

AUTOREFERAT

1. Imię i Nazwisko: Piotr Klimaszyk

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

- magister nauk biologicznych w zakresie biologii (1993). Wydział Biologii Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu

- doktor nauk biologicznych w zakresie biologii (2000). Wydział Biologii Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu. Praca pt: „Funkcjonowanie drobnych zbiorników wodnych Wielkopolskiego Parku Narodowego” promotor prof. dr hab. Marek Kraska, recenzenci: prof. dr hab. Andrzej Kędziora oraz prof. dr hab. Stanisław Radwan

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych

- od XI 1992 r. Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Biologii, Zakład Ochrony Wód, na etacie technicznym

- od IX 1996 r. do X 2000 r. studium doktoranckie na Wydziale Biologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu

- od XI 2000 r. Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Biologii, Zakład Ochrony Wód, na stanowisku adiunkta

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.):

a. tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego

Wpływ kolonii i noclegowisk kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo* L.) na ekosystemy wodne i lądowe.

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

[C.1] Klimaszuk P., Joniak T., 2011, Impact of Black Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) on the transport of dissolved organic carbon from the catchment area to the lakes. *Polish Journal of Soil Sciences*, 44 (2): 161-166 6 pkt MNiSW

Udział własny 95% - wkład: koncepcja badań, autorska metoda, prace terenowe, napisanie wstępnej i końcowej wersji artykułu.

[C.2] Klimaszuk P., 2012, May a cormorant colony be a source of coliform and chemical pollution in a lake? *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 41 (1): 67-73

IF 0.4 15 pkt MNiSW

Udział własny: 100%

[C.3] Klimaszuk P., Rzymiski P., 2013, Impact of cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) colonies on microbial pollution in lakes. *Limnological Review*, 13 (3):139-145

5 pkt MNiSW

Udział własny 70% - wkład: koncepcja badań, pobory prób, współprzygotowanie wersji początkowej i finalnej manuskryptu

[C.4] Klimaszuk P., Joniak T., Rzymiski P. 2014, Roosting colony of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) as a source of nutrients for the lake. *Limnological Review* 14 (3): 111-119 5 pkt MNiSW

Udział własny 75% - wkład: koncepcja badań, wykonanie większości badań terenowych, laboratoryjnych i prac związanych z pisaniem artykułu.

[C.5] Klimaszuk P., Piotrowicz R., Rzymiski P., 2015, Changes in the ecosystem of shallow softwater lake induced by the Great Cormorant roosting colony. *Journal of Limnology*. 74 (1): 114-122 IF 1.18 25 pkt MNiSW

Udział własny 75% - wkład: koncepcja badań, autorska metoda, prace terenowe, prace laboratoryjne, koncepcja eksperymentu laboratoryjnego, napisanie wstępnej wersji artykułu, korekta artykułu.

[C.6] Klimaszuk P., Brzeg A., Rzymiski P., Piotrowicz R., 2015, Black spots for aquatic and terrestrial ecosystems: impact of a perennial cormorant colony on the environment. *Science of The Total Environment*. 517, 1: 222-231 IF 4.1 40 pkt MNiSW

Udział własny 80% - wkład: koncepcja badań, autorska metoda, prace terenowe, prace laboratoryjne, napisanie wstępnej wersji artykułu, korekta artykułu i opracowanie ostatecznej wersji artykułu.

[C.7] Klimaszuk P., Brzeg A., 2015, Long-term changes in the ecosystem of a lake (Lake Szrzyżmińskie) and an island induced by a colony of Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.). *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 44, 3: 316-325 IF 0.67 15 pkt MNiSW

Udział własny 85% - wkład: koncepcja badań, autorska metoda, prace terenowe, prace laboratoryjne, napisanie wstępnej wersji artykułu, korekta artykułu i opracowanie ostatecznej wersji artykułu.

Sumaryczny IF (zgodny z rokiem opublikowania) dla czasopism wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wynosi **6.35**, liczba punktów MNiSW = **111**

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

Wstęp

Objęcie kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo* L.) ochroną prawną w wielu krajach Europy doprowadziło od połowy XX w. do wzrostu liczebności jego populacji. Do pierwszej dekady XXI w. europejska populacja tego gatunku przyrastała o około 17% rocznie (Winney i inni 2000). Oprócz ochrony gatunkowej do głównych czynników odpowiedzialnych za wzrost liczebności i zasięgu populacji kormorana zalicza się m.in.: zaprzestanie używania DDT i innych szkodliwych substancji chemicznych oraz zwiększenie się zasobów pokarmowych

wskutek antropogenicznej eutrofizacji wód i intensywnej gospodarki rybackiej, prowadzącej do dominacji drobnych ryb karpiowatych. Również ocieplenie klimatu, prowadzące do skrócenia okresu zlodzenia zbiorników wodnych, jest czynnikiem sprzyjającym ekspansji kormorana (Skov 2011). W ostatnich pięciu latach dynamika wzrostu liczebności jest co prawda nieco mniejsza, a w niektórych krajach (w tym i w Polsce) obserwuje się nawet niewielki spadek liczby kormoranów (Bregnballe i inni 2013).

Dynamiczne zmiany populacji kormorana na terenie Europy doprowadziły do wzrostu zainteresowania konsekwencjami jego obecności w środowisku. Z powodu niemal obligatoryjnej rybożerności i zdolności konkurowania o zasoby rybne z człowiekiem, większość badań skupiła się głównie na analizie oddziaływań tego gatunku na ichtiocenozy. Wieloletnie badania doprowadziły do dobrego rozpoznania chociażby bioenergetyki i dobowego zapotrzebowania pokarmowego (przegląd Ridgway 2010), behawioru, wybiórczości pokarmowej i presji na ryby zarówno w ekosystemach słodkowodnych jak i morskich (Cox 2003, Bzoma 2011, przegląd Marzano i Cars 2012). W celu oceny rzeczywistej presji kormorana na zasoby ryb oraz ograniczania konfliktu na linii człowiek-kormoran, powstały programy europejskie REDCAFE oraz INTERCAFE, a także Strategia Zarządzania Populacją Kormorana w Polsce (Bzoma 2011).

Badania pozostałych aspektów oddziaływania kormoranów na ekosystemy wodne i lądowe są natomiast nieliczne i skupiają się głównie na problemie zmiany składu chemicznego gleb w obrębie zgrupowań kormoranów i wynikających z tego konsekwencji dla roślinności lądowej (m.in. Marion i inni 1994, Hobara i inni 2001, 2005 Ligeża i inni 2001, Kameda i inni 2000, 2006, Osono 2006). Dane dotyczące depozycji guana przez ptaki oparte są na próbach o nieznaczej liczebności (Marion i inni 1994) lub dotyczą badań krótkofalowych, bez podania dokładnej metodyki (Kameda i inni 2000). Jeszcze rzadsze są publikacje opisujące bardziej kompleksowo oddziaływanie kolonii na ekosystem lądowy (Gmitrzuk 2004, Goc i inni 2005, Kolb i inni 2012). Nieliczne doniesienia wskazują, że zgrupowania kormoranów mogą być źródłem mikrobiologicznego zanieczyszczenia wód (Wiśniewska i inni 2007)

Szczególnie rzadkie są wieloaspektowe analizy oddziaływania zgrupowań kormoranów na parametry fizyczne i chemiczne wód powierzchniowych. W kilku pracach (m.in. Gere i Andrikovics 1992, Kameda i inni 2000) zwraca się uwagę na potencjalnie pozytywny aspekt oddziaływania kormoranów na ekosystemy wodne, w kontekście przeciwdziałania ich eutrofizacji. Kormoran zajmuje bowiem w ekosystemie wodnym szczyt piramidy troficznej i

ogranicza liczebność ryb (głównie drobnych planktonożerców choć także i ryb drapieżnych). Ponadto wraz ze zjadanymi rybami transferuje nutriety z ekosystemów wodnych i deponuje w ekosystemach lądowych. Pozytywne (w kontekście jakości wody) efekty intensywnego żerowania kormoranów na ekosystemy wodne opisywane są w literaturze niezmiernie rzadko (Gmitrzuk 2004).

Zauważyć jednak należy, że kormorany żerują na obszarze odległym nawet do 30 km od kolonii czy noclegowiska (powierzchnia 3 000 km²) obejmującym wiele ekosystemów wodnych (Cramp i Simmons 1977, Przybysz 1997), natomiast większość ekskrementów (a z nimi biogenów i innych substancji chemicznych) deponowana jest na niewielkiej przestrzeni kolonii (Kameda i inni 2006). Ze względu na dużą płochliwość kolonie zlokalizowane są często nad zbiornikami poddanymi niewielkiej antropopresji (Parki Narodowe, Rezerwy Przyrody) bądź miejscach trudnodostępnych dla człowieka i potencjalnych drapieżników (śródlądowe płycizny i wyspy).

