają się z kolei ponadprzeciętną wydajnością rybacką. Przy nadal pogarszających się warunkach środowiskowych produkcja rybacka w tych jeziorach może się jednak gwałtownie załamać. O degradacji ekologicznej ich wód i nadal wysokim zagrożeniu tych zbiorników eutrofizacją świadczy fakt, że Mikołajskie jeszcze kilka dekad temu należało do najzasobniejszych w koregonidy jezior Polski (Wołos 1998).

Podsumowując, głównym czynnikiem powodującym ustępowanie koregonidów z badanych jezior typu sielawowego są niekorzystne warunki tlenowe, będące

następstwem eutrofizacji. Ograniczają one możliwość przebywania tych ryb w pelagialu, w optymalnych dla nich warunkach termicznych, a także pozbawiają dostępu do pokarmu. Sielawa w jeziorach bardziej zeutrofizowanych przyrasta wolniej (Czerniejewski i in. 2007). Deficyty zawartości tlenu, występujące w najżyźniejszych z tych zbiorników, mają często charakter trwały. Wskutek niepełnego jesienno-mieszanego mogą się one bowiem utrzymywać także po ustąpieniu uwarstwienia termicznego. Stanowi to zagrożenie dla rozrodu tych tlenolubnych ryb i rozwoju ich larw (Kubiak i Machula 2011). Wydaje się więc, że poza najmniej zeutrofizowanymi jeziorami, wyróżniającymi się stale lub okresowo dobrymi warunkami tlenowymi w meta- i hypolimnionie latem (Hańcza, Białe Filipowskie, Wigry, Łańskie, Pluszne), utrzymanie populacji koregonidów bez wspomaganie zarybieniami jest niemożliwe. Wskazują na to badania Bnińskiej (1998), Leopolda i in. (1998), Rösch 1998, Wołosa (1998) i Kozłowskiego (2004), których wyniki mówią, że gospodarka sielawowa w Polsce od wielu lat opiera się głównie na zarybieniach i zależy od ich poziomu.

Ogólnie, ich efektywność zależy od różnych czynników: ekonomicznych i pozaekonomicznych (Turkowski 2002, Czerniejewski i in. 2008). Efektywność ekonomiczna zarybień sielawą i sieją w Polsce jest dobra, co potwierdzają badania Mickiewicza (2012). Od zarybienia do odłowu sielawy jako ryby towarowej mijają przeważnie dwa-trzy lata, co wynika z tempa wzrostu tego gatunku (Szczerbowski 1978, Kozłowski i in. 2010). W tym czasie jakość wód w zbiorniku, do którego został wpuszczony wylęg lub narybek może pogorszyć się na tyle, że przeżyje – z różnych względów – zaledwie niewielka ilość wsiedlonego materiału. Gdy taka sytuacja nałoży się z intensywnymi odłowami starszych roczników, w kolejnych latach nastąpić może załamanie populacji. Podobne fluktuacje w odłowach gospodarczych opisywane są w literaturze jako typowe dla sielawy (Kapusta i in. 2020).

Z powyższego wynika, że gospodarka koregonidami, szczególnie wrażliwymi na niekorzystne zmiany w środowisku, wymaga starannego podejścia w planowaniu zarówno zarybień, jak i odłowów. Konieczne jest uprzednie rzetelne rozpoznanie abiotycznych i biotycznych warunków w jeziorach (stan trofii i czystości wód, jakość bazy pokarmowej, konkurencja międzygatunkowa, przeżywalność i wzrost, drapieżnictwo i pasożytnictwo). W przeciwnym razie aspekt racjonalności gospodarki rybackiej, prowadzonej w jeziorach, w których bytują te cenne gatunki ryb, może stać się dyskusyjny.

5. WNIOSKI

1. Badane jeziora typu sielawowego różniły się pod względem zasobności w fosfor. Najmniejszą żyznością, na poziomie mezo-eutrofii, wyróżniały się Hańcza, Białe Filipowskie, Wigry, Łańskie i Pluszne. Pozostałe jeziora były silniej zeutrofizowane. O sezonowych zmianach zawartości fosforu i jego form w wodach badanych jezior decydowały w głównej mierze warunki tlenowe, miktyczne i morfometryczne.
2. Ogólnie, typ uwarstwienia tlenowego oraz występowanie deficytów tlenowych w meta- i hypolimnionie jezior były istotnie powiązane z ilością fosforu w powierzchniowych warstwach wód wiosną. Tylko w najmniej żywnych jeziorach wielkość produkcji pierwotnej latem, wyrażona widzialnością krążka Secchiego i zawartością chlorofilu *a*, była ściśle powiązana z koncentracją fosforu w okresie cyrkulacji wiosennej. Zbiorniki te wyróżniały się największym stosunkiem objętości hypo- do epilimnionu.
3. W większości badanych jezior typu sielawowego – poza Hańczą i Wigrami – fosfor nie był już czynnikiem limitującym produkcję pierwotną, o czym świadczą niskie (poniżej 20:1) wartości stosunku wagowego TN:TP.
4. W izolowanych warstwach wód silniej zeutrofizowanych jezior, w warunkach bez-tlenowych i przy obecności wolnego dwutlenku węgla, zachodziło uwalnianie fosforanów zawartych w wytrąconych do osadów dennych kompleksach Ca-P, czyli tzw. zasilenie wewnętrzne, a fosfor uwolniony w tych procesach mógł ponownie zasilać pulę P dostępnego dla producentów pierwotnych. Zjawisko to nie zachodziło lub miało bardzo ograniczony charakter w jeziorach mniej żywnych.
5. Dobrym wskaźnikiem intensywności współstrącania fosforanów na kalcycie, jak i możliwości uwalniania $PO_4\text{-P}$ z osadów dennych wskutek rozpuszczania węglanu wapnia w badanych jeziorach był indeks Langeliera (LSI). W miarę wzrostu żyzności malało znaczenie koprecypitacji fosforanów na kalcycie, jako mechanizmu trwałej immobilizacji fosforu w osadach dennych jezior, mimo znaczącego nasilenia tych procesów w warstwie trofogenicznej.
6. Do najbardziej zagrożonych przyspieszoną eutrofizacją można zaliczyć jezioro Łańskie i północną część Wigier. Pomimo tego, że wyróżniały się one dobrymi warunkami tlenowymi w warstwach wód położonych poniżej epilimnionu, to jed-

nocześnie bardzo wysokie wartości hypolimnetycznego powierzchniowego deficytu tlenowego świadczyły o znaczącym obciążeniu tych jezior materią allochtoniczną dostarczaną ze zlewni.

7. Koregonidy występowały stale w jedenastu spośród osiemnastu badanych jezior typu sielawowego. Niekorzystne warunki tlenowe (zawartość tlenu $< 2,0 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$) utrzymujące się latem w głębokich, chłodnych strefach wód, preferowanych przez sielawę i sieję ograniczały występowanie tych gatunków w pozostałych zbiornikach, głównie należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich. Duży udział sandacza w odłowach gospodarczych świadczył o postępującej degradacji jezior: Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie, Mikołajskie oraz Bełdany.
8. Do racjonalnego gospodarowania zasobami koregonidów w jeziorach typu sielawowego niezbędne jest posiadanie zarówno informacji na temat składu i struktury ichtiofauny, jak i danych hydrobiologicznych. Dopiero na ich podstawie można określić stan jakości środowiska i wnioskować na temat funkcjonowania ekosystemów tych jezior oraz właściwie nimi zarządzać.

6. LITERATURA

1. Ambrosetti W., Barbanti L. 2001 – Temperature, heat content, mixing and stability in Lake Orta: a pluriannual investigation – *J.Limnol.*, 60(1): 60-68.
2. Arlinghaus R. 2018 – Zarybianie - 10 zasad postępowania – W: Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 61-68.
3. Barańkiewicz D., Siepak J. 1994 – The contents and variability of TOC, POC and DOC concentration in natural waters – *Pol. J. Envir. Stud.* 3(2): 15-18.
4. Bajkiewicz-Grabowska E. 2008 – Naturalna podatność jeziora Hańcza na eutrofizację – W: Środowisko i ichtiofauna jeziora Hańcza (Red.) J. Kozłowski, P. Poczyczyński, B. Zdanowski, Wyd. IRS Olsztyn: 37-42.
5. Bajkiewicz-Grabowska E. 2010 – Czyste jeziora Pomorza – diagnoza. Badania limnologiczne, nr 7 – Katedra Limnologii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 74 s.
6. Bernatowicz S., Dembiński W., Radziej J. 1975 – Sielawa – PWRiL, Warszawa, 284 s.
7. Bnińska M. 1988 – Gospodarka koregonidami na tle jakości środowiska – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska. Wyd. IRS, Olsztyn: 29-43.
8. Bonisławska M., Tański A., Nędzarek A., Tórz A. 2012 – Effect of the coagulants PAX and PIX on the embryonic development of pike (*Esox lucius* L.) – *Limnol. Review* 12 (3): 125-132, DOI: 10.2478/v10194-012-0052-6.
9. Boström S., Jansson M., Forsberg C. 1982 – Phosphorus release from lake sediments – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18: 5-39.
10. Boström S., Persson G., Broberg B. 1988 – Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems – *Hydrobiologia* 170: 133-155.
11. Carlson R.E. 1977 – A trophic state index for lakes – *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
12. Carlson R.E., Simpson J. 1996 – A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods – North American Lake Management Society, 96 p.
13. Carpenter R.S., Cole J.J., Kitchell J.F., Pace M.L. 1998 – Impact of dissolved organic carbon, phosphorus, and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes – *Limnol. Oceanogr.* 43(1): 73-80.
14. Cerco C.F. 1989 – Measured and modeled effects of temperature, dissolved oxygen and nutrient concentration on sediment-water nutrient exchange – *Hydrobiologia* 174(3): 185-194.
15. Ciesielczuk T. 1999 – Występowanie krzemianów w wodzie jezior oraz ich wpływ na proces eutrofizacji wód – W: Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior (Red.) A. Choiński, J. Jańczak. Konferencja Limnologiczna, 20-22 września, Radzyń k. Sławy: 35-44.
16. Colby P.J., Spangler B.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972 – Effects of eutrofication on salmonid communities in oligotrophic lakes – *J. Fish. Res. Bd Can.* 29/6: 975-983.

17. Cydzik D., Kudelska D., Soszka H. 1995 – Atlas stanu czystości jezior badanych w Polsce w latach 1989-1993 – Wyd. IKŚ, Warszawa, 650 s.
18. Cydzik D., Kudelska D., Soszka H. 2000 – Atlas stanu czystości jezior badanych w Polsce w latach 1994-1998 – Wyd. IKŚ, Warszawa, 330 s.
19. Czarkowski T.K., Martyniak A., Kapusta A., Wójcik A., Bowszys M., Wziętek B., Szamańska U., Kozłowski J. 2007 – Feeding ecology of vendace, *Coregonus albula* (L.) in lake Wigry (Northeastern Poland) – Arch. Pol. Fish. 15(2): 117-128.
20. Czerniejewski P., Wawrzyniak W., Stepanowska K. 2007 – Variability of length and weight growth rates in the vendace *Coregonus albula* (L.) from some Western Pomeranian lakes – Acta Sci. Pol., Piscaria 6 (3-4): 13-32.
21. Czerniejewski P., Wawrzyniak W. 2008 – Management of vendace (*Coregonus albula* (L.)) in the lakes of northwest Poland in the late twentieth and early twenty-first centuries – Arch. Pol. Fish. 14(1): 105-121.
22. Czerniejewski P., Wawrzyniak W., Stepanowska K. 2008 – Vendace, *Coregonus albula* (L.) fisheries in major lakes of the Ińsko Landscape Park – EJPAU 11(1), #22.
23. Dillon P.J., Rigler F.H. 1974 – The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes – Limnol. Oceanography, 19(5): 767-773, DOI:10.4319/lo.1974.19.5.0767
24. Dillon P.J., Rigler F.H. 1975 – A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status – J. Fish. Res. Bd. Can., 32: 1519-1531.
25. Dodds W. 2003 – The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems – J. Phycol., 39: 840-849. DOI: 10.1631/jzus.B0710626
26. Doroszczyk L., Długoszewski B., Kanigowska E., Godlewska M. 2007 – Hydroacoustic monitoring of vendace in selected Mazurian lakes – Arch. Pol. Fish. 15(2): 129-140.
27. Dunalska J., Zdanowski B., Stawecki K. 2003 – Variability of dissolved organic carbon (DOC) and particulate organic carbon (POC) in the waters of Lake Wigry – Limnol. Review. 3: 59-64.
28. Dunalska J., Zdanowski B., Stawecki K., Pyka J. 2006 – Organic carbon as an indicator of variations in the trophic state of two lakes located in the upper reaches of the Łyna River (Mazurian Lakeland, Poland) – Arch. Pol. Fish. 14(2): 271-282.
29. Edstrom Industries 2003 – Scale-forming tendency of water, rev. 11/03 – Waterford, Wisconsin, 7 p.
30. Ejsmont-Karabin J., Gorelysheva Z., Kalinowska K., Węgleńska T. 2004 – Role of zooplankton (*Ciliata*, *Rotifera* and *Crustacea*) in phosphorus removal from cycling: lakes of the river Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland) – Pol. J. Ecol. 52(3): 275-284.
31. Forsberg C. 1989 – Importance of sediments in understanding nutrient cycling in lakes – Hydrobiologia, 176/177: 263-277.
32. Galvez J.A., Niell F., X. 1993 – Sedimentation and mineralisation of seston in a eutrophic reservoir with a tentative sedimentation – In: Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Modelling. An Overview (Eds) M. Straskraba, J.G. Tundisi, A. Duncan. Kluwer Academic Publisher: 119-120.

33. Garcia-Ruiz R., Parra G., Guerrero F. 2001 – Sedimentation of phosphorus fractions and temporal variation in the C:P ratio in La Concepción reservoir, southern Spain – *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 35: 711-723.
34. Gliwicz M. 1979 – Metalimnetic gradients and trophic state of lake epilimnia – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 37: 121-145.
35. Godlewska M., Doroszczyk L., Długoszewski B., Kanigowska E., Pyka J. 2014 – Long-term decrease of the vendace population in Lake Pluszne (Poland) - result of global warming, eutrophication or both? – *Ecohydrol. Hydrobiol.* 14 (2014): 89-95.
36. Golterman H.L. 1973 – Vertical movement of phosphate in freshwater – In: *Environmental Phosphorus Handbook* (Eds) E.J. Griffith, A. Beeton, J.M. Spencer, D.T. Mitchell. A Wiley-Interscience Publication: 509-539.
37. Golterman H.L. 1988 – Reflections on fractionation and bioavailability of sediment bound phosphate – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 30: 1-4.
38. Górniak A., Zieliński P. 1999 – Rozpuszczone związki węgla organicznego w jeziorze Wigry – W: *Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych* (Red.) B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak. Wyd. IRS, Olsztyn: 141-153.
39. Guilford J.P. 1965 – *Fundamental statistics in psychology and education* – McGraw-Hill Book Company, Nowy Jork, 565 s.
40. Haertel L., Duffy W.G., Kokesh D.E. 1995 – Influence of vegetated wetlands on the water quality of two glacial prairie lakes – *J. Minn. Acad. Sci.*, 59(4): 1-10.
41. Hart B., Roberts S., James R., O'Donohue M., Taylor J., Donnert D., Furrer R. 2003 – Active barriers to reduce phosphorus release from sediments: effectiveness of three forms CaCO_3 – *Aust. J. Chem.*, 56: 207-217.
42. Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B., Zerbe J. 1999 – *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków* – Arkady, Warszawa, 847 s.
43. Hillbricht-Ilkowska A. 1994 – Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego oraz niektóre zależności pomiędzy ładunkiem a wskaźnikami trofii jezior – W: *Jeziora Suwalskiego Parku Krajobrazowego. Związki z krajobrazem, stan eutrofizacji i kierunki ochrony* (Red.) A. Hillbricht-Ilkowska, R. Wiśniewski. *Zesz. Nauk. PAN „Człowiek i Środowisko”* 7: 201-214.
44. Hillbricht-Ilkowska A., Kajak Z. 1985 – Struktura i funkcjonowanie ekosystemów jeziornych różnej trofii wyrażone wskaźnikami limnologicznymi – W: *Metody badań i oceny jakości wód powierzchniowych* – Mat. Konf. JAWPRAC, Warszawa, 2 – 3 IV 1985: 121-132.
45. Hillbricht-Ilkowska A., Kajak Z. 1986 – Parametry i wskaźniki przydatne do kontroli zmian funkcjonalnych i strukturalnych w ekosystemach jeziornych ulegających procesowi eutrofizacji – W: *Monitoring ekosystemów jeziornych* (Red.) A. Hillbricht-Ilkowska. Wyd. PAN, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Łódź: 23-45.
46. Hillbricht-Ilkowska A., Zdanowski B. 1988a – Changes in lake ecosystems connected with the power-generating industry (The outline of problem). The Konin lakes as the study sites – *Ecol. Pol.*, 36 (1-2): 5-21.

47. Hillbricht-Ilkowska A., Zdanowski B. 1988b – Main changes in the Konin lakes system (Poland) under the effect of heated-water discharge pollution and fishery – *Ecol. Pol.*, 36 (1-2): 23-45.
48. Hodgkiss I.J., Lu S.H. 2004 – The effects of nutrients and their ratios on phytoplankton abundance in Junk Bay, Hong Kong – *Hydrobiologia*, 512(1-3):215-229, DOI: 10.1023/B:HYDR.0000020330.37366.e5
49. House W.A. 1999 – The physico-chemical conditions for the precipitation of phosphate with calcium – *Environ. Technol.*, 20 (7): 727-733.
50. Höhener P., Gächter R. 1994 – Nitrogen cycling across the sediment-water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake – *Aquat. Sci.* 65(2): 115-132, DOI 10.1007/BF00877203.
51. Hutchinson E.G. 1957 – *A Treatise on Limnology* – New York, John Wiley and Sons, INC, 1015 p.
52. Hutorowicz A., Napiórkowska-Krzebietke A. 2008 – Zbiorowiska fitoplanktonu w jeziorze Hańcza – W: *Środowisko i ichtiofauna jeziora Hańcza* (Red.) J. Kozłowski, P. Poczyczyński, B. Zdanowski. Wyd. IRS Olsztyn: 93-102.
53. Hutorowicz A., Pasztaleniec A. 2014 – Phytoplankton Metric of ecological status assessment for Polish lakes and its performance along nutrient gradients – *Pol. J. Ecol.* 62: 525-542.
54. Kajak Z. 1983 – Ecological characteristics of lakes in North-Eastern Poland vs. their trophic gradient. XII. Dependence of chosen indices of structure and functioning of ecosystems of different trophic status and mictic type for 42 lakes – *Ekol. Pol.*, 31(2): 495-530.
55. Kajak Z. 1976 – Sedymentacja a eutrofizacja wód – Materiały z konferencji na temat „Nawożenie a eutrofizacja wód”, Towarzystwo Naukowe Organizacji i Kierownictwa oddział w Zielonej Górze, Zielona Góra 17-18 maja 1976: 141-162.
56. Kapusta A., Bogacka-Kapusta E., Wołos A. 2020 – Fish and Fisheries in the Lakes of Northeastern Poland – In: *Polish River Basins and Lakes, Part II, The Handbook of Environmental Chemistry 87* (Eds) E. Korzeniewska, M. Harnisz. Springer, Cham: 240-249, DOI: 10.1007/978-3-030-12139-6_14.
57. Kapusta A., Czarkowski T.K., Bogacka-Kapusta E. 2017 – Rekomendacje związane z wybranymi problemami gospodarowania zasobami ichtiofauny wód śródlądowych w Polsce, z uwzględnieniem połowów rekreacyjnych – W: *Użytkownik Wędkarski 2016. Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju* (Red.) M. Mizieliński. Wyd. Wieś Jutra, Warszawa: 94-115.
58. Kentzer A. 2001 – Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii – *Wyd. UMK, Toruń*, 111 s.
59. Khan F.A., Ansari A.A. 2005 – Eutrophication: An ecological vision – *Bot. Rev.*, 71(4): 449-482, DOI:10.1663/0006-8101(2005)071 [0449:EAEV] 2.0.CO;2.

60. Klapper H. 1992 – Calcite covering of sediment as a possible way of curbing blue-green algae – In: Eutrophication: research and application to water supply (Eds) D.W. Sutcliffe, J.G. Jones. Ambleside, UK, Freshwater Biological Association (FBA Special Publications, 3): 107-111.
61. Kleiner J., Stabel H.H. 1989 – Phosphorus transport to the bottom of Lake Constance – Aquat. Sci., 51 (3): 181-191, DOI 10.1007/BF00877741.
62. Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M. 2005 – Abiotic typology of Polish lakes – Limnologica 35: 145-150.
63. Koschel R., Benndorf J., Proft G., Recknagel F. 1983 – Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication – Arch. Hydrobiol. 98: 380-408.
64. Kozłowski J. 2004 – Efektywność podchowu i produkcji sielawy (*Coregonus albula* L.) z przyspieszonego wyklucia – Rozprawy i monografie, Wyd. UWM Olsztyn, 84, 57 s.
65. Kozłowski K., Kozłowski J., Poczyczyński P., Martyniak A. 2010 – Age and growth of vendace, *Coregonus albula* (L.), from Lake Wigry (northeast Poland) – Arch. Pol. Fish. (2010) 18: 239-245, DOI 10.2478/v10086-010-0027-7
66. Kubiak J. 2003 – Największe dimiktyczne jeziora Pomorza Zachodniego. Poziom trofii, podatność na degradację oraz warunki siedliskowe ichtiofauny – Akademia Rolnicza w Szczecinie, Rozprawy nr 214, 98 s.
67. Kubiak J., Machula S. 2011 – Habitat conditions for the ichthyofauna in the largest lakes in the West Pomerania Lake District – In: Fish management in a variable water environment (Eds) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, M. Wiśniewska. Agencja Wydawnicza „Argi” S.C. R. Błaszczak, P. Pacholec, J. Prorok, Olsztyn: 179-192.
68. Kufel L. 1976 – The role of bottom sediments in the regulation of phosphate concentration in Lakes – Pol. Arch. Hydrobiol., 23 (1): 5-15.
69. Kufel L., Kalinowska K. 1997 – Metalimnetic gradients and the vertical distribution of phosphorus in a eutrophic lake – Arch. Hydrobiol. 140 (3): 309-320.
70. Lange W., Maślanka W. 1994 – Próba oceny naturalnej tendencji jezior Pojezierza Mazurskiego – W: Problemy hydrologii regionalnej, Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Hydrograficznej, Karpacz 26-28 września 1994, Wrocław: 35-38.
71. Leopold M., Bnińska M., Nowak W. 1986 – Commercial fish catches as an index of lake eutrophication – Arch. Hydrobiol. 106: 513-524.
72. Leopold M., Wołos A., Bnińska M. 1998 – Prawidłowości i ocena gospodarki sielawowej w ujęciu wieloletnim – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska. Wyd. IRS, Olsztyn: 67-80.
73. Li B., Brett M.T. 2015 – The relationship between operational and bioavailable phosphorus fractions in effluents from advanced nutrient removal systems – Int. J. Environ. Sci. Technol., 12: 3317-3328, DOI: 10.1007/s13762-015-0760-y.
74. Lorenzen C.J. 1967 – Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations – Limnol. Oceanogr., 12: 343-346.

75. Lossow K., Gawrońska H., Łopata M., Teodorowicz M. 2006 – Role of lakes in phosphorus and nitrogen transfer in the river-lake system of the Marózka and the upper Łyna rivers – *Limnol. Review* 6(2006): 165-172.
76. Mahadev J., Hosamani S.P., Ahmed S.A. 2010 – Statistical multivariate analysis of lakes water quality parameters in Mysore, Karnataka, India – *World App. Sci. J.*, 8(11): 1370-1380.
77. Marszelewski W. 2005 – Zmiany warunków abiotycznych jeziorach północno-wschodniej Polski – Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń, 288 s.
78. Marszelewski W., Solarczyk A. 2011 – Changes in the oxygen status of lakes and their effect on pelagic ichthyofauna – In: *Fish management in a variable water environment* (Eds) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, M. Wiśniewska. Agencja Wydawnicza „Argi” S.C. R. Błaszczak, P. Pacholec, J. Prorok, Olsztyn:167-178.
79. Mickiewicz M. 2011 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w Polsce w 2010 roku – W: *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku* (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-34.
80. Mickiewicz M. 2012 – Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland – *Arch. Pol. Fish.* 20: 11-18, DOI: 10.2478/v10086-012-0002-6
81. Mickiewicz M. 2018 – Zarybienia polskich jezior, rzek i zbiorników zaporowych w aspekcie ekologicznej, społeczno-kulturowej i ekonomicznej funkcji gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: *Działania środowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej* (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 27-46.
82. Millero F., Huang F., Zhu X., Liu X., Zhang J. 2001 – Adsorption and desorption of phosphate on calcite and aragonite in seawater – *Aquat. Geochem.* 7: 33-56.
83. Mitchell J.S., Bailey R.C., Knapp R.W. 1996 – Abundance of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* in a warmwater plume: Effects of depth and temperature – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1705-1712.
84. Müller B., Wang Y., Dittrich M., Wehrli B. 2003 – Influence of organic decomposition on calcite dissolution in surficial sediments of a freshwater lake – *Water Res.* 37: 4524-4532.
85. Napiórkowska-Krzebietke A., Chybowski Ł., Prus P., Adamczyk M. 2020a – Assessment criteria and ecological classification of Polish lakes and rivers: limitations and current state – In: *Polish River Basins and Lakes, Part II, The Handbook of Environmental Chemistry* 87 (Eds) E. Korzeniewska, M. Harnisz. Springer, Cham: 295-325, DOI: 10.1007/978-3-030-12139-6_14.
86. Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. 2013 – A comparison of epilimnetic versus metalimnetic phytoplankton assemblages in two mesotrophic lakes – *Oceanol. Hydrobiol. St.* 42(4): 358-378.
87. Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. 2014 – Phytoplankton in an ecological status assessment of the vendace-type Lake Dejuny (northeastern Poland) – *Arch. Pol. Fish.* 22: 29-40, DOI: 10.2478/aopf-2014-0004.

88. Napiórkowska-Krzebietke A., Stawecki K., Pyka J.P., Zdanowski B., Zębek E. 2016 – Phytoplankton and the physicochemical background in an assessment of the ecological and trophic conditions in vendace-type lakes – *J. Elem.*, 21(1):159-172, DOI: 10.5601/jelem.2015.20.2.891.
89. Napiórkowska-Krzebietke A., Stawecki K., Pyka J.P., Hutorowicz J., Zdanowski B. 2013 – Phytoplankton in relation to water quality of mesotrophic lake – *Polish J. Environ. Stud.* 22: 793-800.
90. Napiórkowska-Krzebietke A., Zdanowski B., Bajkiewicz-Grabowska E., Stawecki K., Czarnecki B. 2020b – The Great Masurian Lakes: Hydrological Regime and Summer Phytoplankton – In: *Polish River Basins and Lakes, Part I. The Handbook of Environmental Chemistry 86* (Eds) E. Korzeniewska, M. Harnisz. Springer, Cham: 209-230 (DOI 10.1007/978-3-030-12123-5_11).
91. Napiórkowska-Krzebietke A., Zębek E. 2020 – Trends in the phytoplankton variability of the selected Polish lakes – In: *Polish River Basins and Lakes, Part II. The Handbook of Environmental Chemistry 87* (Eds) E. Korzeniewska, M. Harnisz. Springer, Cham: 27-53, DOI:10.1007/978-3-030-12139-6_2.
92. Neal C. 2001 – The potential for phosphorus pollution remediation by calcite precipitation in UK freshwaters – *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5(1): 119-131.
93. Nürnberg G.K. 1994 – Phosphorus release from anoxic sediments: What we know and how we can deal with it – *Limnetica*, 10: 1-4.
94. Nürnberg G.K. 1996 – Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish – *Lake Reserv. Manage.*, 12(4): 432-447, DOI: 10.1080/07438149609354283.
95. Nürnberg G.K. 2009 – Assessing internal phosphorus load-Problems to be solved – *Lake Reserv. Manage.*, 25(4): 419-432.
96. Nürnberg G.K. 1985 – Availability of phosphorus upwelling from iron-rich anoxic hypolimnia – *Arch. Hydrobiol.*, 104: 459-476.
97. Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P., Ylönen O. 2002 – Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient – *J. Fish Biol.*, 60: 593-612.
98. Olszewski P. 1971 – Trofia i saprobia – *Zesz. Nauk. WSR Olsztyn, C, Supl.* 3: 5-14.
99. Olszewski P., Paschalski J. 1959 – Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego – *Zesz. Nauk. WSR Olsztyn*, 4: 1-109.
100. Olszewski P., Tadajewski A., Lossow K., Więclawski F. 1978 – Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego, część II – *Zesz. Nauk. ART Olsztyn*, 7: 3-80.
101. Patalas K. 1960a – Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa – *Rocz. Nauk Roln., Ser. B*, 77(1): 223-242.

102. Patalas K. 1960b – Stosunki termiczne i tlenowe oraz przeźroczystość wody w 44 jeziorach okolic Węgorzewa – Rocz. Nauk Roln., Ser. B, 77(1): 105-222.
103. Persson L., Diehl S., Johansson L., Andersson G., Hamrin S. 1992 – Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory – Am. Nat. 140: 59-84.
104. Piasecki W.G., Zacharzewski D. 2010 – Influence of coagulants used for lake restoration on *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera) – Baltic Coastal Zone 14: 49-56.
105. Prejs A. 1978 – Eutrofizacja jezior a ichtiofauna – Wiad. Ekol. 14(3): 201-208.
106. Psenner R., Boström B., Dinka M., Pettersson K., Pucsko R., Sager M. 1988 – Sediment phosphorus group: Working group summaries and proposal for future research 4. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment – Arch. Hydrobiol. Beih., 30: 83-112
107. Pyka J.P., Stawecki K., Zdanowski B. 2007a – Variation in the contents of nitrogen and phosphorus in the heated water ecosystem of the Konin lakes – Arch. Pol. Fish. 15(4): 259-271.
108. Pyka J.P., Zdanowski B., Stawecki K., Prusik S. 2007b – Trends in environmental changes in the selected lakes of the Mazury and Suwałki Lakelands – Limnol. Review 7: 101-109.
109. Pyka J.P., Stawecki K., Zdanowski B. 2013 – Zmienność warunków troficznych Wielkich Jezior Mazurskich – XVII Ogólnopolska Konferencja Limnologiczna „Natural and Anthropogenic Transformations of Lakes“, 24-27 września 2013, Ryn: 66-67.
110. Ritterbusch D., Argillier C., Arle J., Białokoz W., Birzaks J., Blabolil P., Breine J., Draskiewicz-Mioduszevska H., Jaarsma N., Karotki I., Krause T., Kubečka J., Lauridsen T., Logez M., Maire A., Palm A., Peirson G., Říha M., Szlakowski J., Virbickas T., Poikane S. 2017 – Water Framework Directive Intercalibration: Central-Baltic Lake Fish fauna ecological assessment methods; Part A: Descriptions of fish-based lake assessment methods – EUR 28022 EN. DOI:10.2791/084375.
111. Robak S., Białokoz W., Chybowski Ł. 2004 – Ichtyofauna – W: Ekosystemy wodne Parku Narodowego „Bory Tucholskie” (Red.) B. Zdanowski. A. Hutorowicz, W. Białokoz. Wyd. IRS, Olsztyn: 233-240.
112. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. 2016 poz. 1187.
113. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 7 listopada 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. 2019 poz. 2149.
114. Rösch R. 1998 – Mass rearing of *Coregonus lavaretus* larvae on dry diets – Finnish Fish. Res., 9: 345-351.

115. Rzepecki M. 2012 – Dynamics of phosphorus in lacustrine sediments: The process of uptake/release of dissolved phosphorus by sediments in different habitats and lakes – *Pol. J. Ecol.* 60(4): 717-740.
116. Scheffer M. 1989 – Alternative stable states in eutrophic, shallow freshwater systems: a minimal model – *Hydrobiol. Bull.* 23: 73-83.
117. Scheffer M., Houser S.H., Meijer M-L., Moss B., Jeppesen E. 1993 – Alternative equilibria in shallow lakes – *Trends Ecol. Evol.* 8 (8): 275-279.
118. Schindler D.W. 2006 – Recent advances in the understanding and management of eutrophication – *Limnol. Oceanogr.* 51: 356-363.
119. Schindler D.W. 2012 – The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes – *Proc. Royal Soc. B: Biological Sciences* 279: 4322–4333.
120. Selig U., Schlunbaum G. 2003 – Characterisation and quantification of phosphorus release from profundal bottom sediments in two dimictic lakes during summer stratification – *J. Limnol.*, 62(2): 151-162.
121. Shankar B.S. 2014 – Determination of Scaling and corrosion tendencies of water through the use of Langelier and Ryznar Indices – *Sch. J. Eng. Tech.*, 2014, 2(2A):123-127.
122. Shaw J.F.H., Prepas E.E. 1990 – Relationships between phosphorus in shallow sediments and in the trophogenic zone of seven Alberta Lakes – *Wat. Res.*, 24, 551-556.
123. Siuda W. 2008 – Fosfor, azot i węgiel a ewolucja statusu troficznego Wielkich Jezior Mazurskich (WJM) – W: *Ochrona i rekultywacja wód Wielkich Jezior Mazurskich narzędziem rozwoju naukowego, gospodarczego, społecznego i kulturowego regionu* (Red.) I. Jasser, S. Robak, B. Zdanowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 43-64.
124. Skowron R. 1999 – Termiczna sezonowość wody powierzchniowej w jeziorach polskich - jej fluktuacje i tendencje – W: A. Choiński, J. Jańczak (Red.) *Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior*, Konferencja Limnologiczna, 20-22 września, Radzyń k. Sławy: 231-243.
125. Spears B.M., Carvalho L., Perkins R., Kirika A., Paterson D.M. 2007 – Sediment phosphorus cycling in a large shallow lake: spatio-temporal variation in phosphorus pools and release – *Hydrobiologia* 584(1): 37-48.
126. Spears B.M., Carvalho L., Perkins R., Kirika A., Paterson D. M. 2012 – Long-term variation and regulation of internal phosphorus loading in Loch Leven – *Hydrobiologia*, 681(1): 23-33. DOI: 10.1007/s10750-011-0921-z
127. Sprawozdanie z wykonania II etapu pracy: “Opracowanie i przetestowanie dla warunków polskich metody oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o badania ryb” – Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Olsztyn 2007, 16 s.
128. *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* 1999 – Am. Publ. Health ASN., New York, 1325 p.
129. Stangenberg M. 1936 – Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych Pojezierza Suwalskiego – *Inst. Bad. Lasów Państw.*, 16: 7-85.

