



## Zróźnicowanie przestrzenne wybranych składników biogennych w śródpolnych oczkach w Polsce Północnej

### *Spatial differentiation characterising selected biogenic components in mid-field kettle ponds of northern Poland*

Maciej Major<sup>1</sup>  Łukasz Pietruszyński<sup>2</sup>  Roman Cieśliński<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Instytut Geoekologii i Geoinformacji  
ul. B. Krygowskiego 10, 60-136 Poznań

<sup>2</sup>Uniwersytet Gdański, Katedra Hydrologii  
ul. Bażyńskiego 4, 80-952 Gdańsk

maciej.major@amu.edu.pl • georc@univ.gda.pl • pietruszynski@gmail.com

**Zarys treści.** Zagłębienia bezodpływowe są ważnym i stałym elementem krajobrazu młodoglacjalnego. Zajmują znaczny odsetek powierzchni. Niekiedy tego typu zagłębienia są wypełnione wodą i wtedy tworzą zbiorniki – oczka. Każde zagłębienie ma własną powierzchnią zlewnię bezodpływową. Ze względu na ograniczony obieg materii w tego typu zagłębieniach często dochodzi do nadmiernej akumulacji składników biogennych. Dlatego podstawowym celem prowadzonych badań było rozpoznanie źródeł pochodzenia biogenów takich jak azotany, jony amonowe i fosforany oraz określenie ich zakresu zmienności w małych śródpolnych oczkach zlokalizowanych w zlewniach dwóch rzek Polski Północnej – Parsęty i Borucinki.

**Słowa kluczowe:** Polska Północna, biogeny, oczka, skład chemiczny.

**Keywords:** northern Poland, biogenic substances, kettle ponds, chemical composition.

## Wstęp

Śródpolne i śródleśne oczka powszechnie występują na obszarach objętych ostatnim zlodowaceniem plejstoceniowym (Koc et al., 2010; Major 2010, 2012a). Są naturalnym elementem krajobrazu, wraz ze swoimi zlewniami bezodpływowymi zajmują duży odsetek powierzchni. Istnieje wiele naturalnych uwarunkowań (fizycznych, biologicznych, geograficznych, w tym hydrologicznych i meteorologicznych), które wpływają na skład chemiczny oczek (Said-Pullicino et al., 2007; Cieśliński et al., 2020). Wśród tych uwarunkowań najczęściej wymienia się zasilanie, cechy morfometryczne, dynamikę procesów zachodzących w zlewni, drogi dostawy wody, użytkowanie terenu, produkcję pierwotną oraz rodzaj pokrywy glebowej. Źródłem składników biogennych w tych małych zbiornikach mogą być czynniki naturalne i pozanaturalne. Naturalnym źródłem składników biogennych w geosystemach jest materia organiczna, z rozkładem której wiąże się uwalnianie m.in. jonowych form azotu i fosforu. O ile nie zostaną one przyswojone przez roślinność lub zakumulowane w wyniku sorpcji w osadach podłoża, mogą być wymywane do wód krążących w geosystemach. Z kolei pozanaturalnymi źródłami związków azotu i fosforu w wodach

powierzchniowych mogą być nawozy stosowane do nawożenia pól, antropogeniczne pochodzenie biogenów z dopływów ścieków oraz depozycja atmosferyczna (Szpikowska, 2019). Według Vicente et al. (2006) ważnym czynnikiem transformacji biogenów w jeziorach jest element hydrologiczny. Ekstremalne zmiany jakości wody w płytkich zbiornikach są związane ze zróżnicowaniem wielkości dopływu ze zlewni. Innym czynnikiem o tym decydującym jest interakcja na granicy osad – woda naddenna – woda powierzchniowa, która wynika z intensywności i dynamiki oddziaływania wiatru (Vicente et al., 2010). Pomiędzy fazami mineralną i wodną dochodzi do możliwej wymiany związków chemicznych (adsorpcja – desorpcja), co przyczynia się do niekontrolowanych zmian stężeń biogenów w oczkach. Według Henriksena i Brakke (1988), wzrost biogenów w wodzie może być także spowodowany zmniejszoną ich absorpcją do osadu, która z kolei może prowadzić do zakwaszenia wody (spadku pH). Pionowy rozkład azotu ogólnego w osadach jezior wykazuje tendencję spadkową wraz z głębokością. Jedynie zawartość azotanów w osadzie wykazuje tendencję wzrostową, co wynika z procesów nityfikacji i denityfikacji (Yang et al., 2015). W przypadku płytkich zbiorników może dochodzić również do zasilania jezior biogenami poprzez wymianę na granicy woda – atmosfera. Ważny jest w tym wypadku zasięg oddziaływania aerosoli. Według Loÿe-Pilot et al. (1990) wielkość azotu ogólnego dostarczana do wód powierzchniowych wraz z opadem atmosferycznym stanowi średnio od 10 do 25% sumy azotu dostarczanego ze wszystkich źródeł. Największym jednak zagrożeniem dla tych małych obiektów jest wspomniana wcześniej działalność człowieka, w tym przede wszystkim postępująca intensyfikacja rolnictwa (Ruiz i Velasco, 2010) oraz niekontrolowane zrzuty z gospodarstw domowych z okolicznych miejscowości (Ferrant et al., 2011). Może to przyczyniać się do nadmiernej produkcji i akumulacji biogenów w środowisku przyrodniczym. Dostawa antropogeniczna często jest również przyczyną podwyższenia stężeń składników biogenych w wodach podziemnych, w wyniku czego dochodzi do zmiany naturalnego typu hydrogeochemicznego wód w typ wieloskładnikowy, uwzględniający biogeny (Szpikowska, 2011). Chemizm wód podziemnych znajduje odzwierciedlenie w jakości wód powierzchniowych, zwłaszcza w mikrozlewniach źródłiskowych, dla których głównym źródłem zasilania są wody podziemne I. poziomu wodonośnego (Michalska, 2003).

Składniki biogenne są istotnym elementem składu chemicznego oczek. Z jednej strony są podstawowymi pierwiastkami niezbędnymi do budowy i prawidłowego funkcjonowania żywych organizmów, a z drugiej przyczyniają się do nadmiernej eutrofizacji wód spowodowanej głównie zmianami w zlewni.

W przypadku wód płynących składniki biogenne stanowią niewielką część odpływu (Bogdanowicz, 2005; Major, 2007, 2008). Zmiany składu chemicznego wód podczas organizacji odpływu korytowego mogą być rezultatem retencji biogenów (m.in. potasu i związków azotu) przez szatę roślinną w okresie wegetacyjnym (sorpcja biologiczna), a w okresie jesiennym ich uwalniania do warstwy aeracji lub płynącej wody (Mazurek, 2010). Ruiz i Velasco (2010), opierając się na wzrostach i zaniku trzciny stwierdzili, że cykl zmienności stężeń biogenów w oczkach powinien mieć charakter sezonowy. Wpływ biogenów na rozwój biomasy w zbiornikach dotyczy nie tylko roślinności strefy brzegowej, ale także roślinności nawodnej i podwodnej, w tym autotrofów (roślin naczyniowych, makroglonów, mikrofitobentosu, fitoplanktonu) (Havens et al., 2001). Przykładowo w strefie nadrzecznej Chwalimskiego Potoku na Pomorzu Zachodnim, źródłem materii organicznej jest obfita

roślinność wilgociolubna, a w wyniku wkraczania wód podziemnych w strefę gleby pojawiają się niestety deficyty tlenowe (Szpikowska, 2016).

Biogeny wnoszą najmniejsze ładunki, jednak ich zmienność czasowa nawiązuje do wielkości odpływu ze zlewni (Lepistö et al., 2001). Największy odpływ ma miejsce najczęściej w półroczu zimowym i w tym też okresie notuje się największą koncentrację składników biogenych w wodach powierzchniowych. Wysokie stężenia biogenów w okresie zimowym wiązać należy z procesami wymywania tych związków z gleby, a najniższe latem w związku z pobieraniem ich przez organizmy. Rozkład ten może zostać zakłócony przez dopływ ścieków komunalnych lub zanieczyszczeń pochodzących z sektora rolniczego (Major, 2007, 2008). Schemat ten może również nawiązywać do sezonowej zmienności stężeń biogenów w małych zbiornikach wodnych jakimi są śródpolne i śródleśne oczka.

Należy również zwrócić uwagę na użytkowanie terenu zlewni oczek. W przypadku dominacji gruntów ornych może dochodzić do dynamicznego wzrostu biogenów w oczkach w okresach aktywności rolniczej. Z kolei zdaniem Helliwell et al. (2001), gdy w zlewni dominują obszary zalesione, to mogą przyczyniać się do istotnej redukcji związków biogenych dostarczanych do odbiornika, jakim może być np. jezioro.

Na obszarach młodoglacjalnych występowanie bezodpływowych oczek powoduje, że część materii krążącej w zlewni (w tym biogeny) nie dostaje się bezpośrednio do systemu rzecznoego, lecz jest deponowana bądź czasowo zatrzymywana w zagłębieniach bezodpływowych (Micun, 2014) i dopiero w sytuacjach wzrostu uwodnienia zlewni (wiosenne roztopy, deszcze nawalne) może być uwalniana do systemu rzecznoego. Mechanizmy kształtowania się i objętości roztopowych fal wezbraniowych w zlewniach dorzecza Warty przedstawił m.in. Major (2012b).