Znaczenie osiągnięcia

Pełne zrozumienie złożoności procesów środowiskowych indukowanych przez kormorany wymaga oceny udziału tych ptaków w transporcie substancji chemicznych zarówno z żerowisk na obszar kolonii lęgowej czy noclegowiska, ale także i w odwrotną stronę tj. z ekosystemu lądowego narażonego na istotną presję kormoranów w kierunku wód powierzchniowych. Do czasu badań stanowiących niniejsze osiągnięcie naukowe prac takich nie prowadzono.

Cel badań

Podstawowym celem badań była ocena transferu substancji chemicznych (pierwiastków biogennych) w obrębie układu kolonia/noclegowisko kormoranów – zbiornik wodny. Poszukiwano także odpowiedzi na pytanie, czy zgrupowanie kormoranów może stanowić czynnik pogarszający jakość wody i przyspieszający eutrofizację ekosystemu wodnego.

Postawiono kilka głównych hipotez badawczych:

- I. Kormorany dostarczają na obszar kolonii i noclegowisk znaczne ładunki pierwiastków biogennych poprzez depozycję guana. Wielkość dostawy zależy od liczebności ugrupowania i zagęszczenia ptaków.
- II. Substancje chemiczne dostarczane przez kormorany na obszar kolonii i noclegowisk są częściowo kumulowane w glebach, wywołując drastyczną zmianę ich

właściwości chemicznych (użyźnienie) a częściowo transportowane wraz z wodami gruntowymi lub spływem powierzchniowym do pobliskiego zbiornika wodnego.

- III. Dopływ nutrientów z obszaru kolonii i noclegowisk stanowi istotny element w bilansie chemicznym zbiornika wodnego nad którym jest ona zlokalizowana.
- IV. Dopływ puli pierwiastków biogennych z obszaru kolonii i noclegowisk może powodować zmiany w biocenozach zarówno obszaru lądowego jak i zbiornika wodnego.
- V. Zgrupowanie kormoranów może stanowić źródło mikrobiologicznego zanieczyszczenia zbiornika wodnego.
- VI. Oddziaływanie kormoranów na obszar kolonii i pobliskiego zbiornika wodnego jest długotrwałe i występuje nadal, pomimo opuszczenia kolonii przez ptaki.

Wieloletnie badania (lata 2008-2013) nad weryfikacją hipotez badawczych prowadzone były na 5 obszarach zgrupowań kormoranów zlokalizowanych w Płn-Zach Polsce. Stanowiska badawcze dobrano tak, by móc obserwować oddziaływanie: wieloletnich kolonii lęgowych (jeziro Ostrowiec i Chrzypskie Wielkie), noclegowisk (Jeziro Dołgie i Jezero Góreckie) i kolonii już opuszczonych (Jeziro Strzyżmińskie), oraz reakcję jezior płytkich (Dołgie) i głębokich (pozostałe jeziora). W celu przetestowania głównych hipotez niniejszego osiągnięcia naukowego badano: depozycję guana pod koloniami i noclegowiskami, właściwości fizyczno-chemiczne gleb, właściwości fizyczne i chemiczne wód gruntowych i spływu powierzchniowego pod koloniami i noclegowiskami, właściwości fizyczne i chemiczne wód powierzchniowych w pobliżu kolonii. Prowadzono również badania mikrobiologiczne wód powierzchniowych w pobliżu lądowych skupisk kormoranów i wód gruntowych pod skupiskami. Wykonano także analizy fitosocjologiczne roślinności lądowej i wodnej. Wielkość każdego zgrupowania weryfikowano poprzez liczenie gniazdujących par na koloniach i osobników odpoczywających na noclegowiskach.

Szczegółowy opis metod badawczych znajduje się w artykułach stanowiących osiągnięcie naukowe.

Uzyskane wyniki

Dostawa wraz z guanem azotu i fosforu na obszary kolonii

Kormorany charakteryzują się bardzo intensywnym metabolizmem (Mukherejee i Board 2001) co skutkuje między innymi wydalaniem znacznej ilości odchodów. Średnio 1 osobnik kormorana zjada 0,4 kg ryb, co równoważne jest ok. 90 g suchej masy (SM). Jednocześnie kormoran wydała na dobę 32 g SM odchodów (Marion i inni 1994). W związku z tym, że kormorany przebywają ponad 80% czasu w obrębie kolonii i noclegowisk to właśnie tam deponowana jest większość (>80%) dobowej dawki odchodów – ok 27 g SM. Odchody kormorana charakteryzują się wysoką zawartością azotu i fosforu. Wg Marion i innych (1994) zawartość azotu w odchodach kormoranów wynosi w przybliżeniu 3.2% SM a fosforu 14% SM zaś stosunek N:P w odchodach wynosi 1:4. Wyniki przeprowadzonych badań [**publikacja C.6**] wskazują na wyższą zawartość azotu w stosunku do fosforu w odchodach kormorana. Stosunek N:P w różnych próbach wynosił od 1.3:1 do 2.1:1 średni N:P wyniósł 1.6:1. Podobne wartości stosunku N:P w odchodach kormorana podają w swoich pracach Goc i inni (2005) i Gwiazda i inni (2010). Na podstawie zebranych wyników można stwierdzić, że w ciągu doby jeden osobnik deponuje około 4 g czystego azotu i 2.5 g czystego fosforu. Ponad 80% tego ładunku (3.2 g N oraz 2 g P) deponowane jest na obszarze kolonii.

Przeprowadzone badania [**publikacja C.6**] dowiodły, że dostawa pierwiastków biogenych na obszarze kolonii lęgowej jest silnie skorelowana z liczebnością ptaków i w związku z tym, także zróżnicowana przestrzennie. Największe miesięczne ładunki azotu i fosforu deponowane są w okresach, kiedy kolonia jest najliczniejsza (przebywają w niej ptaki dorosłe oraz podrośnięte, lecz jeszcze nie latające młode). W okresie tym oszacowana depozycja na obszarze kolonii sięgała $6 \text{ g m}^{-2} \text{ mc}^{-1}$ dla azotu i $4 \text{ g m}^{-2} \text{ mc}^{-1}$ dla fosforu. Z kolei oszacowana dawka azotu i fosforu dla całego okresu, w którym ptaki były obecne na obszarze kolonii (7 miesięcy) wynosiła odpowiednio 14 g m^{-2} i 8.5 g m^{-2} .

Najwyższe ładunki guana, a wraz z nim stężenia azotu i fosforu deponowane były w centralnej części kolonii, gdzie zagęszczenie gniazd (ponad 260 gniazd ha^{-1}) i przebywających ptaków było najwyższe. Na tym obszarze w szczycie liczebności kolonii stwierdzona średnia miesięczna dostawa pierwiastków wraz z guanem wyniosła ponad 12 g m^{-2} azotu oraz 8 g m^{-2} fosforu, maksymalnie przekraczając odpowiednio 18 gN m^{-2} i 11 gP m^{-2} . W tym samym czasie w peryferyjnej części kolonii miesięczna depozycja pierwiastków wynosiła dla azotu nieco

ponad 3 g m⁻², a fosforu 1.7 g m⁻². Jeszcze mniejsze ładunki azotu (ok 1 g m⁻²) i fosforu (0.6 g m⁻²) odkładane były na obszarze, gdzie ze względu na zniszczenie drzew kormorany się nie gnieździły. Zarówno w pierwszych miesiącach gromadzenia się ptaków w kolonii, jak i wtedy gdy młode ptaki zaczynały latać, dostawa pierwiastków biogenych była bardziej wyrównana na całym obszarze kolonii.

Dane zebrane w ramach badań własnych [**publikacja C.6**] istotnie różnią się w porównaniu z jedynymi dotąd dostępnymi i często cytowanymi wynikami prezentowanymi przez Kamedę i innych (2000). Autorzy tej pracy podają, że w kolonii Isaki na jeziorze Biwa miesięczna dostawa biogenów na obszarze kolonii kormoranów wynosi - 24 g m⁻²N i 15 g m⁻²P. Brak szczegółowej metodyki badań nie pozwala jednak jednoznacznie odnieść się do tych wyników. Podejrzewać można, że badania wykonane zostały w szczycie liczebności kolonii i w miejscach o największym zagęszczeniu gniazd i ptaków, bowiem tylko dla tego okresu wyniki przedstawione w niniejszym osiągnięciu są porównywalne.

