

Autoreferat

1. Imię i Nazwisko **Bartłomiej Goldyn**

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

Magister nauk biologicznych w zakresie biologii: Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Biologii, 2001

Doktor nauk biologicznych w dyscyplinie zoologia: Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Biologii, 2005. Tytuł rozprawy: Oddziaływanie wybranych czynników ekologicznych na strukturę zgrupowań mięczaków małych zbiorników śródpolnych

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

2005 do chwili obecnej: Zakład Zoologii Ogólnej, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, stanowisko: adiunkt

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. 2017 r. poz. 1789):

a) tytuł osiągnięcia naukowego

Biologia, ekologia i perspektywy ochrony dużych skrzelonogów (Crustacea: Anostraca, Notostraca, Laevicaudata, Spinicaudata) na tle właściwości ich siedliska – okresowych zbiorników wodnych

b) (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa)

H1: Goldyn B., Bernard R., Czyż M.J., Jankowiak A.: Diversity and conservation status of large branchiopods (Crustacea) in ponds of western Poland. 2012, *Limnologica*, 42(4):264-270. **IF = 1.565 (Q2); pkt. MNiSW = 25**

Mój wkład w powstanie tej pracy szacuję na 65% (zaplanowanie badań, zebranie danych w terenie, przeprowadzenie analiz statystycznych, napisanie manuskryptu).

H2: Goldyn B., Kowalczevska-Madura K., Barańkiewicz D. Key environmental factors for the conservation of large branchiopods in farmland vernal pools – a case from a central European diversity hotspot. 2019, *Crustaceana* 92(5):613-631.

IF = 0.517 (Q4); pkt. MNiSW = 15

Mój wkład w powstanie tej pracy szacuję na 70% (zaplanowanie badań, przeprowadzenie prac terenowych, wykonanie analiz statystycznych i ich interpretacja oraz napisanie manuskryptu).

H3: Goldyn B., Chudzińska M., Barańkiewicz D., Celewicz-Goldyn S.: Heavy metal contents in the sediments of astatic ponds: Influence of geomorphology, hydroperiod, water chemistry and vegetation. 2015, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118:103-111.

IF = 3.130 (Q1); pkt. MNiSW = 30

Mój wkład w powstanie tej pracy szacuję na 60% (zaplanowanie badań, przeprowadzenie prac terenowych, dokonanie i interpretacja wyników analiz statystycznych napisanie większej części manuskryptu).

H4: Celewicz S., Czyż M.J., Goldyn B.: Feeding patterns in *Eubranchipus grubii* (Dybowski 1860) (Branchiopoda: Anostraca) and its potential influence on the phytoplankton communities of vernal pools. 2018, *Journal of Limnology*, 77(2):276-284. **IF = 1.277 (Q3); pkt. MNiSW = 25**

Mój wkład w powstanie tej pracy szacuję na 45% (zaplanowanie i przeprowadzenie eksperymentu, dokonanie interpretacji wyników analiz statystycznych oraz napisanie części manuskryptu).

Zsumowany Impact Factor osiągnięcia habilitacyjnego: **6.489 (JCR)**

Suma punktów MNiSW: **95**

Liczba cytowań osiągnięcia habilitacyjnego za bazą Web of Science: **34**

Liczba cytowań osiągnięcia habilitacyjnego za bazą Scopus: **38**

punkty Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (MNiSW) oraz Impact Factor (IF) z roku opublikowania artykułu. Liczba cytowań na dzień 17.04.2019.

- c) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Siedliska wodne i podmokłe stanowią jeden z najcenniejszych przyrodniczo i jednocześnie najbardziej narażonych na szkodliwy wpływ ludzkiej działalności elementów krajobrazu (Baron et al. 2002; Davies et al. 2008; Finlayson et al. 2018). Z jednej strony, związana jest z nimi znacząca część bioróżnorodności organizmów występujących na danym obszarze – zarówno tych typowo wodnych jak i amfibiologicznych czy też związanych z wodnym środowiskiem jedynie okresowo (Williams 2006; Davies et al. 2008; Thiere et al. 2009). Takie pozytywne oddziaływanie na bioróżnorodność nie ma przy tym charakteru jedynie lokalnego. Zbiorniki wodne i mokradła mają znaczący wpływ na przyległe ekosystemy lądowe (Gibbs 2000; Thiere et al. 2009; Finlayson et al. 2018), a ich funkcjonowanie wyraźnie dostrzegalne jest też w skali globalnej – przykładowo poprzez znaczenie, jakie odgrywają w migracjach zwierząt – zwłaszcza ptaków (Zedler i Kercher 2005; Horváth et al. 2013).

Ekosystemy wodne i podmokłe należą jednocześnie do najbardziej zagrożonych (Gibbs 2000), szybko reagując na eutrofizację i wpływ zanieczyszczeń chemicznych (Smith 2003; Dudgeon et al. 2006), obniżenie poziomu wód gruntowych (Rosenberry i Winter, 1997; Williams 2006; Fan et al. 2013) czy zmiany klimatu (Tockner i Stanford, 2002; Pyke 2005; Erwin 2009; James et al. 2019). Ich szybko postępujący zanik obserwowany w ostatnich dziesięcioleciach powoduje wzrost zagrożenia flory i fauny oraz nasilenie procesu wymierania gatunków (Davies et al. 2008). Zachowanie ekosystemów wodnych i podmokłych w stanie jak najbardziej zbliżonym do naturalnego jest więc kwestią kluczową – również dla utrzymania prawidłowego funkcjonowania układów przyrodniczych w szerszej skali (Verhoeven et al. 2006; Davidson 2014; Janse et al. 2019). By z odpowiednim wyprzedzeniem przewidywać zaburzenia w ich funkcjonowaniu konieczne jest dokładne

poznanie praw rządzących takimi ekosystemami. Bardzo pomocne jest również wyznaczenie odpowiednich grup organizmów wskaźnikowych, pozwalających na odpowiednio wczesne wykrycie niebezpieczeństw zagrażających stabilności tych biocenoz (Feld et al. 2009; Sharma i Rawat 2009; Bonanno et al. 2018).

Nasza wiedza na temat funkcjonowania ekosystemów wodnych opiera się głównie na danych dotyczących większych zbiorników – zwłaszcza jezior, mających najbardziej widoczne znaczenie ekonomiczne dla działalności człowieka (Dudgeon et al. 2006; Janse et al. 2019). Zjawiska obserwowane w takich głębokich i względnie stabilnych ekosystemach wodnych nie zawsze mają jednak proste przełożenie na to, co zaobserwować można w mniejszych i płytszych zbiornikach (Brönmark i Hansson 2002; Søndergaard et al. 2005; Williams 2006). Znaczenie stawów, torfianek, starorzeczy i innych drobnych zbiorników przez długie lata nie było doceniane w badaniach nad funkcjonowaniem ekosystemów słodkowodnych (Céréghino et al. 2008). Wyniki zebrane w ciągu ostatnich kilkunastu lat pokazują jednak, że niewielkie stawy są najcenniejszymi oazami bogactwa gatunkowego, zwłaszcza na terenach przekształconych działalnością człowieka (Céréghino et al. 2008; Davies et al. 2008; Ruggiero et al. 2008; Hill i Wood 2014; Vad et al. 2017; Lewis-Phillips et al. 2019). Na przykład, na obszarach rolniczych południowej Anglii powyżej 70% gatunków roślin i bezkręgowców związanych jest z drobnymi stawami (Williams et al. 2004). Podobnie wysokie wartości obserwowano dla chrząszczy i pajaków we wschodnich Niemczech (Platen et al. 2016). Ponieważ zbiorniki takie są bardzo zróżnicowane – zarówno pod względem siedliskowym, morfologicznym, jak i historycznym – stanowią one niezwykle różnorodny typ ekosystemów wodnych. Często tworzą one przestrzenne grupy, w skład których wchodzi zbiorniki o zróżnicowanym charakterze (Davidson 2014; Vad et al. 2017; Finlayson et al. 2018). Takie kompleksy stawów wnoszą do zmienionego działalnością człowieka krajobrazu znacznie większą różnorodność siedlisk niż bardziej jednolite typy

zbiorników wodnych, jak rzeki, jeziora czy zbiorniki zaporowe (Scheffer et al. 2006; Williams et al. 2004).

W ostatnich latach badania nad bioróżnorodnością i funkcjonowaniem ekosystemów stawów przechodzą renesans (Brönmark i Hansson 2017; Finlayson et al. 2018). Wiemy coraz więcej na temat oddziaływania gospodarki człowieka na zespoły zasiedlających je organizmów (Verhoeven et al. 2006; McKenna et al. 2017; Bonanno et al. 2018), funkcji jak pełnią dla zachowania bioróżnorodności w większej skali (Davies et al. 2008; Thiere et al. 2009; Vad et al. 2017; Lewis-Phillips et al. 2019) czy mechanizmów stojących u podstaw funkcjonowania ich ekosystemów (Thompson et al. 2015; Reverej et al. 2016; Stoler et al. 2016; McKenna et al. 2017). Coraz większą wagę przykładają się też do rozwijania metod ochrony takich siedlisk (Dudgeon et al. 2006; Thiere et al. 2009; Finlayson et al. 2018) oraz prób ich odtwarzania na terenach, gdzie duża ich różnorodność została już utracona (np. Million Ponds Project w Wielkiej Brytanii, Williams et al. 2010). Większość takich badań skupia się jednak na zbiornikach stałych, niewysychających, bądź też pomija fakt, że drobne zbiorniki są zróżnicowane pod względem stałości (Williams 2006). Bardziej kompleksowe badania na temat funkcjonowania ekosystemów okresowo wysychających zbiorników prowadzone są przede wszystkim na południu Europy, odkąd okresowe zbiorniki typu śródziemnomorskiego zostały ujęte w dyrektywie siedliskowej UE jako siedlisko priorytetowe (kod siedliska 3170) (Della Bella et al. 2005; Trigal et al. 2007; Céréghino et al. 2008; Del Pozo et al. 2011; Sahuquillo et al. 2012; Boix et al. 2016).

