

Autoreferat

1. Imię i Nazwisko:

Katarzyna Izydorczyk

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

Magister ochrony środowiska, Uniwersytet Łódzki, 1997

Doktor nauk biologicznych w dyscyplinie ekologia, w zakresie specjalności ekohydrologia Uniwersytet Łódzki, 2003

Tytuł rozprawy doktorskiej: Wpływ czynników abiotycznych i biotycznych na sukcesję czasoprzestrzenną zespołu fitoplanktonu Sulejowskiego Zbiornika Zaporowego.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych / artystycznych.

08.2008 - obecnie	Adiunkt w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii PAN, w wymiarze 1/1 etatu
2006 - 2010	Kontrakt w ramach projektu europejskiego SWITCH, Uniwersytet Łódzki
12.2005 - 07.2008	Adiunkt w Międzynarodowym Centrum Ekologii PAN, w wymiarze 1/1 etatu
2003 - 2005	Kontrakt w ramach projektu europejskiego TOXIC, Uniwersytet Łódzki
2002 - 2003	Kontrakt w ramach projektu europejskiego MIDI-CHIP-TOX, Uniwersytet Łódzki
11.2002 - 11.2005	Asystent w Międzynarodowym Centrum Ekologii PAN w wymiarze 1/4 etatu

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. nr 65, poz. 595 ze zm.):

4a. Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego:

Identyfikacja związków przyczynowo-skutkowych determinujących intensywność zakwitów sinicowych jako podstawa do opracowania systemowych rozwiązań ekohydrologicznych i biotechnologii dla ograniczenia eutrofizacji

4b. Publikacje wchodzące w skład zgłaszanego osiągnięcia naukowego (autor/autorzy, tytuł publikacji, rok wydania, nawa wydawnictwa)

Na osiągnięcie naukowe składa się cykl 5 publikacji, których sumaryczny *Impact Factor* (według roku publikacji) wynosi **8,051**.

Liczba cytowań publikacji według bazy Web of Science na dzień 30.04.2014 wynosi: **66**.

1. Izydorezyk Katarzyna, Tarczyńska Małgorzata, Jurczak Tomasz, Mrówczyński Jarosław, Zalewski Maciej. 2005. Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental Toxicology* 20: 425-430.

IF=1.215, ilość cytowań 26

2. Izydorezyk Katarzyna, Carpentier Corina, Mrówczyński Jarosław, Wagenvoort Arco, Jurczak Tomasz, Tarczyńska Małgorzata. 2009. Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research* 43: 989-996.

IF=4.355, ilość cytowań 22

3. Izydorezyk Katarzyna, Skowron Aleksandra, Wojtal Adrianna, Jurczak Tomasz. 2008. The stream inlet to a shallow bay of a drinking water reservoir a 'hot-spot' for *Microcystis* blooms initiation. *International Review of Hydrobiology* 93: 257-268.

IF=0.874, ilość cytowań 4

4. Izydorezyk Katarzyna, Jurczak Tomasz, Wojtal-Frankiewicz Adrianna, Skowron Aleksandra, Mankiewicz-Boczek Joanna, Tarczyńska Małgorzata. 2008. Influence of abiotic and biotic factors on microcystin content in *Microcystis aeruginosa* cells in a eutrophic temperate reservoir. *Journal of Plankton Research* 30: 393-400.

IF=1.707, ilość cytowań 14

5. Izydorezyk Katarzyna, Frączak Wojciech, Drobniewska Agata, Cichowicz Edyta, Michalska-Hejduk Dorota, Gross Radosław, Zalewski Maciej. 2013. A biogeochemical barrier to enhance a buffer zone for reducing diffuse phosphorus pollution – preliminary results. *Ecology & Hydrobiology* 13: 104-112.

IF=0, ilość cytowań 0

4c. Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wprowadzenie

W XXI wieku zasoby wody słodkiej i energii w skali światowej stają się głównymi czynnikami limitującymi osiągnięcie zrównoważonego rozwoju. Osiągnięcie powszechnego dostępu do bezpiecznej wody pitnej przy jednoczesnej poprawie zrównoważonego wykorzystania zasobów wodnych na świecie są obecnie jednymi z najważniejszych wyzwań określonych w dokumencie ONZ „*Securing sustainable water for all*” (UN-Water 2014), w którym zaprezentowano globalne cele w kwestii wody po 2015 roku.

W wielu krajach, potencjalne zagrożenie dla zdrowia ludzi stanowi wtórne zanieczyszczenie wód jakim jest masowe występowanie toksycznych sinic (Codd 2000, Mankiewicz i in. 2003, Falconer 1999, 2005). Mikrocytyny - toksyny produkowane przez sinice z rodzaju *Microcystis* jak i innych rodzajów (m.in. *Planktothrix*, *Dolichospermum*) należą do najczęściej występujących toksyn sinicowych w wodach słodkich. Toksyny te jako substancje potencjalnie rakotwórcze, są związane z pierwotnym rakiem wątroby (Carmichael 1992, Fujiki i in. 1996). Zatem występowanie zakwitów sinicowych nie tylko uniemożliwia użytkowanie rekreacyjne wód ale przede wszystkim ogranicza dostępność do wody pitnej i podnosi koszty ich uzdatniania (Jurczak i in. 2005, Merel i in. 2010, Zamyadi i in. 2012, Delgado i in. 2012).

Ekosystemami szczególnie podatnymi na eutrofizację i występowania toksycznych zakwitów sinic są nizinne zbiorniki zaporowe, ze względu na wysoki stosunek powierzchni zlewni do objętości zbiornika oraz antropogeniczne zmiany w jej użytkowaniu. Problem ten dotyczy również polskich zbiorników zaporowych, gdzie wśród zagrożonych zbiorników należy wymienić: Zbiornik Sulejowski (m.in. Galicka i in. 1998, Tarczyńska i in. 2001, Rakowska i in. 2005, Gagała i in. 2013), Zbiornik Jeziorsko (Mankiewicz-Boczek i in. 2011, Gagała i in. 2012), Zbiornik Dobczyce (Bucka i Wilk-Woźniak 1999, Pocięcha i Wilk-Woźniak 2005, Wilk-Woźniak i in. 2006), Zbiornik Goczałkowice (Bucka i Wilk-Woźniak 1999, Bucka i Wilk-Woźniak 2005), w których dominują bądź współwystępują sinice z rodzaju *Microcystis*. Z analizy wykonanej przez Kobos i współautorzy (2013) wynika, że zakwity sinic z rodzaju *Microcystis* występują w 43% z 238 analizowanych jezior i zbiorników zaporowych w Polsce. Wśród innych producentów mikrocytyn występujących w zbiornikach zaporowych odnotowano sinice z rodzaju *Planktothrix*, które dominują w Zbiorniku Siemianówka (Grabowska i in. 2003, Grabowska i Pawlik-Skowrońska 2008, Grabowska i Mazur-Marzec 2011), oraz w Zbiorniku Zemborzyckim (Pawlik-Skowrońska i in. 2004).

Intensywność toksycznych zakwitów sinicowych podlega dwukierunkowym mechanizmom kontrolnym: *bottom-up* i *top-down*, które zachodzą w określonych warunkach hydrologicznych. Oba te alternatywne mechanizmy kontroli działają na przemian lub równolegle tworząc złożony system interakcji (McQueen i in. 1986).

