

Łukasz Pietruszyński, Marta Budzisz, Roman Cieśliński

Ocena jakości wody w zbiornikach młodoglacjalnych oraz ich znaczenie w ekosystemie wodnym wybranej zlewni Pojezierza Kaszubskiego

Krajobraz Polski Północnej współtworzą obszary młodoglacjalne, a jeden z typowych obiektów sieci hydrograficznej tego krajobrazu stanowią niewielkie zbiorniki (tzw. oczka), których liczba w Polsce jest szacowana na kilkaset tysięcy. Są one niezwykle ważnymi obiektami w środowisku naturalnym, co wynika z ich możliwości retencyjnych, licznych funkcji hydrologicznych oraz wartości biologicznych [1]. Powszechność ich występowania nie wiąże się jednak z dobrym rozpoznaniem hydrologicznym tych obiektów. Niewiele wiadomo na temat znaczenia oczek w obiegu materii w zlewniach młodoglacjalnych, a szczególnie słabo rozpoznana jest ich charakterystyka hydrochemiczna. Zbiorniki te, ze względu na ich morfometrię, specyficzne warunki ekologiczne [2, 3] oraz bardzo często brak połączenia z rzekami [4], należą do obiektów bardzo silnie podatnych na wpływy zewnętrzne. Lokalizacja w określonym typie zlewni niesie za sobą szereg konsekwencji związanych z ich funkcjonowaniem i kształtowaniem określonego stanu ekologicznego. Do niedawna obowiązywała opinia, że wraz ze zlewnią tworzą one obszary bezodpływowe, które nie są włączane do głównego systemu hydrograficznego. W ten sposób mogą one stanowić pułapkę w przypadku zanieczyszczeń przemieszczających się w zlewni [5]. Ostatnie badania [6] wykazały jednak, że okresowo mogą one przekształcać się z obiektów bezodpływowych w odpływowe, co niesie konsekwencje nie tylko zmian obiegu wody oraz zasobów wodnych w zlewni, lecz także zmiany jakościowe, poprzez wymywanie zanieczyszczeń wcześniej w nich zatrzymanych. Badania przeprowadzone na terenie Stanów Zjednoczonych wykazały, że omawiane zbiorniki wodne często tworzą tam wraz ze swoimi zlewniami obszary izolowane w przestrzeni geograficznej [7], lecz w wyniku naturalnych lub antropogenicznych przemian mogą wraz z innymi obiektami hydrograficznymi położonymi w ich sąsiedztwie tworzyć całe systemy hydrograficzne, które mają między sobą więź hydrauliczną.

Zbiorniki młodoglacjalne mają współcześnie istotny wpływ na charakter obiegu wody w zlewni, ponieważ stanowią naturalną formę retencji wód deszczowych [8–10]. Z literatury przedmiotu wynika, że istnieje wiele naturalnych uwarunkowań (fizyczne, biologiczne, geograficzne,

hydrologiczne, meteorologiczne), które wpływają na stan chemiczny wody w tych zbiornikach [11–15], przy czym największym zagrożeniem ich jakości jest jednak postępująca intensyfikacja rolnictwa. Wszystkie te elementy przekładają się na proces stopniowego zanikania tych zbiorników, czego pośrednio przyczyną jest nadmierne stosowanie nawozów fosforowych.

Zmiany chemiczne jakości wody w zbiornikach tego typu powinny być związane z wymianą pionową, to znaczy opadami atmosferycznymi i parowaniem oraz wymianą poziomą, czyli dopływem i odpływem wód gruntowych [15], w rezultacie czego skład chemiczny wody powinien być zbliżony do wód deszczowych lub wód gruntowych. Ponieważ jednak często tak się nie zdarza, dlatego należy też przyjąć, że w pewnych okresach roku następuje zasilanie powierzchniowe, co wynika ze zmian poziomu wody w zlewni [6]. Tak więc jakość wody w zbiornikach młodoglacjalnych zależy przede wszystkim od charakterystyki źródeł dopływu wody. W zlewniach jezior bezodpływowych znajdujących się w północnej i środkowej części Stanu Minnesota (USA), wkład alimentacji wód gruntowych ocenia się na 74% [16]. Według badań amerykańskich [17], zasilanie atmosferyczne małych zbiorników bezodpływowych ocenia się na około 70%. Tak więc zbiorniki wodne tego typu różnią się hydrogenezą, lecz przeważają dwa źródła ich alimentacji, tj. opady atmosferyczne i napływ wód gruntowych. Oczywiście mogą występować także dodatkowe elementy w środowisku, które zmieniają skład fizyczno-chemiczny wody [18–21]. Wśród innych czynników, które mogą mieć wpływ na jakość wody w tych zbiornikach są ich cechy morfometryczne, dynamika procesów zachodzących w zlewni oraz drogi dopływu wody. Według autorów pracy [22], którzy badali takie zbiorniki wodne na terenie północnych Niemiec, wpływ tych warunków ocenia się na 90%, zaś na pozostałe czynniki składają się użytkowanie terenu, zanieczyszczenia rolnicze, produkcja pierwotna oraz rodzaj pokrywy glebowej. Należy podkreślić, że omawiane zbiorniki wodne, ze względu na ich warunki morfometryczne i hydrologiczne, są silnie narażone na oddziaływanie czynników zewnętrznych [23].

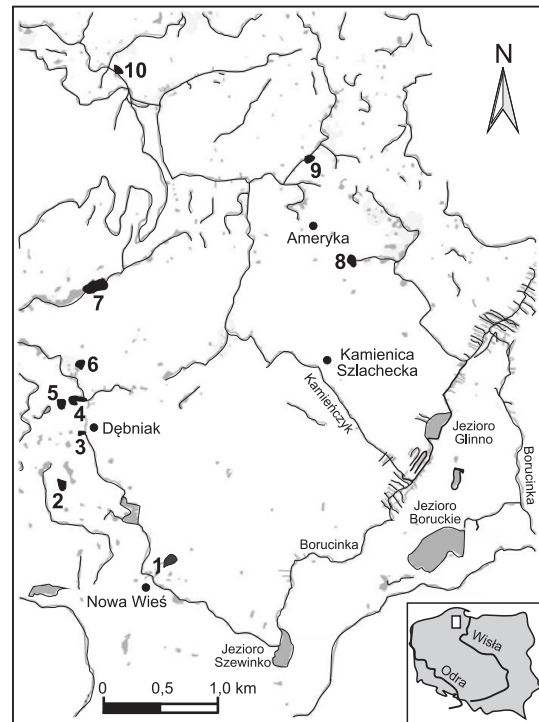
W niniejszej pracy podjęto próbę określenia stanu chemicznego wody w dziesięciu małych zbiornikach młodoglacjalnych w zlewni Borucinki na Pojezierzu Kaszubskim. Dodatkowo oceniono, w jaki sposób wybrane cechy środowiska naturalnego decydują o sposobie funkcjonowania tych niewielkich ekosystemów wodnych.

Obiekt i metody badań

Jako obiekt badań wybrano zlewnię Borucinki, rzeki znajdującej się na terenie Pojezierza Kaszubskiego. Następnie na terenie zlewni tej rzeki wytypowano do badań szczegółowych 10 małych zbiorników wodnych (rys. 1), których większość jest zlokalizowana w jej zachodniej części. Ten fragment terenu charakteryzuje się dużymi sezonowymi zmianami struktury hydrograficznej oraz okresowo tworzącą się siecią hydrograficzną, która łączy ze sobą poszczególne zbiorniki wodne. Dzięki takiemu rozmieszczeniu badanych obiektów było możliwe określenie wpływu zmieniających się stosunków wodnych na jakość wody w poszczególnych zbiornikach. Obiekty oznaczone jako 2, 4 i 8 były stale bezodpływowe, natomiast pozostałe okresowo włączane do sieci rzecznej. Dodatkowo zbiorniki typowano w ten sposób, by różniły się sposobem użytkowania zlewni (typ rolniczy, leśny oraz gospodarczy – zlokalizowane bezpośrednio przy gospodarstwie rolnym), dzięki czemu możliwe było określenie wpływu dominujących form zagospodarowania terenu na jakość ich wód.

Badania terenowe trwały od listopada 2012 r. do października 2014 r. (łącznie 15 wyjazdów terenowych). Podczas tych prac za pomocą miernika wieloparametrowego HQ40D (HACH) mierzono wartości takich wskaźników jakości wody, jak pH, przewodność elektrolityczna właściwa, natlenienie oraz temperatura, natomiast analizy chemiczne pobranych w terenie próbek wody wykonano w Laboratorium Hydrochemicznym Katedry Hydrologii Uniwersytetu Gdańskiego.

Zakres badań analitycznych obejmował oznaczanie kationów (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) oraz anionów (F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) z użyciem chromatografu jonowego ICS-1100 (Dionex). Zawartość azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego oznaczono techniką kolorymetryczną za pomocą spektrofotometru Nova 400 (Merck). Dodatkowo w terenie odczytywano stany wody z łat wodowskazowych zamontowanych w zbiornikach, przy czym pierwszy pomiar przyjęto jako zerowy, a kolejne odnoszono do niego, określając w ten sposób wahania stanów wody w poszczególnych zbiornikach. Poza pomiarem poziomu lustra wody, 22 i 23 lipca 2014 r. wykonano pomiary niezbędne do stworzenia planów batymetrycznych badanych zbiorników.



Rys. 1. Lokalizacja badanych zbiorników wodnych w zlewni Borucinki

Fig. 1. Location of surveyed water reservoirs within catchment of the Borucinka river

Uzyskane wyniki

Morfometria zbiorników

Wykonano szczegółową ocenę stosunków morfometrycznych siedmiu obiektów, a w przypadku trzech dodatkowo określono wartości podstawowych parametrów limnologicznych, jednakże bez szczegółowych badań batymetrycznych, ponieważ dwa zbiorniki były wyschnięte, a jeden silnie porastała roślinność uniemożliwiająca wykonanie badań. Powierzchnia większości zbiorników wynosiła poniżej 0,5 ha, jedynie obiekty oznaczone jako 7 i 10 charakteryzowały się większą powierzchnią. Najmniejszym badanym obiektem był zbiornik 3 (0,04 ha), a największym – 7 (0,96 ha) (tab. 1).