130. Stawecki K., Zdanowski B. 2009a – Procesy dekalcyfikacji wód jeziora Wigry – Konferencja Edukacyjno-Naukowa „Jezioro Wigry”, 21-22 maja 2009 r., Stary Folwark: (dostęp 3 kwietnia 2019 r.).
131. Stawecki K., Zdanowski B. 2009b – Procesy zasilania wewnętrznego w fosfor wód jeziora Wigry – Konferencja Edukacyjno-Naukowa „Jezioro Wigry”, 21-22 maja 2009 r., Stary Folwark: (dostęp 3 kwietnia 2019 r.).
132. Stawecki K., Pyka J. P., Zdanowski B. 2007 – The thermal and oxygen relationship and water dynamics of the surface water layer in the Konin heated lakes ecosystem – Arch. Pol. Fish. 15(4): 247-258.
133. Stawecki K., Pyka J.P., Bajkiewicz-Grabowska E., Zdanowski B. 2013 – Zmienność warunków termiczno-tlenowych i hydrologicznych Wielkich Jezior Mazurskich – XVII Ogólnopolska Konferencja Limnologiczna „Natural and Anthropogenic Transformations of Lakes“, 24-27 września 2013, Ryn: 84-85.
134. Stawecki K., Zdanowski B., Dunalska J. 2003 – Seasonal changes in phosphorus concentrations in the waters of Lake Wigry – Lim. Rev., 3: 217-222.
135. Stawecki K., Zdanowski B., Mieczkowski J. 2005 – Chemiczne wskaźniki trofii jeziora Hańcza – W: Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne - procesy przyrodnicze oraz znaczenie społeczno-gospodarcze (Red.) T. Jankowski, M. Rzętała. Wyd. UŚ, Sosnowiec: 213-220.
136. Świerzowski A. 1999 – Lokalizacja i szacowanie zasobów ryb pelagicznych metodą akustyczno-połowową w wybranych jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego – W: Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych (Red.) B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak. Wyd. IRS, Olsztyn: 535-556.
137. Szczepański A. 1961 – Charakterystyka jeziora Hańcza – Pol. Arch. Hydrobiol. 9: 9-18.
138. Szczerbowski J.A. 1978 – Ocena tempa wzrostu sielawy, siei, leszcza, płoci i sandacza jako podstawy określania wymiaru gospodarczego – Broszury Rybackie nr 114.
139. Szczerbowski J.A. i in. 1993 – Rybactwo śródlądowe – Wyd. IRS, Olsztyn, 569 s.
140. Szczerbowski J.A., Zdanowski B. 1993 – Czynniki biotyczne – W: Rybactwo śródlądowe (Red.) J.A. Szczerbowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 63-99.
141. Tammeorg O., Horppila J., Laugaste R., Haldna M., Niemistö J. 2015 – Importance of diffusion and resuspension for phosphorus cycling during the growing season in large, shallow Lake Peipsi – Hydrobiologia (2015) 760: 133-144, DOI: 10.1007/s10750-015-2319-9.
142. Teodorowicz M. 2002 – Impact of a trout farm on the trophic condition of Lake Łańskie – Limnol. Review. 2: 407-416.
143. Teodorowicz M., Gawrońska H., Lossow K., Łopata M. 2006 – Impact of trout farms on the water quality in the Marózka River (Olsztyńskie Lakeland, Poland) – Arch. Pol Fish. 14(2): 243-255.
144. Thaler B., Tait D. 1995 – Restoration of a small meromictic lake: Effects on water chemistry and stratification – Limnologia, 25(3-4): 193-210.

145. Tórz A., Kubiak J., Nędzarek A. 2004 – Charakterystyka wybranych czynników hydrochemicznych jeziora Ińsko w latach 1982-2002 – W: Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne - funkcjonowanie, rewitalizacja i ochrona (Red.) A.T. Jankowski, M. Rzętała. Wyd. UŚ, Sosnowiec: 215-224.
146. Turkowski K. 2002. Uwarunkowania ekonomicznej efektywności zarybień jezior koregonidami – Rozprawy i monografie, Wyd. UWM, Olsztyn 68, 88 s.
147. Van der Molen D.T., Portielje R., Boers P.C.M., Lijklema L. 1998 – Changes in sediment phosphorus as a result of eutrophication and oligotrophication in Lake Veluwe, The Netherlands – Wat. Res., 32(11): 3281-3288.
148. Veronesi M.L., Barbieri A., Hanselmann K.W. 2002 – Phosphorus, carbon and nitrogen enrichment during sedimentation in a seasonally anoxic lake (Lake Lugano, Switzerland) – J. Limnol., 61(2): 215-223.
149. Vollenweider R. A. 1968 – Scientific fundamentals of eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication – OECD, Directorate for Sci. Affairs, Paris, DAS (CSI) 68, 27: 1-182.
150. Vollenweider R.A. 1989 – Eutrophication – In: Global Freshwater Quality-A First Assessment, (Eds) M. Maybeck, D. Chapman, R. Helmer. World Health Organization and The United Nations Environmental Programme: 107-120.
151. Winfield J.I., Fletcher J.M., James J.B. 2004 – Conservation ecology of the vendace (*Coregonus albula*) in Bassenthwaite Lake and Derwent Water, U.K. – Ann. Zool. Fenn. 41: 155-164.
152. WIOŚ, 2012 – Raport o stanie środowiska województwa warmińsko-mazurskiego w 2011 roku – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Olsztyn, 122 s.
153. WIOŚ, 2013 – Ocena jakości wód jezior badanych w 2012 roku – Komunikat nr 38, Olsztyn, 27 s.
154. Wiśniewski R.J. 1995 – Rola zasilania wewnętrznego w eutrofizacji zbiorników zaporowych – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź: 61-70.
155. Wiśniewski R.J., Zdanowski B. 2004 – Udział osadów dennych w krążeniu w jeziorach biopierwiastków: fosforu i azotu – W: Ekosystemy wodne Parku Narodowego „Bory Tucholskie“ (Red.) B. Zdanowski, A. Hutorowicz, W. Białokoz. Wyd. IRS, Olsztyn: 85-100.
156. Wójcik A. 2004 – Odżywianie się okonia, płoci, jazgarza i uklei w jeziorze Wigry – Rozprawa doktorska. UWM Olsztyn, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, 110 s.
157. Wołos A. 1998 – General characteristics of coregonid managements in 132 polish lakes – Arch. Pol. Fish. 6(2): 265-278.
158. Wołos A. 2009 – Wielkość połowów i ich wpływ na skład gatunkowy ryb oraz środowisko naturalne – W: Diagnoza aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 111-123.

159. Wołos A., Czerwiński T. 2008 – Gospodarka rybacka na tle stanu środowiska jezior – W: Ochrona i rekultywacja wód Wielkich Jezior Mazurskich narzędziem rozwoju naukowego, gospodarczego, społecznego i kulturowego regionu (Red.) I. Jasser, S. Robak, B. Zdanowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 119-142.
160. Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2011 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 7-18.
161. Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2017 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku - uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 9-20.
162. Wołos A., Leopold M., Bnińska M. 2002 – Analysis of vendace (*Coregonus albula* L.) and European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) fisheries in Polish lakes – Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: 129-142.
163. Wołos A., Mickiewicz M. 2017 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku - uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) A. Wołos, M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-30.
164. Yang, X., Wu, X., Hao, H., Zhen-Li H. 2008 – Mechanisms and assessment of water eutrophication – J. Zhejiang Univ. Sci. B, 9: 197-209.
165. Zakęś Z., Demska-Zakęś K. 2011 – Hatchery practice in the context of biodiversity of aquatic ecosystems – In: Fish management in a variable water environment (Eds) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, M. Wiśniewska. Agencja Wydawnicza „Argi” S.C. R. Błaszczak, P. Pacholec, J. Prorok, Olsztyn: 45-52.
166. Zakęś Z., Rożyński M., Demska-Zakęś K. 2015 – Produkcja materiału zarybieniowego ryb drapieżnych, siejowatych i reofilnych w latach 2004-2013 – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz. A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 183-198.
167. Zdanowski B. 1982 – Variability of nitrogen and phosphorus contents and lake eutrophication – Pol. Arch. Hydrobiol. 29: 3-4.
168. Zdanowski B. 1983a – Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. III. Chemistry of the water in 41 lakes – Ekol. Pol. 31: 287-308.
169. Zdanowski B. 1983b – Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. V. Chlorophyll content and visibility of Secchi's disc in 46 lakes – Ekol. Pol. 31(2): 333-351.
170. Zdanowski B. 1988 – Wytrącanie fosforu w strefie mieszania się wód rzeczno-jeziornych w Zatoce Hańczańskiej jeziora Wigry – W: Ekotony słodkowodne: struktura-rodzaje-funkcjonowanie (Red.) S. Radwan. Wyd. UMCS, Lublin: 221-233.

171. Zdanowski B. 2003 – Precipitation of phosphorus in the zone of river and lake water mixing: river Hańcza and Lake Wigry (North-Eastern Poland) – *Pol. J. Ecol.* 51: 143-154.
172. Zdanowski B., Dunalska J., Stawecki K. 2002 – Variability of nutrients content in heated lakes of the Konin area – *Limnol. Review.* 2(2002): 457-464.
173. Zdanowski B., Korycka A., Zachwieja J. 1984 – Thermal and oxygen conditions and the chemical composition of the Great Masurian Lakes – *Ekol. Pol.*, 32: 651-677.
174. Zdanowski B., Pyka J.P., Stawecki K., Czarnecki B. 2009 – Warunki naturalne do prowadzenia gospodarki rybackiej – W: *Diagnoza aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim* (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 73-87.
175. Zdanowski B., Stawecki K., Prusik S., Hutorowicz J. 2003 – Fizykochemiczne właściwości wód – W: *Ekosystemy wodne Parku Narodowego "Bory Tucholskie"* (Red.) B. Zdanowski, A. Hutorowicz, W. Białokoz. Wyd. IRS, Olsztyn: 33-58.
176. Zdanowski B., Stawecki K., Pyka J., Dunalska J., Hutorowicz J., Prusik S. 2006 – Changes in the environmental conditions of mesotrophic lakes in the river-lake system of the Marózka and upper Łyna rivers (Mazurian Lakeland, Poland) – *Pol. Arch. Fish.* 14(2): 283-300.
177. Zdanowski B., Stawecki K., Pyka J.P. 2008 – Środowisko abiotyczne jeziora Hańcza – W: *Środowisko i ichtiofauna jeziora Hańcza* (Red.) J. Kozłowski, P. Poczyczyński, B. Zdanowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 59-74.

7. SPIS TABEL

Tabela 1. Wybrane parametry morfometryczne badanych jezior typu sielawowego	67
Tabela 2. Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) temperatury, zawartości i nasycenia tlenem w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego	68
Tabela 3. Powierzchniowy hypolimnetyczny deficyt tlenowy (wartości średnie) [mg O ₂ cm ⁻² d ⁻¹] w badanych jeziorach typu sielawowego w okresach: od cyrkulacji wiosennej do zawiązania się stratyfikacji letniej (I) i od zawiązania do szczytu stratyfikacji letniej (II)	68
Tabela 4. Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości form fosforu i azotu oraz stosunek wagowy TN:TP w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego	69
Tabela 5. Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości całkowitego (TOC), rozpuszczonego (DOC) i sestonowego (POC) węgla organicznego w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego	70
Tabela 6. Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości chlorofilu <i>a</i> , zawiesiny i przezroczystości w badanych jeziorach typu sielawowego	70
Tabela 7. Korelacje ($p < 0,05$) między zawartością fosforu i fosforanów a wybranymi parametrami fizykochemicznymi w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym	71
Tabela 8. Korelacje ($p < 0,05$) między wskaźnikiem nasycenia wody węglanem wapnia (LSI) a wybranymi parametrami fizykochemicznymi w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym	72
Tabela 9. Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego wg kryteriów Zdanowskiego (1983a, b), Hillbricht-Ilkowskiej i Kajaka (1985, 1986)	73
Tabela 10. Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego wg kryteriów OECD (klasyfikacja Vollenweidera 1989) ¹	74
Tabela 11. Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego na podstawie klasyfikacji TSI (Trophic State Index) (Carlson 1977)	75
Tabela 12. Ocena stanu ekologicznego wybranych jezior typu sielawowego na podstawie ichtiofauny (LFI+), fitoplanktonu (PMPL oraz metryksy składowe: MC, MBS, MBO) i wskaźników fizykochemicznych	76

TABELA 1

Wybrane parametry morfometryczne badanych jezior typu sielawowego

Parametr Jezioro	Lata badań	Powierzchnia [ha] ¹	Głębokość maks. (średnia) [m] ¹	Objętość [tys. m ³] ¹	Teoretyczny ² /rzeczywisty ³ zasięg mieszania [m]	Powierzchnia dna czynnego [%]	Stosunek objętości hipo- do epilimnionu ⁴	Stopień statyczności ⁵
Pluszne	2007-2008, 2014	903,3	52,0 (14,9)	134913,7	8,2/6	21	1,2	III
Mielno	2004-2005	362,8	39,9 (12,1)	43947,3	6,0/4	22	1,0	III
Maróz		332,5	41,0 (11,9)	39566,2	6,3/6	23	1,0	III
Święte		59,4	40,8 (6,8)	4291,5	4,4/5	38	0,6	IV
Łańskie	2004-2005, 2007-2008	1 042,3	53,0 (10,0)	168047,3	8,4/6	20	1,9	III
Dejuny	2004-2008	765,3	45,0 (12,0)	92923,4	8,2/9	46	0,7	III
Mamy Północne		2504,0	43,8 (11,7)	298300,0	11,1/8	48	0,8	III
Święcący		869,4	28,0 (8,7)	76367,5	8,7/6	36	0,7	III
Dargin		3030,0	37,6 (10,6)	322100,0	12,3/10	51	0,5	III
Niegocin	2008, 2010-2012	2600,0	39,7 (9,9)	258521,6	12,3/8	34	0,4	III
Jagodne		942,7	37,4 (8,7)	82705,2	10,1/6	30	0,5	III
Taitowisko		326,9	39,5 (14,0)	45831,1	7,6/5	28	1,3	IV
Tały-Ryńskie		1831,2	50,8 (13,6)	248407,2	14,5/6	19	1,7	III
Mikołajskie		497,9	25,9 (11,2)	55739,7	8,4/5	21	0,7	IV
Beldany	940,6	46,0 (10,0)	94847,6	9/5	28	0,7	IV	
Białe Filipowskie	2006-2008	132,4	53,0 (17,1)	22667,3	5,4/7	34	1,4	III
Hańcza	2000-2002, 2005-2007	311,4	108,5 (38,7)	120364,1	7,1/8	14	5,1	III
Wigry	2000-2002, 2009	2118,4	73,0 (15,4)	336726,7	9,3/7	40	2,0	III

¹ dane IRS, ² $E = \sqrt{4,4D}$, gdzie D = średnia efektywna długość i szerokość jeziora - dane wg: Pyka i in. 2007b, Zdanowski i in. 2006, ³ obliczenia własne; ⁴ w szczytce stagnacji letniej, wartość średnia z okresu badań; ⁵ na podstawie typologii Patalasa (1960a);

TABELA 2

Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) temperatury, zawartości i nasycenia tlenem w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego

Okres	Warstwa	Temperatura	Tlen	
		°C	mg dm ⁻³	nasycenie (%)
Cyrkulacja wiosenna ¹	A	8,2 \pm 4,3	14,3 \pm 2,3	120,7 \pm 22,9
	C	4,3 \pm 0,6	11,2 \pm 3,4	85,8 \pm 26,1
Stagnacja letnia	A	20,5 \pm 2,6	9,5 \pm 1,3	104,6 \pm 13,8
	B	12,4 \pm 2,0	5,7 \pm 4,6	51,3 \pm 42,0
	C	5,9 \pm 1,6	3,4 \pm 3,2	26,6 \pm 25,6
Cyrkulacja jesienna ¹	A	10,8 \pm 3,5	9,8 \pm 1,2	88,4 \pm 13,5
	C	5,6 \pm 0,9	2,8 \pm 1,7	22,2 \pm 18,9

¹bez zbiorników należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich

TABELA 3

Powierzchniowy hypolimnetyczny deficyt tlenowy (wartości średnie) [mg O₂ cm⁻² d⁻¹] w badanych jeziorach typu sielawowego w okresach: od cyrkulacji wiosennej do zawiązania się stratyfikacji letniej (I) i od zawiązania do szczytu stratyfikacji letniej (II)

Jezioro	Okres	
	I	II
Pluszne	0,095	0,066
Mielno	0,069	0,071
Maróz	0,060	0,061
Święte	0,081	0,047
Łańskie	0,103	0,108
Dejguny	0,101	0,075
Białe Filipowskie	0,086	0,047
Hańcza	0,090	0,033
Wigry – st. 1	b.d.	0,114
Wigry – st. 2	b.d.	0,123
Wigry – st. 3	b.d.	0,114
Wigry – st. 4	b.d.	0,120
Wigry – st. 5	0,041	0,124
Wigry – st. 6	0,060	0,127
	Wartości graniczne	
oligotrofia	< 0,033	
mezotrofia	0,033 – 0,050	
eutrofia	0,050 – 0,140	

b.d.- brak danych

TABELA 4
 Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości form fosforu i azotu oraz stosunek wagowy TN:TP w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego

Okres	Warstwa	TP		PO ₄ -P		TN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	N _{org}	TN:TP
		mg dm ⁻³	%	mg dm ⁻³	%						
Cyrkulacja wiosenna ¹	A	0,091 \pm 0,035	34,5 \pm 22,6	0,030 \pm 0,022	0,9 \pm 0,28	0,034 \pm 0,008	0,004 \pm 0,003	0,218 \pm 0,157	0,7 \pm 0,34	12	
	C	0,117 \pm 0,073	36,2 \pm 23,1	0,047 \pm 0,032	1,0 \pm 0,35	0,099 \pm 0,078	0,005 \pm 0,004	0,226 \pm 0,136	0,8 \pm 0,45	12	
Stagnacja letnia	A	0,079 \pm 0,034	29,3 \pm 11,4	0,022 \pm 0,012	0,9 \pm 0,33	0,092 \pm 0,072	0,008 \pm 0,007	0,035 \pm 0,027	0,8 \pm 0,32	13	
	B ¹	0,087 \pm 0,074	35,5 \pm 18,3	0,027 \pm 0,017	0,8 \pm 0,32	0,065 \pm 0,043	0,007 \pm 0,006	0,038 \pm 0,030	0,8 \pm 0,33	12	
Cyrkulacja jesienna ¹	C	0,162 \pm 0,073	58,4 \pm 21,2	0,100 \pm 0,068	1,2 \pm 0,44	0,199 \pm 0,133	0,040 \pm 0,030	0,226 \pm 0,207	0,9 \pm 0,50	8	
	A	0,073 \pm 0,030	37,3 \pm 17,1	0,028 \pm 0,018	0,9 \pm 0,57	0,054 \pm 0,034	0,004 \pm 0,003	0,040 \pm 0,029	0,9 \pm 0,56	14	
	C	0,165 \pm 0,090	71,1 \pm 23,8	0,130 \pm 0,096	1,1 \pm 0,42	0,278 \pm 0,217	0,022 \pm 0,019	0,165 \pm 0,149	0,8 \pm 0,50	9	

¹bez zbiorników należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich

TABELA 5

Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości całkowitego (TOC), rozpuszczonego (DOC) i sestonowego (POC) węgla organicznego w powierzchniowej warstwie wód (A), termoklinie (B) i przydennej warstwie wód (C) badanych jezior typu sielawowego

Okres	Warstwa	TOC	DOC	POC
		mg dm ⁻³		
Cyrkulacja wiosenna ¹	A	5,4 \pm 1,7	4,9 \pm 1,4	0,5 \pm 0,3
	C	6,0 \pm 1,6	5,0 \pm 1,4	0,5 \pm 0,2
Stagnacja letnia	A	9,0 \pm 3,2	7,4 \pm 2,5	1,6 \pm 1,2
	B ¹	6,1 \pm 1,7	5,3 \pm 1,5	0,8 \pm 0,5
	C	7,9 \pm 2,8	6,7 \pm 2,0	1,2 \pm 0,8
Cyrkulacja jesienna ¹	A	6,8 \pm 3,1	5,6 \pm 2,1	1,2 \pm 0,8
	C	5,9 \pm 2,5	5,4 \pm 2,3	0,5 \pm 0,2

¹ bez zbiorników należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich

TABELA 6

Sezonowa zmienność (średnia \pm SD) zawartości chlorofilu *a*, zawiesiny i przezroczystości w badanych jeziorach typu sielawowego

Okres	Chlorofil <i>a</i>	Zawiesina ¹			Widzialność (SD)
		ogólna	mineralna	organiczna	
	$\mu\text{g dm}^{-3}$	mg dm ⁻³			m
Cyrkulacja wiosenna	10,3 \pm 6,0	3,8 \pm 2,1	2,4 \pm 1,3	1,4 \pm 1,0	3,3 \pm 1,6
Stagnacja letnia	11,2 \pm 9,1	3,6 \pm 1,5	1,7 \pm 0,8	1,8 \pm 1,2	2,9 \pm 1,5
Cyrkulacja jesienna	7,2 \pm 3,9	2,2 \pm 1,2	1,2 \pm 0,6	1,0 \pm 0,9	4,1 \pm 1,6

¹ bez zbiorników należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich

TABELA 7

Korelacje ($p < 0,05$) między zawartością fosforu i fosforanów a wybranymi parametrami fizykochemicznymi w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym

Parametr	Warstwa	Fosfor całkowity		Fosforany		
		r	Liczba prób	r	Liczba prób	
Temperatura (°C)	A	-0,25	257	-0,44	257	
	B	-	257	-	257	
Tlen	(mg dm ⁻³)	A	0,23	257	-	257
		B	-0,51	254	-0,61	254
	(%)	A	-	257	-0,33	257
		B	-0,54	235	-0,62	235
Odczyn pH	A	-	257	-0,34	257	
	B	-0,25	255	-0,34	255	
Przewodnictwo elektrolityczne (µS cm ⁻¹)	A	-	256	-	256	
	B	0,35	256	0,21	256	
Ca ²⁺ (mg dm ⁻³)	A	0,27	236	0,41	236	
	B	0,29	238	0,37	238	
Twardość ogólna (mval dm ⁻³)	A	0,22	258	0,20	258	
	B	0,47	238	0,44	238	
SiO ₂ (mg dm ⁻³)	A	0,23	159	0,48	159	
	B	0,35	191	0,35	191	
Alkaliczność (mval dm ⁻³)	A	0,21	249	0,25	249	
	B	0,29	255	0,26	255	
CO ₂ (mg dm ⁻³)	A	-	257	0,48	257	
	B	0,47	255	0,51	255	
SiO ₂ (mg dm ⁻³)	A	0,23	159	0,48	159	
	B	0,35	191	0,35	191	
TOC (całkowity węgiel organiczny) (mg C dm ⁻³)	A	-0,41	83	-	83	
	B	-	83	-	83	
DOC (rozpuszczony węgiel organiczny)	A	-0,42	83	-	83	
	B	-0,31	83	-	83	
Chlorofil a (µg dm ⁻³)	0-5 m	0,19	255	-	255	
Zawiesina og. (mg dm ⁻³)		-0,23	106	-0,28	106	
Widzialność SD (m)	A	-0,26	257	-	257	
LSI (wskaźnik nasycenia węglanem wapnia)	A	-	237	-0,31	237	
	B	-0,30	232	-0,21	232	
Korelacja	Wartość w skali Guillaforda (1965)					
Niemal pełna	0,9 < r < 1,0					
Bardzo wysoka	0,7 < r ≤ 0,9					
Wysoka	0,5 < r ≤ 0,7					
Przeciętna	0,3 < r ≤ 0,5					
Słaba	0,1 < r ≤ 0,3					
Niska	0,0 < r ≤ 0,1					
Nieistotna statystycznie	-					

TABELA 8

Korelacje ($p < 0,05$) między wskaźnikiem nasycenia wody węglanem wapnia (LSI) a wybranymi parametrami fizykochemicznymi w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym

Parametr	Warstwa	Wskaźnik LSI		
		r	Liczba prób	
Temperatura (°C)	A	0,63	236	
	B	-0,41	232	
Tlen	(mg l ⁻¹)	A	-	232
		B	0,54	232
	(%)	A	0,43	236
		B	0,54	232
Odczyn pH	A	0,94	237	
	B	0,88	232	
Przewodnictwo elektrolityczne (µS cm ⁻¹)	A	0,23	237	
	B	-	232	
Ca ²⁺ (mg dm ⁻³)	A	-	231	
	B	0,18	231	
Twardość wapniowa (mg CaCO ₃ dm ⁻³)	A	-	231	
	B	0,30	231	
CO ₃ ²⁻ (mg dm ⁻³)	A	0,58	237	
	B	0,18	232	
HCO ₃ ⁻ (mg dm ⁻³)	A	0,20	237	
	B	-	232	
Alkaliczność (mval dm ⁻³)	A	0,13	237	
	B	-	232	
CO ₂ (mg dm ⁻³)	A	-0,71	237	
	B	-0,55	232	
PO ₄ -P (mg dm ⁻³)	A	-0,31	237	
	B	-0,21	232	
TOC (całkowity węgiel organiczny)	A	0,50	101	
	B	-	98	
DOC (rozpuszczony węgiel organiczny)	(mg C dm ⁻³)	A	0,52	101
		B	-	98
POC (cząsteczkowy węgiel organiczny)	(mg C dm ⁻³)	A	0,30	101
		B	-	98
Chlorofil a (µg dm ⁻³)	0-5 m	0,35	213	
Widzialność SD (m)		-0,40	234	
Korelacja:	Wartość w skali Guilforda (1965)			
Niemal pełna	0,9< r <1,0			
Bardzo wysoka	0,7< r ≤0,9			
Wysoka	0,5< r ≤0,7			
Przeciętna	0,3< r ≤0,5			
Słaba	0,1< r ≤0,3			
Niska	0,0< r ≤0,1			
Nieistotna statystycznie	-			

TABELA 9

Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego wg kryteriów Zdanowskiego (1983a, b), Hillbricht-Ilkowskiej i Kajaka (1985, 1986)¹

Jezioro/Wskaźnik	TP [μg dm ⁻³]	Widzialność SD [m]	Chlorofil <i>a</i> [μg dm ⁻³]	TN [mg dm ⁻³]	Stosunek wagowy TN:TP
Pluszne	109	2,9	7,4	0,9	8
Mielno	70	2,9	11,1	0,9	13
Maróz	64	3,7	11,4	0,7	11
Święte	70	1,6	25,4	0,9	13
Łańskie	92	2,2	9,0	0,7	8
Dejguny	75	3,1	7,0	0,8	11
Mamry Północne	94	2,6	10,1	0,9	10
Święcajty	105	0,9	22,5	1,2	11
Dargin	85	2,1	8,0	1,0	12
Niegocin	90	1,4	12,8	1,2	13
Jagodne	94	0,9	22,5	1,3	14
Tałowisko	99	1,1	23,2	1,3	13
Tały-Ryńskie – st.1	102	1,1	22,0	1,3	13
Tały-Ryńskie – st.2	99	1,1	23,2	1,3	13
Mikołajskie	94	0,9	22,5	1,3	14
Bėdany – st.1	114	1,5	23,7	1,2	11
Bėdany – st.2	97	1,1	29,8	1,3	13
Białe Filipowskie	92	5,6	2,9	0,5	5
Hańcza	46	4,8	3,0	0,6	13
Wigry – st. 1	65	3,6	7,2	1,3	20
Wigry – st. 2	54	3,6	7,1	0,8	15
Wigry – st. 3	50	3,5	4,4	1,1	22
Wigry – st. 4	56	3,8	6,9	1,0	18
Wigry – st. 5	59	3,3	8,4	0,8	14
Wigry – st. 6	65	3,0	8,4	0,8	12
	Wartości graniczne				
klasa I - oligotrofia	≤50	4,7	5,9	1,3	38
klasa II – mezotrofia	≤100	1,7	21,0	1,4	22
klasa III – eutrofia	>100	1,1	54,3	2,0	8,1

¹głównym wyróżnikiem jest stężenie fosforu całkowitego (TP) w warstwie powierzchniowej w okresie stagnacji letniej
TN – azot całkowity

TABELA 10

Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego wg kryteriów OECD (klasyfikacja Vollenweidera 1989)¹

Jezioro/Wskaźnik	TP [$\mu\text{g dm}^{-3}$]	Widzialność SD [m]		Chlorofil a [$\mu\text{g dm}^{-3}$]	
	średnio	średnio	minimalnie	średnio	maksymalnie
Pluszne	98	3,0	1,3	10,3	22,6
Mielno	85	2,9	2,5	9,5	14,6
Maróz	80	3,9	2,3	9,8	20,8
Święte	82	1,8	1,1	19,0	41,2
Łańskie	101	2,9	1,1	10,2	17,2
Dejguny	82	3,6	1,4	6,4	11,8
Białe Filipowskie	83	5,8	4,0	3,3	5,6
Hańcza	44	5,6	3,5	3,0	5,8
Wigry – st. 1	75	3,4	1,5	7,8	21,0
Wigry – st. 2	66	3,6	2,2	8,2	24,3
Wigry – st. 3	66	3,2	2,0	7,6	16,7
Wigry – st. 4	73	3,5	1,7	8,0	18,3
Wigry – st. 5	69	3,3	1,6	8,9	20,9
Wigry – st. 6	74	3,1	1,4	9,0	22,4
Wielkie Jeziora Mazurskie – dane z okresu stagnacji letniej					
Mamry Północne	94	2,6	1,5	10,1	20,3
Święcajty	105	0,9	0,8	22,5	28,7
Dargin	85	2,1	1,7	8,0	11,6
Niegocin	90	1,4	1,0	12,8	18,4
Jagodne	94	0,9	0,8	22,5	32,3
Tałowisko	99	1,1	0,8	23,2	23,5
Tały-Ryńskie – st. 1	99	1,2	0,5	26,7	39,4
Tały-Ryńskie – st. 2	102	1,1	0,5	22,0	32,2
Mikołajskie	94	0,9	0,7	22,5	32,7
Bėldany – st. 1	114	1,5	0,8	23,7	39,6
Bėldany – st. 2	97	1,1	1,0	29,8	30,0
Wartości graniczne					
oligotrofia	<10	>6	>3	<2,5	<8
mezotrofia	10-35	6-3	3-1,5	2,5-8	8-25
eutrofia	>35	<3	<1,5	>8	>25

¹ na podstawie średnich oraz minimalnych i maksymalnych wartości wybranych wskaźników w sezonie wegetacyjnym
TP – fosfor całkowity

TABELA 11

Ocena stanu trofii badanych jezior typu sielawowego na podstawie klasyfikacji TSI (Trophic State Index)
(Carlson 1977)

Jezioro/Wskaźnik	TSI-TP	TSI-SD	TSI-Chl
Pluszne	71	47	50
Mielno	64	45	54
Maróz	64	41	54
Święte	65	53	62
Łańskie	68	49	52
Dejguny	66	44	50
Mamry Północne	67	47	44
Święcajty	66	62	58
Dargin	64	50	47
Niegocin	65	55	48
Jagodne	64	61	58
Tałowisko	66	60	53
Tały-Ryńskie – st. 1	66	58	54
Tały Ryńskie – st. 2	66	60	58
Mikołajskie	71	61	55
Bełdany – st. 1	68	56	59
Bełdany – st. 2	64	59	62
Białe Filipowskie	70	35	40
Hańcza	59	37	41
Wigry – st. 1	60	42	19
Wigry – st. 2	58	42	18
Wigry – st. 3	55	41	13
Wigry – st. 4	58	41	18
Wigry – st. 5	59	43	20
Wigry – st. 6	60	44	20
	Wartości graniczne		
oligotrofia	<40	<40	<40
mezotrofia	40-60	40-60	40-60
eutrofia	>60	>60	>60

TP – fosfor całkowity, SD – widzialność krążka Secchiego, Chl – chlorofil a

TABELA 12

Ocena stanu ekologicznego wybranych jezior typu sielawowego na podstawie ichtiofauny (LFI+), fitoplanktonu (PMPL oraz metriksy składowe: MC, MBS, MBO) i wskaźników fizykochemicznych

Jezioro/Stanowisko	Typ abiotyczny ¹	Rok badań	Elementy biologiczne						Elementy fizykochemiczne					
			LFI+	MC	MBS	MBO	PMPL	SD [m]	O ₂ [%]	PE w 20°C [μS cm ⁻¹]	TN [mg dm ⁻³]	TP [mg dm ⁻³]		
Pluszne	5a	2007	0,66	1,85	5,00	3,58	3,48	3,6	22,0	240,4	0,81	0,094		
		2008	0,67	1,65	5,00	3,94	3,53	4,0	22,0	250,5	0,99	0,128		
		2014	0,78	1,51	0,00	1,53	1,01	2,8	38,0	253,7	0,74	0,072		
Mielno	6a	2004	0,68	1,70	b.d.	b.d.	b.d.	2,6	0,8	324,8	1,46	0,094		
		2005	0,69	1,24	b.d.	b.d.	b.d.	3,2	0,8	326,6	0,85	0,076		
Maróz	6a	2004	0,67	1,16	b.d.	b.d.	b.d.	4,3	10,1	316,0	0,62	0,077		
		2005	0,71	1,86	b.d.	b.d.	b.d.	3,6	29,3	311,2	0,78	0,083		
Święte	5a	2004	0,72	2,19	b.d.	b.d.	b.d.	2,1	1,5	303,6	0,80	0,076		
		2005	0,72	2,42	b.d.	b.d.	b.d.	1,6	1,3	290,2	0,91	0,087		
		2004	0,66	1,71	b.d.	b.d.	b.d.	3,0	28,0	281,0	1,16	0,076		
Łańskie	6a	2005	0,67	1,56	b.d.	b.d.	b.d.	2,8	42,4	269,0	0,86	0,068		
		2007	0,66	1,69	0,00	1,90	1,19	3,1	41,6	313,2	0,65	0,105		
		2008	0,76	1,48	2,13	2,70	1,79	2,8	44,7	331,2	0,85	0,156		
Deiguny	6a	2004	0,60	0,71	b.d.	b.d.	b.d.	3,6	28,0	310,2	0,62	0,058		
		2005	0,61	0,94	b.d.	b.d.	b.d.	3,5	11,5	301,8	0,84	0,084		
		2006	0,62	1,21	0,79	2,02	1,34	3,3	25,9	349,2	0,94	0,088		
Białe Filipowskie	6a	2007	b.d.	1,03	1,37	2,20	1,53	3,8	23,1	359,3	0,84	0,055		
		2008	b.d.	0,31	0,00	1,30	0,54	4,0	41,9	360,7	0,92	0,109		
		2006	0,73	0,00	0,00	0,37	0,12	6,7	81,1	254,4	0,47	0,061		
Białe Filipowskie	6a	2007	0,72	0,14	0,99	0,54	0,56	5,7	56,6	266,5	0,51	0,072		
		2008	0,74	0,08	b.d.	b.d.	b.d.	4,7	78,7	259,8	0,79	0,120		

TABELA 12 (c.d.)