Przeprowadzona w ramach niniejszych badań [**publikacja C.6**] ocena depozycji pierwiastków biogenych wraz z guanem kormoranów jest oparta na długoterminowych obserwacjach prowadzonych w różnych miejscach kolonii, stąd w sposób najbardziej wiarygodny oddaje skalę zjawiska.

Kormorany wraz z guanem dostarczają na obszar kolonii duże ładunki azotu i fosforu. Wielkość depozycji azotu i fosforu jest zróżnicowana w czasie i przestrzeni.

Wpływ kormoranów na żyzność gleb na obszarze kolonii lęgowych i noclegowisk

Kormorany w znaczący sposób modyfikują chemizm gleb skolonizowanych obszarów. Depozycja znacznych ilości guana bogatego w azot, fosfor i inne pierwiastki skutkuje ich ekstremalnie wysoką zawartością w glebach zarówno pod koloniami lęgowymi [**publikacje C.1; C.6; C.7**] jak i noclegowiskami [**publikacje C.4; C.5**].

Liczne publikacje wskazują na fakt, iż zawartość substancji chemicznych w glebach jest pozytywnie skorelowana z liczebnością ptaków w kolonii (Ligęza i Smal 2003; Hobara i inni 2005; Kolb i inni 2012, Rush i inni 2013; Litaor i inni 2014). Najwyższe stężenia materii organicznej, form azotu i fosforu czy potasu obserwowane są w powierzchniowych warstwach gleby i znacząco zmniejszają się wraz z głębokością. (Ligęza i inni 2001, Hobara i inni 2005). Dostarczane wraz z guanem związki azotu i fosforu ze względu na specyficzne właściwości, charakteryzują się odmienną mobilnością. Zdeponowane sole fosforu są słabo rozpuszczalne i

podlegają intensywnej akumulacji w glebie (Comerford i inni. 1998). Zazwyczaj dopływające ładunki fosforu są zatrzymywane w powierzchniowych warstwach gruntu pod koloniami, jednak w bardzo wysokich stężeniach może on migrować w głąb profilu glebowego, gdzie jest efektywnie zatrzymywany (Sharpley i inni 1993). Dlatego też obserwowano znaczne ilości fosforu w głębszych warstwach gruntu pod koloniami kormoranów (Osono i inni 2006).

Cykl przemian azotu dostarczanego przez ptaki jest bardziej otwarty. Azot deponowany przez kormorany w postaci kwasu urynowego jest z udziałem mikroorganizmów glebowych w krótkim czasie degradowany do formy amonowej – wyjściowego substratu nityfikacji. Azot organiczny i amonowa forma mineralna dominują zazwyczaj w glebach kolonii i noclegowisk. Jak twierdzą: Mulder i Keall (2001), Ligęza i inni (2003), Hobara i inni (2005) Kolb i inni (2012) główna część azotu deponowanego przez kormorany (do 80%) ulega szybko ulatnianiu do atmosfery, a reszta ulega nityfikacji (Hobara i inni 2001). Pierwszemu z tych procesów przypisuje się główną rolę w utracie azotu z obszaru kolonii (Hobara i inni 2005 Kolb i inni 2012). Jednak ulatnianie się amoniaku do atmosfery zależy od wielu czynników środowiskowych takich jak: pH, wilgotność gleby, temperatura i wysokość opadów. Przy kwaśnym odczynie gleb (a taki spotykany jest najczęściej w zasięgu zgrupowań kormorana), pomimo znacznych dostaw azotu ulatnianie się azotu może być niewielkie (Kameda i inni 2006). Przy wysyceniu gruntu wodą przechodzi on w rozpuszczoną formę jonową, ulega nityfikacji do azotanów i może migrować do głębszych warstw.

Wyniki badań przedstawione w publikacjach [C.3 - C.7] potwierdzają i uzupełniają te obserwacje. Generalnie zawsze najwyższą zawartość pierwiastków biogenych i innych substancji chemicznych stwierdzano w powierzchniowych warstwach gleb (zarówno pod koloniami lęgowymi jak i noclegowiskami kormoranów). Z kolei w profilu glebowym zawsze obserwowano gwałtowny spadek zawartości substancji chemicznych wraz ze wzrastającą głębokością. Przeprowadzone badania pozwoliły prześledzić dynamikę oddziaływań kormoranów na środowisko glebowe pod kolonią.

Ponadto badania własne stwierdziły, po raz pierwszy, iż wpływ kormoranów na właściwości chemiczne gleb jest widoczny już w początkowych stadiach formowania się kolonii lęgowych [publikacja C.6] i na obszarze nielicznych i występujących okresowo noclegowisk [publikacja C.4]. Już czteroletnie nieregularne pojawianie się niewielkiej liczby osobników (najczęściej 15 – 40 ptaków) w noclegowisku nad Jeziorem Góreckim w Wielkopolskim Parku Narodowym spowodowało wzrost żyzności gleb pod kolonią. W

porównaniu do stanowisk nienarażonych na oddziaływanie kormoranów odnotowano istotny wzrost zawartości form azotu oraz fosforu ogólnego w glebach. Zwłaszcza widoczne było to w powierzchniowej warstwie organicznej o miąższości 5 cm. Średnia zawartość azotu ogólnego w powierzchniowej warstwie gleb pod tym noclegowiskiem przekraczała aż 1200 mgN kg⁻¹ (ponad 80% ogólnej puli azotu stanowił azot organiczny), podczas gdy analogiczna warstwa gleby na stanowisku kontrolnym zawierała mniej niż 300 mgN kg⁻¹. Jeszcze intensywniejszy wpływ kormoranów stwierdzono w przypadku fosforu – powierzchniowa warstwa gleb pod noclegowiskiem zawierała średnio nieco ponad 1200, a maksymalnie do 1700 mgP kg⁻¹, podczas gdy na stanowisku kontrolnym gleba zawierała poniżej 70 mgP kg⁻¹. Ponadto zaobserwowano sezonowe fluktuacje koncentracji biogenów, w glebach z maksimum przypadającym na największą liczebność ptaków w noclegowisku. Dla wszystkich analizowanych form azotu i fosforu różnice zawartości pomiędzy noclegowiskiem a stanowiskiem kontrolnym były statystycznie wysoce istotne. W głębszych warstwach gleb pod zgrupowaniem (do głębokości ok 20 cm) zanieczyszczenie substancjami chemicznymi ptasiego pochodzenia było znacząco niższe w porównaniu do strefy przypowierzchniowej, jednakże ciągle statystycznie istotnie wyższe w porównaniu do analogicznej warstwy na stanowisku kontrolnym. W porównaniu do stanowisk kontrolnych, gleby pod zgrupowaniem zawierały ponad dwa razy więcej azotu ogólnego (289 vs. 138 mgN kg⁻¹) i ponad sześć razy więcej fosforu ogólnego (155 vs 24 mgP kg⁻¹) w porównaniu do stanowisk kontrolnych. Dalszy spadek zawartości form azotu i fosforu stwierdzono w głąb profilu glebowego. Średnia koncentracja N oraz P w warstwie gleby >25 cm była nieco wyższa w porównaniu do stanowiska kontrolnego, jednak analiza statystyczna nie wykazała istotnych różnic koncentracji badanych form azotu (organiczny, azot amonowy, azotanowy) i fosforu ogólnego pomiędzy noclegowiskiem i stanowiskiem kontrolnym nienarażonym na oddziaływanie kormoranów.

Wyniki badań własnych wskazują że już krótkotrwałe oddziaływanie stosunkowo nielicznego zgrupowania kormoranów prowadzi do istotnej zmiany właściwości chemicznych gleb (użyźnienia), choć zmiany te ograniczone są głównie do warstw przypowierzchniowych.

Duża liczebność kormoranów występujących w obrębie kolonii prowadzi do znacznie dalej idących zmian właściwości chemicznych gleb. Badania przeprowadzone w obrębie wieloletniej (ponad 30 lat funkcjonowania) kolonii na jeziorze Ostrowiec w Drawieńskim Parku Narodowym **[publikacja C.6]** wykazały niezwykle istotny wpływ kolonii na właściwości gleb. Tutaj także odnotowano pionową stratyfikację warunków chemicznych - od

najwyższych koncentracji badanych form azotu oraz fosforu ogólnego w organicznej warstwie przy powierzchniowej (średnio prawie 3000 mg N_{tot.} kg⁻¹ i ponad 3600 mg P_{tot.} kg⁻¹) przez wartości pośrednie w głębszym poziomie eluwialnym 5 -20 cm (średnio ponad 900 mg N_{tot.} kg⁻¹ i ponad 300 mg P_{tot.} kg⁻¹) do najniższych w warstwie mineralnej > 20 cm (średnio ok. 500 mg N_{tot.} kg⁻¹ i ponad 129 mg P_{tot.} kg⁻¹), jednakże porównując ze stanowiskami kontrolnymi nie będącymi pod presją kormoranów, silne wzbogacenie gleb jest widoczne w całym profilu. Dla każdego badanego parametru stwierdzono statystycznie istotne wyższe koncentracje w całym profilu glebowym pod kolonią w porównaniu do analogicznych warstw na stanowisku kontrolnym.