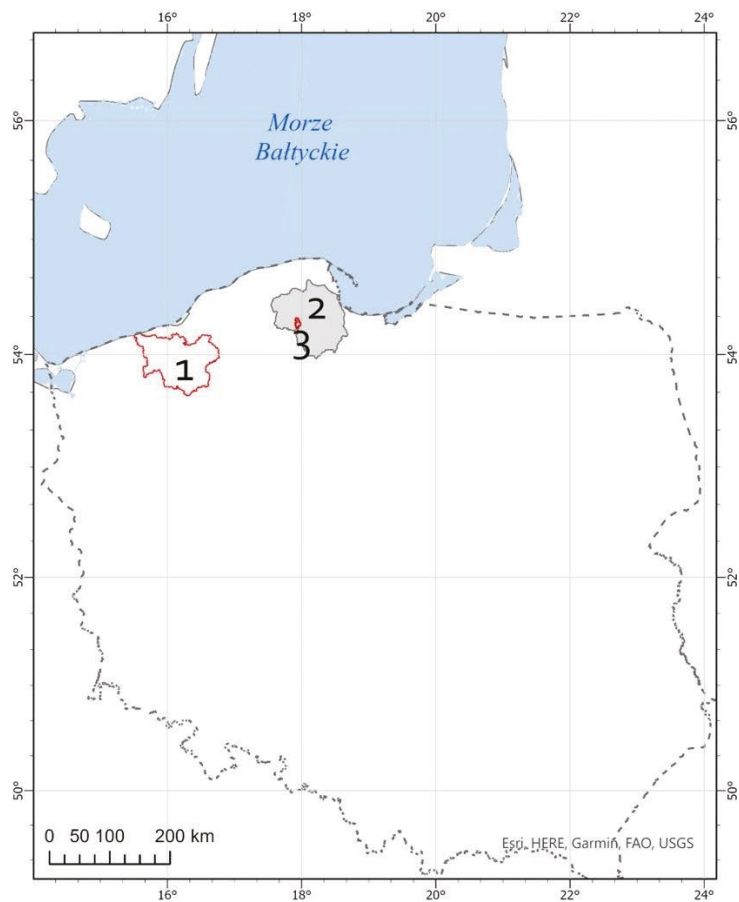
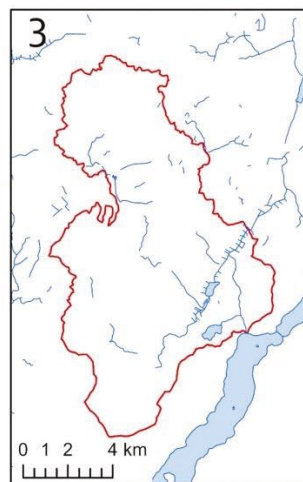
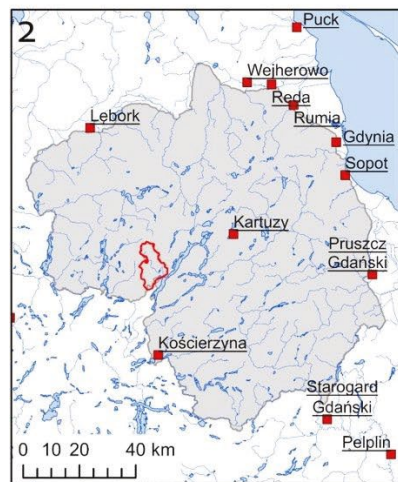
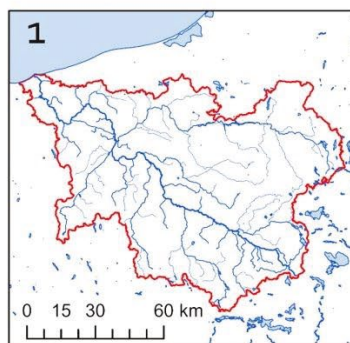
Biorąc pod uwagę powyższe czynniki, celem pracy jest rozpoznanie źródeł pochodzenia, analiza i charakterystyka stężeń podstawowych składników biogenych takich jak azotany, jony amonowe i fosforany w małych śródpolnych oczkach zlokalizowanych w zlewniach dwóch rzek Polski Północnej – Parsęty i Borucinki (ryc. 1).

## Metodyka i obszar badań

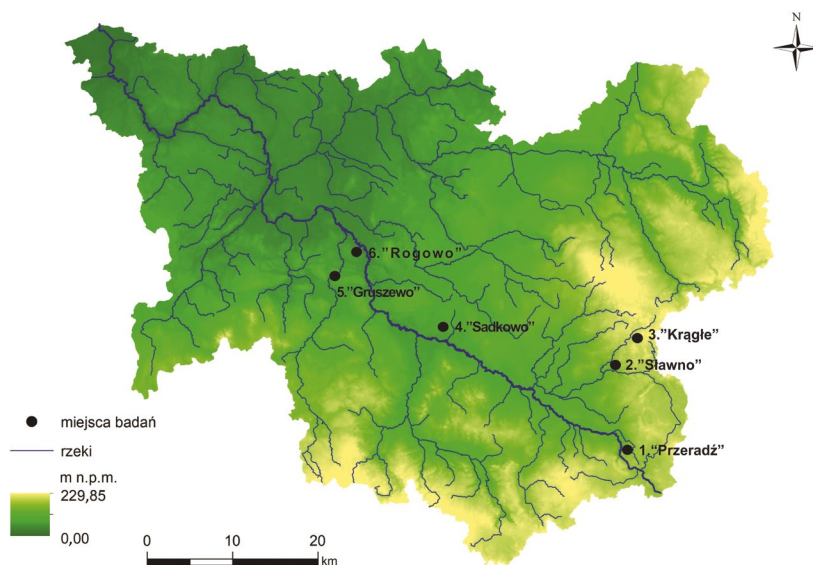
Prace obejmowały badania terenowe, w tym pobór próbek wody, analizę laboratoryjną oraz kwerendę materiałów źródłowych. Jako obszar badań wybrano dorzecze przymorskiej rzeki Parsęty oraz niewielką zlewnię na Pojezierzu Kaszubskim rzeki Borucinki. Oba obiekty zlokalizowane są w Polsce Północnej.

Dorzecze Parsęty (ryc. 2) położone jest w obrębie Pomorza Środkowego i zajmuje powierzchnię 3150,9 km<sup>2</sup>, co stanowi 1% powierzchni Polski (Podział hydrograficzny Polski, 1983; Stachy, 1986).

Na podstawie szczegółowych analiz kartograficznych (mapy topograficzne w skali 1:10000 – arkusze w wersji analogowej i cyfrowej) oraz rozpoznania terenowego wybrano do badań stacjonarnych w dorzeczu Parsęty sześć zlewni zagłębień bezodpływowych ewapotranspiracyjnych: „Przeradz”, „Sławno”, „Kragłe”, „Sadkowo”, „Gruszewo” i „Rogowo”, w dnach których występowały stałe bądź okresowe oczka. Wszystkie badane zlewnie charakteryzowały się podobnym, śródpolnym użytkowaniem terenu. Poszczególnym stanowiskom pomiarowym nadano nazwy pochodzące od pobliskich miejscowości. Próbkę wód pobierano 4 razy w roku w sezonach pogodowych w dwóch latach hydrologicznych 2009-2010.



**Ryc. 1.** Lokalizacja dorzecza Parsęty (1) i zlewni Borucinki (3) na tle Polski  
*Maps and presentation of the locations within Poland of the Parsęta river basin (1) and the Borucinka catchment (3)*



**Ryc. 2.** Lokalizacja badanych zagłębień bezodpływowych w dorzeczu Parsęty  
*Locations of the studied closed basins within the Parsęta catchment*

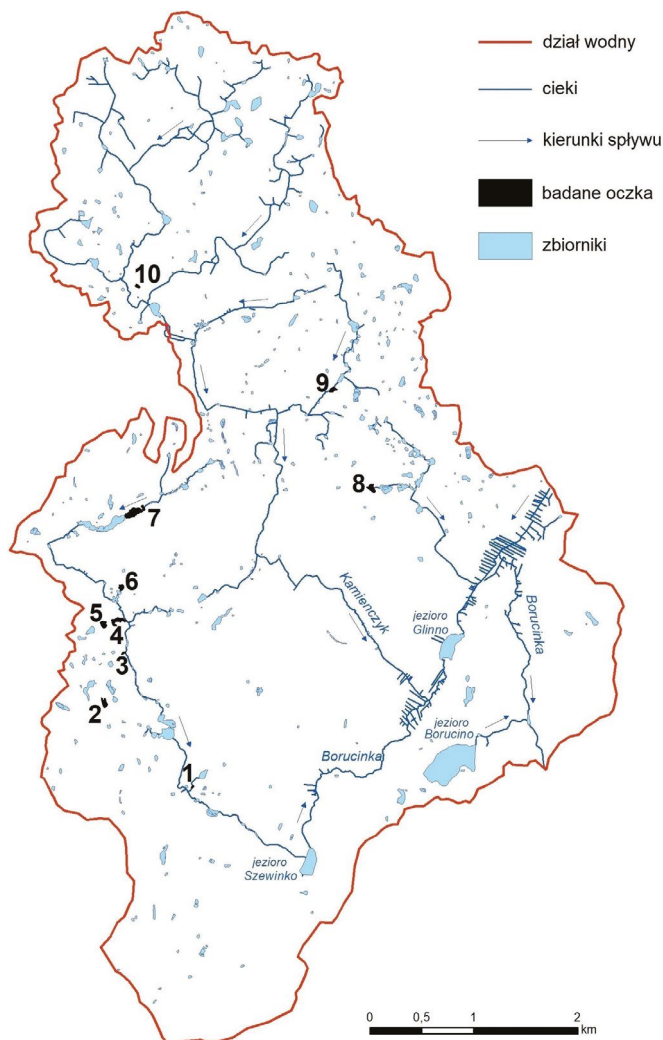
Stanowiska „Przeradź”, „Sławno” i „Kragłe” zlokalizowane były w strefie garbu pojeziernego charakteryzującego się dużą zmiennością rzeźby, zaś „Sadkowo”, Gruszewo” i „Rogowo” znajdowały się w granicach odpowiednio VI, V i IV poziomu wysoczyznowego.

Garb pojezierny opada na północ w kierunku Bałtyku szeregiem siedmiu wyraźnych, morenowych poziomów wysoczyznowych stanowiąc pas nizin nadmorskich. Poziomy wysoczyznowe oddzielone są najczęściej wyraźnymi progami morfologicznymi i mieszczą się w określonych przedziałach wysokościowych. Występują w postaci licznych płatów rozdzielonych bogatym systemem rynien marginalnych. Jest to tzw. północnopomorska strefa marginalna nasycona dużą ilością form kemowych stowarzyszonych z zagłębieniami wytopiskowymi (Karczewski, 1988).

W przypadku Borucinki badania rozpoczęto w listopadzie 2012 r., a zakończono w październiku 2014 r. W ramach tych prac wytypowano 10 zagłębień (oczek) (ryc. 3). Większość z nich zlokalizowana jest w zachodniej części zlewni.

Charakteryzuje się ona dużymi sezonowymi zmianami struktury hydrograficznej oraz okresowo tworzącą się siecią hydrograficzną, która łączy ze sobą oczka. Dodatkowo oczka typowano w ten sposób, by różniły się sposobem użytkowania zlewni (typ rolniczy, leśny oraz gospodarczy), dzięki czemu możliwe było określenie wpływu dominujących form użytkowania terenu na jakość wód.

Analizowane oczka w dorzeczu Parsęty charakteryzują się dość dużym zróżnicowaniem pod względem parametrów morfometrycznych. Wśród wielu obniżen na tym terenie dominują zagłębienia małe i o średniej wielkości, ich długości nie przekraczają 100 m, a szerokości większości obiektów mieszczą się w przedziale do 40 m. Największym zagłębieniem w badanej grupie sześciu oczek jest stanowisko „Gruszewo” o długości 90 m i szerokości 75 m.