Jezioro/Stano­wisko	Typ abiotyczny ¹	Rok badań	Elementy biologiczne						Elementy fizykochemiczne					
			LFI+	MC	MBS	MBO	PMPL	SD [m]	O ₂ [%]	PE w 20°C [μS cm ⁻¹]	TN [mg dm ⁻³]	TP [mg dm ⁻³]		
Hańcza	5a	2000	0,95	0,26	0,00	0,00	0,09	5,7	87,3	236,6	0,95	0,035		
		2001	1,00	0,40	0,40	0,05	0,28	5,4	99,0	244,8	0,84	0,039		
		2002	1,00	0,00	1,43	0,57	0,67	5,5	95,6	272,5	0,41	0,044		
		2005	1,00	0,79	b.d.	b.d.		5,1	82,5	238,0	0,62	0,043		
		2006	1,00	0,56	0,63	1,24	0,81	6,0	76,2	280,8	0,62	0,050		
		2007	1,00	0,62	0,33	1,64	0,86	5,5	57,1	273,0	0,64	0,056		
		2000	0,53	0,00	b.d.	b.d.	b.d.	3,3	8,3	317,4	1,30	0,065		
Wigry – st. 1 ²		2001	0,57	1,40	b.d.	b.d.	b.d.	3,8	41,1	335,3	1,23	0,079		
		2002	0,60	0,87	b.d.	b.d.	b.d.	3,2	36,5	356,8	1,07	0,085		
		2000	0,53	0,00	b.d.	b.d.	b.d.	3,4	2,9	314,8	1,20	0,066		
Wigry – st. 2 ²		2001	0,57	1,58	b.d.	b.d.	b.d.	4,2	1,9	330,3	1,11	0,073		
		2002	0,60	0,65	b.d.	b.d.	b.d.	2,4	18,2	351,5	0,43	0,068		
		2009	0,72	1,13	b.d.	b.d.	b.d.	3,4	6,3	380,5	0,68	0,061		
		2000	0,53	0,00	b.d.	b.d.	b.d.	2,9	6,0	312,4	1,18	0,056		
Wigry – st. 3 ²		2001	0,57	0,97	b.d.	b.d.	b.d.	3,8	4,0	330,0	1,04	0,074		
		2002	0,60	0,73	b.d.	b.d.	b.d.	2,7	11,1	354,0	0,42	0,074		
		2000	0,53	1,16	b.d.	b.d.	b.d.	3,4	7,1	317,6	0,93	0,088		
		2001	0,57	1,48	b.d.	b.d.	b.d.	4,0	4,5	333,0	0,86	0,077		
Wigry – st. 4 ²		2002	0,60	1,54	b.d.	b.d.	b.d.	2,6	29,2	362,5	0,92	0,084		
		2009	0,72	1,97	b.d.	b.d.	b.d.	3,4	13,9	381,3	0,77	0,054		
		2000	0,53	0,00	b.d.	b.d.	b.d.	3,5	27,8	321,8	1,12	0,065		
Wigry – st. 5 ²		2001	0,57	1,28	b.d.	b.d.	b.d.	4,2	30,9	338,3	1,00	0,076		
		2002	0,60	1,38	b.d.	b.d.	b.d.	2,3	49,3	380,3	0,84	0,084		
		2009	0,72	1,46	b.d.	b.d.	b.d.	3,3	32,3	391,0	0,80	0,060		

TABELA 12 (c.d.)

Jezioro/Stanowisko	Typ abiotyczny ¹	Rok badań	Elementy biologiczne					Elementy fizykochemiczne				
			LFI+	MC	MBS	MBO	PMPL	SD [m]	O ₂ [%]	PE w 20°C [μS cm ⁻¹]	TN [mg dm ⁻³]	TP [mg dm ⁻³]
Wigry – st. 6 ²	6a	2000	0,53	0,00	b.d.	b.d.	b.d.	3,2	25,6	323,4	1,21	0,071
		2001	0,57	1,28	b.d.	b.d.	b.d.	3,5	28,5	342,2	0,99	0,078
		2002	0,60	1,20	b.d.	b.d.	b.d.	2,6	41,0	365,0	0,69	0,093
		2009	0,72	1,29	b.d.	b.d.	b.d.	3,0	35,2	484,7	0,79	0,060

Stan ekologiczny (elementy biologiczne)		Klasa jakości wód (elementy fizykochemiczne wspierające elementy biologiczne)					
	Wartości graniczne	SD [m]	O ₂ [%]	PE (μS cm ⁻¹)	TN [mg dm ⁻³]	TP [mg dm ⁻³]	
		Bardzo dobry	≥ 0,866	0-1,00	I klasa	≥ 3,0/2,5 ³	≤ 1,5
Dobry	≥ 0,595	1,01-2,00	II klasa	≥ 2,5/1,8 ³	≤ 1,5	≤ 0,045	
Umiarkowany	≥ 0,250	2,01-3,00	Poniżej	nie ustalono wartości granicznych			
Słaby	≥ 0,100	3,01-4,00					
Zły	< 0,100	4,01-5,00					

LFI+ – Jeziorowy Indeks Rybny

MC – metryks „Chlorofil”; MBS – metryks „Biomasa sinic”; MBO – metryks „Biomasa ogólna”; PMPL – Indeks Fitoplanktonowy dla Polskich Jezior = [(MC+MBS+MBO)/3]

SD – przezroczystość / widzialność krążka Secchiego

O₂ – średnie nasycenie hypolimnionu tlenem (w szczycie stagnacji letniej)

PE – przewodnictwo elektrolityczne wody

TN – azot ogólny (całkowity)

TP – fosfor ogólny (całkowity)

¹ wg klasyfikacji Kolady i in. (2005)

² ocena stanu ekologicznego jeziora Wigry na podstawie ichtiofauny dotyczy zbiornika jako całości, natomiast w przypadku fitoplanktonu i klasyfikacji elementów fizykochemicznych odnosi się do poszczególnych stanowisk

³ odpowiednio dla typu abiotycznego 5a i 6a

b.d. – brak danych

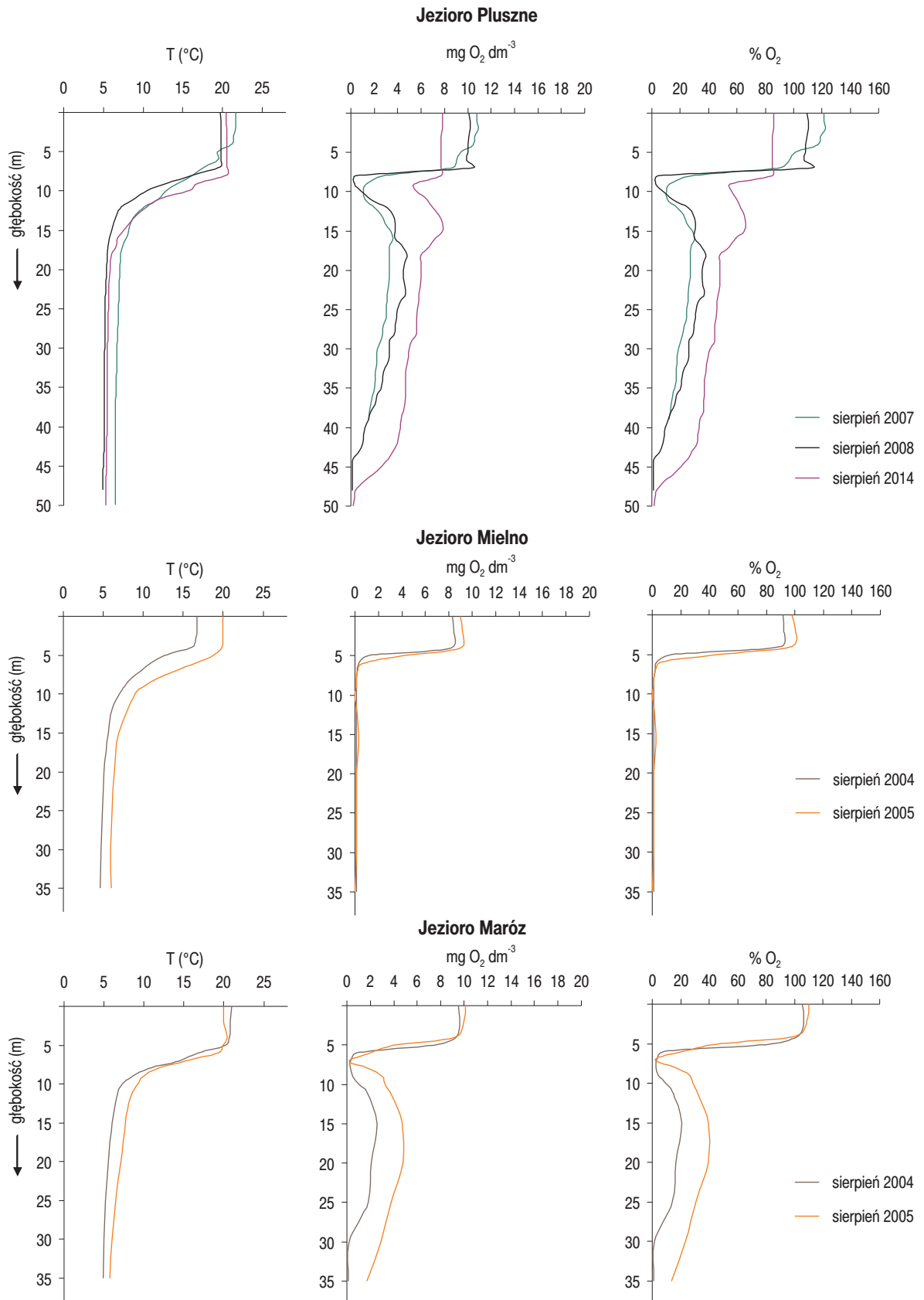
8. SPIS RYSUNKÓW

Rys. 1. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior zlewni rzek Marózki i Łyny: Pluszne, Mielno, Maróz. Dane z lat 2004-2005 – wg Zdanowskiego i in. 2006, zmienione. 2007-2008 – wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2016, zmienione.	83
Rys. 2. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior górnej zlewni rzek Marózki i Łyny: Święte i Łańskie. Dane z lat 2004-2005 – wg Zdanowskiego i in. 2006, zmienione. 2007-2008 – wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2016, zmienione.	84
Rys. 3. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Dejguny i kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Mamry Północne, Święcajty. Dane wg: Staweckiego i in. 2013, zmienione; Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.	85
Rys. 4. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Dargin, Niegocin. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.	86
Rys. 5. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior Krainy Wielkich Jezior Mazurskich: Jagodne i Tańtowisko. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.	87
Rys. 6. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Tałty-Ryńskie. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.	88
Rys. 7. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Mikołajskie i Bełdany. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.	89
Rys. 8. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego: Białe Filipowskie w latach 2006-2008 i Hańcza – w latach 2000-2007. *Dane z lat 2000-2007 wg Zdanowskiego i in. 2008, zmienione.	90
Rys. 9. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009. Dane z 2002 roku wg Staweckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.	91
Rys. 10. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009. Dane z 2002 roku wg Staweckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.	92
Rys. 11. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009. Dane z 2002 roku wg Staweckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.	93
Rys. 12. Średnia zawartość fosforu całkowitego w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym.	94

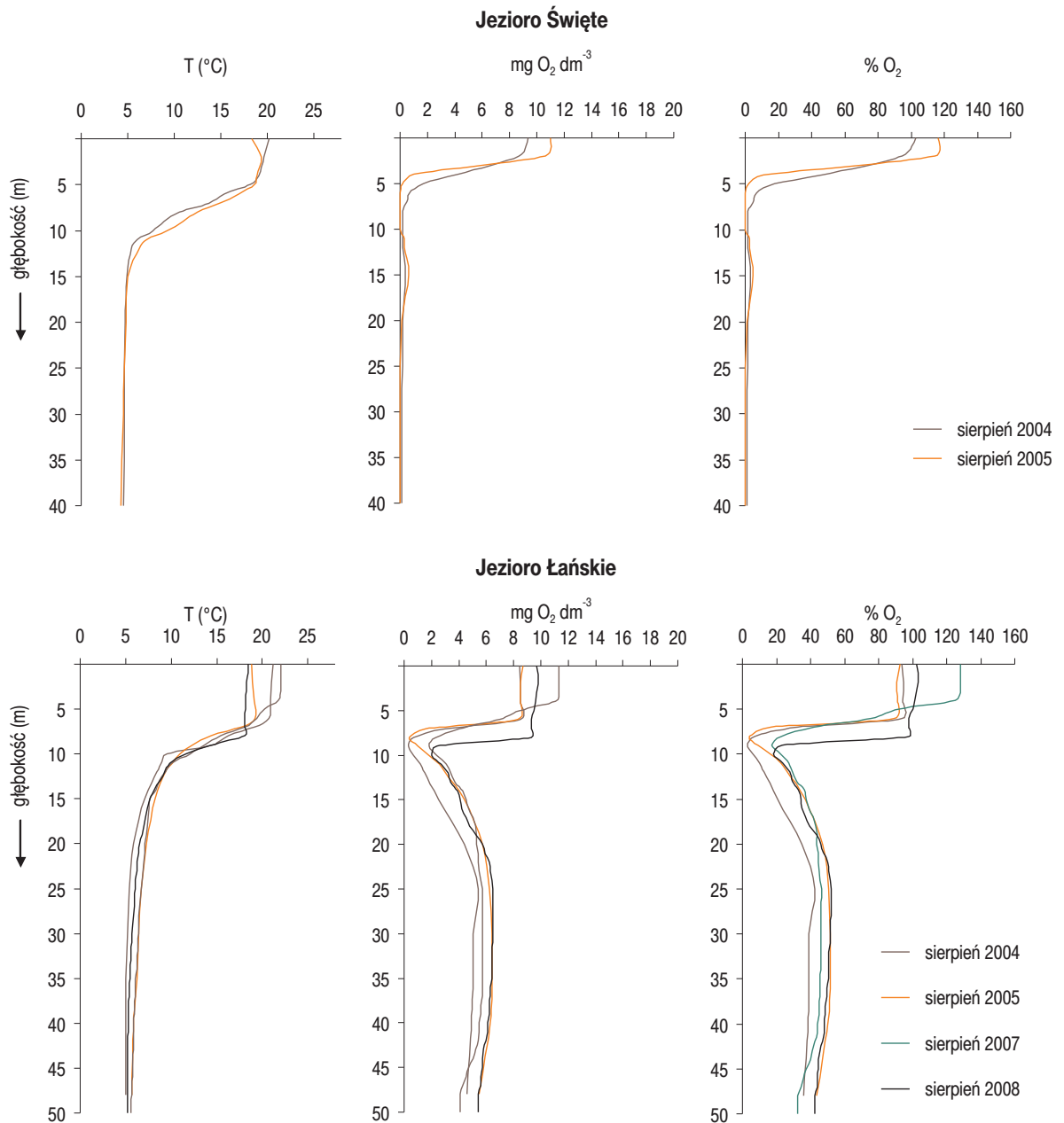
Rys. 13. Średnia zawartość fosforanów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie wegetacyjnym.	95
Rys. 14. Koncentracja fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.	96
Rys. 15. Koncentracja fosforanów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.	97
Rys. 16. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.	98
Rys. 17. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w metalimnionie wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.	99
Rys. 18. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w przydennych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.	100
Rys. 19. Koncentracja fosforu całkowitego (A) oraz fosforanów (B) i ich udział (C) w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.	101
Rys. 20. Koncentracja fosforu całkowitego (A) oraz fosforanów (B) i ich udział (C) w przydennych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.	102
Rys. 21. Koncentracja azotu (TN) w powierzchniowych warstwach wód (A), metalimnionie (B) i przydennych warstwach wód (C) badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.	103
Rys. 22. Zmiany przewodnictwa elektrolitycznego w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.	104
Rys. 23. Zmiany alkaliczności w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.	105
Rys. 24. Średni udział głównych jonów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.	106
Rys. 25. Zmiany odczynu pH w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.	107

Rys. 26. Wskaźnik nasycenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.	108
Rys. 27. Wskaźnik nasycenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych warstwach wód (A), metalimnionie (B) i przydennych warstwach wód (C) badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.	109
Rys. 28. Wskaźnik nasycenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.	110
Rys. 29. Zawartość chlorofilu <i>a</i> w wodach badanych jezior typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).	111
Rys. 30. Zawartość sestonu ogólnego w wodach badanych jezior typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).	112
Rys. 31. Widzialność krążka Secchiego (SD) w badanych jeziorach typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).	113
Rys. 32. Średnia wielkość odłowów rybackich w badanych jeziorach typu sielawowego w analizowanych okresach.	114
Rys. 33. Odłowy rybackie z badanych jezior typu sielawowego zlewni rzek Maróзки i Łyny.	115
Rys. 34. Odłowy rybackie z badanych jezior typu sielawowego: Dejguny oraz jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich.	116
Rys. 35. Odłowy rybackie z badanych jezior typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego.	117
Rys. 36. Średni udział i biomasa wskaźnikowych grup ryb: koregonidów (A), gatunków litoralowych (B), "dużych" karpiowatych (C), sandacza (D) oraz "małych" karpiowatych (E) w odłowach rybackich w badanych jeziorach typu sielawowego w analizowanych okresach.	118
Rys. 37. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego zlewni rzek Maróзки i Łyny w analizowanych okresach.	119
Rys. 38. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego zlewni rzek Maróзки i Łyny w analizowanych okresach.	120
Rys. 39. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego zlewni rzek Maróзки i Łyny w analizowanych okresach.	121
Rys. 40. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego w Dejgunach i kompleksie Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.	122

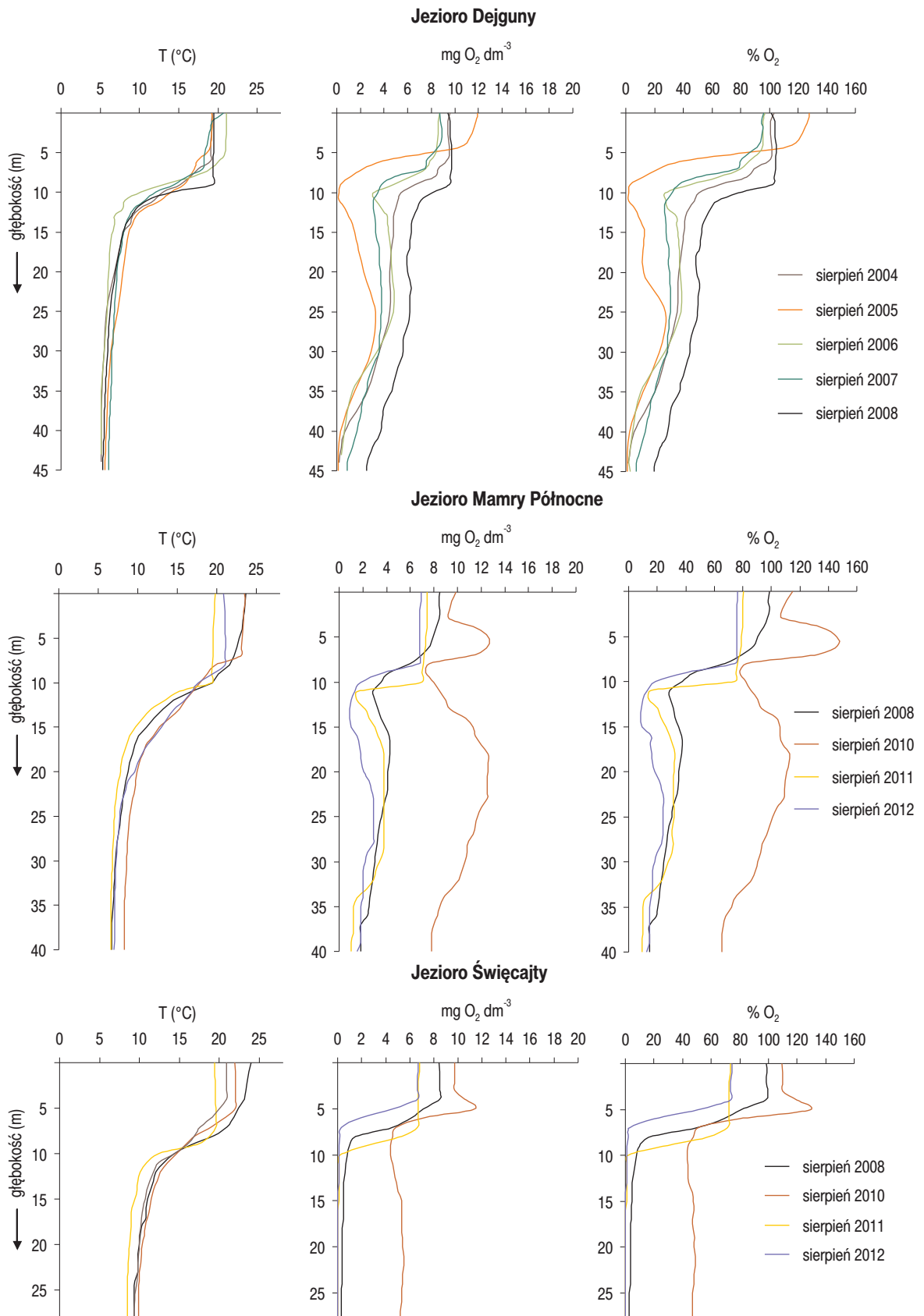
Rys. 41. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.	123
Rys. 42. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.	124
Rys. 43. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.	125
Rys. 44. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.	126
Rys. 45. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego w analizowanych okresach.	127
Rys. 46. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanym jeziorze typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego w analizowanych okresach.	128
Rys. 47. Diagram analizy NMDS (triplot) uwzględniający udział poszczególnych wskaźnikowych grup ryb w odłowach rybackich jako czynnik różnicujący badane jeziora typu sielawowego oraz nowe zmienne objaśniające w zredukowanej wymiarowości.	128
Rys. 48. Zależność zawartości chlorofilu <i>a</i> w okresie stagnacji letniej od koncentracji fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych warstwach wód wiosną w grupie badanych jezior typu sielawowego wyróżniających się krzywą tlenową heterogradową.	129
Rys. 49. Zależność przezroczystości wód (widzialności krążka Secchiego) w okresie stagnacji letniej od koncentracji fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych warstwach wód wiosną w grupie badanych jezior typu sielawowego wyróżniających się krzywą tlenową heterogradową.	129
Rys. 50. Zmiany stosunku wagowego azotu całkowitego do fosforu całkowitego w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.	130
Rys. 51. Diagram analizy NMDS (triplot) uwzględniający wybrane parametry środowiskowe oraz nowe zmienne objaśniające w zredukowanej wymiarowości, jako czynniki różnicujące badane jeziora typu sielawowego.	130
Rys. 52. Zależności między wskaźnikami stanu trofii TSI Carlsona i Simpsona (1996) w badanych jeziorach typu sielawowego.	131



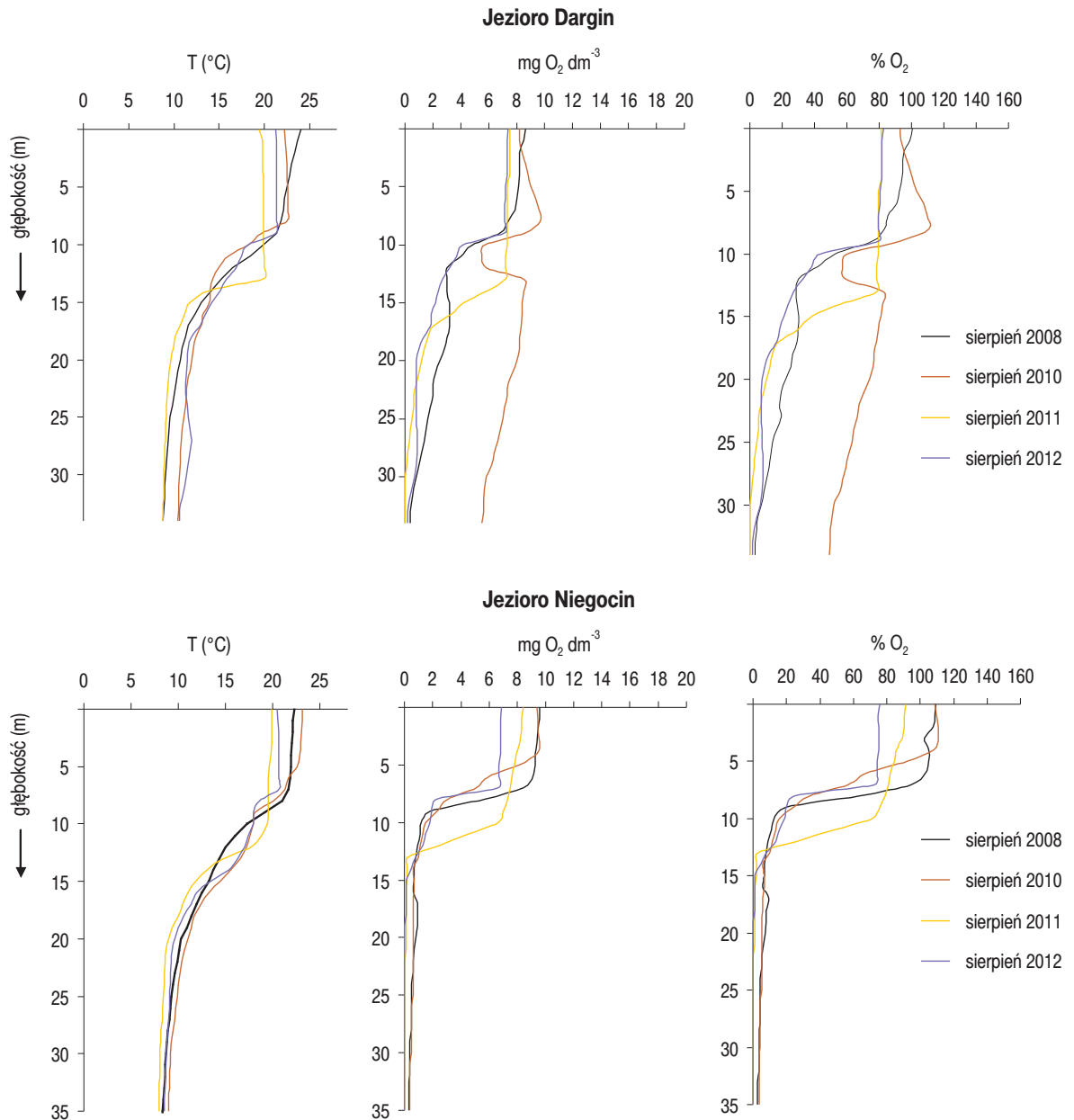
Rys. 1. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior zlewni rzek Maróзки i Łyny: Pluszne, Mielno, Maróz. Dane z lat 2004-2005 – wg Zdanowskiego i in. 2006, zmienione. 2007-2008 – wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2016, zmienione.



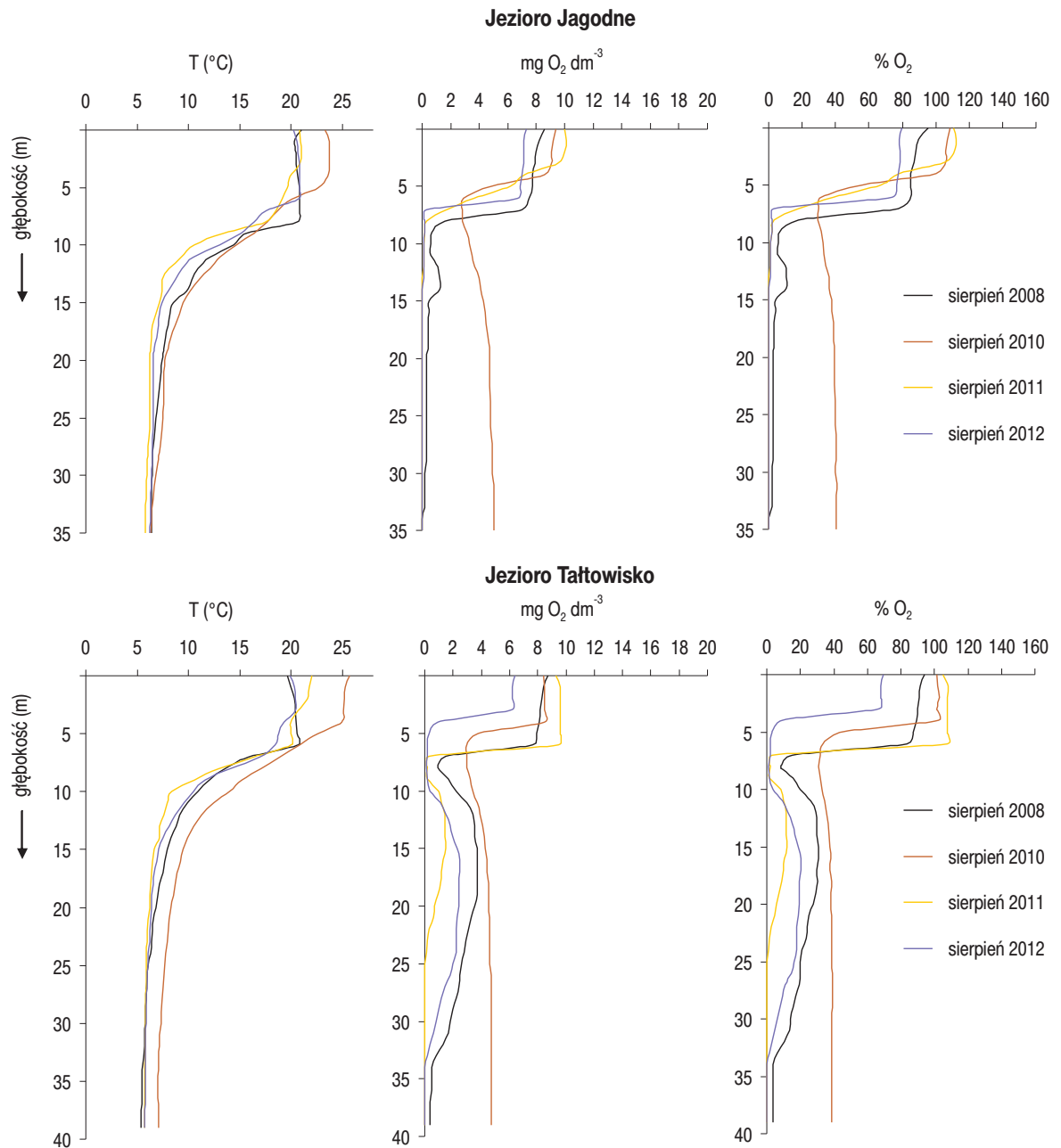
Rys. 2. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior górnej zlewni rzek Marózki i Łyny: Świąte i Łąskie. Dane z lat 2004-2005 – wg Zdanowskiego i in. 2006, zmienione. 2007-2008 – wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2016, zmienione.



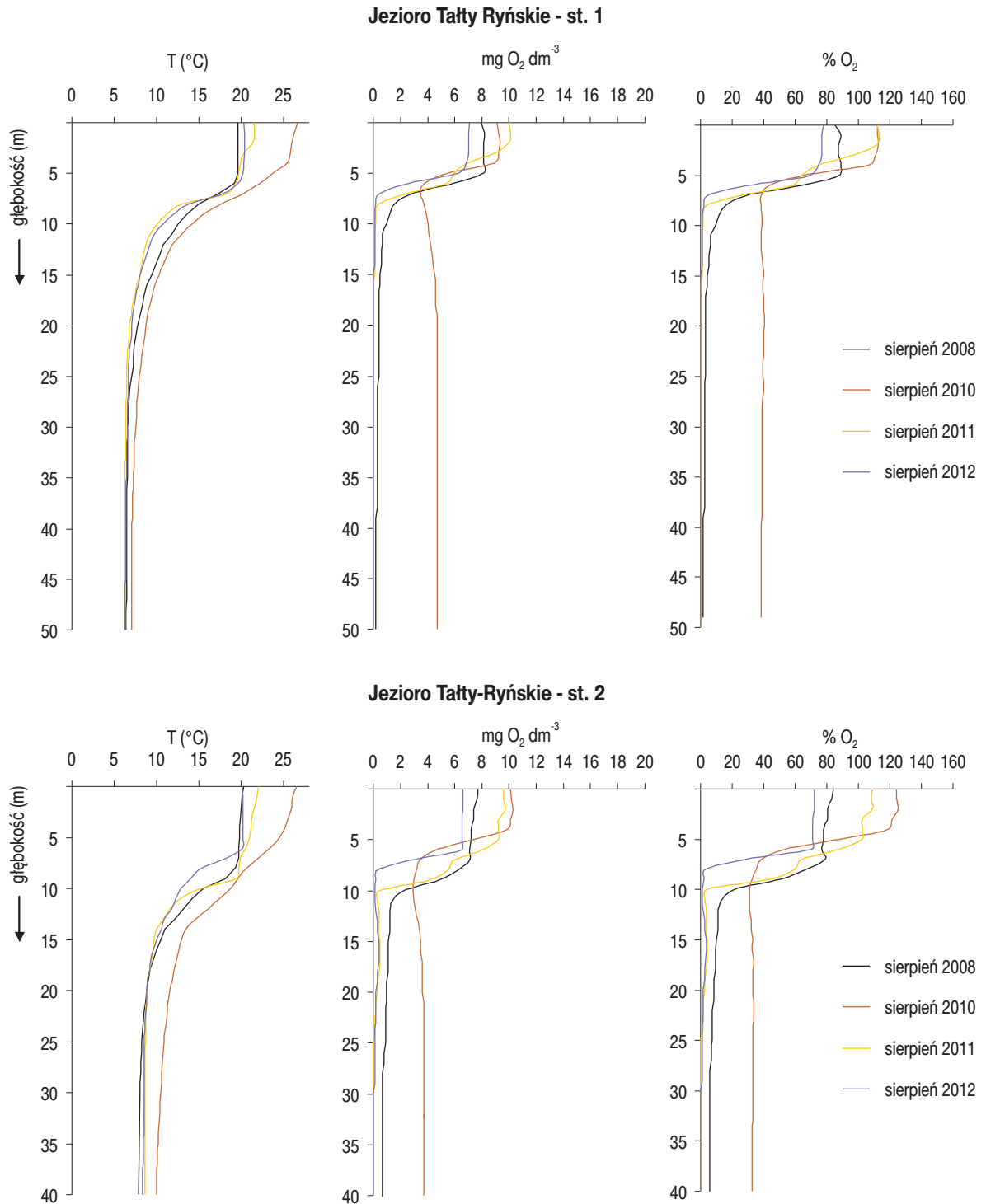
Rys. 3. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Dejguny i kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Mamry Północne, Świętajny. Dane wg: Stawieckiego i in. 2013, zmienione; Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.