Tabela 1. Położenie nad poziomem morza oraz wartości wybranych parametrów morfometrycznych zbiorników wodnych
Table 1. Location above the sea level and values of selected morphometric parameters of ponds

Parametr, jednostka	Zbiornik									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
H, m n.p.m.	205,0	215,0	216,3	216,3	216,3	216,3	222,5	222,5	221,3	228,8
A, ha	0,05	0,34	0,04	0,33	0,44	0,49	0,96	0,40	0,24	0,67
h_{maks} , m	–	1,9	–	3,4	3,3	2,1	2,2	2,0	1,5	–
h_{sr} , m	–	1,0	–	1,6	1,3	0,9	0,9	1,1	0,7	–
W_g	–	0,51	–	0,47	0,39	0,42	0,40	0,52	0,47	–
L, m	38,8	100,0	61,5	80,9	139,7	95,7	168,3	93,5	72,5	111,8
B_{maks} , m	23,4	49,2	23,7	63,2	42,2	86,4	77,4	67,0	40,5	89,4
B_{sr} , m	13,8	34,4	5,8	41,1	31,7	51,1	57,2	43,0	32,6	60,1
λ	1,66	2,03	2,59	1,28	3,31	1,11	2,18	1,40	1,79	1,25
V, m ³	–	3398,8	–	5316,0	5741,1	4251,4	8582,8	4243,7	1676,9	–

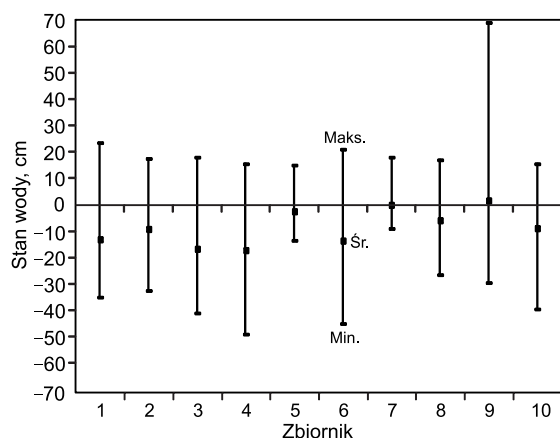
H – położenie nad poziomem morza, A – powierzchnia, h_{maks} – głębokość maksymalna, h_{sr} – głębokość średnia, W_g – wskaźnik głębokościowy, L – długość, B_{maks} – szerokość maksymalna, B_{sr} – głębokość średnia, λ – wskaźnik wydłużenia, V – pojemność

Głębokość badanych zbiorników była stosunkowo mało zróżnicowana. W konfiguracji ich niecek zaznaczał się z reguły pojedynczy głęboczek, wokół którego współkształtnie do linii brzegowej rozkładały się izobaty. Niektóre obiekty charakteryzowały się występowaniem wypłyceń. Głębokość maksymalna zbiorników wynosiła od 1,5 m (zb. 9) do 3,4 m (zb. 4), natomiast ich średnia głębokość wahała się między 0,7 m a 1,6 m, co każe jednoznacznie zaliczyć je do grupy zbiorników płytkich. Mało skomplikowana batymetria pozwoliła kształt niecki zbiorników porównać do kształtu regularnych brył geometrycznych. Wartość wskaźnika głębokości badanych obiektów zmieniała się w przedziale $0,4 \div 0,5$, co wskazywało na wyraźne podobieństwo niecek do paraboloidy (rzadziej stożka). Wskaźnik wydłużenia (λ), określający kształt niecki, wahał się od wartości 1,11 (zb. 4), która charakteryzuje kształt niemal kulisty do 3,31 (zb. 5), która to wartość charakteryzuje kształt wydłużony. Większość badanych obiektów miała raczej regularne kształty. Pojemność niecek poszczególnych zbiorników i ich zasoby wodne były zróżnicowane – największą pojemnością charakteryzował się zbiornik 7 ($8582,8 \text{ m}^3$), zaś najmniejszą zbiornik 9 ($1676,9 \text{ m}^3$) (tab. 1).

Retencja zbiorników

Zbiorniki młodoglacjalne charakteryzuje duża dynamika stanów wody (rys. 2). Maksymalny stan wody we wszystkich zbiornikach stwierdzono w maju 2014 r., co było konsekwencją bardzo dużych opadów atmosferycznych poprzedzających termin pomiarów. Wysoki stan wody zaobserwowano również w kwietniu 2013 r., przy czym to maksimum miało charakter krótkotrwały i było skutkiem topnienia pokrywy śnieżnej. Podwyższone zimowe i wiosenne stany wody nie były jedynie wynikiem opadów atmosferycznych, ale przede wszystkim ograniczonego parowania za sprawą niskich wartości temperatury powietrza w tym czasie. Niskie stany wody w zbiornikach obserwuje się w półroczu letnim, kiedy suma parowania z powierzchni wody przewyższa bilansujący ją opad. Minimalne stany wody w badanych obiektach wystąpiły w listopadzie, jedynie w zbiorniku 5 minimalny stan zanotowano w lipcu.

Zakres zmian stanów wody w poszczególnych zbiornikach był bardzo zróżnicowany. Stwierdzona amplituda wahań wyniosła od 27 cm do 98,5 cm (rys. 2). Największe wahania stanów wody występowały w zbiornikach o najmniejszej powierzchni. Zbiorniki 1 i 3 o powierzchni poniżej 0,1 ha (odpowiednio 0,05 ha oraz 0,04 ha) charakteryzowały się czasowym zanikiem wód powierzchniowych.



Rys. 2. Wahania stanów wody w zbiornikach
Fig. 2. Fluctuations of water level in the ponds

Trzeci z obiektów o najmniejszej powierzchni (zb. 9 – 0,24 ha) charakteryzował się największymi wahaniami poziomu wody. Zauważono również, że duże zmiany stanów wody odnosiły się do zbiorników o najmniejszej głębokości średniej, nieprzekraczającej 1 m (zb. 6 i 9 – odpowiednio 0,7 m i 0,9 m). Zbiorniki o największej powierzchni oraz pojemności wykazywały mniejszą dynamikę wahań stanów wody. Najmniejsze wahania zanotowano w zbiornikach 7 i 5. Zlewnia zbiornika 5 jest w dużej mierze porośnięta lasem, a sam zbiornik ma charakter śródleśny, co mogło wpływać na zmniejszenie parowania latem, co przekładało się na większą stabilność hydrologiczną tego obiektu.

Charakterystyka hydrologiczna zbiorników

W wytypowanych do badań szczegółowych dziesięciu zbiornikach zauważono sezonową zmienność ich funkcji hydrologicznej. Zbiorniki 9 i 10 miały charakter przepływowy od początku prowadzenia obserwacji (28-11-2012), natomiast w zbiornikach 3, 5, 6 i 7 zaobserwowano włączenie do sieci odpływu powierzchniowego pod koniec 2012 r. (19-12-2012). W wyniku zwiększania retencji w zlewni (13-01-2013) zauważono włączenie zbiornika 1 do sieci odpływu powierzchniowego. We wszystkich tych zbiornikach charakter przepływy obserwowano jeszcze podczas kartowania w kwietniu 2013 r. (16-04-2013), przy czym w maju, w wyniku wzmoczonego procesu ewaporacji, odpływ zanikł. Latem i jesienią ilość zakumulowanej wody uległa zmniejszeniu, co przejawiało się obniżeniem poziomu zwierciadła wody w zbiornikach. Wszystkie badane obiekty w tym czasie były bezodpływowe. Dopiero wiosenne roztopy w 2014 r. spowodowały ponowne włączenie zbiorników 9 i 10 do sieci rzecznej. Warunki meteorologiczne, czyli stosunkowo ciepła zima i mała suma opadów atmosferycznych spowodowała, że pozostałe zbiorniki zachowały charakter bezodpływowy. Dopiero w maju 2014 r. (26-05-2014) po bardzo intensywnych opadach atmosferycznych na obszarze zlewni i wzmocnieniu zasileniu powierzchniowemu sieć rzeczna rozbudowała się, a zbiorniki na krótki czas przybrały charakter przepływowy (zb. 1, 3, 5–7, 9 i 10). Pozostałe trzy obiekty (zb. 2, 4 i 8) przez cały czas prowadzenia obserwacji zachowały charakter bezodpływowy.

Użytkowanie zlewni zbiorników

W pracy zdecydowano się wyróżnić trzy typy zlewni, to jest rolniczy, leśny oraz gospodarczy (położony w bezpośrednim sąsiedztwie gospodarstwa rolnego). Pod względem użytkowania terenu w badanych zlewniach przeważało zdecydowanie rolnicze wykorzystywanie gruntów, ponieważ dominowały grunty orne. Mimo przewagi tej formy użytkowania terenu we wszystkich badanych zlewniach, tylko część z nich została zaklasyfikowana jako zlewnie o charakterze rolniczym. Względnie niewielki był udział lasów, aczkolwiek te zbiorniki, które okalały stosunkowo duże zbiorowiska zadrzewień, stanowią pewną formę bariery ochronnej przed sływem zanieczyszczeń, zostały sklasyfikowane jako zlewnie o charakterze leśnym. Zlewnie zbiorników, które były położone w bezpośrednim sąsiedztwie gospodarstwa rolnego, z zabudową mieszkaniową i obiektami wykorzystywanymi rolniczo, które mogły mieć znaczący wpływ na stan zanieczyszczenia danego zbiornika, zostały sklasyfikowane jako zlewnie o charakterze gospodarczym (tab. 2).