W klasycznej limnologii, koncepcja *bottom-up* zakłada, że sukcesja fitoplanktonu jest regulowana głównie poprzez dopływ związków biogenych do piramidy troficznej zaś

zmiany w składzie gatunkowym fitoplanktonu mogą wywierać wpływ na wyższe poziomy troficzne. Do takich teorii można zaliczyć *mechanistyczną teorię konkurencji* (Tilman 1982) wskazującą, że różnice w tempie wykorzystania substancji pokarmowych u poszczególnych gatunków nadają selektywną przewagę niektórym z nich.

Z drugiej strony, koncepcja *top-down* zakłada, że struktura ekosystemu jest określana przez efekt kaskadowy, który przekazuje energię w dół poziomów troficznych od drapieżników do producentów pierwotnych - fitoplanktonu (Hrbáček i in. 1961, Carpenter i in. 1985). Zgodnie z tą koncepcją, która stała się podstawą dla *biomanipulacji*, regulacja presji drapieżników na planktonożerne ryby pośrednio zwiększa liczebność zooplanktonu a tym samym przyczynia się do poprawy jakości wody.

W przypadku przepływowych zbiorników zaporowych, dodatkowym i kluczowym czynnikiem decydującym o sukcesji fitoplanktonu oraz interakcjach pomiędzy fitoplanktonem a wyższymi poziomami troficznymi są procesy hydrologiczne, wśród których do najistotniejszych należą czas retencji wody w zbiorniku czy rzędna piętrzenia wody (Zalewski i in. 1990, Wojtal i in. 2008). Nasilająca się skala i częstotliwość występowania ekstremalnych zjawisk hydrologicznych (powódzie i susze), które wpływają na destabilizację wielkości odpływu powierzchniowego w zlewni, powoduje, to że warunki hydrologiczne będą coraz częściej odgrywały nadrzędną rolę w regulowaniu dynamiki procesów biotycznych w zbiornikach.

Wzajemne powiązanie procesów hydrologicznych i biotycznych, zgodnie z zasadą wzajemnej regulacji (ang. *dual regulation*), daje możliwość wykorzystania zjawisk hydrologicznych do regulowania procesów biologicznych i *vice versa* (Zalewski 2006). Dzięki istnieniu dwukierunkowej regulacji pomiędzy procesami hydrologicznymi i biologicznymi w zlewni możliwe jest zwiększenie zdolności elastycznego reagowania zlewni na stres spowodowany gospodarką człowieka poprzez świadome wykorzystanie tych zależności. Jednakże podstawą do regulacji wiodących procesów jest zrozumienie związków przyczynowo-skutkowych determinujących funkcjonowanie ekosystemów.

Koncepcja regulacji ekosystemów, kluczowa teza *ekohydrologii* (Zalewski i in. 1997, Zalewski 2011, 2013) stanowi istotny element zarządzania zasobami wodnymi w celu ograniczenia procesu eutrofizacji a w konsekwencji redukcji intensywności zakwitów sinic w zbiornikach wodnych. Ze względu na kompleksowość procesów hydrologicznych, biologicznych, socjologicznych i ekonomicznych związanych z dynamiką i wykorzystaniem zasobów wody w zlewni konieczne jest systemowe podejście do zarządzania zbiornikiem w kontekście całej zlewni. Strategia rekultywacji zbiorników wodnych oparta na koncepcji ekohydrologii powinna zawierać cztery elementy: (1.) identyfikację zagrożeń, (2.) analizę związków przyczynowo-skutkowych, (3.) opracowanie ekohydrologicznych metod i narzędzi, oraz (4.) opracowanie rozwiązań systemowych prowadzących do zrównoważonego rozwoju oraz dobrego stanu ekologicznego (Zalewski 2002, Wagner i in. 2009).

Celem monotematycznego cyklu pięciu prac była analiza czynników determinujących intensywność zakwitów sinicowych w Zbiorniku Sulejowskim oparta o nowoczesną metodykę identyfikacji zagrożeń, która stanowi podstawę dla opracowania narzędzi do

regulowania kluczowych procesów w obszarze zlewni i podejmowania działań w zakresie rekultywacji zbiornika.

Identyfikacja zagrożeń: zastosowanie pomiarów fluorescencji fikocyjaniny jako systemu wczesnego ostrzegania przed zakwitami sinicowymi

Tradycyjny, zgodny z zaleceniami WHO (2008), monitoring sinic opiera się na pomiarach stężenia chlorofilu *a* i/lub mikroskopowym zliczaniu komórek sinic. Niestety, pomiary chlorofilu *a* nie dostarczają wystarczających informacji, ponieważ nie pozwalają na selektywne wykrywanie sinic spośród innych grup fitoplanktonu. Z kolei mikroskopowe określenie liczby komórek czy biomasy fitoplanktonu niesie za sobą wiele nieścisłości wynikających z trudności w precyzyjnym ich pomiarze. Metoda ta jest bardzo pracochłonna i w przypadku dużych skupień komórek w koloniach lub filamentów obarczona zwykle dużym błędem. Ponadto obie przytoczone metody nie mogą być stosowane do ciągłego, w systemie *on-line*, monitoringu fitoplanktonu. Istotne jest zatem opracowanie szybkiej i wiarygodnej metody pozwalającej oszacować biomasę sinic.

Badania naukowe zapoczątkowane w połowie lat dziewięćdziesiątych XX wieku zogniskowały się na ilościowym określeniu barwników specyficznych dla poszczególnych grup taksonomicznych fitoplanktonu, które mogłyby być wykorzystane do rozpoznania składu gatunkowego. Badania te wskazywały na wysoki potencjał pomiarów fikocyjaniny - niebieskiego barwnika fotosyntetycznego występującego w komórkach sinic, jako wskaźnika obecności sinic (Lee i in., 1994, 1995, Ahn i in. 2002). Istotną częścią prowadzonych badań było również wykorzystanie metod fluorymetrycznych, które opierają się na pomiarze natężenia światła emitowanego przez wzbudzone w procesie fotosyntezy cząstki badanego barwnika fotosyntetycznego.

Pilotażowe badania przeprowadzone na Zbiorniku Sulejowskim (Izydorczyk 2003) stały się podstawą do dalszego rozwoju badań nad wykorzystaniem pomiarów fluorescencji fikocyjaniny w celu opracowania systemu wczesnego ostrzegania przed zakwitami sinicowymi. W pracy Izydorczyk i współautorzy (2005, **publikacja nr 1, punkt 4b autoreferatu**) wykazano pozytywną korelację pomiędzy fluorescencją fikocyjaniny a biomasą sinic dla zakwitu zdominowanego przez *Microcystis aeruginosa*. Również kolejne prace naukowe potwierdziły tę zależność (Brient i in. 2008, Gregor i in. 2007, Chang i in. 2012, Zamayadi i in. 2012). Aktualnie pomiar fikocyjaniny jest uznawanym wskaźnikiem obecności sinic w wodzie, podobnie jak biomasę sinic (Srivastava i in. 2013).

Pomiary fluorescencji fikocyjaniny mogą być podstawą dla systemu wczesnego ostrzegania przed sinicami stosowanego na ujęciach wody, co wykazano w pracach Izydorczyk i współautorzy (2005, 2009; **publikacje nr 1 i 2, punkt 4b autoreferatu**). Zaletą metody fluorymetrycznej jest natychmiastowy wynik bez czasochłonnej, wstępnej obróbki próbek wody, co daje możliwość stosowania pomiarów w systemie ciągłych z regulacją częstotliwości poboru próbek. Wraz ze wzrostem częstotliwości monitorowania poprawia się skuteczność systemu wczesnego ostrzegania. Jest to szczególnie istotne w przypadku ujęć wody pitnej, gdzie pobór wody odbywa się bezpośrednio ze zbiornika wodnego, w którym występują zakwity sinicowe. Jakość surowej wody może bowiem ulegać istotnym i

gwałtownym zmianom, na przykład ze względu na kumulację zakwitów na ujęciu wody w wyniku jego przemieszczania przez wiatr. Biorąc pod uwagę zmienność ilości komórek sinic, optymalizacja procesów uzdatniania wody powinna opierać się właśnie na ciągłym monitorowaniu ilości komórek sinic w wodzie surowej. Ponadto pomiary fluorescencji fikocyjaniny mogą być wykonywane na każdym etapie technologicznym.