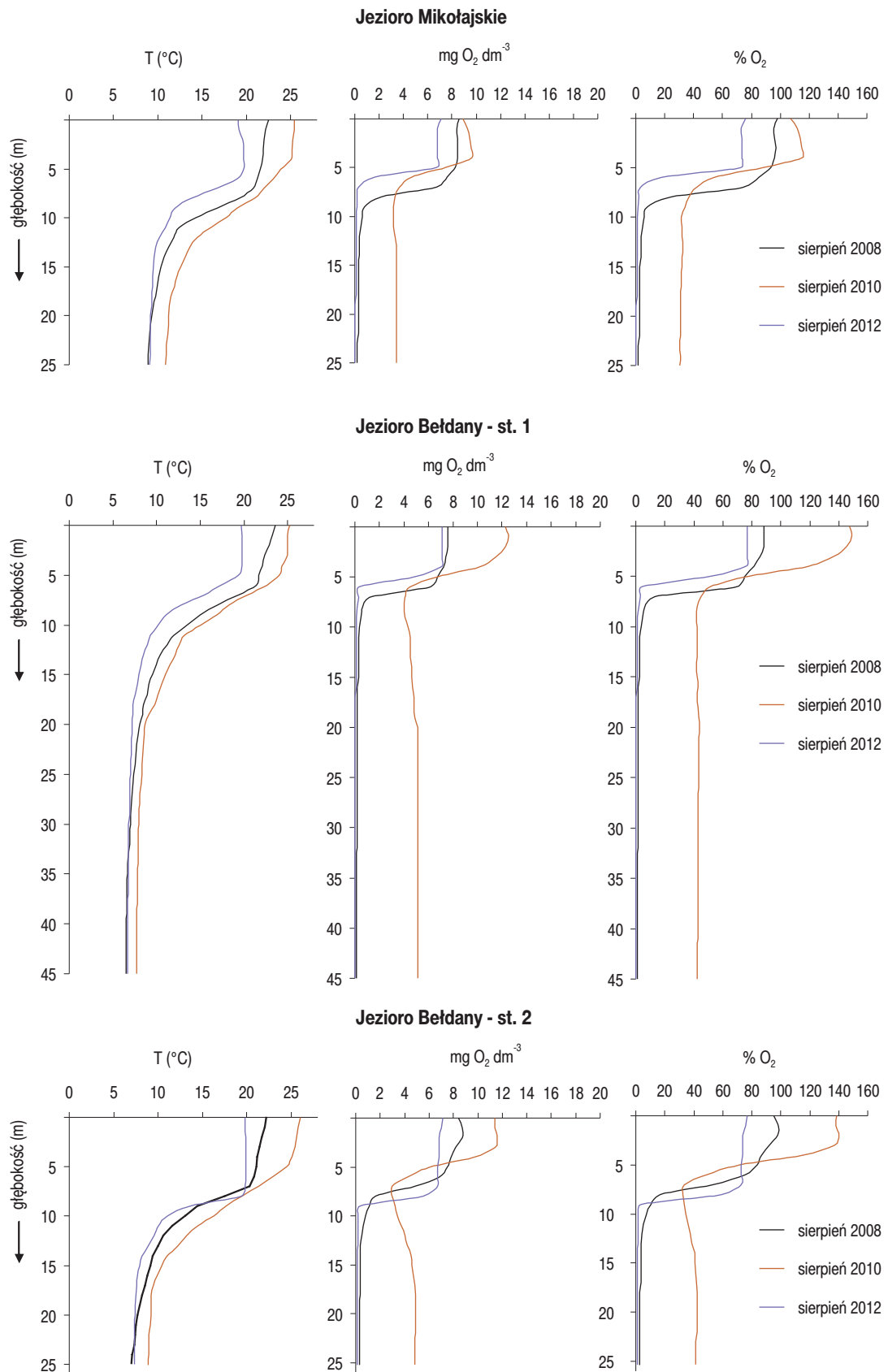
Rys. 4. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Dargin, Niegocin. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.



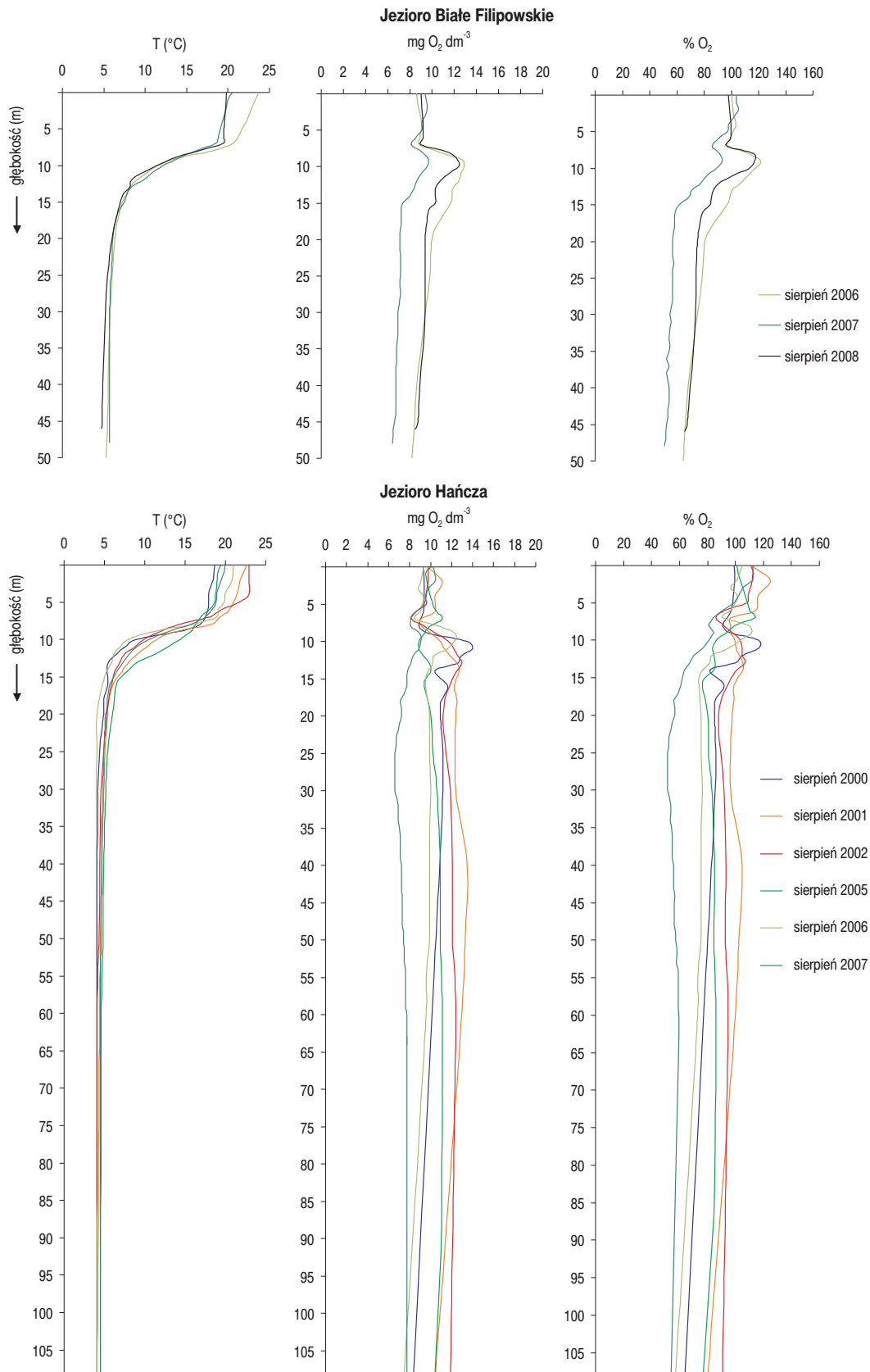
Rys. 5. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior Krainy Wielkich Jezior Mazurskich: Jagodne i Tałtowisko. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.



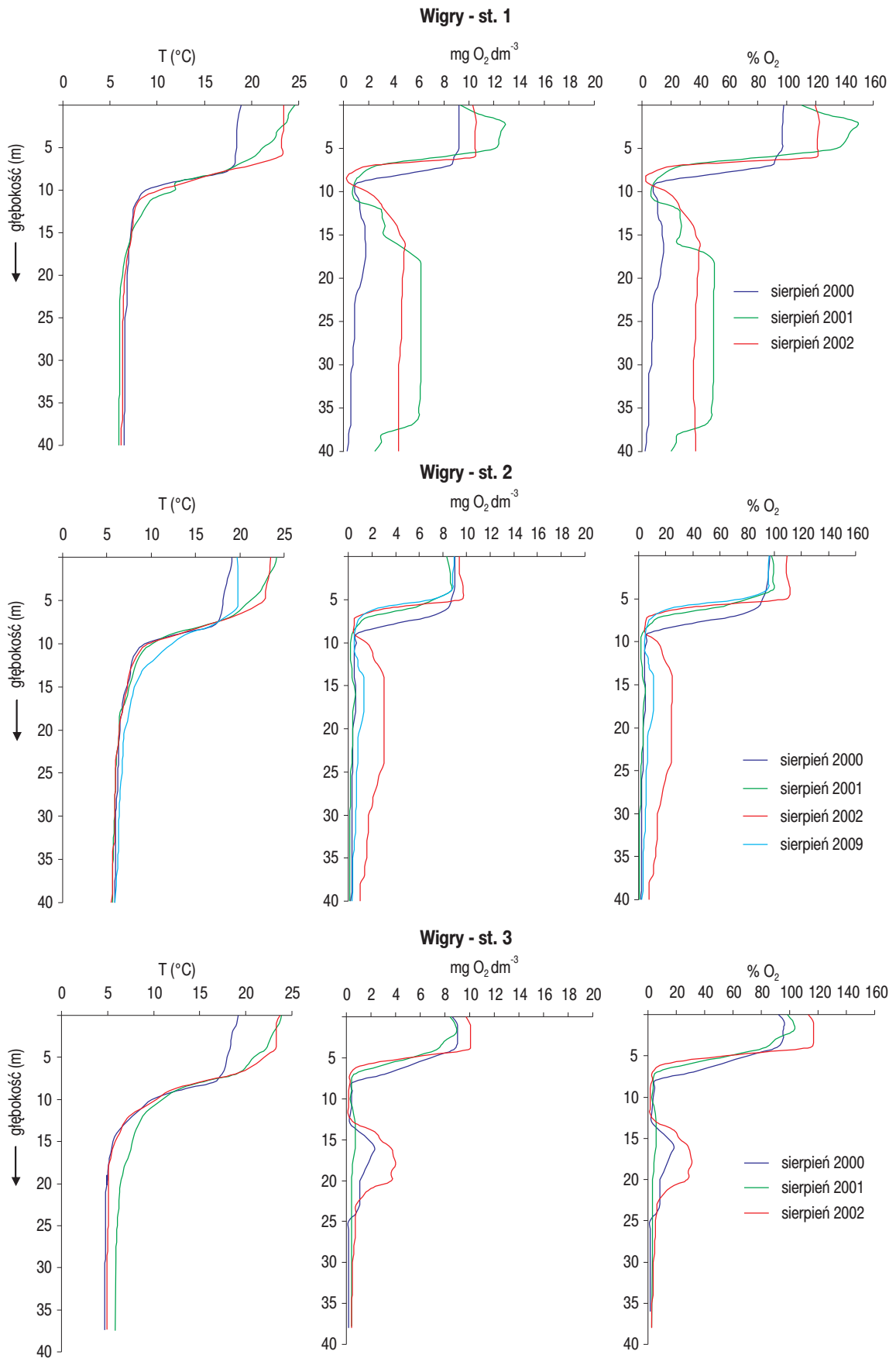
Rys. 6. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Tałty-Ryńskie. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.



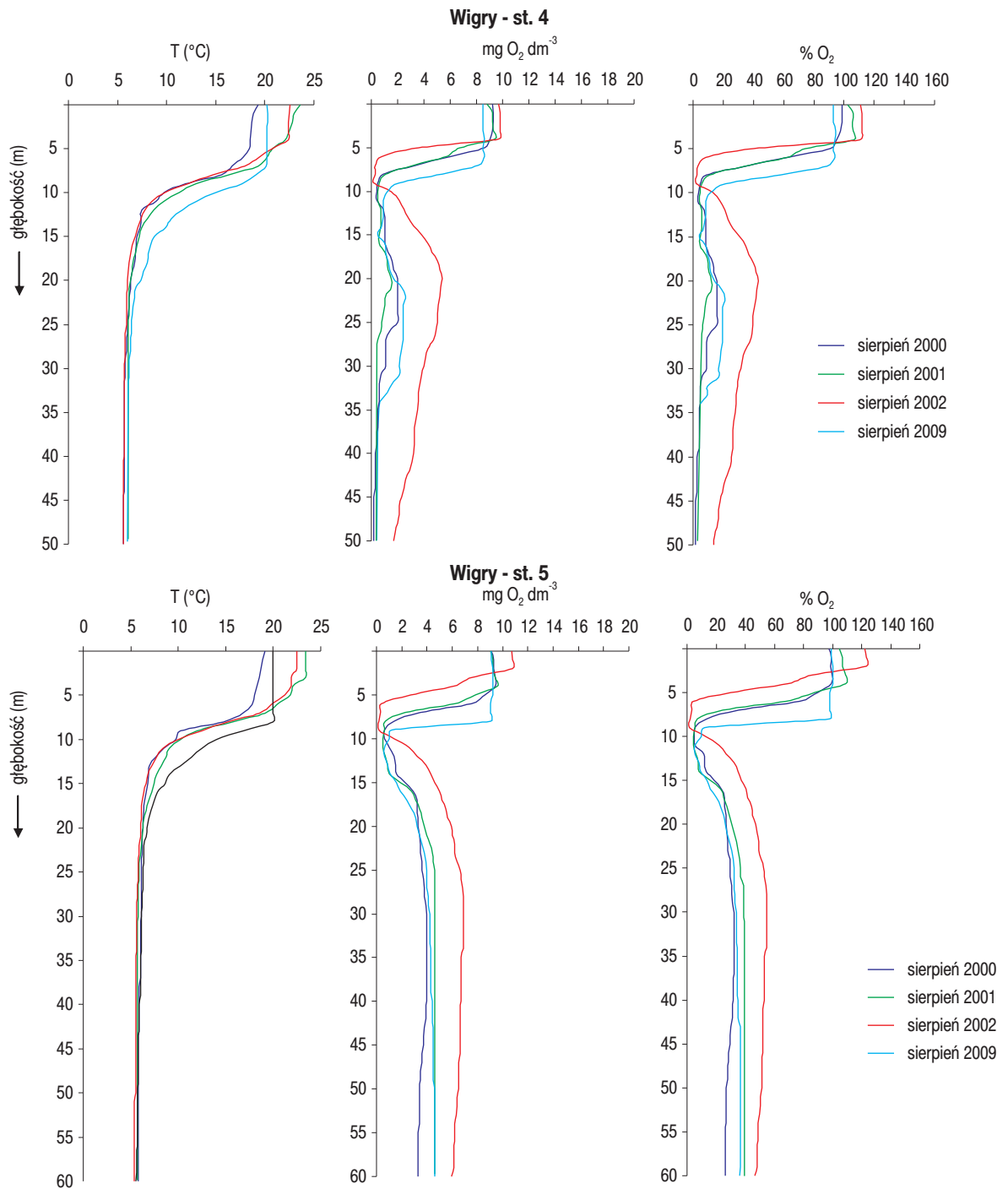
Rys. 7. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich: Mikołajskie i Beldany. Dane wg Napiórkowskiej-Krzebietke i in. 2020b, zmienione.



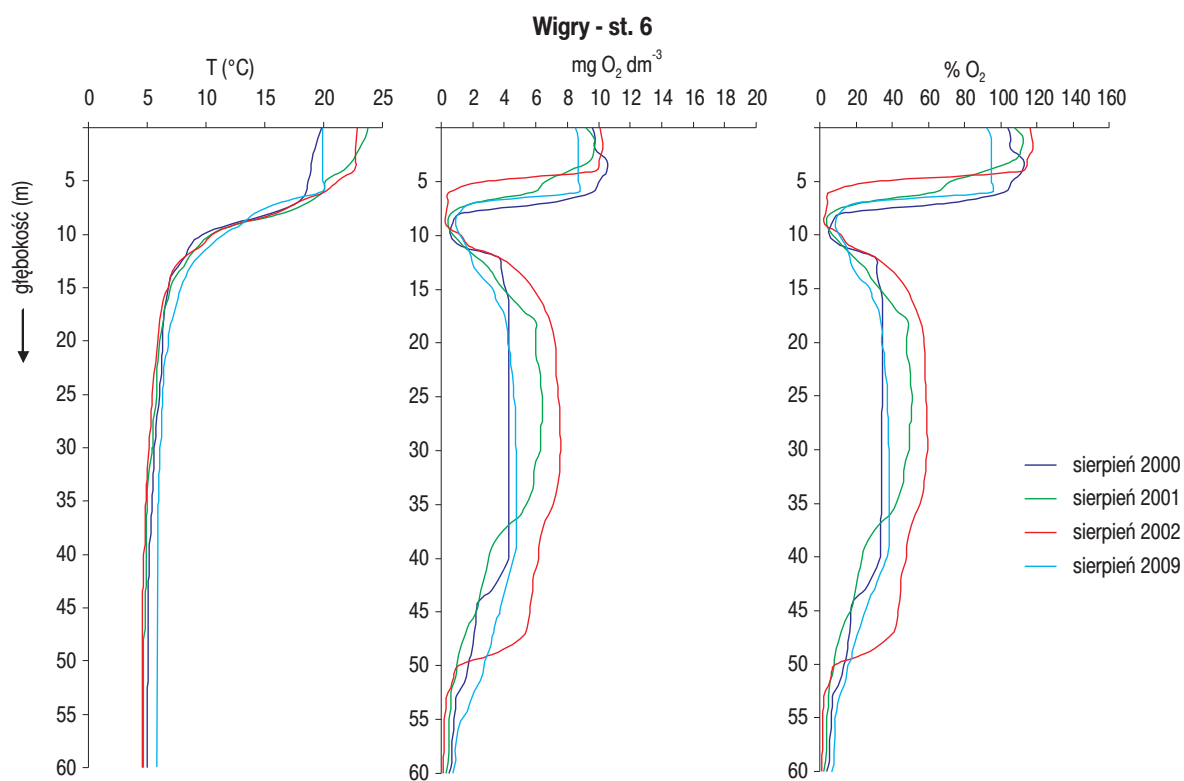
Rys. 8. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jezior Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego: Białe Filipowskie w latach 2006-2008 i Hańcza* – w latach 2000-2007. *Dane z lat 2000-2007 wg Zdanowskiego i in. 2008, zmienione.



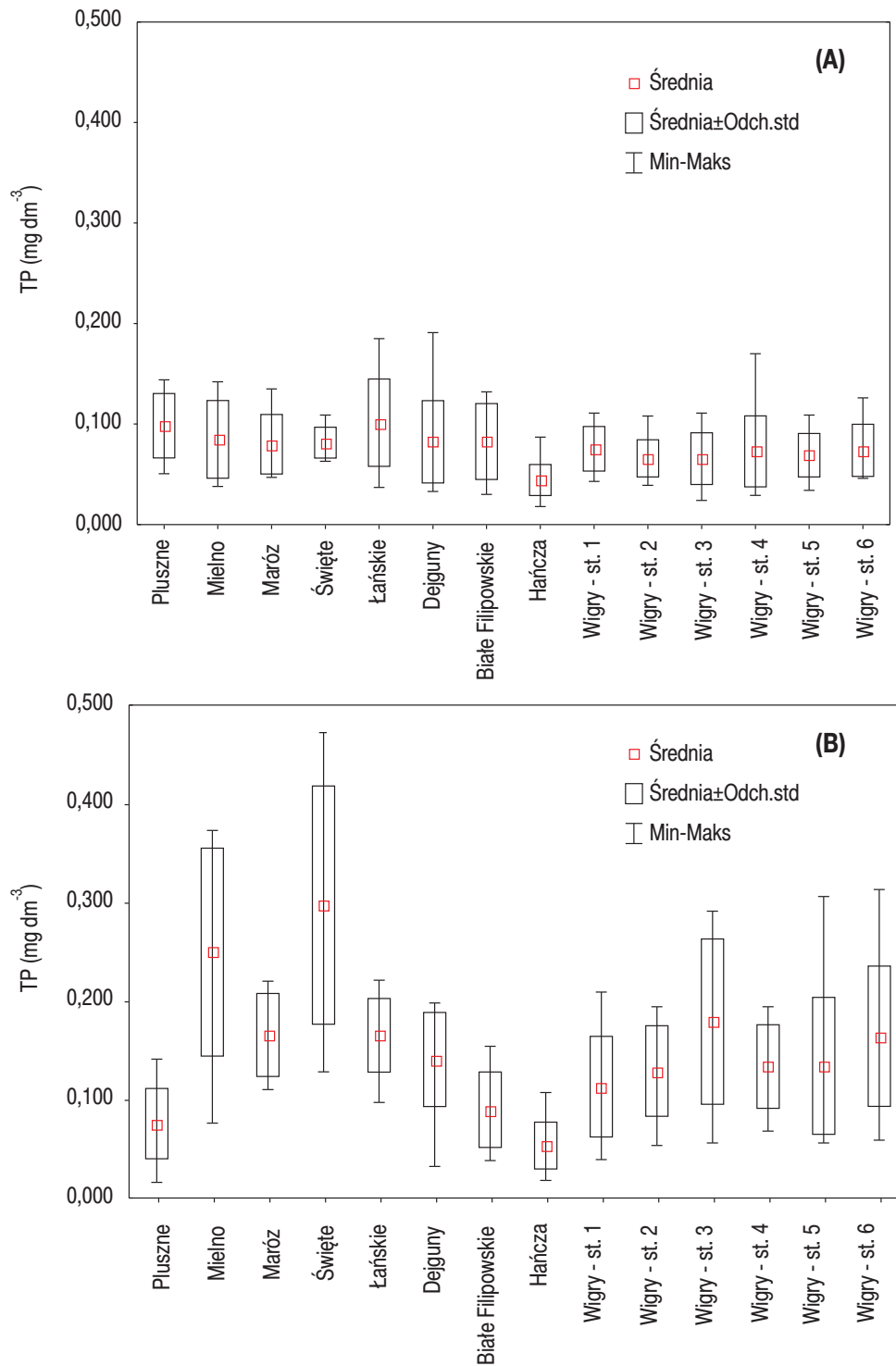
Rys. 9. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009.
Dane z 2002 roku wg Stawieckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.



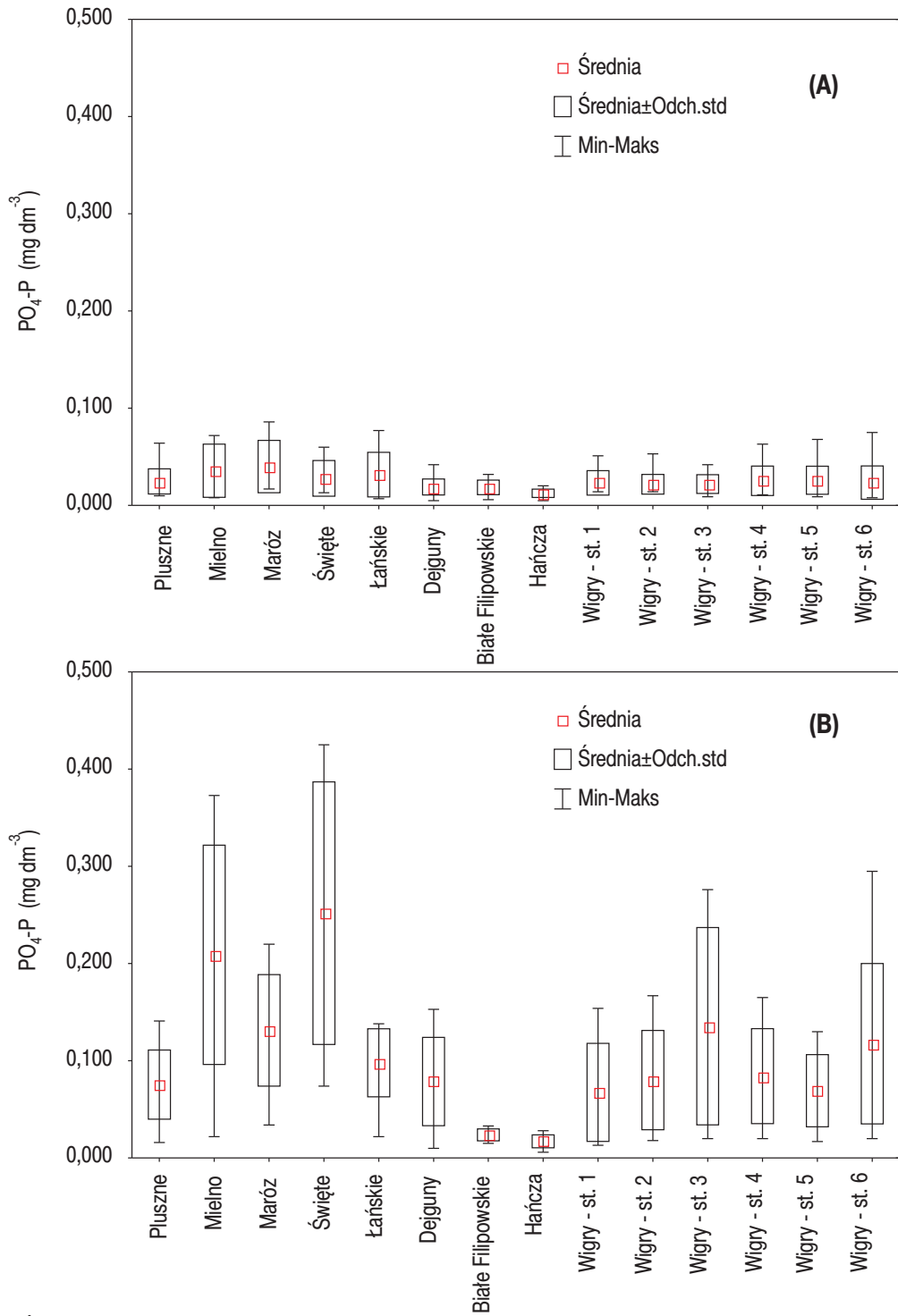
Rys. 10. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009.
Dane z 2002 roku wg Staweckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.



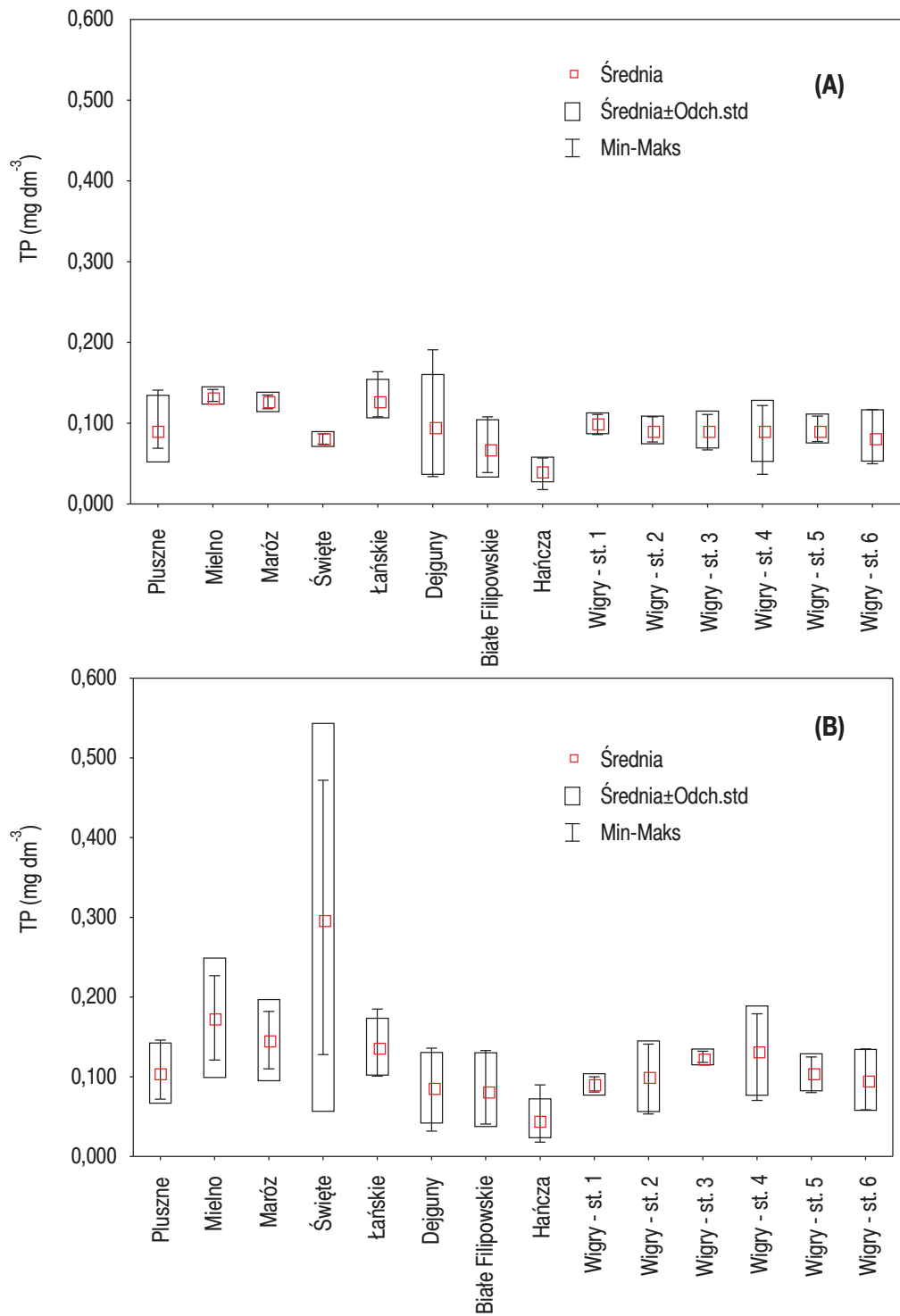
Rys. 11. Letnia stratyfikacja termiczno-tlenowa wód jeziora Wigry w latach 2000-2002 i 2009.
Dane z 2002 roku wg Staweckiego i Zdanowskiego 2009b, zmienione.



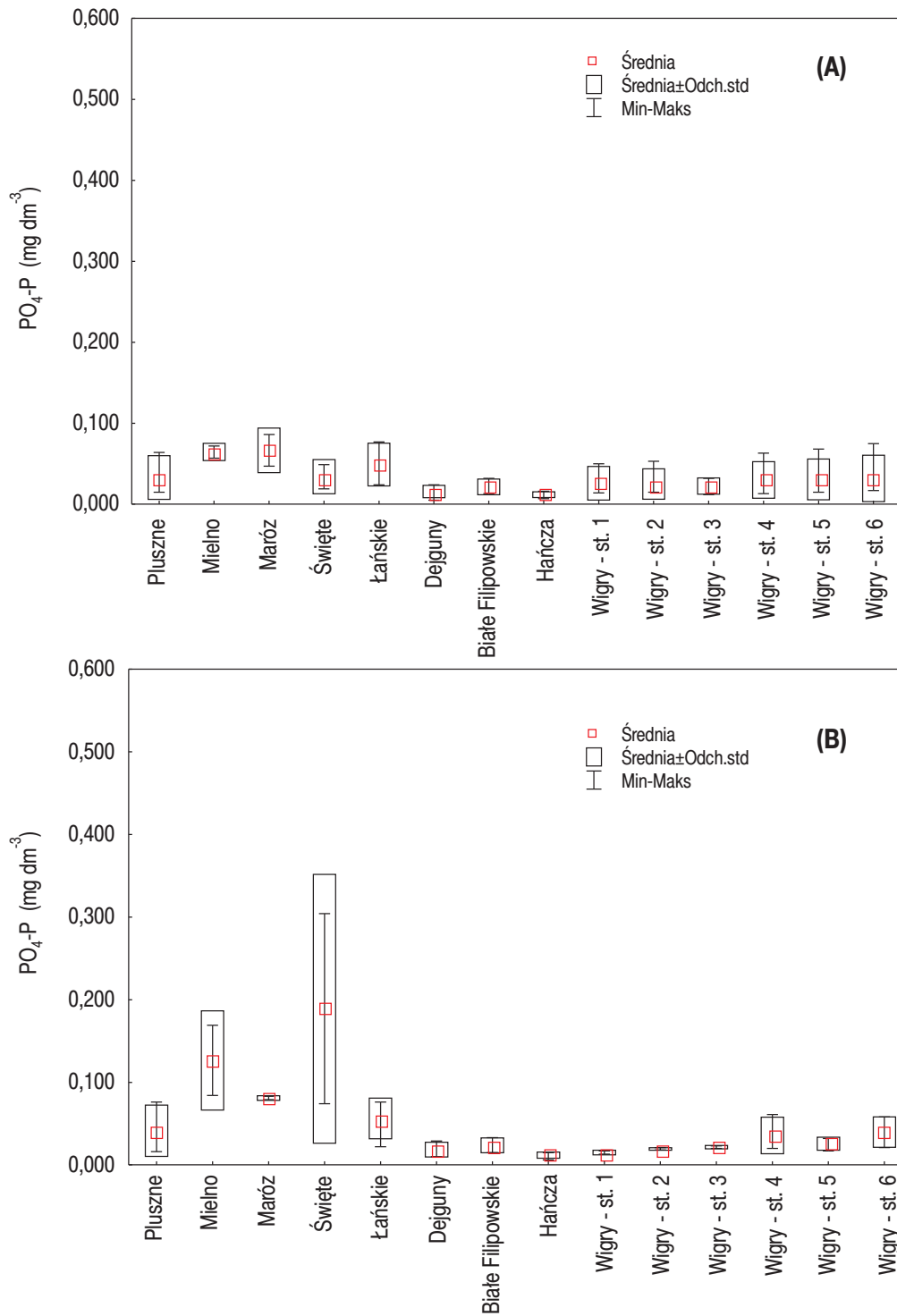
Rys. 12. Średnia zawartość fosforu całkowitego w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym.