Tabela 2. Powierzchnia zlewni zbiorników oraz procentowy udział form ich użytkowania
Table 2. Surface area of ponds catchment and percentage share of their usage structure

Zbiornik	Powierzchnia zlewni, ha	Udział poszczególnych form terenu zlewni, %						Typ zlewni
		gospodarstwa	zadrzewienia i lasy	użytki rolne	łąki i nieużytki	tereny podmokłe	zbiorniki wodne	
1	5,9	7	2	72	11	7	1	gospodarczy
2	2,6	0	1	86	0	0	13	rolniczy
3	1,8	17	5	76	0	0	2	gospodarczy
4	1,9	0	10	64	8	0	18	rolniczy
5	2,7	0	42	41	1	0	16	leśny
6	12,9	2	30	57	0	7	4	leśny
7	15,0	2	9	78	0	5	6	rolniczy
8	6,9	3	9	72	8	2	6	rolniczy
9	4,3	14	1	64	16	0	5	gospodarczy
10	2,8	0	6	64	0	6	24	rolniczy

Klasyfikacja hydrogeochemiczna wód

Skład chemiczny wód w analizowanych zbiornikach przedstawiono w postaci procentowej zawartości sześciu podstawowych jonów (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) oraz dodatkowo uwzględniono potas (K^+). Na podstawie tak uzyskanych wyników sporządzono następnie bilans jonowy wody. Zgodnie z klasyfikacją Altowskiego-Szwieca [24], nazwę rozpoczęto od jonu, którego zawartość w wodzie była największa, niezależnie od tego, czy był to kation czy anion. Jeżeli w składzie trój- i czterojonowym głównym jonem był anion, to w nazwie wody wymieniono kolejno według zawartości aniony, a następnie w takim samym porządku kationy.

Dominacja głównych jonów, czyli HCO_3^- i Ca^{2+} , cechowała wodę we wszystkich badanych obiektach, poza zbiornikiem 3, gdzie stwierdzono, obok jonów HCO_3^- , dominację jonów K^+ . W czasie całych badań zauważono różnicowanie składu chemicznego wody, a co za tym idzie – typ hydrochemiczny wody ulegał zmianom. W każdym z badanych zbiorników w pewnych przedziałach czasu wody cechowało podwyższenie zawartości Cl^- lub Na^+ oraz bardzo sporadycznie Mg^{2+} , K^+ i SO_4^{2-} . Skład chemiczny wody w poszczególnych zbiornikach określano na podstawie wartości średnich z całych badań. Typ hydrochemiczny wody poszczególnych oczek różnił się. Były to wody dwu- lub wieloskładnikowe, które można podzielić na cztery grupy hydrogeochemiczne:

– w wodach zbiorników 1 i 8 dominowały tylko dwa główne jony, dlatego wody te sklasyfikowano jako wodorowęglanowo-wapniowe (HCO_3^- - Ca^{2+}),

– w wodzie zbiornika 3 dodatkowo zauważono podwyższoną zawartość potasu, dlatego wody te zostały sklasyfikowane jako wodorowęglanowo-potasowo-wapniowe (HCO_3^- - K^+ - Ca^{2+}),

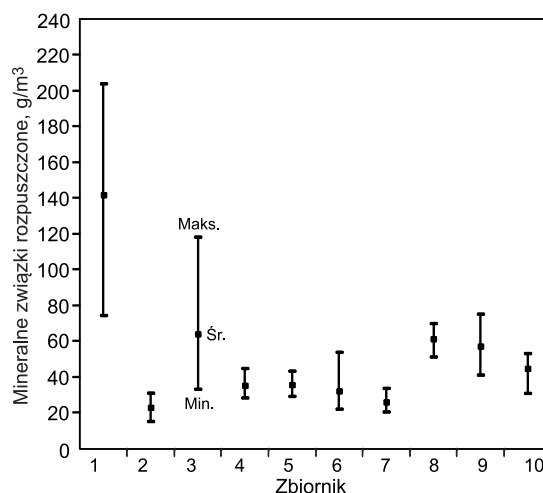
– w wodach zbiorników 4–6 i 9 występowała dodatkowo podwyższoną zawartość chlorków, zatem wody te sklasyfikowano jako wodorowęglanowo-chlorkowo-wapniowe (HCO_3^- - Cl^- - Ca^{2+}),

– w wodach pozostałych zbiorników (2, 7 i 10), oprócz dwóch dominujących jonów i Cl^- , występowała podwyższona zawartość Na^+ , dlatego wody te określono jako wodorowęglanowo-chlorkowo-wapniowo-sodowe (HCO_3^- - Cl^- - Ca^{2+} - Na^+).

Mineralizacja ogólna

W sposób najbardziej syntetyczny zróżnicowanie chemiczne wody w poszczególnych zbiornikach wyraża łączna zawartość związków mineralnych. Przybliżony stopień mineralizacji otrzymano sumując wszystkie badane mineralne składniki wody, w tym makroskładniki (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), a także mineralne formy azotu (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) oraz fosforany (PO_4^{3-}). Średnia mineralizacja ogólna wód zbiorników w badanym czasie mieściła się w zakresie od 23÷142 g/m³ (rys. 3). Były to wartości mniejsze niż obserwowane w wodach jezior zlokalizowanych na Pojezierzu Kaszubskim (średnio ok. 50–250 g/m³) [25]. Mniejszy stopień mineralizacji wody w badanych zbiornikach, w stosunku do stwierdzanej w przypadku jezior, jest typowy. Obiekty młodoglacjalne to niewielkie zbiorniki o dużo mniejszej zlewni bezpośredniej niż jeziora, alimentowane przede wszystkim bezpośrednio przez opady atmosferyczne.

Największa średnia mineralizacja wody cechowała zbiornik 1 (142 g/m³), który charakteryzował się równocześnie największymi wahaniami wartości tego wskaźnika w czasie badań (74÷204 g/m³). Zauważono, że zbiorniki



Rys. 3. Charakterystyczne wartości mineralizacji ogólnej wody w zbiornikach

Fig. 3. Characteristic values of total mineralization of water in the ponds

narazone na silną antropopresję (zb. 1, 3 i 9) cechowały największe wahania wartości mineralizacji ogólnej, co mogło być spowodowane przedostawaniem się zanieczyszczeń gospodarczych do ich wód. Zauważono również zależność pomiędzy mineralizacją wody a wielkością zlewni, przy czym wraz ze wzrostem roli zlewni w zasilaniu zbiorników wahania przedziału wartości mineralizacji ogólnej wzrastały. Najmniejszą średnią mineralizację wody (23 g/m^3) zanotowano w zbiorniku 2, o charakterze całkowicie bezodpływowym, natomiast wody pozostałych zbiorników charakteryzowały się średnią mineralizacją rzadko przekraczającą 60 g/m^3 .

Przewodność elektrolityczna właściwa

Przewodność elektrolityczna właściwa wody wykazuje ścisły, fizyczny związek z wartością jej mineralizacji ogólnej [25]. Największe średnie miesięczne wartości tego wskaźnika w całym czasie badań zarejestrowano w zbiorniku 1 ($153,8 \mu\text{S/cm}$), przy czym największe wartości tego wskaźnika odnotowano w zbiornikach o najsilniejszej presji antropogenicznej (zb. 1, 3 i 9). Zbiorniki te cechowała również duża dynamika zmian wartości tego wskaźnika w czasie badań. Najmniejszą średnią wartość przewodności właściwej zanotowano w bezodpływowym zbiorniku 2 ($23,4 \mu\text{S/cm}$). Największą stabilność tego wskaźnika w czasie badań odnotowano w zbiorniku bezodpływowym 4 (tab. 3). Pozostałe zbiorniki cechowały się niewielką przewodnością właściwą, co świadczyło o przeważającej roli zasilania atmosferycznego. Podwyższone wartości przewodności elektrolitycznej wody notowano w okresie zimowym i podczas wiosennych roztopów śniegu.

Wartość pH

Średnia wartość pH wody w poszczególnych zbiornikach w całym czasie badań (tab. 3) mieściła się w przedziale od 6,3 (zb. 3) do 7,4 (zb. 1). Wartość minimalna, jaką zanotowano w tym czasie, wynosiła 5,8 (zb. 3), a maksymalna 8,9 (zb. 2). Średnia różnica pomiędzy największą a najmniejszą wartością pH wody w badanych zbiornikach wynosiła 1,8. Najbardziej stabilnym pH cechowała się woda w zbiorniku 3 (zakres zmienności 0,8), natomiast największe wahania wartości pH wody odnotowano w przypadku zbiornika 7 (zakres zmienności 2,7). Wody o pod-

wyższej wartości pH zarejestrowano latem, natomiast wody o charakterze lekko kwasowym notowano przede wszystkim w miesiącach wiosennych i zimowych. Większość wartości pH wody w badanych zbiornikach mieściła się w zakresie charakterystycznym, typowym w przypadku wód powierzchniowych ($6,5\text{--}8,5$) [25].

Tlen rozpuszczony

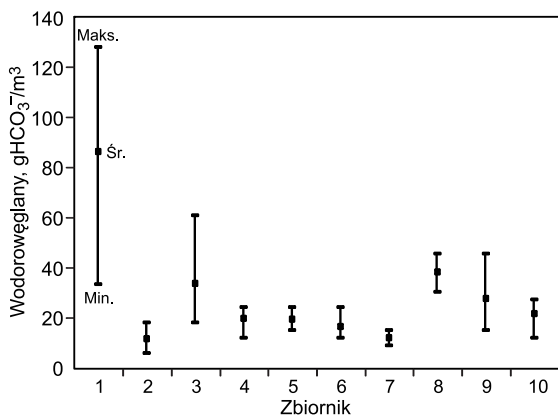
Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie różniła się w poszczególnych zbiornikach (tab. 3). Najmniejsza średnia ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie występowała w przypadku zbiorników położonych w lesie (zb. 5 i 6 – odpowiednio $5,3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i $5,6 \text{ gO}_2/\text{m}^3$). Mogło być to spowodowane zwiększoną ilością dopływających związków organicznych, co powodowało zużycie tlenu w procesach biochemicznego utleniania tych substancji. Niewielka średnia ilość tlenu charakteryzowała również silnie zarastający zbiornik 10 ($5,9 \text{ gO}_2/\text{m}^3$) oraz zbiorniki 1 i 3 o silnej presji antropogenicznej (odpowiednio $6,1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i $5,7 \text{ gO}_2/\text{m}^3$). Deficyt tlenu w zbiornikach narazonych na dużą presję sąsiednich gospodarstw rolnych można tłumaczyć podwyższoną ilością zanieczyszczeń organicznych dopływających do tych zbiorników. Małą zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie potwierdza również natlenienie wody wynoszące średnio poniżej 60%. Najlepsze warunki tlenowe występowały natomiast w zbiornikach odsłoniętych, gdzie łatwiej zachodziło mieszanie wody, co skutkowało jej dobrym nasyceniem tlenem. Największą średnią zawartość tlenu rozpuszczonego zanotowano w wodzie zbiorników 2 i 7 (odpowiednio $10,3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i $9,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$). W tych zbiornikach bardzo dobre warunki tlenowe występowały przez większą część roku. Bardzo duży deficyt tlenu występował we wszystkich zbiornikach zimą. Od stycznia do marca 2013 r. utrzymywała się pokrywa lodowa na wszystkich zbiornikach. W zbiornikach z reguły dobrze natlenionych (zb. 2 i 7), średnie nasycenie wody tlenem w tym czasie wynosiło poniżej 60%, natomiast we wszystkich pozostałych zbiornikach było poniżej 30%. W miesiącach letnich, z reguły od maja do września, odnotowano w większości zbiorników wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie do nasycenia przekraczającego 100%. Przyczyną tego mogła być fotosynteza, będąca istotnym źródłem tlenu w wodzie, która często powoduje przesylenie wody tym gazem.