W pracy Izydorczyk i współautorzy (2009, **publikacja nr 2, punkt 4b autoreferatu**) podjęto się oszacowania zagrożenia toksynami sinicowymi na podstawie pomiarów przy wykorzystaniu urządzenia Algae Online Analyser (bbe-Moldaenke). Jest to fluorometr, który dzięki wbudowanym systemom optycznym prowadzi detekcję kilku barwników fotosyntetycznych charakterystycznych dla poszczególnych grup fitoplanktonu. Urządzenie to pozwala wykonywać pomiary fluorescencji i uzyskiwać natychmiastowe informacje na temat obecności w wodzie takich grup fitoplanktonu jak sinice, okrzemki, zielenice, czy kryptofity. Wynik pomiaru podawany jest w przeliczeniu na stężenie chlorofilu *a* dla poszczególnych grup fitoplanktonu. W publikacji określono wartości progowe oparte na pomiarach chlorofilu *a* pochodzącego od sinic dla poszczególnych poziomów ostrzeżenia (ang. *Alert Level Framework*) proponowanych przez WHO. Wartości progowe zostały określone dla konkretnego punktu ujęcia wody (Stacja Poboru Wody w Bronisławowie, Wodociągi Łódzkie), ale przyjęta metodyka postępowania może być zastosowana dla innych ujęć wody.

Należy podkreślić, że pomiar fluorescencji fikocyjaniny jest metoda komplementarną do metody mikroskopowej identyfikacji składu gatunkowego i zliczania komórek sinic.

Pomiary fluorescencji fikocyjaniny mogą być również wykorzystywane do monitoringu rozmieszczenia komórek sinic w zbiorniku zarówno w płaszczyźnie pionowej jak i horyzontalnej. Informacje te mogą służyć do przewidywania potencjalnego ryzyka związanego z przemieszczaniem się zakwitów sinicowych. Daje to możliwość podejmowania natychmiastowych działań interwencyjnych, takich jak np. zamykanie kąpielisk.

W celu prognozowania intensywności zakwitów sinicowych ważne jest nie tylko monitorowanie samego zagrożenia, w tym przypadku wielkości biomasy sinic i stężenia toksyn sinicowych, ich zmian w czasie i przestrzeni, ale także monitorowanie czynników je determinujących (ang. *driver*). W przypadku zakwitów sinic konieczne jest monitorowanie parametrów hydrologicznych (np. czas retencji wody, prędkość przepływu wody), fizykochemicznych (np. temperatura, dostępność składników pokarmowych), jak i czynników biologicznych (np. struktura zooplanktonu). W przypadku zbiornika zaporowego, który charakteryzuje się dynamicznym i zmiennym dopływem zawiesiny i substancji odżywczych, istotne jest również monitorowanie procesów zachodzących w jego zlewni.

Analiza związków przyczynowo-skutkowych: określenie hierarchii czynników odpowiedzialnych za intensywność i toksyczność zakwitów sinicowych

Dotychczasowe analizy sezonowych zmian czynników decydujących o intensywności zakwitów sinic w Zbiorniku Sulejowskim wykazały, że poszczególne parametry odgrywają kluczowe role w różnych okresach czasu (Zalewski i in. 2000, Tarczyńska 1997, Tarczyńska i in. 2001, Izydorczyk 2003).

Do istotnych czynników środowiskowych odpowiedzialnych za rozwój sinic oraz produkcję toksyn zalicza się temperaturę. Sinice z rodzaju *Microcystis* zalicza się do ciepłolubnych rodzajów sinic, których maksymalne tempo wzrostu występuje w temperaturze równej lub wyższej niż 25°C (Robarts i Zohary 1987, Paerl i Huisman, 2008). To wyjaśnia, dlaczego w klimacie umiarkowanym i borealnym zakwity sinic z tego rodzaju występują w okresie letnim. Należy podkreślić, że w wyniku globalnych zmian klimatu, dalszy wzrost temperatury ekosystemów wodnych strefy umiarkowanej może prowadzić do dominacji w populacji fitoplanktonu toksycznych *Microcystis* przez dłuższy okres czasu niż odnotowujemy to w chwili obecnej (Paerl i Huisman 2008). Dodatkowo, wzrost temperatury wody może sprzyjać wzrostowi toksycznych szczepów sinic, co w konsekwencji może prowadzić do występowania zakwitów o wyższej zawartości mikrocystyn (Davis i in. 2009, Joung i in. 2011).

Czas retencji wody istotnie wpływa zarówno na wielkość biomasy jak i strukturę gatunkową fitoplanktonu (Straskraba i in. 1993). Krótki czas retencji wody w zbiorniku przyczynia się do wzrostu turbulencji wody, co korzystnie wpływa na rozwój gatunków preferujących niestabilne warunki tj. okrzemki. Wydłużenie czasu retencji w okresach ciepłej, bezwietrznej pogody przyczynia się natomiast do zwiększenia stabilności mas, co stymuluje rozwój sinic i sprzyja powstawaniu zakwitów (Negro i in. 2000, Romo i in. 2012). Preferencja sinic do stabilnych warunków hydrologicznych związana jest z możliwością regulacji pływalności komórek sinic, co jest istotną przewagą w konkurencji z innymi organizmami fitoplanktonu (Mur i in. 1999). W latach wcześniejszych, w Zbiorniku Sulejowskim odnotowano stymulujący wpływ wydłużenia czasu retencji na wzrost biomasy sinic: wydłużenie czasu retencji z 10 do 100 dni przyczyniło się do sześciokrotnego wzrostu biomasy sinic (Tarczyńska 1997), natomiast skrócenie czasu retencji wody w zbiorniku poniżej 30 dni było czynnikiem ograniczającym rozwój sinic (Izydorczyk 2003). Analiza danych przeprowadzona na 134 jeziorach w Wielkiej Brytanii wykonana przez Carvalho i współautorów (2011) potwierdziła, że czas retencji wody powyżej 30 dni stymuluje występowanie sinic.

Występowanie optymalnych dla rozwoju sinic warunków fizycznych (tj. wysokiej temperatury i stabilnego słupa wody) w zatokach i obszarach osłoniętych od wiatru decyduje, że strefy te są uważane za miejsca formowania się zakwitów sinic (Zohary i Been 1989, Webster i Hutchinson 1994). W pracy Izydorczyk i współautorzy (2008a, **publikacja nr 3, punkt 4b autoreferatu**) przedstawiono wyniki badań nad określeniem hierarchii czynników decydujących o tym, że płytką zatoka zasilana strumieniem stała się „inkubatorem” zakwitów sinic. Dopływ związków biogenicznych wraz z wodami strumienia przyczynił się do wzbogacenia wód w związki fosforu, co zgodnie z koncepcją *botton-up*, przełożyło się na wzrost biomasy sinic. Wielu autorów potwierdza, że wysoki poziom substancji odżywczych prowadzi do wzrostu intensywności zakwitów sinic (Downing i in. 2001, Giani i in. 2005, Carvalho i in. 2011). Przewaga sinic w stosunku do innych grup fitoplanktonu polega na wydajniejszym wykorzystywaniu dostępnych zasobów oraz w efektywnym sposobie ich przetwarzania i alokacji.