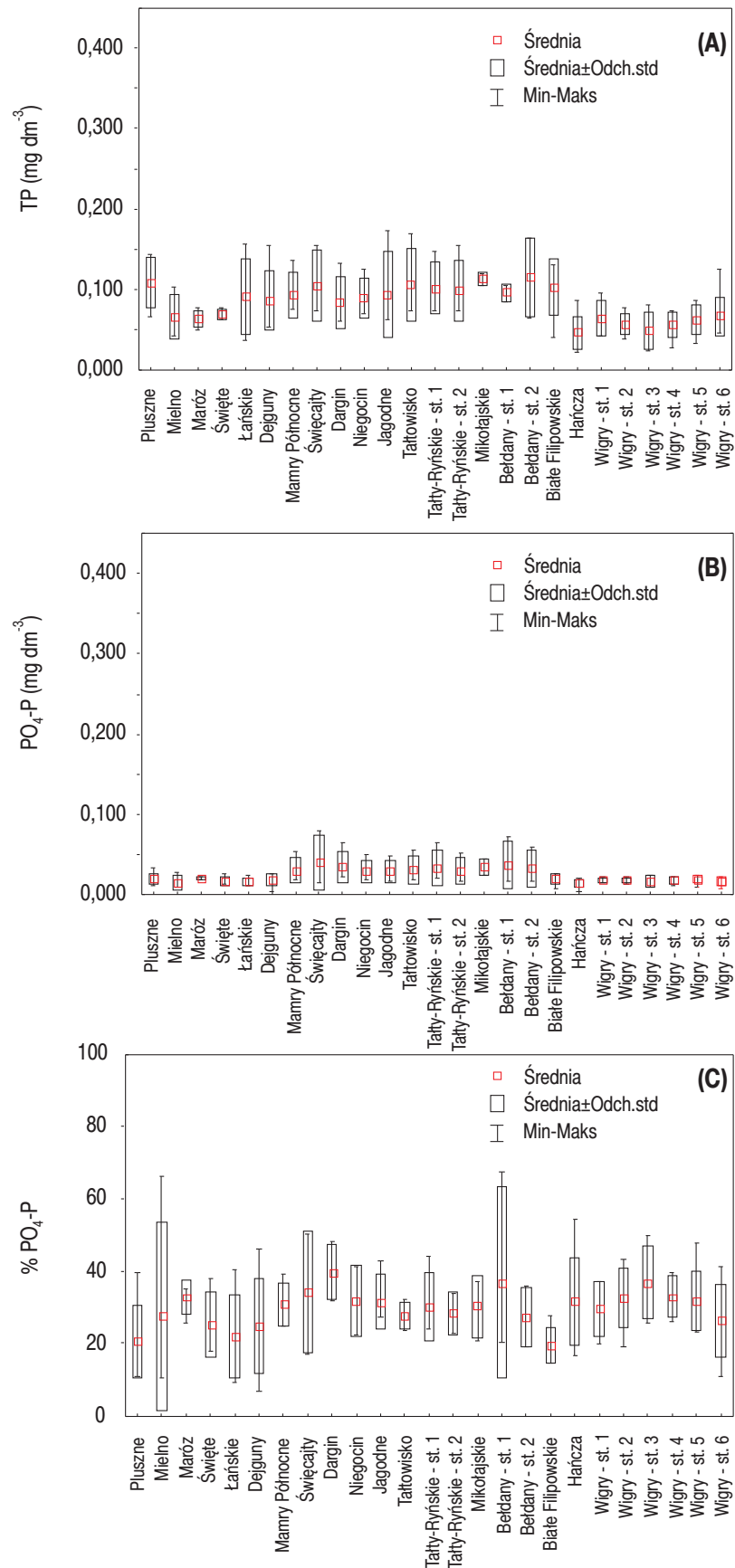
Rys. 13. Średnia zawartość fosforanów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie wegetacyjnym.



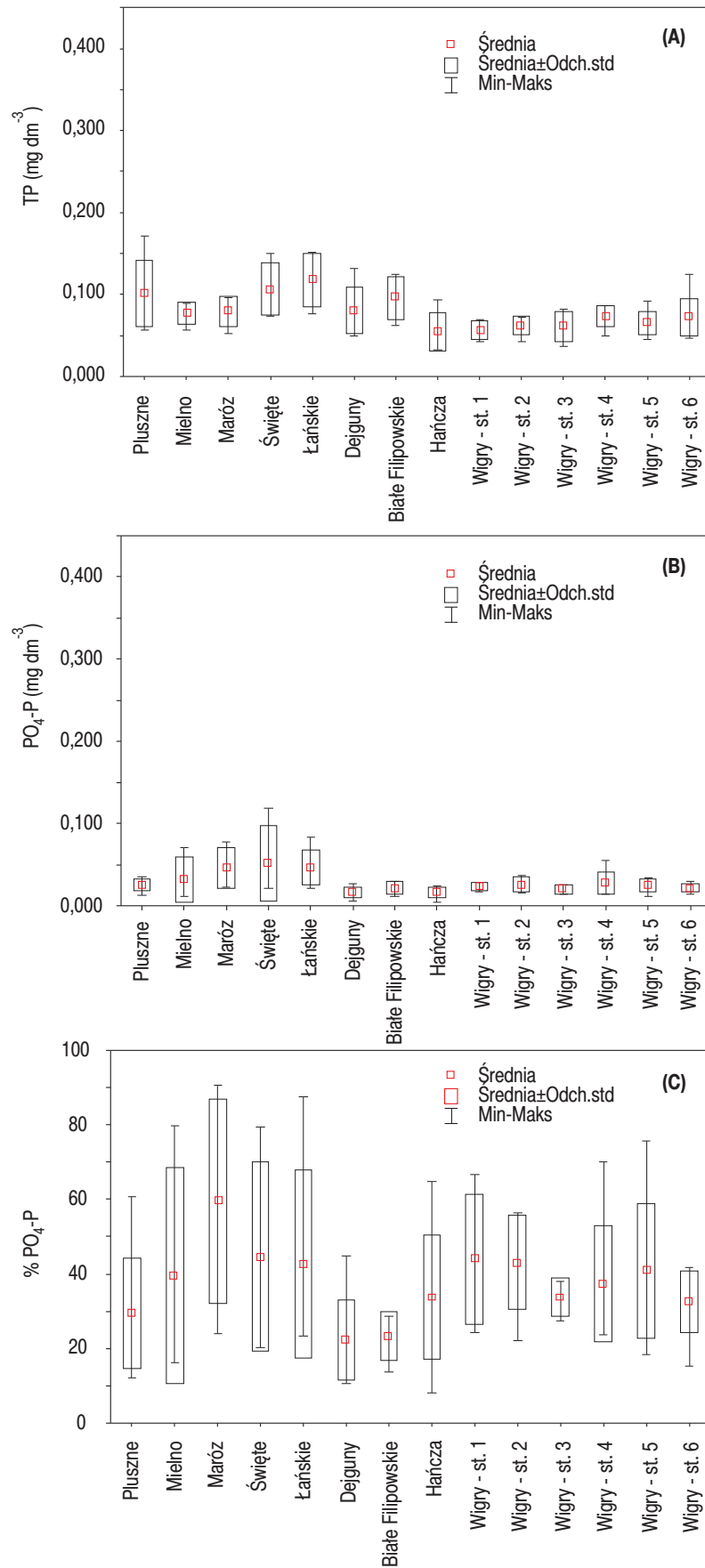
Rys. 14. Koncentracja fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.



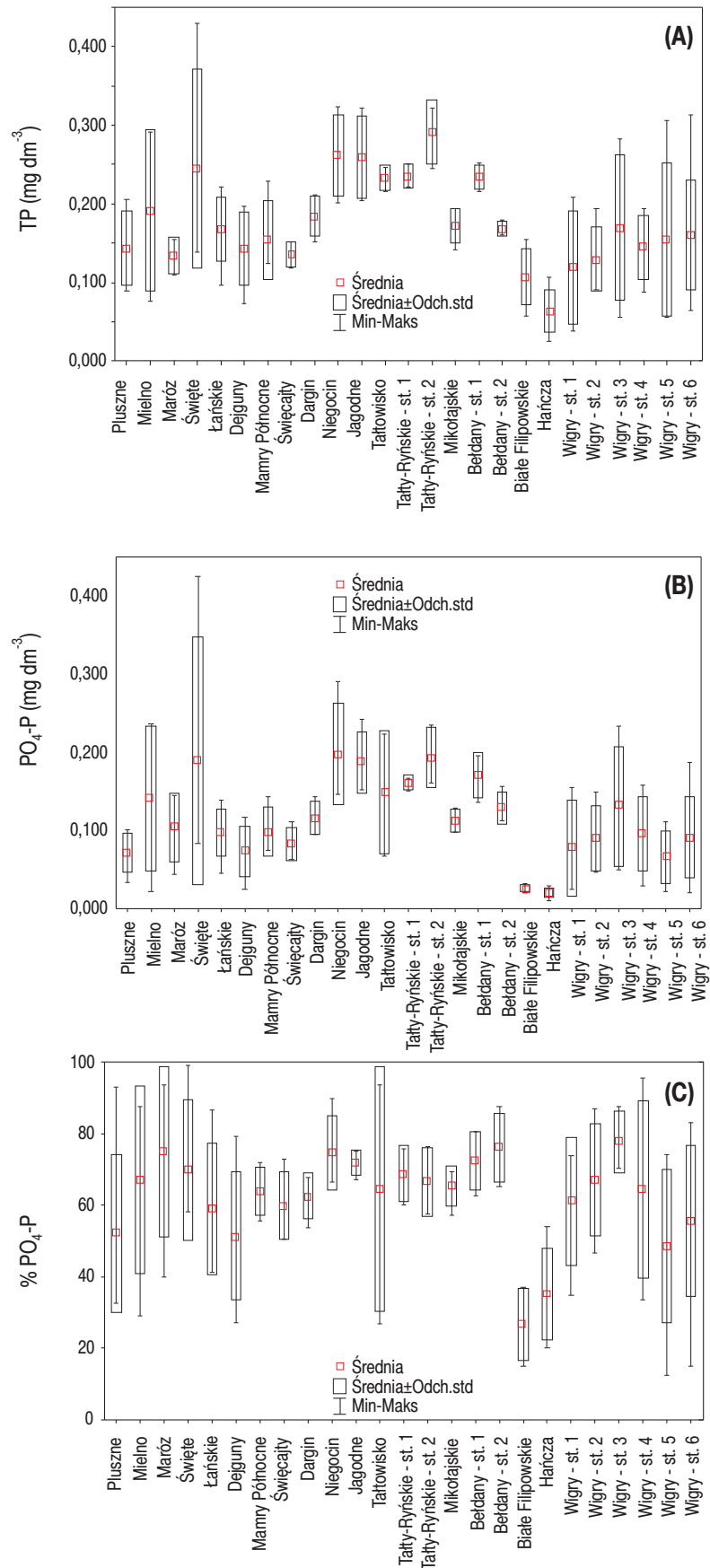
Rys. 15. Koncentracja fosforanów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.



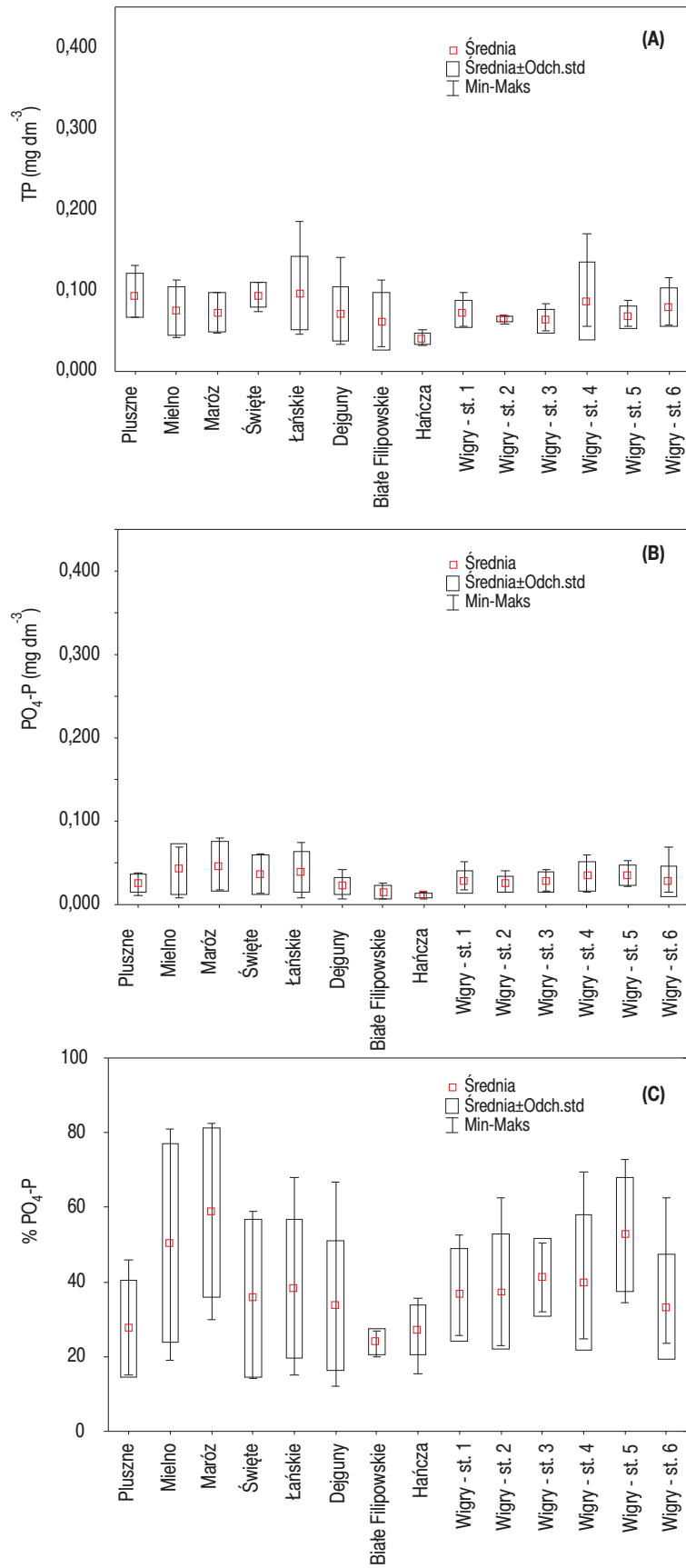
Rys. 16. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.



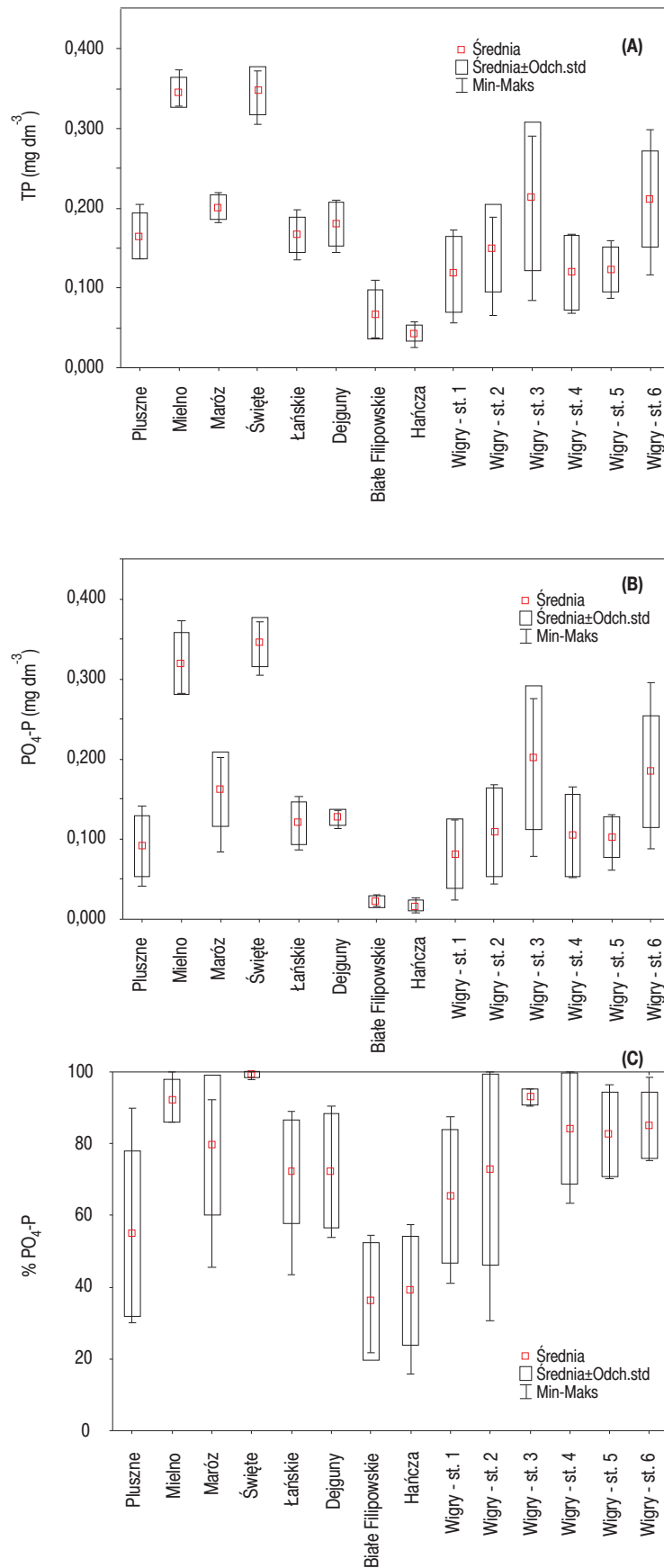
Rys. 17. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w metalimnionie wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.



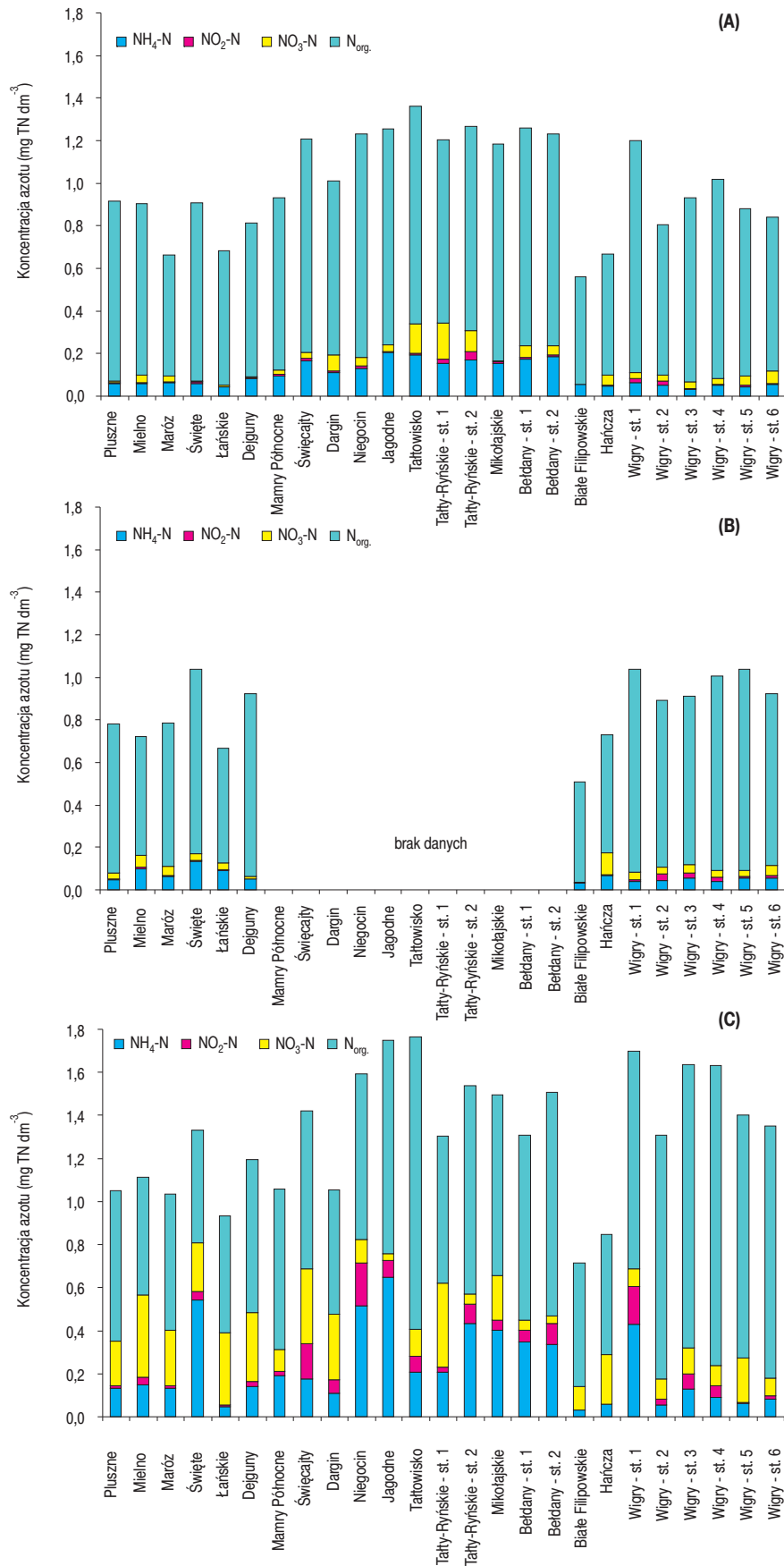
Rys. 18. Koncentracja fosforu całkowitego (A), fosforanów (B) oraz ich udział (C) w przydennych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.



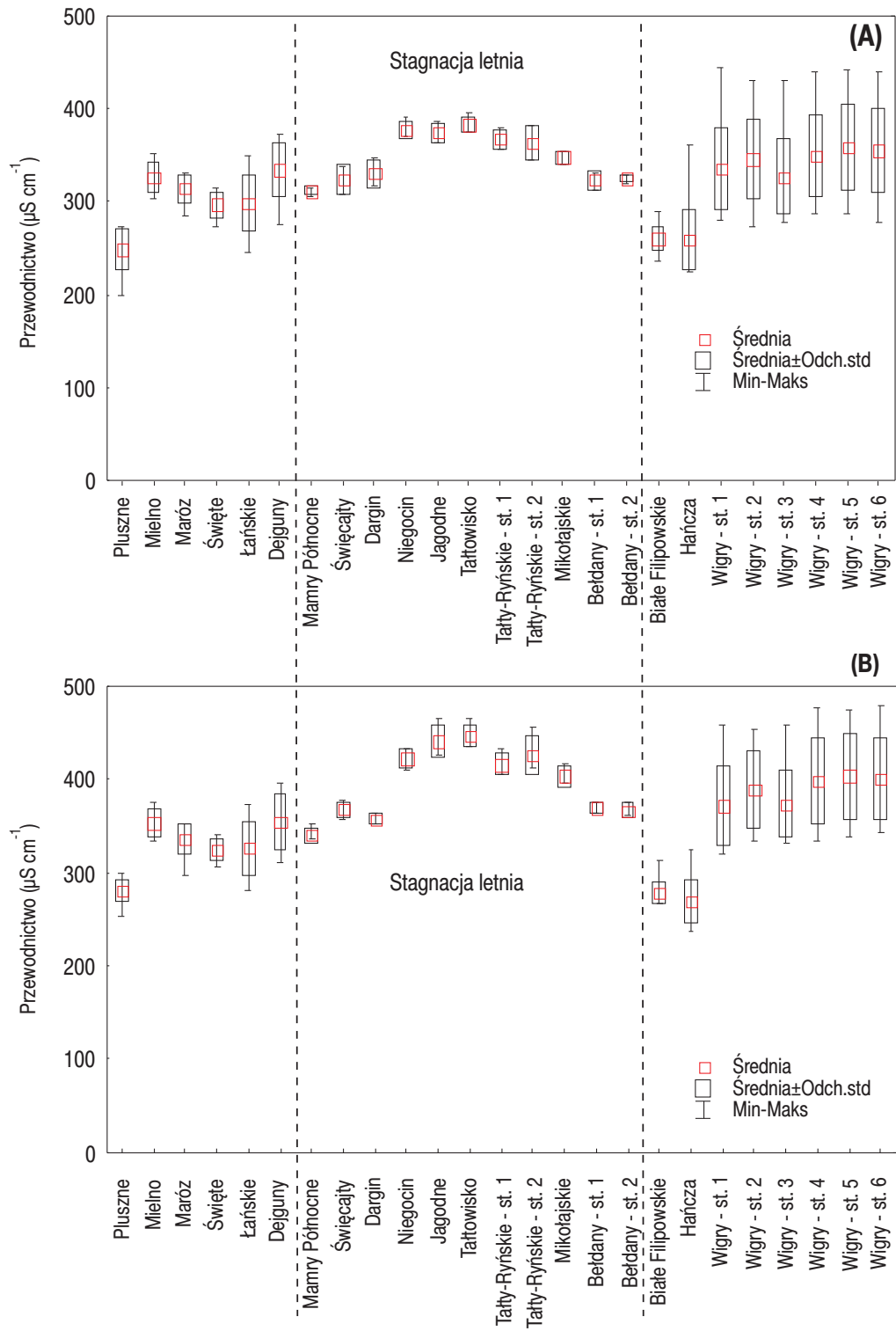
Rys. 19. Koncentracja fosforu całkowitego (A) oraz fosforanów (B) i ich udział (C) w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.



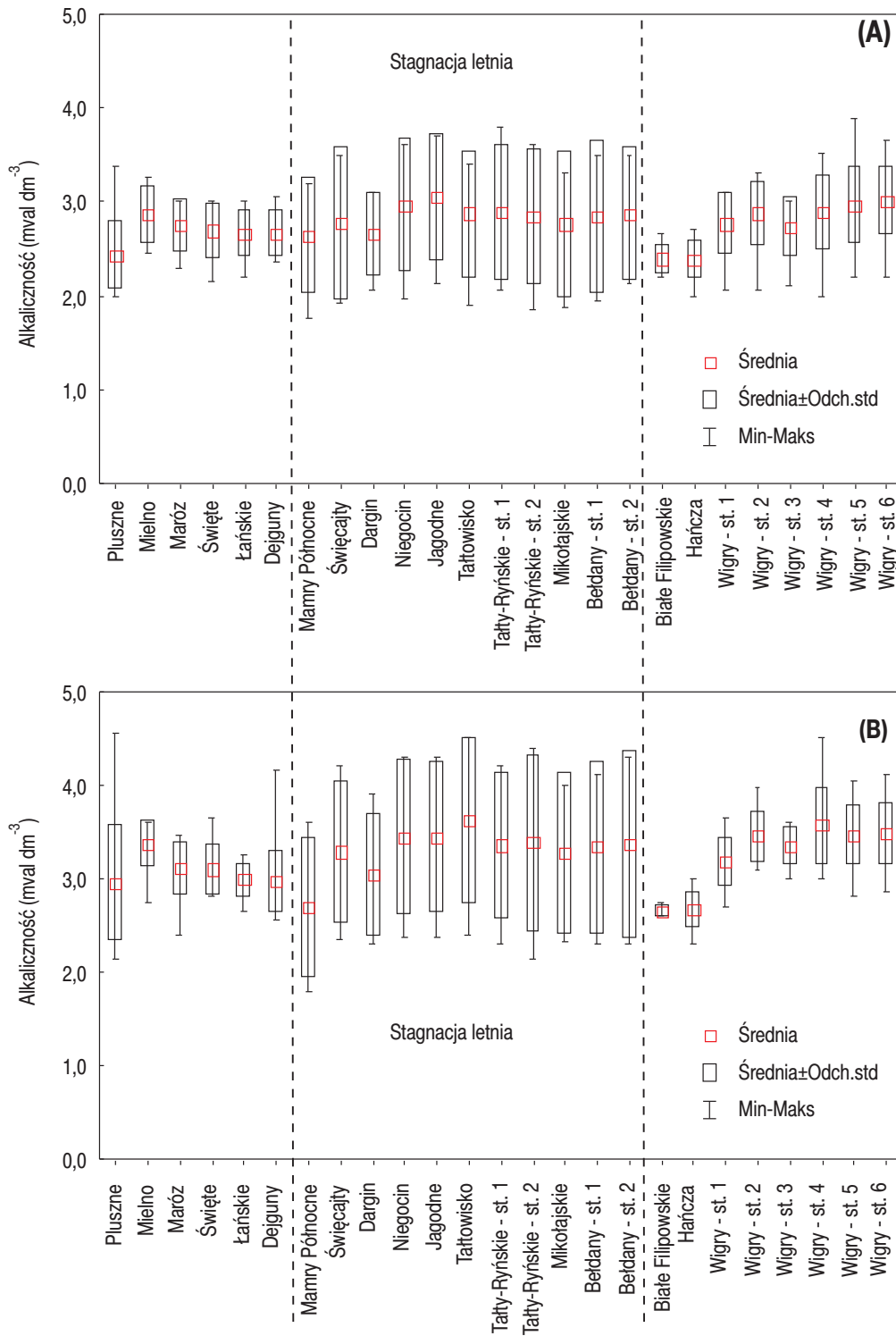
Rys. 20. Koncentracja fosforu całkowitego (A) oraz fosforanów (B) i ich udział (C) w przydennych warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.



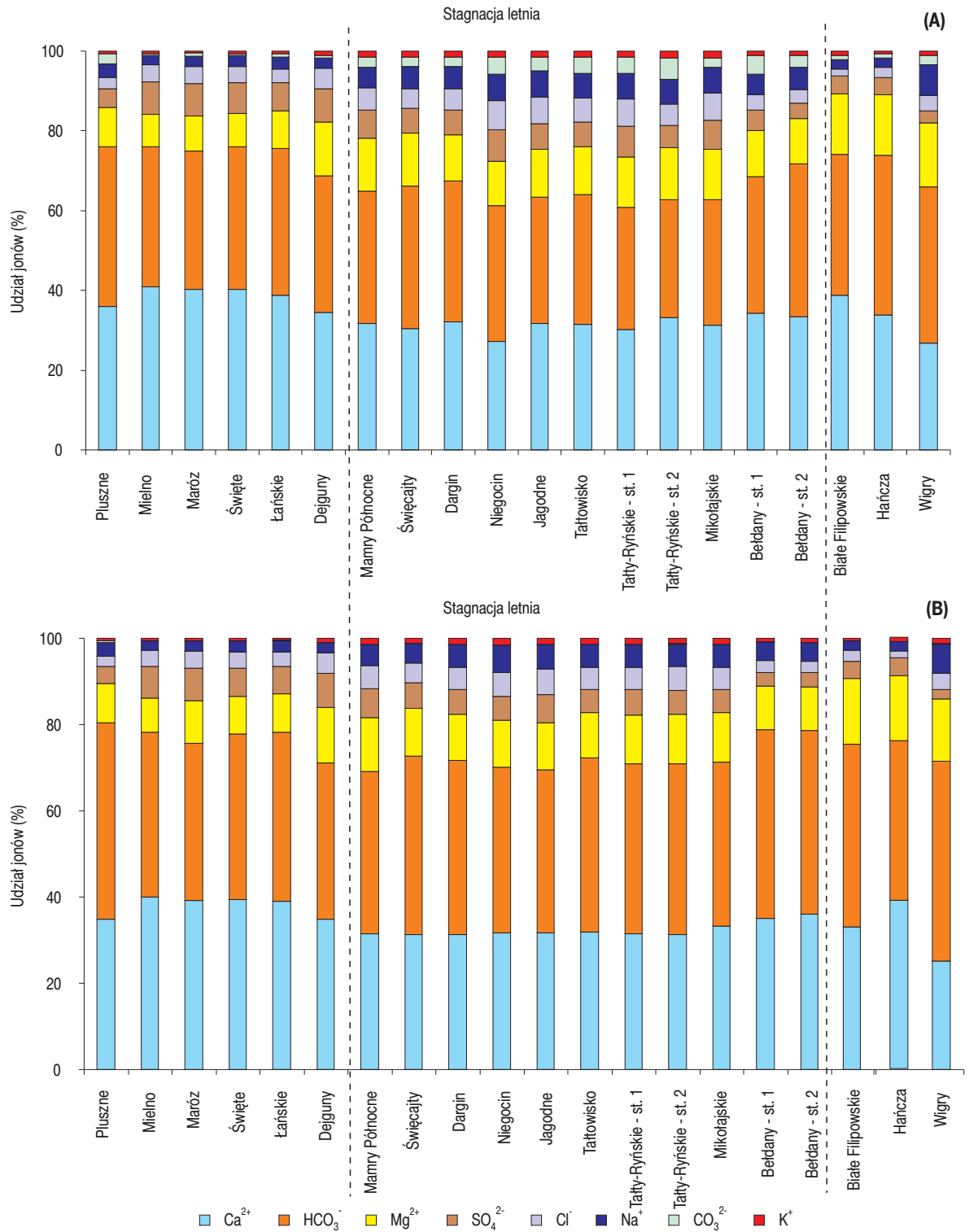
Rys. 21. Koncentracja azotu (TN) w powierzchniowych warstwach wód (A), metalimnionie (B) i przydennych warstwach wód (C) badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.