Tabela 3. Zakres zmienności oraz wartości średnie przewodności elektrolitycznej właściwej, pH oraz natlenienia wody w zbiornikach
Table 3. Range of variability and average values of specific electrolytic conductivity, pH and water oxygenation in the ponds

Zbiornik	Przewodność elektrolityczna właściwa, $\mu\text{S/cm}$			pH			Natlenienie wody			
							zawartość tlenu, gO_2/m^3			średnie nasycenie %
	minimum	maksimum	średnia	minimum	maksimum	średnia	minimum	maksimum	średnia	
1	85,7	224,0	153,8	6,73	8,25	7,4	0,63	15,16	6,1	52
2	16,7	35,0	23,4	6,37	8,89	7,0	7,55	14,50	10,3	97
3	37,5	144,5	74,9	5,80	6,61	6,3	2,15	13,96	5,7	52
4	35,8	41,9	38,1	6,13	7,91	7,1	1,37	10,12	7,6	73
5	25,9	45,4	36,6	5,98	8,17	7,0	1,57	8,20	5,6	54
6	22,7	68,5	35,7	5,81	7,11	6,5	0,71	10,80	5,3	50
7	24,2	37,0	28,4	5,87	8,55	7,0	0,31	13,60	9,8	92
8	55,9	80,3	58,0	6,30	8,04	7,1	0,96	12,20	8,7	83
9	51,4	82,1	65,6	6,12	7,80	6,9	1,66	13,38	7,4	71
10	37,0	61,3	50,2	5,96	7,80	6,6	0,83	11,29	5,9	56

Zawartość podstawowych jonów

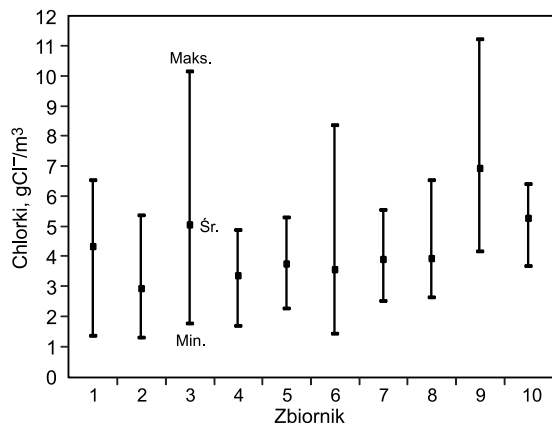
W grupie anionów, w wodach wszystkich badanych zbiorników, dominowały jony wodorowęglanowe, które są głównym jonem w słabo zmineralizowanych wodach w strefie umiarkowanej [26]. Analizując średnie oraz maksymalne i minimalne ilości jonów HCO_3^- w wodzie stwierdzono duże zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi zbiornikami. Średnia zawartość HCO_3^- wynosiła od $11,80 \text{ g/m}^3$ (zb. 2) do $86,44 \text{ g/m}^3$ (zb. 1), przy średniej wartości we wszystkich badanych obiektach wynoszącej $26,31 \text{ g/m}^3$. Największe wahania zakresu zmienności wodorowęglanów zanotowano w wodzie zbiorników o dużej presji antropogenicznej, których zlewnie sklasyfikowano jako gospodarcze (zb. 1, 3 i 9) (rys. 4).



Rys. 4. Zakres zmienności oraz średnia zawartość wodorowęglanów w wodach zbiorników

Fig. 4. Range of variability and average bicarbonate content in the pond waters

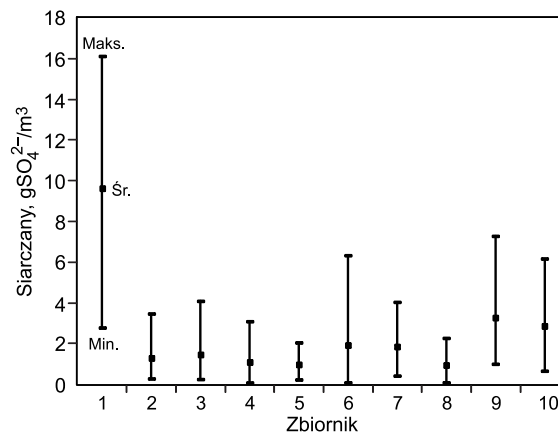
Chlorki są drugim, po wodorowęglanach, dominującym anionem w składzie chemicznym wód badanych zbiorników, do których dostają się w dużej mierze z opadów atmosferycznych lub z wymywania skał i gleb, w mniejszym stopniu dostają się wraz ze ściekami. Ilość chlorków w wodach powierzchniowych waha się od kilku do nawet kilku tysięcy gCl^-/m^3 [27]. Średnia zawartość chlorków w badanych wodach wahała się od $2,94 \text{ gCl}^-/\text{m}^3$ (zb. 2) do $6,94 \text{ gCl}^-/\text{m}^3$ (zb. 9), przy średniej zawartości we wszystkich wodach wynoszącej $4,27 \text{ gCl}^-/\text{m}^3$ (rys. 5). Większą obecność tego jonu w składzie chemicznym badanych wód notowano po intensywnych opadach deszczu, co wskazywało na zasilanie atmosferyczne tych obiektów.



Rys. 5. Zakres zmienności oraz średnia zawartość chlorków w wodach zbiorników

Fig. 5. Range of variability and average chloride content in the pond waters

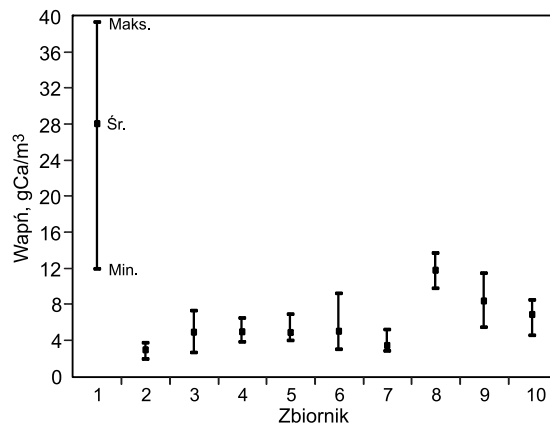
Źródłem siarczanów w wodach powierzchniowych są opady atmosferyczne, wymywanie ze skał i gleby oraz biochemiczne utlenianie innych form siarki, a także ścieki. Ich zawartość w wodach powierzchniowych zwykle wynosi $10\div 80 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$ [27]. Średnia zawartość tych jonów w badanych obiektach wahała się od $0,95 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$ (zb. 8) do $9,63 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$ (zb. 1), przy wartości średniej we wszystkich wodach równej $2,27 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$. Porównując wartości minimalne i maksymalne stwierdzono, że zbiornik 1 znacznie różnił się od pozostałych zakresem wartości ($2,79\div 16,12 \text{ gSO}_4^{2-}/\text{m}^3$ – rys. 6). Podobnie jak w przypadku chlorków, największą ilość siarczanów zanotowano po intensywnych opadach deszczu. Jednocześnie najmniejszą zawartość jonów SO_4^{2-} odnotowano latem.



Rys. 6. Zakres zmienności oraz średnia zawartość siarczanów w wodach zbiorników

Fig. 6. Range of variability and average sulfate content in the pond waters

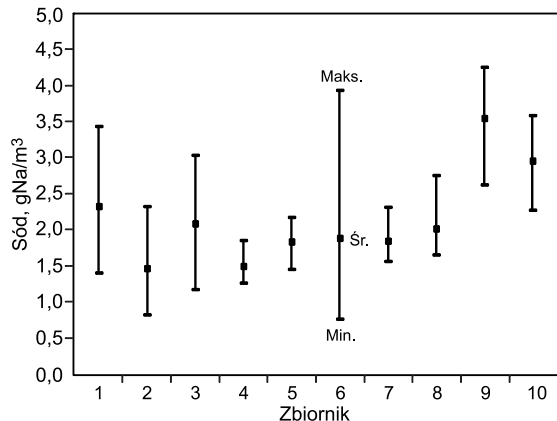
Wśród kationów oznaczonych w wodach zbiorników dominowały jony Ca^{2+} , których zawartość w wodach naturalnych może wynosić od kilku do kilkuset gCa/m^3 [27]. W wodach badanych zbiorników średnia ilość jonów Ca^{2+} zmieniała się od $2,97 \text{ gCa}/\text{m}^3$ (zb. 2) do $28,09 \text{ gCa}/\text{m}^3$ (zb. 1), przy średniej ilości w wodach wszystkich zbiorników równej $7,43 \text{ gCa}/\text{m}^3$. Szczególnie szerokim zakresem zawartości jonów Ca^{2+} cechowała się woda w zbiorniku 1 ($11,97\div 39,38 \text{ gCa}/\text{m}^3$), zaś pozostałe obiekty odznaczały się stabilną ilością tego jonu. Najmniejszą zmienność zawartości jonów wapnia zanotowano w zbiornikach stale bezodpływowych (zb. 2 i 4) oraz w największym zbiorniku 7 (rys. 7).