**Ryc. 3.** Lokalizacja badanych oczek na terenie zlewni Borucinki (Pojezierze Kaszubskie)  
*Locations of the studied kettle ponds within the Borucinka catchment (Kashubian Lake District)*

Wskaźnik wydłużenia daje pogląd na kształt powierzchni zagłębienia bezodpływowego i jego zlewni, to znaczy im wartość wskaźnika jest większa, tym zagłębienie ma bardziej wydłużony kształt, a jeżeli jego wartość jest bliższa jedności, to zagłębienie ma kształt bardziej zbliżony do okręgu. W rozpatrywanej grupie zagłębień wartości analizowanej miary stosunkowej kształtowały się na poziomie od 1 do 1,88 (tab. 1)

Z kolei w zlewni Borucinki pod względem powierzchni większość oczek charakteryzuje się wartościami poniżej 0,5 ha; jedynie oczka nr 7 i 10 posiadają większe powierzchnie. Najmniejszym badanym obiektem jest oczko nr 3 (0,04 ha); największym zaś oczko nr 7 (0,96 ha) (tab. 2). Wskaźnik wydłużenia określający szacunkowo w wartościach względnych kształt niecki waha się od 1,11 (oczko 4), które jest niemal kuliste do 3,31 (oczko 5),

**Tabela 1.** Podstawowe parametry morfometryczne kartowanych oczek w dorzeczu Parsęty  
*Basic morphometric parameters of the mapped kettle ponds within the Parsęta river basin*

Stanowisko	Długość oczka [m]	Szerokość oczka [m]	Stopień wydłużenia	Powierzchnia [ha]
„Przeradz”	45	40	1,13	0,57
„Sławno”	50	40	1,25	0,63
„Kragłe”	15	15	1,00	0,07
„Sadkowo”	75	40	1,88	0,94
„Gruszewo”	90	75	1,20	2,12
„Rogowo”	35	25	1,40	0,27

charakteryzujące się wydłużonym kształtem. Większość badanych obiektów cechuje się zwykle regularnymi kształtami (tab. 2).

W terenie próbki wody pobierano do pojemników z tworzywa chemicznie obojętnego. Po pobraniu, próbki były przechowywane w chłodziarkach laboratoryjnych w temperaturze 4°C. Analizy hydrochemiczne próbek wody pobranych w dorzeczu Parsęty przeprowadzono w Laboratorium Analitycznym Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie, między innymi z wykorzystaniem chromatografu jonowego Dionex DX-120, a próbek pobranych w zlewni Borucinki w Laboratorium Hydrochemicznym Katedry Hydrologii Uniwersytetu Gdańskiego. W ich ramach wykonano oznaczenia stężeń związków biogenych takich jak: azotany, jony amonowe i fosforany przy użyciu chromatografu jonowego Dionex ICS-1100. W celu oznaczenia stężeń jonów wykorzystano w laboratorium w Storkowie następujące metody analityczne: spektrofotometryczne – molibdenianową z chlorkiem cynawym ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) i z odczynnikiem Nesslera ( $\text{NH}_4^+$ ) oraz instrumentalną – chromatografię jonową ( $\text{NO}_3^-$ ). Do oznaczeń stężeń jonów metodami spektrofotometrycznymi użyto odczynników cz.d.a. (czystych do analiz). W przypadku oznaczeń na chromatografach do kalibracji urządzeń wykorzystano w obu laboratoriach koncentrat five anion standard firmy Dionex, z którego wykonano wzorce przez odpowiednie rozcieńczenie z użyciem wody dejonizowanej. W przypadku oznaczeń na spektrometrze do kalibracji wykorzystano wzorce firmy Merck.

**Tabela 2.** Podstawowe parametry morfometryczne kartowanych oczek w zlewni Borucinki  
*Basic morphometric parameters of the mapped kettle ponds within the catchment of the Borucinka*

Stanowisko	Długość oczka [m]	Szerokość oczka [m]	Stopień wydłużenia	Powierzchnia [ha]
1	38,8	23,4	1,66	0,05
2	100,0	49,2	2,03	0,34
3	61,5	23,7	2,59	0,04
4	80,9	63,2	1,28	0,33
5	139,7	42,2	3,31	0,44
6	95,7	86,4	1,11	0,49
7	168,3	77,4	2,18	0,96
8	93,5	67,0	1,40	0,40
9	72,5	40,5	1,79	0,24
10	111,8	89,4	1,25	0,67

W pracy wykorzystano także metody statystyczne analizy wielozmiennej, które obejmowały nałożenie na siebie wyników uzyskanych dla wskaźnika syntetycznego (Perkala) oraz klasyfikacji wielocechowej (metodą Warda przy odległości euklidesowej).

Ocenę jakości wód powierzchniowych w kartowanych oczkach dokonano na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (2008a) z uwagi na trudności w zastosowaniu Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (2008b), ponieważ ta druga klasyfikacja oparta została przede wszystkim na wskaźnikach biotycznych nie badanych w niniejszej pracy. Do zastosowania pierwszego Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. (2008a) upoważniał również bezpośredni kontakt hydrauliczny wód powierzchniowych z wodami podziemnymi, dzięki czemu te ostatnie zasilają oczka i wzbogacały je w rozpuszczone związki chemiczne (Major, 2009).

### **Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi badanych zlewni**

Struktura użytkowania terenu w dorzeczu Parsęty wykazuje duże zróżnicowanie przestrzenne. Dominują lasy, które porastają strefę środkowego biegu Parsęty. Natomiast powierzchnia dorzecza w górnym i dolnym biegu zajęta jest głównie przez grunty orne (Piotrowska, 1998). Cechą charakterystyczną całego dorzecza jest mozaikowy układ tych użytków, nawiązujący do głównych form rzeźby młodoglacjalnej (Kostrzewski i Zwoliński, 1990).

Do najmniej przeobrażonych elementów środowiska przyrodniczego należą lasy, które zajmują 38% powierzchni dorzecza Parsęty, przy czym pierwotne drzewostany bukowo-dębowe zostały częściowo wyparte przez monokulturę sosny, która porasta powierzchnie piaszczyste, a niekiedy także gliniaste i piaszczysto-gliniaste. W drzewostanach sosnowych domieszki stanowią świerki, buki, dęby i brzozy. Drugim dominującym typem użytkowania terenu są grunty orne, które zajmują około 37% powierzchni dorzecza Parsęty i występują przede wszystkim w środkowym i dolnym biegu rzeki.

Zdaniem Piotrowskiej (1998) użytki zielone (łąki i pastwiska) związane są głównie ze zmeliorowanymi glebami mineralno-organicznymi oraz organicznymi i występują w obniżeniach wytopiskowych i dolinnych. Stanowią one łącznie prawie 10% powierzchni dorzecza. Z obniżeniami wytopiskowymi związane są liczne obszary bagienne. Tak wysoki udział obszarów łąkowych położonych na gruntach organicznych jest typowy dla pojeziernych obszarów młodoglacjalnych i jest jednym z głównych czynników kształtujących reżimy hydrologiczne rzek na tych obszarach (Kostrzewski i Zwoliński, 1990). Pozostałe 15% powierzchni dorzecza Parsęty to obszary zabudowane i szlaki komunikacyjne (Piotrowska, 1998).

Analizując strukturę użytkowania całej zlewni Borucinki zauważyć można dominującą rolę gruntów orných, których udział w zlewni wynosi 73%. Lasy zajmują nieznaczny obszar, który obejmuje 11,8% badanego terenu. Pozostałe elementy struktury użytkowania terenu charakteryzują się udziałem na poziomie od 0,5% (obszary bagienne) do 4,8% (nieużytki).

Pod względem użytkowania terenu w badanych zlewniach oczek przeważa zdecydowanie rolnicze wykorzystywanie gruntów, dominują tutaj grunty orne. Mimo przewagi tej formy użytkowania terenu we wszystkich badanych zlewniach, tylko część z nich została zaklasyfikowana jako zlewnie o charakterze rolniczym. Relatywnie niewielki jest udział lasów, aczkolwiek te zbiorniki, które były otoczone stosunkowo dużymi zbiorowiskami zadrzewień, zajmującymi



powyżej 30% powierzchni zlewni i stanowiącymi pewną formę bariery ochronnej przed sphywem zanieczyszczeń, zostały sklasyfikowane jako zlewnie o charakterze leśnym. Zlewnie oczek, które położone są w bezpośrednim sąsiedztwie gospodarstw rolnych z zabudową mieszkaniową i mogące mieć znaczący wpływ na dostawę zanieczyszczeń do zbiornika, zostały sklasyfikowane jako zlewnie o charakterze gospodarczym.

Do zlewni o charakterze gospodarczym zostały zaklasyfikowane oczka nr 1, 3 oraz 9. Decyduje o tym bezpośrednie sąsiedztwo zabudowy. Ze względu na duży udział obszarów leśnych bezpośrednio otaczających zbiornik, zlewnie oczek nr 5 oraz 6 sklasyfikowano jako typ leśny. Największy udział terenów leśnych posiada zlewnia oczka nr 5. Jest to dominująca forma użytkowania terenu. Obszary leśne zajmują około 42% jej powierzchni. Zlewnie pozostałych zbiorników (2, 4, 7, 8, oraz 10), zostały zaklasyfikowane jako rolnicze.

### **Źródła zanieczyszczeń**

Obie zlewnie mają charakter rolniczy. Największym źródłem zanieczyszczeń naturalnych, małych zbiorników wodnych w dorzeczu Parsęty i w zlewni Borucinki jest rolnictwo, w tym nawożenie nawozami azotowymi i fosforowymi oraz zanieczyszczenia pochodzące z gospodarstw domowych. Gospodarstwa te skupione są głównie we wsiach zlokalizowanych niedaleko obiektów badań. W miejscowościach tych zarejestrowano wiele składowisk obornika i miejsc rozlewania gnojowicy w pobliżu cieków i zbiorników.

Innym zagrożeniem są nielegalne odprowadzenia zanieczyszczeń bytowych bezpośrednio do wód powierzchniowych. Największe nagromadzenie tego typu zagrożeń punktowych występuje w miejscach najgęstszej zabudowy oraz w osiedlach wiejskich rozproszonych na całym obszarze badań. Niewiele gospodarstw jest też podłączonych do kanalizacji. Inny charakter mają zanieczyszczenia sphywające z pól. Są to zanieczyszczenia obszarowe, wśród których najistotniejsze są związki fosforu i azotu związane ze stosowaniem nawozów mineralnych i w coraz większym stopniu organicznych.