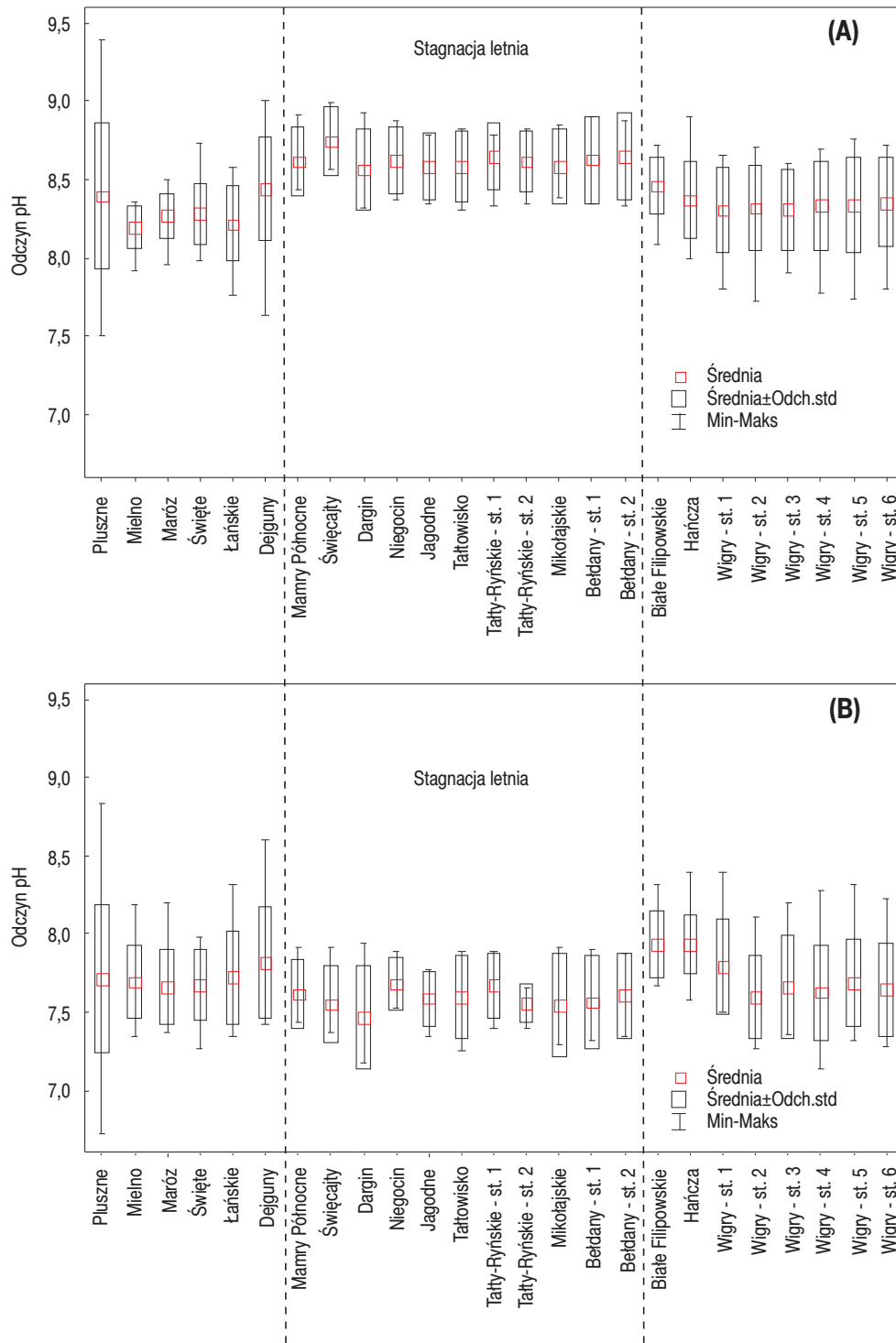
Rys. 22. Zmiany przewodnictwa elektrolitycznego w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.



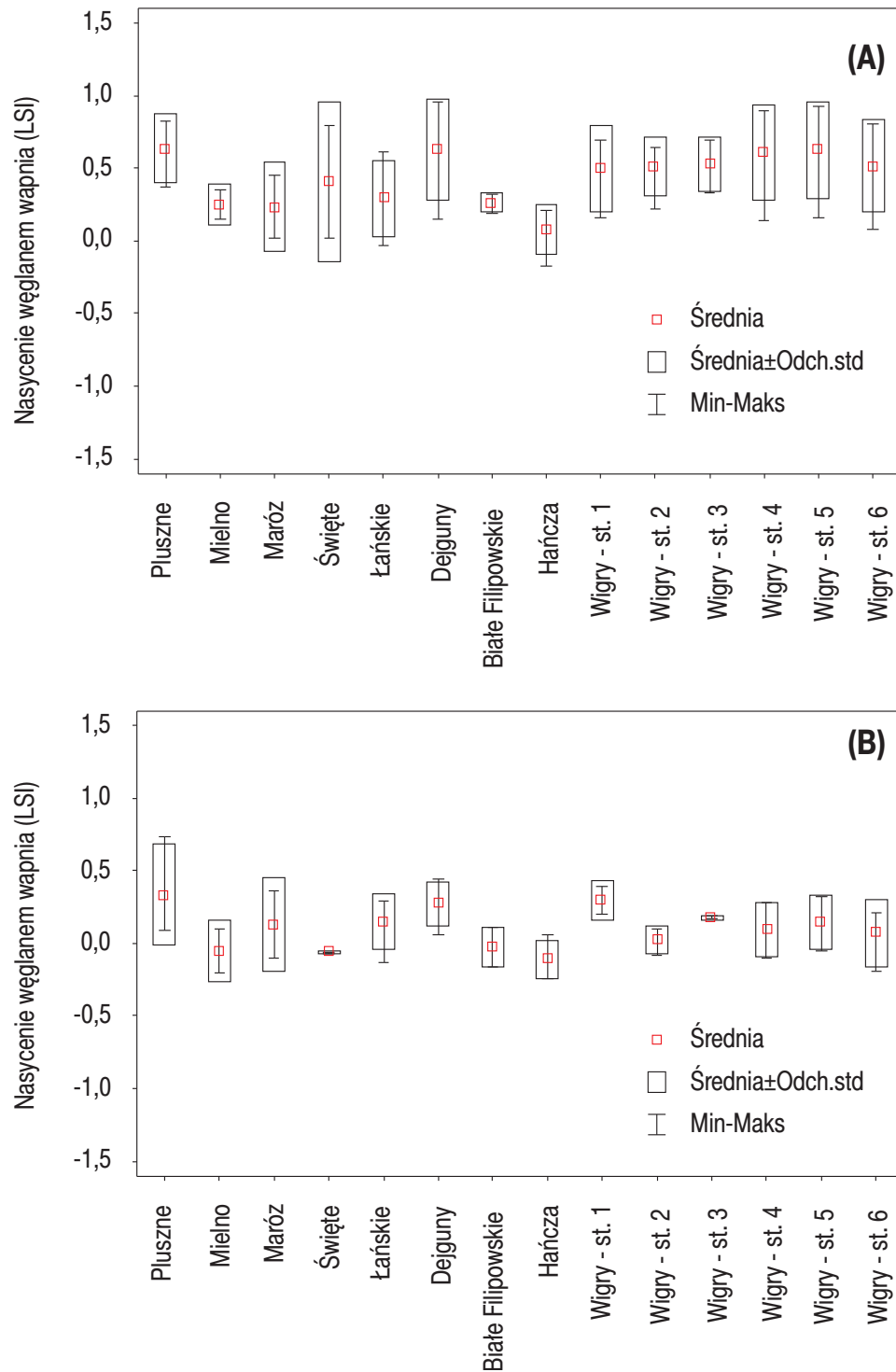
Rys. 23. Zmiany alkaliczności w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.



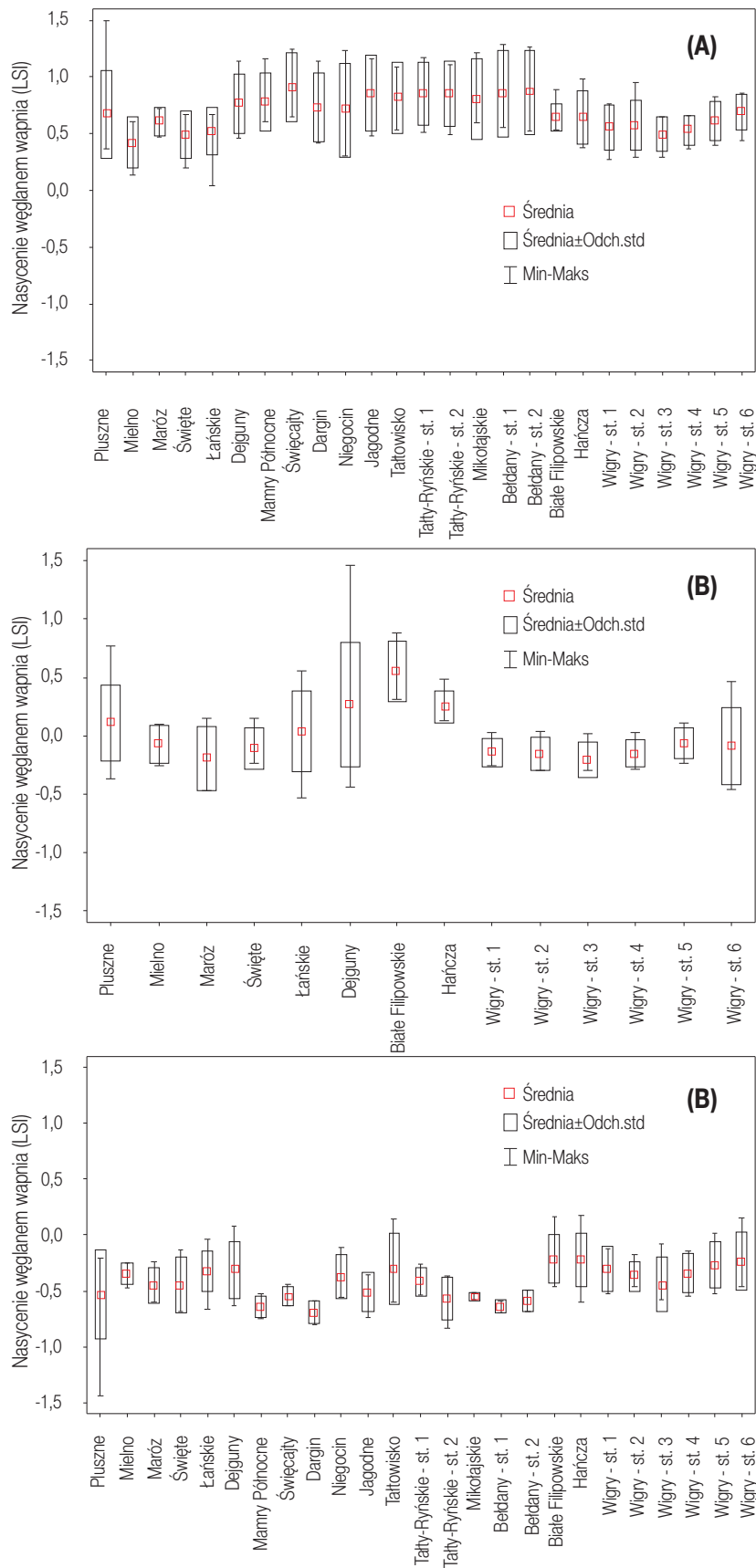
Rys. 24. Średni udział głównych jonów w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.



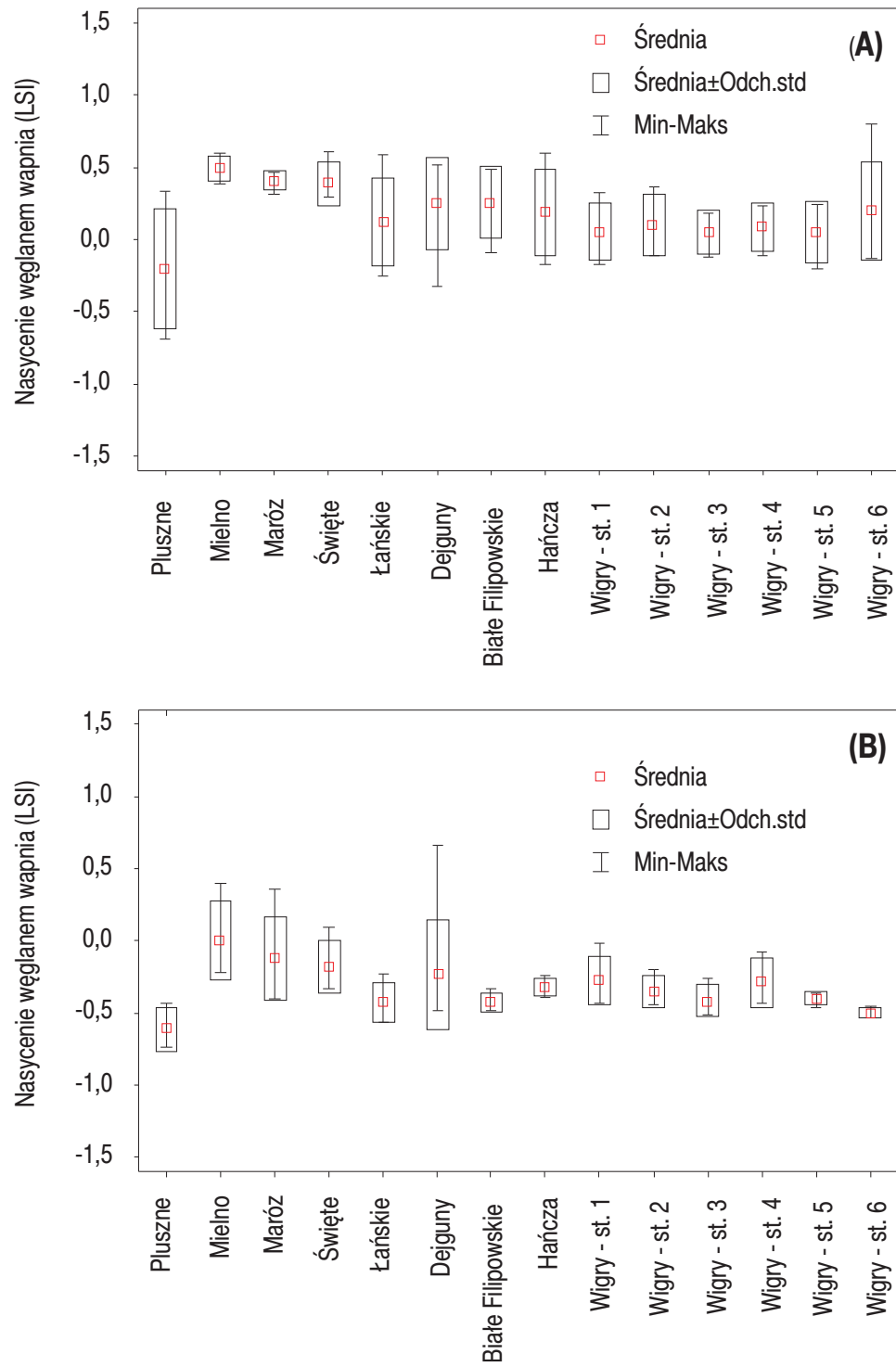
Rys. 25. Zmiany odczynu pH w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.



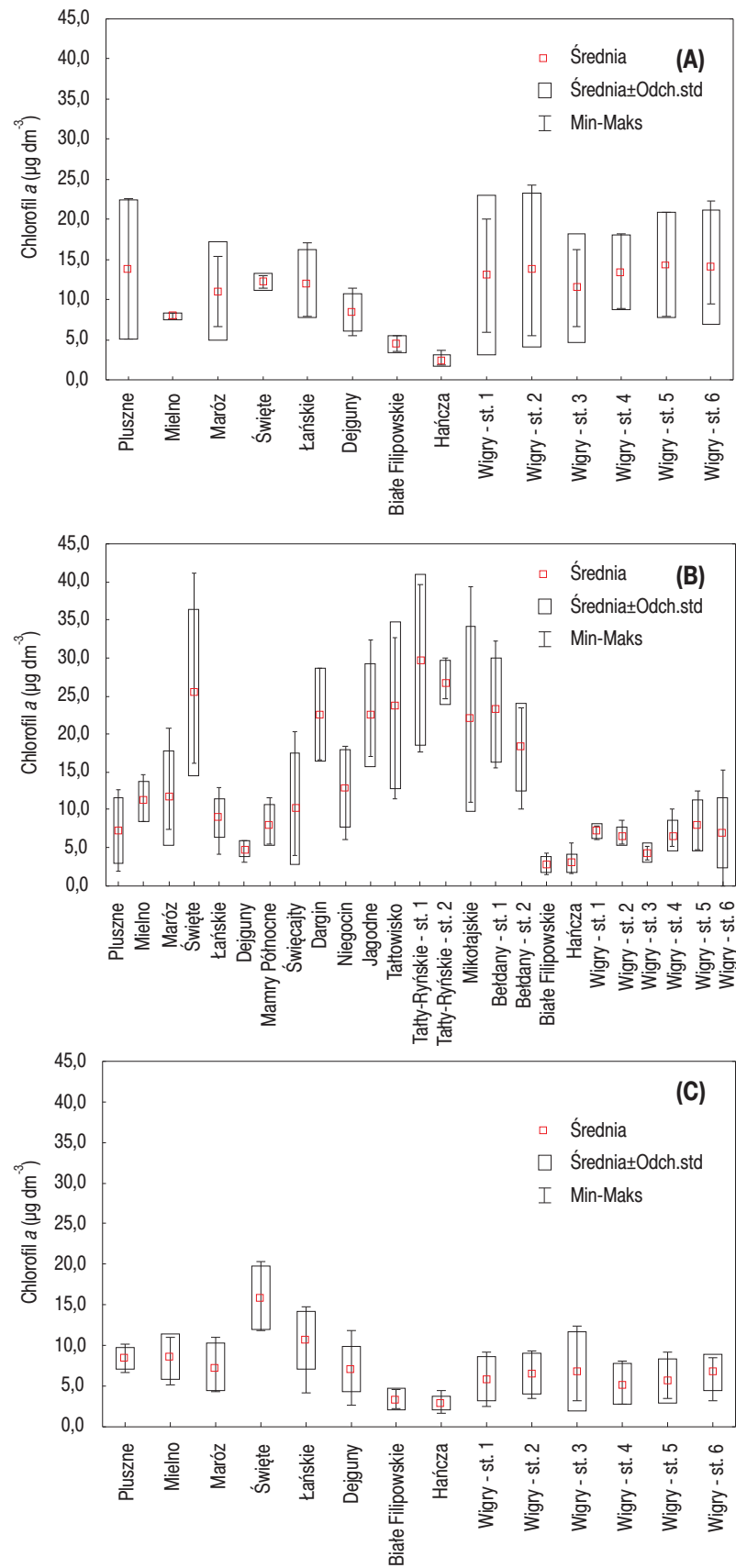
Rys. 26. Wskaźnik nasylenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji wiosennej.



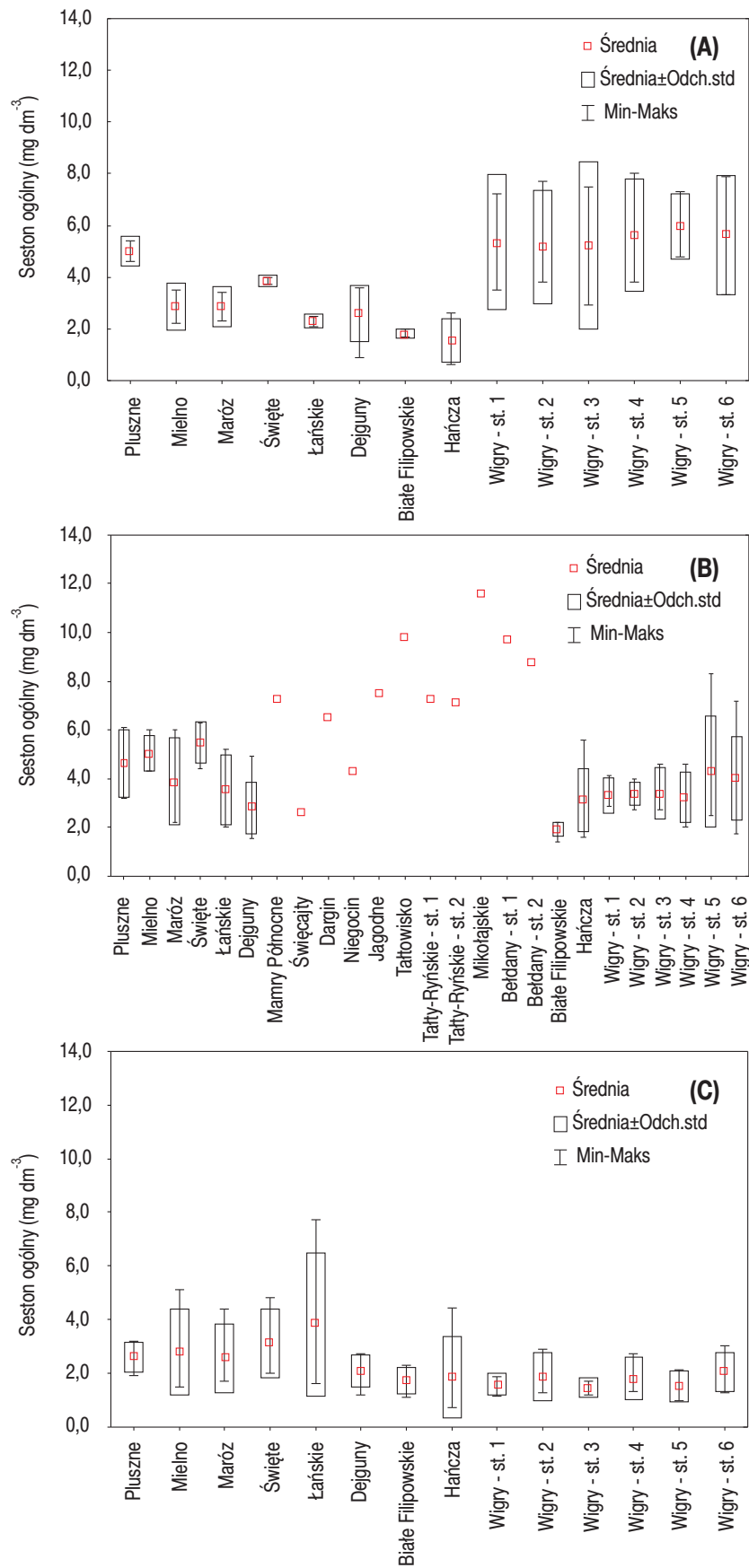
Rys. 27. Wskaźnik nasylenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych warstwach wód (A), metalimnionie (B) i przydennych warstwach wód (C) badanych jezior typu sielawowego w okresie stagnacji letniej.



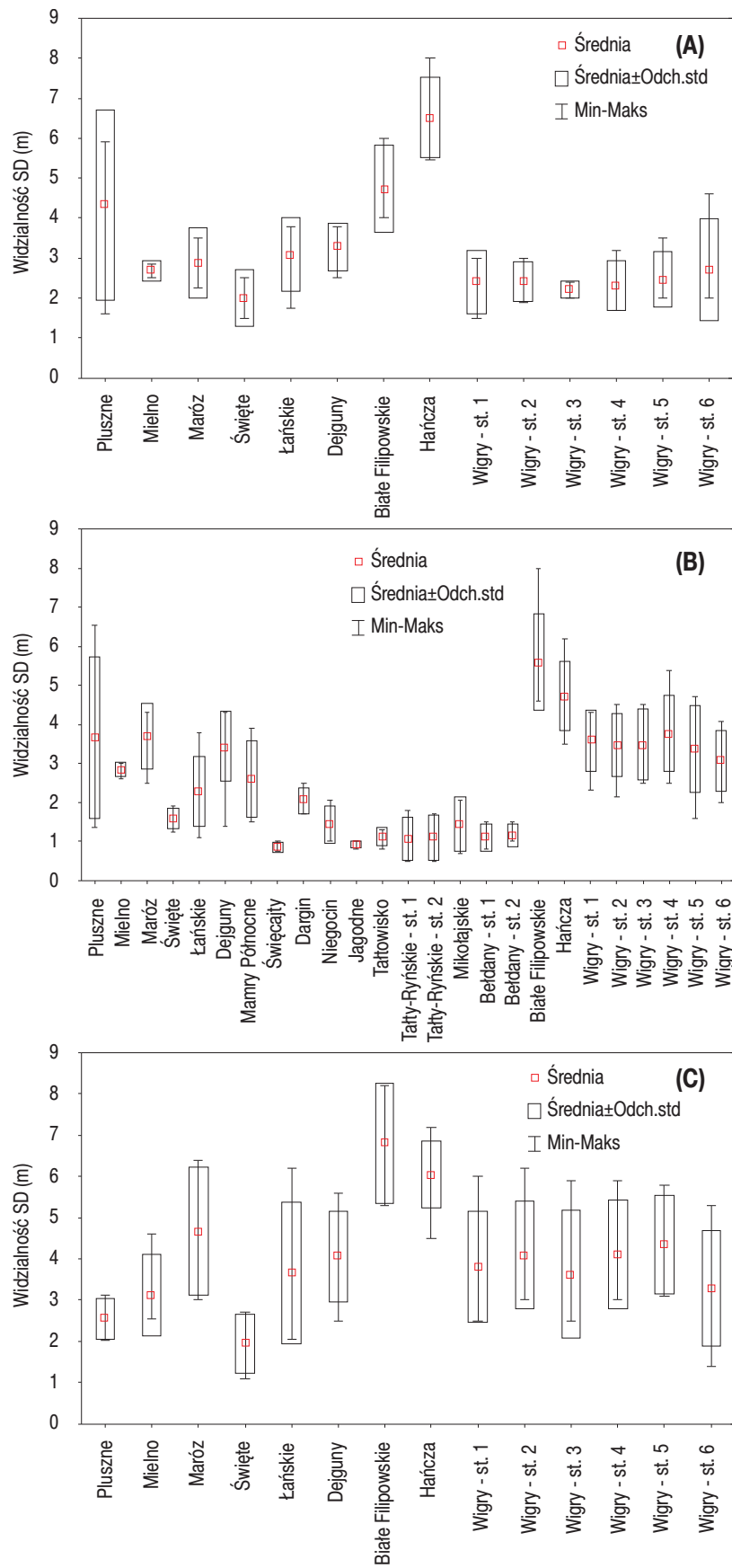
Rys. 28. Wskaźnik nasylenia węglanem wapnia (LSI) w powierzchniowych (A) i przydennych (B) warstwach wód badanych jezior typu sielawowego w okresie cyrkulacji jesiennej.



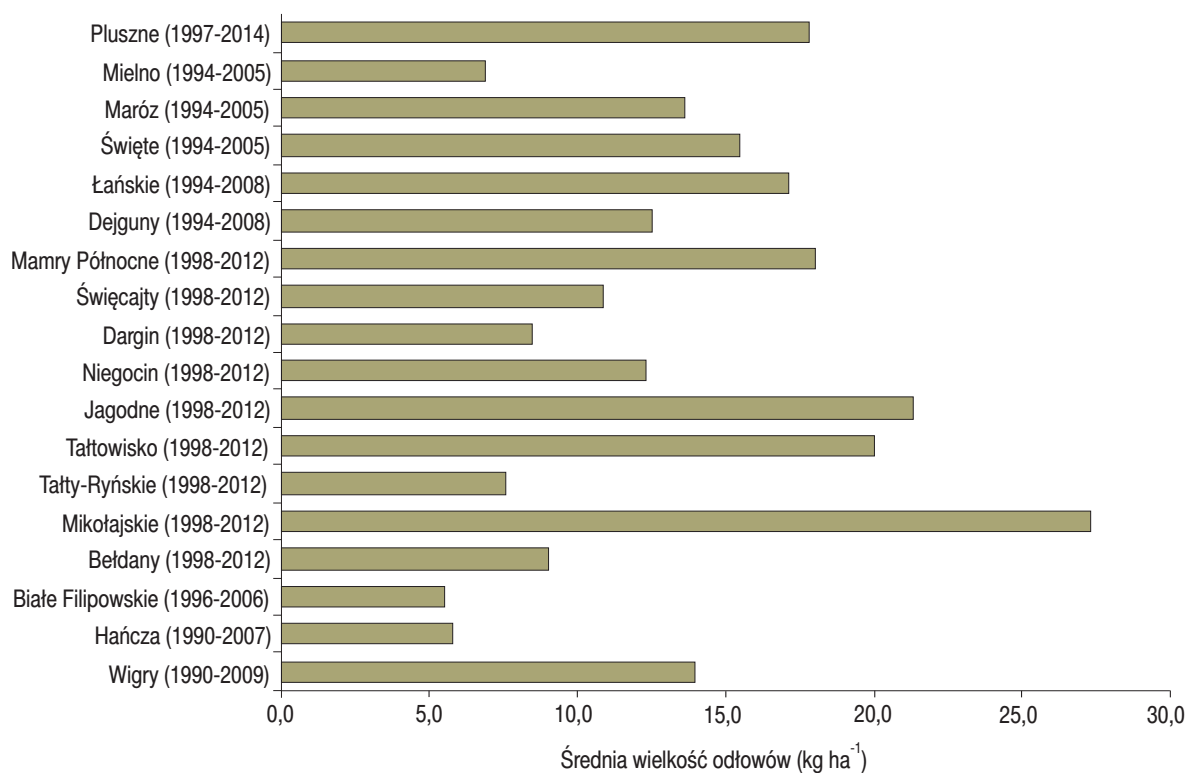
Rys. 29. Zawartość chlorofilu *a* w wodach badanych jezior typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).



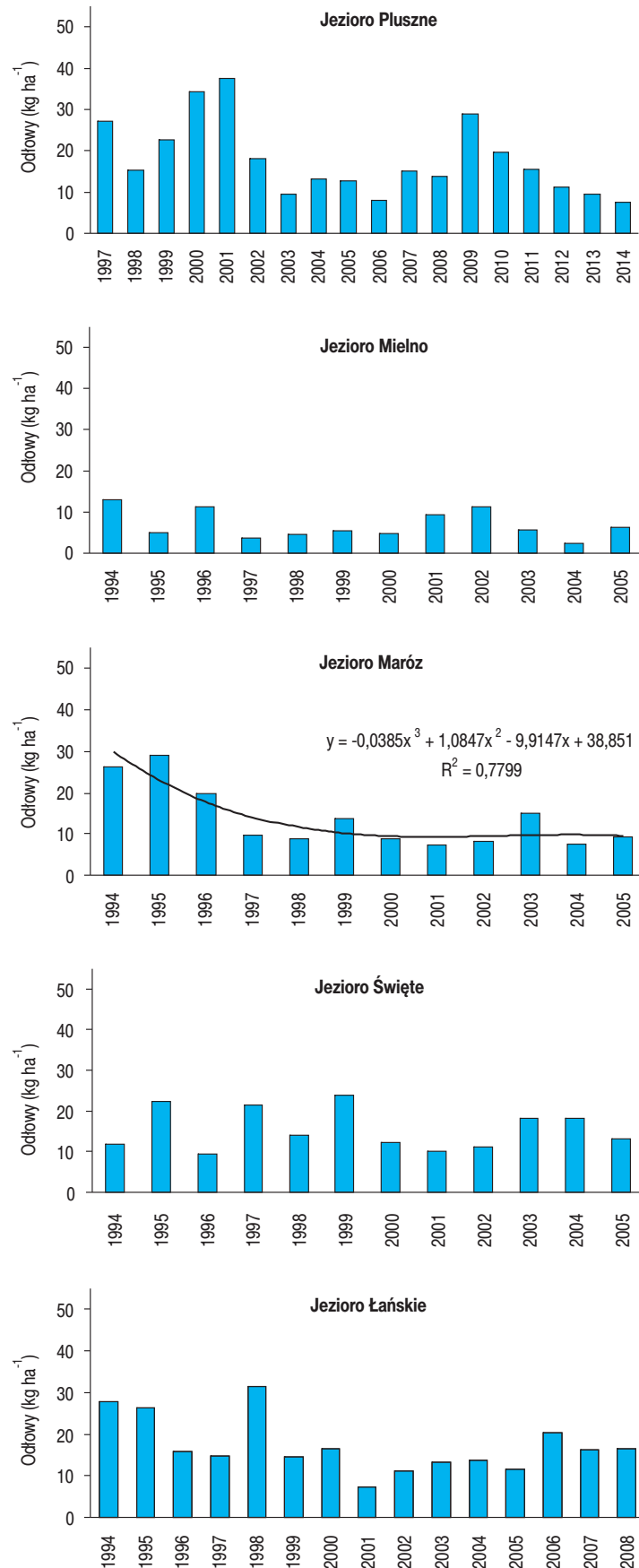
Rys. 30. Zawartość sestonu ogólnego w wodach badanych jezior typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).



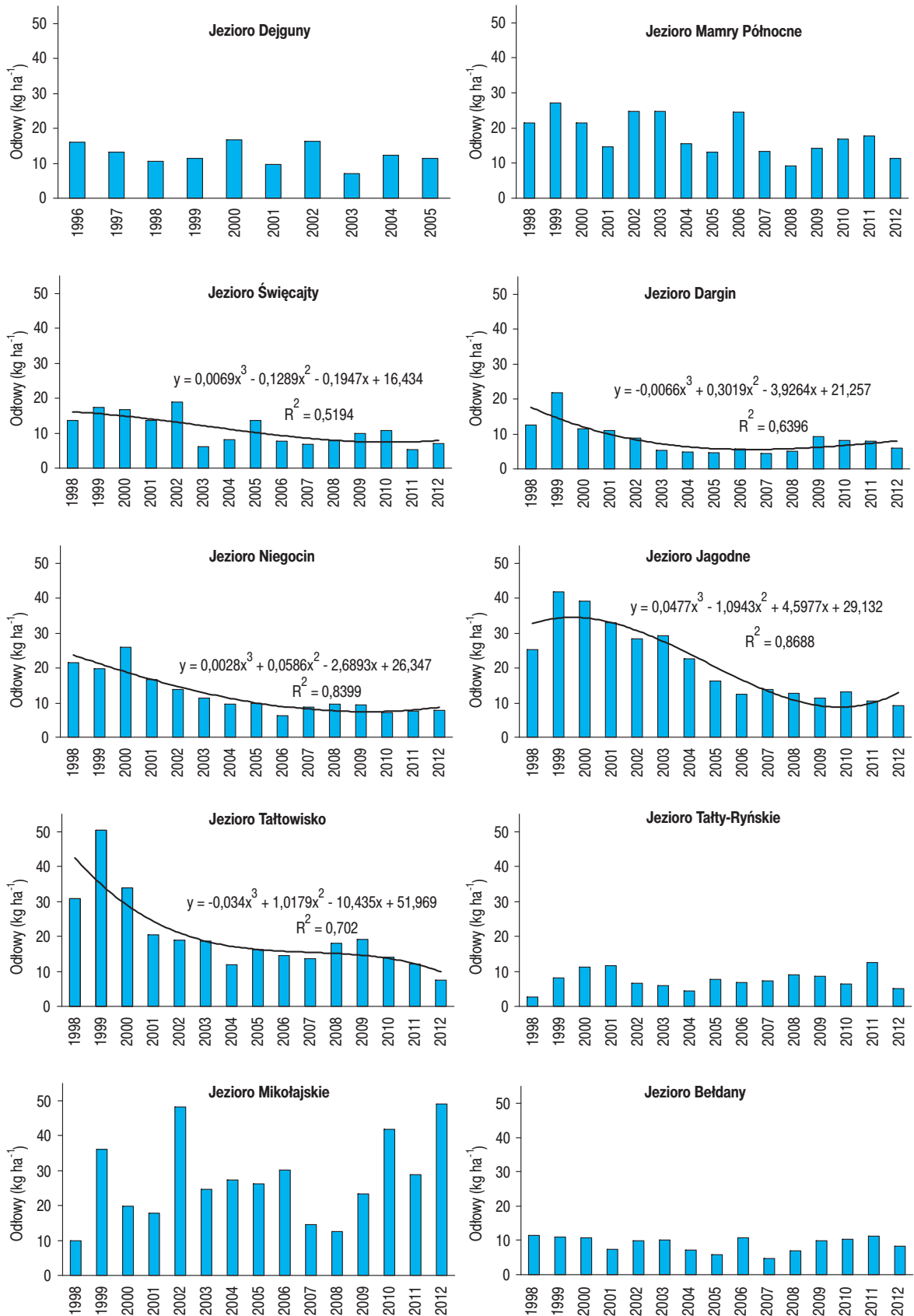
Rys. 31. Widzialność krążka Secchiego (SD) w badanych jeziorach typu sielawowego podczas cyrkulacji wiosennej (A), stagnacji letniej (B) oraz cyrkulacji jesiennej (C).