Rys. 7. Zakres zmienności oraz średnia zawartość wapnia w wodach zbiorników

Fig. 7. Range of variability and average calcium content in the pond waters

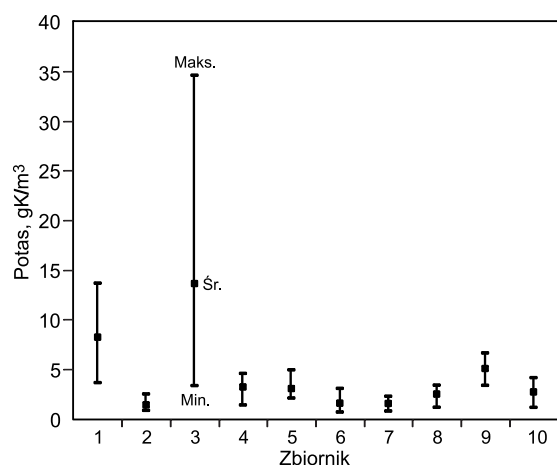
Zawartość jonów sodu w wodzie uwarunkowana jest głównie procesami wymywania skał i gleb, przy czym jego podwyższona zawartość może być wynikiem dopływu ścieków komunalnych i przemysłowych. Zakres zmienności jonów Na^+ w wodach badanych zbiorników był niewielki. Średnia zawartość związków sodu w wodach poszczególnych zbiorników wahała się od $1,46 \text{ gNa/m}^3$ (zb. 2) do $3,54 \text{ gNa/m}^3$ (zb. 9), przy średniej wartości we wszystkich badanych obiektach równej $2,12 \text{ gNa/m}^3$ (rys. 8).



Rys. 8. Zakres zmienności oraz średnia zawartość sodu w wodach zbiorników

Fig. 8. Range of variability and average sodium content in the pond waters

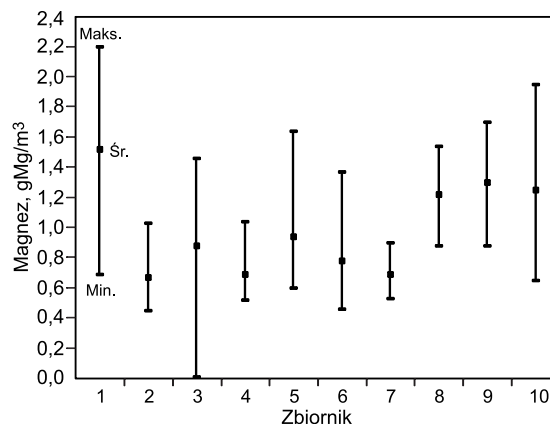
Zwiększona obecność jonów potasu w wodach może być spowodowana splywami z pól uprawnych nawożonych solami potasowymi, przy czym zawartość jonów K^+ jest zwykle mniejsza od zawartości jonów Na^+ . Odwrotną tendencją (większa średnia zawartość potasu niż sodu) charakteryzował się zbiornik 3, co wynikało z zanieczyszczenia jego wód nawozami potasowymi. Woda w tym zbiorniku odznaczała się największym zakresem występowania jonów potasu, wyraźnie odstającym na tle pozostałych obiektów ($3,44\div 34,66 \text{ gK/m}^3$), przy średniej zawartości wynoszącej $13,68 \text{ gK/m}^3$. Wysoką średnią zawartość jonów K^+ zanotowano również w wodach zbiornika 1 ($3,70\div 13,72 \text{ gK/m}^3$, śr. $8,28 \text{ gK/m}^3$) – obydwie te zbiorniki mają charakter gospodarczy. Pozostałe zbiorniki charakteryzowały się niewielką średnią zawartością potasu, przy jednoczesnych małych wahaniami ilości tego pierwiastka w czasie badań (rys. 9).



Rys. 9. Zakres zmienności oraz średnia zawartość potasu w wodach zbiorników

Fig. 9. Range of variability and average potassium content in the pond waters

Jony magnezu wraz z jonami wapnia decydują o twardości ogólnej wody, przy czym zawartość jonów Mg^{2+} w wodach powierzchniowych jest zwykle mniejsza niż jonów Ca^{2+} [27]. Średnia ilość jonów magnezu w wodach badanych zbiorników była niewielka i mieściła się w przedziale od $0,67 \text{ gMg/m}^3$ (zb. 2) do $1,52 \text{ gMg/m}^3$ (zb. 1), przy średniej zawartości we wszystkich badanych wodach wynoszącej $0,97 \text{ gMg/m}^3$ (rys. 10).

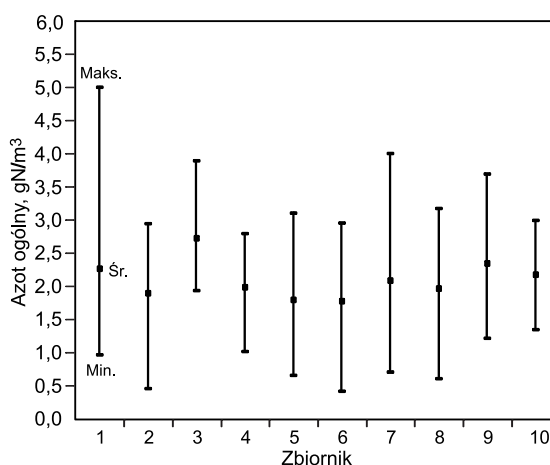


Rys. 10. Zakres zmienności oraz średnia zawartość magnezu w wodach zbiorników

Fig. 10. Range of variability and average magnesium content in the pond waters

Zawartość biogenów

Występowanie biogenów w wodach zbiorników przedstawiono na podstawie analizy zawartości azotu ogólnego (N_{og}) i fosforu ogólnego (P_{og}). Średnia ilość N_{og} w badanych wodach była mało zróżnicowana – najmniejsze wartości zanotowano w wodzie zbiornika 6 ($1,78 \text{ gN/m}^3$), a największe w zbiorniku 3 ($2,73 \text{ gN/m}^3$), przy zawartości średniej we wszystkich obiektach równej $2,07 \text{ gN/m}^3$ (rys. 11). Biorąc pod uwagę wartości graniczne N_{og} , zaproponowane w badaniach monitoringowych jezior prowadzonych na Pojezierzu Kaszubskim [28], jakość wód badanych zbiorników można określić jako umiarkowaną (zb. 2, 4–6 i 8) oraz słabą (zb. 1, 3, 7, 9 i 10). Średnia zawartość N_{og} w jeziorach Pojezierza Kaszubskiego wynosiła w 2005 r. $0,2\div 3,5 \text{ gN/m}^3$ [25], natomiast badania [28] wykonane w 2007 r. wykazały obecność N_{og} w ilości $0,9\div 2,53 \text{ gN/m}^3$.

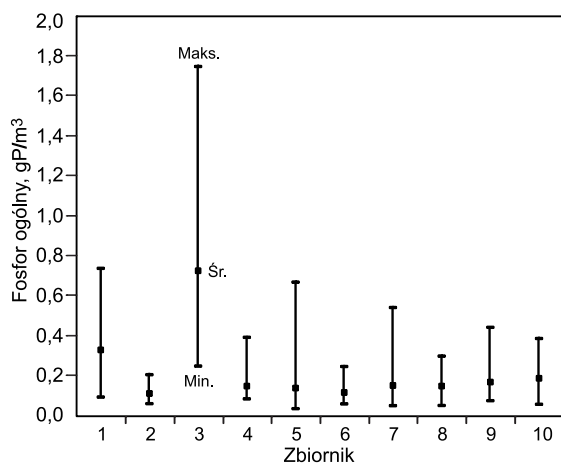


Rys. 11. Zakres zmienności oraz średnia zawartość azotu ogólnego w wodach zbiorników

Fig. 11. Range of variability and average total nitrogen content in the pond waters

Zakres występowania N_{og} w badanych zbiornikach był podobny jak w dużych jeziorach, natomiast jego średnia zawartość była nieco większa niż w większości jezior. Zbiornik 1 charakteryzował się największym zakresem zawartości N_{og} w całym czasie badań ($0,97 \div 5,01 \text{ gN/m}^3$). W większości badanych zbiorników najmniejszą zawartość azotu ogólnego zanotowano na początku roku hydrologicznego 2013 (listopad–grudzień). Wśród mineralnych form azotu przeważały azotany, aczkolwiek ich zawartość w badanych zbiornikach była niewielka – największą średnią ilość azotanów zanotowano w zbiorniku 10 ($0,46 \text{ gNO}_3^-/\text{m}^3$), a najmniejszą w zbiorniku 5 ($0,10 \text{ gNO}_3^-/\text{m}^3$). Zauważono również wyraźny (trzykrotny) wzrost obecności azotanów w maju (25-05-2014), po intensywnych opadach deszczu. Azotyny oraz azot amonowy przez większą część roku we wszystkich badanych obiektach występowały w bardzo małych ilościach, poniżej wykrywalności. Wyraźny wzrost ich ilości, podobnie jak azotanów, zauważono jedynie po intensywnych opadach deszczu, w maju 2014 r.