W przeprowadzonych badaniach, podobnie jak w przypadku pracy Chorus (2001), nie stwierdzono wpływu stężenia fosforu całkowitego na zawartość mikrocystyn w komórkach

sinic. Sugeruje to, że odnotowaną korelację pomiędzy stężeniem fosforu a stężeniem mikrocytyn można tłumaczyć wpływem fosforu na wielkość populacji produkujących mikrocytyny niż na samą produkcję toksyn.

Hipotezę tę potwierdzają także kolejne badania dotyczące określenia czynników decydujących o intensywności zakwitów sinic w zbiorniku Sulejowskim wyrażonych jako wielkość biomasy sinic, stężenie mikrocytyn i zawartość mikrocytyn w komórkach sinic. Badania przedstawione w pracy Izydorzyc i współautorzy (2008b, **publikacja nr 4, punkt 4b autoreferatu**) potwierdzają występowanie silnej korelacji pomiędzy stężeniem fosforu całkowitego oraz fosforanów a biomasą sinic i stężeniem mikrocytyn, jak również wskazują na brak zależności z zawartością toksyn w komórkach. Otrzymane wyniki są zgodne z tezą przedstawioną w pracy Giani i współautorzy (2005), którzy wykazali, że w sytuacji, gdy komórki sinic nie występują w warunkach deficytu substancji pokarmowych, ilość mikrocytyn wytwarzanych przez komórki nie zmienia się znacząco wraz ze zmianami stężenia substancji biogenicznych. Zatem kontrola stężenia mikrocytyn poprzez dostępność fosforu jest istotna ale odbywa się na zasadzie zwiększenia udziału sinic w całkowitej biomase fitoplanktonu.

Istotnym wynikiem przedstawionym w pracy Izydorzyc i współautorzy (2008b, **publikacja nr 4, punkt 4b autoreferatu**) jest hipoteza, że ekspozycja komórek sinic na zooplankton m.in. z rodzaju *Daphnia* i/lub sygnały chemiczne uwalniane przez zooplankton mogły przyczynić się do wzrostu zawartości mikrocytyn w komórkach sinic. Hipoteza ta została potwierdzona w pracach laboratoryjnych Pineda-Mendoza i współautorów (2014), w których wykazano, że w obecności substancji produkowanych przez *Daphnia* odnotowano wzrost ekspresji genów *mcyA*, odpowiedzialnych za produkcję mikrocytyny.

Niemniej jednak, możliwe oddziaływanie zooplanktonu poprzez wzrost toksyczności zakwitów na stężenie mikrocytyn było mniejsze niż wpływ wielkości biomasy sinic na stężenie mikrocytyn. Jest to szczególnie istotne w kontekście rozpatrywania koncepcji *top-down*, gdyż zooplankton z rodzaju *Daphnia* może być istotnym ogniwem kontroli zakwitów sinic, zwłaszcza gdy zagęszczenie komórek sinic jest niskie (Dawidowicz i in. 1988, Elser 1999). Dodatkowo zooplankton filtrujący współistniejący z sinicami jest bardziej odporny na ich toksyny niż organizmy, które nie były narażone na nie (Hietala i in., 1995, De Mott 1999, Kurmayer i Jütner 1999). Również długoterminowa analiza interakcji troficznych w Zbiorniku Sulejowskim wykazała, że wraz z ustabilizowaniem się i wydłużeniem czasu retencji wody wzrasta znaczenie interakcji biotycznych w ograniczaniu intensywności zakwitów sinic (Zalewski i in. 1990, Izydorzyc 2003, Wojtal i in. 2008).

Wyniki analizy interakcji stanowią podstawę dla określenia hierarchii czynników wpływających na intensywność toksycznych zakwitów sinic, a także umożliwiają identyfikację kluczowych procesów, które mogą podlegać regulacji zarówno w obrębie zbiornika wodnego jak i jego zlewni. W przypadku zakwitów sinic w zbiorniku Sulejowskim wskazano dwa główne mechanizmy dla ograniczenia zakwitów sinic: (1.) ograniczenie dostępności związków fosforu poprzez zmniejszenie dopływu azotu i fosforu ze zlewni Pilicy oraz z obszarów przybrzeżnych zbiornika oraz (2.) wzmocnienie populacji zooplanktonu poprzez regulację sukcesu rozrodczego ryb planktonożernych. Kolejnym etapem było

opracowanie metod i narzędzi, opartych na koncepcji ekohydrologii, umożliwiających regulację zidentyfikowanych, kluczowych procesów.

Opracowanie ekohydrologicznych metod i narzędzi: wysokoefektywne strefy buforowe dla redukcji zanieczyszczeń obszarowych

Analiza zagospodarowania strefy brzegowej Zbiornika Sulejowskiego wykazała występowanie w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika terenów rekreacyjnych. Obszary te nie są podłączone do systemu kanalizacji co sprawia, że przy jednoczesnym braku kontroli gospodarki ściekowej, przesiąki z nieszczelnych szamb z zabudowy rekreacyjnej i całorocznej stanowią istotne źródło zanieczyszczeń obszarowych związkami fosforu. Monitoring wód pierwszej warstwy wodonośnej zrealizowany w ramach projektu LIFE+ EKOROB: Ekotony dla redukcji zanieczyszczeń obszarowych (www.ekorob.pl) wykazał m.in. wysokie stężenia fosforanów w wodzie podziemnej na wysokości miejscowości Zarzęcin. Szczególnie niepokojący jest fakt, że w okresach niskich stanów piętzenia wód w zbiorniku obserwowane są wysięki tych wód wzdłuż linii brzegowej zbiornika.

Wśród narzędzi stosowanych dla ograniczenia transferu zanieczyszczeń obszarowych do wód szeroko rekomendowane jest utrzymywanie i odtwarzanie nadbrzeżnych stref buforowych (ekotonów) wzdłuż cieków i zbiorników wodnych (Pinay i Decamps 1988, Zalewski i in. 1991, Ryszkowski i in. 1999, Doskkey i in. 2010, Parn i in. 2012). Strefy takie przyczyniają się do ograniczenia migracji substancji pokarmowych w środowisku poprzez redukcję ich stężenia w płytkich wodach podziemnych oraz w spływie powierzchniowym. Retencja fosforu w strefie buforowej odbywa się poprzez szereg procesów fizycznych, geochemicznych i biologicznych, m.in. (1.) proces sedymentacji cząstek gleby transportowanych w postaci spływu powierzchniowego, co ogranicza erozję gleby oraz transport form nierozpuszczalnych fosforu, (2.) procesy wiązania (sorpcji) rozpuszczalnych form fosforu przez glebę w wyniku adsorpcji przez tlenki żelaza i aluminium oraz strącanie fosforanu wapnia, jak też (3.) w wyniku asymilacji związków fosforu przez rośliny oraz ich transformację w biomasę.