Stwierdzono także przestrzenne zróżnicowanie zanieczyszczenia gleb w obrębie kolonii z najwyższymi koncentracjami form azotu i fosforu w glebach pod centralną częścią kolonii, gdzie zagęszczenie gniazd i depozycja guana była największa. Najmniejsze zanieczyszczenie gleb stwierdzono z kolei na obrzeżach kolonii, gdzie presja ptaków była niewielka. Zawartość fosforu i azotu w glebach pod fragmentami kolonii zasiedlonymi przez ptaki w przeszłości, a obecnie opuszczonymi była natomiast pośrednia. Pomimo spadku presji ze strony kormoranów, głębsze warstwy gleb obszaru byłej kolonii charakteryzowały się dużą ilością zakumulowanego fosforu. Stwierdzane tam wartości przekraczały te, które odnotowywano w analogicznych warstwach centralnej części kolonii (gdzie liczebność ptaków była wtedy najwyższa). Długotrwała depozycja bogatego w fosfor guana doprowadziła do silnego wzbogacenia głębokich warstw gleby i stan ten utrzymuje się przez wiele lat. Koncentracja azotu w glebach pod opuszczonymi już fragmentami kolonii była znacznie niższa od stwierdzanej pod funkcjonującą kolonią. Potwierdza to fakt silniejszej i bardziej długotrwałej kumulacji fosforu w porównaniu do bardziej mobilnego azotu. Podobnie wysokie koncentracje pierwiastków biogennych (zwłaszcza fosforu) stwierdzono w glebach opuszczonej od kilku lat kolonii kormoranów na Jeziorze Strzyżmińskim [**publikacja C.7**]. Gleby pod byłą kolonią charakteryzowały się istotnie statystycznie wyższymi koncentracjami form azotu i fosforu ogólnego w całym profilu glebowym w porównaniu do stanowisk kontrolnych nie będących pod presją ptaków.

Wyniki badań własnych wskazują jednoznacznie, że wieloletnie oddziaływanie kormoranów na obszar kolonii prowadzi do drastycznych zmian właściwości chemicznych gleb pod kolonią. Nawet wiele lat po ustaniu presji kormoranów na obszar kolonii gleby charakteryzują się podwyższoną żyznością i zawierają znaczne ładunki azotu i fosforu.

Silne zanieczyszczenie gleb substancjami chemicznymi ptasiego pochodzenia nie musi być skutkiem wieloletniego oddziaływania kolonii. Badania wykonane na obszarze noclegowiska zlokalizowanego nad jeziorem Dołgie Wielkie [publikacja C.5] dowiodły, że zaledwie kilkuletnie przebywanie tam kormoranów spowodowało kumulację bardzo dużych ładunków zarówno azotu jak i fosforu. Znacznie podwyższone koncentracje obu pierwiastków (statystycznie wyższe od stwierdzanych na stanowisku nie narażonym na oddziaływania kormoranów) odnotowano w całym profilu glebowym – aż do poziomu wód podskórnych. Przyczyną tak dużych zmian chemicznego ustroju glebowego pod stosunkowo krótkotrwałym noclegowiskiem jest jego bardzo duża liczebność i zagęszczenie. W odróżnieniu do kolonii lęgowych, gdzie pomiędzy gniazdami występuje pewien dystans (Minias i Kaczmarek 2013), w badanym noclegowisku kormorany gromadzą się w wąskim pasie lądu wzdłuż brzegu zbiornika i w większym zagęszczeniu (w czasie badań na powierzchni ok 0.4 ha przebywało ponad 1000 dorosłych osobników).

Wyniki badań własnych wskazują, iż nawet stosunkowo krótkotrwała presja dużej liczby kormoranów może wywołać niezwykle istotne zmiany właściwości chemicznych gleb pod obszarem zgrupowania.

Wpływ kormoranów na roślinność obszarów kolonii

Kormorany mogą bardzo istotnie wpływać na roślinność lądową terenów, na których zlokalizowane są ich kolonie i noclegowiska. Wpływ ten realizowany jest poprzez:

- i) depozycję odchodów i istotną zmianę ustroju chemicznego gleb i wód gruntowych;
- ii) mechaniczne uszkodzanie drzew i krzewów – zrywanie drobnych ulistnionych gałęzi prowadzące do obniżenia witalności i usychania drzew

Dostawa dużych ilości kwasu urynowego prowadzi do silnego zakwaszenia gleb pod kolonią (Pearson i Steward 1993) - powstają warunki, w których możliwość poboru jonów przez rośliny ulega ograniczeniu (VanDijk i inni 1989). W warunkach panujących pod kolonią zdecydowanie zmniejsza się także zdolność kiełkowania nasion (Ishida 1997, Ellis i inni 2006; Żółkoś i Meissner 2008). Zmiany właściwości chemicznych gleb i płytkich wód gruntowych najsilniej oddziałują na roślinność zielną i krzewy, których korzenie przerastają powierzchniową warstwę gruntu. Również deponowanie guana bezpośrednio na powierzchni liści ogranicza zdolność fotosyntetyczną i upośledza rozwój i wzrost roślin pod kolonią. W

dłuższych bezdeszczowych okresach powierzchnia liści krzewów i roślin zielnych występujących pod koloniami pokryta jest w 80% przez guano **[publikacja C.6]**. Roślinność drzewiasta w koloniach jest niszczone przez kormorany w wyniku oddziaływania mechanicznego. Każdego roku do budowy gniazda para kormoranów zużywa 13 kg SM gałęzi liści i igieł, co stanowi około 50% biomasy gałęzi i igieł dorosłej sosny (Goc i inni 2005). Ogołacanie koron drzew prowadzi początkowo do ograniczenia produkcji pierwotnej, a finalnie do ich usychania (Ishida 1996).

Wyniki przeprowadzonych badań własnych **[publikacje C.6; C.7]** wykazały spadek zagęszczenia szaty roślinnej oraz obniżenie różnorodności flory pod koloniami kormoranów. Generalnie na obszarze kolonii liczba stwierdzanych gatunków roślin była niższa o 70% w porównaniu z obszarami nie będącymi pod presją kormoranów. Flora typowo leśna zastępowana była przez gatunki o szerokim spektrum środowiskowym i gatunki nitrofilne. Na obszarach bezpośrednio pod gniazdami, gdzie oddziaływanie kormoranów jest największe roślinność zielna oraz krzewy zanikały całkowicie **[publikacja C.6]**. Gdy liczebność ptaków (i presja) w kolonii lub jej fragmencie zmniejszała się, następowała spontaniczna regeneracja roślinności reprezentowanej głównie przez gatunki azotolubne. Bardzo szybko rozwijały się gęste zarośla bzu czarnego (*Sambucus nigra*) a miejsca wolne od zakrzewień porastały trawy *Calamagrostis epigejos*, *Poa nemoralis*, *Poa trivialis* i nitrofilne ziołorośla. Struktura roślinności odnotowywana w tych miejscach przypominała zespoły spotykane na zrębach leśnych. Na obszarach kolonii kormoranów pojawiały się także obce gatunki roślin **[publikacja C.6]** *Epilobium ciliatum*, *Conyza canadensis* i *Lactuca serriola* co wskazuje, iż obecność kormoranów może tworzyć dogodne warunki do ich rozprzestrzeniania się. Wieloletnia, intensywna presja na drzewa prowadziła do ich szybkiego usychania (głównie drzewa iglaste) lub obniżenia kondycji (odporniejszych drzew liściastych) **[publikacje C.6; C.7]**.

Jak zaobserwowano, struktura gatunkowa szaty roślinnej pozostaje zaburzona jeszcze wiele lat po opuszczeniu obszaru kolonii przez ptaki **[publikacja C.7]**. Gęste zarośla bzu czarnego ograniczają bowiem dostępność światła i pod zwartą kopułą ich koron nie rozwijają się rośliny zielne i zamierają siewki drzew **[publikacja C.7]**.