Największą średnią zawartość fosforu ogólnego zanotowano w wodzie zbiornika 3 ($0,728 \text{ gP/m}^3$), a najmniejszą w wodzie zbiornika 2 ($0,114 \text{ gP/m}^3$), przy średniej zawartości P_{og} ze wszystkich pomiarów równej $0,204 \text{ gP/m}^3$. Zbiorniki te charakteryzowały się jednocześnie największym i najmniejszym zakresem wahań P_{og} w całym czasie badań (zb. 3 – $0,251 \div 1,750 \text{ gP/m}^3$, zb. 2 – $0,063 \div 0,208 \text{ gP/m}^3$) (rys. 12). Stwierdzona zawartość fosforu ogólnego była podobna do tej, jaką uzyskali badacze kontrolujący jakość wód na Pojezierzu Olsztyńskim [29] ($0,002 \div 0,900 \text{ gP/m}^3$, śr. $0,241 \text{ gP/m}^3$). Na tle jezior Pojezierza Kaszubskiego, stężenie ilości P_{og} , jakimi charakteryzowały się badane zbiorniki były większe od uzyskanych w przypadku tych jezior. Zawartość fosforu ogólnego w jeziorach wahała się od wartości poniżej oznaczalności do $0,11 \text{ gP/m}^3$ w przypadku wód przypowierzchniowych oraz $0,03 \div 0,54 \text{ gP/m}^3$ w przypadku wód przydennych [25]. W badaniach przeprowadzonych dwa lata później stwierdzono obecność P_{og} w zakresie $0,06 \div 0,35 \text{ gP/m}^3$ [28]. Biorąc pod uwagę graniczną średnią zawartość P_{og} zaproponowaną w badaniach monitoringowych jezior prowadzonych na Pojezierzu Kaszubskim [28], jakość wody badanych zbiorników można ocenić jako słabą (zb. 2 i 4–10) oraz złą (zb. 1 i 3). W ujęciu sezonowym nie zauważono żadnej wyraźnej tendencji zmian zawartości fosforu ogólnego w wodach badanych zbiorników.



Rys. 12. Zakres zmienności oraz średnia zawartość fosforu ogólnego w wodach zbiorników

Fig. 12. Range of variability and average total phosphorus content in the pond waters

Wpływ środowiska naturalnego na skład chemiczny wód

Jakość wód w badanych zbiornikach odniesiono do warunków środowiskowych przez przyporządkowanie poszczególnym zbiornikom klasy od 1 do 10, przy czym do klasy 1 zaliczono zbiornik o najmniejszej średniej zawartości danego jonu, natomiast zbiornik o największej średniej zawartości tego jonu przyporządkowano do klasy 10. Końcowa klasyfikacja jest średnią arytmetyczną klas każdego z analizowanych składników wody. Uzyskane wyniki odniesiono do stanu zagospodarowania zlewni, czyli dominującego sposobu jej użytkowania. Określono trzy typy użytkowania zlewni – gospodarczy, rolniczy oraz leśny. Uzyskane wyniki odniesiono również do typu hydrologicznego, jakie reprezentuje dany zbiornik – bezodpływowy lub okresowo przepływowy. Porównano również otrzymane wyniki z powierzchnią zbiornika oraz współczynnikiem Ohlego, czyli stosunkiem powierzchni zlewni do powierzchni zbiornika. Należy podkreślić, że taka sformalizowana ocena ma za zadanie jedynie w przybliżony sposób pokazać wpływ uwarunkowań środowiskowych na jakość wody, ponieważ w środowisku naturalnym nie ma tak ostrych i sztucznych granic. Czasem o przyporządkowaniu zbiornika do danego przedziału punktowego decydowały minimalne różnice w zawartości poszczególnych składników. W tabeli 4 zebrano średnie zawartości siedmiu podstawowych jonów oraz dodatkowo azotu ogólnego i fosforu ogólnego, natomiast w tabeli 5 wodom poszczególnych zbiorników przyporządkowano klasy od 1 do 10, w zależności od zawartości danego pierwiastka oraz podano klasyfikację końcową.

Analizując wyniki klasyfikacji końcowej, czyli średnią wartość z zastosowanych klas, można zauważyć, że zbiorniki w kolejności 1, 9, 3 i 10 charakteryzowały się największymi zawartościami analizowanych pierwiastków, natomiast ich najmniejsze ilości odnotowano w wodach zbiorników 2, 5 i 6. Zaobserwować można także wpływ sposobu użytkowania terenu na zawartość wybranych pierwiastków w wodzie. W zbiornikach sąsiadujących z gospodarstwami rolnymi zarejestrowano ich największe ilości, co mogło świadczyć o wpływie zanieczyszczeń punktowych w postaci zabudowań mieszkalnych i gospodarczych na jakość wody. Wody zbiorników, których zlewnie sklasyfikowano jako leśne zawierały mniejsze ilości poszczególnych jonów, a także związków azotu i fosforu, niż wody pozostałych zbiorników (wyjątek zb. 2). Drzewa wokół zbiorników stanowią strefę buforową roślinności, oddzielając zbiorniki od terenów upraw i gospodarstw rolnych – zwarte pasy zadrzewień i zakrzewień mogą niwelować wpływ czynników zewnętrznych, kształtujących właściwości chemiczne wód [30, 31], a występowanie wokół zbiorników wodnych zadrzewień, szczególnie w przypadku tych bez roślinności na tafli wodnej, korzystnie wpływa na obecność biogenów i obniżenie temperatury wody [32]. Pozostałe zbiorniki zaklasyfikowano jako rolnicze, ponieważ dominującym typem użytkowania ich zlewni były grunty rolne, bez istotnego wpływu gospodarstw rolnych i buforu w postaci obszarów leśnych. Pozostałe elementy środowiska naturalnego nie wykazywały istotnych tendencji i zależności pomiędzy jakością wody a typem hydrologicznym zbiornika, a także ilością jonów i biogenów a powierzchnią zbiornika oraz współczynnikiem Ohlego.

Podobną klasyfikację, jak w przypadku średniej zawartości danego składnika w wodzie, zastosowano analizując zakresy wartości poszczególnych pierwiastków w czasie

Tabela 4. Średnia zawartość jonów i biogenów w wodach zbiorników
Table 4. Average ion and nutrient concentration in the pond waters

Zbiornik	Chlorki gCl ⁻ /m ³	Siarczany gSO ₄ ²⁻ /m ³	Wodoro- węglany gHCO ₃ ⁻ /m ³	Sód gNa/m ³	Potas gK/m ³	Magnez gMg/m ³	Wapń gCa/m ³	Azot ogólny gN/m ³	Fosfor ogólny gP/m ³
1	4,34	9,63	86,44	2,32	8,28	1,52	28,09	2,27	0,33
2	2,94	1,30	11,80	1,46	1,46	0,67	2,97	1,90	0,11
3	5,06	1,47	33,86	2,08	13,68	0,88	4,94	2,73	0,73
4	3,37	1,10	19,93	1,49	3,26	0,69	4,98	1,99	0,15
5	3,76	0,98	19,61	1,83	3,10	0,94	4,90	1,80	0,14
6	3,57	1,93	16,68	1,88	1,63	0,78	5,04	1,78	0,12
7	3,91	1,86	12,20	1,84	1,60	0,69	3,46	2,09	0,15
8	3,94	0,95	38,44	2,01	2,55	1,22	11,82	1,97	0,15
9	6,94	3,28	27,86	3,54	5,12	1,30	8,40	2,35	0,17
10	5,28	2,87	21,82	2,95	2,76	1,25	6,90	2,18	0,19

Tabela 5. Klasyfikacja wód zbiorników z uwagi na średnią zawartość jonów i biogenów (klasa od 1 do 10)
Table 5. Pond water classification according to average ion and nutrient content (class 1 to 10)

Zbiornik	Chlorki	Siarczany	Wodoro- węglany	Sód	Potas	Magnez	Wapń	Azot ogólny	Fosfor ogólny	Wartość średnia
1	7	10	10	8	9	10	10	8	9	9,0
9	10	9	7	10	8	9	8	9	7	8,6
3	8	5	8	7	10	5	4	10	10	7,4
10	9	8	6	9	5	8	7	7	8	7,4
8	6	1	9	6	4	7	9	4	4	5,6
4	2	3	5	2	7	2	5	5	5	4,0
7	5	6	2	4	2	3	2	6	6	4,0
6	3	7	3	5	3	4	6	1	2	3,8
5	4	2	4	3	6	6	3	2	3	3,7
2	1	4	1	1	1	1	1	3	1	1,6

Tabela 6. Klasyfikacja wód zbiorników z uwagi na zakres zawartości jonów i biogenów (klasa od 1 do 10)
Table 6. Pond water classification according to the range of ion and nutrient content (class 1 to 10)

Zbiornik	Chlorki	Siarczany	Wodoro- węglany	Sód	Potas	Magnez	Wapń	Azot ogólny	Fosfor ogólny	Wartość średnia
1	7	10	10	9	9	10	10	10	9	9,3
3	10	6	9	8	10	9	7	3	10	8,0
9	9	9	8	7	8	5	8	5	6	7,2
6	8	8	5	10	4	6	9	7	2	6,6
10	1	7	7	5	6	8	6	1	5	5,1
8	5	2	6	4	3	4	5	8	3	4,4
5	3	1	2	2	5	7	4	4	8	4,0
2	6	4	3	6	2	3	1	6	1	3,6
7	2	5	1	3	1	1	2	9	7	3,4
4	4	3	4	1	7	2	3	2	4	3,3

badan (tab. 6). Zbiornikowi, który charakteryzował się najmniejszymi wahaniami zawartości danego jonu oraz N_{og} i P_{og} przypisywano klasę 1, natomiast zbiornik, który odznaczał się największym zakresem wahań ilości danego pierwiastka otrzymywał klasę 10. Końcowa punktacja jest również średnią arytmetyczną klas każdego z analizowanych składników wody.

Podobnie jak największe ilości poszczególnych pierwiastków i składników wody, również największy zakres

wahań ich zawartości zaobserwowano w przypadku zbiorników o charakterze gospodarczym (zb. 1, 3 i 9). Z kolei zauważono, że zbiornik 7, o największej powierzchni, cechował mały zakres zawartości większości jonów – duża powierzchnia i pojemność zbiornika mogą ułatwić wyrównanie składu wody. Jednocześnie zbiorniki o najmniejszej powierzchni wykazywały największą rozpiętość wyników analiz. Pozostałe elementy środowiska naturalnego nie wykazywały istotnych tendencji i zależności.