Kartowania w badanych zlewniach wykazały również wiele nielegalnych wysypisk śmieci. W zależności od rozmiarów można je zaliczyć do obszarowych lub punktowych źródeł zanieczyszczeń.

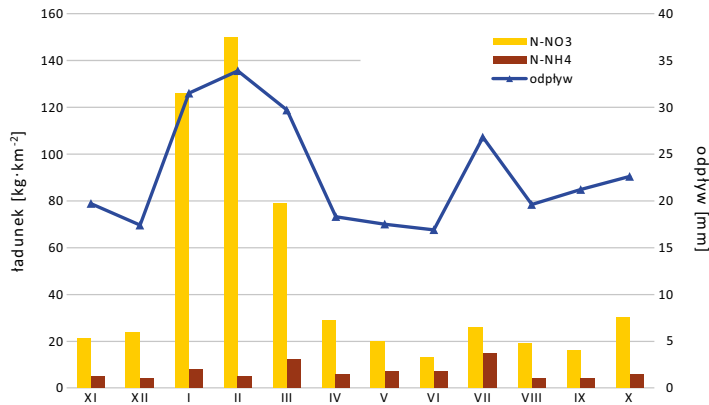
### **Wyniki i dyskusja**

Składniki biogenne stanowią niewielką część odpływu w przypadku zlewni rzecznych. Wnoszą najmniejsze ładunki, jednak ich zmienność czasowa nawiązuje do wielkości odpływu ze zlewni (Lepistö et al., 2001; Bogdanowicz, 2005; Major, 2007, 2008). Ze względu na silne oddziaływanie rolnictwa na te obiekty, obserwuje się powtarzalny cykl roczny wzrostów oraz spadków stężeń biogenów. Według Bachmann et al. (2012) około połowa biogenów w oczkach i systemach rzecznych pochodzi ze sphywu powierzchniowego – głównie z gruntów ornych. Jest to istotne dla analizowanych zlewni, gdyż mają one charakter typowo rolniczy, gdzie grunty orne zajmują 73% w zlewni Borucinki i 37% w dorzeczu Parsęty. Według Lepistö et al. (2006), np. rolnictwo w Finlandii wytwarza 38% związków biogenicznych. Autorzy stwierdzają też, że jeziora tam występujące retencjonują od 36 do 61% związków biogenych. Zmienna dynamika składników pokarmowych

obserwowana wśród większych zbiorników, czyli jezior jest typową dla płytkich akwenów (Havens et al., 2001). Podobne spostrzeżenia mieli także Kyllmer et al. (2006), Banaszuk et al. (2009), którzy podjęli badania składu i natężenia odpływu biogenów z małych zlewni rolniczych. Zatem największy odpływ w analizowanych zlewniach ma miejsce najczęściej w półroczu zimowym i w tym też okresie notuje się największą koncentrację składników biogenych w wodach powierzchniowych. Wysokie stężenia biogenów w okresie zimowym wiązać należy z procesami wymywania tych związków z gleby, a najniższe latem w związku z pobieraniem ich przez organizmy. Potwierdzają to badania m.in. Góreckiego (2007), który stwierdził znaczący wpływ temperatury powietrza półroczu letniego na zmiany stężeń biogenów. Z kolei Sojka et al. (2008) ustalili dla rzeki Wetnianki, że ładunki azotu azotanowego w zimowych półroczach hydrologicznych stanowiły aż 84% ładunków biogenów wynoszonych ze zlewni, zaś w półroczach letnich, przy niższych przepływach, notowano obniżenie udziału ładunków azotu azotanowego do 52%, co było spowodowane intensywnym poborem biogenów przez rośliny wodne i fitoplankton. W letnich półroczach autorzy notowali natomiast wzrosty udziału ładunków azotu amonowego z 9 do 23% i fosforanów z 6 do 22% w ogólnym ładunku związków biogenych odpływających ze zlewni. Groźny jest również odpływ biogenów w okresie poza wegetacyjnym, gdyż nie ulega on redukcji biologicznej w wodach powierzchniowych i dopływa do zbiorników (Koc et al., 2009). Schemat ten może zostać zakłócony przez dopływ ścieków komunalnych lub zanieczyszczeń pochodzących z sektora rolniczego. Szczególnie dotyczy to gospodarstw z intensywną produkcją rolną. Produkcja zwierzęca prowadzona jest często bez odpowiedniego zabezpieczenia i urządzeń do gromadzenia stałych oraz płynnych odchodów zwierzęcych (Durkowski i Wesołowski, 2008). Istotnym zagrożeniem (obciążeniem) jest także turystyka (Ruiz i Velasco, 2010), która obserwowana jest w obu zlewniach. Szczególnie dotyczy to zlewni Borucinki sąsiadującej z jeziorami: Raduńskim Dużym i Raduńskim Małym, w okresie letnim cieszącymi się dużym zainteresowaniem. Innym zagrożeniem są też ścieki socjalno-bytowe, które mogą dostarczać aż 48% biogenów (Valiela et al., 1997). Zjawisko to ma istotne znaczenie dla badanych zlewni, ponieważ wiele domów i gospodarstw na obszarze badań nawet w połowie nie jest podłączonych do sieci wodno-kanalizacyjnej. Dla lepszego zobrazowania zmienności czasowej biogenów w odpływie rzeczonym, zamieszczono rycinę przedstawiającą miesięczny rozkład wybranych substancji biogenych w odpływie rzeczonym Parsęty w roku hydrologicznym 2007 (ryc. 4). Badania te prowadzono w ramach ogólnopolskiego programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (Major, 2008). Dodatkowo dla rzeki Borucinki przedstawiono charakterystykę sezonowych zmian transportu azotu i fosforu ogólnego przeprowadzoną na podstawie analizy miesięcznych ładunków transportu substancji biogenych dla profilu zamykającego zlewnię (ryc. 5, 6). Analizie poddano jedynie te miesiące, w których odbywały się badania terenowe. Przebieg zmienności ładunków związków azotu i fosforu w dużym stopniu uwarunkowany był zmiennością przepływu rzeczego.

Podobny schemat zmienności czasowej jak w przypadku rzek, zaobserwowano także w małych zbiornikach jakimi są oczka. Wysokie stężenia biogenów również odnotowano w okresie zimowym, a najniższe latem.

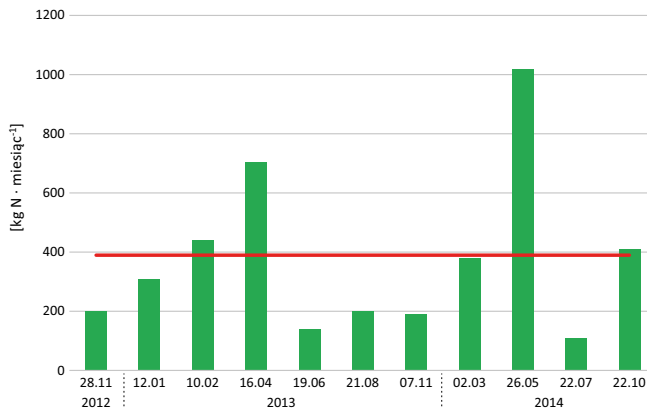
Azotany dostają się do wód powierzchniowych z opadów atmosferycznych i spływów powierzchniowych, a ich głównym źródłem są zanieczyszczenia obszarowe. Zawartość azotanów w większości badanych oczek nie była zbyt wysoka – średnia ze wszystkich obiektów w dorzeczu Parsęty wyniosła  $2,98 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Na tym tle wyróżniło się przede



**Ryc. 4.** Miesięczny rozkład wybranych substancji biogenych w odpływie rzeczny Parsęty w roku hydrologicznym 2007

*Monthly distributions (in hydrological year 2007) for the presence of selected biogenic substances in outflow from the River Parsęta*

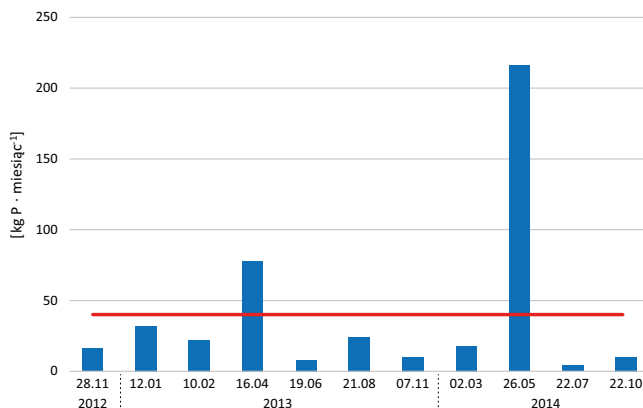
Źródło: Major (2008, s. 58).



**Ryc. 5.** Średnia wartość oraz sezonowe zmiany wielkości ładunku azotu ogólnego w profilu zamykającym zlewnię Borucinki

*Mean value and seasonal changes in loading of total nitrogen at the profile closing the catchment of the Borucinka*

wszystkim stanowisko „Sadkowo”, w którym odnotowano ekstremalnie wysokie stężenia analizowanego jonu (wartość maksymalna 51,30 mg·dm<sup>-3</sup>; średnia 13,41 mg·dm<sup>-3</sup>). W tym przypadku możemy mieć do czynienia z wpływem czynnika lokalnego w postaci zanieczyszczeń obszarowych związkami azotu spływających z pól. Z kolei najniższe wartości średnie odnotowano w oczkach „Rogowo” (0,21 mg·dm<sup>-3</sup>; maksymalnie 0,78 mg·dm<sup>-3</sup>) i „Gruszewo” (0,29 mg·dm<sup>-3</sup>; maksymalnie 1,57 mg·dm<sup>-3</sup>) (tab. 3, ryc. 7). Na podstawie analizy porównawczej z uwzględnieniem większej ilości oczek w dorzeczu Parsęty, zarysowała się podobna sytuacja przestrzenna jak w wypadku odczynu. W oczkach zlokalizowanych w zlewni cząstkowej Młyńskiego Potoku, gdzie przeważyły wody o obniżonym odczynie, wystąpiły wyższe stężenia azotanów. Zlewnia Młyńskiego Potoku jest jedną z 10 zlewni



**Ryc. 6.** Średnia wartość oraz sezonowe zmiany wielkości ładunku fosforu ogólnego w profilu zamykającym zlewnię Borucinki  
*Mean value and seasonal changes in loading of total phosphorus at the profile closing the catchment of the Borucinka*

cząstkowych w zlewni górnej Parsęty, a ta zlokalizowana jest w południowej części całego dorzecza Parsęty. Z kolei w oczkach w zlewni Kłudy (jedna z 10 zlewni cząstkowych w zlewni górnej Parsęty) była sytuacja odmienna polegająca na przewadze odczynu zasadowego i niższych stężeniach  $\text{NO}_3^-$ , kształtujących się poniżej  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