Jednakże ze względu na wysoki poziom zanieczyszczeń w płytkich wodach podziemnych lub z powodu ograniczonej szerokości stref buforowych efektywność roślinnych stref jest niewystarczająca. Wzrost efektywności może nastąpić poprzez wzmocnienie roślinnej strefy dodatkowym elementem jak jakim jest bariera biogeochemiczna na bazie wapienia. W trakcie przepływu wód przez barierę zostają zintensyfikowane naturalnie zachodzące w środowisku procesy, jakimi są: (1.) adsorbacja fosforu na powierzchni wapienia oraz (2.) strącanie fosforu z jonami wapnia i tworzenie nierozpuszczalnych fosforanów wapnia. Trwałość fosforanów wapnia nie jest zależna od zmian potencjału redox, tak jak wiązanie z żelazem, i dlatego może być ważnym mechanizmem immobilizacji fosforu także w warunkach beztlenowych (Shenker i in. 2005). Wstępne wyniki funkcjonowania jednej z wysokoefektywnych stref buforowych, które zostały zaprojektowane i skonstruowane w ramach projektu LIFE+ EKOROB przedstawiono w pracy Izydorzycyk i współautorzy (2013, **publikacja nr 5, punkt 4b autoreferatu**). Ocena efektywności funkcjonowania bariery biogeochemicznej wskazuje na 58% redukcję stężenia fosforanów w wodach podziemnych po przejściu przez barierę.

Wykorzystanie wyników

W nowoczesnym podejściu do zarządzania zasobami wodnymi dąży się do zwiększania pojemności ekosystemów (ang. *carrying capacity*), zdefiniowanej jako dążenie do równoczesnej poprawy jakości zasobów wodnych, bioróżnorodności, usług ekosystemalnych dla społeczeństwa oraz zdolności elastycznego reagowania ekosystemów (ang. *resilience*) na zmiany czynników zewnętrznych, np. klimatu, działalności człowieka (Zalewski 2011, 2013). Tak kompleksowy cel wymaga integracji wiedzy dotyczącej zachodzących procesów ekologicznych od skali molekularnej do skali krajobrazu. Przedstawione wyniki badań nad funkcjonowaniem Zbiornika Sulejowskiego stanowią istotny wkład w wyjaśnienie procesów, na tyle dogłębne, aby możliwe było opracowanie systemowych rozwiązań w zarządzaniu zbiornikiem.

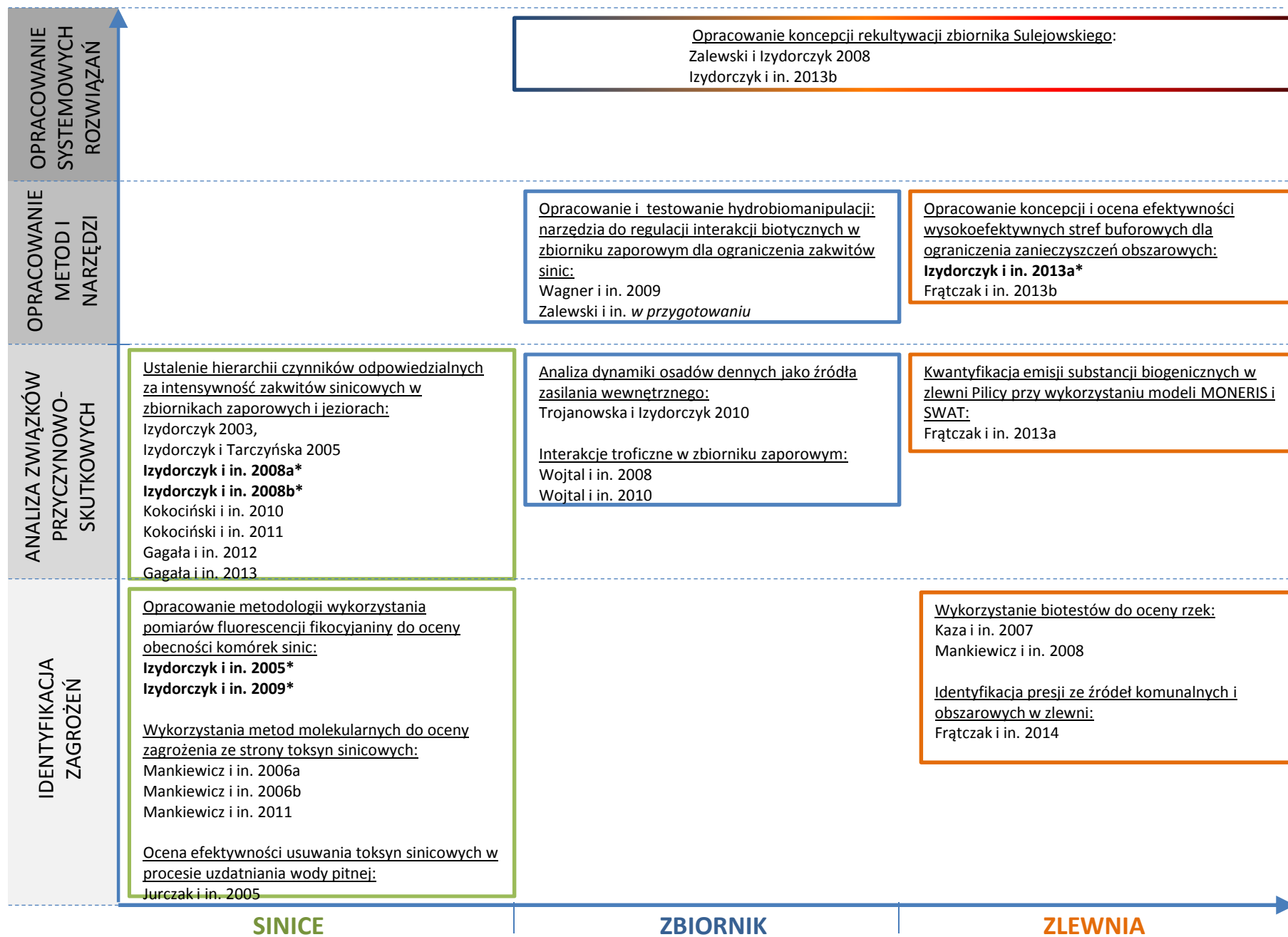
Efektywne zarządzanie ekosystemami wodnymi jest aktualnie wyzwaniem dla gospodarki zlewniowej w świetle polityki zrównoważonego rozwoju państwa i obowiązujących dyrektyw wodnych Komisji Europejskiej. Zgodnie z postanowieniami Komisji Europejskiej zawartymi w Ramowej Dyrektywie Wodnej nr 2000/60/WE Polska zobowiązana jest do podejmowania działań w celu osiągnięcia do 2015 roku dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych, m. in. poprzez ograniczenie procesu eutrofizacji akwenów wodnych. Również Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (tzw. Dyrektywa Azotanowa) podnosi sprawę objęcia działaniami naprawczymi wód, które są eutroficzne lub mogą stać się eutroficzne.

Ważne staje się zatem poszukiwanie niskonakładowych, ogólnodostępnych rozwiązań i technologii przyjaznych środowisku, które pozostając w symbiozie z otaczającym je krajobrazem będą stanowiły efektywne narzędzie do ochrony ekosystemów wodnych.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych (artystycznych)

Ze względu na kompleksowość badanych procesów mających wpływ na funkcjonowanie Zbiornika Sulejowskiego badania realizowane były przez interdyscyplinarny zespół. Współpraca z ośrodkami krajowymi jak i zagranicznymi umożliwiła prowadzenie kompleksowych badań w zakresie zarówno stosowanej metodyki badań jak i obszaru badawczego, co pozwoliło na poszerzenie spektrum doświadczeń i wiedzy.

Synteza tematów badawczych wraz z wybranymi publikacjami została przedstawiona na rysunku 1. Obejmuje ona zarówno główne nurty badawcze przedstawione w części 4c i 5e autoreferatu, w których mój udział był wiodący, jak również badaniach kierowane przez innych naukowców (badania przedstawione w części 5a-5d). Mój udział w tych badaniach odnosił się głównie do analiz fitoplanktonu i parametrów fizykochemicznych wody oraz do współudziału w interpretacji wyników.