Badania własne wykazują jednoznacznie, że presja kormoranów wywierana na szatę roślinną obszarów ich zgrupowań prowadzi do całkowitej przebudowy fitocenozy. Przy silnej presji następuje całkowity zanik roślinności drzewiastej i zielnej, a gdy presja zmniejsza się

pojawiają się gatunki nitrofilne i o szerokim spektrum ekologicznym. Bioróżnorodność ulega silnemu ograniczeniu.

Transfer nutrientów z kolonii i noclegowisk kormoranów do ekosystemów wodnych

Jak zauważają Marion i inni (1994), McCann i inni (2000), Ligęza i Smal (2003) oraz Gwiazda i inni (2010), część ładunków azotu i fosforu zdeponowanego przez kormorany na lądzie może przedostawać się do pobliskich zbiorników wodnych. Dotychczas transfer ten nie został jednak zbadany i oszacowany. Odpływ części ładunku pierwiastków biogennych i innych substancji chemicznych zdeponowanych przez ptaki na obszarze kolonii do pobliskich ekosystemów wodnych możliwy jest dwoma drogami. Pierwszą z nich stanowi spływ powierzchniowy, drugą transfer wraz z wodami gruntowymi. Udział poszczególnych dróg transferu wody i substancji chemicznych z obszaru kolonii do ekosystemu wodnego zależy w głównej mierze od geomorfologii terenu pod kolonią czy noclegowiskiem. W przypadku terenów o znacznym nachyleniu stoków i dodatkowo glebach charakteryzujących się ograniczoną przepuszczalnością, spływ powierzchniowy przyjmuje znaczne wartości (dodatkowo nasila go brak roślinności) i dominuje nad odpływem gruntowym w ogólnym bilansie wody. Z kolei w obszarach zgrupowań charakteryzujących się niewielką deniwelacją terenu przeważa odpływ gruntowy, choć przy mało przepuszczalnych glebach spływ powierzchniowy może wciąż mieć znaczny udział w bilansie wodnym.

Właściwości fizyczne i chemiczne spływu powierzchniowego pod zgrupowaniami kormoranów

Spływ powierzchniowy jest zjawiskiem epizodycznym i wstępuje jedynie po opadach atmosferycznych lub w okresie topnienia pokrywy śniegowej (Klimaszyk i Rzymski 2013). Jego intensywność i udział w ogólnym bilansie wodnym zależy od kilku kluczowych czynników – charakteru opadu (stymulują go opady intensywne i nawalne), przepuszczalności podłoża, nachylenia stoków zlewni i wreszcie pokrycia zlewni przez roślinność (im gęstsze pokrycie tym słabszy spływ). Spływ jest szybką drogą transferu substancji chemicznych w odróżnieniu od ich transportu wraz z wodami gruntowymi.

W przypadku wszystkich badanych obszarów zgrupowań (niezależnie od morfologii i geologii), spływ zachodzący na ich stokach zawierał istotnie więcej pierwiastków biogennych, rozpuszczonych soli mineralnych i węgla organicznego niż spływ ze stanowisk nie będących pod presją kormoranów [**publikacje C.4; C.6**]. Najwyższe ładunki pierwiastków biogennych

w spływie powierzchniowym stwierdzono pod wieloletnią kolonią łęgową na jeziorze Ostrowiec w Drawieńskim Parku Narodowym [**publikacja C.6**]. Średnia koncentracja azotu w spływie zachodzącym pod kolonią dochodziła prawie do 400 mgN l^{-1} . Dominowała organiczna forma azotu ($180 \text{ mg N}_{\text{org}} \text{ l}^{-1}$), a spośród form mineralnych azot amonowy (prawie $150 \text{ mg N}_{\text{NH}_4} \text{ l}^{-1}$). Jednocześnie spływ zawierał średnio prawie 18 mg fosforu ogólnego na litr. Oszacowany stosunek N:P w spływie powierzchniowym wynoszący 20:1 jest zdecydowanie inny od stwierdzanego w odchodach ptasich (N:P ok. 2:1). Różnica ta wskazuje na fakt, iż azot dostarczany wraz z guanem kormoranów ulega łatwiejszemu transferowi wraz ze spływem powierzchniowym, a fosfor jest silniej zatrzymywany w glebach. Niezależnie od stopnia zatrzymywania obu pierwiastków w glebach ilość pierwiastków odprowadzana z obszaru kolonii wraz ze spływem jest bardzo wysoka. W porównaniu do spływu powierzchniowego zachodzącego na leśnych stokach, nie będących pod presją kormoranów, stężenia azotu oraz fosforu w spływie pod kolonią były wyższe odpowiednio o 50 i 45 razy. Stwierdzono, że koncentracja obu biogenów w spływie pod kolonią jest głównie uzależniona od obecności kormoranów. Średnia koncentracja azotu ogólnego w spływie w trakcie sezonu łęgowego była prawie siedmiokrotnie wyższa w porównaniu do okresu, gdy kolonia była pusta (choć i wtedy stwierdzone koncentracje były statystycznie wyższe niż na stanowiskach kontrolnych). Podobną dynamikę stwierdzono dla fosforu (różnica dwukrotna), a także dla ilości rozpuszczonych soli mineralnych w spływie. W trakcie sezonu łęgowego spływ charakteryzował się przewodnictwem elektrolitycznym przekraczającym $11\,000 \mu\text{Sm cm}^{-1}$, poza sezonem ok. $2\,000 \mu\text{Sm cm}^{-1}$ (na stanowisku kontrolnym przewodnictwo spływu wynosiło średnio $130 \mu\text{Sm cm}^{-1}$).

Wysokie stężenia azotu, fosforu i rozpuszczonych soli mineralnych (statystycznie wyższe niż na stanowisku kontrolnym) w spływie powierzchniowym stwierdzono także pod nielicznym noclegowiskiem kormoranów [**publikacja C.4**]. W okresie przebywania kormoranów na obszarze noclegowiska spływ powierzchniowy charakteryzował się wysokimi koncentracjami azotu (średnio $500 \text{ mgN}_{\text{total}} \text{ l}^{-1}$) i fosforu (średnio $9 \text{ mgP}_{\text{tot.}} \text{ l}^{-1}$) oraz wysokim przewodnictwem elektrolitycznym (ok. $3000 \mu\text{Sm cm}^{-1}$). Także i w przypadku tego zgrupowania najwyższe stężenia odnotowywano w trakcie maksymalnej liczby kormoranów.

W trakcie sezonu łęgowego i obecności kormoranów na noclegowiskach transfer substancji chemicznych z obszaru ich zgrupowań nasilają intensywne opady atmosferyczne potęgujące spływ. Taką sytuację zaobserwowano, gdy po długotrwałej suszy w okresie

łęgowym wystąpił opad nawałny. Wody spływu wywołanego tym opadem zawierały prawie 2400 mgN_{tot.} l⁻¹ i prawie 40 mgP_{tot.} l⁻¹, a przewodnictwo elektrolityczne przekroczyło 11 000 μSm cm⁻¹ [publikacja C.6].

Spływ powierzchniowy jest także główną drogą transferu rozpuszczonego węgla organicznego (RWO). W spływie powierzchniowym zachodzącym pod wieloletnią kolonią łęgową średnia koncentracja RWO wynosiła ponad 250 mgC l⁻¹ przy ok 70 mgC l⁻¹ na stanowisku kontrolnym. Maksymalne koncentracje RWO powyżej 500 mgC l⁻¹ odnotowano w trakcie sezonu łęgowego po nawałnych deszczach [publikacja C.1]. Transfer dużych ilości węgla organicznego z kolonii kormoranów związany jest jedynie częściowo z intensywną depozycją guana na obszarze kolonii. Oprócz odchodów kormorany wzbogacają bowiem obszar kolonii (zwłaszcza łęgowych) w znaczną ilość materii organicznej roślinnej (obumarłe rośliny, stare gniazda) oraz zwierzęcej (wypluwki, porzucone ryby, martwe młode) (Goc i inni 2005, Kameda i inni 2006). Szczątki te ulegają rozkładowi i humifikacji, wzbogacając pulę RWO (a także biogenów) w powierzchniowych warstwach gleby, skąd wymywane są przez wodę. Woda spływu powierzchniowego pod koloniami kormoranów charakteryzowała się kwaśnym odczynem i silnie brunatną barwą – cechy te są jednak charakterystyczne również dla spływu zachodzącego w naturalnych leśnych zlewniach (Klimaszyk i Rzymiski 2013).

Badania własne wykazały, iż w wyniku zniszczenia szaty roślinnej spływ powierzchniowy na terenach kolonii ma większy udział w ogólnym bilansie transportu wody i substancji chemicznych do zbiornika wodnego w porównaniu do terenów nie będących pod presją ptaków. Spływ powierzchniowy transportuje z kolonii znaczne ładunki wcześniej zdeponowanego z guanem azotu, fosforu, materii organicznej i soli mineralnych do pobliskiego zbiornika wodnego.