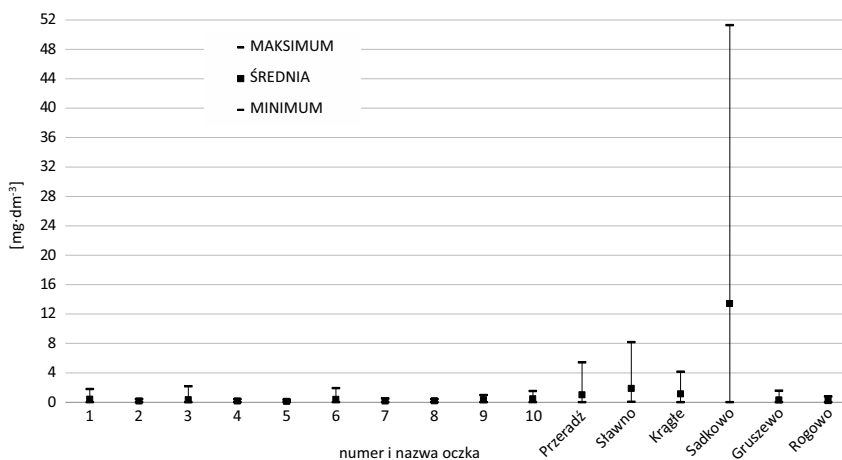
Z kolei stężenia azotanów w zlewni Borucinki, podobnie jak w zlewni Parsęty charakteryzowały się niewielkimi wartościami (tab. 3, ryc. 7). Średnia wartość dla wszystkich badanych oczek osiągnęła  $0,24 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , a wartość minimalna wyniosła  $0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Wartości maksymalne mieściły się w zakresie od  $0,35 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (oczko nr 5) do  $2,17 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (oczko nr 3). Z kolei średnie wartości dla poszczególnych oczek charakteryzowały się zakresem od  $0,10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (oczko nr 5) do  $0,46 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (oczko nr 10). Na podstawie uzyskanych wyników zauważyć można, że oczka dzielą się na dwie grupy – o niskich i wysokich stężeniach azotanów. Do pierwszej grupy zaliczono oczka nr 2, 4, 5, 7 i 8, zaś do drugiej oczka nr 1, 3, 6, 9 i 10. Przyczyną tego zróżnicowania jest z pewnością struktura użytkowania terenu.

Generalnie, stężenia analizowanego składnika były niższe w zlewni Borucinki i wyższe w dorzeczu Parsęty. W tym drugim przypadku, oprócz „Sadkowa”, uwagę należy zwrócić także na oczka „Przeradź”, „Sławno” i „Kragłe”. Głównym czynnikiem wpływającym na takie zróżnicowanie przestrzenne  $\text{NO}_3^-$  mogła być wielkość analizowanych zbiorników. W dorzeczu Parsęty badane były mniejsze oczka oraz ich zlewnie, a parametry morfometryczne mogą mieć znaczący wpływ na większą koncentrację związków biogennych, zwłaszcza związków azotu w wodach stojących.

Kolejnymi składnikami biogennymi, które poddano analizie są jony amonowe i fosforany. Zdaniem Fiedlera (2011) wymienione składniki mogą stanowić zagrożenie dla jakości wód, wpływając na przyspieszenie procesów eutrofizacji. Przykładowo Fiedler et al. (2001) podają, że w latach 1992-2000 wystąpił wyraźny trend zmniejszania się stężeń potasu i fosforanów w wodzie oczka na Pojezierzu Gnieźnieńskim w zasięgu obszaru falistej wysoczyzny dennomorenowej (północno-zachodnia Polska), co miało wpływ na polepszenie się jakości wody.

**Tabela 3.** Zakresy zmienności składników biogenych w zlewni Borucinki i w dorzeczu Parsęty  
*Ranges of variability characterising biogenic components present in the catchment of the Borucinka and basin of the Parsęta*

Stanowisko	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>			PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		
	min	średnia	max	min	średnia	max	min	średnia	max
	[mg·dm <sup>-3</sup> ]								
1	0,00	0,42	1,80	0,00	0,32	1,88	0,00	0,29	1,94
2	0,00	0,15	0,42	0,00	0,01	0,17	0,00	0,07	0,61
3	0,00	0,33	2,17	0,00	0,31	1,11	0,00	1,27	3,69
4	0,00	0,16	0,42	0,00	0,06	0,30	0,00	0,08	0,31
5	0,00	0,10	0,35	0,00	0,10	0,85	0,00	0,20	1,71
6	0,00	0,37	1,92	0,00	0,03	0,22	0,00	0,08	0,36
7	0,00	0,16	0,51	0,00	0,03	0,22	0,00	0,09	0,34
8	0,00	0,18	0,43	0,00	0,01	0,12	0,00	0,04	0,22
9	0,00	0,33	0,97	0,00	0,10	0,39	0,00	0,15	0,42
10	0,00	0,46	1,51	0,00	0,12	0,39	0,00	0,18	0,59
Zakres zmienności (zlewnia Borucinki)	0,00	0,27	2,17	0,00	0,11	1,88	0,00	0,24	3,69
„Przeradz”	0,00	1,00	5,43	0,00	1,03	2,20	0,06	0,30	0,84
„Sławno”	0,05	1,86	8,17	0,28	1,19	2,41	0,23	1,24	4,46
„Kragle”	0,00	1,13	4,15	0,09	0,59	1,42	0,13	1,08	2,30
„Sadkowo”	0,00	13,41	51,30	0,12	0,90	1,62	0,00	0,19	0,48
„Gruszewo”	0,00	0,29	1,57	0,27	0,74	1,29	0,00	0,06	0,12
„Rogowo”	0,00	0,21	0,78	0,66	1,26	1,95	0,10	0,54	1,38
Zakres zmienności (dorzecze Parsęty)	0,00	2,98	51,30	0,00	0,95	2,41	0,00	0,57	4,46



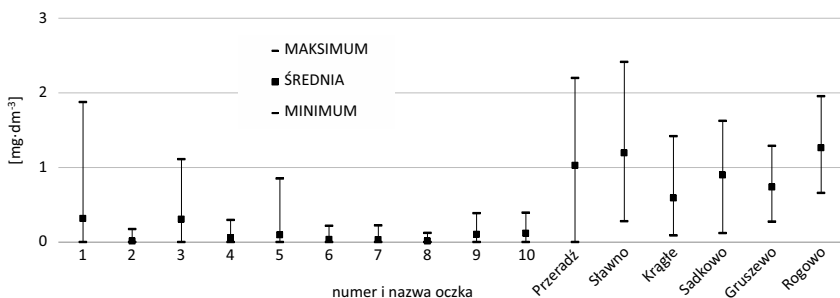
**Ryc. 7.** Zakres zmienności oraz średnie wartości stężeń azotanów (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) w badanych oczkach w dorzeczu Parsęty i w zlewni Borucinki  
*Ranges of variability and mean values characterising concentrations of nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in investigated kettle ponds of the Parsęta basin and Borucinka catchment*

Stężenia  $\text{NH}_4^+$  w wodach powierzchniowych wynoszą od setnych części do kilku  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , a ich obecność jest wypadkową kilku czynników takich jak dopływ amoniaku ze źródeł punktowych lub obszarowych, rozwój roślinności wodnej, warunków tlenowych i temperatury (Dojlido, 1995). Średnie stężenia jonów amonowych w badanych oczkach w dorzeczu Parsęty kształtowały się na poziomie od 0 do  $2,41 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , przy wartości średniej z sześciu stanowisk  $0,95 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tab. 3, ryc. 8). Nie są to wartości zbyt wysokie, ale najczęściej przewyższające stężenia  $\text{NH}_4^+$  w zlewni Borucinki. Ponadto dokonując analizy porównawczej z uwzględnieniem większej ilości oczek w dorzeczu Parsęty widać, że w innych oczkach nieujętych w prezentowanym zestawieniu, maksymalne stężenia  $\text{NH}_4^+$  w czterech oczkach były bardzo wysokie i osiągnęły wartości: w oczku nr 54 –  $13,13 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ; w zagłębieniu nr 53 –  $16,38 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  i w oczku nr 10 –  $16,43 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ; a najwyższą wartość odnotowano w stanowisku nr 50 –  $25,55 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (Major, 2012a).

W zlewni Borucinki zakres zmienności jonów amonowych kształtował się na poziomie od  $0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  we wszystkich badanych oczkach do wartości  $1,88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  w oczku nr 1. Średnia dla wszystkich badanych obniżeń wyniosła  $0,09 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . W przypadku maksymalnych stężeń odnotować można grupę obiektów, gdzie te wartości nigdy nie przekroczyły  $0,40 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczka nr 4, 6, 7, 8, 9, 10). Pozostałe obiekty charakteryzowały się maksymalnymi stężeniami amoniaku na poziomie od  $0,85 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 5); poprzez  $1,11 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  i  $1,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  dla oczek nr 3 i 2 do  $1,88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 1) (tab. 3, ryc. 8). Podobne jak w przypadku azotanów i tutaj widać wpływ użytkowania zlewni oraz gospodarstw rolnych.

Niższe stężenia jonów amonowych, tak jak w przypadku azotanów, również wystąpiły w zlewni Borucinki, a wyższe w dorzeczu Parsęty. Podobnie głównym czynnikiem wpływającym na takie zróżnicowanie przestrzenne  $\text{NH}_4^+$  mogła być wielkość analizowanych zbiorników.