Rys.1. Synteza głównych tematów badawczych wraz z wybranymi publikacjami

*publikacje wchodzące w skład cyklu stanowiące osiągnięcie naukowe przedstawione w pkt.4 Autoreferatu

5a. Wykorzystanie metod molekularnych w badaniach dynamiki zakwitów sinicowych

Ograniczeniem metody pomiaru fluorescencji fikocyjaniny jest brak bezpośredniego oszacowania stężenia toksyn sinicowych, jak również niemożność odróżnienia genotypów toksycznych sinic od nietoksycznych. Detekcja genotypów toksycznych sinic, warunkujących produkcję toksyn sinicowych, możliwa jest poprzez wykorzystanie markerów molekularnych, tzn. genów z zespołu *mcy*, odpowiedzialnych za biosyntezę cząsteczki mikrocystyn (Kurmayer i in. 2002; Hisbergues i in. 2003, Dittman i Börner 2005). Markery molekularne umożliwiają wczesną detekcję potencjalnie toksycznych genotypów sinic i mogą stanowić system wczesnego ostrzeżenia dla zarządców i użytkowników wód.

Wykorzystanie metod molekularnych pozwoliło na wyjaśnienie braku zależności pomiędzy średnią roczną biomasą sinic (głównie *Microcystis*) a średnim rocznym stężeniem mikrocystyn odnotowaną w danych wieloletnich pochodzących ze Zbiornika Sulejowskiego. Porównanie dwóch odmiennych lat wykazało, że w warunkach stresu, jakim jest na przykład wzrost turbulencji wody w wyniku skrócenia czasu retencji, wzrasta udział toksycznych genotypów sinic. W konsekwencji, pomimo niskiej biomasy sinic, stężenie mikrocystyn utrzymuje się na stałym poziomie.

Badania nad opracowaniem metodyki oraz jej zastosowaniem w badaniach sinic prowadzone były pod kierunkiem dr hab. Joanny Mankiewicz-Boczek (ERCE PAN) we współpracy z dr Iloną Gągałą (ERCE PAN) oraz dr Tomaszem Jurczakiem (KES Uniwersytet Łódzki).

Badania zaowocowały publikacjami: Mankiewicz-Boczek i in. 2006ab; Gągała i in. 2013 (publikacje nr 15, 16 oraz 1 pkt. II z wykazu osiągnięć).

5b. Ocena zagrożenia zdrowia ze strony toksycznych zakwitów sinicowych występujących w sezonie letnim w zbiorniku Jeziorsko

Zbiornik Jeziorsko zlokalizowany na rzece Warcie, to drugi obok Zbiornika Sulejowskiego ważny obszar rekreacyjny dla Województwa Łódzkiego. W ramach prowadzonych badań podjęto się kompleksowej oceny zagrożenia dla zdrowia ze strony zakwitów sinic, jak również rozpoznania związków przyczynowo-skutkowych odpowiedzialnych za dynamikę zakwitów, oraz produkcję dwóch najbardziej rozpowszechnionych typów toksyn sinicowych, tj. hepatotoksyn – mikrocystyn i neurotoksyn reprezentowanych przez anatoksynę-a. Prowadzone badania obejmowały dodatkowo analizę toksyczności, cytotoxycywności oraz genotoksyczności mikrocystyn pochodzących ze Zbiornika Jeziorsko.

Badania prowadzone były pod kierunkiem dr hab. Joanny Mankiewicz-Boczek (ERCE PAN) we współpracy z dr Iloną Gągałą (ERCE PAN) oraz dr Tomaszem Jurczakiem (KES Uniwersytet Łódzki).

Badania zaowocowały publikacjami: Mankiewicz-Boczek i in. 2011; Gągała i in. 2012 (publikacje nr 3, 2 pkt. II z wykazu osiągnięć).

5c. Analiza interakcji biotycznych pomiędzy zooplanktonem filtrującym a drapieżnikami i bentosowym filtratorem w kontekście sukcesji fitoplanktonu

Na bazie wieloletnich danych ze Zbiornika Sulejowskiego opracowano model DALIS opisujący jakościowo i ilościowo zależności pomiędzy fitoplanktonem, zooplanktonem filtrującym (z rodzaju *Daphnia*), zooplanktonem drapieżnym (pelagicznym drapieżnikiem bezkręgowym, *Leptodora kindtii*) oraz rybami planktonożernymi i narybkiem okoniowatych. Głównym zadaniem tego modelu jest możliwość przewidywania dynamiki liczebności filtrującego zooplanktonu w zależności od warunków panujących wiosną w odniesieniu do jakości wody w Zbiorniku Sulejowskim.

Kolejnym aspektem były badania dotyczące konkurencyjnego wpływu bentosowego filtratora, racicznicy zmiennej (*Dreissena polymorpha*), na dynamikę liczebności populacji *Daphnia* sp., poprzez oddziaływanie na sukcesję fitoplanktonu. W ramach badań laboratoryjnych wykazano niekorzystną rolę *D. polymorpha* w alokacji związków biogenicznych z wody i osadów do komórek fitoplanktonu (w tym sinic) oraz niekorzystny wpływ na populację *Daphnia* spp.

Badania prowadzone były pod kierunkiem dr hab. Adrianny Wojtal-Frankiewicz (KES Uniwersytet Łódzki) we współpracy z prof. dr hab. Piotrem Frankiewiczem (KES Uniwersytet Łódzki) i dr Tomaszem Jurczakiem (KES Uniwersytet Łódzki).

Badania zaowocowały publikacjami: Wojtal i in. 2008; Wojtal-Frankiewicz i in. 2010 (**publikacje nr 8, 6 pkt. II z wykazu osiągnięć**).

5d. Dynamika przestrzenna i czasowa zawartości fosforu w osadach dennych w Zbiorniku Sulejowskim

Dopływający do zbiornika zwłaszcza w okresie wezbrań (intensywnych opadów i roztopów) ładunek azotu i fosforu w formie rumowiska unoszonego zostaje zdeponowany w zbiorniku, a następnie w wyniku procesów biogeochemicznych oraz działania mikroorganizmów przekształcany w formę dostępną dla producentów pierwotnych. Dlatego też osady nagromadzone w zbiorniku mogą stanowić istotny element zasilania wewnętrznego zbiornika i lokalnie intensyfikować zakwity. Analiza przestrzennego rozkładu zawartości fosforu całkowitego w osadach dennych, jak i jego poszczególnych frakcji, wskazała obszary o podwyższonej zawartości fosforu. Przy czym analiza zawartości fosforu wiosną i jesienią wskazała na dynamiczne zmiany zasobności osadów.

Badania prowadzone były pod kierunkiem dr Adrianny Trojanowskiej (ERCE, Uniwersytet Wrocławski)

Badania zaowocowały publikacją: Trojanowska i Izydorczyk 2011 (**publikacja nr 5 pkt. II z wykazu osiągnięć**).

5e. Identyfikacja dróg i kwantyfikacja emisji substancji biogenicznych w skali zlewni

Punktem wyjścia dla podjęcia działań mających na celu ograniczenie dopływu związków biogenicznych do Zbiornika Sulejowskiego jest kwantyfikacja emisji związków azotu i fosforu z obszaru zlewni Pilicy. W tym celu w ramach realizowanego wspólnie z Regionalnym Zarządem Gospodarki Wodnej w Warszawie projektu EKOROB (LIFE08 ENV/PL/000519) podjęto badania z wykorzystaniem modeli MONERIS oraz SWAT uwzględniających cykle krążenia azotu i fosforu – ich transport i przemiany w wyniku zachodzących w zlewni procesów biologicznych i fizykochemicznych w odniesieniu do obiegu wody w przyrodzie.

Model MONERIS (MODelling Nutrient Emissions in RIVER Systems, Niemcy) pozwala na oszacowanie emisji substancji biogenicznych do wód w podziale na 7 „ścieżek” emisji: zrzuty ze źródeł punktowych oraz ładunki ze źródeł obszarowych - wnoszone do wód powierzchniowych wraz z opadem atmosferycznym, z wodami gruntowymi, z wodami płytkiego drenażu, z wodami spływu z powierzchni nieprzepuszczalnych obszarów zurbanizowanych, z produktami erozji, oraz ze spływem powierzchniowym. W przypadku Zbiornika Sulejowskiego wyniki modelowania z wykorzystaniem modelu MONERIS wykazały, że jedynie ok. 6% ładunku fosforu docierającego ze zlewni Pilicy do Zbiornika Sulejowskiego jest emitowana przez punktowe źródła zanieczyszczeń, zaś ok. 70% ładunku fosforu emitowana jest z krajobrazu.

Model SWAT (Soil & Water Assessment Tool, USA) to zlewniowy model hydrologiczny pozwalający na ilościową ocenę wpływu działań człowieka w zlewni na ilość i jakość wód. Jest narzędziem służącym do symulacji odpływu i transportu zanieczyszczeń (m.in. zawiesin, różnych form azotu i fosforu). Ponadto model SWAT umożliwia precyzyjną przestrzenną analizę emisji związków azotu i fosforu ze źródeł obszarowych, zarówno z działalności rolniczej jak i nieuporządkowanej gospodarki ściekowej.

Badania prowadzone są we współpracy z dr hab. Tomaszem Kowalkowskim (Uniwersytet im. Mikołaja Kopernika w Toruniu) oraz dr Mikołajem Piniewskim, dr inż. Ignacym Kardel, dr Markiem Giełczewskim (Zakład Hydrologii i Zasobów Wodnych SGGW w Warszawie).

Po zakończeniu kalibracji modeli planowane są wspólne publikacje. W chwili obecnej wstępne wyniki zaprezentowano na międzynarodowym sympozjum „Ecohydrology, Biotechnology And Engineering: Towards The Harmony Between Biogeosphere And Society On The Basis Of Long Term Ecosystem Research” (**komunikat zjazdowy nr 3 pkt. IIIB z wykazu osiągnięć**).

Literatura

- Ahn Ch-Y., Chung A-S., Oh H-M. 2002. Rainfall, phycocyanin and N:P ratios related to cyanobacterial blooms in a Korean large reservoir. *Hydrobiology*. 474: 117-124.
- Brient L., Lengronne M., Bertrand E., Rolland D., Sipel A., Steinmann D., Baudin I., Legeas M., Le Rouzic, B., Bormans, M. 2008. A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring* 10: 248-255.

- Bucka H, Wilk-Woźniak E. 2005. A contribution to the knowledge of some potentially toxic cyanobacteria species forming blooms in water bodies – chosen examples. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34: 43-53.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 1999. Cyanobacteria responsible for planktic water blooms in reservoirs in southern Poland. *Algological Studies* 94, 105-113.
- Carmichael W.W., 1992. Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72: 445-459.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F., Hodgson J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Carvalho L., Miller (nee Ferguson) C.A., Marian Scott E., Codd G.A., Sian Davies P., Tyler N.E. 2011. Cyanobacterial blooms: Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of the Total Environment* 409: 5353–5358.
- Chang D-W., Hobson P., Burch M., Lin T.F. 2012. Measurement of cyanobacteria using in-vivo fluoroscopy - effect of cyanobacterial species, pigments, and colonies. *Water Research* 46: 5037-5048
- Chorus I. (ed.) 2001. Cyanotoxins occurrence, causes, consequences. Springer-Verlag Berlin and Heidelberg, 330 pp.
- Codd G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering* 16: 51-60.
- Davis T.W., Berry D.L., Boyer G.L., Gobler C.J. 2009. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae* 8: 715–725.
- Dawidowicz P., Gliwicz M.Z., Gulati R.D. 1988. Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? A laboratory test. *Limnologica (Berlin)* 19: 21-26.
- De Mott W.R. 1999. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and green alga. *Freshwater Biology* 42: 263-274.
- Delgado L.F., Charles P., Glucina K., Morlay C. 2012. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon - A review. *Science of the Total Environment* 435-436: 509-525.
- Dittmann E., Börner T. 2005. Genetic contributions to the risk assessment of microcystin in the environment. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 192-200.
- Doskkey M, Vidon P., Gurwick N.P., Allan C.J., Duval T.P., Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 46: 261-277.
- Downing J.A., Watson S.B., McCauley E. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905–1908.
- Elser J.J. 1999. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshwater Biology* 42: 537-543.
- Falconer I.R. 1999. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology and Water Quality* 14, p. 5-12.
- Falconer I.R. 2005. Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: cylindrospermopsins and microcystins. Boca Raton, CRC Press. 296 pp.
- Fujiki H., Sueoka E., Suganuma M. 1996. Carcinogenesis of microcystins. [In:] Watanabe, M.F., Harada, K., Carmichael, W.W., Fujiki, H. (eds) *Toxic Microcystis*. CRS Press. p. 203-233.
- Galicka W., Lesiak T., Rakowska B. 1998. Dynamics of blue-green alga development in Sulejów Dam Reservoir. *Oceanological Studies* 1: 21-26.
- Gągała I., Izydorczyk K., Jurczak T., Mankiewicz-Boczek J. 2012. The key parameters and early warning methods to identify presence of toxigenic blooms dominated by *Microcystis aeruginosa* in the Jeziorsko Reservoir (Central Poland). *Fresenius Environmental Bulletin* 21: 295-303.

- Giani A., Bird D.F., Prairie Y.T., Lawrence J.F. 2005. Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2100-2109.
- Grabowska M., Górniak A., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P. 2003. The influence of hydrology and water quality on phytoplankton community composition and biomass in a humoetrophic reservoir, Siemianówka reservoir (Poland). *Ecology & Hydrobiology* 3: 185-196.
- Grabowska M., Mazur-Marzec H. 2011. The effect of Cyanobacteria blooms in the Siemianówka Dam Reservoir on the phytoplankton structure in the Narew River. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40: 19-26.
- Grabowska M., Pawlik-Skowrońska B. 2008. Replacement of Chroococcales and Nostocales by Oscillatoriales caused a significant increase in microcystin concentrations in a dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 37: 23-33.
- Gregor J., Maršálek B., Šipková H. 2007. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacterial in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research* 41: 228-234.
- Hietala J., Rainikainen M., Walls M. 1995. Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Plankton Research* 17: 2307-2318.
- Hisbergues M., Christiansen G., Rouhiainen L., Sivonen K., Borner T. 2003. PCR-based identification of microcystin-producing genotypes of different cyanobacterial genera. *Archives of Microbiology* 180: 402-410.
- Hrbacek J., Dvorakova V., Korinek V., Prochazkova L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 574-579.
- Izydorczyk K. 2003. Wpływ czynników abiotycznych i biotycznych na sukcesję czasoprzestrzenną zespołu fitoplanktonu Sulejowskiego Zbiornika Zaporowego. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Łódzki.
- Joung S.H., Oh H.M., Ko S.R., Ahn C.Y. 2011. Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic *Microcystis* dynamics during bloom in Daechung Reservoir, Korea. *Harmful Algae* 10: 188-193.
- Jurczak T., Tarczyska M., Izydorczyk K., Mankiewicz J., Zalewski M., Meriluoto J. 2005. Elimination of microcystins by water treatment process – examples from Sulejow Reservoir, Poland. *Water Research* 39: 2394-2406.
- Kobos J., Błaszczak A., Hohlfeld N., Toruńska-Sitarz A., Krakowiak A., Hebel A., Sutryk K., Grabowska M., Toporowska M., Kokociński M., Messyasz B., Rybak A., Napiórkowska-Krzebietke A., Nawrocka L., Pełechata A., Budzyńska A., Zagajewski P., Mazur-Marzec H. 2013. Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 42: 358-378.
- Kurmayer R., Jüttner F. 1999. Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *Journal of Plankton Research* 21: 659-683.
- Kurmayer R., Dittmann E., Fastner J., Chorus I. 2002. Diversity of microcystin genes within a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee (Berlin, Germany). *Microbiol Ecology* 43: 107-118.
- Lee T., Tsuzuki M., Takeuchi T., Yokoyama K., Karube I. 1994. In vivo fluorometric method for early detection of cyanobacterial waterblooms. *Journal of Applied Phycology* 6: 489-495.
- Lee T., Tsuzuki M., Takeuchi T., Yokoyama K., Karube I. 1995. Quantitative determination of cyanobacteria in mixed phytoplankton assemblages by an in vivo fluorimetric method. *Analytica Chimica Acta* 302: 81-87.
- Mankiewicz J., Tarczyska M., Walter Z., Zalewski M. 2003. Natural toxins from cyanobacteria. *Acta Biologica Cracoviensia. Series Botanica* 45: 9-20.