Dyskusja wyników

Obecność małych zbiorników wodnych w środowisku związana jest z wymianą pionową, a w szczególności z zasilaniem atmosferycznym i parowaniem [33], co powoduje, że ilość wody w tych zbiornikach zależy od strumienia wymiany powietrza z wodą, choć korelacje pomiędzy wskaźnikami klimatycznymi i zmianą poziomu wody charakteryzują się opóźnieniem reakcji o jeden rok. Efekty te odpowiadają zwiększonemu parowaniu latem i wzrostowi opadów atmosferycznych zimą. Jednakże wielu hydrologów stwierdza, że takie zbiorniki mają także kontakt z wodami podziemnymi [33]. W konsekwencji obieg wody w zbiornikach młodoglacjalnych jest bardziej skomplikowany niż można sądzić. Charakter i położenie zbiorników tego typu w środowisku naturalnym daje możliwość kontrolowania jakości wody znajdującej się w poszczególnych zlewniach. Ponieważ zbiorniki te nie mają bardzo często kontaktu powierzchniowego z całym systemem hydrograficznym, ich jakość zależy przede wszystkim od wymiany pionowej, a zwłaszcza od opadów atmosferycznych. Autorzy pracy [22] wskazują, że to czas retencji wody w zbiorniku i drogi wymiany decydują o stabilności składu chemicznego wody. Z tego względu bardzo istotne jest poznanie charakterystyki hydrochemicznej wód zbiorników młodoglacjalnych oraz procesów i zjawisk, jakie w nich zachodzą, takich jak rozkład i akumulacja zanieczyszczeń, wytrącanie osadów czy transport różnych składników. Innym ważnym aspektem jest ustalenie wpływu ilości i intensywności opadów atmosferycznych na zmiany warunków hydrologicznych (włączanie zbiorników do głównego systemu hydrograficznego), możliwości odpływu zanieczyszczeń wcześniej tam zakumulowanych czy zmiany składu chemicznego ich wód. Szczególnie w przypadku ulewnych deszczów obserwuje się tak zwaną ucieczkę wody ze zlewni tych zbiorników poprzez odpływ podziemny i powierzchniowy [34, 35]. Potwierdzeniem tego stwierdzenia są badania [36], które wykazały, że niektóre stawy morenowe w północno-wschodniej części Niemiec mają tendencję do przepelnienia podczas wysokiego poziomu wody. Co ważne, zjawisko to nie ma tylko charakteru lokalnego. W pracy [37] wykazano bowiem, że małe zbiorniki wodne odgrywają ważną rolę w obiegu wody i osadów nie tylko w regionie, ale także w skali globalnej.

Głównymi czynnikami wpływającymi pierwotnie na stan fizyczno-chemiczny wód zbiorników młodoglacjalnych są warunki meteorologiczne oraz zanieczyszczenie powietrza [38], ponieważ one określają ilość rozpuszczonych substancji dostarczonych do tych wód. Woda pochodząca bezpośrednio z atmosfery, zazwyczaj ma odczyn kwasowy i niewielką mineralizację. Podczas opadów atmosferycznych woda deszczowa ma kontakt z różnymi ośrodkami, na przykład korony drzew, budynki mieszkalne, ulice, pola uprawne, przez co zmianie ulega nie tylko jej stan jakościowy, ale także następują zmiany ilościowe (następuje zmiana czasu potrzebnego do osiągnięcia podłoża oraz ilość wody dostająca się do obiektu). Po przejściu przez takie ośrodki woda deszczowa jest wzbogacona o związki chemiczne, które często powodują nawet kilkakrotne zwiększenie jej przewodności właściwej [39]. Szczególnie niebezpieczne są dopływy z terenów zurbanizowanych i przekształconych przez człowieka. Istotnym elementem wpływającym na skład wód w zbiornikach jest także parowanie. Latem szybkie parowanie ze swobodnej powierzchni zbiornika może prowadzić nie tylko do zmniejszenia ilości wody, ale także do zmian

właściwości fizyczno-chemicznych wody oraz pojawia się zjawiska eutrofizacji lub zarastania. W przypadku zbiorników tego typu niezwykle istotny jest dodatni bilans wodny oraz różne powiązania hydrologiczne [40]. Zasilanie oraz straty wody w zbiornikach reguluje przede wszystkim morfometria oczek, struktura użytkowania terenu, warunki glebowe w zlewni oraz sezonowe warunki klimatyczne i hydrologiczne. W przypadku dominacji zasilania podziemnego lub poprzez opady atmosferyczne obserwuje się ograniczoną trwałość hydrologiczną zbiorników. Spośród małych zbiorników wodnych istniejących w XIX w. na obszarach morenowych Polski, do końca XX w. zniknęło 43% tych obiektów [41]. Dodatkowo autorzy tej pracy zaobserwowali, że jeżeli położenie wysokościowe dwóch sąsiadujących małych stawów różniło się więcej niż o 1 m, to notowano tendencję do szybszego zaniku zbiornika położonego wyżej. Według autorów pracy [42], w roku o średnich opadach atmosferycznych najważniejszym czynnikiem stanu jakościowego zbiorników wodnych była morfometria ich zlewni. W przeciwieństwie do tego, w warunkach suszy czynnikami decydującymi o stanie jakościowym zbiornika była porastająca go roślinność oraz jego głębokość. Jednak na ogół przedział czasu, w którym gleby w zlewni były wilgotne, a poszczególne obiekty hydrograficzne, w tym zbiornik, wypełnione i zasobne w wody (hydroperiod), był najważniejszym czynnikiem decydującym o stanie jakościowym zbiornika [42]. Do tego czynnika zaliczyć można dodatkowo wielkość dopływu powierzchniowego i podziemnego oraz okresowo straty wynikające z uruchomienia odpływu powierzchniowego do głównego systemu hydrograficznego.

Małe zbiorniki wodne są elementami sieci hydrograficznej, które pełnią bardzo istotną rolę w gospodarce człowieka. Spełniają one wiele funkcji, z których najważniejsze są hydrologiczne, ekologiczne i gospodarcze [43]. Są one przede wszystkim potencjalnymi zbiornikami retencyjnymi (funkcja hydrologiczna), które mogą być wykorzystane w celu pokrycia coraz częstszych deficytów zasobów wodnych.

Podsumowanie

Zbiorniki młodoglacjalne w większości stanowią niewielkie powierzchniowo obiekty hydrologiczne, o powierzchni mniejszej niż 0,5 ha i głębokości nieprzekraczającej 3,5 m. Wahań poziomu wody w takich niewielkich zbiornikach są stosunkowo duże, a najmniejsze zbiorniki w czasie wzmoczonego parowania bardzo często wysychają. W dłuższym przedziale czasu można zauważyć zmienność funkcji hydrologicznej tych zbiorników. Podczas wysokiego stanu retencji w zlewni (po wiosennych roztopach śniegu albo po bardzo intensywnych opadach atmosferycznych) może dojść do całkowitego wypełnienia zdolności retencyjnych zbiorników i przelania wody do niżej położonych obiektów. W ten sposób powstaje okresowa sieć rzeczna łącząca ze sobą takie zbiorniki.

Badane zbiorniki zlokalizowane na Pojezierzu Kaszubskim charakteryzowały się mniejszą mineralizacją oraz przewodnością właściwą wód niż jeziora na tym terenie. Może to świadczyć o dominującej roli zasilania atmosferycznego w alimentacji ich wód. Ze względu na niewielkie rozmiary, temperatura wody była zbliżona do temperatury powietrza na danym obszarze. Zaobserwowano też dużą zmienność warunków tlenowych – w czasie zlodzenia nasylenie wody tlenem bardzo często wynosiło poniżej 30%, a latem wody zbiorników były często przetlenione.

Pomimo niewielkiej zawartości podstawowych jonów w wodzie zauważono większą ilość biogenów w badanych zbiornikach niż okolicznych jeziorach. Średnie zawartości azotu ogólnego i fosforu ogólnego były z reguły większe niż wartości średnie w jeziorach, jednakże mieściły się w zakresach notowanych w monitorowanych jeziorach. Nie zauważono sezonowej zmienności biogenów w zbiornikach, jednocześnie maksymalne ilości związków azotu i fosforu w czasie badań nie wykazały żadnych tendencji – podwyższone zawartości azotanów i fosforanów odnotowano jedynie po intensywnych opadach deszczu.

Stwierdzono znaczący wpływ sposobu zagospodarowania terenu na ilość i zakres występowania badanych jonów i biogenów w wodach poszczególnych zbiorników. Największe średnie wartości i wahania poszczególnych wskaźników jakości wody zanotowano w zbiornikach zlokalizowanych niedaleko gospodarstw rolnych, co może świadczyć o większym wpływie zanieczyszczeń ze źródeł punktowych niż obszarowych. Grupa zbiorników reprezentujących rolniczy typ zlewni cechowała się umiarkowaną ilością analizowanych składników. Zbiorniki, które okalał bufor w postaci lasu, odznaczały się mniejszą zawartością w wodach zarówno badanych jonów, jak i związków azotu i fosforu. Nie zauważono natomiast wpływu zwartych pasów zadrzewień na zmniejszenie zakresu wahań zawartości badanych pierwiastków w wodzie. Z kolei mały zakres wartości poszczególnych wskaźników cechował zbiornik o największej powierzchni i pojemności. Interesującą okazała się również obserwacja, że zbiorniki stale bezodpływowe, w których teoretycznie w sposób ciągły akumulują się zanieczyszczenia spływające ze zlewni, bez możliwości ich migracji poprzez tworzącą się okresowo sieć hydrograficzną, odznaczały się dobrymi warunkami hydrochemicznymi. Niewykluczone, że w ekosystemie małych zbiorników wodnych akumulacja zanieczyszczeń następuje w osadach dennych, a proces ich uwalniania zależy od wielu czynników. Tworząca się epizodycznie sieć hydrograficzna, łącząca ze sobą pojedyncze zbiorniki, może uruchamiać drogę migracji zanieczyszczeń.