Ekosystemy zbiorników okresowych należą tymczasem do jednych z najwrażliwszych na wszelkie zmiany układów przyrodniczych (Williams 2006; Sahuquillo et al. 2012). Z jednej strony są wysoce narażone na zanikanie powodowane obniżaniem poziomu wód gruntowych oraz zmianami klimatu (Pyke 2005; James et al. 2019) czy bezpośrednią działalnością człowieka polegającą na ich zasypywaniu. Z drugiej, silnym czynnikiem

zaburzającym ich funkcjonowanie może być również wydłużenie czasu, w którym zbiornik pozostaje napełniony wodą (Pyke 2005, Williams 2006). Ze względu na małą objętość drobnych zbiorników w stosunku do powierzchni ich zlewni szczególnie mocno zaznacza się tu też wpływ zmian w parametrach fizyko-chemicznych wody (Thiéry 1997; Sahuquillo et al. 2012) oraz strukturze roślinności (Maier et al. 1998; Rodrigo et al. 2015; Calero et al. 2015). Jednocześnie, bezrybne, płytkie zbiorniki wodne, które przynajmniej raz na kilka lat całkowicie wysychają lub przemarzają, są szczególnie cenne z przyrodniczego punktu widzenia (Collinson et al. 1995; Williams 2006; Boix et al. 2015;). Nie tylko – jak w przypadku innych drobnych zbiorników wodnych – zwiększają one ogólną bioróżnorodność danego obszaru i pełnią ważną rolę dla prawidłowego funkcjonowania przyległych ekosystemów (Bilton et al. 2009). Niepowtarzalną ich cechą jest występowanie organizmów niespotykanych nigdzie indziej, często zagrożonych wyginięciem w skali światowej (Della Bella et al. 2005; Williams, 2006; Sahuquillo i Miracle 2015).

Do takich właśnie organizmów należą skorupiaki z rzędów Anostraca (bezpancerzowce), Notostraca (przekopnice), Laevicaudata, Spinicaudata i Cyclesterida (muszloraki), zaliczane do zbiorczej grupy tzw. dużych skrzelonogów (dawniej określanych jako Euphyllopoda – liścionogi właściwe). Ich przedstawiciele występują na niemal wszystkich szerokościach geograficznych – od równikowych lasów deszczowych, przez sawanny i pustynie, aż po obszary polarne wybrzeży Antarktydy i wysoką Arktykę. Znanych jest obecnie około 500 gatunków (Brendonck et al. 2008), z czego 72 występuje w Europie (Brtek i Thiéry, 1995), a 13 podawanych jest z terenu Polski (H1: Gołdyn et al. 2012).

Charakterystyczną wspólną cechą ekologii prawie wszystkich gatunków wchodzących w skład tej grupy jest ich specyficzne siedlisko – właśnie okresowo wysychające zbiorniki wodne (Williams 2006; Brendonck et al. 2008). Zaawansowane przystosowanie dużych skrzelonogów do występowania w warunkach tak niesprzyjających dla organizmów wodnych

polega na wytwarzaniu dużych ilości cyst przetrwalnych – otoczonych grubą osłonką anabiotycznych zarodków, potrafiących przetrwać wyschnięcie oraz inne ekstremalne warunki u niektórych gatunków prawdopodobnie nawet przez okres kilkudziesięciu lat (Gómez i Zierold 2008; Schwentner i Richter 2015). Jest to grupa bardzo stara ewolucyjnie, zaliczana do tzw. żywych skamieniałości – w zapisie kopalnym znane są od Dewonu, niektóre gatunki nie zmieniły się morfologicznie nawet od 320 milionów lat (Gómez i Zierold 2008; Zierold et al. 2007). Zajęcie wysoce specyficznej niszy ekologicznej umożliwiło tej grupie skorupiaków uniknięcia presji ze strony ryb, których gwałtowny rozwój różnorodności datowany jest właśnie na okres Dewonu (Brendonck et al. 2008).

Duże skrzelonogi należą do najslabiej poznanych bezkręgowców zamieszkujących wody słodkie, a w literaturze światowej brak jest bardziej szczegółowych danych dotyczących wymagań siedliskowych zdecydowanej większości gatunków (Brendonck et al. 2008). Skąpe dane na ten temat pochodzą głównie z półpustynnych obszarów Afryki północnej (Dumont et al. 1991; Dumont 2019) i południowej (Hamer i Brendonck 1997; Brendonck et al. 2000; De Roeck et al. 2007; 2010) oraz Wyżyny Pannońskiej (Boven et al. 2008; Horváth et al. 2013; Šciban et al. 2014; Horváth & Vad 2015; Vad et al. 2017) i Kaliforni (Gonzalez et al. 1996; Hathaway i Simovich 1996; Hill et al. 1998; Pyke 2005; Kneitel et al. 2017). W ostatnich latach, na skutek objęcia ich siedlisk ochroną w ramach Dyrektywy Siedliskowej UE coraz więcej danych na ten temat publikowanych jest również z obszaru basenu Morza Śródziemnego (Culioli et al. 2006; Marrone et al. 2006; Della Bella et al. 2005; Waterkeyn et al. 2011; Gascón et al. 2012; Stoch et al. 2016; García-de-Lomas et al. 2017). Duże skrzelonogi stały się tam grupą flagową w ochronie ekosystemów wód okresowych (Da Fonseca et al. 2008; Sahuquillo i Miracle 2015; Lumbreras et al. 2016).

Wspomniane wyżej fragmentaryczne dane na temat ekologii dużych skrzelonogów dotyczą przede wszystkim gatunków charakterystycznych dla obszarów suchych i gorących

(Brendonck et al. 2008). Niemal brak jest takich danych odnośnie regionów chłodniejszych, gdzie dominującym typem wód okresowych są wiosenne zastoiska po roztopach śniegu – skrajnie różne od zbiorników okresowych półpustyń czy obszaru śródziemnomorskiego, których funkcjonowanie zależy przede wszystkim od gwałtownych opadów deszczu (Williams 2006). Bardzo niewiele jest również danych na temat biologii gatunków występujących w takich warunkach – kluczowe dane związane np. z ich preferencjami pokarmowymi pochodzą niemal wyłącznie z regionów gorących (Brendonck 1993; Evjemo et al. 2000; da Costa et al. 2005; Brito et al. 2010).

Ten brak danych stanowi dużą przeszkodę w planowaniu działań ochronnych, koniecznych dla zachowania coraz rzadszych populacji przedstawicieli tej grupy – wchodzące w jej skład gatunki uważane są za zagrożone wyginięciem w skali globalnej (Brendonck et al. 2008). Dane faunistyczne z Europy Środkowej wskazują, że właśnie wczesnowiosenni przedstawiciele związani ze stawami wiosennymi należą do gatunków najbardziej zagrożonych wyginięciem. W Niemczech, Austrii czy Czechach niektóre z nich uważane są za krytycznie zagrożone a nawet wymarłe (Hödl i Eder 1996; Maier 1998; Rabet et al. 2006; Merta et al. 2016). Siedliska dużych skrzelonogów są tu w większości związane z terenami rolniczymi. Zakłada się zatem, że głównym czynnikiem zagrażającym bioróżnorodności dużych skrzelonogów jest intensywne przekształcanie i zanik ich siedlisk (Hödl i Eder 1996; Maier 1998; Merta et al. 2016) – jak wyżej wspomniano, silnie związane z działalnością człowieka. Brak jest jednak danych pozwalających wywnioskować które czynniki środowiskowe modyfikowane działalnością człowieka wpływają na zły stan populacji dużych skrzelonogów.

Do niedawna z terenu Polski praktycznie brak było współczesnych danych dotyczących stopnia zagrożenia, rozmieszczenia oraz biologii i ekologii dużych skrzelonogów. W ślad za dawnymi autorami (Wierzejski 1896; Momot 1913, Ramułt 1939) uważano je w naszym kraju

za pospolite. Jedynym gatunkiem objętym ochroną i umieszczonym w Czerwonej Księdze Zwierząt była przez długie lata *Branchinecta paludosa* znana z Dwoistego Stawu Gąsienicowego w Tatrach. Co więcej, gatunek ten został objęty w Polsce ochroną dopiero gdy potwierdzono, że całkowicie wyginął on w naszym kraju (Kownacki et al. 2002). Stan zachowania pozostałych dwunastu gatunków, czy choćby ich rozmieszczenie i rozpowszechnienie w naszym kraju pozostawały niemal całkowicie niezbadane. Większość informacji na ten temat pochodziła ze starych lub bardzo starych publikacji, powstałych w czasach, gdy globalna sytuacja dużych skrzelonogów wciąż jeszcze była dobra – ostatnie z takich prac publikowane były w latach 50. i 60. XX wieku (Hempel 1965; Hajduk 1967; Jencz i Wolski 1957; Mielewczyk 1963; Zwolski 1959). Wyjątkiem są tutaj okolice Białegostoku, gdzie stosunkowo niedawno dane zbierali Biggs et al. (2004).