- Mankiewicz-Boczek J., Palus J., Gągała I., Izydorczyk K., Jurczak T., Dziubałtowska E., Stępnik M., Arkusz J., Komorowska M., Skowron A., Zalewski M. 2011. Effects of microcystins-containing cyanobacteria from a temperate ecosystem on human lymphocytes culture and their potential for adverse human health effects. *Harmful Algae* 10: 356-365.
- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post J.R., Stewart T.J., Lean D.R.S. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs* 59: 289-309.
- Merel S., Clément M., Thomas O. 2010. State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine (Review). *Toxicon* 55: 677-691.
- Mur, L.R., Skulberg, O.M., Utkilen, H. 1999. Cyanobacteria in the environment. [In:] Chorus, I., Bartram, J. (eds.) *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E&FN Spon on Behalf of the World Health Organization. pp 156-178.
- Negro A.I., De Hoyos C., Vega J.C. 2000. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaiso reservoir (NW Spain). *Hydrobiologia* 424: 25-37.
- Paerl H., Huisman J. 2008. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Parn J., Pinay G., Mander U. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: a review. *Ecological Indicators* 22: 4-15.
- Pawlik-Skowrońska B., Skowroński T., Pirszel J., Adamczyk A. 2004. Relationship between cyanobacterial bloom composition and anatoxin-a and microcystin occurrence in the eutrophic dam reservoir (SE Poland). *Polish Journal of Ecology* 52: 479-490.
- Pinay, G., Decamps, H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research & Management* 2, 507-516.
- Pineda-Mendoza R.M., Zúñiga G., Martínez-Jerónimo F. 2014. Infochemicals released by *Daphnia magna* fed on *Microcystis aeruginosa* affect *mcyA* gene expression. *Toxicon* 80: 78 – 86.
- Roberts R.D., Zohary T. 1987: Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 391–399.
- Romo S., Soria J., Fernández F., Ouahid Y., Barón-Solá Á. 2012. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology* 58: 513-522.
- Ryszkowski L., Bartosiewicz A., Kedziora A. 1999. Management of matter fluxes to biogeochemical barriers at the agricultural landscape level. *Landscape Ecology* 14: 479.
- Shenker M., Seitelbach S., Brand S., Haim A., Litaor M.I. 2005. Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. *European Journal of Soil Science* 56: 515-525.
- Srivastava A., Singh S., Ahn Ch., Oh H., Asthana R.K. 2013. Monitoring approaches for a toxic cyanobacterial bloom. *Environmental Science & Technology* 47: 8999-9013.
- Straskraba M., Tundisi J.G., Duncan A. 1993. State-of-the art of reservoir limnology and water quality management. [In:] Straskraba M., Tundisi J.G., Duncan A. (eds) *Comparative reservoir limnology and water quality management*. p.188-213.
- Tarczyńska M. 1997 *Przyczyny powstawania toksycznych zakwitów sinicowych w Zbiorniku Sulejowskim i ich wpływ na ekosystem wodny*. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Łódzki.
- Tarczyńska M., Romanowska-Duda Z., Jurczak T., Zalewski M. 2001. Toxic cyanobacterial blooms in drinking water reservoir – causes, consequences and management strategy. *Water Science and Technology*. *Water Supply* 1: 237-246.
- Tilman D. 1982. Resource competition and community structure. *Princeton Monographs in Population Biology* 17. Princeton University Press, Princeton, NJ. 296 pp.
- UN-Water 2014. Securing sustainable water for All. http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/27_01_2014_un-water_paper_on_a_post2015_global_goal_for_water.pdf

- Wagner I., Izydorczyk K., Kiedrzyńska E., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Zalewski M. 2009. Ecohydrological approach for protection and enhancement of ecosystem services for societies at the Pilica catchment demonstration project. *Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 13-39.
- Webster I.T., Hutchinson P.A. 1994. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnology and Oceanography* 39: 365-373.
- WHO (World Health Organization) 2008. Guidelines for Drinking Water Quality, Incorporating First Addendum (third ed.), Recommendations vol.1, 1407-1408.
- Wojtal A., Bogusz D., Menshutkin V., Izydorczyk K., Frankiewicz P., Wagner-Lotkowska I., Zalewski, M. 2008. A study of *Daphnia-Leptodora*-juvenile Percids interactions using a mathematical model in the biomanipulated Sulejow Reservoir. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 44: 7-23.
- Zalewski M. 2006. Ecohydrology – an interdisciplinary tool for integrated protection and management of water bodies. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 158: 613-622.
- Zalewski M. 2011. Ecohydrology for implementation of the EU water framework directive. *Proceedings of the Institution of Civil Engineering Water Management* 164: 375-385.
- Zalewski M. 2013. Ecohydrology: process-oriented thinking towards sustainable river basins. *Ecohydrology & Hydrobiology* 13: 97-103.
- Zalewski M., Brewinska-Zaras B., Frankiewicz P., Kalinowski S. 1990. The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: concordance between water quality and optimal recruitment. *Hydrobiologia* 200/201: 549-556.
- Zalewski M., Janauer G.A., Jolankai G. 1997. Conceptual background. [In:] Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai G. (eds) *Ecohydrology: A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. International Hydrobiological Programme UNESCO, Paris, Technical Document in Hydrology 7.
- Zalewski M., Thorne J.E., Gaudin P. (eds) 1991. Fish and land/inland water ecotones. Role of land/water ecotones in landscape management and restoration. Univ. Lodz, Stirling, Lyon I, UNESCO MAB, 102pp.
- Zalewski M., Wagner-Lotkowska I., Tarczyńska M. 2000. Ecohydrological approaches to the elimination of toxic algal blooms in the a lowland reservoir. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 3176-3183.
- Zamyadi A., MacLeod S.L., Fan Y., McQuaid N., Dorner S., Sauvé S., Prévost M. 2012. Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Research*. 46: 1511-1523.
- Zohary T., Breen C.M. 1989. Environmental factors favoring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 178: 179-192.

Izydorczyk