

Załącznik 2

**AUTOREFERAT**

**Dr Tomasz Joniak**

**Zakład Ochrony Wód, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii  
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu**

**Poznań 2016**

---

### Posiadane dyplomy i przebieg pracy naukowej

---

- 21.10.2005**      **Doktor nauk biologicznych w zakresie biologii – hydrobiologii**  
Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu  
Promotor: prof. dr hab. Marek Kraska  
Tytuł rozprawy: „Struktura i funkcjonowanie ekosystemów jezior humusowych w Drawieńskim Parku Narodowym”
- 16.06.1998**      **Magister Ochrony i Kształtowania Środowiska**  
Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu  
Promotor: dr Ryszard Gołdyn  
Tytuł pracy: „Jakość wód Zbiornika Maltańskiego i rzeki Cybiny w sezonie wegetacyjnym 1997”  
Praca uzyskała ocenę wyróżniającą.
- 25.06.1996**      **Licencjat Ochrony Środowiska**  
Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

---

### Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

---

- od 1.10.2006**      Adiunkt w Zakładzie Ochrony Wód, Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
- 1.01.2004–30.09.2006**      Specjalista naukowo-techniczny w Zakładzie Ochrony Wód, Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
- 1.10.1998–31.03.2003**      Doktorant w Zakładzie Ochrony Wód, Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

## OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE BĘDĄCE PODSTAWĄ UBIEGANIA SIĘ O STOPIEŃ DOKTORA HABILITOWANEGO

Pośród szerokiego spektrum zainteresowań naukowo-badawczych zasadniczy nurt mojej działalności naukowej na uczelni po uzyskaniu stopnia doktora koncentrował się na badaniach drobnych zbiorników w kontekście oddziaływania zlewni na stan jakościowy biotopu i strukturę biocenoz wodnych, biorąc pod uwagę odmienność jakościową krajobrazu związaną z transformacjami wynikającymi z formy użytkowania. Jako osiągnięcie wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.) wskazuję monotematyczny cykl 6 prac naukowych na temat:

### **ZNACZENIE ZLEWNI I STREFY BUFOROWEJ DLA JAKOŚCI BIOTOPU I JEGO MODYFIKUJĄCY WPŁYW NA WYBRANE ELEMENTY BIOCENOZ MAŁYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH KRAJOBRAZU ROLNICZEGO**

H1. Joniak T., Kuczyńska-Kippen N., Gąbka M. 2016. Effect of agricultural landscape characteristics on the hydrobiota structure in small water bodies. *Hydrobiologia*  
DOI: 10.1007/s10750-016-2913-5

IF<sub>5 lat</sub>: 2,321, pkt. MNiSW: 30. Wkład własny: 75%

H2. Joniak T., Kuczyńska-Kippen N. 2010. The chemistry of water and bottom sediments in relation to zooplankton biocenosis in small agricultural ponds. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39 (2): 85-96.

IF: 0,306, IF<sub>5 lat</sub>: 0,626, pkt. MNiSW: 20. Wkład własny: 80%

H3. Kuczyńska-Kippen N., Joniak T. 2010. The impact of water chemistry on zooplankton occurrence in two types (field versus forest) of small water bodies. *International Review of Hydrobiology* 95 (2): 130-141.

IF: 1,48, IF<sub>5 lat</sub>: 1,15, pkt. MNiSW: 20. Wkład własny: 50%

H4. Joniak T., Kuczyńska-Kippen N. 2016. Habitat features and zooplankton community structure of oxbows in the limnophase: reference to transitional phase between flooding and stabilization. *Limnetica* 35 (1): 37-48.

IF<sub>5 lat</sub>: 1,014, pkt. MNiSW: 20. Wkład własny: 75%

H5. Joniak T., Kuczyńska-Kippen N., Nagengast B. 2007. The role of aquatic macrophytes in microhabitatual transformation of physical-chemical features of small water bodies. *Hydrobiologia* 584 (1): 101-109.

IF: 1,201, IF<sub>5 lat</sub>: 2,321, pkt. MNiSW: 27. Wkład własny: 80%

H6. Kuczyńska-Kippen N., Joniak T. 2010. Chlorophyll a and physical-chemical features of small water bodies as indicators of land use in the Wielkopolska region (western Poland). *Limnetica* 29 (1): 163-170.

pkt. MNiSW: 2. Wkład własny: 60%

Liczba punktów MNiSW zgodnie z rokiem publikacji: 119

Liczba punktów Impact Factor zgodnie z rokiem publikacji: 6,322\*

Liczba punktów Impact Factor z 5 lat: 7,432

Średni udział habilitanta: 70%

Pozostałe wyniki badań z tego tematu zostały opublikowane w czasopismach JCR (załącznik 3, poz. A8, A17) i innych (pkt. D2 poz. 3, 9-13; pkt. D3 poz. 8, 9, 11-13, 21, 31, 32).

\*z wyłączeniem artykułów wydanych w 2016 r.

## Omówienie cyklu prac

### 1. Wprowadzenie

W krajobrazie rolniczym Europy Środkowej małe zbiorniki wodne (MZW) są dominującą formą wód, tak ze względu na liczbę obiektów, jak i powierzchnię całkowitą (Downing i in. 2006). Z uwagi na szereg funkcji w środowisku drobne zbiorniki wodne są obecnie bardziej doceniane przez społeczeństwo, co uwidaczniają działania zmierzające do ochrony i odnowy w miejscach gdzie zanikły lub zostały zlikwidowane. Niemniej jednak obecnie działania takie wynikają bardziej z dobrej woli właścicieli, niż z rozwiązań systemowych. Tymczasem rola MZW jako ekotonów na styku biocenoz i ekosystemów wodnych i lądowych sprawia, że wplecione w ciągi korytarzy ekologicznych ułatwiających migrację flory i fauny będąc tym samym źródłem różnorodności biologicznej (Oertli i in. 2002; Williams i in. 2004; Patzig i in. 2012). Ze wszech miar pożyteczna jest funkcja drobnego zbiornika jako pułapki biogeochemicznej niwelującej negatywne skutki antropogenicznych oddziaływań w środowisku (Szpakowska i Życzyńska-Bałoniak 1994; Lischeid i Kalettka 2012). Oczywistym jest, że wiedza o stanie jakościowym i ekologicznym tych wód jest niezbędna dla opracowania właściwej strategii ich ochrony w oparciu o zasady zrównoważonego funkcjonowania krajobrazu (Joniak i in. 2006). Fakt ten ma szczególne znaczenie na obszarach o małej jeziorności lub/i podatnych na stepowanie, gdzie zaawansowane wysokonakładowe rolnictwo zagraża istnieniu zbiorników.

Małe zbiorniki wraz z otoczeniem tworzą szczególny typ układu ekologicznego o funkcji biocenotycznej, hydrologicznej, fizjograficznej i sozologicznej (Drwal i Lange 1985; De Meester i in. 2005). Są tym samym systemami modelowymi a ich badania doskonałym materiałem dla szeroko rozumianych badań ekologicznych, ochrony przyrody i monitoringu zmian środowiska. Mimo to badania MZW są nadal w fazie rozwoju (Céréghino i in. 2008). Prace z lat dwutysięcznych wykazały, że istnieją wyraźne różnice funkcjonowania małych zbiorników w stosunku do jezior (Oertli i in. 2002; Gelbrecht i in. 2005).

Czynnikiem determinującym potencjalny stan hydrochemiczny wód śródlądowych jest struktura krajobrazu zlewni i sposób jej użytkowania, generujący odmienne pod względem jakościowym i ilościowym ładunki materii (Górniak 1999; Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski

2008). Dla drobnych zbiorników ma to szczególnie duże znaczenie, gdyż jako obiekty z definicji małe i płytkie są potencjalnie bardzo wrażliwe na zmiany jakości wody w wyniku dopływu składników organicznych i nieorganicznych. Przyjmuje się, że im większy udział terenów rolniczych w zlewni tym większy eksport substancji biogenicznych do wód. Jest to tym ważniejsze, że blisko połowa azotu i  $\frac{1}{3}$  fosforu trafiającego do wód powierzchniowych pochodzi z rolnictwa (Arczyńska-Chudy i in. 1995). Z obszarów leśnych wielkość eksportu obszarowego jest zdecydowanie mniejsza pod warunkiem braku drastycznych ingerencji w strukturę gleby (Håkanson 2002).

Ponieważ gospodarka rolna intensywnie rozwija się na ziemiach zachodniej Polski nieprzerwanie od około 3 tysięcy lat to głównie pod jej wpływem kształtowane były krajobrazy regionu. Zmiany w sposobie użytkowania gruntów rolnych poprzez intensyfikację gospodarki (uprawy wielkopowierzchniowe, zabiegi agrotechniczne, nawożenie i melioracje) prowadzą do eliminacji lub rozdrobnienia sieci siedlisk naturalnych (małe ciekły, zbiorniki wodne, zadrzewienia śródpolne, wyspy leśne, nieużytki) a w rezultacie do zmniejszenia różnorodności biologicznej, szczególnie dużej w małych zbiornikach wodnych (Scheffer i in. 2006; Stoate i in. 2009; Kuczyńska-Kippen i in. 2009). Głównym powodem eliminacji drobnych zbiorników z krajobrazu jest obok zmian klimatycznych i cyklicznych susz (Collinson i in. 1995; Céréghino i in. 2014) zainicjowana na przełomie XVIII i XIX wieku zmiana sposobu prowadzenia gospodarki rolnej z ekstensywnej na intensywną. Zmiany gospodarowania spowodowały zniknięcie z obszarów nizinnych Europy urozmaiconych przestrzennie krajobrazów naturalnych na rzecz uproszczonych, zdominowanych przez siedliska silnie przekształcone (DeClerck i in. 2006).

Intensyfikacja produkcji rolnej pociąga za sobą wiele niekorzystnych zmian środowiska, często o charakterze zagrożeń. Wyrażają je m. in. obszarowe zanieczyszczenia gleb, wód powierzchniowych i gruntowych przez stosowane w rolnictwie substancje chemiczne (Ryszkowski 2000). Spływ powierzchniowy, jak i pasywny odpływ wód gruntowych do zbiorników sprzyjają ich przeżyźnieniu, czemu towarzyszą transformacje charakterystyk abiotycznych wody i osadów dennych. Zlewnia dostarcza do zbiorników zarówno mało podatne na wymywanie związki fosforu, jak i azotany (Joniak 2009). Do tego należy dodać składniki pokarmowe w formie kationów (wapń, magnez, potas, amoniak), które mimo

zdolności do adsorpcji migrują w formie roztworów poza środowisko glebowe (Szpakowska 1999; Dziadowiec i in. 2005). Konsekwencją alimentacji nutrientów pochodzenia nawozowego jest obfity rozwój fitoplanktonu i zooplanktonu, a jeśli warunki tlenowe i świetlne na to pozwalają również makrofitów (Joniak i Kuczyńska-Kippen 2008; Kuczyńska-Kippen 2009; Nagengast i in. 2007).

## 2. Cel naukowy osiągnięcia

W ramach tematu rozprawy habilitacyjnej badaniami objęto kilkaset drobnych zbiorników wodnych zlokalizowanych w mocno zróżnicowanym przestrzennie krajobrazie Wielkopolski i zachodnich Kujaw. O wielkości transformacji przestrzeni geograficznej decydowała dominująca na tym obszarze forma zagospodarowania gruntów, czyli wysokonakładowe rolnictwo. W badaniach uwzględniono również starorzecza środkowego biegu Warty w otoczeniu obszarów rolnych użytkowanych ekstensywnie. Duża liczba zbiorników pozwoliła na identyfikację zróżnicowania jakościowego środowisk – od naturalnych do silnie przekształconych. Głównym celem prac było określenie wpływu odmiennych jakościowo form użytkowania krajobrazu na charakterystyki fizyczno-chemiczne biotopu i stan ekologiczny zbiorników w kontekście struktury biocenoz zooplanktonu i makrofitów. Podnosząc temat modyfikacji krajobrazu uwzględniłem postaci odmienne w sposobie użytkowania koncentrując się na typie rolniczym w porównaniu do leśnego, wiejskiego oraz najsilniej przekształconego, miejskiego.

W ramach celu głównego wyznaczyłem trzy cele szczegółowe polegające na określeniu:

1. Znaczenia formy użytkowania zlewni, charakterystyk fizycznych i typu roślinności strefy buforowej dla stanu jakościowego siedliska wpływającego na strukturę hydrobiontów.
2. Wpływu właściwości fizyczno-chemicznych biotopu na strukturę planktonu zwierzęcego z uwzględnieniem układów przestrzennych wód małych zbiorników, w tym starorzeczy w okresie limnofazy.

oraz weryfikacji:

3. Możliwości identyfikacji typu zlewni na podstawie parametrów fizyczno-chemicznych wody i osadów dennych małych zbiorników.

Badania jakościowe biotopu objęły parametry wód (natlenienie, pH, przewodnictwo właściwe, widzialność krążka Secchiego, twardość ogólna, fosforany ogólne, fosfor całkowity, mineralne formy azotu, barwa, rozpuszczone substancje organiczne (RSO), frakcja barwna rozpuszczonego węgla organicznego (z ang. CDOC), chlorofil *a*, feofityna *a*) i osadów dennych (materia organiczna, fosfor całkowity, azot ogólny).

Realizacja badań możliwa była dzięki udziałowi w grantach Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego pt. „Funkcjonowanie zbiorowisk planktonu w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiornikach wodnych w krajobrazie rolniczym” (2P06S 00829, okres realizacji 2005-2009) i „Drobne zbiorniki wodne poddane zróżnicowanej presji antropogenicznej w krajobrazie rolniczym: struktura biocenotyczna jako wskaźnik jakości wód” (NN305 042739, okres realizacji 2010-2014).

### 3. Omówienie wyników

#### 3.1. Znaczenie form użytkowania zlewni, charakterystyk fizycznych i typu roślinności strefy buforowej dla stanu jakościowego siedliska wpływającego na strukturę hydrobiontów

Z punktu widzenia prawidłowego planowania i zarządzania przestrzenią wiedza na temat roli małych ekosystemów wodnych w ekologii krajobrazu ma bardzo ważne znaczenie dla zachowania i zwiększania różnorodności biologicznej krajobrazu rolniczego. MZW cechuje silnie zróżnicowanie hydrochemii zależne od typu użytkowania gruntów (**poz. H1**). Dotychczasowe badania małych zbiorników wodnych krajobrazu naturalnego i antropogenicznie przekształconego potwierdzają dużą podatność jakości wód i osadów dennych na zmiany pod wpływem czynników zlewniowych (**poz. H3, H5**). Jest pewnym fenomenem, że lokalne zróżnicowanie przestrzenne krajobrazu powoduje niekiedy skrajnie duże różnice trofii i struktury biocenotycznej w zbiornikach położonych nawet bardzo blisko siebie (**poz. H2**). Zdaje się to wskazywać, że zmiany jakościowe dokonujące się pod wpływem wysokonakładowego rolnictwa jakkolwiek duże nie spowodowały jeszcze trwałej deformacji ekosystemów.



Wykazano, że uproszczenie krajobrazu rolniczego z eliminacją miedz, zadrzewień i zakrzewień, które tworzą strefy buforowe wokół drobnych zbiorników wodnych, nasila negatywny wpływ działalności rolniczej na jakość wód i osadów dennych MZW (poz. H2, H3, H4). Stąd skoncentrowanie mojej uwagi na poszukiwaniu odpowiedzi na pytanie o znaczenie dla struktury hydrobiontów (skład jakościowy makrofitów i zooplanktonu oraz biomasa fitoplanktonu wyrażona przez chlorofil *a*) zmian hydrochemii generowanych przez formy użytkowania ziemi i typy stref buforowych, formujących przestrzenie ochronne. Badaniami do tego tematu objąłem reprezentację 165 zbiorników w trzech makroregionach fizyczno-geograficznych (Kondracki 2001) w regionie Wielkopolski: Pojezierze Wielkopolskie, Pojezierze Leszczyńskie i Nizina Południowowielkopolska. W odniesieniu do charakterystyk roślinności stref buforowych wyróżniono dwa typy buforu: tworzony przez krzewy i drzewa (24% ogółu) oraz roślinność trawiastą. Pierwszy był liczniejszy w makroregionie Nizina Południowowielkopolska, a drugi w mezoregionie Pojezierze Leszczyńskie, który reprezentuje krajobraz stosunkowo najsilniej zmieniony przez intensywną gospodarkę rolną (Ryszkowski 2000).

W krajobrazie Wielkopolski grunty orne są dominującą formą zagospodarowania ziemi i jak stwierdzono potencjalna presja zlewni na MZW jest duża, gdyż średni współczynnik Ohle'go wyniósł 140 (poz. H1). Wśród parametrów abiotycznych wód twardość była wysoce pozytywnie skorelowana z buforem porośniętym przez krzewy i drzewa, a poziom mineralizacji ze zlewnią łąkową i leśną. Znaczenie powierzchni zbiornika i długości brzegów było w tym przypadku nadzwyczaj ważne. Wysoce korzystny efekt dla jakości wód, poprzez redukcję stężeń niektórych nutrientów (głównie azotanów), daje porośnięcie brzegów przez drzewa i krzewy.

Zastosowanie analizy krokowej zmiennych środowiskowych (parametry morfometryczne zbiorników, powierzchnia zlewni, charakterystyki fizyczne i biologiczne stref buforowych, długość brzegu porośniętego przez drzewa i/lub krzewy w stosunku do długości całkowitej, parametry fizyczno-chemiczne wód) wykazało, że dla makrofitów kluczowe znaczenie mają cechy morfometryczne zbiornika, takie jak długość brzegu i głębokość zbiornika, a następnie typ zlewni i strefy buforowej. Dopiero w dalszej kolejności ważna jest jakość wód, zwłaszcza zawartość fosforu ogólnego kształtowana przez zlewnię i typ strefy buforowej. Tymczasem

dla zooplanktonu, poza głębokością wody, to właśnie troficzne parametry siedliska mają zasadnicze znaczenie. Dla Crustacea najważniejszy okazała się wysoki poziom mineralizacji i w mniejszym stopniu azot nieorganiczny, natomiast dla Rotifera oba parametry w układzie odwrotnym.

Rozpatrując powiązania hydrochemii i struktury biocenotycznej zbiorników z predyktorami środowiska oprócz oddzielnej analizy skupień zastosowano analizę łączną cech zlewni i buforu. Stwierdzono, że przy dominującym udziale w zlewni pól ornich, niezależnie od makroregionu, ponad 26% stanowi typ mieszany tworzony przez obszary nieużytkowo-łąkowo-wiejskie. Mimo, że zbiorniki o mieszanym typie zlewni, w porównaniu do zlewni zdominowanych przez grunty orne, były większe i miały mniejsze zlewne różnice w jakości wody nie były znaczące poza przewodnictwie właściwym wyższym w typie mieszanym (**poz. H1**).

Analiza łączna cech zlewni i buforu pozwoliła odpowiedzieć na pytanie, jaki rodzaj różnorodności krajobrazu i bezpośredniego otoczenia zbiornika jest optymalny dla jego siedliska. Wyróżniono trzy grupy zbiorników: o zlewni nieużytkowo-wiejskiej z buforem krzewów i traw, o zlewni z polami ornymi z buforem trawiastym i o zlewni z polami ornymi z buforem drzew i krzewów. Typy pierwszy i trzeci występują głównie na Nizinie Południowowielkopolskiej, podczas gdy w Wielkopolsce środkowej i zachodniej dominują układy silniej uproszczone (**poz. H1**). Z punktu widzenia jakości wód zbiorników i efektywności oczyszczania wód dopływających ze zlewni kluczowym czynnikiem było zwanie pasa krzewów i/lub drzew, co przekłada się na ścisłą strukturę korzeniową. Tymczasem zbiorniki posiadające wyłącznie bufor z roślinnością trawiastą nosiły wszelkie cechy przeżyźnienia wód przez związki azotu i fosforu (**poz. H6**). Potwierdza to zatem zaburzenie lub całkowity brak oddziaływania bariery, którą jest bufor porośnięty tylko przez rośliny zielne i tym samym pozbawiony w strukturze gleby systemu korzeniowego drzew i krzewów (Meyer i in. 2007; Ryszkowski i Kędziora 2007). Optymalne warunki funkcjonowania hydrobiontów cechowały zbiorniki o zlewni nieużytkowo-wiejskiej z buforem krzewów i traw. W tym przypadku odporność zbiorników na negatywne oddziaływania zlewni jest stosunkowo największa, co potwierdzają najniższe zawartości związków biogenicznych.

Podsumowując można wnioskować, że jakość i różnorodność biocenoz wodnych małych zbiorników jest wyraźnie uzależniona od sposobu użytkowania gruntów i typu roślinności strefy buforowej. Oznacza to, że dla hydrobiontów ważne są warunki mikrosiedliskowe (poz. H5), a czynniki mające wpływ na ich jakość realizują się zgodnie z teorią alternatywnych stanów stabilnych. Wykazano ponadto, że w krajobrazie rolniczym z gospodarką intensywną pełny obraz relacji pomiędzy cechami siedlisk i biocenozami małych zbiorników wodnych jest możliwy do uzyskania tylko w wyniku analizy łącznej atrybutów zlewni i strefy buforowej. Biorąc pod uwagę wymagania wysokoproduktywnego rolnictwa fakt przeżyźnienia przez substancje biogeniczne musi być rozważany w mikroskali z perspektywy pojedynczego zbiornika oraz w makroskali biorąc pod uwagę specyfikę hydrologiczną i geomorfologiczną. Niezależnie, wysoce pożądane jest równoważenie zróżnicowania przestrzennego krajobrazu poprzez odnowę i/lub utrzymywanie stref buforowych cieków i zbiorników wodnych z rozwiniętą roślinnością trawiastą łącznie z pasem krzewów i drzew.

### **3.2. Wpływ właściwości fizyczno-chemicznych biotopu na strukturę planktonu zwierzęcego z uwzględnieniem układów przestrzennych wód małych zbiorników, w tym starorzeczy w okresie limnofazy**

Małe zbiorniki wodne jako refugia flory i fauny reprezentujące swoiste, niekiedy ekstremalne warunki środowiska (poz. H1, H5) stanowią ważną ostoję bioróżnorodności. Jako że szczególnie dużych różnic w oddziaływaniu zlewni na populacje zooplanktonu można oczekiwać w zbiornikach na obszarach o skrajnie odmiennym typie użytkowania wzięto pod uwagę zbiorniki krajobrazu rolniczego i leśnego. A ponieważ typ zlewni w ogólnym zarysie odpowiada za właściwości fizyczno-chemiczne wód małych zbiorników przyjęto, że formowane odrębnie w zlewni rolniczej i leśnej abiotyczne parametry siedliska mają wpływ na strukturę zooplanktonu.

Rola zooplanktonu w skutecznym kontrolowaniu składu gatunkowego i biomasy, a pośrednio wydajności produkcji pierwotnej fitoplanktonu jest znana. Z drugiej strony, ponieważ konsumpcji zawsze towarzyszy wydalanie, żerowanie zooplanktonu stwarza warunki szybkiej regeneracji puli biologicznie przyswajalnych nutrientów (Ejsmont-Karabin 1984) i w ten

sposób wzmacnia potencjał rozwoju fitoplanktonu. Zasoby pokarmowe zooplanktonu mogą różnić się w zależności od architektury roślinności w zestawieniu z bezroślinnymi strefami wód. W wielu przypadkach jest to efekt specyficznej, gatunkowej wybiórczości pokarmowej (Knisely i Geller 1986), co jest przyczyną formowania się odmiennej jakościowo struktury zooplanktonu w strefach wód z makrofitami (Messyasz i Kuczyńska-Kippen 2006; Tessier i in. 2008). Celem identyfikacji wpływu właściwości fizyczno-chemicznych biotopu na strukturę planktonu zwierzęcego w układach przestrzennych wód w badaniach uwzględniono strefy elodeidów i helofitów oraz wód otwartych (bez makrofitów). W grupie obiektów znalazły się zbiorniki krajobrazu rolniczego i leśnego (poz. H3) oraz położone na obszarach zurbanizowanych i wiejskich (poz. H5, H6). Osobną grupą były starorzecza dużej rzeki nizinnej w okresie limnofazy (poz. H4), potraktowane oddzielnie z uwagi na specyfikę interakcji allochtonicznych.

Podstawową odmienną jakością biotopu zbiorników krajobrazu rolniczego przedstawiał wyższy poziom mineralizacji wód i status troficzny. Miało to odzwierciedlenie w biomacie fitoplanktonu tworzącego zwykle zakwity. Wysoką trofię siedliska potwierdzała dominacja Rotifera z *Anuraeopsis fissa* (Gosse) lub *Keratella cochlearis* f. *tecta* (Lauterborn). Cechą zbiorników silnie przeżyźnionych był bardzo wysoki udział fosforanów w puli fosforu całkowitego wskazujący nieograniczoną dostępność tych związków dla producentów pierwotnych (poz. H6). Notowane w tych warunkach duże zróżnicowanie biomasy fitoplanktonu między zbiornikami oznaczało, że jego rozwój jest warunkowany przez wiele zmiennych środowiskowych, a nie tylko na dostępność substancji biogenicznych (poz. H1, H5). W zbiornikach krajobrazu rolniczego nie notowano statystycznych zależności pomiędzy biomasa fitoplanktonu a stężeniami azotu i fosforu, inaczej niż w przypadku rozpuszczonej materii organicznej, która w nadmiarze wpływała na fitoplankton negatywnie. Drugą cechą charakterystyczną chemizmu wód zbiorników zlewni rolniczych są często bardzo wysokie (letalne dla ichtiofauny) stężenia azotu amonowego typowe dla wód zanieczyszczonych, gdzie z powodu braku tlenu przeważają procesy beztlenowego rozkładu materii organicznej oraz dysymilacyjna redukcja azotanów do azotu amonowego (poz. H5). W odniesieniu do zooplanktonu notuje się wówczas wprawdzie mniejszą liczebność, ale ogólny wpływ nadmiaru jonów amonowych nie wydaje się znaczący. Wynika to prawdopodobnie z faktu, że

wszystkie tego typu zbiorniki są eutroficzne i zasiedlają je gatunki tolerujące wysokie stężenia substancji biogenicznych.

Cechą zbiorników krajobrazu leśnego poza niższą trofią był niższy poziom ogólnej mineralizacji wód. Różnice w zawartości składników mineralnych zbiorników obu typów krajobrazu wynikają z odmiennego sposobu użytkowania zlewni i różnej podatności gleb na ich wymywanie. Pula składników nieorganicznych w glebach rolnych kształtowana jest sztucznie, a w leśnych w następstwie naturalnych przekształceń materii organicznej (Dziadowiec i in. 2005). W zbiornikach leśnych występują jednak przede wszystkim znacząco większe zawartości rozpuszczonej materii organicznej (RSO), a zwłaszcza absorbującej światło barwnej frakcji rozpuszczonego węgla organicznego (CDOC). Przekładało się to na wyższą barwę wody i gorsze warunki świetlne wód (poz. H3). O ile w zbiornikach śródpolnych pula materii organicznej zdominowana jest przez RSO w postaci produktów autolizy komórek, metabolitów produkowanych przyżyciowo przez plankton i makrofity, które ulegają degradacji biochemicznej, to w zbiornikach śródleśnych w dużej części tworzą ją trudno biodegradowalne substancje humusowe (poz. H5; Ochiai i in. 1980). Występowanie dużych ilości RSO z udziałem substancji humusowych doprowadza do uruchomienia pętli mikrobiologicznej, co stymuluje rozwój pierwotniaków i zooplanktonu (Hessen i in. 1990; Jansson i in. 1996). Porównanie zbiorowisk zooplanktonu wykazało dominację wyłącznie w zbiornikach leśnych takich gatunków jak *Colurella uncinata* (Müller), *Lecane closterocerca* (Schmarda), *Daphnia magna* Straus i *Eudiaptomus gracilloides* (Lilljeborg), natomiast w śródpolnych *Trichocerca similis* (Wierzejski), *Daphnia longispina* (Müller) i *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin). Bogactwo gatunkowe Rotifera było przy tym znacznie większe w zbiornikach śródleśnych, a Crustacea w śródpolnych. Liczebność obu grup zooplanktonu była zbliżona w zbiorniku śródpolnych, natomiast w śródleśnych wrotki znacząco dominowały nad skorupiakami.

Analiza związków pomiędzy zooplanktonem a siedliskiem wskazała, że typ krajobrazu jest najsilniejszym predyktorem dystrybucji ugrupowań zooplanktonu (poz. H3). Wśród gatunków Rotifera typowych dla zbiorników krajobrazu leśnego znalazły się należące do rodzajów: *Cephalodella*, *Lepadella*, *Lecane* i *Trichocerca*, zaś dla krajobrazu rolniczego Rotifera i Crustacea z gatunkami typowo pelagicznymi (np. *Polyarthra vulgaris* Carlin,

*Synchaeta tremula* (Müller) lub przedstawiciele rodzajów *Keratella*, *Bosmina* i *Ceriodaphnia*). Do czynników o znaczeniu kluczowym dla funkcjonowania biocenozy zooplanktonu należała biomasa fitoplanktonu i zawartość barwnej frakcji rozpuszczonego węgla organicznego, co ma związek z barwą wody i warunkami świetlnymi.

Zróznicowanie przestrzenne parametrów abiotycznych wody rozpatrywane w oparciu o wydzielenie stref wody wolnej od roślinności oraz dwóch stref hydrofitowych – elodeidów i helofitów w odniesieniu do typów krajobrazowych MZW nie dało przesłanek do stwierdzenia znaczącej zmienności w odniesieniu do temperatury wody, natlenienia, pH i twardości. Inaczej było w przypadku wskaźników trofii, gdzie istotne różnice wartości występowały w relacji: wody otwarte – elodeidy i wody otwarte – helofity. Tymczasem zawartości RSO i frakcji barwnej rozpuszczonego węgla organicznego wzrastały w szeregu: wody otwarte – elodeidy – helofity, co wskazywało na istotną w wydzieleniu substancji organicznych rolę makrofitów i rozwijającego się nań obficie peryfitonu. W przypadku biogenicznych składników wód wykazano większy wpływ helofitów w porównaniu do elodeidów i nymfeidów na redukcję mineralnych składników wód, zwłaszcza udziału biodostępnych fosforanów w puli fosforu całkowitego (poz. H5). Zbiorowiska roślinne ułożone w rosnącym gradiencie proporcji ilościowych obu składników tworzyły sekwencję: *Typha latifolia* L./*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud > *Myriophyllum spicatum* L. > *Batrachium circinatum* (Sibth.) > *Ceratophyllum demersum* L. > *Potamogeton lucens* L. > *Polygonum amphibium* L. > *Potamogeton crispus* L. > *Schoenoplectus palustris* L. > *Potamogeton pectinatus* L. > *Zannichella palustris* L. Odrębność cech abiotycznych wód w strefie helofitów wynika głównie z dużej produkcji biomasy, jak i fizycznej stabilizacji wód powstrzymującej falowanie i resuspensję osadów.

W badanych zbiornikach często występował stan całkowitego przerośnięcia całej toni wodnej przez makrofity (od dna do powierzchni), co tworzyło doskonałe refugium dla zooplanktonu. Stężenia chlorofilu *a* wskazywały, że dla fitoplanktonu zdecydowanie najlepsze warunki występowały w nieocienionych strefach bezroślinnych (poz. H5). Wody otwarte zdecydowanie nie były preferowane przez Crustacea. W strefach z makrofitami skład taksonomiczny zooplanktonu był bogatszy, zwłaszcza w strefach elodeidów, niezależnie od krajobrazowego typu zbiornika oraz obecności czy braku ryb. Rotifera preferowały strefy

wód otwartych w zbiornikach śródleśnych i strefy elodeidów zbiorników śródpolnych. W układzie przestrzennym wód różnice wartości wskaźnika różnorodności gatunkowej obu grup zooplanktonu były nieznaczne. Jednakże, tak jak w przypadku bogactwa gatunkowego, strefy roślinne cechowały wartości wyższe niż wody otwarte.

Rozpatrując charakterystyki zlewni w obszarach wiejskich zwrócono uwagę na powszechne występowanie dwóch typów stref buforowych: trawiastego oraz drzew i krzewów. O ile typ pierwszy nosi cechy sztucznie utrzymywanego (nawożenie, chemiczne odchwaszczanie, koszenie) i wpływa eutrofizująco, to drugi oddziałuje ze wszech miar korzystnie (**poz. H1**). Charakterystyczne dla buforu tworzonego przez drzewa ocienienie lustra wody, w zbiornikach drobnych często całkowite, zwiększa pokrycie powierzchni wody przez pleustofity (**poz. H1**) i ogranicza rozwój fitoplanktonu. W tych warunkach stwierdza się widoczny, pozytywny wpływ Crustacea na kontrolowanie jego biomasy (**poz. H6**). Zbiorniki z otoczeniem wyłącznie buforu trawiastego są silniej zeutrofizowane, obficie porośnięte przez elodeidy (**poz. 1**) i występują w nich zakwity fitoplanktonu, często zdominowanego przez niejadalne dla zooplanktonu Cyanoprokaryota (Celewicz-Gołdyn i Stefaniak 2009).

Czynnikiem o dużym znaczeniu dla wartości środowiskowej małych zbiorników wodnych jest łączność z siecią ekologiczną krajobrazu. Starorzecza stanowią w tym zakresie przypadek szczególny, gdyż ich rozwój i funkcjonowanie powiązane są z oddziaływaniami rzeki. W okresie wysokiego stanu wód i powodzi, gdy starorzecza są podtopione lub całkowicie na pewien czas zalewane zmienia się chemizm ich wód (**poz. H6**) oraz następuje częściowa lub całkowita eliminacja biocenozy wodnych (Wilk-Woźniak i in. 2013; Napiórkowski i Napiórkowska 2014). Z drugiej strony, poza oddziaływaniami degradującymi siedlisko powódzie przyczyniają się do zwiększenia liczby dostępnych nisz ekologicznych, co sprzyja zwiększaniu różnorodności gatunkowej (**poz. 5**).

Starorzecza środkowego biegu rzeki Warty znajdują się na obszarach leśnych i rolnych reprezentujących ekstensywny typ gospodarki, a wylewy rzeki są głównym czynnikiem kształtującym ich zasobność biogeniczną. Badania prowadzone w okresie limnofazy, po powtarzających się w ciągu kilku lat stanach powodzi i podtopień, objęły przestrzenną zmienność jakościową i ilościową zooplanktonu (wody otwarte – elodeidy) w relacji do

parametrów biotycznych i abiotycznych wód. Założono, że starorzecza w limnofazie mają cechy charakterystyczne dla środowisk przejściowych (ekotonalnych) reprezentując nad wyraz dużą różnorodność gatunkową.

Mimo, że powódź powoduje eliminację roślinności wodnej, w badanych starorzeczach stwierdzono uderzający podział gatunków zooplanktonu względem wymagań siedliskowych. Wyróżniały się wyraźnie pelagiczne gatunki Rotifera (m. in. *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. cochlearis* f. *tecta*, *K. quadrata* (Müller), *Polyarthra remata* (Skorikov), *Pompholyx complanata* Gosse), których występowanie było zależne od źródeł pokarmu i obecności ryb oraz pelagiczne gatunki Crustacea (m. in. *Bosmina coregoni* Baird, *Daphnia longispina* Müller, *Eudiaptomus gracilis* (Sars)) preferujące wody twarde o mniejszej żyzności i w znacznym stopniu ocienione. Należy zaznaczyć, że sporą część gatunków w obu grupach reprezentowały gatunki eutroficzne (jak *Brachionus angularis* Gosse, *Filinia longiseta* Ehrenberg, *K. cochlearis* f. *tecta*, *K. quadrata*, *Bosmina longirostris* Ehrenberg). Litoralowe wrotki i skorupiaki (m. in. *Bdelloidea*, *Cephalodella ventripes* Dix-Nutt, *Colurella uncinata* (Müller), *Lecane closterocerca* (Schmarda), *L. luna* (Müller), *Lepadella patella* (Müller), *Harpacticoidae*, *Pleuroxus aduncus* (Jurine)) preferowały zbiorniki zarybione, o dużym udziale drzew na długości brzegu i z lustrem wody pokrytym przez pleustofity.

Badania starorzeczy wykazały brak znaczącej roli typu użytkowania zlewni (leśny, rolny) na różnorodność i zagęszczenie biocenozy zooplanktonu. Analiza związków zbiorowiska z biotopem wykazała negatywną zależność bogactwa gatunkowego i wskaźnika Shannona-Weavera tak Rotifera, jak i Crustacea od trofii i mineralizacji ogólnej a pozytywną od warunków świetlnych wód. W ujęciu przestrzennym wyższe wartości wskaźników cechowały strefy elodeidów silnie zabudowanych przez makrofity, gdzie zooplankton znajdował z jednej strony kryjówki przed drapieżnikami a z drugiej, zwiększenie heterogenii siedliska zwielokrotniało ilość dostępnych nisz ekologicznych powiększając tym samym różnorodność form litoralowych (poz. H6).



### 3.3. Możliwości identyfikacji typu zlewni na podstawie parametrów fizyczno-chemicznych wody i osadów dennych małych zbiorników

Postępująca antropogeniczna transformacja krajobrazu generuje jakościową degradację środowiska glebowego, czego konsekwencją dla wód śródlądowych jest głównie ich nadmierna eutrofizacja. Ten typ niekorzystnych przemian widoczny jest najszybciej w małych i płytkich zbiornikach (**poz. H5**). Naturalnym jest oczekiwanie, że zbiorniki różnych typów zlewni (leśna, rolnicza, miejska) będzie cechował odrębny typ chemizmu, a poszczególne parametry określony zakres zmienności. W przedmiocie powyższego tematu w badaniach wód poza właściwościami fizyczno-chemicznymi uwzględniono chlorofil  $\alpha$ , jako główny wskaźnik trofii (**poz. H6**).

Biorąc pod uwagę parametry fizyczno-chemiczne wód mierzone w warunkach terenowych nie wykazano różnic na tyle dużych, by można ustalić charakterystyczne zakresy wartości. Odrębność pH, przewodności właściwej i natlenienia była z jednej strony wynikiem optymalnego w warunkach szczytu sezonu wegetacyjnego rozwoju producentów pierwotnych, a z drugiej przemian biochemicznych świeżej i zakumulowanej w zbiornikach materii organicznej. Wykazano jednak, że zbiorniki zlewni rolniczej w porównaniu do śródleśnych i miejskich są pod względem jakości wody grupą wysoce niejednorodną, tak ze względu na stężenia łatwo wymywanych z gleb związków mineralnych (azotany, związki fosforu), jak i rozpuszczonej substancji organicznej (**poz. H6**). Fakt ten wskazuje na znaczną rolę przestrzennego zróżnicowania jakości krajobrazu z tytułu typu gospodarki rolnej (**poz. H1**) oraz świadczy o odmiennym metabolizmie i funkcjonowaniu biocenozy w porównaniu do zbiorników innych typów zlewni (**poz. H6**).

Analiza statystyczna relacji zmiennych jakościowych wód wykazała, że w obrębie trzech typów zlewni ponad 90% wariancji wyjaśniał poziom trofii, wynikający z zawartości nieorganicznych związków fosforu i azotu. Cechą chemizmu zbiorników zlewni leśnej jest ściśle powiązanie między zawartością CDOC i azotem amonowym wskazujące na główną rolę allochtonicznej materii organicznej w kształtowaniu zasobności biogenicznej biotopu. W grupie zbiorników zlewni rolniczej wydzielono 2 podgrupy o odrębnych cechach jakościowych, nawiązujących do typu użytkowania gruntów (**poz. H1**) – pierwszą z wysokimi

koncentracjami azotanów oraz drugą z wysoką zawartością RSO i związków fosforu. Od zasobności biogenów zależna była też przezroczystość wody. Zlewni miejska generuje tymczasem zupełnie inne warunki funkcjonowania zbiorników (**poz. H6**). Wysokie zawartości RSO są wynikiem zasilania autogenicznego przez produkcję pierwotną masowo rozwijającego się fitoplanktonu, w następstwie łatwej dostępności fosforanów.

Wykazano dużą rolę wskaźnikową chlorofilu *a* w identyfikacji typu zlewni, a pośrednio również jakościowego zróżnicowania dopływającej materii. Biorąc pod uwagę malejące koncentracje pigmentu zlewnie utworzyły szereg: miejskie > rolnicze > leśne. Jak stwierdzono zbiorniki zlokalizowane w przestrzeni miejskiej, o zupełnie zaburzonej geomorfologii i stosunkach wodnych, powszechnie reprezentują stan mętnowodny z masowymi zakwitami fitoplanktonu (**poz. H6**). Zlewnia rolnicza tymczasem, poza alimentacją związków trofogenicznych jest też źródłem chemicznych substancji stosowanych w zabiegach agrotechnicznych, które mogą być toksyczne dla producentów pierwotnych. Stąd spotykany w zbiornikach śródpolnych stan czystowodny mimo szczątkowego stanu makrofitów oraz pozornie nieuzasadnienie wysokie proporcje stężeń feofityny w stosunku do chlorofilu. Podobne warunki występujące w zbiornikach zlewni leśnych są skutkiem rozwoju nymfeidów i elodeidów oraz zaburzenia warunków świetlnych w związku z wyższą barwą wody.

Badania wód zbiorników wykazały dużą odrębność wartości udziału fosforanów w puli fosforu całkowitego (w %) w poszczególnych typach zlewni (**poz. H3, H5, H6**). Oznacza to możliwość zastosowania proporcji ilościowych obu składników w roli wskaźnika typu zlewni, a nawet formy jej użytkowania. W sytuacji badań zbiorników jednego typu zlewni wskaźnik umożliwia ocenę stabilności warunków hydrochemicznych oraz wykrycie obciążeń nadzwyczajnych na przykład w wyniku dopływu ścieków rolniczych.

W odniesieniu do osadów dennych stwierdzono możliwość identyfikacji typu zlewni małych zbiorników wodnych tylko w odniesieniu do struktury osadu. W zlewni rolniczej zaznaczała się silna dominacja osadów typu mineralnego (właściwe i próchniczne), a w leśnej organicznego (silnie i słabo zamulone). Przez wgląd na bardzo mały udział materii organicznej w osadach zbiorników śródpolnych wnioskować można, że zasoby węgla

organicznego w glebach (w Wielkopolsce dominują gleby lekkie wytworzone na piaskach) są bardzo ograniczone, co oznacza zagrożenie dla potencjału ich produktywności biologicznej. Z drugiej strony osady tej grupy zbiorników zawierały, niezależnie od typu, duże stężenia fosforu i azotu, co wskazuje na decydującą rolę nawożenia mineralnego w kształtowaniu wielkości depozycji. W zbiornikach śródlęśnych zasobność fosforu i azotu w osadach była istotnie mniejsza, a zarazem odwrotnie proporcjonalna do zawartości materii organicznej.

#### 4. Podsumowanie – elementy nowości naukowej

Wyniki uzyskane podczas realizacji badań wchodzących do rozprawy habilitacyjnej pozwoliły na sformułowanie wniosków i elementów nowości naukowej:

1. Ustalono, że niezależnie od skali przekształceń krajobrazu, właściwości biotopu oraz skład i różnorodność biocenoz wodnych małych zbiorników są uzależnione od sposobu użytkowania gruntów i typu roślinności strefy buforowej. W obszarach objętych przez intensywną gospodarkę rolną uproszczenie krajobrazu przez eliminację roślinnych stref buforowych potęguje negatywny wpływ na właściwości abiotyczne biotopu. Tymczasem, dla zbiorników zlokalizowanych w obszarach ekstensywnie użytkowanych dolin dużych rzek nizinnych kluczowe znaczenie ma potamofaza.
2. Wykazano, że strefy buforowe składające się wyłącznie z roślinności trawiastej nie stanowią skutecznej bariery ograniczającej negatywne oddziaływania rolnictwa ani właściwej ochrony siedlisk wodnych. Aby funkcje te realizowały się w pełni niezbędnym uzupełnieniem strefy musi być pas krzewów i/lub drzew o możliwie największym zwarciu i długości wokół zbiornika.
3. Wykazano, że eutrofizacji wód towarzyszy wzrost proporcji udziału fosforanów ogólnych w puli fosforu całkowitego, wskazując ich nieograniczoną dostępność dla producentów pierwotnych. Jednak zróżnicowanie biomasy fitoplanktonu wskazuje, że dla tej grupy hydrobiontów główne znaczenie mają fizyczne cechy środowiska, a nie nutrieny występujące zwykle w nadmiarze.

4. Stwierdzono, że dominacja gruntów ornych, silna presja zlewni i przekształcenia środowiska polegające na uproszczeniu struktury krajobrazu dokonujące się pod wpływem intensywnego typu gospodarki rolnej nie spowodowały dotąd w Wielkopolsce powszechnej i trwałej degradacji ekosystemów drobnych zbiorników. Jednak w perspektywie wieloletniej przeżyźnienie biotopu przez związki mineralne pochodzenia nawozowego, o charakterze zanieczyszczenia trwałego, stanowi dla nich poważne zagrożenie.
5. Stwierdzono, że zbiorniki zlewni rolniczej w porównaniu do innych typów są grupą wysoce niejednorodną względem cech jakościowych wód, a zwłaszcza zawartości azotanów, związków fosforu i rozpuszczonej substancji organicznej. Ponieważ zlewnia rolnicza generuje dopływ rozpuszczonej substancji organicznej z dominującym udziałem związków bardzo podatnych na rozkład tlenowy, potencjał niekorzystnych dla metabolizmu i funkcjonowania biocenoz przemian środowiska abiotycznego zbiorników jest znaczący.
6. Widocznym skutkiem intensywnego sposobu gospodarowania rolniczego w zbiornikach pozbawionych strefy buforowej jest eliminacja producentów pierwotnych najpewniej pod wpływem substancji toksycznych stosowanych w zabiegach agrotechnicznych. W takiej sytuacji w zbiorniku nawet silnie zeutrofizowanym obserwuje się stan czystowodny mimo szczątkowego stanu makrofitów oraz pozornie, nieuzasadnienie wysokie proporcje stężeń feofityny  $a$  w stosunku do chlorofilu  $a$ .
7. Wykazano, że mikroekosystemy małych zbiorników doskonale odzwierciedlają dynamiczną równowagę między hydrobiontami a środowiskiem abiotycznym w interakcji z wpływem czynników allochtonicznych. Optymalne warunki funkcjonowania makrofitów i zooplanktonu w zbiornikach krajobrazu rolniczego reprezentuje zlewnia nieużytkowo-wiejska, a optymalna strefa buforowa jest tworzona przez pas roślinności trawiastej i krzewów.
8. Parametrami o kluczowym znaczeniu dla makrofitów są cechy morfometryczne zbiornika (długość brzegu, głębokość wody) oraz typ zlewni i strefy buforowej, a w mniejszym stopniu jakość wody. W przypadku fitoplanktonu główną rolę

ograniczającą pełnią fizyczne cechy środowiska, a nie nutrieny występujące zwykle w nadmiarze. Tymczasem dla zooplanktonu główne znaczenie oprócz bazy pokarmowej ma głębokość wody i właściwości troficzne siedliska.

9. Analiza układów przestrzennych wód wykazała, że niezależnie od typu krajobrazowego zbiornika w strefach z makrofitami skład taksonomiczny zooplanktonu jest bogatszy. Szczególnie duża różnorodność i zagęszczenie, z racji zwiększenia ilości dostępnych nisz ekologicznych, cechuje starorzecza po okresie potamofazy.
10. W obszarach objętych ekstensywną gospodarką rolną wykazano brak znaczącej roli typu użytkowania zlewni na różnorodność i zagęszczenie zooplanktonu. Analiza związków zbiorowiska z biotopem wykazała w tym przypadku negatywną zależność bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej Rotifera i Crustacea od trofii i mineralizacji ogólnej a pozytywną od warunków świetlnych wód.
11. Stwierdzona odrębność wartości udziału fosforanów ogólnych w puli fosforu całkowitego w wodach zbiorników wskazuje na możliwość zastosowania proporcji ilościowych składników w roli wskaźnika typu zlewni, a nawet formy jej użytkowania. W jednorodnym typie zbiorników lub w ujęciu lokalnym jest możliwa ocena stabilności warunków hydrochemicznych oraz wykrycie zanieczyszczeń nadzwyczajnych, takich jak dopływ ścieków rolniczych.
12. Ujawniono wskaźnikową rolę stężeń chlorofilu *a* w wodzie w identyfikacji typu zlewni, a pośrednio również zróżnicowania jakościowego dopływającej materii. Typ zlewni jest możliwy do identyfikacji również na podstawie struktury wierzchniej warstwy osadu dennego.

## 5. Aplikacyjne znaczenie wyników

Wyniki badań pozwoliły na wyciągnięcie wniosków uniwersalnych mających zastosowanie w ochronie przed degradacją i badaniach stanu ekologicznego małych zbiorników wodnych krajobrazu rolniczego.

1. Celem utrzymania równowagi ekologicznej w intensywnie użytkowanym krajobrazie rolniczym należy bezwzględnie przeciwdziałać nie tylko eliminacji naturalnych zbiorników

wodnych, ale również zadrzewień i zakrzewień śródpolnych typu wyspowego przy oczkach wodnych oraz liniowego wzdłuż cieków i rowów melioracyjnych.

2. Ponieważ jakość i różnorodność biocenoz wodnych małych zbiorników jest wyraźnie uzależniona od struktury roślinności strefy buforowej wysoce pożądane jest utrzymanie stref tworzonych przez formacje krzewiasto-drzewiaste tworzone przez rodzime gatunki liściaste oraz odnowa lub przebudowa struktury roślinności stref istniejących.
3. Optymalna struktura strefy buforowej tworzona jest przez pas roślinności zielnej porastającej pobrzeże do linii wody wraz ze zwartym, liniowym pasem rodzimych liściastych gatunków krzewów i drzew lub tylko drzew, rosnących poza skrajem brzegu w odległości zapewniającej ocienienie lustra wody a przy tym ograniczony opad liści do zbiornika. Strefa buforowa o proponowanej charakterystyce skutecznie ogranicza alimentację substancji biogenicznych migrujących z gleb pasywnie i drogą spływu powierzchniowego oraz gwarantuje sukcesywny dopływ świeżej materii organicznej stymulującej rozwój biocenozy.
4. W badaniach stanu ekologicznego zbiorników krajobrazu rolniczego poza analizami struktury biocenotycznej i jakością wody należy brać pod uwagę atrybuty zlewni (powierzchnia, procentowy udział form użytkowania z wyróżnieniem gruntów ornych, łąk, lasów, nieużytków, obszarów miejskich) i strefy buforowej (typ roślinności, udział długości brzegu zajmowanego przez drzewa i krzewy w stosunku do obwodu zbiornika), gdyż tylko w ten sposób możliwe jest uzyskanie pełnego obrazu relacji biocenoza – biotop i optymalizacja zarządzania środowiskiem.
5. W sytuacji odtwarzania zbiorników lub tworzenia zbiorników nowych należy unikać formowania mis owalnych (lub zbliżonych) na rzecz wydłużonych. W każdym przypadku wskazuje się konieczność zachowania ochronnej strefy buforowej o szerokości przynajmniej 5 m.
6. Odnowa zbiorników przez mechaniczne pogłębianie misy musi być poprzedzona badaniami struktury osadów dennych i ograniczona do usunięcia osadów organicznych. W sytuacji ich braku wskazuje się zabiegi izolacji osadów, przy zastosowaniu minerałów ilastych takich jak bentonit, jako bezpieczniejsze dla biocenozy.

## 6. Perspektywa nowych badań

W ciągu najbliższego roku w kooperacji z partnerami ze strony niemieckiej (Umowa Kooperacyjna Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research, Müncheberg – Wydział Biologii UAM, Poznań) podjęte zostaną badania mające na celu określenie zróżnicowania wzorców bioróżnorodności sieci wód śródlądowych, tworzonych przez małe zbiorniki wodne i płytkie jeziora względem lokalizacji przestrzennej uwzględniającej różną skalę antropogenicznych przekształceń krajobrazu rolniczego – od silnie (południowo-wschodnia Meklemburgia i północna Brandenburgia), przez średnio (Pojezierze Wielkopolskie) do słabo zaawansowanych (Nizina Północnomazowiecka). W badaniach analizowane będą lokalne i regionalne uwarunkowania środowiskowe oraz łączność krajobrazu i różnorodności biologicznej. Ponadto w latach 2017-2018 realizowany będzie międzynarodowy projekt badawczy dotyczący drobnych zbiorników z sieci BiodivERsA (perspektywa 2015-2020) i zadania tam ujęte.

### Literatura

- Arczyńska-Chudy E., Gołdyn H., Michalak A. 1996. Roślinność wodna i bagienna a neutralizacja zanieczyszczeń. W: Kraska M., Błażejowski R. (red) Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Wyd. Sorus, Poznań, 9–16.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. 2008. Hydrologia ogólna. PWN, Warszawa.
- Celewicz-Gołdyn S., Stefaniak K. 2009. Charakterystyka zbiorowisk fitoplanktonu. W: N. Kuczyńska-Kippen (red) Funkcjonowanie zbiorowisk planktonu w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiornikach wodnych Wielkopolski. Wyd. Bonami, Poznań, 104-186.
- Céréghino R., Biggs J., Oertli B., Declerck S. 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597 (1): 1–6.
- Céréghino R., Boix D., Cauchie H.-M., Martens K., Oertli B. 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* 723: 1–6.
- Collinson N.H., Biggs J., Corfield A., Hodson M.J., Walker D., Whitfield M., Williams P.J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74, 125–133.

- DeClerck F., Ingram J.C., Rumbaitis del Rio C.M. 2006. The role of ecological theory and practice in poverty alleviation and environmental conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 533–540.
- De Meester L., Declerck S., Stoks R., Louette G., Van de Meutter F., De Bie T., Michels E., Brendonck L. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation* 15: 715–726.
- Downing J.A., Prairie Y.T., Cole I.J., Duarte C.M., Tranvik L.J., Striegl R.G., McDowell W.H., Kortelainen P., Caraco N.F., Melack J.M., Middelburg J.J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51, 2388–2397.
- Drwal J., Lange W. 1985. Niektóre limnologiczne odrębności oczek. Zesz. Nauk. Wydz. Biol. Geografii i Oceanografii UG, Gdańsk, 14, 69–82.
- Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z. 2005. Materia organiczna, koloidy i roztwory glebowy jako przedmiot badań specjalistycznych. W: Bednarek K., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z. (red) *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. PWN, Warszawa, 113–246.
- Ejsmont-Karabin J. 1984. Phosphorus and nitrogen excretion by lake zooplankton (rotifers and crustaceans) in relationship to individual body weights of the animals, ambient temperature and presence or absence of food. *Ekologia polska* 32 (1), 3–42.
- Gelbrecht J., Lengsfeld H., Pöthig R., Opitz D. 2005. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology* 304, 151–165.
- Górniak A. 1999. Rola hydrologii i charakteru zlewni w kształtowaniu chemizmu wód jezior. W: A. Górniak (red.) *Współczesne kierunki badań hydrobiologicznych*. Mater. Konf., Supraśl, 61–67.
- Håkanson L. 2002. Lumbering operations, lake humification and consequences for the structure of the lake foodweb: A case study using the LakeWeb-model for Lake Stora Kröntjärn, Sweden. *Aquatic Sciences* 64, 185–197.
- Hessen D.O., Andersen T., Lyche A. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnology and Oceanography* 35, 84–99.



- Jansson M.P., Blomqvist P., Jonsson A., Bergström A.-K. 1996. Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örrträsket. *Limnology and Oceanography* 41, 1552–1559.
- Joniak T., Kuczyńska-Kippen N., Nagengast B. 2006. The chemistry of waters of small water bodies in the agricultural landscape of the western Wielkopolska region. *TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 3, 60–65.
- Joniak T., Kuczyńska-Kippen N. 2008. The effect of submerged macrophytes on water trophy formation in lakes and the great water bodies of the Wielkopolska Region (Western Poland). W: M. Sengupta, R. Dalwani (red) *Proceedings of Taal2007*, 2254–2257.
- Joniak T. 2009. Charakterystyka hydrochemiczna wód i zarys chemizmu osadów dennych drobnych zbiorników wodnych krajobrazu rolniczego i leśnego. W: N. Kuczyńska-Kippen (red) *Funkcjonowanie zbiorowisk planktonu w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiornikach wodnych Wielkopolski*. Wyd. Bonami, Poznań, 33–59.
- Knisely K., Geller W. 1986. Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* 69, 86–94.
- Kondracki J. 1998. *Geografia Polski – mezoregiony fizyczno-geograficzne*. PWN Warszawa.
- Kuczyńska-Kippen N. 2009. Charakterystyka zbiorowisk zooplanktonu. W: N. Kuczyńska-Kippen (red) *Funkcjonowanie zbiorowisk planktonu w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiornikach wodnych Wielkopolski*. Wyd. Bonami, Poznań, 244–332.
- Kuczyńska-Kippen N., Wiśniewska M., Joniak T. 2009. Zooplankton community structure of five neighboring small water bodies of anthropogenic origin. *TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 6, 153–161.
- Lischeid G., Kalettka T. 2012. Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* 689, 63–77.
- Messyasz B., Kuczyńska-Kippen N. 2006. Periphytic algal communities: a comparison of *Typha angustifolia* L. and *Chara tomentosa* L. beds in three shallow lakes (West Poland). *Polish Journal of Ecology* 54, 13–24.
- Nagengast B., Joniak T., Kuczyńska-Kippen N. 2007. Hydrobotanical characteristics in relation to habitat conditions of small mid-forest water bodies. *TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 4, 178–185.

- Napiórkowski P., Napiórkowska T. 2014. The impact of catastrophic flooding on zooplankton. *Polish Journal of Environmental Studies* 23, 409–417.
- Ochiai M., Nakajima T., Hanya T. 1980. Chemical composition of labile fractions in DOM. *Hydrobiologia* 71, 95–97.
- Oertli B., Auderset J.D., Castella E., Juge R., Cambin D., Lachavanne J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104, 59–70.
- Pätzig M., Kalettka T., Glemnitz M., Berger G. 2012. What governs macrophyte species richness in kettle hole types? A case study from Northeast Germany. *Limnologica* 42: 340–354.
- Ryszkowski L. 2000. Znaczenie obszarów rolniczych dla ochrony przyrody. W: S. Radwan, Z. Lorkiewicz (red) *Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych*. Wyd. UMCS, Lublin, 21-34.
- Ryszkowski L., Kędziora A. 2007. Modification of water flows and nitrogen fluxes by shelterbelts. *Ecological Engineering* 29 (4), 388–400.
- Scheffer M., van Geest G.J., Zimmer K., Jeppesen E., Søndergaard M., Butler M.G., Hanson M.A., Declerck S., De Meester L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112 (1): 227–231.
- Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon L., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91, 22–46.
- Szpakowska B., Życzyńska-Bałoniak I. 1994. The role of biogeochemical barriers in water migration of humic substances. *Polish Journal of Environmental Studies* 3 (2), 35–41.
- Szpakowska B. 1999. Występowanie i rola substancji organicznych rozpuszczonych w wodach powierzchniowych i gruntowych krajobrazu rolniczego. Wyd. UMK, Toruń.
- Tessier C., Cattaneo A., Pinel-Alloul B., Gaganti G. 2004. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Canada (Italy). *Journal of Limnology* 63, 190–198.

Wilk-Woźniak E., Ligeza S., Schubert E. 2013. Effect of water quality on phytoplankton structure in oxbow lakes under anthropogenic and non-anthropogenic impacts. *Clean-Soil, Air, Water* 42, 4, 421–427.

Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P., Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115, 329–341.

14.07.2016 r.

A handwritten signature in blue ink that reads "Tomasz Joniak". The signature is written in a cursive style with a long, sweeping underline.