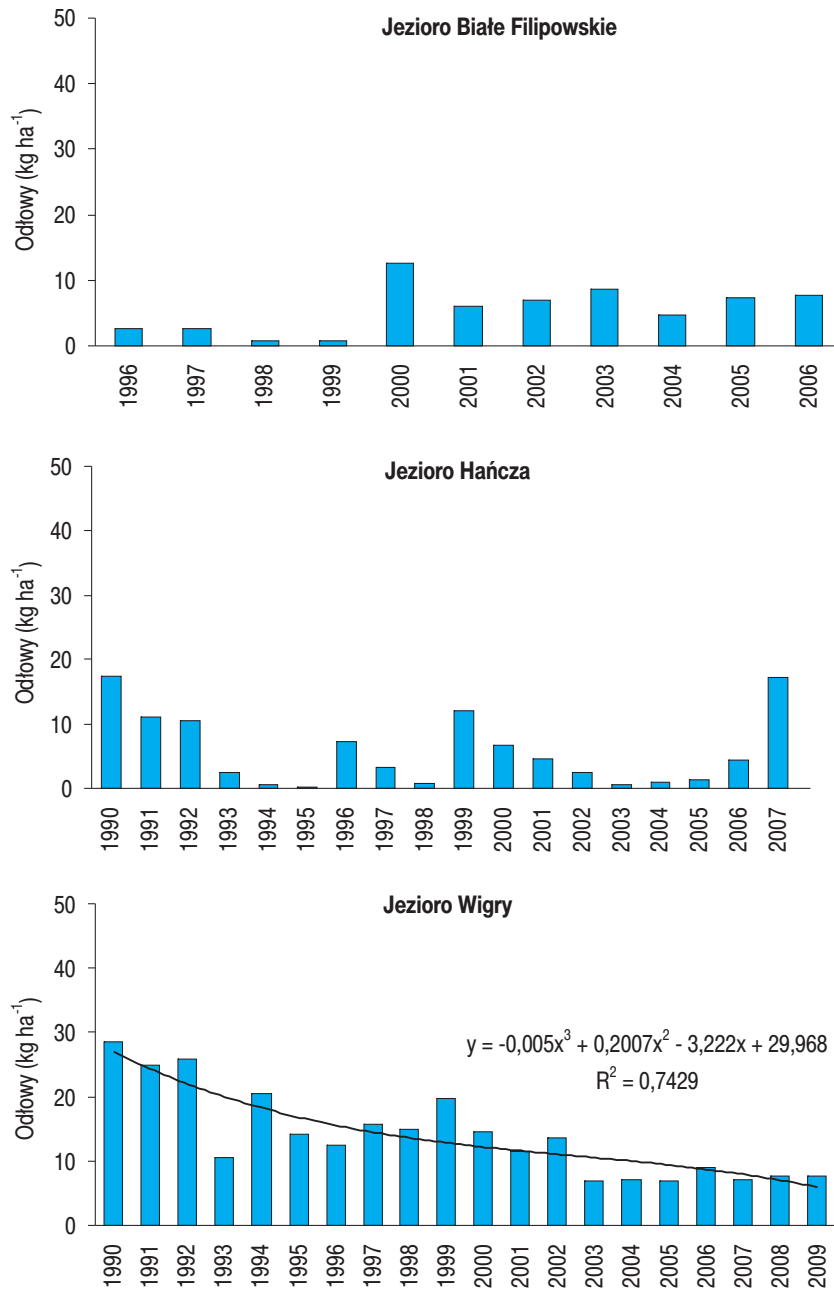
Rys. 32. Średnia wielkość odłowów rybackich w badanych jeziorach typu sielawowego w analizowanych okresach.



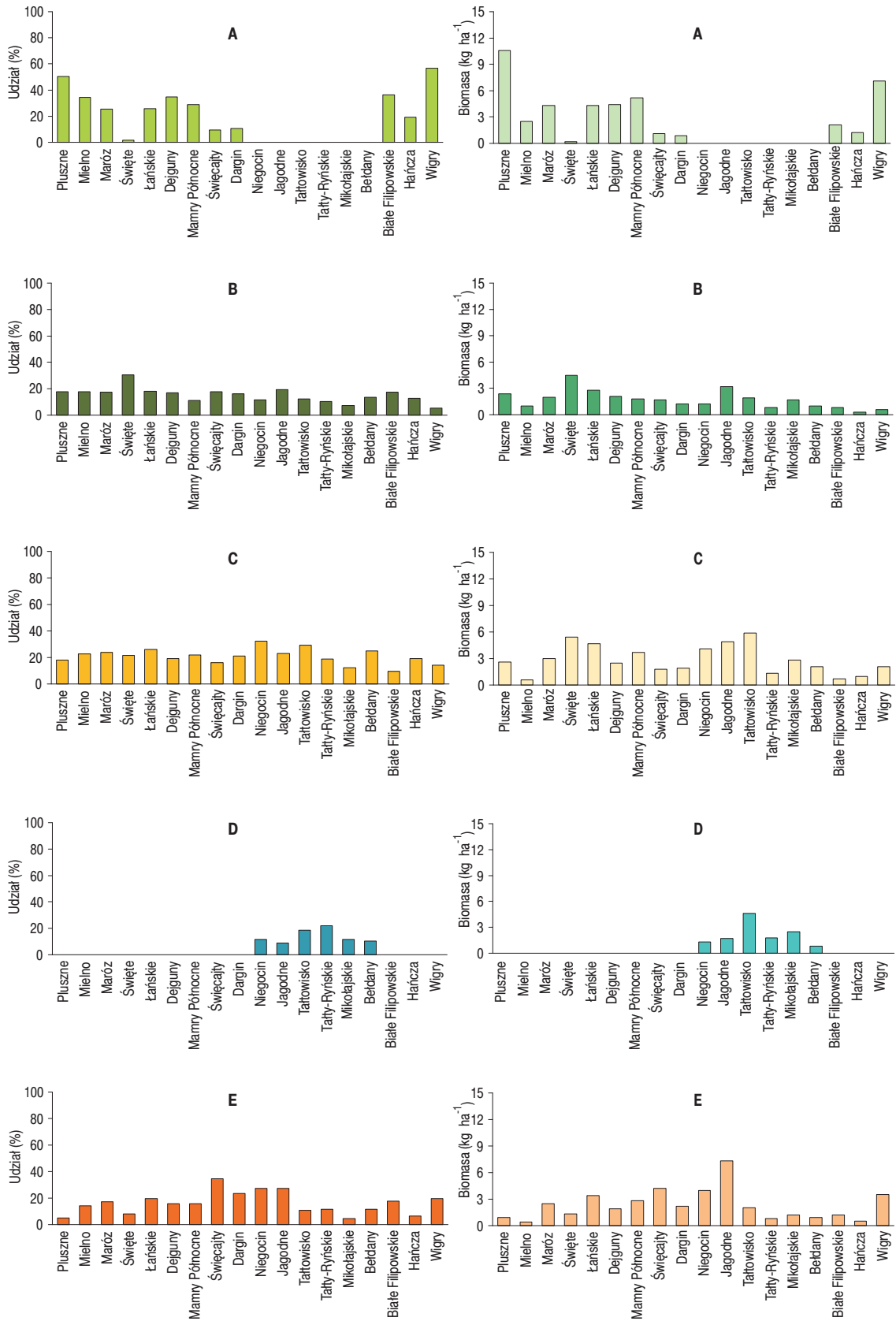
Rys. 33. Odtowy rybackie z badanych jezior typu sielowego zlewni rzek Marózki i Łyny.



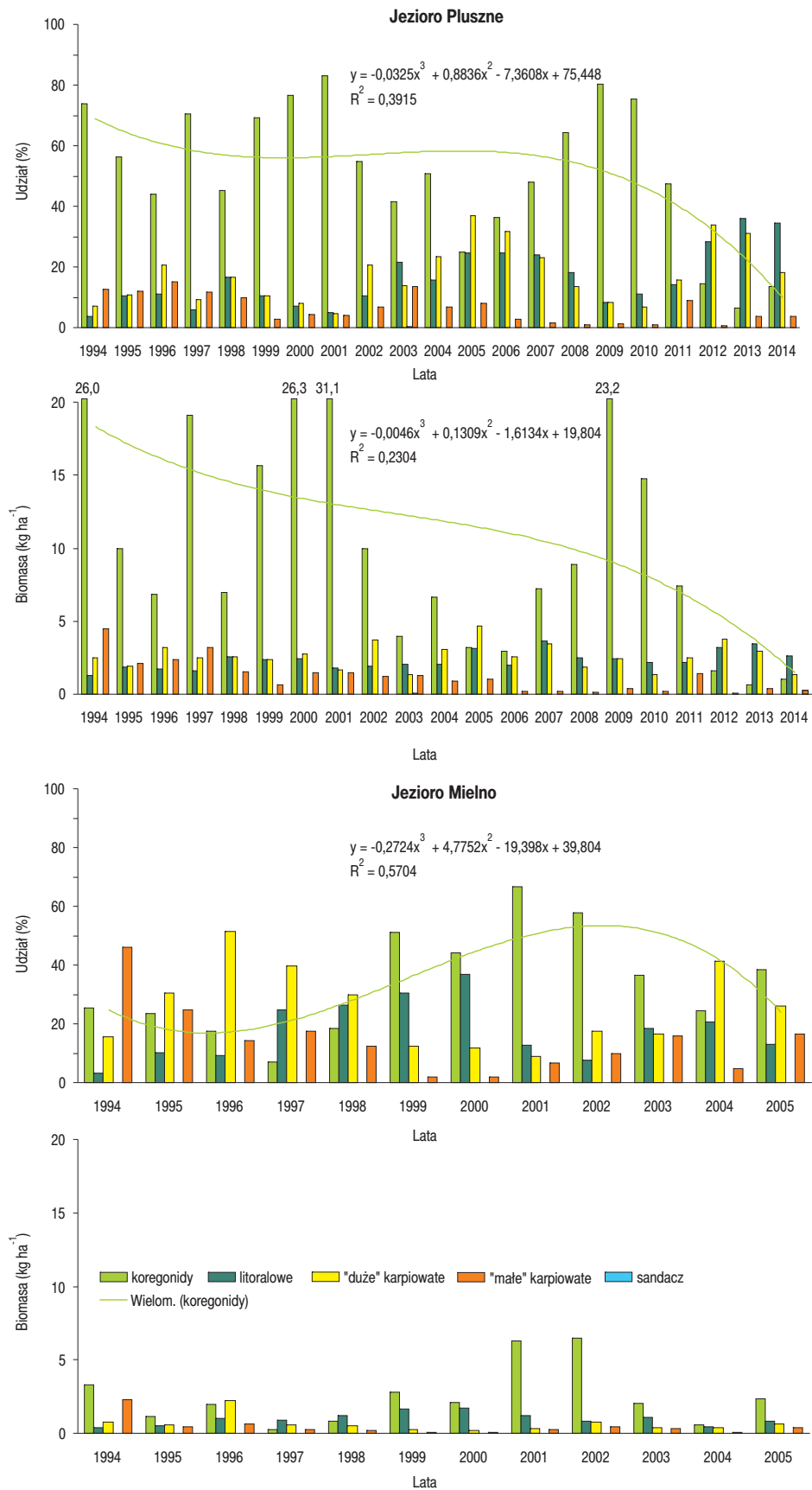
Rys. 34. Odtowy rybne z badanych jezior typu sielawowego: Dejguny oraz jezior kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich.



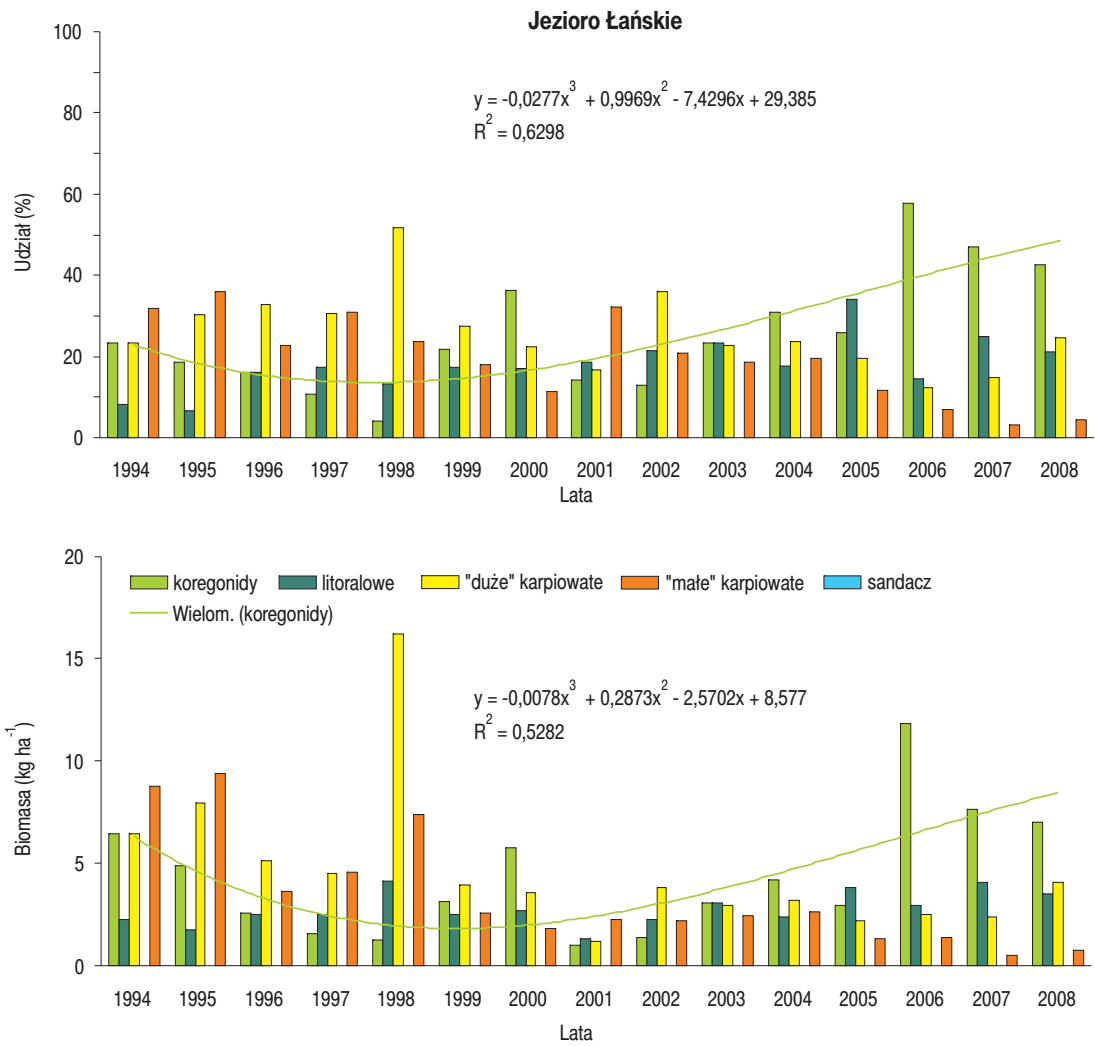
Rys. 35. Odtowy rybactwie z badanych jezior typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego.



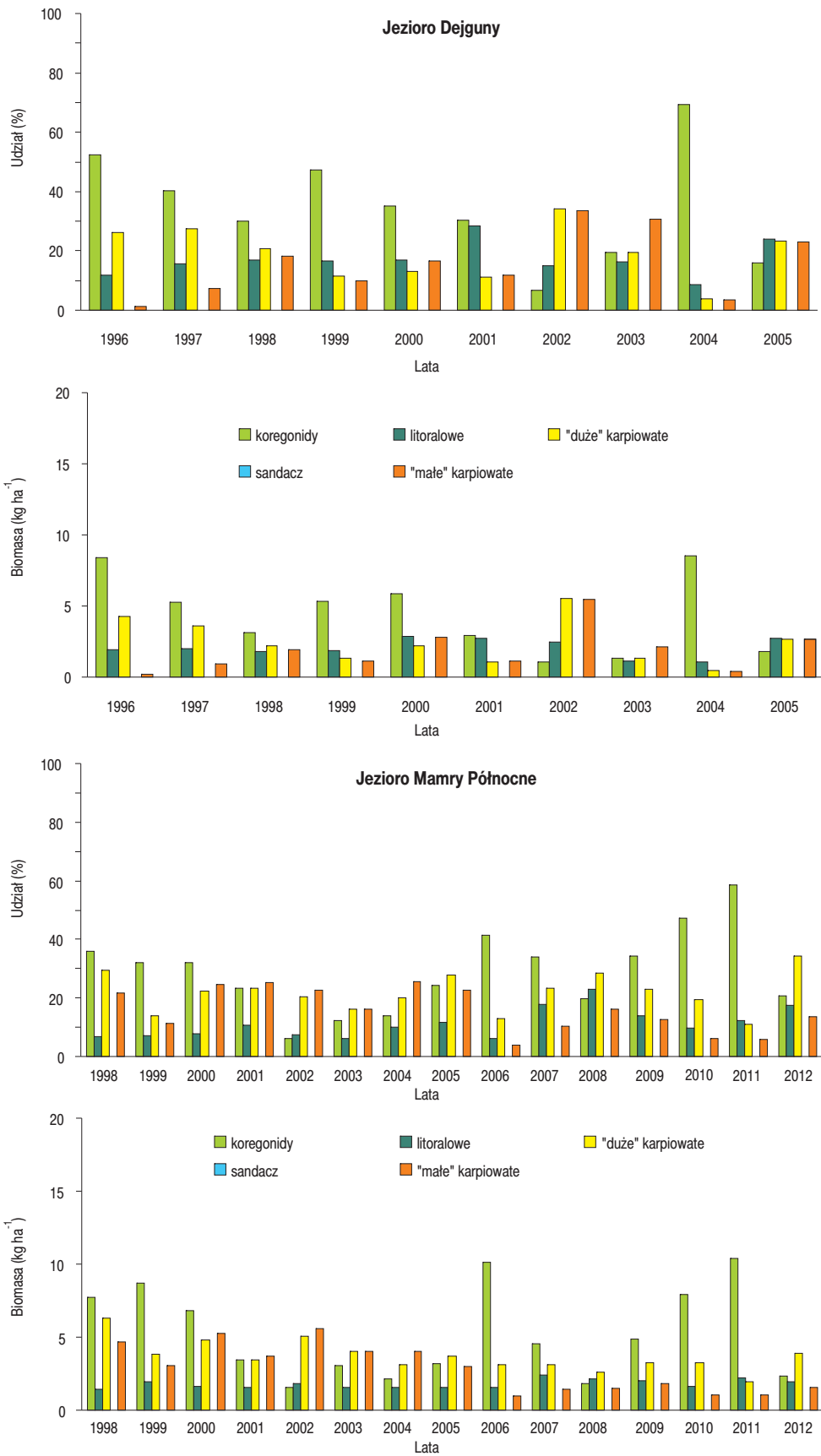
Rys. 36. Średni udział i biomasa wskaźnikowych grup ryb: koregonidów (A), gatunków litoralowych (B), "dużych" karpioatych (C), sandacza (D) oraz "małych" karpioatych (E) w odłowach rybackich w badanych jeziorach typu siewalowego w analizowanych okresach.



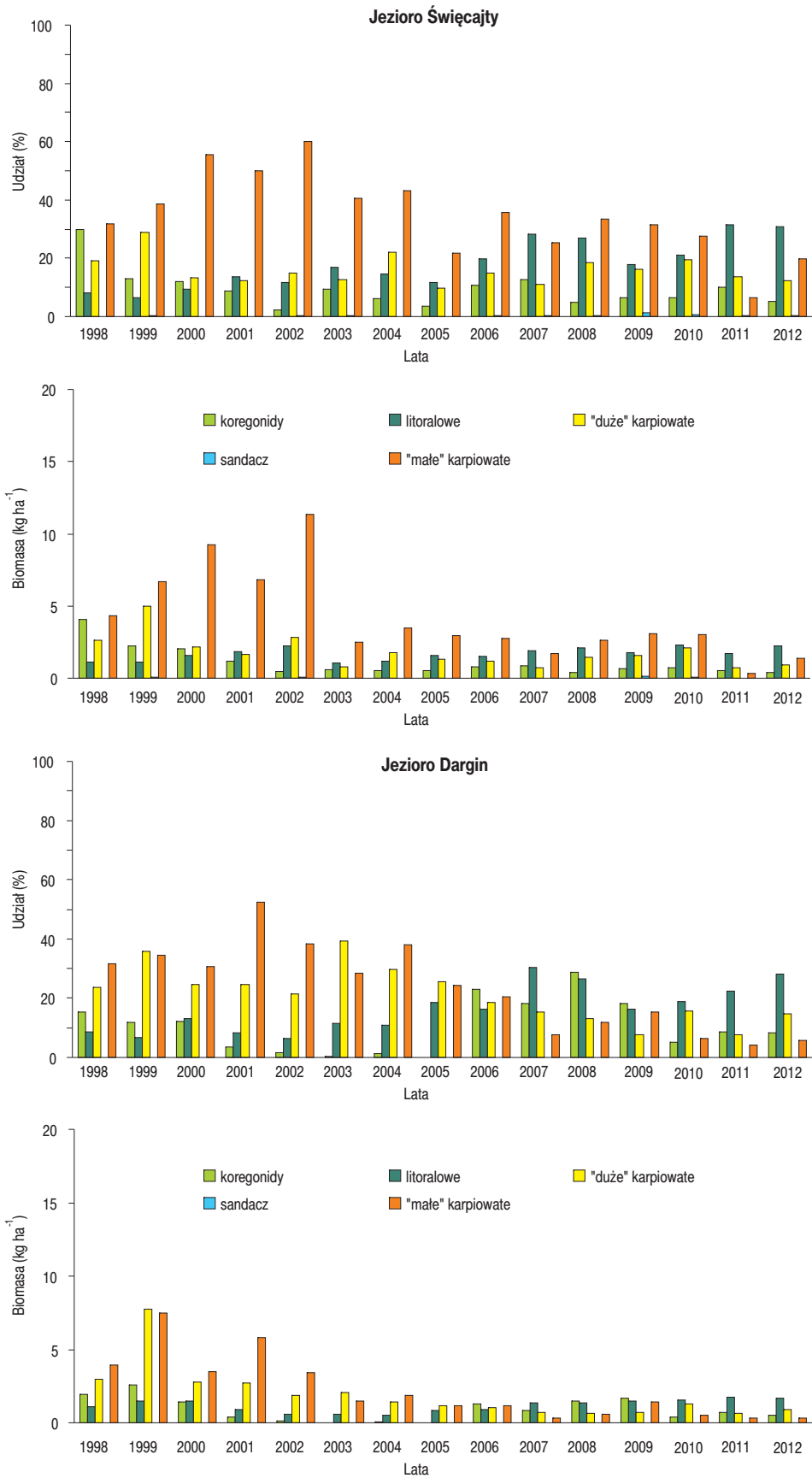
Rys. 37. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego zlewni rzek Marózki i Łyny w analizowanych okresach.



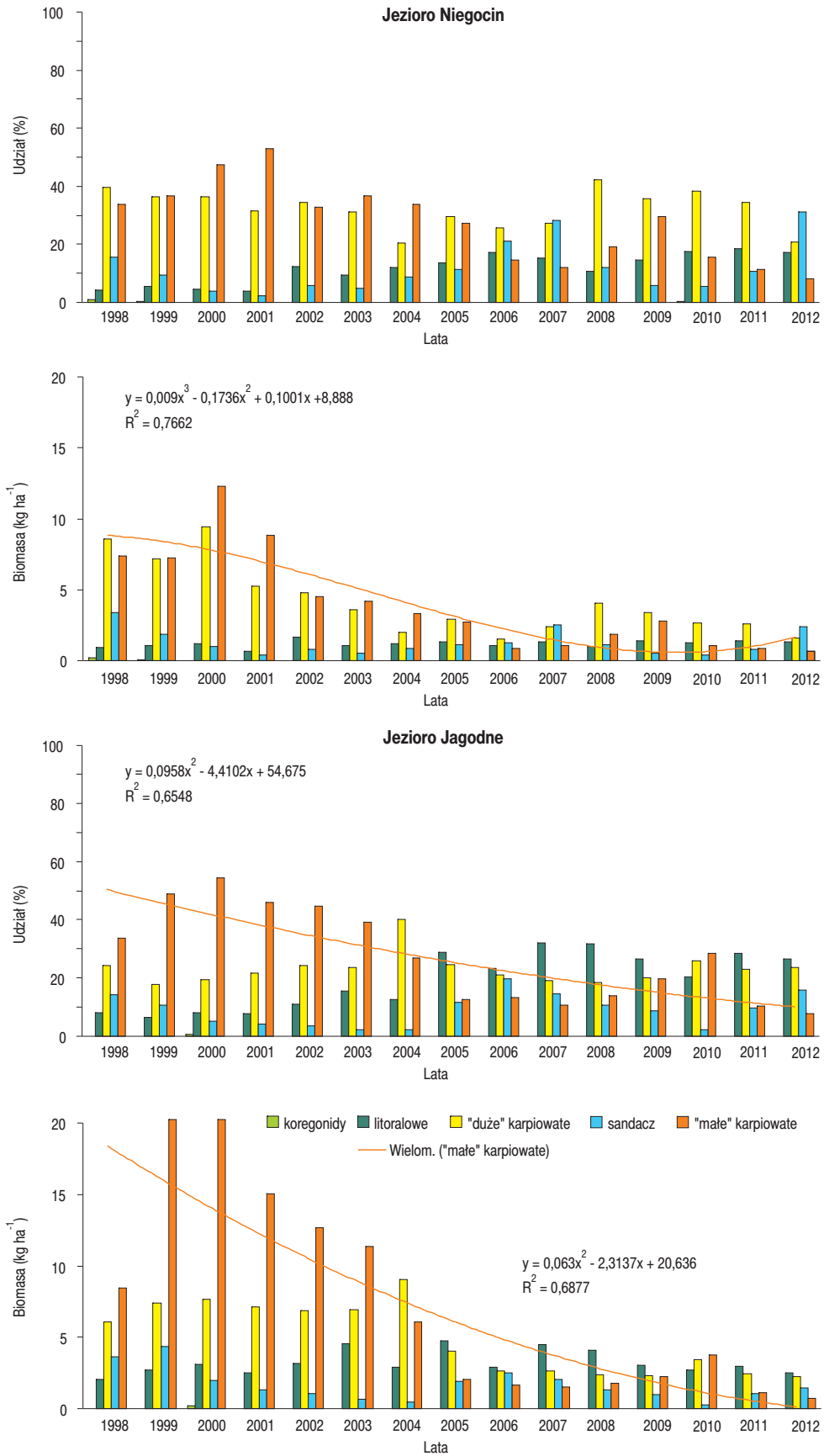
Rys. 39. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego zlewni rzek Marózki i Łyny w analizowanych okresach.



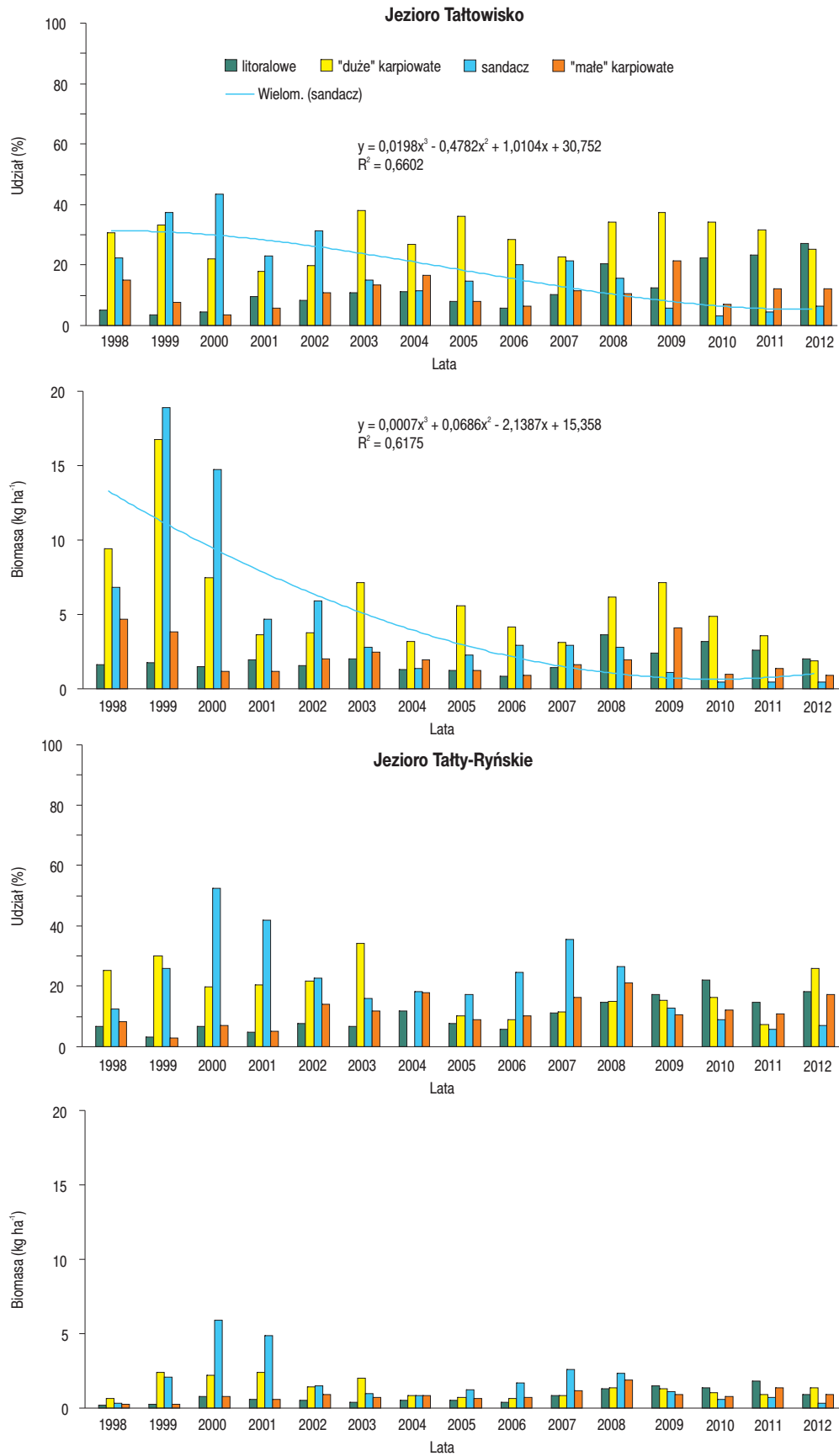
Rys. 40. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego w Dejgunach i kompleksie Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.



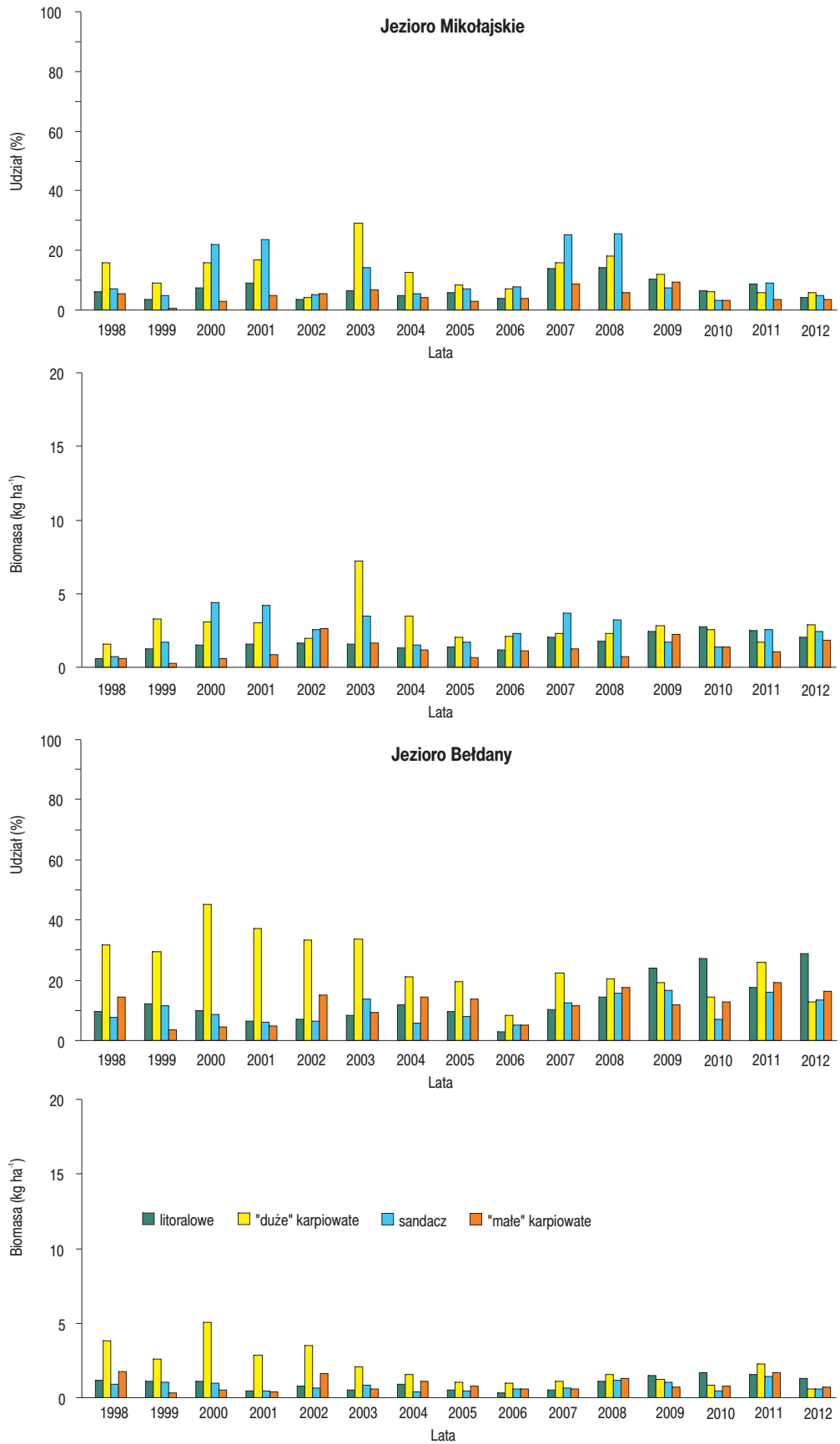
Rys. 41. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.