LITERATURA

1. B. OERTLI, J. BIGGS, R. CÉRÉGHINO, P. GRILLAS, P. JOLY, J.B. LACHAVANNE: Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2005, Vol. 15, No. 6, pp. 535–540.
2. R.R. DAVIS, J. BIGGS, P.J. WILLIAMS, J.T. LEE, S. THOMPSON: A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 2008, Vol. 597, pp. 7–17.
3. B. OERTLI, R. CÉRÉGHINO, A. HULL, R. MIRACLE: Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiologia* 2009, Vol. 634, pp. 1–9.
4. H.H. GERKE, S. KOSZINSKI, T. KALETTKA, M. SOMMER: Structures and hydrologic function of soil landscapes with kettle holes using an integrated hydrogeological approach. *Journal of Hydrology* 2010, Vol. 393, No. 1–2, pp. 123–132.
5. B. WALDON: Natural value and endangerment of small water reservoirs in the Krajeńskie Lakeland (North-West Poland). *Limnologia* 2012, Vol. 42, pp. 320–327.
6. W. GOLUS, E. BAJKIEWICZ-GRABOWSKA: Water circulation in the moraine ponds of northern Poland. *Hydrobiologia* 2016, pp. 1–11.
7. R. W. TINER: Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands* 2003, Vol. 23, No. 3, pp. 494–516.
8. R. T. BROOKS, M. HAYASHI: Depth-area-volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England. *Wetlands* 2002, Vol. 22, No. 2, pp. 247–255.
9. R. T. BROOKS: Weather-related effects on woodland vernal pool hydrology and hydroperiod. *Wetlands* 2004, Vol. 24, No. 1, pp. 104–114.
10. R. T. BROOKS: A review of basin morphology and pool hydrology of isolated ponded wetlands: Implications for seasonal forest pools of the northeastern United States. *Wetlands Ecology and Management* 2005, Vol. 13, pp. 335–348.
11. S. FUJITA, A. TAKAHASHI, J. H. WENG, L. F. HUANG, H. K. KIM, C. K. LI, F. T. C. HUANG, F. T. JENG: Precipitation chemistry in East Asia. *Atmospheric Environment* 2000, Vol. 34, pp. 525–537.
12. M. HAYASHI, W. L. QUINTON, J. PIETRONIRO, J. J. GIBSON: Hydrologic functions of wetlands in a discontinuous permafrost basin indicated by isotopic and chemical signatures. *Journal of Hydrology* 2004, Vol. 296, No. 1–4, pp. 81–97.
13. D. SAID-PULLICINO, K. KAISER, G. GUGGENBERGER, G. GIGLIOTTI: Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere* 2007, Vol. 66, No. 11, pp. 2166–2176.
14. E. A. ZAKHAROVA, O. S. POKROVSKY, B. DUPRÉ, J. GAILLARDET, L. E. EFIMOVA: Chemical weathering of silicate rocks in Karelia region and Kola peninsula, NW Russia: Assessing the effect of rock composition, wetlands and vegetation. *Chemical Geology* 2007, Vol. 242, pp. 255–277.
15. M. SOPHOCLEOUS: Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal* 2002, Vol. 10, No. 1, pp. 52–67.
16. J. W. LABAUGHT, T. C. WINTER, D. O. ROSENBERRY, P. F. SCHUSTER, M. M. REDDY, G. R. AIKEN: Hydrological and chemical estimates of the water balance of a closed-basin lake in north central Minnesota. *Water Resources Research* 1997, Vol. 33, No. 12, pp. 2799–2812.
17. M. M. BRINSON: Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 1993, Vol. 13, No. 2, pp. 65–74.
18. J. G. MARR, J. B. SWENSON, C. PAOLA, V. R. VOLLER: A two-diffusion model of fluvial stratigraphy in closed depositional basins. *Basin Research* 2000, Vol. 12, No. 3–4, pp. 381–398.
19. J. P. YAN, M. HINDERER, G. EINSELE: Geochemical evolution of closed-basin lakes: General model and application to Lakes Qinghai and Turkana. *Sedimentary Geology* 2002, Vol. 148, No. 1–2, pp. 105–122.
20. B. H. SHOMAR, G. MÜLLER, A. YAHAYA: Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetland of Wadi Gaza, Gaza Strip. *Wetlands Ecology and Management* 2005, Vol. 13, No. 4, pp. 419–431.
21. T. K. LOWENSTEIN, F. RISACHER: Closed basin brine evolution and the influence of Ca-Cl inflow waters: Death Valley and Bristol Dry Lake California, Qaidam Basin, China, and Salar de Atacama, Chile. *Aquatic Geochemistry* 2009, Vol. 15, No. 1–2, pp. 71–94.
22. G. LISCHIED, T. KALETTKA: Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* 2012, Vol. 689, No. 1, pp. 63–77.
23. M. GAŁCZYŃSKA, R. GAMRAT: Influence of tree and brush plantations of the margin of mildfield ponds on the chemical properties of waters deversified in terms of a degree of covering the water part with plants. *Polish Journal of Environmental Studies* 2007, Vol. 16, No. 3B, pp. 125–130.
24. A. S. KLECZKOWSKI: Hydrogeologia ziem wokół Polski. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1979.
25. W. LANGE: Jeziora górnej Raduni i jej zlewnia w badaniach z udziałem Stacji Limnologicznej w Borucinie. *Badania Limnologiczne* 2005, vol. 3, ss. 1–350.

26. M. MAJOR: General systems theory and the operation of basins without an outlet: A methodological aspect. *Limnological Review* 2012, Vol. 12, No. 2, pp. 71–76.
27. J.R. DOJLIDO: Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
28. D. BOROWIAK [red.]: Jeziora Kaszubskiego Parku Krajozawowego. *Badania Limnologiczne* 2007, vol. 5, ss. 1–303.
29. J. KOC, L. CYMES, A. SKWIERAWSKI, U. SZYPEREK: Znaczenie ochrony małych zbiorników wodnych w krajozawie rolniczym. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 2001, vol. 476, ss. 397–407.
30. L. RYSZKOWSKI, A. KĘDZIORA: Impact of agricultural landscape structure on energy flow and mater cycling. *Landscape Ecology* 1987, Vol. 1, No. 2, pp. 85–94.
31. J. KRAG, A. KAJAK, L. RYSZKOWSKI: Impact of young shelterbelts on organic matter content and development of microbial and faunal communities of adjacent fields. *Polish Journal of Ecology* 2003, Vol. 51, pp. 283–290.
32. M. GAŁCZYŃSKA, R. GAMRAT, K. PACEWICZ: Influence of different uses of the environment on chemical and physical features of small water ponds. *Polish Journal of Environmental Studies* 2011, Vol. 20, No. 4, pp. 885–894.
33. D. LEHSTEN, J. von ASMUTH, M. KLEYER: Simulation of water level fluctuations in kettle holes using a time series model. *Wetlands* 2011, Vol. 31, pp. 511–520.
34. T. CHERNET, Y. TRAVI, V. VALLES: Mechanism of degradation of the quality of natural water in the lakes region of the Ethiopian rift valley. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 12, pp. 2819–2832.
35. T.K. LOWENSTEIN, M.C. HEIN, A.L. BOBST, T.E. JORDAN, T.L. KU, S. LUO: An assessment of stratigraphic completeness in climate-sensitive closed-basin lake sediments: Salar de Atacama, Chile. *Journal of Sedimentary Research* 2003, Vol. 73, No. 1, pp. 91–104.
36. T. KALETTKA, C. RUDAT: Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologia* 2006, Vol. 39, No. 1, pp. 54–64.
37. J.A. DOWNING: Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot. *Limnetica* 2010, Vol. 29, pp. 9–24.
38. M. KRYZA, M. WERNER, A. J. DORE, M. BŁAŚ, M. SOBNIK: The role of annual circulation and precipitation on national scale deposition of atmospheric sulphur and nitrogen compounds. *Journal of Environmental Management* 2012, Vol. 109, pp. 70–79.
39. S. MIAO, F. CHEN, Q. LI, S. FAN: Impacts of urban processes and urbanization on summer precipitation: A case study of heavy rainfall in Beijing on 1 August 2006. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 2011, Vol. 50, pp. 806–825.
40. K.L. YOUNG, A. ABNIZOVA: Hydrologic thresholds of ponds in a polar desert wetland environment, Somerset Island, Nunavut, Canada. *Wetlands* 2011, Vol. 31, No. 3, pp. 535–549.
41. P. PIENKOWSKI, M. PODLASINSKI, K. KARAS: An attempt of assessing the rate of disappearance of small ponds in relation to their location in land relief. *Water-Environment-Rural Areas* 2010, Vol. 10, No. 1, pp. 167–174.
42. B. GOŁDYN, K. KOWALCZEWSKA-MADURA, S. CELEWICZ-GOŁDYN: Drought and deluge: Influence of environmental factors on water quality of kettle holes in two subsequent years with different precipitation. *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 2015, Vol. 54, pp. 14–22.
43. S. WENCHAO, I. HIROSHI, B. SATISH: Towards improving river discharge estimation in ungauged basins: Calibration of rainfall-runoff models based on satellite observations of river flow width at basin outlet. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 2010, Vol. 7, No. 3, pp. 3803–3836.

Pietruszynski, L., Budzisz, M., Cieslinski, R. Water Quality Assessment of Moraine Ponds and Their Role in Water Ecosystem of Selected Catchment Area of the Kashubian Lake District. *Ochrona Środowiska* 2017, Vol. 39, No. 1, pp. 11–22.

Abstract: Assessment of water chemical properties for ten small moraine ponds within the catchment of the Borucinka river in the Kashubian Lake District was attempted. Additionally, influence of the selected environmental characteristics on functioning of these insignificant water ecosystems was evaluated. Ten ponds varying in terms of catchment usage structure, hydrologic type and size of surface area were selected for the studies. Impact of the catchment management on water quality was evaluated. In addition, it was verified if periodic changes in the reservoir hydrological function (incorporation into the surface

runoff system) significantly affected the water quality. The results confirmed that the usage structure of small reservoir catchment had a decisive influence on the quality of the water. The principal cause of the increasing concentrations of the analyzed ions (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) was the neighborhood of farms. Seasonal changes in the nutrient (total nitrogen, total phosphorus) water concentrations were not observed. Significant changes in water quality by intermittently forming hydrographic network that interconnected the individual depressions were reported for total nitrogen only. Interestingly, the landlocked ponds, in theory continuously accumulating contaminants from the catchment area, were characterized by good hydro-chemical conditions.

Keywords: Pond, water quality, catchment usage structure, moraine areas, landlocked areas.