Fosforany dostają się do wód powierzchniowych w wyniku wietrzenia i rozpuszczania minerałów fosforanowych, erozji gleb, dopływu ścieków komunalnych i przemysłowych, spływów powierzchniowych, opadów atmosferycznych oraz stosowania nawozów fosforowych. Przemiany chemiczne fosforu w wodzie prowadzą często do jego wytrącania się i akumulacji w osadach dennych (Dojlido, 1995). Zagadnienie to podkreślali m.in. Siwek et al. (2009). Fosforany występują w wodach naturalnych w niewielkich stężeniach. Jak podaje Stangenberg (1958) w wodach powierzchniowych w Polsce występowały naj-



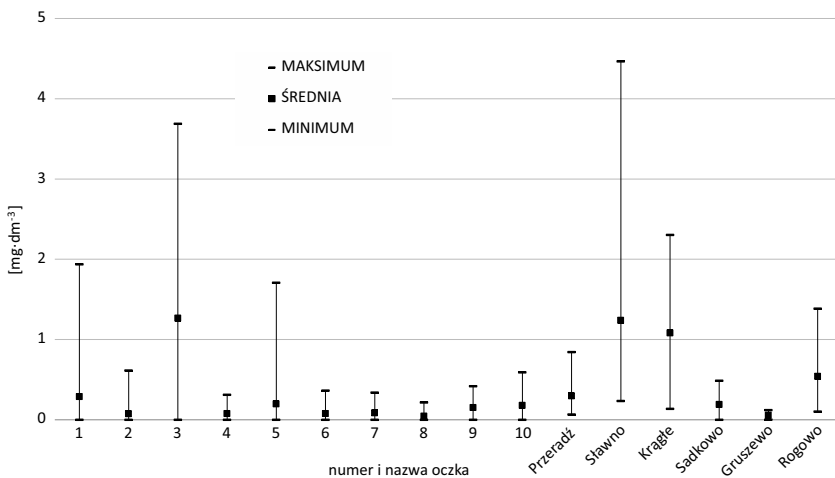
**Ryc. 8.** Zakres zmienności oraz średnie wartości stężeń jonów amonowych ( $\text{NH}_4^+$ ) w badanych oczkach w dorzeczu Parsęty i w zlewni Borucinki

*Ranges of variability and mean values characterising concentrations of ammonium-nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ ) in investigated kettle ponds of the Parsęta basin and Borucinka catchment*

częściej w stężeniu  $0,05 - 1,00 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Niekiedy jednak zawartość  $\text{PO}_4^{3-}$  wzrasta do kilku  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Średnie stężenie fosforanów w wodach powierzchniowych badanych oczek w dorzeczu Parsęty wyniosło  $0,57 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tab. 3) i było o około  $0,50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  wyższe w porównaniu do średnich ważonych stężeń fosforanów w opadzie atmosferycznym na otwartej przestrzeni w Storkowie (południowa część dorzecza Parsęty) we wszystkich latach pomiarowych (Major, 2012a). Zakres zmienności  $\text{PO}_4^{3-}$  w poszczególnych zagłębieniach bezodpływowych kształtował się na poziomie od  $0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  w obniżeniach Sadkowo i Gruszewo do  $4,46 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  w oczku „Sławno”. Podwyższone wartości odnotowano jeszcze w stanowiskach „Kraśle” i „Rogowo”, gdzie wartości maksymalne wyniosły odpowiednio  $2,30 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  i  $1,38 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tab. 3, ryc. 9). Nie są to stężenia bardzo wysokie, ale porównywalne z wartościami fosforanów w zlewni Borucinki.

Zakres zmienności fosforanów w zlewni Borucinki kształtował się na poziomie od  $0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  w większości badanych oczek do wartości  $3,69 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  w oczku nr 3. Podobnie jak w przypadku poprzednich związków biogennych, tu również ze względu na uzyskane wyniki podzielić można oczka na dwie grupy. Obniżenia o nr porządkowych 2, 4, 6, 8, 9 i 10 charakteryzowały się maksymalnymi stężeniami na poziomie od  $0,22 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 8) do  $0,61 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 2). Z kolei oczka nr 1, 3, 6 i 7 odznaczały się zdecydowanie wyższymi stężeniami fosforanów, które w zakresie maksymalnych wartości wahały się od  $1,29 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 7) do  $3,69 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 3). Pozostałe obiekty z tej grupy osiągnęły wartości maksymalne na poziomie  $1,94 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 1) i  $1,71 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (oczko nr 5) (tab. 3, ryc. 9). Średnie stężenie  $\text{PO}_4^{3-}$  dla wszystkich badanych oczek w zlewni Borucinki wyniosło  $0,19 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

W wyniku prowadzonych analiz statystycznych dla 26 oczek w dorzeczu Parsęty, wartości standaryzowano, a następnie pogrupowano metodą Warda wszystkie analizowane oczka. Otrzymano w ten sposób podział na trzy grupy, a wśród jednej z grup wydzielono dwie podgrupy. Nie było to jednak przedmiotem analiz w niniejszym opracowaniu. Jest



**Ryc. 9.** Zakres zmienności oraz średnie wartości stężeń fosforanów ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) w badanych oczkach w dorzeczu Parsęty i w zlewni Borucinki

*Ranges of variability and mean values characterising concentrations of phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) in investigated kettle ponds of the Parsęta basin and Borucinka catchment*

to jednak ważny element szerszych prac, ponieważ w dwóch przypadkach to właśnie zawartość biogenów decydowała o przynależności do poszczególnych grup.

Do oczek pierwszej grupy zaliczono m.in. stanowiska „Rogowo” i „Gruszewo” w granicach IV i V poziomu wysoczyńowego. W tym przypadku cechą wyróżniającą te oczka od pozostałych grup były najniższe stężenia siarczanów.

Drugą grupę podzielono na dwie podgrupy, a do pierwszej z nich – najliczniejszej zaliczono m.in. stanowisko „Sadkowo” w granicach VI poziomu wysoczyńowego. W tym przypadku decydujące okazały się najwyższe stężenia jednego z biogenów, czyli azotanów. Z kolei do drugiej podgrupy zaliczono m.in. oczka „Krağłte” i „Sławno” w strefie garbu pojeziernego. Wymienione zagłębienia wyróżniły się najwyższym odczynem i przewodnością elektrolityczną właściwą. Ponadto cechą wspólną wszystkich oczek drugiej grupy odróżniającą je od grup pierwszej i trzeciej były wysokie stężenia jonów wodorowęglanowych i magnezu.

Do trzeciej grupy zaklasyfikowano m.in. stanowisko „Przeradź” w strefie garbu pojeziernego. W tym wypadku na uwagę zasługują najwyższe stężenia siarczanów i kolejnego biogenu – jonów amonowych.

Na podstawie wskaźnika Perkala wydzielone zostały w zlewni Borucinki cztery grupy oczek. Do pierwszej grupy zaliczono oczko nr 1, które charakteryzowało się bardzo wysoką wartością mierzonego wskaźnika (najgorszą jakością wody). Do drugiej grupy zaliczono obiekty posiadające wysoki wskaźnik syntetyczny (jednocześnie cechuje je niska jakość wody), należą do niej oczka nr 3 i 9. Trzecią grupę stanowią oczka o średniej wartości wskaźnika syntetycznego (średnia jakość wody) – oczka nr 10 i 8. Ostatnią grupę stanowią obiekty o najniższej wartości mierzonego wskaźnika (oczka 5, 7, 4, 6, 2 cechujące się najlepszą jakością wody). Dodatkowo na podstawie klasyfikacji wielocехowej podzielono badane oczka na dwie grupy: A oraz B. Pierwszą grupę (A) stanowią oczka nr 2, 4, 5, 6, 7, 8. Cechą wyróżniającą tę grupę jest niska zawartość związków azotu i fosforu. Do drugiej grupy (B) zaliczono oczka nr 1, 3, 9, 10, których cechą wyróżniającą są wysokie wartości związków azotu.

Zaobserwować można wyraźny wpływ użytkowania terenu na wielkość stężeń biogenów. Najliczniejszą grupę stanowią oczka zaliczane do typu A, cechujące się niską wartością wskaźnika syntetycznego, czyli najlepszą jakością wód ze wszystkich badanych obiektów. Do tej grupy należą oczka leśne nr 5 i 6. Oczka zaliczone do typu B charakteryzujące się wysoką oraz bardzo wysoką wartością wskaźnika syntetycznego (oczka nr 1, 3, oraz 9), to zbiorniki sąsiadujące z gospodarstwami rolnymi. Charakteryzują się najgorszą jakością wód ze wszystkich badanych obiektów. Może to świadczyć o znaczącym wpływie zanieczyszczeń punktowych pochodzących z zabudowań mieszkalnych i gospodarczych. Zbiorniki narażone na duży wpływ gospodarstw, bardzo często nie podłączonych do kanalizacji, mogą być odbiornikami ścieków gospodarczych. Zanieczyszczenia rolnicze doprowadzone do zbiorników w dużej mierze pochodzą ze składowanej na terenie gospodarstw gnojowicy.

Pozostałe zbiorniki zaklasyfikowano jako rolnicze (oczka nr 2, 4, 7, 8, 10), gdzie dominującym typem użytkowania ziemi były grunty rolne. Zagłębienia te cechowały się średnim bądź niskim wskaźnikiem syntetycznym i w większości należały do typu A, wyjątek stanowiło oczko nr 10 należące do grupy typu B.

Niską wartością mierzonego wskaźnika syntetycznego, czyli najlepszą jakością wody, cechował się również zbiornik nr 7. Oczko to charakteryzuje się największą powierzchnią



(0,96 ha) oraz pojemnością (8582,8 m<sup>3</sup>). Te dwa elementy mogą wpływać na obniżenie i wyrównanie amplitudy stężeń badanych związków poprzez rozcieńczenie dostających się do jego toni wodnej zanieczyszczeń. Do grupy oczek cechujących się niską wartością wskaźnika syntetycznego zaliczono również dwa zbiorniki stale bezodpływowe (nr 2 oraz 4). Niewykluczone, że w ekosystemach małych zbiorników akumulacja zanieczyszczeń następuje w osadach dennych, a proces ich uwalniania zależy od wielu czynników. Brak połączenia tego typu oczek z okresowym ciekim powoduje, że zanieczyszczenia z innych części zlewni nie dostają się do zbiorników stale bezodpływowych, przez co nie ma również możliwości wzbudzenia zanieczyszczeń zakumulowanych w osadach do toni wodnej.

Reasumując należy pamiętać, że sezonowe zmiany związków biogennych w dużej mierze należy wiązać także z warunkami hydrologicznymi. Badania dotyczące warunków transportu i akumulacji zanieczyszczeń obszarowych w zlewni, w odniesieniu do sezonowo zmieniającej się sieci rzecznej, a co za tym idzie struktury hydrograficznej, prowadzili m.in. Pietruszyński et al. (2015) oraz Pietruszyński i Cieśliński (2018). Zmieniająca się okresowo sieć rzeczna powoduje włączanie obszarów bezodpływowych ewapotranspiracyjnych do powierzchniowego systemu odwadniania poprzez cieki okresowe (Lischeid i Kalettka, 2012; Golus i Bajkiewicz-Grabowska, 2016; Pietruszyński i Cieśliński, 2018). Szczególną rolę w tym obiegu pełnią zagłębienia wypełnione wodą, które z uwagi na cechy swojej budowy w naturalny sposób gromadzą zanieczyszczenia w wyniku spływów powierzchniowych. Z sytuacją taką mamy właśnie do czynienia w zlewni Borucinki.