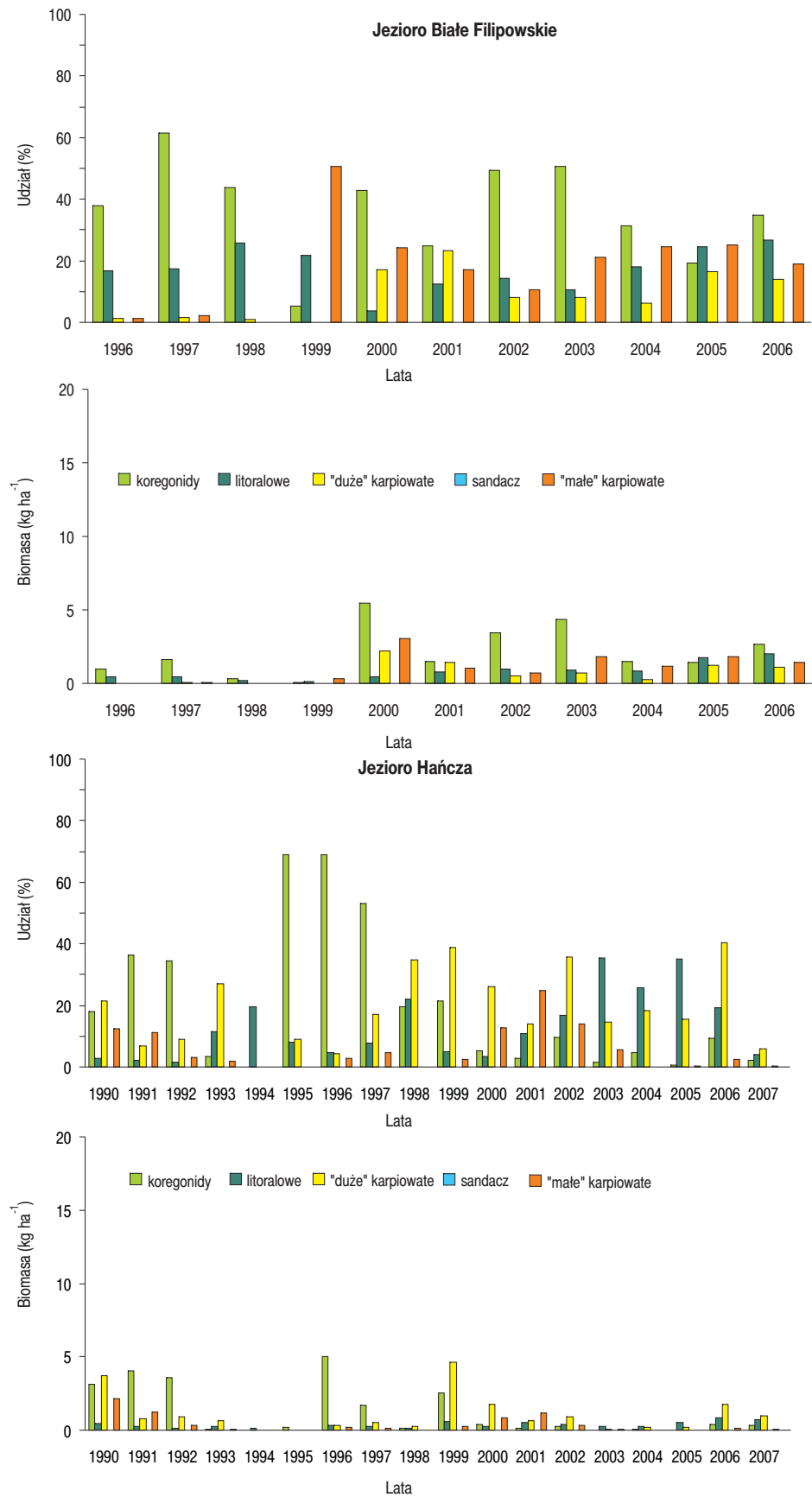
Rys. 42. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.



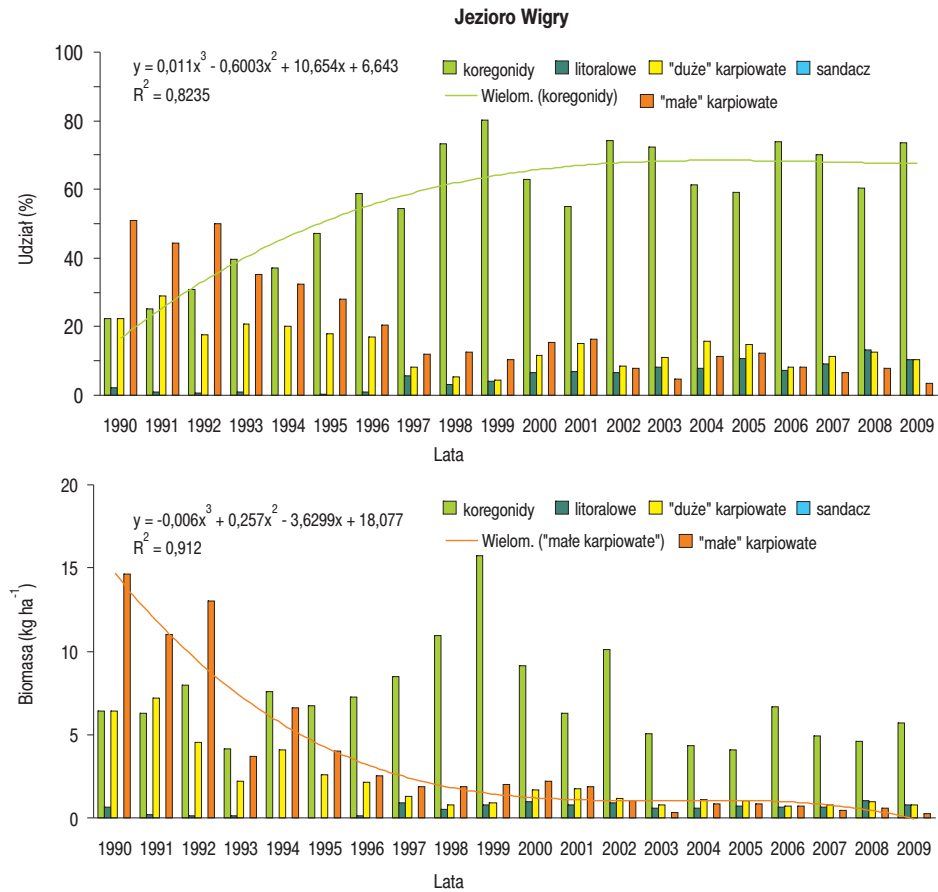
Rys. 43. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.



Rys. 44. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w analizowanych okresach.



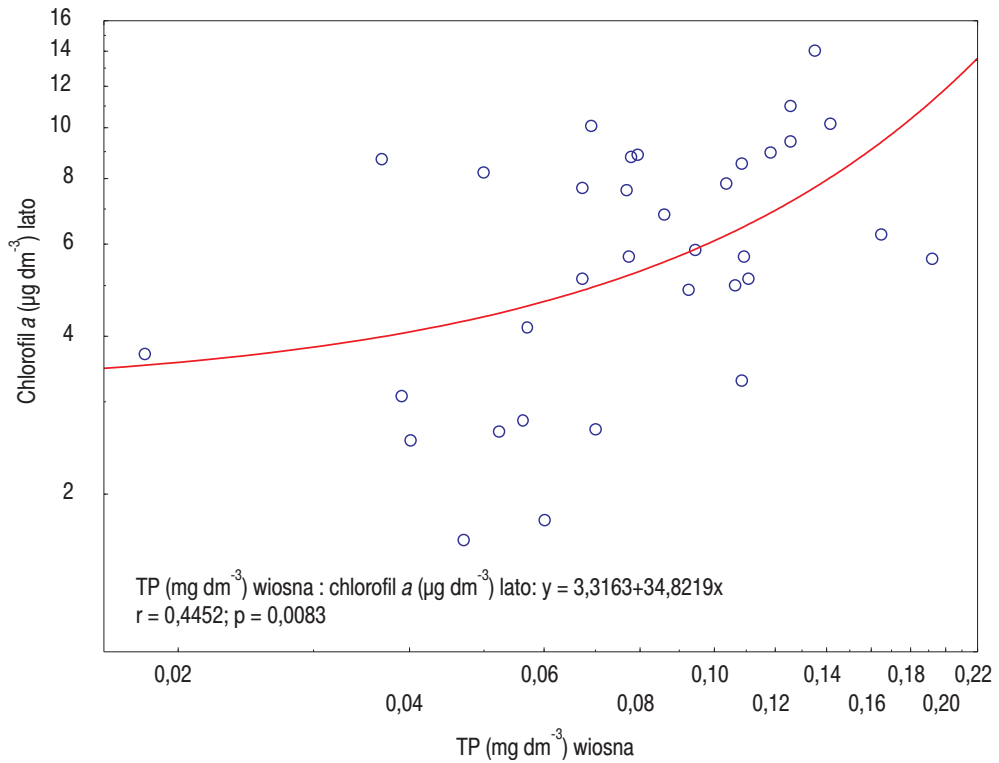
Rys. 45. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanych jeziorach typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego w analizowanych okresach.



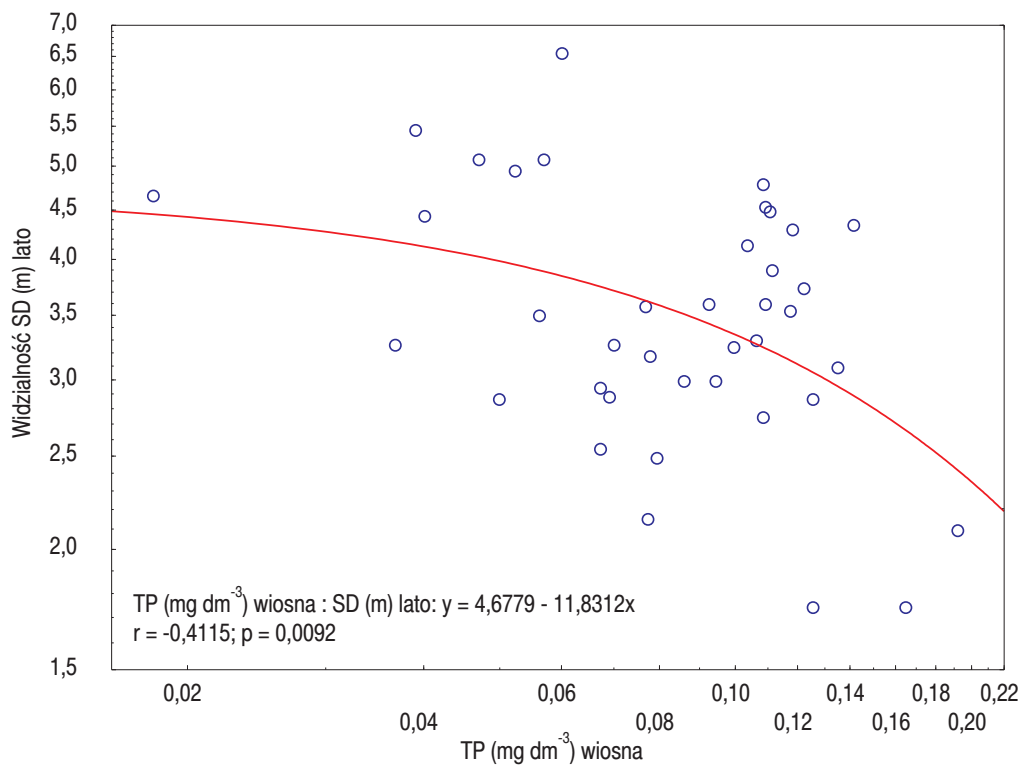
Rys. 46. Zmiany odłowów wskaźnikowych grup ryb (udział i biomasa) w badanym jeziorze typu sielawowego Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego w analizowanych okresach.



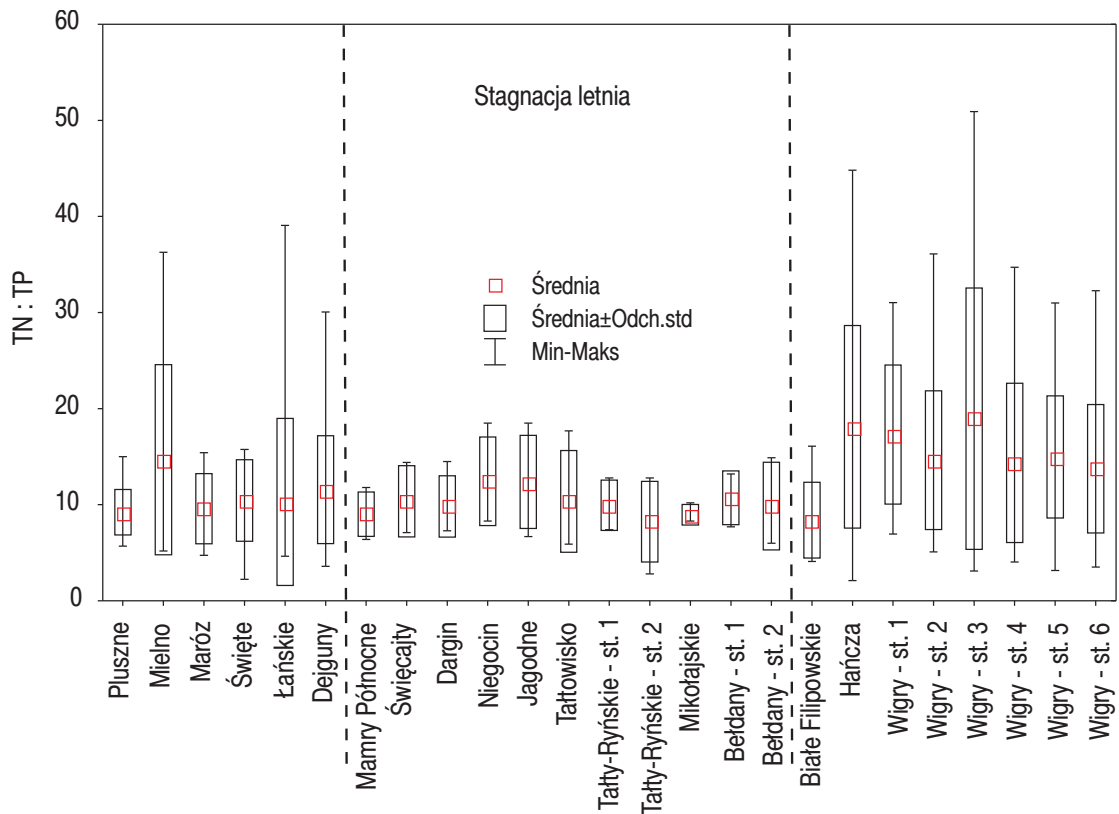
Rys. 47. Diagram analizy NMDS (triplot) uwzględniający udział poszczególnych wskaźnikowych grup ryb w odłowach rybackich jako czynnik różnicujący badane jeziora typu sielawowego oraz nowe zmienne objaśniające w zredukowanej wymiarowości.



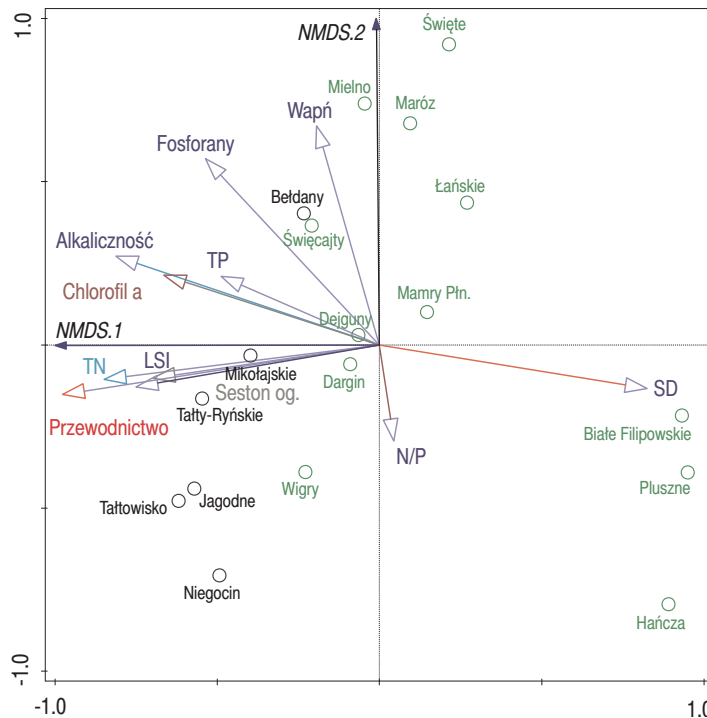
Rys. 48. Zależność zawartości chlorofilu a w okresie stagnacji letniej od koncentracji fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych warstwach wód wiosną w grupie badanych jezior typu sielawowego wyróżniających się krzywą tlenową heterogradową.



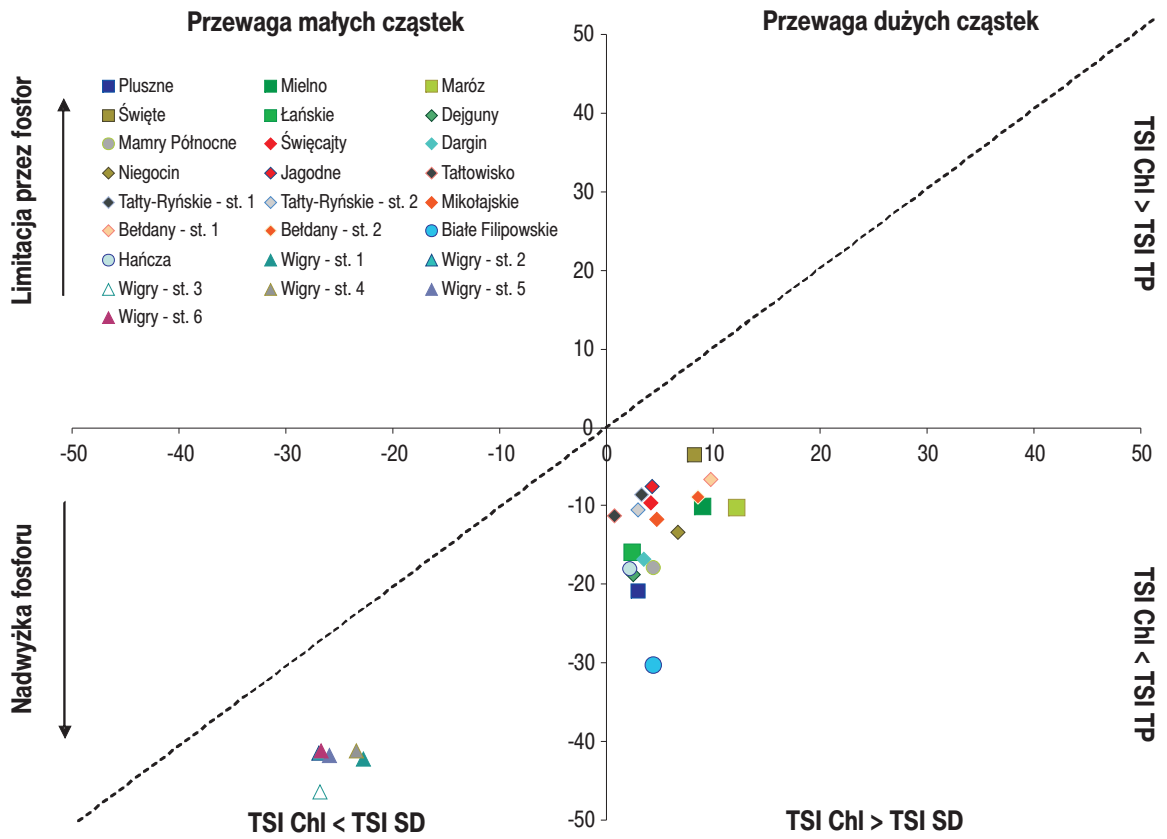
Rys. 49. Zależność przezroczystości wód (widzialności krążka Secchiego) w okresie stagnacji letniej od koncentracji fosforu całkowitego (TP) w powierzchniowych warstwach wód wiosną w grupie badanych jezior typu sielawowego wyróżniających się krzywą tlenową heterogradową.



Rys. 50. Zmiany stosunku wagowego azotu całkowitego do fosforu całkowitego w powierzchniowych warstwach wód badanych jezior typu sialawego w sezonie wegetacyjnym oraz w badanych jeziorach kompleksu WJM w okresie stagnacji letniej.



Rys. 51. Diagram analizy NMDS (triplot) uwzględniający wybrane parametry środowiskowe oraz nowe zmienne objaśniające w zredukowanej wymiarowości, jako czynniki różnicujące badane jeziora typu sialawego.



Rys. 52. Zależności między wskaźnikami stanu trofii TSI Carlsons i Simpsona (1996) w badanych jeziorach typu sielawowego.

9. STRESZCZENIE

ZMIANY ZAWARTOŚCI FOSFORU, WYBRANYCH WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WÓD I ODŁÓWÓW RYBACKICH ORAZ OCENA STANU TROFICZNEGO I EKOLOGICZNEGO JEZIOR TYPU SIELAWOWEGO

Konrad Stawecki

Praca doktorska wykonana w Zakładzie Ichtiologii, Hydrobiologii
i Ekologii Wód Instytutu Rybactwa Śródlądowego
im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie pod kierunkiem
dr hab. inż. Agnieszki Napiórkowskiej-Krzebietke

Słowa kluczowe: jezioro, fosfor, wskaźniki fizykochemiczne, deficyt tlenowy, odłowy rybackie, stan troficzny, stan ekologiczny, sielawa

Jeziora typu sielawowego to zazwyczaj duże i głębokie (> 25m głębokości maksymalnej) zbiorniki dimiktyczne, wyróżniające się pełną stratyfikacją wód latem. Cechują się zwykle bogatą w gatunki ichtiofauną, a dzięki dobrym warunkom tlenowym – także znaczącym udziałem koregonidów (sielawy i siei). Dzięki naturalnym uwarunkowaniom są relatywnie mało żyzne (mezo- lub mezo-eutroficzne) i odporne na degradację.

Głównymi celami pracy było określenie tendencji i zakresu zmian zawartości fosforu, wybranych parametrów środowiskowych i struktury ichtiofauny w jeziorach typu sielawowego, a także ocena ich stanu troficznego i ekologicznego oraz wskazanie czynników decydujących o występowaniu w nich ryb z grupy koregonidów, głównie sielawy. W związku z powyższym, w latach 2000-2014, zbadano osiemnaście jezior typu sielawowego, położonych w północno-wschodniej Polsce – na Pojezierzu Olsztyńskim, w górnej zlewni rzek Marózki i Łyny (Pluszne, Mielno, Maróz, Święte i Łańskie), w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich (Dejguny i jeziora kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich – Mamry Północne, Święcajty, Dargin, Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie, Mikołajskie i Bełdany) oraz na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim

(Białe Filipowskie, Hańcza i Wigry). Opisano sezonową zmienność temperatury, zawartości tlenu, koncentracji fosforu, azotu i węgla organicznego, odczynu wody, alkaliczności, twardości oraz chlorofilu *a* i zawiesiny. Na podstawie zawartości głównych jonów (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}) oraz żelaza ogólnego, krzemionki i przewodnictwa elektrolitycznego określono skład chemiczny i typ zasolenia wód. Wykorzystując dane z odłowów gospodarczych – w okresach obejmujących lata od pierwszego do ostatniego sezonu prowadzenia badań hydrobiologicznych na poszczególnych jeziorach oraz dekadę poprzedzającą pierwszy rok ich rozpoczęcia – scharakteryzowano zmiany w składzie i strukturze ichtiofauny badanych jezior typu sielawowego i powiązано je z warunkami środowiskowymi, z uwzględnieniem spełnienia wymagań warunków bytowych koregonidów.

Bazując na powyższych danych scharakteryzowano warunki termiczno-tlenowe badanych jezior, w tym tempo narastania deficytów zawartości tlenu w izolowanych warstwach wód (meta- i hypolimnionie) w okresie wiosenno-letnim. Opisano sezonowe zmiany zawartości fosforu oraz oceniono stan trofii badanych zbiorników. Wykorzystując indeks nasycenia wód węglanem wapnia (LSI, indeks Langeliera) określono intensywność procesów dekalcyfikacji wód i powiązано je z możliwością ograniczenia dostępności biologicznej fosforu dla producentów pierwotnych, wskutek współstrącania fosforanów na kalcycie. Dokonano także oceny stanu ekologicznego omawianych jezior pod względem wybranych parametrów biologicznych – fitoplanktonu i ichtiofauny oraz fizykochemicznych.

Wykazano, że badane jeziora różniły się znacząco zawartością fosforu, który był głównym czynnikiem decydującym o stanie ich trofii. O sezonowych zmianach zawartości tego pierwiastka w głównej mierze decydowały warunki tlenowe i miktyczne, a także morfometria jezior. Najmniejszą żyznością, na poziomie mezo-eutrofii, charakteryzowały się Hańcza, Białe Filipowskie, Wigry, Łańskie i Pluszne. W jeziorach tych istniał statystycznie istotny związek między zawartością fosforu w powierzchniowych warstwach wód wiosną a koncentracją chlorofilu *a* i przezroczystością wód w okresie stagnacji letniej. Wyróżniały się one występowaniem krzywej tlenowej typu heterogradowego, obecnością znaczących ilości O_2 przy dnie i ograniczoną rolą zasilania wewnętrznego w fosfor, uwalniany latem z osadów dennych. Jednak tylko w Hańczy i Wigrach pierwiastek ten był czynnikiem limitującym produkcję pierwotną, o czym świadczył wysoki (> 20:1) stosunek wagowy TN do TP w tych

jeziorach. Pozostałe zbiorniki należały do silniej zeutrofizowanych i wyróżniały się obniżoną przezroczystością wód oraz podwyższoną koncentracją chlorofilu *a* w całym sezonie wegetacyjnym, a także znaczącymi ubytkami tlenu w izolowanych warstwach wód latem (meta- i hypolimnionie). Ilość fosforu przy dnie podczas stagnacji letniej znacząco się w nich zwiększała. Czynnikiem ograniczającym produkcję pierwotną był azot. O stanie ekologicznym jezior decydowały zazwyczaj wskaźniki związane z fitoplanktonem.

Stan ekologiczny badanych jezior na podstawie ichtiofauny oceniono w oparciu o Jeziorowy Indeks Rybny LFI+, bazujący na danych o odłowach rybackich. Na jego podstawie bardzo dobrą ocenę otrzymała Hańcza, a w ostatnich latach badań także Łańskie i Białe Filipowskie. Jeziora te wyróżniały się z reguły znaczącym udziałem koregonidów oraz gatunków litoralowych. Umiarkowanym stanem ekologicznym, ale tylko w początkowych latach badań cechowały się Wigry. O dobrej ocenie pozostałych jezior decydował z reguły udział „małych” karpiowatych i niewielki odsetek gatunków litoralowych. Ocena stanu ekologicznego pod względem ichtiofauny była przeważnie zbieżna z oceną wynikającą z Indeksu Fitoplanktonowego dla Polskich Jezior (PMPL), choć w niektórych jeziorach obniżały ją składowe metryksy, tj. sini-cowy (Pluszne), biomasy ogólnej (Pluszne i Łańskie) i chlorofilowy (Święte).

Indeks Langeliera (LSI), będący miarą intensywności dekalcyfikacji wód, był dobrym wskaźnikiem określającym zarówno nasilenie procesów współstrącania fosforanów na kalcycie, jak i uwalniania związków fosforu wskutek rozpuszczania kompleksów Ca-P w warunkach beztlenowych z osadów dennych. W miarę wzrostu żyzności wód jezior rola współstrącania fosforanów na kryształach CaCO_3 , jako mechanizmu skutecznej immobilizacji P traciła na znaczeniu, mimo znacznego nasilenia dekalcyfikacji w warstwie trofogenicznej.

Koregonidy były stale obecne w odłowach gospodarczych w jedenastu spośród osiemnastu badanych jezior typu sielawowego. Ryby te nie występowały lub były odławiane sporadycznie w zbiornikach należących do kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich. Głównym czynnikiem ograniczającym występowanie sielawy i siei w tych jeziorach były niekorzystne warunki tlenowe latem w chłodnych, głębokich warstwach wód. O pogarszającej się jakości środowiska tych jezior świadczyły też rosnące udziały sandacza, który preferuje wody o niskiej przezroczystości, a także drobnych sortymentów ryb karpiowatych.

10. SUMMARY

CHANGES IN PHOSPHORUS CONTENT, SELECTED INDICATORS OF WATER QUALITY AND COMMERCIAL CATCHES AS WELL AS EVALU- ATION OF THE TROPHIC AND ECOLOGICAL STATUS OF VENDACE-TYPE LAKES

Konrad Stawecki

Doctoral dissertation written at the Department of Ichthyology, Hydrobiology and Aquatic Ecology of the Stanisław Sakowicz Institute of Inland Fisheries in Olsztyn under the supervision of **Dr. Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke**

Key words: lake, phosphorus, physicochemical indicators, oxygen deficit, commercial fish catches, trophic state, ecological state, vendace

The vendace-type lakes are usually large and deep (>25m maximum depth) dimictic reservoirs, stratificated in summer. They are usually characterized by ichthyofauna, rich in species, and - thanks to good oxygen conditions - also by a significant proportion of coregonids (vendace and whitefish). Thanks to natural conditions they are characterized by relatively low trophic level (meso- or meso-eutrophy) and resistance to degradation.

The main objectives of the study were to determine the trends and scope of changes in phosphorus content, selected environmental parameters and the structure of ichthyofauna in vendace-type lakes, as well as to assess their trophic and ecological status and to indicate the factors determining the occurrence of coregonids, mainly vendace. Therefore, in the years 2000-2014, eighteen vendace-type lakes, located in north-eastern Poland: in the catchment basin of the Marózka and Łyna rivers in the Olsztyn Lake District (Pluszne, Mielno, Maróz, Święte and Łańskie), in the Land of Great Masurian Lakes (Dejguny and lakes of the Great Masurian Lakes System – Mamry Północne, Święcajty, Dargin, Niegocin, Jagodne, Tałtowisko, Tałty-Ryńskie,

Mikołajskie and Bełdany) and in the Suwałki-Augustów Lake District (Białe Filipowskie, Hańcza and Wigry) were investigated. Seasonal variability of temperature, oxygen content, concentrations of phosphorus, nitrogen and organic carbon, water pH, alkalinity, hardness, chlorophyll a and seston content were described. Chemical composition and water salinity type were determined on the basis of main ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-}), total iron, silicates and electrolytic conductivity. The changes in the composition and structure of ichthyofauna in the examined vendace-type lakes were characterized by the use of data from commercial fish catches and related to environmental conditions, taking into account the fulfillment of living conditions requirements of coregonids.

Based on the above data, the thermal and oxygen conditions of the lakes studied were characterized, including the rate of increasing oxygen deficits in the isolated water layers (meta- and hypolimnion) in spring/summer period. Seasonal changes of phosphorus content were described and the trophic state of the examined reservoirs was evaluated. Using the calcium carbonate saturation index (LSI, Langelier index) the intensity of water decalcification processes was determined. It was indicated that co-precipitation of phosphates on calcite may significantly limit biological availability of phosphorus to primary producers. The ecological status of the lakes was also evaluated in terms of selected biological - phytoplankton and ichthyofauna - as well as physicochemical parameters.

It was shown, that the lakes studied differed significantly in the content of phosphorus, which was the main factor determining the state of their trophic. Seasonal changes in the content of this element were mainly determined by oxygen and mictic conditions, as well as lake morphometry. The lowest fertility, at the meso-eutrophic level, was observed in Hańcza, Białe Filipowskie, Wigry, Łańskie and Pluszne. In these lakes there was a statistically significant correlation between phosphorus content in surface water layers in spring and both: chlorophyll a concentration and water transparency during summer stagnation. They were distinguished by the occurrence of heterograde oxygen curve, the presence of significant amounts of O_2 at the bottom and the limited role of internal phosphorus loading, released in summer from bottom sediments. However, only in Hańcza and Wigry this element was a limiting factor of primary production, which was proved by the high (>20:1) weight ratio of TN to TP in these lakes. Other reservoirs were distinguished by higher trophic, reduced water

transparency and increased chlorophyll *a* concentration in the whole vegetation season, as well as significant oxygen losses in the isolated water layers in summer (meta- and hypolimnion). The amount of phosphorus at the bottom during summer stagnation significantly increased in them. The factor limiting primary production was nitrogen. The ecological status of lakes was usually determined by phytoplankton-related indicators.

The ecological status of the studied lakes in terms of ichthyofauna was determined on the basis of the LFI+ (Lake Fish Index), which is based on commercial fish catches data. Lake Hańcza, during the whole research period, was distinguished by a very good ecological status, whereas Łańskie and Białe Filipowskie only in recent years of research. These lakes were usually characterized by a significant share of coregonids and littoral fish species. Lake Wigry was characterized by moderate ecological status, but only in the early years of the study. The good ecological status of the other lakes was a result of relatively high proportion of “small” cyprinids and a low percentage of littoral fish species. The assessment of the ecological status in terms of ichthyofauna was mostly consistent with the assessment resulting from the Phytoplankton Index for Polish Lakes (PMPL), although in some lakes it was reduced by component metrics, i.e. biomass of cyanobacteria (Pluszne), total biomass (Pluszne and Łańskie) and chlorophyll *a* (Święte).

The Langelier Index (LSI) was a good indicator of the intensity of phosphate co-precipitation on calcite and the release of phosphorus compounds due to dissolution of Ca-P complexes from bottom sediments under anaerobic conditions. The role of phosphate co-precipitation on CaCO₃ crystals, as a mechanism of effective immobilization of P, lost its importance as the trophy of lakes increased.

Coregonids were constantly present in commercial catches in eleven out of eighteen lakes of the vendace-type studied. These fish did not occur or were caught occasionally in eutrophic reservoirs belonging to the Great Masurian Lakes System. The main factor limiting the occurrence of vendace and whitefish in these lakes was unfavourable oxygen conditions in summer in cool, deep layers of water. The deteriorating condition of these lakes was also evidenced by the growing share of pikeperch, which prefers waters with low transparency, as well as small cyprinids.