Właściwości fizyczne i chemiczne płytkich wód gruntowych występujących pod zgrupowaniami kormoranów

Infiltracja wglębna i ruch wód podziemnych w kierunku bazy drenażu (ekosystemu wodnego) jest dużo wolniejszy od odpływu powierzchniowego (Soczyńska 1997). Dodatkowo w trakcie przemieszczania się wody w gruncie zachodzą zmiany jej ustroju chemicznego - cykl przemian azotowych, zatrzymywanie fosforu (Comerford i inni 1998), redukcja zawartości węgla organicznego (Keskitalo i Eloranta 1999) i inne.

Geomorfologia obszaru zgrupowania kormoranów i głębokość zalegania wód gruntowych ma istotne znaczenie dla kształtowania się właściwości fizycznych i chemicznych wód podziemnych. W przypadku kiedy teren kolonii czy noclegowiska charakteryzuje się dużym wypiętrzeniem, a wody gruntowe zalegają na znacznej głębokości pod powierzchnią gruntu, przenikanie substancji chemicznych ptasiego pochodzenia jest ograniczone [**publikacja C.6**], choć i tak dwukrotnie wyższe w przypadku azotu ogólnego i czterokrotnie większe w przypadku fosforu ogólnego w porównaniu do stanowisk kontrolnych nie narażonych na oddziaływanie kormoranów. Jeśli jednak zgrupowanie zasiedla obszar charakteryzujący się niewielkim wyniesieniem i podskórne wody gruntowe zalegają na niewielkiej głębokości, substancje chemiczne mogą stosunkowo szybko do nich przenikać. Takie istotne wzbogacanie wód gruntowych w substancje chemiczne stwierdzono zarówno dla kolonii lęgowych [**publikacja C.2**] jak i obszarów noclegowisk [**publikacje C.4; C.5**]. Płytkie wody gruntowe wieloletniej kolonii lęgowej na Jeziorze Chrzypskim charakteryzowały się bardzo wysoką koncentracją fosforu ogólnego (ponad 25 mgP l^{-1}) z czego ponad 19 mg l^{-1} stanowiły ortofosforany. Średnia koncentracja azotu ogólnego w wodach gruntowych pod kolonią przekraczała $250 \text{ mgN}_{\text{tot.}} \text{ l}^{-1}$ z dominacją formy organicznej, jednak w przeciwieństwie do spływu powierzchniowego czy zawartości w glebach spośród form mineralnych dominował azot azotanowy - prawie $100 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \text{ l}^{-1}$. Także przewodnictwo elektrolityczne wód gruntowych pod kolonią świadczące o zawartości rozpuszczonych soli mineralnych było wysokie (średnio $5500 \text{ } \mu\text{Sm cm}^{-1}$). Długofalowe badania wykazały, iż najwyższe stężenia N (maks. pow. $400 \text{ mgN}_{\text{tot.}} \text{ l}^{-1}$), P (maks. prawie 50 mgP l^{-1}) i przewodnictwo elektrolityczne (pow. $9000 \text{ } \mu\text{Sm cm}^{-1}$) występowały w trakcie sezonu lęgowego a spadały w okresie gdy kormoranów nie było na obszarze kolonii. Również płytkie wody gruntowe pod noclegowiskami kormoranów charakteryzowały się bardzo wysoką żyznością. Koncentracja biogenów w wodach gruntowych zależała od ilości ptaków występujących w noclegowisku. Pod noclegowiskiem liczącym ok. 1000 osobników [**publikacja C.5**] w wodach gruntowych stwierdzono ponad 40 mg l^{-1} azotu i ponad 15 mg l^{-1} fosforu. Pod noclegowiskiem zasiedlonym najczęściej przez 15-40 osobników [**publikacja C.4**] wody gruntowe zawierały 14 mgN l^{-1} i 0.9 mgP l^{-1} . W obydwu przypadkach koncentracje pierwiastków biogenych stwierdzanych w wodach gruntowych pod noclegowiskami były wielokrotnie wyższe niż stężenia odnotowane w wodach gruntowych obszarów nie narażonych na oddziaływanie kormoranów (średnio ok. 4 mgN l^{-1} i 0.1 mgP l^{-1}).

W wodach gruntowych stwierdzono również znacznie podwyższone stężenia rozpuszczonych soli mineralnych w stosunku do stanowisk kontrolnych.

Zanieczyszczenie wód gruntowych pierwiastkami biogennymi utrzymuje się nawet kilka lat po opuszczeniu kolonii przez ptaki [**publikacja C.7**].

Jak wykazano w badaniach własnych, pomimo, że część dostarczanych przez kormorany ładunków substancji chemicznych zatrzymywana jest w glebach, wymywana przez spływ powierzchniowy czy ulatnia się do atmosfery, to znaczna ich część przenika do wód gruntowych. Zwłaszcza w przypadku kolonii i noclegowisk zlokalizowanych na obszarach o niewielkim wyniesieniu i przy płytko zalegających wodach gruntowych przenikanie jest intensywne i manifestuje się wysokimi koncentracjami substancji chemicznych.

Wpływ kolonii i noclegowisk kormoranów na ekosystemy wodne

Wyniki dotychczasowych badań udziału zgrupowań kormoranów w zaopatrywaniu ekosystemów wodnych w pierwiastki biogenne są niejednoznaczne. W wielu pracach, m.in. Marion i inni (1994), Gwiazda i inni (2010), Gwiazda i inni (2014) nie stwierdzono bezpośredniego wpływu kolonii kormoranów na żyzność ekosystemów wodnych. Brak takich zależności najczęściej odnotowywany jest dla dużych i stosunkowo głębokich zbiorników, gdzie ze względu na morfometrię i złożoność wewnętrznych procesów ekologicznych nawet długotrwałe oddziaływanie kormoranów nie powoduje znaczących i widocznych symptomów wzrostu żyzności. Z drugiej strony stwierdzono, iż obecność dużych zgrupowań kormoranów w pobliżu niewielkich i płytkich stawów prowadzi do wzrostu koncentracji azotu i fosforu w ich wodach, co stymuluje zakwity wody i pogorszenie przezroczystości (McCann i inni 2000, Nakamura i inni 2010).

Badania przeprowadzone na jeziorze Ostrowiec [**publikacja C.6**] dowiodły, że ładunki dostarczane z terenu kolonii lęgowej kormoranów z wodami gruntowymi a przede wszystkim wraz ze spływem powierzchniowym do zbiornika, były ponad 50 razy wyższe niż te, które dopływały z naturalnej leśnej zlewni nie będącej pod presją kormoranów. Zatem, kolonia o powierzchni 1.2 ha dostarczała do jeziora tyle azotu i fosforu co 60 ha leśnej zlewni. Oszacowany udział kolonii w ogólnym bilansie biogenów jeziora wynosił ok 20%. Również noclegowiska kormoranów mogą okresowo stanowić ważny element bilansu pierwiastków biogennych dla pobliskich zbiorników wodnych. Obliczono, iż dobową dostawą fosforu ptasiego pochodzenia podczas maksymalnej liczebności (ponad 200 kormoranów)

noclegowiska na Jeziorze Góreckim była na podobnym poziomie jak całkowity dobowy dopływ P ze zlewni **[publikacja C.4]**. Dowiedziono także, że dostawa azotu i fosforu z bardzo licznych noclegowisk może przewyższać ładunki z naturalnej zlewni i być czynnikiem akcelerującym szybkie zmiany troficzne całego ekosystemu **[publikacja C.5]**. Po dekadzie silnej presji ze strony noclegowiska liczącego nawet powyżej 1000 osobników na jezioro Dołgie Wielkie stwierdzono dwukrotny wzrost koncentracji azotu, fosforu i substancji mineralnych w wodzie przy jednoczesnym spadku przezroczystości. W tym czasie płaty roślinności charakterystycznej dla oligotroficznyc i miękkowodnych jezior lobeliowych (*Littorella uniflora* i *Myriophyllum alterniflorum*) zmniejszyły znacznie zasięg, a pojawiły się gatunki charakterystyczne dla wód eutroficznyc (*Ceratophyllum demersum* i *Elodea canadensis*), wcześniej w jeziorze nigdy nie notowane.