Ponieważ dane z innych części Europy wskazują, że stan zachowania populacji dużych skrzelonogów na przestrzeni tych lat uległ znacznemu pogorszeniu (Hödl i Eder 1996; Maier 1998; Merta et al. 2016), należało się spodziewać, że również i u nas nie jest on zadawalający. Z drugiej strony jednak, przeglądowe badania nad bioróżnorodnością terenów rolniczych wskazują, że obszar naszego kraju jest całkiem nieźle zachowany na tle sytuacji panującej w państwach położonych bardziej na zachód (np. Sutcliffe, et al. 2015). Możliwe więc było, że populacje dużych skrzelonogów występujących u nas są lepiej zachowane, co pozwoliłoby na przeprowadzenie badań wyjaśniających ich postępujący zanik w innych państwach. W takiej sytuacji możliwe byłoby też zebranie danych, które pozwoliłyby na bardziej efektywną ich ochronę zarówno u nas jak i w innych regionach charakteryzujących się podobnym klimatem i presją ze strony gospodarki na ekosystemy okresowych zbiorników wodnych. Dzięki temu duże skrzelonogi mogłyby stać się – podobnie jak w przypadku regionu śródziemnomorskiego – grupą flagową w ochronie ekosystemów wód okresowych.

W związku z tym, celem prac wchodzących w skład mojego osiągnięcia habilitacyjnego było:

- 1) oszacowanie bogactwa gatunkowego i stanu zachowania oraz znalezienie zależności w rozmieszczeniu populacji dużych skrzelonogów w warunkach Niziny Środkowoeuropejskiej;
- 2) ustalenie, w jakim stopniu czynniki środowiskowe związane z działalnością człowieka – takie jak fizyko-chemia wody czy osadów dennych – wpływają na występowanie poszczególnych gatunków w stawach wiosennych, które są najczęstszym rodzajem zbiorników okresowych w naszych szerokościach geograficznych;
- 3) sprawdzenie, w jaki sposób charakter zbiornika oraz jego zlewni wpływa na stężenie metali ciężkich w osadach dennych takich stawów, w pośredni sposób oddziałując na zgrupowania dużych skrzelonogów;
- 4) ustalenie, jaka jest wybiórczość pokarmowa na przykładzie gatunku najczęściej występującego w stawach wiosennych i sprawdzenie na ile może on wpływać na funkcjonowanie całego ekosystemu.

Teren Wielkopolski był idealny do przeprowadzenia takich badań. Podobnie jak większość terenów Europy jest on silnie przekształcony wielowiekową działalnością ludzką, choć na skutek uwarunkowań historycznych stopień tych przekształceń nie jest aż tak intensywny jak w wielu innych częściach kontynentu. Zróżnicowane ukształtowanie terenu, noszące silne choć niejednorodne ślady jego glacialnej historii z jednej strony sprawiło, że niektóre regiony Wielkopolski wciąż jeszcze obfitują w drobne zbiorniki wodne – a więc potencjalne siedliska dużych skrzelonogów. Z drugiej strony, umożliwiło testowanie hipotez dotyczących związku między geomorfologią a częstością występowania poszczególnych gatunków, co za tym idzie stanem ich zachowania i stopniem zagrożenia. Dzięki odnalezieniu obszaru wyjątkowo obfitującego w populacje dużych skrzelonogów możliwe też było przeanalizowanie zależności między ich występowaniem a warunkami panującymi w

zbiornikach wodnych. Stosunkowo łatwy był też dostęp do materiału eksperymentalnego – w innych częściach Europy na skutek rzadkiego występowania dużych skrzelonogów oraz ich trudnej do przewidzenia fenologii przeprowadzenie doświadczeń nad preferencjami pokarmowymi wiosennych gatunków jest bardzo utrudnione.

Pierwsza z prac wchodzących w skład mojego osiągnięcia habilitacyjnego (**H1**: Gołdyn et al. 2012, cytowana dotąd 20 razy wg bazy Scopus) zestawia wyniki zakrojonych na szeroką skalę badań nad występowaniem dużych skrzelonogów w Wielkopolsce. Prowadzone były one przez trzy lata i objęły 728 drobnych zbiorników wodnych rozmieszczonych losowo na obszarze tego regionu jak i stanowiska dużych skrzelonogów znane z literatury lub naszych wcześniejszych badań. Hipoteza z którą rozpoczynaliśmy nasze badania zakładała, że podobnie jak w innych regionach Europy sytuacja dużych skrzelonogów w zachodniej Polsce jest niezadowolająca i przynajmniej niektóre gatunki wymagają ochrony.

Wyniki badań pozwoliły na stwierdzenie występowania na terenie Wielkopolski siedmiu gatunków, spośród których jedynie dwa są umiarkowanie częste: dziwogłówka wiosenna, *Eubrachipus grubii* (Dybowski 1862) oraz przekopnica wiosenna, *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758). Dwa kolejne gatunki – zadychra pospolita, *Branchipus schaefferi* (Fischer, 1834) oraz przekopnica właściwa, *Triops cancriformis* (Bosc, 1801) związane są z bardzo specyficznym siedliskiem. Są to mętne zbiorniki o gliniasto-ilastym podłożu występujące na wysoczyznach morenowych oraz rzecznych terenach zalewowych. Występowanie zadychry jest przy tym ściśle związane z terenami wojskowymi – jej stanowiska znaleziono jedynie na obszarze dwóch poligonów wojskowych. Wszystko wskazuje więc na to, że gatunek ten przynajmniej na terenie nizinnej części naszego kraju zależny jest obecnie od bardzo charakterystycznej formy zagospodarowania terenu. Podobne zależności obserwowane są też w Niemczech i Czechach (Maier 1998; Merta et al. 2016).

Występowanie trzech kolejnych gatunków – dziobosznika, *Lynceus brachyurus*, O.F. Müller, małżynki *Cyzicus tetracerus* (Krynicki, 1830) oraz *Chirocephalus shadini* (Smirnov, 1928) – było ograniczone na badanym terenie do zaledwie kilku-kilkunastu stanowisk – dobrze zachowanych stawów wiosennych. Zgodnie z wytycznymi IUCN te trzy gatunki należy więc uznać przynajmniej na terenie Wielkopolski za krytycznie zagrożone.

Mimo, że stanowisk pozostałych gatunków stwierdzono więcej, ich sytuacji na terenie Wielkopolski również nie można uznać za zadawalającą – nawet stosunkowo częstą dziwogłówkę oraz przekopnicę wiosenną należało uznać za narażone (NT). Rozmieszczenie ich stanowisk nie było równomiernie na badanym terenie, tworzyły wyraźne skupiska na obszarach o większym zagęszczeniu odpowiednich siedlisk. Podkreśla to konieczność ochrony dużych skrzelonogów na poziomie metapopulacji. Ponieważ występują one w bardzo nieprzewidywalnym siedlisku, dla utrzymania poszczególnych populacji konieczne jest zachowanie łączności z innymi zasiedlonymi zbiornikami oraz potencjalnie odpowiednimi siedliskami. Przepływ genów między populacjami dużych skrzelonogów odbywa się na drodze krótkodystansowej biernej dyspersji (ich cysty przenoszone przez wiatr, na sierści ssaków oraz piórach ptaków; Brendonck et al. 2008; Schwentner et al. 2012), kluczowe jest więc zachowanie w odpowiednim stanie dużej liczby położonych blisko siebie odpowiednich siedlisk.

Wyniki badań wskazują, że takie skupiska zasiedlonych stanowisk występują przede wszystkim na silnie pofałdowanych obszarach morenowych oraz w dolinach rzecznych, na ich mniej przekształconych fragmentach. Takie obszary należy więc uznać za najważniejsze dla zachowania różnorodności dużych skrzelonogów. Z drugiej strony, populacje zasiedlające stanowiska położone na terenach płaskich równin trzeba uznać za najbardziej zagrożone ze względu na bardzo ograniczone możliwości przepływu genów.

Druga spośród prac wchodzących w skład osiągnięcia habilitacyjnego (**H2**: Gołdyn et al. 2019) skupia się właśnie na jednym z takich najlepiej zachowanych centrów różnorodności dużych skrzelonogów. Na niewielkim obszarze około 30 km² w stawach wiosennych występuje tu pięć gatunków – w tym trzy najrzadsze i najbardziej zagrożone. Celem pracy było ustalenie, jakie czynniki środowiskowe są najważniejsze dla zachowania populacji dużych skrzelonogów. Jak wspomniano wyżej, w literaturze światowej brak było wcześniej takich danych odnośnie gatunków związanych ze stawami wiosennymi. Ponieważ do wykluwania poszczególnych gatunków dużych skrzelonogów nie dochodzi w każdym ze stawów każdego roku, główna hipoteza badawcza zakładała, że takimi najważniejszymi czynnikami będą zmienne związane z chemią wody lub osadów dennych, których wartości zależą od zmieniającej się z roku na rok działalności człowieka w zlewni zbiorników.

Analizy statystyczne danych dotyczących parametrów fizykochemicznych wody i osadów dennych wykazały tutaj, że kluczowymi czynnikami wpływającymi na występowanie poszczególnych gatunków są długość hydroperiodu (okres w którym staw napełniony jest wodą), pH wody, zawartość fosforu rozpuszczonego w wodzie oraz metali ciężkich w osadach dennych przybrzeżnej części zbiornika. Zwłaszcza ostatni spośród wymienionych czynników podkreśla wpływ działalności człowieka na stan populacji dużych skrzelonogów, ponieważ głównym źródłem metali ciężkich w polnych stawach są przede wszystkim nawozy mineralne.

Trzecia praca z osiągnięcia habilitacyjnego (**H3**: Gołdyn et al. 2015a) poświęcona jest właśnie problemowi skażenia metalami ciężkimi osadów dennych astatycznych stawów polnych, zasiedlanych m.in. przez duże skrzelonogi. Jej celem było ustalenie, w jaki sposób czynniki charakteryzujące poszczególne stawy (roślinność, geomorfologia zbiornika oraz jego zlewni, hydroperiod) wpływają na zawartość metali ciężkich w ich osadach dennych. Jest to jedna z pierwszych prac w światowej literaturze naukowej poświęcona temu zagadnieniu w

odniesieniu do astatycznych stawów w krajobrazie rolniczym i cieszy się sporym zainteresowaniem (cytowana dotąd 18 razy wg bazy Scopus).