Ważnym elementem określającym funkcjonowanie oczek na obszarze młodoglacjalnym z punktu widzenia geoekologii i ochrony środowiska jest jakość ich wód. Negatywny wpływ na jakość wód powierzchniowych w największym stopniu miały dwa składniki biogenne – fosforany i jony amonowe. Stanowią one zagrożenie dla jakości wód i wpływają na przyspieszenie procesów eutrofizacji wód powierzchniowych. W najwyższych stężeniach wystąpiły jony amonowe, przez co wody w oczkach „Kragłe”, „Sadkowo” i „Gruszewo” zaklasyfikowano do II klasy, a w kolejnych trzech zagłębieniach „Przeradz”, „Sławno” i „Rogowo” do III klasy. W wypadku stężeń fosforanów w oczku „Przeradz” nastąpiło obniżenie jakości do II klasy, w stanowisku „Rogowo” do III klasy i w dwóch oczkach „Sławno” oraz „Kragłe” do IV klasy.

W niewielkim stopniu jakość wód pogorszyły azotany, ponieważ pod względem ich zawartości tylko wody w oczku „Sadkowo” w granicach VI poziomu wysoczyznowego zaliczono do II klasy.

Wody we wszystkich badanych oczkach w dorzeczu Parsęty, pod względem zawartości siedmiu innych parametrów nieanalizowanych w niniejszej pracy, należy zaliczyć do I klasy jakości. Do tych wskaźników należą: przewodność elektrolityczna właściwa oraz stężenia jonów wodorowęglanowych, chlorków, siarczanów, wapnia, magnezu i sodu (Major, 2012a).

Analizując jakość wód oczek w zlewni Borucinki odnotować można podobne spostrzeżenia jak dla zagłębień w dorzeczu Parsęty. Uzyskane wyniki azotanów pozwalają zaliczyć wszystkie badane oczka do klasy I. Azotany są łatwymi migrantami i bardzo łatwo przemieszczają się wraz z krążącą w ekosystemie wodą. W wyniku dostawy wody, w większości badanych oczek zauważono obniżenie się stężeń tego jonu średnio o około 30%. Z kolei w przypadku jonów amonowych wody większości oczek również zaliczono do klasy I. Jedynie w oczku nr 1 odnotowano znaczny wzrost zawartości tych jonów, co powoduje zaliczenie go tylko do klasy IV.

Największy wpływ na stan jakościowy wód badanych oczek miały fosforany. Większość oczek (nr 4, 6, 7, 8, 9 i 10) zaliczono do I i II klasy czystości, natomiast oczka nr 1 i 2 do III klasy. Najgorszy stan dla tego wskaźnika odnotowano w wodach oczek nr 3 i 5, które zaliczono do IV klasy jakości wód. Wynika to prawdopodobnie z faktu, że fosforany mają silną tendencję do adsorpcji na cząsteczkach gleby i zazwyczaj zostają zatrzymane w profilu glebowym i osadach oczka, a następnie w czasie trwania zjawiska resuspensji są uwalniane do toni wodnej. Pozostałe badane wskaźniki, we wszystkich oczkach mieściły się w I klasie jakości.

## Podsumowanie

Zawartość azotanów w większości badanych oczek nie była zbyt wysoka – średnia ze wszystkich obiektów w dorzeczu Parsęty wyniosła  $2,98 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Zakres zmienności tego jonu kształtował się jednak w przedziale od 0 do  $51,30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Na tym tle wyróżniło się przede wszystkim stanowisko „Sadkowo”. W nim odnotowano ekstremalnie wysokie stężenia analizowanego jonu (wartość maksymalna  $51,30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ; średnia  $13,41 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). W tym przypadku możemy mieć do czynienia z wpływem czynnika lokalnego w postaci zanieczyszczeń obszarowych związkami azotu spływających z pól.

Stężenia azotanów w zlewni Borucinki charakteryzowały się niewielkimi stężeniami. Średnia wartość dla wszystkich badanych oczek wyniosła  $0,24 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ; a zakres zmienności kształtował się na poziomie od 0 do  $2,17 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Stężenia analizowanego składnika były niższe w zlewni Borucinki i wyższe w dorzeczu Parsęty. Głównym czynnikiem wpływającym na takie zróżnicowanie przestrzenne  $\text{NO}_3^-$  mogła być wielkość analizowanych zbiorników. W dorzeczu Parsęty badane były mniejsze oczka oraz ich zlewnie, a parametry morfometryczne mogą mieć znaczący wpływ na większą koncentrację związków biogenych, zwłaszcza związków azotu w wodach stojących.

Średnie stężenia jonów amonowych oczek w dorzeczu Parsęty kształtowały się na poziomie od 0 do  $2,41 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ; przy wartości średniej z sześciu stanowisk  $0,95 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . W czterech innych oczkach w dorzeczu Parsęty, nieujętych w niniejszym opracowaniu, odnotowano bardzo wysokie wartości  $\text{NH}_4^+$  – maksymalnie  $25,55 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Z kolei w zlewni Borucinki zakres zmienności jonów amonowych kształtował się na niskim poziomie od 0 do  $1,88 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Średnia dla wszystkich badanych obniżeń wyniosła  $0,09 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Podsumowując, tak jak w przypadku azotanów, niższe stężenia jonów amonowych również wystąpiły w zlewni Borucinki, a wyższe w dorzeczu Parsęty. Głównym czynnikiem wpływającym na takie zróżnicowanie przestrzenne  $\text{NH}_4^+$  mogła być ponownie wielkość analizowanych zbiorników.

Średnie stężenie fosforanów w wodach powierzchniowych badanych oczek w dorzeczu Parsęty wyniosło  $0,57 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  i było o około  $0,50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  wyższe w porównaniu do średnich ważonych stężeń fosforanów w opadzie atmosferycznym na otwartej przestrzeni w Storkowie (południowa część dorzecza Parsęty). Zakres zmienności  $\text{PO}_4^{3-}$  w poszczególnych zagłębieniach bezodpływowych kształtował się na poziomie od 0 do  $4,46 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Z kolei zakres zmienności fosforanów w zlewni Borucinki kształtował się na poziomie od 0 do  $3,69 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ; przy wartości średniej z wszystkich badanych oczek na poziomie  $0,19 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Podobnie jak w przypadku dwóch pozostałych wskaźników ( $\text{NO}_3^-$  oraz  $\text{NH}_4^+$ ),

odnotowano również niższe stężenia fosforanów w zlewni Borucinka w porównaniu do dorzecza Parsęty. Należy jednak stwierdzić, że jest to wskaźnik, który wpływa najistotniej na stan jakościowy oczek w analizowanej zlewni.

Ryciny i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi autorów artykułu.

## Piśmiennictwo

- Bachmann, R.W., Bigham, D.L., Hoyer, M.V., & Canfield, D.E. (2012). Factors determining the distributions of total phosphorus, total nitrogen, and chlorophyll a in Florida lakes. *Lake and Reservoir Management*, 28(1), 10-26. <https://doi.org/10.1080/07438141.2011.646458>
- Banaszuk, P., Krasowska, M., & Kamocki, A. (2009). Źródła azotu i fosforu oraz drogi ich migracji podczas wezbrania roztopowego w małej zlewni rolniczej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 9(4), 5-26.
- Bogdanowicz, R. (2005). Temporal changes in nutrient transport of the Vistula River. *Peribalticum*, 9, 90-100.
- Cieśliński, R., Major, M., & Pietruszyński, Ł. (2020). Chemical composition of kettle holes as an indicator of salinity of small water bodies in northern Poland (the Parsęta catchment, the Borucinka drainage basin). *Geochemical Journal*, 54(2), 43-56. <https://doi.org/10.2343/geochemj.2.0581>
- Dojlido, J.R. (1995). *Chemia wód powierzchniowych*. Białystok: Wyd. Ekonomia i Środowisko.
- Durkowski, T., & Wesolowski, P. (2008). Kształtowanie się odpływu wody i zanieczyszczeń z małych zlewni rolniczych. *Zesz. Probl. Postęp. Nauk Rol.*, 528, 41-47.
- Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, D., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.L., & Sanchez-Perez, J.M. (2011). Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology*, 406(1-2), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.026>
- Fiedler, M. (2011). *Gospodarka wodna mikrozelewni rolniczych z występującymi oczkami wodnymi na Pojezierzu Gnieźnieńskim*. Rozprawy naukowe, 425. Poznań: Uniwersytet Przyrodniczy.
- Fiedler, M., Szafranski, Cz., & Bykowski, J. (2001). Wpływ retencjonowania wody w śródpolnych oczkach wodnych i rowach na jej jakość. *Zesz. Nauk. Wyd. Bud. i Inż. Środ. Politechniki Koszalińskiej*, 20, 725-734.
- Golus, W., & Bajkiewicz-Grabowska, E. (2017). Water circulation in the moraine ponds of northern Poland. *Hydrobiologia*, 793, 55-65. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2830-7>
- Górecki, K. (2007). Zmiany stężenia i ładunku składników biogennych w wodzie rzeki Warty między przekrojami Oborniki i Skwierzyna. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 6(3), 29-42.
- Havens, K.E., Hauxwell, J., Tyler, A.C., Thomas, S., McGlathery, K.J., Cebrian, J., Valiela, I., Steinman, A.D., & Hwang, S.J. (2001). Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems: implications for community responses to nutrient stress. *Environmental Pollution*, 113(1), 95-107. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00154-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00154-8)
- Helliwell, R.C., Ferrier, R.C., & Kernan, M.R. (2001). Interaction of nitrogen deposition and land use on soil and water quality in Scotland: issues of spatial variability and scale. *The Science of the Total Environment*, 265(1-3), 51-63. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00649-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00649-5)
- Henriksen, A., & Brakke, D.F. (1988). Increasing contributions of nitrogen to the acidity of surface waters in Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*, 42, 183-201. <https://doi.org/10.1007/BF00282401>