Bezpośrednie obserwacje wpływu kolonii kormoranów na stężenia substancji chemicznyc w wodach pobliskich jezior wykazały podwyższone koncentracje azotu, fosforu i innych substancji chemicznyc jedynie w strefie brzegowej, bezpośrednio graniczącej z kolonią czy noclegowiskiem **[publikacje C.2; C.4 - C.7]**. Należy zauważyć, że wzbogacanie wód strefy brzegowej przy zgrupowaniu wynikało nie tylko z przenikania wód gruntowyc i spływu powierzchniowego, ale również z bezpośredniej depozycji guana ptasiego do wody. Zwłaszcza w noclegowiskach duża część ptaków zajmuje drzewa pochylone nad powierzchnią jeziora i w przypadkach tych zgrupowań wzbogacenie strefy litoralu było najsilniejsze **[publikacja C.5]**. W wodach jeziornyc w dalszej odległości od kolonii zazwyczaj nie stwierdzano podwyższonych koncentracji pierwiastków biogennyc. Intensywne falowanie i pionowa wymiana wód szybko doprowadzała do rozcieńczania ładunków docierających z kolonii w całej objętości zbiornika. Jedynie okresowo (po intensywnyc deszczach i silniejszym spływie wód z kolonii) podwyższone stężenia substancji chemicznyc stwierdzano w wodach jeziornyc w większym oddaleniu od kolonii **[publikacje C.2; C.2;C.6]**.

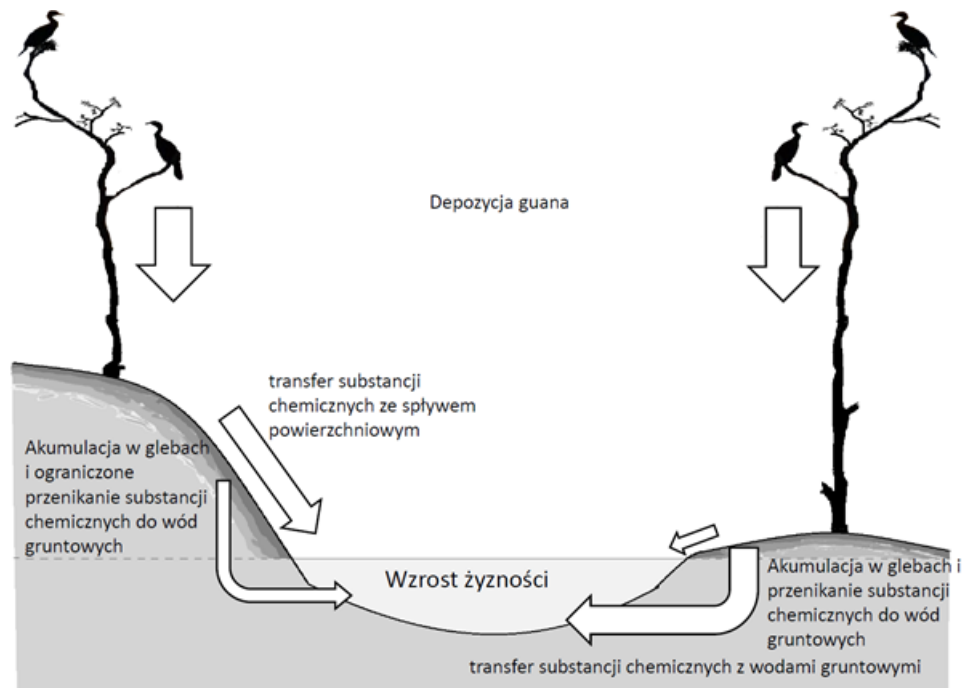
Zgrupowania ptaków wodnyc mogą być źródłem zanieczyszczenia mikrobiologicznego zbiorników wodnyc na których bytują (Brieley i inni 1975). Zarówno w wodach gruntowyc pod koloniami **[publikacja C.2]** jak i w wodach powierzchniowyc w bezpośredniej bliskości kolonii czy noclegowisk **[publikacje: C.2; C.3; C.6]** stwierdzono zanieczyszczenie bakteriami z grupy coli, w tym *Escherichia coli*. W wodach powierzchniowyc wysoka liczba tych mikroorganizmów stwierdzana była jedynie w pobliżu kolonii i tylko w okresie bytowania ptaków. Nie stwierdzono znacznej dyspersji badanych

bakterii na większe odległości od kolonii, choć podwyższoną wartość NPL zarówno bakterii z grupy coli jak i *E. coli* okresowo obserwowano nawet 100 m od kolonii. Nie były to ilości niebezpieczne dla człowieka [**publikacja C.2**]

Jak wykazano w badaniach własnych z obszaru kolonii i noclegowisk kormoranów do pobliskich zbiorników wodnych dopływają znaczne ładunki substancji chemicznych w tym biodostępnego azotu i fosforu oraz zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Przewyższają one znacznie ładunki transportowane do wód powierzchniowych z podobnych powierzchni zlewni o naturalnym charakterze, ale nie narażonych na presję ze strony kormoranów. Reakcja ekosystemu wodnego na dopływ dodatkowych ładunków substancji chemicznych zależy od intensywności dopływu i wewnętrznych cech zbiornika (podatności na degradację).

Podsumowanie

- Kormorany wraz z guanem dostarczają na obszar kolonii i noclegowisk znaczne ładunki zarówno azotu jak i fosforu.
- Substancje chemiczne dostarczane przez kormorany na obszar kolonii i noclegowisk kumulowane są w glebach. Najsilniej zmienione są powierzchniowe warstwy gleb pod koloniami, niemniej jednak zmiany chemicznego ustroju glebowego występują także na znacznych głębokościach.
- Część ładunku substancji chemicznych zdeponowanych przez kormorany na lądzie przenika z wodami gruntowymi lub spływem powierzchniowym do pobliskich zbiorników wodnych. W zależności od morfologii terenu pod zgrupowaniem przeważa jedna z ww. dróg transferu (Rysunek 1). Pomimo, że spływ powierzchniowy jest procesem epizodycznym stanowi szybką drogę transferu substancji chemicznych ptasiego pochodzenia. Dostarcza duże ładunki azotu i fosforu w okresie wiosenno-letnim, który jest krytyczny z punktu widzenia eutrofizacji wód powierzchniowych. Spływ jest nasilony w wyniku zniszczenia roślinności w obrębie kolonii. Koncentracje azotu i fosforu w wodach gruntowych są niższe w porównaniu do spływu i charakteryzują się mniejszymi fluktuacjami sezonowymi.



Rysunek 1. Schemat transferu substancji chemicznych z kolonii i noclegowisk o różnej morfologii do pobliskich zbiorników wodnych (oryginał).

- Dopływ pierwiastków biogennych z obszaru kolonii czy noclegowiska stanowi zazwyczaj istotny element w bilansie chemicznym zbiornika wodnego, nad którym zgrupowanie jest zlokalizowane. Skala bezpośrednich efektów (koncentracji substancji chemicznych i zmian w biocenozach wodnych) jest zależna od liczebności zgrupowania oraz czasu jego oddziaływania, ale przede wszystkim parametrów morfologiczno-hydrologicznych samego zbiornika wodnego. W dużych i głębokich ekosystemach wodnych zmiany wywoływane przez działalność kormoranów obserwowane są w skali lokalnej (w pobliżu kolonii czy noclegowiska), podczas gdy w zbiornikach małych i płytkich mogą obejmować cały ekosystem.
- Oddziaływanie kormoranów na obszar kolonii i pobliskiego zbiornika wodnego jest długotrwałe i występuje pomimo opuszczenia kolonii przez ptaki.