Najważniejszymi czynnikami wpływającymi na stężenie metali ciężkich w osadach dennych okazały się być głębokość i powierzchnia stawu oraz długość hydroperiodu. Wykazano również związek między zawartością badanych pierwiastków a przewodnictwem elektrolitycznym i pH wody oraz wykazano różnice w stężeniu poszczególnych metali między typami płątów roślinnych. Wyniki badań wykazały, że najbardziej narażone na skażenie metalami ciężkimi są stawy odznaczające się mniejszą głębokością lecz większą powierzchnią (zaliczane przez geomorfologów do typu shore-bursting lub shore overflow; Kalettka 1999; Kalettka i Rudat 2006), co wskazuje na istotny wpływ ukształtowania linii brzegowej. Stężenia niektórych pierwiastków – zwłaszcza chromu – wyższe były w stawach o dłuższym hydroperiodzie. Cynk i ołów odznaczały się negatywnym związkiem z przewodnictwem elektrolitycznym wody. Oba czynniki wskazują na związek skażenia metalami ciężkimi z używaniem skażonych nimi nawozów mineralnych (zwłaszcza fosforowych) w rolniczej zlewni stawów polnych. Pierwiastki te docierają do zbiorników wodnych wraz ze spływem powierzchniowym następującym po opadach i roztopach. Natężenie takiego spływu jest pozytywnie związane tak ze stężeniem metali ciężkich jak i jonów rozpuszczalnych w wodzie soli (podnosząc jej przewodnictwo) oraz w oczywisty sposób z długością hydroperiodu.

Powiązane wyniki prac **H2** (Gołdyn et al. 2019) oraz **H3** (Gołdyn et al. 2015a) pozwalają na priorytetyzację działań monitoringowych oraz ochronnych, zmierzających do polepszenia sytuacji dużych skrzelonogów zasiedlających stawy wiosenne. Na ich podstawie w pierwszej z wymienionych publikacji zestawiono możliwe czynności z zakresu ochrony czynnej stosowane w przypadku niewielkich zbiorników wodnych i oceniono ich przydatność w stosunku do siedlisk dużych skrzelonogów. Odrzucono działania związane z pogłębianiem

czy bagrowaniem okresowych stawów, ponieważ oprócz zaburzenia cyklu wysychania koniecznego dla prawidłowego funkcjonowania populacji, mogą one prowadzić do znacznego zubożenia a nawet całkowitego zniszczenia banku cyst zdeponowanych w osadach dennych. Za najistotniejsze i najbardziej wskazane uznano natomiast tworzenie buforowych stref roślinności otaczających zasiedlone stawy, których funkcja polega na zatrzymywaniu zanieczyszczeń niesionych ze spływem powierzchniowym z rolniczej zlewni. Istotnym wydaje się też zachowanie odpowiedniego nasłonecznienia / zacienienia powierzchni zbiornika wodnego w celu zapewnienia odpowiedniego natlenienia, odczynu wody oraz bazy pokarmowej w postaci glonów planktonowych.

Czwarta z prac włączonych do mojego osiągnięcia habilitacyjnego (**H4**: Celewicz et al. 2018) dotyczy wybiórczości pokarmowej jednego z gatunków dużych skrzelonogów – dziwogłówki wiosennej, *E. grubii*. Jest to ważny aspekt biologii tej grupy nie tylko ze względu na konieczność dostosowania ewentualnych działań ochronnych do wymagań troficznych poszczególnych gatunków. Duże skrzelonogi występujące w stawach wiosennych to w zdecydowanej większości filtratorzy, wykluwający się masowo wraz z wypełnieniem zbiornika wodą roztopową. Bardzo interesującym aspektem jest więc sposób, w jaki wpływają one na kształtowanie się zespołów fitoplanktonu, a w ten sposób – pośrednio – również na funkcjonowanie całego ekosystemu okresowych zbiorników wodnych. Do tej pory brak było w literaturze jakichkolwiek danych na ten temat odnośnie tego typu zależności w stawach wiosennych, jakiegokolwiek znane informacje dotyczące wymagań pokarmowych *Anostraca* zbierane były wcześniej dla gatunków typowych dla terenów pustynnych (Brendonck 1993; Evjemo et al. 2000; da Costa et al. 2005; Brito et al. 2010). Pewne dane (bez informacji dotyczącej zróżnicowania gatunkowego filtrowanych glonów) pochodzą też z terenów polarnych (Hawes 1985; Bertilsson et al. 2003).

Wyniki przeprowadzonych eksperymentów pokazały, że *E. grubii* pod względem pokarmowym jest generalistą, efektywnie usuwającym glony ze wszystkich gatunków obecnych w toni wodnej, bez względu na ich kształt czy wielkość. Oddziaływanie dziwogłówki najbardziej zauważalne było przy tym w przypadku gatunków fitoplanktonu odznaczających się największym zagęszczeniem. Samice odfiltrowywały więcej komórek glonów niż samce, były też jeszcze mniej wybiórcze od nich w stosunku do trudniejszych do przyswojenia grup fitoplanktonu, takich jak eugleniny. Związane jest to najprawdopodobniej z większymi nakładami energetycznymi samic przeznaczanymi na rozmnażanie. U wszystkich dużych skrzelonogów przez całe życie od osiągnięcia dojrzałości płciowej produkują one bardzo duże ilości (do kilkunastu tysięcy) anabiotycznych cyst przetrwalnych, zapewniających populacji odtworzenie po wyschnięciu i kolejnym napełnieniu zbiornika wodą.

Uzyskane wyniki wykazały, że dziwogłówka wiosenna - jak i najprawdopodobniej pozostałe, rzadziej u nas występujące wczesnowiosenne gatunki dużych skrzelonogów - w istotny sposób kształtuje zbiorowiska fitoplanktonu okresowych zbiorników wodnych. Fakt ten podkreśla konieczność ochrony tych skorupiaków dla zachowania odpowiedniego funkcjonowania stawów wiosennych. Działania ochronne zapewniające przetrwanie populacjom dużych skrzelonogów będą przy tym sprzyjały również innym grupom organizmów zasiedlających te niepowtarzalne ekosystemy. Przekopnice, bezpancerzowce i muszloraki mogą się dzięki temu stać grupą flagową, wskazującą które ze stawów wiosennych są najlepiej zachowane, jak i parasolową, której ochrona służyć będzie utrzymaniu tej zaniedbywanej dotąd na naszych szerokościach geograficznych ostoi bioróżnorodności.

Badania wchodzące w skład opisywanego osiągnięcia habilitacyjnego pozwoliły zapłacić istotną lukę w wiedzy dotyczącej dużych skrzelonogów Europy Środkowej i

zajmowanych przez nie siedlisk. Po raz pierwszy od niemal sześćdziesięciu lat zebrano kompleksowe dane na temat występowania tych skorupiaków na terenie Polski. W światowej literaturze brak jest podobnych badań prowadzonych na porównywalną skalę, dzięki czemu stały się one punktem odniesienia w ochronie tej grupy w rejonach o podobnym klimacie (**H1**). Po raz pierwszy w odniesieniu do gatunków występujących w stawach wiosennych zebrano i przeanalizowano dane dotyczące potencjalnego wpływu gospodarki rolniczej na populacje dużych skrzelonogów (**H2**). Badania nad stężeniem metali ciężkich w osadach dennych takich zbiorników (**H3**) pozwoliły ustalić, które z cech charakteryzujących stawy sprawiają, że są one bardziej narażone na skażenie badanymi pierwiastkami. Zebraliśmy również i przeanalizowaliśmy dane dotyczące wybiórczości pokarmowej jednego z przedstawicieli dużych skrzelonogów (**H4**), prezentując w ten sposób znaczenie, jakie mają te skorupiaki dla funkcjonowania zasiedlanych przez nie ekosystemów.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych

Na mój pozostały dorobek naukowy (w sumie 49 publikacji naukowych oraz około 60 wystąpień konferencyjnych) składają się prace będące przede wszystkim wynikiem dwóch najważniejszych nurtów moich naukowych zainteresowań. Pierwszy z nich – związany również z tematyką osiągnięcia habilitacyjnego – to biologia i ekologia bezkręgowców związanych z ekosystemami okresowymi. Drugi nurt dotyczy zagadnień z biologii i ekologii ślimaków, zarówno lądowych jak i wodnych. Najbardziej koncentrowałem się do tej pory na gatunkach mających znaczenie dla ochrony przyrody – zagrożonych lub inwazyjnych. Parę moich prac dotyczy również ekologii ptaków i ssaków – te są związane z wcześniejszymi moimi zainteresowaniami i są przede wszystkim wynikiem badań prowadzonych jeszcze przed doktoratem.

5.1. Bezkręgowce ekosystemów okresowych

Najbardziej interesującym mnie typem ekosystemów okresowych są oczywiście wysychające zbiorniki wodne, w przypadku których jako grupę modelową traktuję duże skrzelonogi. Tej tematyki dotyczy zarówno moje osiągnięcie habilitacyjne jak i kilka prac, których nie włączam do niego. Są one wynikiem pracy zespołowej, w której mój wkład nie zawsze jest tak znaczący jak wkład współautorów, w większości byłem jednak pomysłodawcą prowadzonych badań.

Duże skrzelonogi były w Polsce grupą opuszczoną od pięćdziesięciu lat, dlatego nasze badania dotyczyły różnych aspektów ich biologii. Prace Gołdyn et al. (2007) oraz Gołdyn i Bernard (2008) podsumowują podstawowe dane faunistyczne i fenologiczne, zebrane we wstępnej fazie moich zainteresowań tą grupą. Ta tematyka była później kontynuowana przede wszystkim przez moich magistrantów. Obserwacje poczynione podczas prac terenowych zainteresowały mnie jednak niektórymi bardziej złożonymi aspektami biologii dużych skrzelonogów, nad którymi badania kontynuuję do dzisiaj.