- Karczewski, A. (1988). Układ przestrzenny morenowych poziomów wysoczyznowych północnego skłonu Pomorza jako rezultat zróżnicowanej deglacji. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią. Seria A. Geografia Fizyczna*, 38, 19-28.
- Koc, J., Koc-Jurczyk, J., & Solarski, K. (2009). Wielkość i dynamika odpływu azotu z wodami z obszarów rolniczych. *Zeszyty Naukowe PTG O/Rzeszów*, 11, 121-128.
- Koc, J., Kobus, S., & Glińska-Lewczuk, K. (2010). The significance of oxbow lakes for the ecosystem of afforested river valleys. *Journal of Water and Land Development*, 13a(1), 115-131. <https://doi.org/10.2478/v10025-010-0023-8>
- Kostrzewski, A., & Zwoliński, Z. (1990). Denudacja chemiczna i mechaniczna w zlewni górnej Parsęty w roku hydrologicznym 1986. *Dokumentacja Geograficzna*, 1, 13-30.
- Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B., & Johnsson, H. (2006). Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 115(1), 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.12.004>
- Lepistö, A., Kenttämies, K., & Rekolainen, S. (2001). Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition on nitrogen export in a northern river basin in Finland. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(6), 338-348. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.6.338>
- Lepistö, A., Granlund, K., Kortelainen, P., & Räsänen, A. (2006). Nitrogen in river basins: sources, retention in the surface waters and peatlands, and fluxes to estuaries in Finland. *The Science of the Total Environment*, 365(1-3), 238-259. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.053>
- Lischeid, G., & Kalettka, T. (2012). Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in North-east Germany. *Hydrobiologia*, 689(1), 63-77. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0764-7>
- Loje-Pilot, M.D., Martin, J.M., & Morelli, J. (1990). Atmospheric input of inorganic nitrogen to the Western Mediterranean. *Biogeochemistry*, 9(2), 117-134. <https://doi.org/10.1007/BF00692168>
- Major, M. (2007). *Stan geoekosystemów Polski w roku 2006*. Raport Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Państwowy Monitoring Środowiska. Pobrane z: [http://zmsp.gios.gov.pl/wp-content/uploads/2013/11/raport\\_2006.pdf](http://zmsp.gios.gov.pl/wp-content/uploads/2013/11/raport_2006.pdf) (01.02.2020).
- Major, M. (2008). *Stan geoekosystemów Polski w roku 2007*. Raport Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Państwowy Monitoring Środowiska. Pobrane z: <http://www.gios.gov.pl/zmsp/stan2007/ZMSP2007.pdf> (01.02.2020).
- Major, M. (2009). *Charakter i funkcjonowanie zagłębi bezodpływowych w krajobrazie strefy młodoglacjalnej (Pomorze Zachodnie, górna Parsęta)*. Poznań: Wydawnictwo PTPN.
- Major, M. (2010). Możliwości zastosowania teorii funkcjonowania geoekosystemu do badań obszarów bezodpływowych. *Przegląd Geograficzny*, 82(1), 103-113.
- Major, M. (2012a). *Funkcjonowanie zagłębi bezodpływowych w zróżnicowanych warunkach morfologicznych (dorzecze Parsęty, Pomorze Zachodnie)*. Studia i Prace z Geografii i Geologii, 27, Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Major, M., (2012b). Charakterystyka zasilania roztopowego w dorzeczu Warty na obszarze Niziny Wielkopolskiej jako głównej składowej fali wezbraniowych. *Przegląd Geograficzny*, 84(1), 105-121.
- Mazurek, M. (2010). *Hydrogeomorfologia obszarów źródłiskowych (dorzecze Parsęty, Polska NW)*. Seria Geografia, 92, Poznań: Wydawnictwo Naukowe UAM.
- Michalska, G. (2003). Uwarunkowania chemizmu wód powierzchniowych w zlewni źródłiskowej (zlewnia Chwalimskiego Potoku, górna Parsęta). W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), *Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych 3. Obieg wody, uwarunkowania i skutki w środowisku przyrodniczym* (s. 189-205). Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.

- Micun, K. (2014). Rola zagłębień bezodpływowych jako lokalnych zbiorników sedymentacyjnych w krajobrazie młodoglacjalnym Suwalskiego Parku Krajobrazowego. *Inżynieria Ekologiczna*, 40, 196-207. <https://doi.10.12912/2081139X.82>
- Pietruszyński, Ł., & Cieśliński, R. (2018). The effects of different land use and hydrological types on water chemistry of young glacial ponds. *Journal of Hydrology*, 564, 605-618. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.049>
- Pietruszyński, Ł., Cieśliński, R., Woźniak, E., & Jokiel, J. (2015). Transport substancji biogenicznych w zlewni młodoglacjalnej na tle sezonowych zmian struktury hydrograficznej (na przykładzie zlewni Borucinki). *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 15(3), 75-88.
- Piotrowska, I. (1998). Struktura użytkowania ziemi w dorzeczu Parsęty. W: A. Kostrzewski (red.), *Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych. Środowisko przyrodnicze dorzecza Parsęty, stan badań, zagospodarowanie, ochrona*, 1 (s. 124-130). Koszalin, Poznań: Politechnika Koszalińska, IBCZ UAM.
- Podział hydrograficzny Polski. (1983). IMGW Warszawa: Wydawnictwa Komunikacji i Łączności.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska (a) z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych, 2008 a. (Dz. U. nr 143, poz. 896).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska (b) z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, 2008 b. (Dz. U. nr 162, poz. 1008).
- Ruiz, M., & Velasco, J. (2010). Nutrient Bioaccumulation in Phragmites australis: Management Tool for Reduction of Pollution in the Mar Menor. *Water Air and Soil Pollution*, 205(1-4), 173-185. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0064-2>
- Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G., & Gigliotti, G. (2007). Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere*, 66(11), 2166-2176. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.010>
- Siwek, H., Włodarczyk, M., Brzostowska-Żelechowska, D., & Wachowiak, M. (2009). Wpływ wybranych parametrów fizyczno-chemicznych osadu na zawartość nieorganicznych form fosforu w osadach dennych małych zbiorników polimiktycznych. *Acta Agrophysica*, 13(2), 497-503.
- Sojka, M., Siepak, M., Ziola, A., Frankowski, M., Murat-Błazejewska, S., & Siepak, J. (2008). Application of multivariate statistical techniques to evaluation of water quality in the Mała Węlna River (Western Poland). *Environmental Monitoring and Assessment*, 147(1-3), 159-170. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0107-3>
- Stachy, J. (1986). *Atlas hydrologiczny Polski. Metoda opracowania i zestawienia liczbowe*. Warszawa: Wydawnictwa Geologiczne.
- Stangenberg, M. (1958). Ogólny pogląd na skład chemiczny wód rzecznych Polski. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 17, 289-359.
- Szpikowska, G. (2011). Uwarunkowania i zmienność chemizmu wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych w zlewni Chwalimskiego Potoku (górną Parsętą). W: A. Kostrzewski, M. Samołyk (red.), *ZMŚP. Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji* (s. 173-186). Biała Góra: Biblioteka Monitoringu Środowiska.
- Szpikowska, G. (2016). Reakcja strefy nadrzecznej na kontrolowaną dostawę azotu – eksperyment terenowy w zlewni Chwalimskiego Potoku (Pomorze Zachodnie). W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski, M. Domańska (red.), *ZMŚP. Funkcjonowanie, tendencje rozwoju, zagrożenia i ochrona środowiska przyrodniczego Polski* (s. 192-196), Storkowo: Biblioteka Monitoringu Środowiska.

- Szpikowska, G. (2019). Składniki biogenne w wodach podziemnych i powierzchniowych zlewni Chwalimskiego Potoku (górną Parsęta). W: J. Michniewicz (red.), *Varia. Prace z zakresu geografii, vol. 3* (s. 125-135). Studia i Prace z Geografii, 80, Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J., & Sham, C.H. (1997). Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Applications*, 7(2), 358-380. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0358:NLFCWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0358:NLFCWT]2.0.CO;2)
- Vicente, I., Amores, V., & Cruz-Pizarro, L. (2006). Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction? *Limnetica*, 25(1-2), 253-270.
- Vicente, I., Cruz-Pizarro, L., & Rueda, F. (2010). Sediment resuspension in two adjacent shallow coastal lakes: controlling factors and consequences on phosphate dynamics. *Aquatic Sciences*, 72(1), 21-31. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0107-1>
- Yang, Z., Wang, L., Liang, T., & Huang, M. (2015). Nitrogen distribution and ammonia release from the overlying water and sediments of Poyang Lake, China. *Environmental Earth Sciences*, 74(1), 771-778. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4081-8>

## Summary

Closed basins are important and fixed elements of a post-glacial landscape, in which they may occupy rather a large percentage of the total area. Sometimes these fill to become bodies of water known as kettle ponds. Each such basin has its own closed catchment at the surface and, owing to the limited circulation of matter in these types of depressions, biogenic components often accumulate to excess. In that context, the work detailed here had as its main objective the identification of sources of biogenic substances like nitrates, ammonium-nitrogen and phosphates, with a view to determining the range of variability characterising their presence in small mid-field ponds present in the catchments of two of northern Poland's rivers, i.e. the Parsęta and the Borucinka.

Most of the kettle ponds under study could not be said to have particularly high contents of nitrate, given an average for the bodies of water studied within the Parsęta basin equal to  $2.98 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . There was nevertheless considerable variability in concentrations of the ion – ranging from 0 to as much as  $51.30 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . It was the “Sadkowo” pond that might be singled out here for its extremely high concentration (the aforesaid maximum value of  $51.30 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ; along with a mean value of  $13.41 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). In this case a local factor is likely to have been operating – i.e. areal runoff pollution from fields involving nitrogenous compounds.

Ponds in the Borucinka catchment had only low concentrations of nitrate, with a mean value for all kettle ponds studied there of just  $0.24 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (with values in the overall range 0 to  $2.17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ).

Concentrations of the analysed component were thus lower in the Borucinka catchment than in the Parsęta basin, with a key influencing factor likely to have been the sizes of the bodies of water studied. The Parsęta-basin examples were in fact smaller kettle ponds whose catchment features and morphometric parameters are such as to ensure higher concentrations of biogenic (especially nitrogenous) compounds in any standing waters.

Mean concentrations of ammonium ions obtained for the Parsęta basin were of  $0\text{-}2.41 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , the value averaged for the six ponds being  $0.95 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . However,

four other Parsęta-basin ponds excluded from the study in fact reported very high values for  $\text{NH}_4^+$  – of up to  $25.55 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

The Borucinka catchment again contrasted with the Parsęta basin, with noted concentrations of ammonium-nitrogen both low and of limited variability (in the  $0\text{-}1.88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  range). The average figures for all the depressions studied there was  $0.09 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

The situation as regards the two forms of nitrogen was thus similar, with concentrations lower in the catchment of the Borucinka and higher in the basin of the Parsęta. Sizes of bodies of water would seem to be a factor influencing spatial differentiation of  $\text{NH}_4^+$  concentrations.

Where phosphate was concerned, kettle ponds within the Parsęta basin had a mean concentration of  $0.57 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , with reported values from one pond to another ranging from 0 to  $4.46 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . The Borucinka ponds again had lower concentrations of this biogenic substance across a narrower range of values (0 to  $3.69 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , mean  $0.19 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ).