

# **Autoreferat**

dr Paweł Napiórkowski

Zakład Hydrobiologii  
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska  
Uniwersytet Mikołaja Kopernika  
w Toruniu

1. Dane personalne

dr Paweł Napiórkowski  
Zakład Hydrobiologii  
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska  
Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytuł rozprawy doktorskiej

**Tytuł magistra biologii specjalność środowiskowa:**

1989, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Zakład Hydrobiologii, praca magisterska pt. „Wpływ resuspensji osadów dennych na zooplankton *Daphnia magna* Strauss”; promotor prof. dr hab. Andrzej Giziński

**Stopień naukowy doktora nauk biologicznych, w zakresie biologii:**

2002, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Zakład Hydrobiologii, rozprawa doktorska pt. „Zooplankton dolnej Wisły na odcinku od Wyszogrodu do Torunia. Wpływ Zbiornika Włocławskiego na strukturę tego zgrupowania”; promotor: prof. dr hab. Andrzej Giziński.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

1.04.1991 – 30.03.1994. Akademia Medyczna w Bydgoszczy, Katedra Fizjologii Człowieka, stanowisko: asystent

1.04.1994 – 1.06.2005. Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Zakład Hydrobiologii, stanowisko: asystent

2.06.2005- 30.09.2015. Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Zakład Hydrobiologii, stanowisko: adiunkt

1.10.2015. – obecnie. Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Zakład Hydrobiologii, stanowisko: asystent






4. Wskazanie osiągnięcia\* wynikającego 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. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311.):

a. Tytuł osiągnięcia naukowego:

**Wpływ zmieniających się warunków hydrologicznych na różnorodność zooplanktonu starorzeczy antropologicznie przekształconej rzeki na przykładzie dolnej Wisły.**

b. (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy), – *współczynnik wpływu (IF), punktacja Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego* - zgodne z rokiem opublikowania

**Na osiągnięcie naukowe składa się jednotematyczny cykl 5 publikacji z lat 2009-2017:**

1. Dembowska E., **Napiórkowski P.** , 2015, A case study of the planktonic communities in two hydrologically different oxbow lakes (Vistula River, Central Poland), Journal of Limnology 74 (2): 346-357, DOI: 10.4081/jlimnol.2014.1057 [**lista A MNiSW: 25pkt.**] [**IF-1.725; IF<sub>5year</sub> – 1.645**]
2. **Napiórkowski P.** , 2009, Influence of hydrological conditions on zooplankton of oxbow lakes (old riverbeds) of the Lower Vistula River in the city of Toruń. Limnological Papers 4: 55-67. [**Lista B MNiSW: 2pkt.**]
3. **Napiórkowski P.** , Napiórkowska T., 2017. Limnophase versus potamophase: how hydrological connectivity affects the zooplankton community in an oxbow lake (Vistula River, Poland). Annales de Limnologie, International Journal of Limnology 53:143-151. DOI: 10.1051/limn/2017001[**Lista A MNiSW: 20pkt**][**IF- 1.161; IF<sub>5year</sub> – 1.427**]
4. **Napiórkowski P.** , Napiórkowska T., 2014. The impact of catastrophic flooding on zooplankton. Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 23, No. 2: 101-109, [**lista A MNiSW: 15pkt.**] [**IF-0.871; IF<sub>5year</sub> – 0.888**]
5. **Napiórkowski P.** , Napiórkowska T., 2017. The impact of climate-related extremely low river levels on zooplankton in two oxbow lakes of a temperate river (the lower Vistula,

Poland). International Journal of Global Warming. DOI: 10.1504/IJGW.2018.10009310  
[Lista A MNiSW : 15pkt][IF- 0.660; IF<sub>5year</sub> – 0.944]

Sumaryczny 5-letni *impact factor* publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wynosi **4.904**, natomiast z roku opublikowania: **4.417**.

Łączna liczba punktów MNiSW za jednotematyczny cykl prac wynosi **77** (zgodnie z rokiem opublikowania).

**W pracach 2-5 jestem pierwszym autorem i autorem korespondencyjnym, w pracy 1 jestem autorem korespondencyjnym.**

W nawiasach kwadratowych numery cytowanych artykułów składających się na osiągnięcie naukowe np. [1]

- c. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

### **Wstęp**

#### Definicje

Starorzecze (jezioro przyrzeczne, paleomeander) to według Żmudzińskiego i in. (2002), niewielki zbiornik wodny położony w dolinie rzecznej, połączony trwale, okresowo lub całkowicie oddzielony od właściwego koryta rzeki. Powstaje on na skutek przerwania i odizolowania szyi meandru lub poprzez oddzielenie od rzeki wałem przykorytowym podczas wezbrań. Według Jezierskiej-Madziar (2005) jeziora przyrzeczne tworzą się na dwa sposoby: naturalnie i sztucznie w wyniku regulacji koryta rzeki. Starorzecza to zwykle płytkie zbiorniki, zdominowane przez makrofitę, astatyczne o zmiennych warunkach środowiskowych.

Terminy stosowane w literaturze anglojęzycznej w znacznie lepszym stopniu opisują genezę i kształt starorzeczy: naturalne to *oxbow-lakes*, natomiast powstałe w sposób sztuczny to, np. *old river-beds*, czy *dead arms of river*. Dla obu tych typów starorzeczy stosowane są terminy: *floodplain lakes* lub krócej *floodplain* (Junk i in., 1989; Dembowska i Napiórkowski, 2010).

Zbiorniki te, jako ostoja różnorodności biologicznej w dolinach rzek są istotnym elementem systemu rzeki (Amoros i Bornette, 2002; Funk i in., 2009). Starorzecza są postrzegane jako

miejsca płynnego przejścia od wód płynących do wód stojących w dolinach rzek (Baranyi i in., 2002; Schöll i in. 2012).

### Sposób funkcjonowania starorzeczy

Na funkcjonowanie starorzeczy mają wpływ cykliczne zalewania doliny wodami rzeki zgodne z teorią *Flood-Pulse Concept* (Junk i in., 1989). Dynamika i wielkość takiego zjawiska sprzyja powstawaniu połączeń między rzeką i starorzeczem, co umożliwia wymianę wody, biogenów i organizmów między elementami systemu rzeki (Amarus i Bornette, 2002, Obolewski i in. 2017). Łączenie się starorzeczy z macierzystą rzeką i ich izolacja determinuje pojawienie się dwóch odmiennych faz równowagi ekologicznej: limnofazy i potamofazy (Neiff, 1996). W okresie limnofazy (izolacji), starorzecza stają się zbiornikami o dość stabilnych warunkach, które umożliwiają rozwój makrofitów oraz wielu grup glonów (Reckendorfer i in., 2013). Starorzecza bogate w roślinność tworzą liczne mikrosiedliska, które sprzyjają rozwojowi różnorodnej fauny – litoralowej, pelagicznej i peryfitonowej (Wojciechowska i in., 2007; Thomaz i in. 2007). W tej fazie starorzecze może przypominać płytkie jezioro makrofitowe (Scheffer i Jeppesen, 1998; Mihaļjevič i in. 2010). Faza izolacji sprzyja swoistej indywidualizacji (zróżnicowaniu) zbiorników. Okresy stabilizacji przerywane są okresami zalewania starorzeczy przez wody rzeki (potamofaza). Wezbranie powoduje przepłukuje starorzecza, wynosi organizmy dotychczas je zasiedlające, a nawet może wymywać osady denne nagromadzone podczas limnofazy. Równocześnie woda rzeczna niesie ze sobą znaczne ilości zawiesiny, w związku z tym maleje przezroczystość, a zakorzenione na dnie makrofity giną z powodu braku światła. Zaczyna się zwykle dominacja drobnych organizmów wniesionych z wodami rzeki (Reckendorfer i in., 2012). Oczywiście zakres zmian biocenozy w starorzeczach ściśle związany jest z intensywnością wylewu z rzeki (Chaparro i in., 2011; Balkic i in., 2017; Obolewski i in., 2018). Po takim „odświeżeniu” biocenoza odradza się na nowo. Można stwierdzić, że ekosystemy starorzeczy funkcjonują od potamofazy do limnofazy, a liczba faz jest związana z warunkami hydrologicznymi panującymi w dorzeczu konkretnej rzeki.

### Rola starorzeczy w systemie rzeczonym

Starorzecza odgrywają ważną rolę w systemie rzeczonym:

- budują barierę geochemiczną redukując dopływ biogenów oraz innych zanieczyszczeń do rzeki (Lake i Bond, 2007),
- zatrzymują wodę stwarzając dogodne warunki dla życia organizmów ziemno-wodnych. (Junk, 2005; Tockner i in. 2009; Obolewski i in., 2018),
- stanowią siedliska dla zwierząt wodnych zwiększając różnorodność biologiczną systemu rzeki oraz mogą np. tworzyć miejsca tarła ryb (Shiel i in., 1998; Glińska-Lewczuk i in. 2016; Catlin i in., 2017),
- mogą być „matecznikami” życia dla rzek po powodziach (Meschiatti i in., 2000; Paira i Drago, 2007; Furst i in., 2014).

### Badania zooplanktonu starorzeczy na świecie i w Polsce

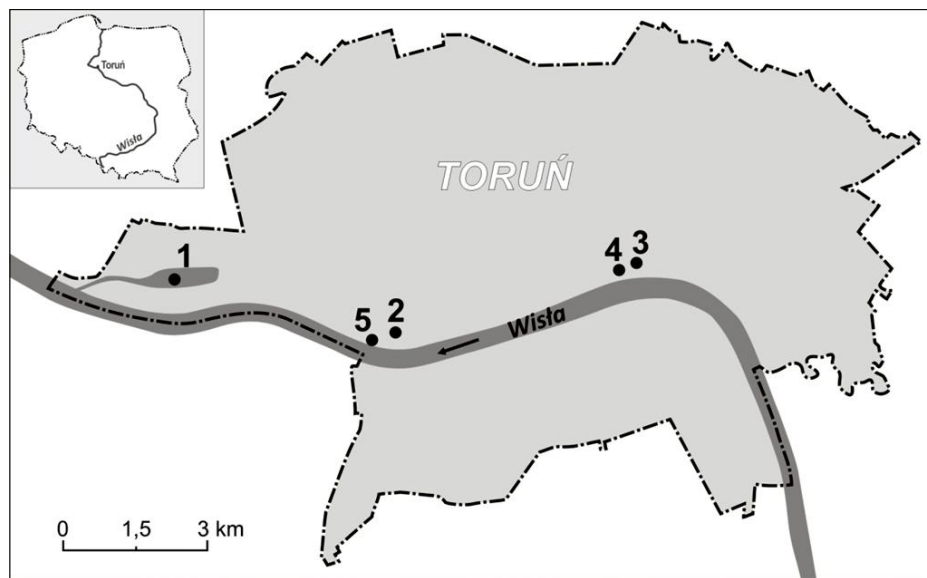
Dotychczasowe badania, które były prowadzone na starorzeczach rzek Dunaju, Parany, Paragwaju, Cuiby i Lużnicy, służyły głównie poznaniu struktury zooplanktonu i były de facto badaniami faunistycznymi (Baranyi i in., 2002; de Azevedo i in., 2003; Frutos i in., 2006; Ilyova i in., 2008; Neves i in. 2003, Pithart i in., 2007). Pewna część prac dotyczyła porównania zooplanktonu części nurtowej rzeki z zooplanktonem jej starorzeczy (Spaink i in., 1998; Vadadi-Fülöp i in., 2009). Oprócz tego wiele badań dotyczyło zróżnicowania przestrzennego i zmienności czasowej populacji zooplanktonu, np. w dolinie Dunaju (Schöll, 2010; Schöll i in., 2012). Jednak najwięcej prac prowadzonych na obszarze Ameryki Południowej i w Europie dotyczyło wpływu reżimu hydrologicznego rzek na charakter zooplanktonu powiązanych z nimi starorzeczy (de Paggi i Paggi, 2008; Paidere i in., 2009; Galir i Palijan, 2012). Rozpatrywane były skrajne warunki, tj. wpływ powodzi na zooplankton, jak również wpływ deficytów wody (suszy) na sukcesję zooplanktonu, m in. w starorzeczach rzeki Parany (Chaparro i in., 2011; Chaparro i in., 2015; Simões i in., 2013) oraz w rzece Waal (Roozen i in., 2008). Prowadzono również badania nad wpływem charakteru połączenia starorzecza z rzeką lub/i starorzecza z innymi starorzeczami na różnorodność zooplanktonu (de Paggi i Paggi, 2008; Górski i in., 2013; Basu i in. 2000). Połączenia traktowane są jak specyficzne strefy ekotonowe.

Zdecydowanie mniej badań poświęcono roli zooplanktonu w łańcuchu troficznym starorzeczy, m. in. w starorzecza rzeki Parany, Dunaju czy Murray (Segovia i in., 2015; Keckeis i in., 2003; Kattel i in. 2012).

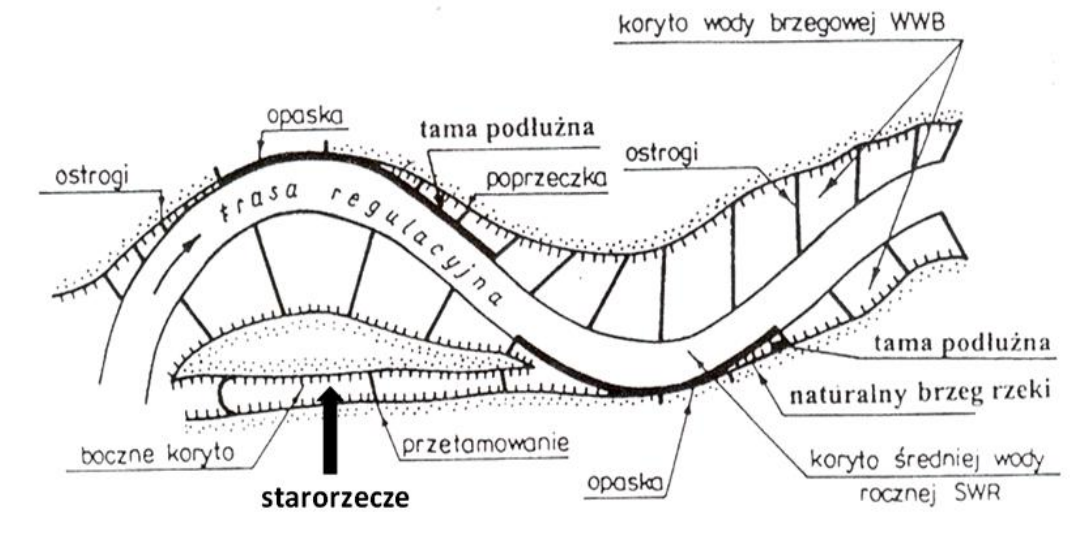
W Polsce pierwsze badania zooplanktonu starorzeczy dotyczyły głównie ustalenia składu gatunkowego. Zapoczątkował je Tschuschke (1960) badający wioślarki rzeki Warty i jej starorzeczy. Problematyką tą kontynuowali badacze z ośrodków w Poznaniu, Białymstoku, Krakowie, Słupsku i Lublinie. Prowadzili oni badania zooplanktonu, głównie w naturalnych starorzeczach Warty (Joniak i Kuczyńska-Kippen, 2016), Biebrzy (Goździejewska i in., 2016), Narwii (Karpowicz, 2014), Słupi (Obolewski, 2005) oraz Bugu (Paształeniec i in., 2013). Prace te dotyczyły przede wszystkim wpływu połączenia starorzeczy z rzeką na strukturę zooplanktonu. W tym kontekście plankton starorzeczy Wisły okazuje się stosunkowo mało poznanym. Jedynie nieliczne prace autorstwa Wilk-Woźniak i Pocięchy, (2005), Kosiby i in., (2016), Krztoń i in., (2017) próbują wypełnić tę lukę w wiedzy, dostarczając informacji o zooplanktonie starorzeczy górnego odcinka Wisły, w okolicach Krakowa.

W rzeczywistości zooplankton starorzeczy dolnego odcinka Wisły nie był dotychczas zbadany. Dlatego podczas moich badań skupiłem się na populacji zooplanktonu starorzeczy dolnej Wisły obserwując ją w różnych warunkach hydrologicznych. Starorzecza dolnej Wisły są przykładem głównie sztucznych zbiorników, które powstały w wyniku regulacji rzeki w XIX wieku (Makowski, 1998)(Ryc.1 i Ryc.2). Dolna Wisła przed regulacją miała charakter rzeki roztokowej, dlatego jej starorzecza mają zwykle podłużny kształt (dawnych koryt rzecznych) i najczęściej bywają półotwarte (semi-lotyczne) (Ryc. 3) oraz zamknięte (lentyczne) (Ryc. 4). W Polsce zooplanktonem tego typu ekosystemów (tj. starorzeczy uregulowanej dużej rzeki) nikt dotychczas się nie zajmował. Najwięcej informacji dotyczących ekosystemów o podobnej genezie pochodzi z badań starorzeczy Dunaju (Schöll i in., 2012; Galir i Palijan, 2012).

Ryc. 1. Położenie badanych starorzeczy: 1) Port Drzewny, 2) Martwa Wisła, 3) Winnica 1, 4) Winnica 2, 5) Przybyszewskiego.

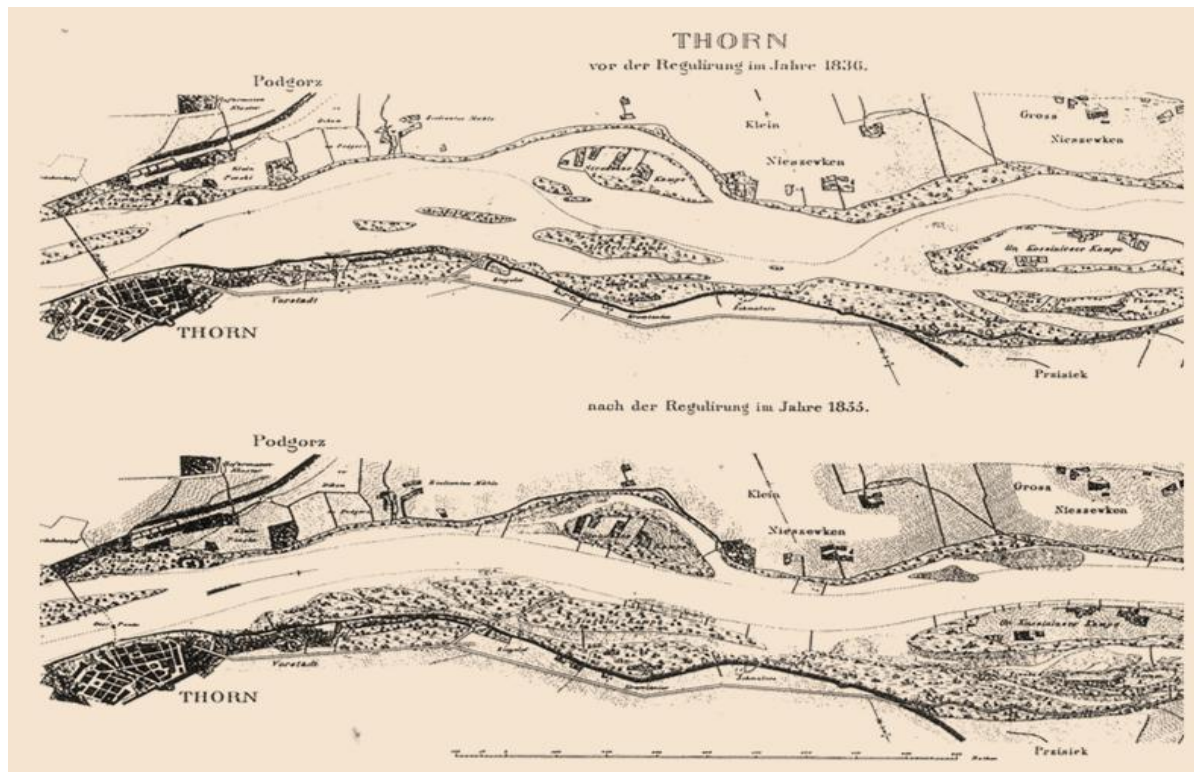


Ryc. 2. Przykład sposobu regulacji rzeki i powstania starorzecza (dolna Wisła) wg Makowskiego (1997 – uzupełnione)





Ryc. 3. Regulacja dolnej Wisły na wysokości Torunia i powstanie starorzeczy wg map z 1855 roku (Makowski 1997 – zmienione)



Ryc. 3 Przykłady starorzeczy dolnej Wisły: semi-lotyczne (PD) i lentyczne (MW)



**Wisła i starorzecze Port Drzewny (PD)**



**Starorzecze Martwa Wisła (MW)**



### **Cele i hipotezy badawcze**

Nadrzędnym celem badań było określenie wpływu warunków hydrologicznych panujących w Wiśle na sposób formowania się zgrupowań planktonu zwierzęcego w starorzeczach dolnego odcinka rzeki. Badano strukturę gatunkową, liczebność i biomasę zooplanktonu zarówno w starorzeczach dolnej Wisły, jak i w głównym korycie rzeki – w różnych warunkach hydrologicznych. Cele szczegółowe badań były następujące:

1. Porównanie zooplanktonu Wisły oraz grupy starorzeczy różniących się stopniem izolacji od koryta rzeki, w umiarkowanych warunkach hydrologicznych (przy średnich stanach wody w rzece).
2. Określenie wpływu zmian poziomu wody w Wiśle na zooplankton starorzecza okresowo połączonego z korytem rzeki.
3. Ocena wpływu ekstremalnie wysokich stanów wody (powodzi) na zooplankton starorzeczy.
4. Określenie wpływu ekstremalnie niskich stanów wody (suszy) na zooplankton starorzeczy.

Szczegółowe cele badawcze były realizowane kolejno i wyznaczone wraz z hipotezami badawczymi. Opisałem je w podrozdziałach, które noszą tytuły celów szczegółowych.

Zastosowałem „*The intermediate disturbance hypothesis*” (IDH) do opisanie wyników badań nad zmiennością zooplanktonu w zależności od warunków hydrologicznych (Connell, 1978). Według tej hipotezy umiarkowane zakłócenia w ekosystemie zwiększają różnorodność biologiczną badanej populacji.

Badania prowadziłem na 5 wybranych starorzeczach dolnej Wisły i samej Wiśle w sezonach wegetacyjnych od 2006 roku do 2016. Starorzecza różniły się stopniem izolacji od koryta rzeki. Łącznie pobrałem i opracowałem ponad 360 prób ilościowych i jakościowych. Większa część tych prób została wykorzystana w opublikowanych przeze mnie artykułach [1-5]. W analizach zooplanktonu rzeki i starorzeczy zastosowałem klasyczną metodykę badawczą, którą dokładnie opisałem w załączonych publikacjach.

## Weryfikacja celów i hipotez badawczych

### **Porównanie zooplanktonu Wisły oraz grupy starorzeczy różniących się stopniem izolacji od koryta rzeki, w umiarkowanych warunkach hydrologicznych (przy średnich stanach wody w rzece) [1-2]**

Zakładałem, że:

- a. Zooplankton głównego koryta Wisły jest mniej różnorodny i mniej liczny niż w starorzeczach z uwagi na warunki środowiskowe panujące w rzece (turbulentny przepływ wody, niższa temperatura itp.).
- b. W starorzeczach połączonych z korytem Rzeki różnorodność i liczebność zooplanktonu jest niższa niż w starorzeczach izolowanych. Napływy wody z Wisły do starorzeczy połączonych z korytem rzeki mogą okresowo destabilizować warunki życia w starorzeczach, zmniejszając przezroczystość i temperaturę wody, a tym samym hamują wzrost (rozwój) makrofitów (roślinność makrofitowa tworzy miejsca, gdzie zooplankton może chronić się przed drapieżcami, może również zdobywać pokarm).
- c. Warunki panujące w starorzeczach izolowanych sprzyjają większej różnorodności i obfitości skorupiaków planktonowych (więcej gatunków i większa liczebność).

Na podstawie wyników badań prowadzonych w sezonach wegetacyjnych 2006 i 2008 wyciągnąłem następujące wnioski:

Zooplankton Wisły był jakościowo i ilościowo zdecydowanie uboższy niż zooplankton starorzeczy. Odnotowałem zarówno większą liczbę gatunków, liczebność jak i biomasę zooplanktonu w starorzeczach niezależnie od ich stopnia izolacji od koryta rzeki. Podobne wnioski wyciągnął Vadadi-Fülöp i in. (2009) na podstawie badań prowadzonych w dolinie Dunaju.

Im bardziej starorzecze jest izolowane hydrologicznie, tym panują w nim stabilniejsze warunki dla rozwoju zooplanktonu. W starorzeczach odciętych od koryta rzeki, bez przeszkód rozwijała się roślinność makrofitowa. Makrofity stanowiły doskonałe refugium dla zooplanktonu, na co zwracają uwagę Kuczyńska-Kippen i in. (2009) oraz Karpowicz i in. (2016).



Dodatkowo, zwykle w starorzeczu izolowanym obserwowałem wyższą temperaturę wody niż w rzece i innych starorzeczach. Temperatura jako jeden z najważniejszych czynników fizycznych determinujących procesy biologiczne może mieć wpływ na szybszy rozwój zooplanktonu (Gyllström i in., 2008; Vadadi-Fülöp i Hufnagel; 2014; Paillex i in. 2017). Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziliśmy również, że w starorzeczach izolowanych dominowały Cryptophyta, które są doskonałym pokarmem dla zooplanktonu, w tym dla wrotków (potwierdziła to korelacja między Cryptophyta a Rotifera  $r = 0,79$ ;  $p \leq 0,05$ ) [1].

W związku z dobrymi warunkami życia w starorzeczach izolowanych odnotowałem większą liczbę gatunków zarówno Rotifera jak i Crustacea. Wśród Crustacea, głównie Cladocera preferują stabilne warunki, są grupą bardziej wrażliwą na okresowe dopływy wody rzeki (Vadadi-Fülöp i in., 2009), dlatego lepiej rozwijają się w starorzeczach izolowanych. Takie warunki wpływają również na większą liczebność i biomasę wszystkich organizmów zooplanktonowych.

Według wielu autorów (Pithart i in., 2007; Schöll i in, 2012; Balkic i in. 2017), Rotifera z powodu wysokiej tolerancji na zmienne warunki, stanowią dominującą grupę zarówno w wodach stojących, jak i płynących. Sugeruje się, że ta dominacja może wiązać się z ich małym rozmiarem i względnie krótkim czasem rozwoju w porównaniu do większych skorupiaków (Radwan, Bielańska-Grajner i Ejsmont-Karabin, 2004; Špoljar i in. 2016). Ponadto okazuje się, że wrotki (Rotifera) lepiej przystosowują się do niekorzystnych warunków siedlisk lotycznych i semi-lotycznych jakimi są starorzecza m.in. Dunaju i dolnej Wisły (Schöll i in, 2012).

Zarówno w rzece jak i w starorzeczach, pod względem liczebności zooplanktonu dominowały wrotki, jednak zmieniało się to w zależności od warunków hydrologicznych. W rzece wrotki stanowiły nawet 90%, podczas gdy w starorzeczach, w zależności od izolacji od 60 do 70% całkowitej liczebności zooplanktonu. Miejsce wrotków w starorzeczach zajmował zooplankton skorupiakowy [1-5].

Biomasa osobnicza była większa w starorzeczach izolowanych, co może świadczyć o wzroście udziału skorupiaków (Crustacea) w strukturze zooplanktonu badanych zbiorników. W takich warunkach (wyższa temperatura wody i duża obfitość makrofitów) zaczynały w starorzeczach izolowanych dolnej Wisły lepiej rozwijać się wioślarki (Cladocera). Istotną rolę wśród zooplanktonu skorupiakowego pełniły widłonogi (Copepoda). To one głównie

dominowały wśród skorupiaków w starorzeczach dolnej Wisły. Najczęściej były obecne w postaciach larwalnych (nauplii i copepodites) [1-5]. W tym zakresie moje doniesienia potwierdziły wyniki przedstawione przez innych autorów (Keckeis i in., 2003; Schöll i in., 2012; Pasztaleniec i in., 2013).

Napływy wody z rzeki do starorzecza mogą destabilizować warunki środowiskowe. Woda z rzeki bogata w zawiesinę, zmniejszała przezroczystość i hamowała rozwój makrofitów, szczególnie tych zanurzonych, co miało bezpośredni wpływ na spadek różnorodności zooplanktonu. Okresowe przemywanie wodami rzeki może również powodować spadek temperatury wody, co ma wpływ na rozwój zooplanktonu [1,2]. Z drugiej strony, niewielki napływ wody rzecznej może wносить organizmy rzeczne (np. Rotifera) oraz drobny pokarm dla wrotków.

### **Określenie wpływu zmian poziomu wody w Wiśle na zooplankton starorzecza okresowo połączonego z korytem rzeki (potamofaza vs. limnofaza) [3]**

Na wstępie opisu tego etapu badań należy przypomnieć, że funkcjonowanie starorzeczy uzależnione jest od cyklicznego zalewania wodami rzeki zgodnie z teorią *Flood-Pulse Concept* (FPC), (Junk i in., 1989). Warunki hydrologiczne w rzece (poziom wody) decydują o tym, czy starorzecza są izolowane czy połączone z rzeką (Paillax i in., 2013; Batzer i in., 2016; Obolewski i in., 2018). Dynamika tego zalewania decyduje o warunkach życia oraz o kształcie biocenozy starorzecza (Amorus i Bornette, 2002). Życie organizmów w starorzeczach zależy od dwóch faz (Neiff, 1996): potamofazy – kiedy woda napływa do starorzecza z rzeki i limnofazy – kiedy woda pozostaje w korycie rzeki zapewniając stabilność warunków środowiskowych w starorzeczu (Joniak i Kuczyńska-Kippen, 2016).

Badania prowadziłem w sezonach wegetacyjnych w latach: 2006, 2007, 2008 i 2013 [2]. Próby pobierane były od kwietnia do września co dwa tygodnie. Celem tego etapu badań była ocena wpływu zmiennego poziomu wody w rzece na warunki środowiskowe i życie organizmów starorzecza okresowo połączonego z korytem rzeki.

Założyłem, że:

- a. Niski stan wody i brak przemywania wodami rzeki (limnofaza) będą stwarzały stabilne warunki dla rozwoju zooplanktonu, a to będzie miało swoje odzwierciedlenie w większej liczebności planktonu zwierzęcego niż w okresie potamofazy. Limnofaza będzie sprzyjała rozwojowi obfitszego zooplanktonu skorupiakowego (uwzględniając liczbę gatunków oraz liczebność). Będą na to miały wpływ odpowiednie warunki środowiskowe – wyższa temperatura, brak ruchu wody, większa obfitość makrofitów.
- b. Podczas potamofazy, wlewy chłodniejszej wody z rzeki będą kształtowały termikę wody w starorzeczu oraz będą wносиły zawiesinę organiczną i mineralną do starorzecza. Ma to negatywny wpływ na przezroczystość wody i warunki życia makrofitów. Napływająca woda może również wnosić organizmy żyjące w rzece.
- c. Obfitość przemywania starorzecza wodami rzeki będzie miała wpływ na strukturę zooplanktonu. Zgodnie z teorią IDH (Connel, 1978), niewielkie i umiarkowane przemywanie może prowadzić do wzrostu różnorodności biologicznej zooplanktonu w starorzeczu.

Znaczne dopływy wody z rzeki destabilizują warunki życia w starorzeczu wpływając na przezroczystość, temperaturę wody i hamują rozwój makrofitów (de Paggi i Paggi, 2008; Paillax i in. 2017). Wszystkie te zmiany mają negatywny wpływ na zgrupowanie planktonowe.

To ostatnie założenie jest prawidłowe, jeśli rozpatruje się intensywne przemywanie starorzecza wodami rzeki. Jednak przez większość czasu w terminach prowadzonych badań [2], przemywanie było średnie lub wręcz niewielkie (średni poziom wody podczas badań wynosił 249cm – połączenie z rzeką ma miejsce powyżej 230cm) i nie zaburzało w istotny sposób warunków środowiskowych w starorzeczu. Było to widoczne na przykładzie niewielkich różnic w przezroczystości wody oraz w wartościach parametrów fizyczno-chemicznych (stężenia O<sub>2</sub>, pH, przewodnictwa) w okresach limnofazy i potamofazy. Jedyna różnica dotyczyła temperatury wody w obu fazach. Badania wykazały, że wyższa temperatura wody podczas limnofazy i stabilniejsze warunki miały wpływ na liczebność zooplanktonu. Podczas tej fazy liczebność była niemal 2,5 krotnie wyższa niż podczas potamofazy (2500 vs. 1100 os dm<sup>-3</sup>). Limnofaza sprzyjała rozwojowi skorupiaków planktonowych – większa liczebność (450 vs. 150 os dm<sup>-3</sup>) i dużo większa liczebność form larwalnych widłonogów (240 vs. 70 os dm<sup>-3</sup>) oraz nieco większa liczba gatunków niż w okresie potamofazy .

Podczas potamofazy odnotowałem większe bogactwo gatunkowe (liczba gatunków) i różnorodność zooplanktonu (wskaźnik Shannona  $H'$ ). Niewielkie i średnie dopływy wody z rzeki mogły być impulsem dla wzrostu różnorodności organizmów zooplanktonowych w starorzeczu zgodnie z teorią IDH (Connel, 1978). Dodatkowo, napływ wód podczas potamofazy wzbogacał starorzecze w gatunki rzeczne (głównie wrotki) i co więcej, nie eliminował gatunków charakterystycznych dla okresu izolacji (limnofazy). Teoria IDH zakłada niską różnorodność gatunkową w ekosystemach narażonych na wysoki poziom zakłóceń, gdzie mogą przetrwać organizmy należące do gatunków najlepiej przystosowanych lub takich, które są w stanie szybko rekolonizować dany ekosystem (np. starorzecza po powodziach). Zgodnie z tą teorią, mała różnorodność występuje również przy bardzo niskim stopniu (poziomie) zakłóceń, kiedy osobniki z gatunków o wysokim stopniu konkurencyjności mogą monopolizować zasoby. **Podczas moich badań potwierdziły się założenia teorii. Gatunkiem monopolizującym zasoby była *Keratella tecta* (Gosse, 1851), której dominacja przy niskim stanie wody sięgała 40% a przy bardzo wysokim nawet 60%.**

W warunkach średnich zakłóceń (średnie i niskie przemywanie starorzecza wodami rzeki podczas potamofazy), różnorodność gatunkowa powinna być największa, ponieważ wiele taksonów toleruje panujące warunki środowiskowe, ale żaden nie może w pełni dominować w populacji. **Zgodnie z teorią IDH, największą różnorodność i liczbę gatunków zooplanktonu odnotowałem podczas potamofazy przy średnim, stałym przemywaniu badanego starorzecza wodami rzeki.** Wydaje się, że teoria IDH może znaleźć zastosowanie w wytłumaczeniu zależności kształtujących różnorodność biologiczną podczas powodzi, jak i podczas ekstremalnie niskich stanów wody w dolinach rzecznych.

### **Określenie wpływu ekstremalnie wysokich stanów wody (powodzi) na zooplankton starorzeczy [4]**

Dotychczas opisane przeze mnie badania dotyczyły niskich i średnich stanów wody w rzece, które były najczęściej spotykane na dolnej Wiśle w latach prowadzonych obserwacji, tj. w latach 2006-2016. Zdarzały się jednak odstępstwa od tej prawidłowości. W maju 2010 roku w dolinie środkowej Wisły wystąpiła katastrofalna powódź, a wezbrane wody wypełniły terasę zalewową wraz ze znajdującymi się na niej starorzeczami. Natężenie przepływu wody ( $Q$ ) w



Wiśle na wodowskazie w Czerniewicach (Toruń) osiągnęło stan przewyższający  $5800 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , podczas gdy średnia wartość wieloletnia wynosiła  $970 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (czyli wzrost prawie 6-krotny). Niemal cała dolina Wisły na wysokości Torunia została zalana wodami powodziowymi.

Celem tego etapu badań była ocena wpływu powodzi na warunki życia (warunki środowiskowe) i kształt populacji zooplanktonu w różnych starorzeczach oraz w samej Wiśle. Do badań zostały wzięte starorzecza okresowo połączone z rzeką (przypominające płytkie jeziora fitoplanktonowe wg Schefera i Jeppesena, 1998) oraz starorzecza odcięte od koryta rzeki z bogatą roślinnością makrofitową litoralową (przypominające płytkie jeziora makrofitowe wg Schefera i Jeppesena, 1998).

Założyłem, że:

- a. Bardzo wysoki stan wody w rzece i przemywanie starorzeczy będzie powodowało mechaniczne niszczenie zooplanktonu, szczególnie filtratorów należących do skorupiaków, bowiem zawiesina mineralna może niszczyć aparaty filtracyjne zwierząt. Dodatkowo wody powodziowe mogą wymywać zooplankton ze starorzeczy.
- b. Powódź niszczy nisze ekologiczne wykorzystywane przez organizmy zooplanktonowe (głównie przez skorupiaki) w wyniku zniszczenia roślinności makrofitowej w sposób bezpośredni (niszczenie mechaniczne) oraz w sposób pośredni (zwiększenie mętności wody odetnie rośliny zanurzone od światła). Dlatego też można się spodziewać spadku liczby gatunków i liczebności zooplanktonu skorupiakowego.
- c. Powódź wniesie do starorzeczy znaczną ilość materii organicznej i mineralnej, w wyniku czego nastąpi wzrost trofii zbiorników oraz związana z tym przebudowa struktury gatunkowej zooplanktonu. W pierwszej fazie po powodzi będzie rozwijał się zooplankton odżywiający się detrytusem i bakteriami. Znaczna ilość zawiesiny i spadek przezroczystości wody będą utrudniały rozwój fitoplanktonu, dlatego będzie mniej organizmów zooplanktonowych odżywiających się glonami.

Po powodzi średnia przezroczystość wody w starorzeczach zmniejszyła się niemal dwukrotnie [4]. Wody powodziowe wniosły znaczną ilość drobnej zawiesiny, co miało bezpośredni wpływ na spadek wartości tego parametru wody. Po powodzi nastąpił również wzrost stężenia tlenu w wodzie starorzeczy [4]. Škute i in. (2008) również obserwowali istotny

wpływ powodzi na przezroczystość, przewodność, stężenie tlenu oraz wzrost stężenia biogenów w wodach zalanych starorzeczy.

Wśród wszystkich oznaczonych gatunków zooplanktonu w wodach starorzeczy, przed i po powodzi dominowały wrotki. Wcześniej już wspominałem, że Rotifera łatwo adaptują się do niekorzystnych warunków siedlisk lotycznych i astatycznych (Schöll i in., 2012; Balkic i in., 2017).

Powódź miała wpływ na spadek liczby oznaczonych gatunków na wszystkich badanych starorzeczach. Największy spadek odnotowałem w liczbie gatunków wioślarek (z 10 do 4 gat.). Jednak nieco odmienne wyniki zaobserwowałem w starorzeczach przypominających płytkie jeziora makrofitowe (izolowane i stabilne przed powodzią) w stosunku do starorzeczy przypominających płytkie jeziora fitoplanktonowe (mniej stabilnych przed powodzią). W starorzeczach makrofitowych odnotowałem spadek a w starorzeczach fitoplanktonowych wzrost liczby gatunków oraz różnorodności ( $H'$ ) zooplanktonu po powodzi. Z pewnością w starorzeczach izolowanych (makrofitowych), powódź zniszczyła siedliska lenticzne, co doprowadziło do zmniejszenia różnorodności zooplanktonu (spadek liczby gatunków i spadek wartości  $H'$ ). Byłoby to zgodne z założeniami teorii IDH gdzie zbyt intensywne zakłócenie prowadzi do utraty różnorodności biologicznej. Havel i in. (2000) twierdzą, że powodzie mogą doprowadzać do szybkich zmian w morfometrii starorzeczy, a ta fizyczna zmiana ogranicza możliwości rozwoju roślinności makrofitowej decydującej o bogactwie zooplanktonu.

Natomiast trudno jednoznacznie stwierdzić, dlaczego w starorzeczach „fitoplanktonowych” po powodzi nastąpił wzrost różnorodności (może to wynikać z pewnych wad metody obliczania indeksu  $H'$ ). Choć możliwe jest również, że raczej ubogie w gatunki starorzecza tego typu, stają się bogatsze dzięki wodom powodziowym, które zasilają zooplankton o gatunki rzeczne (głównie wrotki) [4].

Nie tylko liczba gatunków, ale także struktura gatunkowa zooplanktonu starorzeczy została przekształcona przez powódź. Różnice między strukturą gatunkową zooplanktonu przed i po powodzi były bardzo duże, na co wskazują wskaźniki Bray-Curtisa, Sørensen i Jaccarda [3]. Co ciekawe, zooplankton najmniej zmienił się po powodzi w korycie Wisły - szybkie odradzanie (odbudowa) struktury zooplanktonu.

Znaczne wezbranie wód rzeki mogło w bezpośredni sposób działać na zooplankton starorzeczy wymywając organizmy i niszcząc je (Bozelli i in., 2015).

Wody powodziowe zniszczyły w bezpośredni sposób (mechaniczny) makrofity, a dodatkowo wnosząc zawiesinę, spowodowały spadek przezroczystości wody i odcięły od światła roślin zanurzonych. Brak makrofitów wpłynął na zanik wielu gatunków zooplanktonu z nimi związanych, np. *Lecane luna*, *Lepadella ovalis*, czy skorupiaków: *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acroperus harpae*. Dodatkowo, zawiesina mineralna wniesiona z wodami powodziowymi, mogła uszkadzać aparaty filtracyjne Cladocera uniemożliwiając zdobywanie pokarmu. Potwierdzają to moje wcześniejsze badania (Napiórkowski i Błędzki, 1989). Również Welker i Waltz (1998) odnotowali negatywny wpływ zwiększonej ilości zawiesiny mineralnej na efektywność filtracji i płodność Cladocera.

Po powodzi, wśród zooplanktonu zaczęły dominować drobne organizmy należące do Rotifera. Większość z nich to gatunki specyficzne dla zbiorników o wysokiej trofii, bogatych w detrytus i bakterie. Według Ejsmont-Karabin (2012), gatunki te często postrzegane są jako wskaźniki zanieczyszczenia wód, np. *Anuareopsis fissa*, *Keratella tecta*, *Trichocerca pusilla*, *Brachionus budapestinensis*, czy *Brachionus angularis*.

Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że powódź stymulowała wzrost liczebności wrotków należących do rodziny Brachionidae. Po powodzi trafiły one na okres optymalnej temperatury dla swojego rozwoju (Nogrady i in., 1993).

Największą rekonstrukcję populacji zooplanktonowej zaobserwowałem w starorzeczach makrofitowych i izolowanych.. Po szkodach spowodowanych nagłym zalewem wód z rzeki, zbiorniki te okazały się najbardziej podatne na rekolonizację.

Średnia liczebność zooplanktonu w starorzeczach po powodzi zwiększyła się siedmiokrotnie. Powódź spowodowała 15-krotny wzrost liczebności wrotków przy 18-krotnym spadku liczebności wioślarek. Gwałtowne zakłócenie, zgodnie z IDH, prowadzi do wzrostu populacji kilku najlepiej adaptujących się gatunków należących w moim wypadku do wrotków. Natomiast średnia liczebność widłonogów – głównie postaci larwalnych, pozostała niemal niezmienną. Według wielu autorów, wrotki osiągają swoje maksymalne liczebności w wodach o wysokiej żyzności (Radwan, Ejsmont-Karabin i Bielańska-Grajner, 2004; Ejsmont-Karabin, 2012). Warunki po powodzi sprzyjały szybkiemu rozwojowi drobnych wrotków odżywiających się zawiesiną i bakteriami. Absolutnym dominantem stała się *Keratella tecta*, która stanowiła nawet 65% całkowitej liczebności zooplanktonu w izolowanych starorzeczach. Jej dominacji sprzyjał również brak drapieżców takich jak, np. *Asplanchna* spp. Przed powodzią, więcej

gatunków osiągało status eudominantów, między innymi niektóre gatunki skorupiaków (*Ceriodaphnia quadrangula*). Po powodzi, skorupiaki niemal całkowicie zginęły z wyjątkiem larwalnych form widłonogów. Baranyi i in. (2002) twierdzą, że powódź może cofnąć populację zooplanktonową w starorzeczach do okresu wczesnej sukcesji.

Podsumowując, powódź zniszczyła podwodne makrofity i wniosła zawiesinę z rzeki zmieniając w ten sposób warunki abiotyczne w starorzeczach. Spowodowało to zmianę struktury gatunkowej zooplanktonu. W miejsce organizmów związanych z zanurzonymi roślinami pojawiły się gatunki, których rozwój stymuluje obecność obfitej zawiesiny organicznej i bakterie jako główne źródło pożywienia. Największym zmianom uległy populacje zooplanktonu w starorzeczach izolowanych i bogatych w makrofity. Powódź spowodowała wzrost liczebności zooplanktonu głównie za sprawą obfitości wrotków, podczas gdy gwałtownie spadła liczebność Cladocera.

### **Określenie wpływu ekstremalnie niskich stanów wody (suszy) na zooplankton starorzeczy [5]**

Ekstremalne zjawiska pogodowe mogą wywoływać powódź, ale również mogą powodować bardzo duże spadki poziomu wody w rzece i starorzeczach podczas suszy. Ekstremalnie niskiemu stanowi wody i jego wpływowi na populację zooplanktonu w starorzeczach poświęciłem następny etap badań.

Z badań prowadzonych od 2006 do 2015 roku wybrałem terminy, kiedy obserwowałem największe deficyty wody w systemie rzeczonym.

Celem badań była ocena wpływu ekstremalnie niskich stanów wody w systemie rzeki na warunki życia i rozwoju zooplanktonu w starorzeczach.

Założyłem, że:

- a. W okresach deficytu wody w korycie rzeki, rodzaj zasilania wewnętrznego starorzecza w wodę oraz zasilania w biogeny będzie miał wpływ na warunki środowiskowe i populację zooplanktonu. Przy braku zasilania zewnętrznego w wodę, zbiornik będzie stawał się płytszy, będzie szybciej się nagrzewał oraz wzrośnie znaczenie zasilania wewnętrznego w biogeny (resuspensja osadów dennych). Przejawem tego może być wzrost żyzności wody w zbiorniku i przewaga glonów nad makrofitami.

- b. Jeśli zbiornik posiada dodatkowe zasilanie w wodę, źródło jej pochodzenia będzie decydowało o warunkach panujących w zbiorniku. Zimne i czyste wody podziemne mogą sprzyjać przekształceniu starorzecza w kierunku makrofitowego zbiornika o niższej trofii (Scheffer i Jeppesen, 1998).

Globalne zmiany klimatu odpowiedzialne są za wzrost temperatury powietrza – zwiększenie parowania oraz zmniejszenie ilości opadów w niektórych częściach świata (Vadadi – Fülöp i Hufnagel, 2014, Paillex i in. 2017). Niestety, ze względu na zintensyfikowanie tych zmian, poziom wody w rzekach i starorzeczach dramatycznie się obniżył (Jeppesen i in., 2014). Podobne zjawisko obserwowałem na dolnej Wiśle i jej starorzeczach. Bardzo niski stan wody prowadził do zwiększenia się jej żyzności. Stężenie TP (fosforu całkowitego) przy niskim stanie wody było niemal trzykrotnie wyższe niż w czasie, gdy notowano średnie stany wody. Szczególnie było to widoczne w niewielkim, płytkim starorzeczu bez hydrologicznego zasilania gruntowego (Przybyszewskiego – Przyb.). Najprawdopodobniej, wzrost żyzności był wynikiem zasilania wewnętrznego w biogeny po resuspensji osadów dennych w starorzeczu podobne jak donosił w swojej pracy Jeppesen i in. (2014). Niski poziom wody i wysokie stężenie biogenów przyspiesza wzrost produkcji pierwotnej (większa wartość stężenia chlorofilu a) (Cottingham i in., 1997; Chaparro i in., 2011). Stężenie chlorofilu a odnotowane w starorzeczach podczas niskich stanów wody było niemal 5-krotnie wyższe niż podczas średnich stanów wody.

W moich badaniach uwzględniłem dwa mocno różniące się między sobą starorzecza, które przy średnim stanie wody w Wiśle (poziom ponad 230 cm) były połączone z rzeką. Starorzecze Przybyszewskiego (Przyb.) [5] to zbiornik mały, płytki i bez dodatkowych źródeł zasilania w wodę a przy niskim stanie wody traci połączenie z rzeką. Starorzecze Port Drzewny (PD) jest dużym zbiornikiem, z najgłębszym miejscem 11m. Jest ono połączone na stałe z Wisłą. Przy ekstremalnie niskich stanach wody w rzece wzrastało znaczenie zasilania wodami podziemnymi, co przejawiało się tym, że w długim kanale łączącym to starorzecze z rzeką, woda płynęła w kierunku koryta Wisły (starorzecze „zaopatrywało” rzekę w wodę).

Starorzecze Przybyszewskiego charakteryzowało się wyższym stężeniem badanych biogenów w porównaniu do głębszego i większego starorzecza (PD). Wpływ na warunki fizyczno-chemiczne może mieć dodatkowe źródło zasilania zbiornika w wodę. Na znaczenie pochodzenia wody w kształtowaniu warunków życia w starorzeczu zwracali uwagę już inni autorzy, np. Thomaz i in. (2007). Większa żyzność płytkiego starorzecza, może być związana z

wewnętrznym zasilaniem wód w biogeny w wyniku resuspensji osadów dennych oraz większej mineralizacji (Reckendorfer i in., 2013). W małym starorzeczu Przyb. była mniejsza przezroczystość, a w wodzie dominowały glony, niewiele było makrofitów (Dembowska i Kubiak-Wójcicka, 2017). Jednocześnie, w PD, niemal 50% powierzchni pokryte było makrofitami, w tym głównie moczarką delikatną (*Elodea nuttallii*) – makrofity efektywnie konkurowały z glonami wpływając na większą przezroczystość (Dembowska, 2015).

**Badane starorzecza różniły się liczbą oznaczonych gatunków, jak również składem gatunkowym zooplanktonu. Różnice sięgały niemal 40% odnotowanych gatunków. To może świadczyć o tym, że niskie stany wody mogą indywidualizować skład gatunkowy zooplanktonu starorzeczy i mieć wpływ na beta-różnorodność zooplanktonu starorzeczy dolnej Wisły** (Simões et al., 2013; Kobayashi et al., 2015). Zebrany materiał z pewnością pozwoli na wyliczenie beta-różnorodności zooplanktonu w starorzeczach dolnej Wisły. Większą różnorodność gatunkową (alfa) mierzoną wskaźnikiem  $H'$ , odnotowałem w starorzeczu większym z makrofitami (PD). Makrofity mogą być gwarancją większej różnorodności, bo tworzą dodatkowe miejsca schronienia i zdobywania pożywienia dla zooplanktonu (Karpowicz i in., 2016; Joniak i Kuczyńska-Kippen, 2016).

Można zaryzykować stwierdzenie, że bardzo niski stan wód w starorzeczach sprzyja gatunkom najbardziej tolerancyjnym na specyficzne warunki środowiskowe. Co więcej, mogą one osiągać znaczne liczebności, np. *Keratella tecta* do 26% dominacji wśród zooplanktonu i liczebności 2000 os  $dm^{-3}$ . Te obserwacje potwierdzają teorię IDH. Liczebność zooplanktonu w obu badanych starorzeczach jest większa przy niskim stanie wód niż podczas średniego stanu. Jednak porównując starorzecza podczas ekstremalnie niskich stanów wody, liczebność zooplanktonu w mniejszym i płytszym starorzeczu (Przyb.) była siedmiokrotnie wyższa niż w starorzeczu PD.

Prawdopodobnie nie jest to związane bezpośrednio z produkcją pierwotną i biomasą glonów. Produkcja pierwotna mierzona za pomocą stężenia chlorofilu a, jest w wodach obu starorzeczy niemal taka sama. Możliwe, że o większej liczebności zooplanktonu decyduje inny pokarm niż glony, np. cząsteczki materii organicznej z bakteriami pochodzące z osadów dennych (Segovia i in., 2015). Takim pokarmem odżywiają się gatunki dominujące w starorzeczu Przyb. (Radwan, Bielańska-Grajner i Ejsmont-Karabin, 2004). W warunkach płytkiego starorzecza bakterie są w

stanie konkurować z fitoplanktonem o fosfor stając się atrakcyjnym, alternatywnym pokarmem dla drobnego zooplanktonu (Cottingham i in., 1997).

Na podstawie wyników analiz ordynacyjnych, w okresie bardzo niskich stanów wody, najważniejszymi czynnikami kształtującymi zmienność zooplanktonu było przewodnictwo EC i pH. Według Chaparro i in. (2011) niski stan wody sprzyja większym wartościom EC i pH (z jednej strony efekt stężenia, z drugiej wpływ wzrostu fotosyntezy – produkcji pierwotnej). Zastanawiające jest to, że pH było negatywnie skorelowane z liczebnością dominujących gatunków w starorzeczu Przyb. Wiadomo, że pH wzrasta ze wzrostem fotosyntezy, a w wodzie pojawia się coraz więcej gatunków fitoplanktonu (mikrofitoplankton) (Dembowska i Kubiak-Wójcicka, 2017) nie będących dobrym pokarmem dla dominujących wrotków (Radwan, Bielańska-Grajner i Ejsmont-Karabin, 2004). Dlatego organizmy zooplanktonowe wykorzystywały głównie detrytus i bakterie pochodzące z resuspensji (Nöges i in., 1998). Cottingham i in. (1997) twierdzą wręcz, że w takich warunkach aktywność mikrobiologiczna może stymulować wzrost i rozwój zooplanktonu, szczególnie dominujących wrotków. Podobne zależności obserwowali Galir i Palijan (2012) oraz Kosiba i in., (2016).

Podsumowując, starorzecza reagują indywidualnie na bardzo niskie stany wody. Reakcja starorzeczy prawdopodobnie związana jest z ich cechami charakterystycznymi, tj. poziomem łączności hydrologicznej, wielkością i głębokością. Bardzo istotną rolę odgrywa dodatkowe zasilanie w wodę oraz wielkość obciążenia biogenami. Wszystko to decyduje o warunkach życia, a tym samym różnorodności i zagęszczeniu populacji zooplanktonu. Różnice te doskonale widać na przykładzie dwóch badanych starorzeczy. Niski stan wody sprzyja indywidualizacji rozwoju zooplanktonu w starorzeczach, jednak nie decyduje o wzroście różnorodności. Zgodnie z teorią IDH w czasie ekstremalnie niskich stanów wody przeżywają gatunki najbardziej tolerancyjne i przystosowane. Z moich badań wynika, że są to dosyć pospolite gatunki Rotifera.

### **Podsumowanie i wnioski**

Warunki hydrologiczne panujące w rzece mają duży wpływ na sposób formowania się zgrupowania planktonu zwierzęcego w starorzeczach dolnej Wisły.



Ad. Cel szczegółowy 1. W związku z warunkami hydrologicznymi panującymi w rzece, **zooplankton Wisły był jakościowo i ilościowo uboższy od zooplanktonu obserwowanego w badanych starorzeczach.**

Pomimo iż duży ciek tworzy wiele siedlisk to jednak warunki życia szczególnie dla dużego zooplanktonu należącego do Crustacea są znacznie gorsze niż w starorzeczach. Nieregularny przepływ w rzece destabilizuje warunki środowiskowe a zakładając, że większość wiślanych starorzeczy to zbiorniki semi-lotyczne i lentyczne warunki w nich panujące zdecydowanie są korzystniejsze dla rozwoju zooplanktonu.

**Stopień izolacji starorzecza od koryta rzeki ma wpływ na obfitość zooplanktonu.** Im bardziej izolowane starorzecze: tym stabilniejsze warunki życia (więcej makrofitów), wyższa temperatura wody i większa ilość drobnego fitoplanktonu (Cryptophyta) doskonałego pokarmu dla większości zooplankterów w tym dominujących Rotifera. Takie warunki sprzyjają rozwojowi zooplanktonu co potwierdziły moje obserwacje.

Ad. Cel szczegółowy 2.

Limnofaza (brak połączenia z wodami rzeki) wpływa na wzrost liczebności zooplanktonu oraz wzrost udziału zooplanktonu skorupiakowego w liczebności i biomacie ogółu zooplanktonu.

**Delikatne przemywanie starorzecza wodami rzeki podczas potamofazy sprzyja wzrostowi różnorodności biologicznej zooplanktonu w starorzeczu zgodnie w teorią IDH.**

Ad. Cel szczegółowy 3

Bardzo wysoki stan wody w rzece niszczy ekosystemy starorzeczy, a tym samym przekształca strukturę gatunkową zooplanktonu w starorzeczach.

Po powodzi spada liczba gatunków zooplanktonu, a dominują te najlepiej przystosowane.

**Gwałtowne zakłócenie wywołane powodzią, zgodnie z IDH, prowadzi do spadku różnorodności biologicznej, jednocześnie powoduje wzrost liczebności kilku najlepiej adaptujących się gatunków, wśród których zdecydowanym dominantem jest *Keratella tecta*.**

Ad. Cel szczegółowy 4

Brak zasilania starorzeczy w wodę z rzeki powoduje wzrost znaczenia zasilania wewnętrznego w wodę z innych źródeł (Port Drzewny).

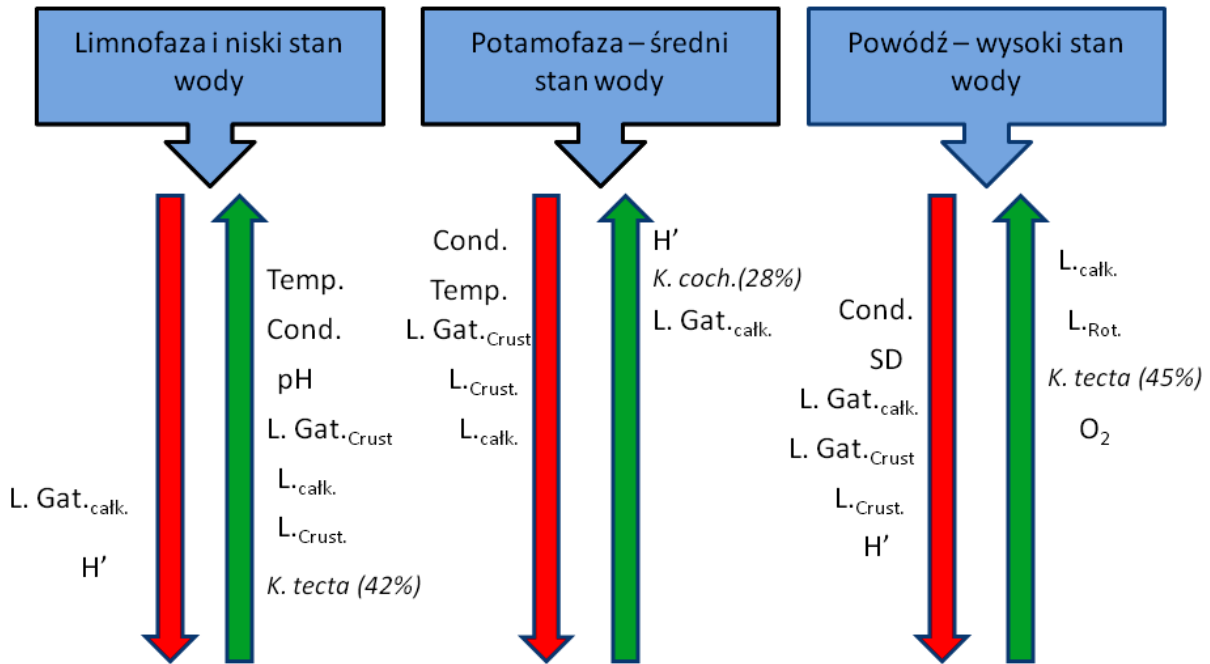


W zależności od charakteru starorzecza (głębokość, rodzaj osadów itp.) będzie wzrastała rola zasilania wewnętrznego w biogeny. W płytkich zbiornikach mętnowodnych z niewielką ilością makrofitów wzrasta rola tego typu zasilania, w głębszych zbiornikach czystowodnych, z dużą ilością makrofitów tego typu zasilanie jest ograniczone.

Zbyt niski stan wody w rzece i **deficyt wody w starorzeczu to także zakłócenie warunków, co zgodnie z teorią IDH, prowadziło do spadku różnorodności i wzrostu liczebności organizmów przystosowanych do takich zakłóceń. Również w tych warunkach zdecydowanym dominantem była *Keratella tecta* (Rotifera)**

Podczas badań starorzeczy dolnej Wisły przetestowałem teorię IDH obierając za obiekt badań zooplankton rozwijający się w różnych warunkach hydrologicznych. Potwierdziły się założenia tej teorii, że **podczas niewielkich zakłóceń mamy do czynienia z największą różnorodnością biologiczną zooplanktonu. Natomiast podczas dużych zakłóceń, zarówno po powodzi jak i w czasie niskich stanów wody, różnorodność zooplanktonu zwykle maleje, natomiast w istotny sposób wzrasta liczebność pojedynczych gatunków najlepiej przystosowanych do zmian wywołanych warunkami hydrologicznymi.**

Ryc. 5. Schemat graficzny zmian warunków środowiskowych i reakcji zooplanktonu na różne warunki hydrologiczne w starorzeczach dolnej Wisły



SD – przezroczystość, Temp. – temperatura, Cond. – przewodnictwo elektrolityczne,  $H'$  – różnorodność biologiczna,  $L. Gat._{calk.}$  – całkowita liczba gatunków zooplanktonu,  $L. Gat._{Crust}$  – liczba gatunków Crustacea,  $L._{calk.}$  – całkowita liczebność zooplanktonu,  $L._{Rot.}$  – liczebność Rotifera,  $L._{Crust.}$  – liczebność Crustacea; gatunki dominujące:  $K. tecta$  – *Keratella tecta*,  $K. coch.$  – *Keratella cochlearis*

## Literatura

1. Amorus C., Bornette G., 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biol.*, 47: 761-776
2. Baranyi Ch., Hein T., Holarek C., Keckeis S., Schiemer F., 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshw. Biol.* 47: 473-482
3. Balkic A.G., Ternjej I, Špoljar M., 2017. Hydrology driven changes in the rotifer trophic structure and implications for food web interactions. *Ecohydrology* DOI 10.1002/eco.1917
4. Batzer D., Gallardo B., Boulton A., Whiles M., 2016. Invertebrates of Temperate-Zone River Floodplains. *Invertebrates in Freshwater Wetlands*, pp.451-492, DOI 10.1007/978-3-319-24978-0\_13
5. Bozelli R.L., Thomaz S.M., Padial A.A., Lopes P.M., Bini L.M., 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia* 753: 233-141

6. Catlin A.K., Collier K., Duggan I.C., 2017. Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: Effects of vegetation type and riverine connectivity. *Marine and Freshwater Research* 68(1):76–86
7. Chaparro G., Marinone M.C., Lombardo R.J., Schiaffino M.R., de Souza Guimarães A., O’Farrell I., 2011. Zooplankton succession during extraordinary drought-flood cycles: A case study in South American floodplain lake. *Limnologia* 41: 371-381
8. Chaparro G., Fontanarrosa M.S., O’Farrell I., 2015. Colonization and succession of zooplankton after a drought: influence of hydrology and free-floating plant dynamics in a floodplain lake. *Wetlands* 36 (1): 85-100
9. Connel J.H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
10. Cottingham, K.L., Knight, S.E., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Pace, M.L., Wagner, A.E., 1997. Response of phytoplankton and bacteria to nutrient and zooplankton: a mesocosm experiment. *Journal of Plankton Research* 19 (8): 995-1010
11. Dembowska, E.A., 2015. Seasonal variation in phytoplankton and aquatic plants in floodplain lakes (lower Vistula River, Poland). *Wetland Ecology and Management*, 23, (3): 535-549.
12. Dembowska, E.A., Kubiak-Wójcicka, K., 2017. Influence of water level fluctuations on phytoplankton communities in an oxbow lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 190,(3): 221-233
13. Dembowska E.A., Napiórkowski P., 2012. Why do we have to protect old river beds? [Dlaczego musimy chronić starorzecza. *Kosmos, Problemy Nauk Biologicznych* 61,(2), 341-349
14. de Azevedo F. i Bonecker C.C., 2003. Community size structure of zooplanktonic assemblages in three lakes on the upper River Paraná floodplain, PR-MS, Brazil. *Hydrobiologia* 505: 147–158
15. de Paggi S.B.J. i Paggi J.C., 2008. Hydrological connectivity as shaping force in the zooplankton community of two lakes in the Parana River Floodplain. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93 (6): 659-678.
16. Ejsmont-Karabin J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer Trophic State Index. *Pol. J. Ecol.* 60 (2): 339-350,
17. Frutos S.M., Poi de Neiff A.S.G., Neiff J.J., 2006. Zooplankton of Paraguay River: a comparison between section and hydrological phases. *Int.J.Limnol.* 42: 277-288
18. Funk A., Reckendorfer W., Kucera-Hirzinger V., Raab R., Schiemer F., 2009. Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context. *Ecol. Eng.*, 35, 10: 1476-1484
19. Furst D.J., Aldridge K.T., Shiel R.J., Ganf G.G., Mills S., Brookes J., 2014. Floodplain connectivity facilitates significant export of zooplankton to the main River Murray channel during a flood event. *Inland Waters* 4: 413-424
20. Galir, J., Palijan, G., 2012. Change in metazooplankton abundance in response to flood dynamics and trophic relations in Danubian floodplain lake (Kopački Rit, Croatia). *Polish Journal of Ecology*, 60: 777-787
21. Glińska-Lewczuk K., Burandt P., Kujawa R., Kobus Sz., Obolewski K., Dunalska J., Grabowska M., Lew S., Chormański J., 2016. Environmental Factors Structuring Fish Communities in Floodplain Lakes of the Undisturbed System of the Biebrza River. *Water* 8(4):146

22. Goździejewska A., Glińska-Lewczuk K., Obolewski K., Grzybowski M., Kujawa R., Lew S., Grabowska M., 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774 (1): 7-21
23. Górski K., Collier K.J., Duggan I.C., Taylor C.M., Hamilton D.P., 2013. Connectivity and complexity of floodplain habitats govern zooplankton dynamics in a large temperate river system. *Freshw. Biol.* 58: 1458-1470
24. Gyllström ML, Hansson A, Jeppesen E, García-Criado F, Gross E, Irvine K, Kairesalo T, Kornijow R, Miracle MR, Nykänen M, Nges T, Romo S, Stephen D, Van Donk E, Moss B, 2008. The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnol. Oceanogr.* 50(6): 2008-2021
25. Havel J.E., Eisenbacher E.M., Black A.A., 2000. Diversity of crustacean zooplankton in riparian wetlands: colonization and egg banks. *Aquat. Ecol.* 34: 63-76
26. Illyová M, Bukvayová K, Némethová D, 2008. Zooplankton in a Danube River Arm near Rusovce (Slovakia). *Biol. B* 63: 566–573
27. Jeppesen, E., Meerhoff, M., Davidson, T.A., Trolle, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Beklioglu, M., Brucet, S., Volta, P., Gonzáles-Bergonzoni, I., Nielsen A., 2014. Climate change impact on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, 73(1): 88-111
28. Jezierska-Madziar M., 2005. *Wstęp [w:] Starorzeczka jako istotny element ekosystemu rzecznego*. M. Jezierska-Madziar (ed.), Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Poznań: 9-11
29. 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
30. Junk W.J., 2005. Flood pulsing and linkages between terrestrial, aquatic and wetland systems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie*, 29 (1): 11-38
31. Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D.P. Dodge [ed.] Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.*, 106: 110-127
32. Karpowicz M., 2014. Influence of eutrophic lowland reservoir on Crustacean zooplankton assemblages in river valley oxbow lakes. *Pol. J. Environ. Stud.* V.23, No 6: 2055-2061
33. Karpowicz M., Ejsmont-Karabon J., Strzałek M., 2016. Biodiversity of zooplankton (Rotifera and Crustacea) in water soldier (*Stratiotes aloides*) habitats. *Biologia* 71(5) DOI 10.1515/biolog-2016-0068
34. Kattel, G.R., 2012. Can we improve management practice of floodplain lakes using cladoceran zooplankton. *River Research and Application* 28 (8): 1113-1120
35. Keckeis S., Baranyi Ch., Hein T., Holarek C., Riedler P., Schiemer F., 2003., The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube. *Journal of Plankton Research* 25 (3): 243 – 253
36. Kobayashi T., Ralph T.J., Ryder D.S., Hunter S.J., Shiel R.J., Segers H., 2015. Spatial dissimilarities in plankton structure and function during flood pulses in a semi-arid floodplain wetland system. *Hydrobiologia*, 747: 19-31
37. Kosiba J., Wilk-Woźniak E., Krztoń W., Strzesak M., Pocięcha A., Walusiak E., Pudaś K., Szarek-Gwiazda E., 2017. What underpins the trophic networks of the plankton in shallow oxbow lakes. *Microb. Ecol.* 73 (1): 17-28

38. Krztoń W., Pudaś K., Pocięcha A., Strzesak M., Kosiba J., Walusiak E., Szarek-Gwiazda E., Wilk-Woźniak E., 2017. Microcystins affect zooplankton biodiversity in oxbow lakes. *Environ Toxicol Chem* 36 (1): 165-174
39. Kuczyńska-Kippen N., Nagengast B., Celewicz-Gołdyn S., Klimko M., 2009. Zooplankton community structure within various macrophyte stands of a small water body in relation to seasonal changes in water level. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38(3):125-133
40. Lake P.S., Bond N.R., 2007. Australian futures: Freshwater ecosystems and human water usage. *Future*, 39: 288-305
41. Makowski J., 1998. *Wały przeciwpowodziowe dolnej Wisły, historyczne kształtowanie, obecny stan i zachowanie w czasie znacznych wezbrań (Plansze). Część druga: odcinek od Torunia do Białej Góry*. Wydawnictwo Instytutu Budownictwa Wodnego PAN, Biblioteka Naukowa Hydrotechnika 27: 78 str.
42. Meschiatti A.J., Arcifa M.S., Fenerich-Verani N., 2000. Fish community associated with macrophytes in Brazilian Floodplain lakes. *Environmental Biology of Fish* 58: 133-143
43. Mihaljević M., Stević F., Horvatić J., Hackenberger-Kutuzović B., 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački Rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia*, 618: 77-88
44. Napiórkowski P., Błędzki L.A., 1989, Wpływ resuspensji osadów dennych na zooplankton (*Daphnia magna*). Abstrakty XIV Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Olsztynie: 148, abstrakt: 148
45. Napiórkowski P., 2009. Influence of hydrological conditions on zooplankton of oxbow lakes (old riverbeds) of the Lower Vistula in the city of Toruń. *Limnological Papers*, 4: 55-67
46. Neiff J.J., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 167-180
47. Neves I.F., Rocha O., Roche K.F., Pinto A.A., 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuibá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of the Rotifera and Cladocera diversity. *Braz. J. Biol.* 63(2): 329-343
48. Nõges, T., Nõges, P., Haberman, J., Kisand, V., Kangur, K., Kangur, A., Järvalt, A., 1998. Food web structure in the shallow eutrophic lake Võrtsjärv (Estonia). *Limnologica*, 28 (1): 115-128
49. Nogrady, T., Wallance, R.L., Snell, T.W. (1993) 'Rotifera, biology, ecology and systematic - vol. 4.', in: Dumont, H.J. (Eds.), *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, SPB Acad. Publ., 142p
50. Obolewski K., 2005. Reakcja plankton na udrożnienie starorzecza Słupi. W: Starorzecza jako istotny element ekosystemu rzeki (red. Jezierska-Madziar). Wydawnictwo AR w Poznaniu: 70-83
51. Obolewski K., Glińska-Lewczuk K., Bąkowska M., 2018. From isolation to connectivity: the effect of floodplain lake restoration on sediments as habitats for macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences* 80(4) DOI 10.1007/s00027-017-0556-x
52. Paidere J., 2009. Influence of flooding frequency on zooplankton in the floodplains of the Daugava River (Latvia). *Acta Zoologica Lituanica*, 19, 4: 306-313
53. Paillex A., Doledec S., Castella E., Merigoux S., Aldridge D.C., 2013. Functional diversity in a large river floodplain: Anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology* 50(1):97-106
54. Paillex A., Castella E., zu Ermagassen P.S.E., Gallardo B., Aldridge D.C. 2017. Large river floodplain as a natural laboratory: Non-native macroinvertebrates benefit from elevated temperatures. *Ecosphere* 8(10):e01972, DOI 10.1002/ecs2.1972



55. Paira A.R., Drago E.C., 2007. Origin, evolution and types of floodplain water bodies. In: *The Middle Paraná River: Limnology of subtropical wetlands*. Iriondo MH, Paggi JC, Parma MJ (Eds.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 53-80
56. Pithart D., Pichlová R., Bílý M., Hrbáček J., Novotná K., Pechar L., 2007. Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. *Hydrobiologia* 584: 265–275
57. Radwan, S., Bielańska-Grajner, I., Ejsmont-Karabin, J., 2004. *Wrotki (Rotifera), Słodkowodna Fauna Polski*. 32. Oficyna Wydawnicza Tercja, Łódź: 447 str.
58. Reckendorfer W., Funk A., Gschöpf Ch., Hein T., Schimer F., 2012. Aquatic ecosystems functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management. *J. Appl. Ecol.*, 50, 1: 119-128
59. Roozen F. C. J. M., Peeters E. T. H. M., Roijackers R., Yngaert I. V. D., Wolters H., De Coninck H., Ibelings B. W., Buijse A. D., Scheffer M., 2008. Fast Response of Lake Plankton and Nutrients to River Inundations on Floodplain Lakes. *River. Res. Applic.* 24: 388–406.
60. Scheffer M., Jeppesen E., 1998. Alternative stable state. In: Scheffer M. (ed.), *Ecology of shallow lakes*, Chapman and Hall, London: 357 str.
61. Schöll K., 2010. Spatial and temporal diversity patterns of planktonic rotifer assemblages in water bodies of floodplain Gemenc (Duna-Dráva National Park, Hungary). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 95 (6): 450-460
62. Schöll K., Kiss A., Dinka M., Berczik A., 2012. Flood-Pulse Effects on Zooplankton Assemblages in a River-Floodplain System (Gemenc Floodplain of the Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 97(1):41-54
63. Segovia, B.T., Pereira, D.G., Bini, L.M., de Meira, B.R., Nishida, V.S., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., 2015. The role of microorganisms in planktonic food web of a floodplain lake. *Microbial Ecology*, 69: 225-233
64. Simões, N.R., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C., 2013. Drought disturbance increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, 98: 24-33.
65. Škute A., Gruberts D., Soms J., Paidere J., 2008. Ecological and hydrological functions of the biggest natural floodplain in Latvia. *Ecohydro. and Hydrobiol.* 8 (2-4): 291-306
66. Spaink P.A., Ietswaart T., Roijackers R., 1998, Plankton dynamics in a dead arm of the River Waal: a comparison with main channel. *Journal of Plankton Research* 20 (10): 1997-2007
67. Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats In River-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13
68. Tockner K., Robinson Ch.T., Uehlinger U.R.S., 2009. *Rivers of Europe*. AP Elsevier, 728 str.
69. Tschuschke A., 1960, Materiały do znajomości wioślarek (Cladocera) rzeki Warty, jej dopływów i starorzeczy. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* T. VIII (XXI): 262-277
70. Vadadi-Fülöp, Cs., Hufnagel, L., 2014. Climate change and plankton phenology in freshwater: current trends and future commitments. *Journal of Limnology*, 73(1): 1-16
71. Vadadi-Fülöp Cs., Hufnagel L., Jablonszky G., Zsuga K., 2009. Crustacean plankton abundance in the Danube River and its side arms in Hungary. *Biologia* 64/6: 1184-1195
72. Welker M. i Walz N., 1998. Can mussels control the plankton in rivers? - a planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. *Limnol. Oceanogr.* 43 (5): 153-762
73. Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., 2005. Różnorodność organizmów planktonowych w rezerwacie Wiślisko Kobyle utworzonym w starorzeczu Wisły (Polska pld.). [w:]

*Starorzeczka jako istotny element ekosystemu rzecznoego* (red. Jezierska-Madziar M.). Wydawnictwo AR Poznań: 38–52.

74. Żmudziński L., Kornijów R., Bolałek J., Górniak A., Olańczuk-Neyman K., Pęczalska A., Korzeniowski K., 2002. *Słownik Hydrobiologiczny, Terminy pojęcia interpretacje*. PWN, Warszawa.

### 5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

#### A) Dorobek naukowy

W latach 1983-1989 odbyłem dzienne studia magisterskie na kierunku Biologia Specjalizacja Środowiskowa na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. W trakcie studiów interesowałem się problematyką związaną z hydrobiologią a szczególnie ekologią bezkręgowców planktonowych. Swoje zainteresowania realizowałem w Zakładzie Hydrobiologii oraz w Sekcji Hydrobiologicznej Studenckiego Koła Naukowego Biologów. Do końca studiów byłem przewodniczącym Sekcji Hydrobiologicznej. W ramach Sekcji nawiązaliśmy współpracę z koleżankami i kolegami z Uniwersytetu Warszawskiego. W latach 1986-1989 organizowaliśmy wspólne obozy naukowe m.in. w Stacji Limnologicznej UMK w Iławie oraz prowadziliśmy badania, których wyniki zaprezentowaliśmy w formie posteru podczas Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Olsztynie w 1989 roku (Zał. 3a, III, B, str.15: pkt. 1).

Od 1986 roku, pod opieką dra Leszka Błędzkiego w Zakładzie Hydrobiologii UMK w Toruniu, zacząłem prowadzić badania nad wpływu resuspensji osadów dennych na zooplankton. Na podstawie uzyskanych wyników przygotowałem pracę magisterską pt. „Wpływ resuspensji osadów dennych na zooplankton *Daphnia magna* Strauss”, której promotorem był prof. dr hab. Andrzej Giziński. Część doświadczalna pracy wykazała, że osady denne mogą w dwojaki sposób wpływać na organizmy zooplanktonowe. Osady organiczne poderwane do toni wodnej podlegają mineralizacji, do której wykorzystują tlen (resuspensja może powodować deficyty tlenowe i niekorzystnie wpływać na zwierzęta planktonowe). Dodatkowo, znaczna ilość osadów w wodzie może blokować i niszczyć aparat filtracyjny *Daphnia magna*. Realizacja pracy magisterskiej pozwoliła mi doskonalić warsztat hydrobiologa. Poznałem podstawowe metody poboru i opracowania prób stosowane ówczśnie w hydrobiologii.

Pracę magisterską obroniłem w czerwcu 1989 roku z wynikiem bardzo dobrym. Na podstawie wyników badań powstał poster, który przedstawiłem na Zjeździe Hydrobiologów Polskich w Olsztynie w 1989 roku (Zał. 3a, pkt. III, B, str.15: pkt 2).

Po ukończeniu studiów wyjechałem na staż do Rijkswaterstaad Middelburg w Holandii. Prowadziłem tam badania dotyczące "Alien algae species in the costal water of North Sea" (czerwiec-lipiec 1989) (Zał. 3a, pkt. III, L, str. 28: pkt. 1). Podczas stażu miałem unikalne możliwości wykorzystania metod laserowych do ustalania liczebności planktonu (flowcytometry). Moim zadaniem metodycznym było znalezienie jak najlepszego sposobu zagęszczania próby planktonowej, ponieważ jedynie odpowiednio przygotowana próbka mogła trafiać do komory lasera zliczającej komórki glonów fitoplanktonowych.

Po powrocie podjąłem pracę w Katedrze Fizjologii Człowieka Akademii Medycznej w Bydgoszczy, gdzie zajmowałem się zjawiskiem termogenezy bezdrzeniowej. Badałem, w jaki sposób warunki środowiskowe (alternatywne temperatury) hodowli zwierząt kręgowych wpływały na występowanie brunatnej tkanki tłuszczowej odpowiedzialnej za termogenezę bezdrzeniową. Podsumowaniem wyników był poster zaprezentowany podczas XXXII Congress of the International Union of Physiological Sciences w Glasgow w 1993 roku (Zał. 3a, III, B, str. 15: pkt. 1).

W 1994 roku powróciłem do Torunia, gdzie podjąłem pracę w Zakładzie Hydrobiologii, Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytetu Mikołaja Kopernika. W kwietniu 1994 roku zostałem włączony do zespołu prof. dr hab. Andrzeja Gizińskiego i podjąłem badania nad oddziaływaniem metali ciężkich na środowisko wodne. Zespół zajmował się metalami ciężkimi w tryptonie, zooplanktonie, zoobentosie, roślinach oraz w osadach dennych wybranych zbiorników Polski Północnej i Niemiec. Stwierdziliśmy, że stężenie wybranych metali ciężkich (Pb, Cd, Cu, Zn) w biomacie zooplanktonu w badanych jeziorach było niewielkie i bardzo podobne. Wyjątkiem było kwaśne jezioro Jasne na Pojezierzu Iławskim (pH 4.8), gdzie stężenie Pb i Cd było wysokie. Świadczyć to mogło o znacznej przyswajalności soli metali ciężkich przez organizmy w warunkach niskiego pH. Badania były prowadzone we współpracy z Uniwersytetem w Oldenburgu (Niemcy). Podsumowaniem tej współpracy jest wspólny artykuł z kolegami z Oldenburga (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 3: pkt. 1).



W tym czasie tj. w 1994 roku prowadziłem badania zooplanktonu w dystroficznym (acidotroficznym) jeziorze Jasne. Jezioro Jasne było objęte monitoringiem naukowym przez Zakład Hydrobiologii od początku lat 60. Jezioro, z powodu bardzo niskiego pH (4,5 do 6,0) oraz z powodu specyficznej zlewni, jest zbiornikiem bardzo ubogim zarówno w biogeny jak i w plankton. Charakteryzuje się dużą przezroczystością wody sięgającej okresowo dna jeziora. Wyniki naszych badań przyczyniły się do stworzenia w tym miejscu Rezerwatu Jezioro Jasne. (Zał. 3a, pkt. III, B, str.16: pkt. 3).

W kolejnych latach (1994 – 1999) w ramach grantów KBN: Nr. 6 6157 92 03 (wykonawca), Nr. 6PO4F 007 13 (wykonawca) (Zał. 3a, pkt. II, I, str. 11: pkt.1 i 2) , prowadziłem badania nad wpływem Zbiornika Włocławskiego na zooplankton dolnej Wisły. Zbiornik Włocławski – największy pod względem powierzchni zbiornik zaporowy w Polsce, zakłóca ciągłość rzeki, lecz jego wpływ nie zmienia różnorodności biologicznej organizmów zooplanktonowych w Wiśle. Prowadzone badania potwierdziły duże bogactwo gatunkowe zooplanktonu dolnej Wisły od Wyszogrodu do Torunia (w ciągu sześciu lat badań oznaczyłem 128 taksonów, rocznie oznaczałem ok. 60 gatunków). Najliczniejsze były wrotki, a dominowały następujące gatunki: *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus* oraz *Keratella cochlearis*. Największą liczebność i biomasę zooplanktonu odnotowałem na stanowisku przy zaporze. Spowolnienie przepływu wód Wisły w Zbiorniku Włocławskim spowodowało zmianę struktury zooplanktonu – wzrost udziału skorupiaków. Porównywałem plankton w rzece przed zbiornikiem w Wyszogrodzie, w samym zbiorniku w Płocku (na wejściu) oraz we Włocławku, przy tamie (na wyjściu) oraz poniżej tamy we Włocławku, w Nieszawie i w Toruniu. Na podstawie wyników stwierdziłem, że raz zmieniona struktura gatunkowa zooplanktonu w zbiorniku nie jest w stanie odbudować się nawet 50 kilometrów poniżej tamy we Włocławku, czyli na wysokości Torunia. Tego typu badania, na tak szeroką skalę, przeprowadzono w Polsce po raz pierwszy (ponad 250 prób ilościowych i jakościowych zooplanktonu). Wyniki analiz prowadzonych w wodach Zbiornika Włocławskiego na przekroju Dobrzyń - Dobiegniewo potwierdziły, że w części rozlewiskowej zbiornika dominuje duży zooplankton skorupiakowy, skąd może być przenoszony do głównego nurtu rzeki. Stwierdziłem również, że zmienność struktury zooplanktonu zależy głównie od natężenia przepływu wody w Wiśle. Podczas dużych przepływów wzrasta udział Rotifera, natomiast przy spadku przepływu wody w rzece

odnotowałem wzrost udziału Crustacea. W ramach grantów KBN prowadziłem również badania metodyczne nad sposobami poboru prób zooplanktonowych.

Ustaliłem dużą zmienność sezonową i wieloletnią liczebności oraz biomasy zooplanktonu na badanych stanowiskach monitoringowych dolnej Wisły. W okresach o większym przepływie wyraźnie malała liczebność i biomasa zooplanktonu, głównie za sprawą Crustacea.

Wszystkie badania prowadzone na Wiśle oraz na Zbiorniku Włocławskim zostały podsumowane w roku 2002 dysertacją doktorską pt. „Zooplankton dolnej Wisły na odcinku od Wyszogrodu do Torunia. Wpływ Zbiornika Włocławskiego na strukturę tego zgrupowania”. Praca na wniosek recenzentów została nagrodzona przez J.M. Rektora Uniwersytetu Mikołaja Kopernika. Najważniejsze wyniki badań Wisły i Zbiornika Włocławskiego z tego okresu zostały podsumowane kilkoma posterami, wystąpieniami, (Zał. 3a, pkt. III, B, str. 15: pkt. 2,4,6; Zał. 3a, pkt. III, B, str. 16-17: pkt. 4,5,7,9) i artykułami (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 4: pkt. 2) (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 9-10: pkt. 3,6,7,8,9). Wyniki badań przedstawiłem również podczas wystąpienia na XXIX Kongresie Societas Internationalis Limnologiae w Lahti w Finlandii (2004). Doktorat został również zacytowany w podręczniku Rivers of Europe (2009) pod redakcją Klementa Tocknera, Christophera T. Robinsona i Ursa Uehlingera.

W latach 1996-1999 prowadziłem również w ramach ww. grantów badania nad rozmieszczeniem pionowym oraz zróżnicowaniem dobowym zooplanktonu w części rozlewiskowej Zbiornika Włocławskiego. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłem, że większe organizmy zooplanktonowe, charakteryzują się większą amplitudą wędrówek pionowych. Drobnny plankton zwierzęcy wędrował tylko w niewielkim stopniu, lub też zaprzestawał wędrówek. Szczególne zdolności do pionowego przemieszczania się w strefie rozlewiskowej Zbiornika Włocławskiego miały skorupiaki zooplanktonowe. Zmienność dobową zooplanktonu była ogromna. Podczas badań próbowaliśmy odpowiedzieć na pytanie, o której godzinie należałoby pobierać próby z części podpowierzchniowej, aby były najbardziej podobne do średniej uzyskanej w czasie 24 godzin. Okazało się, że próby podpowierzchniowe nie mogą w pełni odzwierciedlać średniej z całego okresu badań, dlatego najlepiej pobierać próby zlewane z powierzchni i głębokości ok. 2 m (granica przezroczystości). Wyniki badań dotyczące pionowego rozmieszczenia zooplanktonu w

strefie rozlewiskowej Zbiornika Włocławskiego oraz możliwości wędrówek w celu unikania drapieżców, zostały przedstawione w artykule (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 8: pkt. 7).

Jednym z wiodących tematów w Zakładzie Hydrobiologii UMK były procesy rekultywacji jezior. Zainteresowała mnie rola zooplanktonu w rekultywacji jezior oraz specyficzna rekultywacja obserwowana na jeziorze Susz. Ten typ rekultywacji nazwaliśmy autorekultywacją. W okresie ostrej zimy jezioro na całej swojej powierzchni pokryło się lodem, co spowodowało ogromne deficyty tlenu. W rezultacie cała populacja ryb wyginęła. Wiosną, po roztopieniu się lodu, wobec braku ryb zaczął gwałtownie rozwijać się zooplankton szczególnie skorupiakowy (m. in. *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*). Efektywne filtratory kontrolowały obfitość fitoplanktonu, a przezroczystość sięgała dna zbiornika (ok. 4m). Obserwacje podsumowałem posterem na konferencji Shallow Lakes w Blossin pod Berlinem w 1998 roku (Zał. 3a, pkt. III, B, str. 15: pkt. 3).

W roku 2000, w sierpniu, w ramach Międzynarodowej Szkoły Letniej na Wiśle (Zał. 3a, pkt. III, Q, str. 32: pkt. 8) przeprowadziłem badania nad zmiennością zooplanktonu Wisły. Badania nad zróżnicowaniem przestrzennym zooplanktonu wzdłuż Wisły prowadziłem na 272 kilometrowym odcinku dolnego biegu rzeki. Podczas badań zastosowałem metodę Langrange'a (opartą na teorii układów dynamicznych). Metoda, zastosowana po raz pierwszy w Polsce, polegała na pobieraniu prób „z tej samej wody” spływając swobodnie z nurtem rzeki. Znając punkt początkowy poboru prób mogliśmy obliczyć (na podstawie szybkości prądu wody) w jakim czasie „ta sama woda” dotrze do kolejnego punktu poboru próby i z odpowiednim opóźnieniem pobierać materiał (Bertani et al., 2015). W moich badaniach założyłem, że charakter zooplanktonu będzie się zmieniał w dół rzeki, w zależności od tempa przepływu. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłem, że liczba gatunków, liczebność oraz biomasa zooplanktonu powoli i stale maleje w dół rzeki. Prawdopodobnie podłużna regulacja koryta dolnej Wisły (XIX wiek) pozbawiła rzekę odcinków z wolniejszym przepływem, gdzie warunki sprzyjałyby rozwojowi zooplanktonu. Wniosek uzyskany podczas moich badań jest sprzeczny z obserwacjami przedstawianymi w literaturze, m.in. przez Starmacha i in. 1978, że w dół z biegiem rzeki wzrasta liczebność i biomasa zooplanktonu („im starsza woda tym więcej potamoplanktonu”). Wyniki badań zostały przedstawione w artykule (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 4: pkt. 4).

W latach 1999-2001 wspólnie z profesorem Tadeuszem Pawlikowskim z Zakładu Ekologii Zwierząt UMK w Toruniu prowadziliśmy badania nad możliwością wykorzystania zwierząt bezkręgowych jako bioindykatorów zmian jakości środowiska. Powszechność występowania bezkręgowców w środowisku daje możliwość wykorzystania ich jako bioindykatory zmian w układach ekosystemowych bądź krajobrazowych. Pan Profesor zajmował się organizmami lądowymi a ja organizmami wodnymi, głównie zooplanktonem. Wyniki obserwacji zostały przedstawione na konferencji (Zał. 3a, pkt. III, B, str. 17: pkt. 6) i w publikacjach (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 7: pkt. 4 i 5).

W związku z gwałtownym rozwojem przemysłu w środowisku wodnym pojawia się coraz więcej trudnych do wykrycia i bardzo toksycznych substancji. Obecność tych toksyn można jedynie wykryć za pomocą specjalnych testów biologicznych. Testy toksykologiczne z udziałem organizmów planktonowych były stosowane dosyć powszechnie w takich krajach jak Szwajcaria i Holandia. Jednak w Polsce pod koniec XX wieku dopiero trwały przygotowania do stosowania tego typu testów. Dlatego w roku 2000 wziąłem udział w stażu „Bioassays in modern ecotoxicology” na Uniwersytecie Genewskim w Szwajcarii w ramach Tempus PROGRAM, CONTRACT NO S\_JEP-12284-97, a potem w praktycznym kursie „Practical training course in toxkit microbiotest” Institute of Organic Industry – Pszczyna. Kurs prowadził sam twórca mikrobiotestów Pan prof. Guido Perssone z Uniwersytetu w Ghent (Belgia). Po kursach rozpoczęliśmy badania ściśle współpracując z profesorem Januszem Dominikiem z Uniwersytetu w Genewie. Wyhodowane organizmy testowe: *Daphnia magna*, *Hydra attenuata*, *Daphnia pulex*, *Brachionus calyciflorus* wykorzystywaliśmy w praktyce do testów biologicznych. Zastosowaliśmy testy do oceny jakości wód powierzchniowych okolic Torunia odprowadzanych do Wisły. Temu zagadnieniu został poświęcony rozdział w monografii (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 9: pkt. 12) i publikacja (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 10: pkt. 14). Okazało się, że wody z badanych zbiorników i cieków mają wartości parametrów fizyko-chemicznych zbliżone do wód Wisły oraz są na tyle małe, że nie mogą stanowić istotnego źródła zanieczyszczenia rzeki. Wyniki badań wykazały, że większość cieków przepływających przez Toruń nie stwarza zagrożenia toksycznego. Jedynie w dwóch przypadkach, w Strudze Nieszawskiej, przy bardzo małych przepływie wody, a stałym dopływie ścieków z Zakładów Mleczarskich może istnieć zagrożenie toksyczne. Drugi przypadek to Struga Zielona, gdzie odprowadzane są ścieki

burzowe. Po gwałtownych opadach deszczu wzrosło zagrożenie toksyczne. Do badań zostały zastosowane testy z *Hydra attenuata* oraz *Artemia salina*. Czynnikiem obniżającym efekt toksyczności jest rozcieńczenie spowodowane różnicami przepływów i odległość od źródła zanieczyszczenia. Testy toksykologiczne również zostały zastosowane podczas badań nad zanieczyszczeniami Wisły przez ścieki solankowe z Janikowskich Zakładów Sodowych (Załącznik 3a, pkt. III, B, str.16: pkt. 8).

W 2006 roku wspólnie z dr hab. Tomaszem Kakareko prowadziłem badania na terenie Parku Narodowego Bory Tucholskie. Badania dotyczyły zooplanktonu jako potencjalnego pokarmu dla ryb (sielawy). Pobierane były próby zooplanktonowe z mezotroficznego jeziora Ostrowite. Badaliśmy również treść przewodów pokarmowych – realny pokarm sielawy. Stwierdziliśmy istotny udział Cladocera w pokarmie sielaw (Cladocera były chętniej zjadane niż Copepoda). W kwietniu narybek sielawy odżywiał się larwami Chironomidae, żeby od maja do września przejść na odżywianie zooplanktonem skorupiakowym (*Daphnia* spp., *Leptodora kindti* i *Bythothrephes longimanus*). *Leptodora kindti* była intensywniej wyjadana niż *Bythothrephes longimanus*, ponieważ było jej więcej w miejscach, gdzie żerowały ryby.

Badania podsumowaliśmy posterem na międzynarodowej konferencji (Załącznik 3a, pkt. III, B, str.15: pkt.5) oraz artykułem (Załącznik 3a, pkt. II, D, str. 9: pkt. 11).

Badania dotyczące zooplanktonu jako pokarmu ryb prowadziłem również we współpracy z Morskim Instytutem Rybackim (oddział w Świnoujściu) z prof. Norbertem Wolnomiejskim i prof. Bohdanem Draganikiem. Badania dotyczyły pokarmu dla narybku sandacza i okonia w centralnej części Zalewu Szczecińskiego. Wyniki badań wykazały, że sandacz doskonale potrafi polować na niemal przezroczystą i niewidoczną *Leptodora kindti*, natomiast okoń preferuje naddenne zooplanktery skorupiakowe z rodziny *Alonidae*. Badania realizowaliśmy m.in. w ramach grantu KBN: „Hydrobiologiczna odmienność wypłyconych obszarów głównego basenu Zalewu Szczecińskiego i ich znaczenie w funkcjonowaniu ekosystemu.” (Załącznik 3a, pkt. II, I, str.10: pkt. 4).

W ramach współpracy z profesorem Norbertem Wolnomiejskim prowadziłem również badania nad stanem degradacji ekologicznej i możliwości rekultywacji Jeziora Wicko (Zalew Szczeciński, Woliński Park Narodowy). Wskazywałem na znaczenie wykształcenia się odpowiedniej struktury zooplanktonu w procesie rekultywacji jeziora. Badania prowadzone było przez trzy sezony (Załącznik 3a, pkt. II, I, str.10: pkt. 3).

Od wielu lat w Zakładzie Hydrobiologii UMK prowadzimy badania nad zjawiskiem dwóch odmiennych stanów stabilnych w płytkich jeziorach, tj. czystowodnego i mętnowodnego. Wymienione alternatywne stany określa się jako stabilne. Jednakże mogą one przechodzić jeden w drugi, a takie przejście może być gwałtowne lub łagodne z obecnością stanów pośrednich. Próbujemy odpowiedzieć na pytanie, co powoduje, że jezioro „czysto wodne”, makrofitowe staje się jeziorem „mętno wodnym” o niewielkiej przezroczystości z dominacją glonów. Innym pytaniem, na które próbujemy odpowiedzieć jest jaką rolę odgrywa zooplanktonu w przechodzeniu z jednego stanu w drugi. Jednym z obiektów naszych badań jest niewielkie, śródlądowe i płytkie jezioro Zielone na Pojezierzu Iławskim. Od lat prowadzimy obserwacje na tym zbiorniku próbując wyjaśnić, dlaczego stabilne makrofitowe jezioro, bez zmian w zlewni, staje się coraz bardziej jeziorem fitoplanktonowym. Część wniosków z prowadzonych badań przedstawiliśmy w artykule (Zał. 3a, pkt. III, M, str.: 29 pkt. 11).

Od początku XXI wieku wspólnie z członkami Sekcji Hydrobiologicznej Koła Naukowego Biologów UMK, rozpoczęliśmy badania nad ekologią zooplanktonu najdłuższego rynnowego jeziora w Polsce – jeziora Jeziorak. Dzięki możliwościom sprzętowym (łódź motorowa UMK) mogliśmy prowadzić badania niemal na całej długości jeziora. Celem badań było poznanie, ale i porównanie zooplanktonu pelagialu głównej rynny z zooplanktonem części zatokowych jeziora. Wyniki badań udowodniły, że część zatokowa pelagialu Jezioraka bardziej sprzyja rozwojowi planktonu niż główna rynna jeziora. Zdecydowanie lepiej rozwijały się skorupiaki planktonowe (Zał. 3a, pkt. III, B, str.17: pkt. 10 i 12).

Wieloletnie i przestrzenne zmiany stanu jakości wody w jeziorze Jeziorak to następny problem badawczy, którym zajmowaliśmy się wspólnie z koleżankami i kolegami z Z-d Hydrobiologii UMK. W związku z pojawieniem się nowych metod oceniających poziom trofii wód jezior, postanowiłem zastosować Zooplanktonowe Wskaźniki Stanu Trofii (ZWST) dla oceny stanu wód jeziora i porównać je ze wskaźnikami chemicznymi i fitoplanktonowymi. Wyniki naszych badań wskazują, że nie wszystkie ZWST dobrze odzwierciedlają zmienność stanu trofii i zgodne są ze wskaźnikami fitoplanktonowymi czy chemicznymi. Nadmiar dużych, kolonijnych sinic może zaburzać odpowiedź ZWST. Wyniki tych badań zostały przedstawione w artykule (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 4: pkt. 5). Podobne



badania z użyciem ZWST są kontynuowane zarówno na jeziorze Jeziorak, jak i na innych płytkich jeziorach Pojezierza Iławskiego oraz płytkich zbiornikach przyrzecznych (starorzeczach) (Zał. 3a, pkt. III, B, str.:18 pkt. 22). W 2016 roku zastosowałem Zooplanktonowe Wskaźniki Stanu Trofii do oceny wód jezior dorzecza Strugi Toruńskiej. Wyniki badań potwierdziły, że ZWST bardzo dobrze odzwierciedlają warunki troficzne, a korelacje pomiędzy ZWST a wskaźnikami stanu trofii wyliczonymi na podstawie chlorofilu a i stężenia ogólnego fosforu wahały się od 0,79 do 0,83 (Zał. 3a, pkt. III, B, str.:19 pkt. 23 i 24). Badania nad m. in. zooplanktonem płytkich jezior Strugi Toruńskiej, są kontynuowane wspólnie z dr Adamem Solarczykiem z Wydziału Nauk o Ziemi w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska, w zmieniających się warunkach hydrologicznych (sierpień 2017). Oczywiście będą również stosowane ZWST. Wskaźniki zooplanktonowe wykorzystywane do oceny poziomu trofii wód zbiorników wymagają jeszcze dopracowania precyzji a wtedy powinny znaleźć się w aneksie do Ramowej Dyrektywy Wodnej.

W 2012 roku we współpracy z prof. Włodzimierzem Marszelewskim z Wydziału Nauk o Ziemi UMK w Toruniu rozpoczęliśmy badania nad sukcesją biologiczną w powyrobiskowych zbiornikach kopalni węgla brunatnego Adamów: Przekona, Bogdałów i Janiszew (Zał. 3a, pkt. III, M, str.: 29 pkt. 9). Celem tej współpracy była obserwacja, w jaki sposób postępuje rekultywacja wyrobisk należących do Kopalni Węgla Brunatnego (Adamów). Badania dają unikalną możliwość śledzenia zmian sukcesyjnych zooplanktonu w prawie „dziewiczych” zbiornikach. Przeprowadziliśmy badania geomorfologiczne mis jezior i opisaliśmy sposoby ich kształtowania oraz zasilanie w wody. Powyższe informacje są istotne z punktu widzenia sukcesji biologicznej. Zooplankton badałem w czterech sezonach: zimą, wiosną, latem i jesienią. Określiłem skład gatunkowy, liczebność oraz obliczyłem biomasę zooplanktonu. Próby pobrane latem wykorzystałem do oceny stanu trofii zbiorników. Wyliczyłem Zooplanktonowe Wskaźniki Stanu Trofii. Na podstawie ZWST stwierdziłem, że wody zbiorników są oligotroficzne (Janiszew) i mezotroficzne (Przekona i Bogdałów). Im starszy zbiornik tym wyższa trofia. Zwróciliśmy również uwagę, że jakość wody w zbiornikach pokopalnianych zależy ściśle od ich morfometrii. Nadmierne wypływanie tych sztucznych zbiorników zdecydowanie przyspiesza eutrofizację ich wód. Pierwszy etap badań został podsumowany publikacją (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 6: pkt. 10). Te badania są obecnie kontynuowane. Do obserwowanych zbiorników dodaliśmy jeszcze

Lubstów oraz dopiero napełniany wodą Kleczew – sierpień 2017 (Zał. 3a, pkt. III, M, str.: 30 pkt. 10).

Moje zainteresowania dotyczą również zmian struktury zooplanktonu w naturalnej rzece przepływającej przez wiele jezior – zaburzenia *river-continuum*. Potamozooplankton jest bardzo specyficzną formacją ekologiczną. Wielu specjalistów zajmujących się zooplanktonem wręcz twierdzi, że w rzekach nie ma zooplanktonu. Jednakże charakter zooplanktonu w rzece zależy od jej wielkości, a tym samym od warunków hydrologicznych. Badania nad potamoplanktonem Wisły, Brdy oraz Drwęcy prowadziłem przez wiele lat. Stwierdziłem, że najlepsze warunki dla rozwoju zooplanktonu stwarzają duże rzeki. W takich ciekach liczebność i biomasa potamozooplanktonu jest najwyższa. W drobnych ciekach, szybko płynących, bardzo często mamy do czynienia z organizmami, które do nurtu zostają porwane w wyniku turbulentnego przepływu wody w rzece. Często są to bezkręgowce, które mogą prowadzić osiadły tryb życia (Zał. 3a, pkt. III, B, str.:17 pkt. 9). Z badań prowadzonych w latach 1994-1999, w ramach przygotowania dysertacji doktorskiej, zdobyłem wiedzę na temat zakłóceń *river-continuum* w rzece przegrodzonej sztuczną zaporą. Natomiast niewiele wiedziałem o konsekwencjach zakłócenia ciągłości rzeki, kiedy przepływa ona w naturalny sposób przez wiele jezior jak np. niewielka rzeka Wel na Pojezierzu Brodnickim, która przepływa przez 10 jezior. Jednak wg Profesor Bajkiewicz-Grabowskiej w takim naturalnym systemie rzeczno-jeziornym trudno mówić o rzeczywistym zakłóceniu ciągłości rzeki (inf.ustna). Podczas badań prowadzonych w latach 2007-2008 oznaczyłem 95 gatunków zooplanktonu – jest to stosunkowo duża liczba, porównywalna z dużymi rzekami, np. z Wisłą. Pod względem jakościowym i ilościowym dominowały wrotki. Obecność jezior w systemie rzeki wpływała na wzrost bogactwa gatunkowego zooplanktonu. Jeziora były głównym źródłem zooplanktonu w rzece. Niestety, Wel jako niewielka rzeka o dużym turbulentnym przepływie niszczyła zooplankton na krótkim odcinku poniżej wypływów jezior. Tam zaobserwowałem spadek liczebności organizmów. Obecność jezior w systemie rzeki wpływała na to, że stosunek gatunków pelagicznych do bentolitoralowych był podobny jak w dolnej Wiśle (odcinek ze Zbiornikiem Włocławskim). Wyniki badań zostały podsumowane w publikacji (Zał. 3a, pkt. II, D, str. 10: pkt. 16).

W ostatnich latach w związku z globalnymi zmianami klimatycznymi zacząłem bliżej interesować się skutkami tych zmian. Dotykają one w równym stopniu organizmy wodne i

lądowe. Jednym z najważniejszych czynników wpływających na różne aspekty życia zwierząt jest temperatura. Na naszym Wydziale badania nad wpływem temperatury na ekologię i biologię zwierząt prowadzone są w Zakładzie Zoologii Bezkręgowców. Głównym obiektem doświadczeń jest pająk *Eratigena atrica*, na którym od wielu lat testuje się, między innymi, wpływ zmian temperatury na rozwój embrionalny. W trakcie wieloletnich badań okazało się, że zmiany temperatury w okresie embrionalnym są bardzo niebezpieczne dla zarodków. Skutkiem ich działania są nie tylko morfologiczne, ale również anatomiczne zmiany uniemożliwiające niejednokrotnie takim osobnikom dalsze życie i realizację strategii rozrodczej co może powodować zmniejszenie populacji tego pająka. Dla ekologa wód poszerzenie wiedzy o organizmy lądowe jest niezwykle rozwijające dlatego zainteresowałem się badaniami nad wpływem temperatury na pająki. Zostałem włączony do zespołu badawczego, a wyniki naszych obserwacji zostały podsumowane w kilku artykułach (Zał. 3a, pkt. II, A, str. 5: pkt. 7, 8, 9). Wspomnę, że na początku mojej drogi naukowej jeszcze na AM w Bydgoszczy również zajmowałem się wpływem temperatury na zwierzęta (wtedy interesował mnie aspekt fizjologiczny tego wpływu) (Zał. 3a, pkt. III, B, str. 15: pkt. 1).

Od 2006 roku wspólnie z dr Ewą Anną Dembowską rozpoczęliśmy badania zbiorników przyrzecznych doliny dolnej Wisły w okolicach Torunia. Nasze badania objęły kilkanaście starorzeczy. Zaledwie niewielka część wyników znalazła się w artykułach przedstawionych w wykazie publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe, o którym mowa w art. 16 ust. 2 ustawy. Pozostałe wyniki były przedstawiane podczas wystąpień krajowych i zagranicznych oraz na posterach (Zał 3a, pkt III.B, str.16: pkt. 8 i 9; Zał 3a, pkt III.B, str.17-18: pkt.11, 14, 15, 16, 17, 18, 22; Zał. 3a, pkt II, D, str. 9: pkt. 23).

Mój dorobek naukowy, wraz z jednotematycznym cyklem publikacji stanowi współautorstwo **32** publikacji w tym **16** oryginalnych prac opublikowanych w czasopismach indeksowanych przez *Journal Citation Reports*. (jako pierwszy autor - **5** prac, jako autor korespondencyjny - **9** prac) oraz **16** prac oryginalnych nieindeksowanych przez JCR. Sumaryczna **liczba punktów MNiSW** za te prace, zgodnie z rokiem opublikowania, wynosi **420**, natomiast sumaryczny **impact factor** wynosi **22,243**.

Jestem również współautorem 9 wystąpień na konferencjach zagranicznych (w tym 3 referatów i jednego referatu plenarnego – Tulcea 2016) oraz 25 na konferencjach krajowych (w tym 14

referatów) (Zał. 3a, pkt III, B str. 15-20), z czego wygłosiłem osobiście 13 referatów (Zał. 3a, pkt II, K, str. 12-14). Parametry liczbowe dorobku są wyszczególnione w załączniku 3a, pkt II, F, G, H, str. 10-11.

Przed moim zatrudnieniem oraz w czasie zatrudnienia w Zakładzie Hydrobiologii UMK w Toruniu cały czas podnoszą swoje kwalifikacje. Uczestniczyłem w stażu w Holandii w Rijkswaterstaat Zeeland (dotyczącym obcych gatunków glonów Morza Północnego). Brałem udział w szkoleniu dotyczącym oznaczania metali ciężkich w środowisku słodkowodnym. Szkolenie miało miejsce na Uniwersytecie w Oldenburgu w Niemczech. Uczestniczyłem również w szkoleniach (Uniwersytet Genewski Szwajcaria, Instytut Przemysłu Organicznego w Pszczynie) na temat zastosowania testów ekotoksykologicznych. Brałem udział w doszkalających Ogólnopolskich Warsztatach Zooplanktonowych w Mikołajkach i Zatociu. Skończyłem kurs statystyki w ramach programu WZROST na UMK w Toruniu. Dodatkowo brałem aktywny udział w programowych konferencjach nauczycieli Uniwersytetu Bałtyckiego, zarówno krajowych jak i międzynarodowych (Zał. 3a, pkt III, L, str. 28).

Dodatkowym aspektem mojej działalności naukowej jest recenzowanie projektów grantów międzynarodowych oraz artykułów nadesłanych do druku w międzynarodowych czasopismach naukowych (Zał. 3a, pkt. III, O i P, str. 31).

Uczestniczyłem i uczestniczę w wykonaniu 11 opinii/opracowań/ekspertyz (Zał. 3a, pkt.III, M, str. 29). Mój udział polegał na oznaczeniu, opracowaniu i zinterpretowaniu danych dotyczących zooplanktonu. Wyniki ekspertyz są wykorzystywane w artykułach naukowych np. w *Mine Water and the Environment*, Marszelewski i in. 2017.

Za swoją działalność naukowo-badawczą i organizacyjną otrzymałem dwie nagrody Rektora Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu oraz dwa wyróżnienia Rektora UMK, jak również Rady Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi UMK (Zał. 3a, pkt. III, D, str. 20).

### B) Dorobek dydaktyczny i organizacyjny

Od początku swojego zatrudnienia jako pracownik naukowo-dydaktyczny prowadziłem zajęcia dla studentów najpierw, Akademii Medycznej w Bydgoszczy, a potem w Zakładzie Hydrobiologii Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Prowadzone zajęcia obejmowały oraz obejmują przedmioty dla kierunków: Ochrona Środowiska, Biologia, Międzywydziałowe Studia Matematyczno-Przyrodnicze, Biologia Sądowa (Zał. 3a, pkt. III, I, str.21-23). Prowadzę

zajęcia autorskie we współpracy z Uniwersytetem Bałtyckim: Środowisko Morza Bałtyckiego i Zrównoważony Region Bałtycki. W oparciu o materiały z Uniwersytetu Bałtyckiego, ale także o moje własne doświadczenia w badaniu rzek, starorzeczy i jezior powstał przedmiot wykładany w języku angielskim: The sustainable water management. Innym autorskim przedmiotem jest Toksykologia Środowisk Wodnych podczas którego studenci poznają substancje toksyczne i ich działanie na organizmy środowiska wodnego (poznają zastosowanie testów ekotoksykologicznych). W ramach zajęć dydaktycznych prowadziłem również pracownie specjalizacyjne, dyplomowe i magisterskie oraz proseminarium. Do moich obowiązków należało przygotowanie i przeprowadzenie zajęć terenowych dla studentów Biologii i Ochrony Środowiska.

W trakcie mojej pracy byłem opiekunem 9 prac dyplomowych oraz 49 prac magisterskich wykonanych w Zakładzie Hydrobiologii UMK w Toruniu. Tematy prac zawsze były ściśle powiązane z nurtem moich badań, w tym realizowanych w ramach grantów, których byłem kierownikiem lub wykonawcą. Wszystkie prace magisterskie to prace badawcze (terenowe lub terenowo-laboratoryjne) (Zał. 3a, pkt. III, J, str. 24-28).

Ponadto aktywnie biorę udział w recenzowaniu prac magisterskich (6) i licencjackich (8) oraz w komisjach egzaminacyjnych (22) (Zał. 3a, pkt. III, Q, str. 31).

W latach 1996 – 2015 byłem opiekunem Sekcji Hydrobiologicznej Studenckiego Koła Naukowego Biologów na Uniwersytecie Mikołaja Kopernika w Toruniu. Wspólnie z członkami sekcji organizowaliśmy obozy naukowe, których owocem były postery z wynikami prowadzonych badań przedstawione na Zjazdach Hydrobiologów Polskich, m.in. w Toruniu (2006), w Lublinie (2009), w Krakowie (2012) oraz podczas II<sup>ed</sup> Young Scientists Conference World Water Day, Poznań, 2013 (Zał. 3a, pkt. III, Q, str. 31).

### **Działalność popularyzatorska i organizacyjna**

Moja działalność popularyzatorska polegała na organizacji i udziale w zajęciach wakacyjnych dla młodzieży szkół podstawowych i średnich (Zał. 3a, pkt. III, I, str. 21). Prowadziłem zajęcia w ramach Toruńskiego Festiwalu Nauki i Sztuki, Nocy Biologów, Dnia Otwartego na WBiOŚ UMK. Wygłosiłem referat dla członków Polskiego Towarzystwa Geograficznego (oddział toruński) na zaproszenie profesora Marka Grzesia (2004). Byłem członkiem Komitetu Okręgowej Olimpiady Ekologicznej w Toruniu (2004). Przygotowywałem referat i brałem udział w konferencji „Rzeki i Morze Bałtyckie szansą rozwoju Polski” w Senacie



RP (2006). Brałem aktywny udział w konferencjach nt rozwoju zrównoważonego, w Kampanii Miasta Europejskie: Miasto Przyjazne Środowisku oraz w konferencjach dotyczących lokalnych problemów środowiskowych np. „Przywrócić Port Drzewny Toruniowi”, „Bioblitz Kwidzyn”. Prowadziłem konsultacje naukowe dla nauczycieli ze Stowarzyszenia Ekoinicjatywa (Kwidzyn 2011).

Prowadziłem zajęcia w ramach Uniwersytetu Dziecięcego przy UMK w Toruniu oraz prowadziłem prelekcje dla uczniów PSSM w Toruniu.

Byłem doradcą naukowym i członkiem Rady Nadzorczej Fundacji Pracownia Zrównoważonego Rozwoju w Toruniu (od 2010 do 2015 roku).

Jestem autorem artykułu popularnonaukowego o Ramowej Dyrektywie Wodnej w Przeglądzie Ekologicznym Pomorza i Kujaw 2002 rok (Zał. 3a, pkt. III, I, str. 23). Jestem współautorem artykułów popularnonaukowych dotyczących harmonizacja polskiego prawa ochrony środowiska ze standardami Unii Europejskiej (1997, 1998, 2000, 2001) (Zał. 3a, pkt. III, I, str. 23).

Byłem Członkiem Komitetu Organizacyjnego Krajowej Konferencji Naukowej: Ekologia dolnej Wisły, główne problemy przyrodnicze i gospodarcze u progu III Tysiąclecia (2000) oraz Komitetu Organizacyjnego XX Ogólnopolskiego Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Toruniu (2006). W latach 2008-2010 byłem redaktorem technicznym czasopisma Limnological Papers. Jestem sekretarzem Toruńskiego Oddziału Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego oraz członkiem SIL. Zasiadałem jako przedstawiciel młodszych pracowników nauki w Radzie Instytutu Ekologii i Ochrony Środowiska oraz w Radzie Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi (2002-2006). Byłem pełnomocnikiem Dziekana Wydziału BiNoZ ds. oceny parametrycznej Wydziału (2003-2005) oraz elektorem podczas wyborów JM Rektora UMK w 1999 roku.

Byłem członkiem Komitetu Okręgowego Olimpiady Ekologicznej w Toruniu.

Współorganizowałem trzy międzynarodowe obozy naukowo dydaktyczne w 1999, 2000 i 2001 roku (Zał. 3a, pkt. III, Q, str. 32). Organizowałem również obozy naukowo dydaktyczne dla członków Sekcji Hydrobiologicznej Studenckiego Koła Biologów. Publikacja o obozach Sekcji: Obozy naukowo-dydaktyczne w Stacji Limnologicznej UMK w Iławie, 2012, Wiadomości Hydrobiologiczne, Biuletyn PTH, Zeszyt 199 (3): 8-9

[http://www.pth.home.pl/pobierz/Wiadomosci\\_3\\_2012.pdf](http://www.pth.home.pl/pobierz/Wiadomosci_3_2012.pdf)

Byłem również opiekunem roku studentów na kierunku Ochrona Środowiska (Zał. 3a, pkt. III, Q, str. 32).