Pierwszym z takich zagadnień były trudne do wyjaśnienia dysproporcje w liczbie samic i samców, które można zaobserwować czasem w populacjach *Anostraca*. Mogą one mieć bardzo duże znaczenie dla ochrony dużych skrzelonogów, w ekstremalnych przypadkach prowadząc do wyginięcia lokalnych populacji. Próbę rozwiązania tego problemu podjęliśmy w pracy Kořínková i Gołdyn (2011), sprawdzając czy w populacjach z zachwianą proporcją płci nie występują nadliczbowe chromosomy B (Beladjal et al. 2002). Chromosomów takich nie znaleźliśmy, dostarczyliśmy jednak po raz pierwszy w literaturze dokładnego opisu kariotypu *B. schaefferi* i *E. grubii*. Drugiego podejścia do tego problemu dokonaliśmy podczas badań opisanych w publikacji Mioduchowska et al. (2018a), poświęconej charakterystyce mikrobiomu skorupiaków okresowych zbiorników wodnych. W jej wyniku, po raz pierwszy u Branchiopoda stwierdziliśmy występowanie m.in. bakterii z rodzaju

Wolbachia, mogących manipulować sposobem rozmnażania swoich żywicieli. Może to być niezwykle interesujący przykład układu endosymbiont-żywiciel, działający pod wpływem nieprzewidywalnych warunków okresowego siedliska. Ponadto, może to być niezwykle istotny czynnik który należałoby brać pod uwagę w ochronie dużych skrzelonogów, podnoszący być może ryzyko wyginięcia niektórych populacji. Prowadzimy w tej chwili dalsze prace nad tym zagadnieniem, a ich wyniki są bardzo obiecujące. Przy okazji tych badań zebraliśmy również ważne dane metodyczne dotyczące sekwencjonowania z zastosowaniem primerów Folmera (Mioduchowska et al. 2018b).

Innym zagadnieniem o dużym znaczeniu dla ochrony dużych skrzelonogów, nad którym obecnie prowadzimy badania jest pytanie, na ile populacje dużych skrzelonogów tworzą metapopulacje i na ile silny jest przepływ genów między nimi – również w większej skali przestrzennej. Wstępne badania pokazują, że przynajmniej w przypadku krajowych populacji zadychry pospolitej, którą traktujemy jako modelowy gatunek, struktura genetyczna jest bardzo równomierna (Mioduchowska et al. 2018c). Badania te rozwijamy w tej chwili z zastosowaniem sekwencji mikrosatelitarnych i większej liczby populacji z całej Europy.

Praca Gołdyn et al. (2015b) również ma znaczenie dla ochrony dużych skrzelonogów, choć dotyczyła nie tyle bezpośrednio tej grupy skorupiaków, co działania zasiedlanych przez nie ekosystemów. W publikacji tej pokazano jak zmienia się funkcjonowanie okresowych zbiorników wodnych w zależności od ilości opadów atmosferycznych w danym roku.

Innym zagadnieniem, które zainteresowało mnie podczas obserwacji prowadzonych w terenie jest duże zróżnicowanie morfologiczne cech płciowych u niektórych gatunków Anostraca, sugerujące że możemy mieć tu do czynienia z ewolucyjnym wyścigiem zbrojeń między samcami a samicami. Zagadnienie to może być wyjątkowo interesujące jeśli zestawimy je z okresowością i nieprzewidywalną zmiennością środowiska, w jakim te skorupiaki żyją. Tematem tym zająłem się wraz z moim doktorantem, szukając między

innymi oznak pozytywnej allometrii wspomnianych cech – używamy tu metod z którymi zapoznałem się podczas mojego stażu podoktorskiego w Görlitz (Niemcy) u JMC Hutchinsona i H Reise. Wstępne wyniki opublikowaliśmy w pracy Czyż i Gołdyn (2017). Przy okazji opisaliśmy też zmienność morfologiczną cyst przetrwalnych u krajowych przedstawicieli dużych skrzelonogów (Czyż et al. 2016). Również tematyki związanej ze zróżnicowaniem morfologicznym dotyczyły wyniki opisane w pracy Jaglarz et al. (2014), gdzie po raz pierwszy opisana została ultrastruktura jajników u przedstawicieli Spinicaudata oraz Laevicaudata.

Drugą interesującą mnie grupą bezkręgowców związanych z okresowymi siedliskami są lądowe niesporczaki (Tardigrada). Podobnie jak w przypadku dużych skrzelonogów są to zwierzęta zdolne do anabiozy, a ich cykl życiowy jest ściśle związany z trudnym do przewidzenia funkcjonowaniem zasiedlanych przez nie ekosystemów. Badane gatunki występują przede wszystkim w kępkach mchów i porostów rosnących na nasłonecznionych powierzchniach, a okres aktywności niesporczaków warunkowany jest przez krótki czas, w którym siedlisko takie pozostaje nasiąknięte wodą. Podobnie jak w przypadku okresowych zbiorników wodnych są to ekosystemy wyspowe, izolowane zarówno w przestrzeni jak i w czasie od innych potencjalnych siedlisk.

Badania nad tą grupą, w których biorę udział, kierowane są przez dr. hab. Łukasza Kaczmarka. Dotyczą one zarówno zróżnicowania morfologicznego i taksonomicznego niesporczaków (Kaczmarek et al. 2010; Kaczmarek et al. 2011a; Roszkowska 2016) jak i zagadnień z zakresu ich ekologii (Kaczmarek et al. 2011b; Zawierucha et al. 2015) oraz zoogeografii (Kaczmarek et al. 2016). W obecnej chwili biorę udział w badaniach eksperymentalnych nad anabiozą u Tardigrada, pierwsza z prac dotyczących tego zagadnienia jest w tej chwili w recenzji.

Trzecim rodzajem ekosystemów okresowych wchodzącym w spektrum moich zainteresowań są gniazda ptaków oraz ssaków i zasiedlające je zgrupowania roztoczy – przede wszystkim z rzędu Mesostigmata. Funkcjonowanie takich merocenoz ograniczone jest w czasie oraz silnie modyfikowane przez biologię zamieszkujących je kręgowców, a kluczową rolę w ich kolonizacji przez roztocze pełni zdolność do pasywnej dyspersji. Badania nad tą tematyką, w których brałem do tej pory udział, kierowane były przez prof. Jerzego Błoszyka i dotyczyły gniazd bociana czarnego (Błoszyk et al. 2009), sępa płowego (Błoszyk et al. 2011) oraz kreta europejskiego (Napierała et al. 2016).

5.2. Biologia i ekologia ślimaków

Podobnie jak w przypadku wcześniej wspomnianych grup bezkręgowców związanych z siedliskami okresowymi, zdolności ślimaków do aktywnej dyspersji są bardzo ograniczone – są więc dobrym modelem w badaniach nad wpływem lokalnych czynników siedliskowych na strukturę populacji i zgrupowań. Z badaniami nad tą tematyką jestem naukowo związany od czasu studiów doktoranckich, najbardziej interesuje mnie przy tym słabo dotąd poznane zagadnienie zależności mikrosiedliskowych w funkcjonowaniu malakocenz. Pierwszym z układów, na których analizowaliśmy takie zależności były lasy liściaste – wyniki badań opublikowane zostały w pracach Szybiak et al. 2005, Szybiak et al. 2009a, Szybiak et al. 2009b. Z tą tematyką była również związana praca doktorska Anny Jankowiak, której byłem promotorem pomocniczym (publikacja w recenzji). Drugi rodzaj ekosystemów, na których realizowano badania nad funkcjonowaniem malakocenz w zależności od czynników środowiskowych, to tereny podmokłe. Analizowano tutaj zarówno wpływ czynników mikrosiedliskowych (Książkiewicz et al. 2013; Książkiewicz-Parulska et al. 2018) jak i zależności w znacznie większej skali przestrzennej, na poziomie zróżnicowania krajobrazu (Książkiewicz i Gołdyn 2015).

Wyżej wspomniane prace były związane przede wszystkim z funkcjonowaniem populacji gatunków zagrożonych świdrzyków (Clausiliidae) oraz poczwarówek (Vertiginidae – zwłaszcza *Vertigo angustior* i *V. moulinsiana*, chronione w ramach Dyrektywy Siedliskowej UE). Bezpośrednio tematyce ochrony malakocenoz poświęcone są cztery kolejne prace: Koralewska-Batura et al. 2010c; Błoszyk et al. 2010; Zając i Gołdyn 2012; Książkiewicz-Parulska i Gołdyn 2017.

Kilka z moich prac dotyczących ślimaków to publikacje typowo faunistyczne – dotyczą przede wszystkim nowych stanowisk rzadkich i chronionych gatunków, dostarczają również danych opisujących ich siedliska (Błoszyk et al. 2005; Książkiewicz i Gołdyn 2013; Książkiewicz i inni 2015; Książkiewicz-Parulska i Gołdyn 2015). Rozwinięciem tej ważnej, choć niedocenianej tematyki jest cykl prac, którego byłem pomysłodawcą – Materials to the knowledge of molluscs of Wielkopolska. Cykl ten podsumowuje informacje na temat występowania mięczaków na terenie Wielkopolski, zebrane w ciągu ostatnich 50 lat. Do tej pory byłem współautorem czterech prac wchodzących w jego skład (Koralewska-Batura et al. 2010a; Koralewska-Batura et al. 2010b; Czyż i Gołdyn 2013; Czyż et al. 2016).

Umiejętności i wiedzę dotyczącą ekologii ślimaków zdobyte podczas badań prowadzonych w Polsce wykorzystałem podczas trwającego ponad rok pobytu w Ekwadorze. Kierowałem tam projektem badawczym finansowanym przez tamtejsze ministerstwo nauki w ramach międzynarodowego programu PROMETEO, poświęconym biologii i ekologii inwazyjnego gatunku ślimaka pochodzącego z Afryki – *Achatina fulica*. Nagłe pojawienie się i rozwój populacji tego gatunku w Ameryce Południowej stanowi duży problem dla miejscowej gospodarki, w dużej mierze opartej na uprawie i eksporcie owoców. Brak jest jednak dotąd wnikliwych badań nad tą inwazją, niewiele jest też danych dotyczących biologii reprodukcyjnej i wybiórczości siedliskowej *A. fulica* w warunkach południowoamerykańskich. Moje badania po raz pierwszy opisały funkcjonowanie populacji

tego gatunku w warunkach miejskich (Gołdyn et al. 2017) oraz pozwoliły na zebranie i przeanalizowanie danych dotyczących wybiórczości pokarmowej i siedliskowej (Gołdyn et al. 2016). Wraz z moimi miejscowymi studentami i kolegami rozpoczęliśmy też projekty badawcze dotyczące funkcjonowania metapopulacji *A. fulica* na plantacjach bananowców oraz nad komunikacją chemiczną u tego gatunku. Finansowanie tych prac niestety zostało przerwane w związku z trudną sytuacją ekonomiczną w Ekwadorze po trzęsieniu ziemi w 2016 roku. Obecnie pracujemy nad pozyskaniem środków z funduszy UE i wznowieniem tych badań.

Literatura

- Baron J.S., LeRoy Poff N., Angermeier P.L., Dahm C.N., Gleick P.H., Hairston Jr., N.G., Jackson R.B., Johnston C.A., Richter B.D., Steinman A.D. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12 (5): 1247-1260.
- Beladjal L., Vandekerckhove T.T.M., Muysen B., Heyrman J., De Caesemaeker J., Mertens J. 2002. B-chromosomes and male-biased sex ratio with paternal inheritance in the fairy shrimp *Branchipus schaefferi* (Crustacea Anostraca). *Heredity* 88 (5) pp. 356-360.
- Bertilsson S., Hansson L.-A., Graneli W., Philibert A. 2003. Size-selective predation on pelagic microorganisms in Arctic freshwaters. *Journal of Plankton Research* 25 (6) pp. 621-631.
- Biggs J., Bilton D., Williams P., Nicolet P., Briggs L., Eeles B., Whitfield M. 2004. Temporary ponds of eastern Poland: an initial assessment of their importance for nature conservation. *Arch Sci* 57(2-3): 73-83
- Bilton D.T., Mcabendroth L.C., Nicolet P., Bedford A., Rundle S.D., Foggo A., Ramsay P.M. 2009. Ecology and conservation status of temporary and fluctuating ponds in two areas of southern England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (2): 134-146.
- Błoszyk J., Drazina T., Gwiazdowicz D.J., Halliday B., Gołdyn B., Napierała A., Rybska E. 2011. Mesostigmatic mites (Acari: Mesostigmata) in nests of the Eurasian griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Croatia. *Biologia* 66(2):335-339
- Błoszyk J., Dylewska M., Gołdyn B., Konwerski Sz., Koralewska-Batura E., Kupczyk M., Leśniewska M., Napierała A., Ziomek J. 2005. Świat Zwierząt. W: Walory przyrodnicze doliny Cybiny i ich ochrona. Wydawnictwo Kontekst Poznań
- Błoszyk J., Gwiazdowicz D.J., Halliday B., Dolata P.T., Gołdyn B. 2009. Nests of the black stork *Ciconia nigra* as a habitat for mesostigmatid mites (Acari: Mesostigmata). *Biologia* 64(5):962-968
- Błoszyk J., Konwerski Sz., Napierała A., Gawrońska K., Gołdyn B. 2007. Spatial distribution and habitat preferences of *Labidostomma denticulata* (Acari: Prostigmata) in Gorce National Park (Southern Poland). *Biological Letters* 44(2):1-10
- Błoszyk J., Machnikowski M., Napierała A., Gołdyn B., Rybska E., Stępczak K., Szybiak K., Konwerski Sz., Leszczyńska-Deja K., Dylewska M., Kalinowski T., Jankowiak A. 2010. Assessment of abundance and distribution of the Roman Snail (*Helix pomatia* Linnaeus 1758) in Kujawsko-Pomorskie voivodeship. *Folia Malacologica* 18(3):137-145
- Boix D., Kneitel J., Robson B.J., Duchet C., Zú-Iga L., Day J., Gascón S., Sala J., Quintana X.D., Blaustein L. 2016. Invertebrates of freshwater temporary ponds in. ranean climates. In: D. Batzer & D. Boix (eds.), *Invertebrates in freshwater wetlands: an international perspective on their ecology*. 141-189.
- Bonanno G., Vymazal J., Cirelli G.L. 2018. Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. *Science of the Total Environment*, 631-632: 252-261.
- Brendonck L., Hamer M.L., Riddoch B.J., Seaman M.T. 2000. Branchipodopsis species — specialists of ephemeral rock pools. *African Journal of Aquatic Science*, 25 (1): 98-104.
- Brönmark C., Hansson L.-A. 2002. Environmental issues in lakes and ponds: Current state and perspectives. *Environmental Conservation*, 29 (3): 290-307.
- Brönmark C., Hansson L.-A. 2017. The biology of lakes and ponds. *The Biology of Lakes and Ponds*: 1-338.
- Brtek J., Thiéry A. 1995. The geographic distribution of the European Branchiopods (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata, Laevicaudata). *Hydrobiologia*, 298 (1-3): 263-280.

- Céréghino R., Ruggiero A., Marty P., Angélibert S. 2008. Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape. *Hydrobiologia*, 597 (1): 43-51.
- Collinson N.H., Biggs J., Corfield A., Hodson M.J., Walker D., Whitfield M., Williams P.J. 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74 (2): 125-133.
- Czyż M.J., Gołdyn B. 2013. Materials to the knowledge of molluscs of Wielkopolska (west-central Poland). IV: Families: Neritidae Viviparidae Thiaridae Bithyniidae Hydrobiidae and Valvatidae. *Folia Malacologica* 21(4):265-274
- Czyż M.J., Gołdyn B. 2017. Relative scaling and colouration of cercopodes in *Branchipus schaefferi* (Crustacea: Branchiopoda). *Biologia (Poland)* 72(3):319-324
- Czyż M.J., Woliński P., Talarska P., Gołdyn B. 2016. Materials to the knowledge of molluscs of Wielkopolska (West-Central Poland). V. Family: Planorbidae (Gastropoda: Pulmonata). *Folia Malacologica* 24(4):251-264
- Da Fonseca L.C., Cristo M., Machado M., Sala J., Reis J., Alcazar R., Beja P. 2008. Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: Key faunal groups as management tools?. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3 (3): 304-320.
- Davidson N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65 (10): 934-941.
- Davies B., Biggs J., Williams P., Whitfield M., Nicolet P., Sear D., Bray S., Maund S. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125 (1-4): 1-8.
- De Roeck E.R., Vanschoenwinkel B.J., Day J.A., Xu Y., Raitt L., Brendonck L. 2007. Conservation status of large branchiopods in the Western Cape, South Africa. *Wetlands*, 27 (1): 162-173.
- de Roeck E.R., Waterkeyn A., Brendonck L. 2010. Life-history traits of *Streptocephalus purcelli* sars, 1898 (Branchiopoda, Anostraca) from temporary waters with different phenology. *Water SA*, 36 (3): 323-328.
- Del Pozo R., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M. 2011. The relative importance of natural and anthropogenic effects on community composition of aquatic macrophytes in Mediterranean ponds. *Marine and Freshwater Research*, 62 (2): 101-109.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81 (2): 163-182.
- Dumont H.J. 2019. Zooplankton vertical migration in two sahara lakes with contrasting biotic environments [Migración vertical del zooplankton en dos lagos del sahara con entornos bióticos contrastantes]. *Limnetica*, 38 (1), 7 p.
- Dumont H.J., De Walsche C., Mertens J. 1991. Distribution and morphological variation of *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842) in Northern Africa. *Hydrobiologia*, 212 (1): 203-208.
- Erwin K.L. 2009. Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17 (1): 71-84.
- Fan Y., Li H., Miguez-Macho G. 2013. Global patterns of groundwater table depth. *Science*, 339 (6122): 940-943.

- Feld C.K., Da Silva P.M., Sousa J.P., De Bello F., Bugter R., Grandin U., Hering D., Lavorel S., Mountford O., Pardo I., Pärtel M., Römbke J., Sandin L., Bruce Jones K., Harrison P. 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: A synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118 (12): 1862-1871.
- Gascón S., MacHado M., Sala J., Cancela Da Fonseca L., Cristo M., Boix D. 2012. Spatial characteristics and species niche attributes modulate the response by aquatic passive dispersers to habitat degradation. *Marine and Freshwater Research*, 63 (3): 232-245.
- Gibbs J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 14 (1): 314-317.
- Gołdyn B. 2012. Zwierzęta bezkręgowce drobnych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. W: Rola zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. *Bonami* 86-101
- Gołdyn B., Bernard R. 2008. Preliminary data on the distribution and phenology of *Eubbranchipus grubii* (Dybowski 1860) (Crustacea: Anostraca) in the Wielkopolska region. *Annales UMCS Sectio C* 63(2):23-29
- Gołdyn B., Kaczmarek Ł., Roszkowska M., Guayasamín P.R., Ksiazkiewicz-Parulska Z., Cerda H. 2017. Urban Ecology of Invasive Giant African Snail *Achatina fulica* (Férussac) (Gastropoda: Achatinidae) on its First Recorded Sites in the Ecuadorian Amazon. *American Malacological Bulletin* 35(1):59-64
- Gołdyn B., Konwerski Sz., Błoszyk J. 2007 Large branchiopods (Anostraca Notostraca Spinicaudata Laevicaudata) of small astatic waterbodies in the environs of Poznań (Wielkopolska Region Western Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 36 Supplement 4: 21-28
- Gołdyn B., Kowalczyńska-Madura K., Celewicz-Gołdyn S. 2015. Drought and deluge: Influence of environmental factors on water quality of kettle holes in two subsequent years with different precipitation. *Limnologica* 54:14-22
- Gołdyn B., Ksiazkiewicz-Parulska Z., Zduniak P. 2016. Freshwater molluscs in diet of hooded crow (*Corvus cornix*). *Wilson Journal of Ornithology* 128(2):459-462
- Gołdyn B., Ríos Guayasamín P., Aguirre Sanchez C., Hepting L. 2016. Notes on the distribution and invasion potential of *Achatina fulica* Bowdich 1822 (Gastropoda: Pulmonata: Achatinidae) in Ecuador. *Folia Malacologica* 24(2):85-90
- Gonzalez R.J., Drazen J., Hathaway S., Bauer B., Simovich M. 1996. Physiological correlates of water chemistry requirements in fairy shrimps (Anostraca) from southern California. *Journal of Crustacean Biology*, 16 (2): 315-322.
- Gómez A., Zierold T. 2008. Extreme survivor: The 300-million-year-old living fossil. *Planet Earth*, (WINTER): 10-11.
- Hajduk Z. 1967 Further report on *Limnadia lenticularis* (L.) (Euphyllopoda-Crustacea) in Silesia Opol. *Tow. Przyj. Nauk., Zeszyty Przyrodnicze* 7: 101-4
- Hamer M.L., Brendonck L. 1997. Distribution, diversity and conservation of Anostraca (Crustacea: Branchiopoda) in southern Africa. *Hydrobiologia*, 359 (1-3): 1-12.
- Hathaway S.A., Simovich M.A. 1996. Factors affecting the distribution and co-occurrence of two southern Californian anostracans (Branchiopoda), *Branchinecta sandiegonensis* and *Streptocephalus woottoni*. *Journal of Crustacean Biology*, 16 (4): 669-677.
- Hawes I. 1985. Factors controlling phytoplankton populations in maritime Antarctic lakes. *Antarctic nutrient cycles and food webs* pp. 245-252.
- Hempel J. 1965. O masowym występowaniu *Limnadia lenticularis* L. na stawach rybnych. *Przegląd Zoologiczny* 9 (4): 368-369.
- Hill R.E., Rogers D.C., Quelvog B.D., Gallegher S.P. 1998. New records and observations on the anostracan genus *Eubbranchipus* in California. *Hydrobiologia*, 359: 75-81.

- Horváth Z., Vad C.F., Vörös L., Boros E. 2013. The keystone role of anostracans and copepods in European soda pans during the spring migration of waterbirds. *Freshwater Biology*, 58 (2): 430-440.
- Jaglarz M.K., Kubrakiewicz J., Jedrzejowska I., Gołdyn B., Biliński S.M. 2014. Ultrastructural analysis of the ovary and oogenesis in Spinicaudata and Laevicaudata (Branchiopoda) and its phylogenetic implications. *Zoology* 117(3):207-215
- James A., Binny R.N., Lee W.G., Payne J., Stringer N., Holland E.P. 2019. Predicting water levels in ephemeral wetlands under climate change scenarios. *Theoretical Ecology*, DOI: 10.1007/s12080-019-0409-4
- Jencz Z., Wolski T. 1957. *Pristicephalus hungaricus* Kertész subsp. *Varsoviensis* n. Subsp.” *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Łódzkiego Nauki Matematyczno-Przyrodnicze* 2 (3): 39-50.
- Kaczmarek Ł., Gołdyn B., Czyż M., Michalczyk Ł. 2010. The first records of *Isohypsibius pushkini* Tumanov 2003 (Tardigrada Eutardigrada Hysibiidae) from Poland. *Biological Letters* 47(2):81-85
- Kaczmarek Ł., Gołdyn B., McInnes S.J., Michalczyk Ł. 2016. Diversity of limno-terrestrial tardigrades of the Americas in relation to the Great American Biotic Interchange hypothesis (GABI). *Zoological Journal of the Linnean Society* 178(4):737-746
- Kaczmarek Ł., Gołdyn B., Wełnicz W., Michalczyk Ł. (2011) Ecological factors determining Tardigrada distribution in Costa Rica. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 49(Suppl.1):78-83
- Kaczmarek Ł., Michalczyk Ł., Gołdyn B. (2011) New records of Tardigrada from Bulgaria with the description of *Macrobotus binieki* sp. nov. (Eutardigrada: Macrobotidae) and a key to the species of the harmsworthi group. *Zootaxa* 2781:29-39
- Kneitel J.M., Samiylenko N., Rosas-Saenz L., Nerida A. 2017. California vernal pool endemic responses to hydroperiod, plant thatch, and nutrients. *Hydrobiologia*, 801 (1): 129-140.
- Koralewska-Batura E., Błoszyk J., Gołdyn B., Szybiak K., Lesicki A., Napierała A. 2010. Materials to the knowledge of the molluscs (Mollusca) in Wielkopolska (West-Central Poland). I. Historical and general remark. *Folia Malacologica* 18(1):15-28
- Koralewska-Batura E., Błoszyk J., Napierała A., Gołdyn B. 2010. Biodiversity of terrestrial malacocenoses as a criterion in assessment of conservation status - the Cybina Valley a proposed Natura 2000 area. *Folia Malacologica* 18(1):5-13
- Koralewska-Batura E., Gołdyn B., Szybiak K., Błoszyk J. 2010. Materials to the knowledge of the Molluscs (Mollusca) in Wielkopolska. II. Checklist of moluscs in Wielkopolska district (Poland). *Folia Malacologica* 18(1):29-41
- Kořínková T., Gołdyn B. 2011. Karyotypes and sex ratios in populations of *Eubranchipus grubii* (Dybowski 1860) and *Branchipus schaefferi* Fischer 1834 (Branchiopoda Anostraca) from Poland. *Crustaceana* 84(5-6):707-720
- Kownacki A., Kawecka B., Dumnicka E., Galas J. 2002. Przyczyny wyginięcia i próba restytucji gatunku *Branchinecta paludosa* (O.F. Müller 1788) w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: Borowiec W., Kotarba A., Kownacki A., Krzan Z., Mirek Z. (Eds.) *Przemiany środowiska przyrodniczego*. Tatr. Wyd. TPN PTPN Oddz. Kraków Kraków-Zakopane pp.297–302.
- Książkiewicz-Parulska Z., Pawlak K., Gołdyn B. 2018. Overwintering of *Vertigo moulinsiana* and *Vertigo angustior* (Mollusca : Gastropoda). *Annales Zoologici Fennici* 55(1-3):115-122
- Książkiewicz Z., Biereźnoj-Bazille U., Krajewski Ł., Gołdyn B. 2015. New records of *Vertigo geayeri* Lindholm 1925 *V. moulinsiana* (Dupuy 1849) and *V. angustior* Jeffreys 1830 (Gastropoda: Pulmonata: Vertiginidae) in Poland. *Folia Malacologica* 23:121-136

- Książkiewicz Z., Gołdyn B. 2013. New records of *Pupilla pratensis* (Clessin 1871) in western Poland. *Folia Malacologica* 21(4):285-290
- Książkiewicz Z., Gołdyn B. 2015. Needle in a Haystack: Predicting the Occurrence of Wetland Invertebrates on the Basis of Simple Geographical Data. A Case Study on Two Threatened Micro-Mollusc Species (Gastropoda: Vertiginidae) from Poland. *Wetlands* 35(4):667-675
- Książkiewicz Z., Gołdyn B., 2008. Life cycle of *Segmentina nitida* (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae) in small impermanent kettle hole pond. W: *The Functioning and Protection of Water Ecosystems*. Wyd. Bonami Poznań 51-57
- Książkiewicz Z., Kiaszewicz K., Gołdyn B., 2013. Microhabitat requirements of five rare vertiginid species (Gastropoda Pulmonata: Vertiginidae) in wetlands of Western Poland. *Malacologia* 56(1):95-106
- Książkiewicz-Parulska Z., Gołdyn B. 2015. New records of *Eucobresia diaphana* (Draparnaud 1805) in Western Poland. *Folia Malacologica* 23:235-237
- Książkiewicz-Parulska Z., Gołdyn B. 2017. Can you count on counting? Retrieving reliable data from non-lethal monitoring of micro-snails. *Perspectives in Ecology and Conservation (form. Natura & Conservacao)* 15(2):124-128
- Lewis-Phillips J., Brooks S., Sayer C.D., McCrear R., Siriwardena G., Axmacher J.C. 2019. Pond management enhances the local abundance and species richness of farmland bird communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 273: 130-140.
- Lumbreras A., Marques J.T., Belo A.F., Cristo M., Fernandes M., Galioto D., Machado M., Mira A., Sá-Sousa P., Silva R., Sousa L.G., Pinto-Cruz C. 2016. Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners. *Hydrobiologia*, 782 (1): 187-199.
- Marrone F., Barone R., Naselli Flores L. 2006. Ecological characterization and cladocerans, calanoid copepods and large branchiopods of temporary ponds in a Mediterranean island (Sicily, southern Italy). *Chemistry and Ecology*, 22 (SUPPL. 1): S181-S190.
- McKenna O.P., Mushet D.M., Rosenberry D.O., LaBaugh J.W. 2017. Evidence for a climate-induced ecohydrological state shift in wetland ecosystems of the southern Prairie Pothole Region. *Climatic Change*, 145 (3-4): 273-287.
- Merta L., Zavadil V., Sychra J. 2016. Atlas rozšíření velkých lupenonožcu České Republiky: 1-111. (Agentura ochrany přírody a krajiny CR Prague).
- Mielewczyk S. 1963. Two interesting species of Euphyllopoda: *Cyzicus tetracerus* (Kryn.) and *Lynceus brachyurus* O.F. Müll. near Gniezno Przyr. *Pol. Zach.*, 7 (1-4): 95-8
- Mioduchowska M., Czyż M.J., Gołdyn B., Kilikowska A., Namiotko T., Pinceel T., Łaciak M., Sell J. 2018. Detection of bacterial endosymbionts in freshwater crustaceans: The applicability of non-degenerate primers to amplify the bacterial 16S rRNA gene. *PeerJ* 2018(12) art. no. e6039
- Mioduchowska M., Czyż M.J., Gołdyn B., Kur J., Sell J. 2018. Instances of erroneous DNA barcoding of metazoan invertebrates: Are universal *cox1* gene primers too “universal”? *PLoS ONE*, 13(6), art. no. e0199609
- Mioduchowska M., Gołdyn B., Czyż M.J., Namiotko T., Namiotko L., Kur J., Sell J. 2018. Notes on genetic uniformity in the fairy shrimp *Branchipus schaefferi* Fischer 1834 (Branchiopoda Anostraca) from Poland. *North-Western Journal of Zoology* 14(1):127-129
- Momot J. 1913. *Entomostraca lejków podolskich*. Druk. L. Dankiewicza Stanisławów 1-68
- Napierała A., Mądra A., Leszczyńska-Deja K., Gwiazdowicz D.J., Gołdyn B., Błoszyk J. 2016. Community structure variability of Uropodina mites (Acari: Mesostigmata) in nests of the

- common mole *Talpa europaea* in Central Europe. *Experimental and Applied Acarology* 68(4):429-440
- Platen R., Kalettka T., Ulrichs C. 2016. Kettle holes in the agrarian landscape: Isolated and ecological unique habitats for carabid beetles (col.: Carabidae) and spiders (arach.: Araneae). *Journal of Landscape Ecology*, 9 (2): 29-30.
- Pyke C.R. 2005. Interactions between habitat loss and climate change: Implications for fairy shrimp in the Central Valley ecoregion of California, USA. *Climatic Change*, 68 (1-2): 199-218.
- Rabet N., Cart J.-F., Montero D., Boulekbache H. 2006. First record of *Lynceus brachyurus* Müller 1776 (Branchiopoda Laevicaudata Lynceidae) in France. *Crustaceana* 78(8): 931-940
- Ramułt M. 1939. Spostrzeżenia nad występowaniem liścionogów właściwych (Euphyllopoda) w okolicy Krakowa. *Spraw. Kom. Fizjograf. PAU* 73: 261-274
- Reverey F., Grossart H.-P., Premke K., Lischeid G. 2016. Carbon and nutrient cycling in kettle hole sediments depending on hydrological dynamics: a review. *Hydrobiologia*, 775 (1), .
- Rosenberry D.O., Winter T.C. 1997. Dynamics of water-table fluctuations in an upland between two prairie-pothole wetlands in North Dakota. *Journal of Hydrology*, 191 (1-4): 266-289.
- Roszkowska M., Bartels P.J., Gołdyn B., Ciobanu D.A., Fontoura P., Michalczyk Ł., Nelson D.R., Ostrowska M., Moreno-Talamantes A., Kaczmarek Ł. 2016. Is the gut content of Milnesium (Eutardigrada) related to buccal tube size? *Zoological Journal of the Linnean Society* 178(4):794-803
- Sahuquillo M., Miracle M.R., Morata S.M., Vicente E. 2012. Nutrient dynamics in water and sediment of Mediterranean ponds across a wide hydroperiod gradient. *Limnologia*, 42 (4): 282-290.
- Scheffer M., Van Geest G.J., Zimmer K., Jeppesen E., Søndergaard M., Butler M.G., Hanson M.A., Declerck S., De Meester L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: Second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112 (1): 227-231.
- Schwentner M., Richter S. 2015. Stochastic effects associated with resting egg banks lead to genetically differentiated active populations in large branchiopods from temporary water bodies. *Hydrobiologia*, 760 (1): 239-253.
- Schwentner M., Timms B.V., Richter S. 2012. Flying with the birds? Recent large-area dispersal of four Australian Limnadoropsis species (Crustacea: Branchiopoda: Spinicaudata). *Ecology and Evolution* 2 (7) pp. 1605-1626.
- Sharma R.C., Rawat J.S. 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*, 9 (1): 118-128.
- Smith V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. 2005. Pond or lake: Does it make any difference?. *Archiv für Hydrobiologie*, 162 (2): 143-165.
- Stoch F., Korn M., Turki S., Naselli-Flores L., Marrone F. 2016. The role of spatial environmental factors as determinants of large branchiopod distribution in Tunisian temporary ponds. *Hydrobiologia*, 782 (1): 37-51.
- Stoler A.B., Burke D.J., Relyea R.A. 2016. Litter chemistry and chemical diversity drive ecosystem processes in forest ponds. *Ecology*, 97 (7): 1783-1795.
- Sutcliffe L.M.E., Batáry P., Kormann U., Báldi A., Dicks L.V., Herzon I., Kleijn D., Tryjanowski P., Apostolova I., Arlettaz R., Aunins A., Aviron S., Baležentienė L., Fischer C., Halada L., Hartel T., Helm A., Hristov I., Jelaska S.D., Kaligarič M., Kamp J., Klimek S., Koorberg

- P., Kostiuková J., Kovács-Hostyánszki A., Kuemmerle T., Leuschner C., Lindborg R., Loos J., Maccherini S., Marja R., Máthé O., Paulini I., Proença V., Rey-Benayas J., Sans F.X., Seifert C., Stalenga J., Timaeus J., Török P., van Swaay C., Viik E., Tschardtke T. 2015. Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions* 21 (6) pp. 722-730.
- Szybiak K., Błoszyk J., Koralewska-Batura E., Gołdyn B. 2009. Small-scale distribution of wintering terrestrial snails in forest site: relation to habitat conditions. *Polish Journal of Ecology* 57(3):525-535
- Szybiak K., Błoszyk J., Koralewska-Batura E., Gołdyn B. 2009. Variation in spatial structure and abundance of clausiliids (Mollusca: Clausiliidae) in the nature Reserve Debno nad Warta (w Poland) during wintering. *Journal of Conchology* 39(6):611-620
- Szybiak K., Koralewska-Batura E., Gołdyn B. 2005. Quantitative studies of terrestrial gastropods of the Drawa National Park. *Folia Malacologica* 13(1):35-42
- Thiere G., Milenkovski S., Lindgren P.-E., Sahlén G., Berglund O., Weisner S.E.B. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation*, 142 (5): 964-973.
- Thompson P.L., Davies T.J., Gonzalez A. 2015. Ecosystem functions across trophic levels are linked to functional and phylogenetic diversity. *PLoS ONE*, 10 (2), art. no. e0117595, .
- Tockner K., Stanford J.A. 2002. Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29 (3): 308-330.
- Trigal C., García-Criado F., Aláez C.-F. 2007. Macroinvertebrate communities of mediterranean ponds (North Iberian Plateau): Importance of natural and human-induced variability. *Freshwater Biology*, 52 (10): 2042-2055.
- Vad C.F., Péntek A.L., Cozma N.J., Földi A., Tóth A., Tóth B., Böde N.A., Móra A., Ptacnik R., Ács É., Zsuga K., Horváth Z. 2017. Wartime scars or reservoirs of biodiversity? The value of bomb crater ponds in aquatic conservation. *Biological Conservation*, 209: 253-262.
- Verhoeven J.T.A., Arheimer B., Yin C., Hefting M.M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (2): 96-103.
- Waterkeyn A., Vanschoenwinkel B., Vercamp H., Grillas P., Brendonck L. 2011. Long-term effects of salinity and disturbance regime on active and dormant crustacean communities. *Limnology and Oceanography*, 56 (3): 1008-1022.
- Wierzejski A. 1896. Przegląd fauny skorupiaków galicyjskich. *Spr. Kom. Fizyogr. Akad. Um.*, Kraków 31: 160-215
- Williams D.D. 2006. *The biology of temporary waters*. Oxford University Press: 348 pp.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P., Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115 (2): 329-341.
- Williams P., Biggs J., Nicolet P. 2010. New clean-water ponds - A way to protect freshwater biodiversity. *British Wildlife*, 22(2):77-85.
- Zajac K., Gołdyn B. 2012. Zatoczek łamliwy *Anisus vorticulus* (Troschel 1834). W: *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny t. II*. GIOS 504-519
- Zawierucha K., Smykła J., Michalczyk Ł., Gołdyn B., Kaczmarek Ł. 2015. Distribution and diversity of Tardigrada along altitudinal gradients in the Hornsund Spitsbergen (Arctic). *Polar Research* 342015. art. no. 24168
- Zedler J.B., Kercher S. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 39-74.

- Zierold T., Hanfling B., Gómez A. 2007. Recent evolution of alternative reproductive modes in the 'living fossil' *Triops cancriformis*. *BMC Evolutionary Biology*, 7, art. no. 161
- Zwolski W. 1959. Materiały do znajomości liścionogów właściwych (Euphyllopoda) Polski. *Ann. Univ. M. Curie-Skłodowska Sec. C Lublin* 11(1956): 1-23

B. Gładysz