Literatura

- Bregnballe, T., Carss, D.N., Lorentsen, S.-H., Newson, S., Paquet, J.Y., Parz-Gollner, R. & Volponi S. (2013). Counting cormorants, In: *The INTERCAFE Field Manual: Research methods for cormorants, fishes, and the interactions between them* (eds. Carss, D., Parz-Gollner, R., Trauttmansdorff, J.) INTERCAFE COST Action 635 Final Report II
- Bzoma, S. (2011). Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce mscr.
- Comerford N. B., (1998), Soil phosphorus bioavailability. In: Phosphorus in plant biology. Lynch J.P., Diekman J. (eds.) *Amer. Soc. of Plant Physiol.* : 136-147
- Cowx, I.G. (2003). Interactions between birds and fish: implications for management. Blackwell Science, Oxford,
- Cramp S, Simmons KEL.(1977), The birds of the Western Palearctic: Vol. 1, Oxford University Press, Oxford-New York 1977
- Ellis J.C., Farina J.M., Witman J.D., (2006) Nutrient transfer from sea to land: the case of gulls and cormorants in the Gulf of Maine. *J. of Animal Ecol.* 75: 565-574
- Gere G, Andrikovics S.(1992) Effects of waterfowl on water quality. *Hydrobiologia*; 243-244: 445-448.
- Gmitrzuk, K. (2004). Influence of Great Cormorant on terrestrial and freshwater ecosystems of Wigry National Park. *Park. Nar. Rez. Przym.*, 23, 1, 129-146.
- Goc, M., Iliszko, L. & Stempniewicz L. (2005). The largest European colony of Great cormorant on the Vistula Spit (N Poland) – an impact of the forest ecosystem. *Ecol. Quest.*, 6, 93-103.
- Gwiazda, R., Jarocho, K. & Szarek-Gwiazda E. (2010). Impact of small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the litoral regions of submontane reservoir. *Biologia*, 65, 742-748.
- Gwiazda, R., Woźnica, A., Łozowski, B, Kostecki, M. & Flis, A. (2014). Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 43, 3, 418-426. DOI:
- Hobara, S., Koba, K., Osono, T., Tokuchi, N., Ishida, A. & Kameda K. (2005) Nitrogen and phosphorus enrichment and balance in forest colonized by cormorants: Implications of the influence of soil adsorption. *Plant Soil*, 268, 89-101.
- Hobara, S., Osono, T., Koba, K., Tokuchi, N., Fujiwara, S. & Kameda K. (2001). Forest floor quality and N transformations in a temperate forest affected by avian-derived N deposition. *Water Air Soil Poll.*, 130, 679-684.
- Ishida, A. (1997). Seed germination and seedling survival in a colony of the common cormorant, *Phalacrocorax carbo*. *Ecol. Res.*, 12, 249-256.
- Kameda, K., Ishida, A. & Narusue, M. (2003). Population increase of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo hanedae* in Japan: conflicts with fisheries and trees and future perspectives. *Vogelwelt* 124, 27-33.
- Kameda, K., Koba, K., Yoshimizu, C., Fujiwara, S., Hobara S., Koyama, L. *et al.* (2000). Nutrient flux from aquatic to terrestrial ecosystem mediated by Great Cormorant. *Sylvia*, 36, 54-55,
- Keskitalo J., Eloranta P., 1999, Limnology of humic waters, Backhuys, Leiden
- Klimaszuk P., Rzymiski P., 2013, Catchment vegetation can trigger lake dystrophy through changes in runoff water quality. *Int. J. Limnol.* 49: 191-197
- Kolb, G., Jerling, L., Essenberg, C., Palmborg, C. & Hambäck, P.A. (2012). The impact of nesting cormorants on plant and arthropod diversity. *Ecography* 35: 726-740.
- Ligęza S, Smal H, Miształ M, Ciesielczuk P, Piliszczuk G. (2001) Changes of selected properties of soil environment at the area of cormorant colony in Katy Rybackie. *Acta Agrophysica* 2001; 56: 155-164.

- Ligeza S, Smal H.(2003). Accumulation of nutrients in soils affected by perennial colonies of piscivorous birds with reference to biogeochemical cycles of elements. *Chemosphere*; 52: 595-602.
- Litaor, M.I., Reichmann, O., Dente, E., Naftaly, A. & Shenker M. (2014). The impact of ornitogenic inputs on phosphorous transport from altered wetland soils to waterways in East Mediterranean ecosystem. *Sci. Tot. Environ.*, 473/474: 37-42.
- Marion L, Clergeau P, Brient L, Bertu G. (1994). The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia*; 279/280: 133-147.
- Marzano M., Carss D.N. 2012, Essential social, cultural and legal perspectives on cormorant-fisheries conflicts. INTERCAFE COST Action 635 Final Report IV
- McCann K.D., Olson L.D., Hardy P.G., (2000) Water quality changes in Lake Adair following removal of roosting cormorants. Proceedings of the Florida Lake Management Society 2000 Annual Conference, Hawk's Cay Resort Duck Key, Florida 2000; 54-55
- Minias, P. & Kaczmarek, K., 2013, Is it always beneficial to breed in the centre? Trade-offs in nest site selection within the colony of tree-nesting waterbird. *J. of Ornith.* 154, 945-953
- Mukhejee A., Borad C.K., (2001) Effect of waterbirds on water quality. *Hydrobiologia*; 464: 201-205.
- Mulder C.P.H., Keall S.N., 2001, Burrowing seabirds and reptiles: impact on seeds and soils in an island forest in New Zealand. *Oecologia* 127, 350-360
- Osono, T., Hobara, S., Koba, K., Kameda, K. & Takeda H. (2006). Immobilization of avian excreta-derived nutrients and reduced lignin decomposition In needle and twig litter In a temperate coniferous forest. *Soil. Biol. Biochem.*, 38, 517-525.
- Pearson, J. & Steward, G.R. (1993). The deposition of atmospheric ammonia and its effect on plants. *New Phytol.*, 125, 283-305.
- Przybysz, J. (1997). Kormoran. *Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników*, Świebodzin
- Ridgway, M.S. (2010). A review of the estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (*Phalacrocorax* spp.). *J. Great Lakes Res.*, 36: 93-99.
- Rush, S.A., Dobbie, T. & Fisk A.T. (2013). Quantification of cormorant litter and nutrient deposition to Great Lakes island ecosystems. *J. Great Lakes Res.*, 39, 2, 303-307.
- Sharpley A.N., Smith S.J., Bain W.R., 1993, Nitrogen and phosphorus fate from long term poultry litter application to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1131-1137
- Skov, H. (2011). Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. Norden Publ.; pp. 205.
- Soczyńska H., 1997, Hydrologia dynamiczna, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- VanDijk, H.F.G., Creemers, R.C.M., Rijniens, J.P.L. & Roelofs J.G.M. (1989). Impact of artificial ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. *Env. Poll.*, 73: 317-336.
- Wiśniewska H., Niewolak S., Korzeniewska E., Filipkowska Z., (2007) *Enterobacteriaceae* family bacteria in mesotrophic lake (lake Długie Wigierskie) in the presence of Black cormorants. *Pol. J. Natur. Sc.* 22(3): 486-499
- Żółkoś, K & Meissner, W. (2008). The effect of grey heron colony on the surrounding vegetation and the biometrical features of three undergrowth species. *Pol. J. Ecol.* 56, 1, 65-74.

5. Pozostała aktywność naukowa

5.1 Dane bibliometryczne

Oprócz 7 prac stanowiących osiągnięcie naukowe (IF=6.32; pkt MNiSW=111), po uzyskaniu stopnia doktora jestem autorem: 68 publikacji naukowych, z czego 16 to artykuły w czasopismach znajdujących się na liście JCR, 26 to artykuły w innych recenzowanych czasopismach (głównie anglojęzycznych) i 26 publikacji będących recenzowanymi rozdziałami w monografiach (łączy IF=18.27; pkt MNiSW = 557). Jestem także autorem rozdziału w skrypcie akademickim, 4 publikacji popularnonaukowych oraz 69 komunikatów konferencyjnych - 22 z konferencji międzynarodowych i 48 ze zjazdów krajowych.

5.2 Tematyka prac badawczych

Od początku mojej działalności naukowej i pracy na Uniwersytecie im A. Mickiewicza w Poznaniu moje zainteresowania naukowe umiejscawiały się na pograniczu 3 dyscyplin naukowych: hydrobiologii, hydrochemii i limnologii. Szczególnie interesował mnie: wpływ warunków fizycznych i chemicznych na występowanie i funkcjonowanie organizmów wodnych a także poświęciłem się badaniom relacji zachodzących pomiędzy zlewnią a zbiornikiem wodnym.

Po zatrudnieniu na UAM w Poznaniu moja tematyka badawcza koncentrowała się wokół funkcjonowania niewielkich zbiorników wodnych i torfowisk w zróżnicowanych krajobrazach. Badania obejmowały analizę właściwości fizycznych i chemicznych cech wód powierzchniowych i gruntowych, analizę bilansu wodnego i dynamiki biocenoz występujących w tych ekosystemach. Prowadzone badania wykazały, że drobne obszary akumulacji są bardzo podatne na oddziaływanie antropogeniczne. Zmiany warunków chemicznych i transformacje biocenoz są dużo szybsze w porównaniu do dużych i bardziej złożonych ekosystemów. Pełnić, więc mogą one rolę indykatorów kierunków zmian, które zachodzą będą w przyszłości w większych ekosystemach. To na drobnych zbiornikach wodnych bardzo szybko widać skutki ocieplania klimatu: zmian w wielkości i strukturze opadów atmosferycznych i intensyfikacji ewaporacji i transpiracji. Wyniki tych prac wskazały także, że w drobnych i płytkich zbiornikach wodnych wykształcać się mogą bardzo specyficzne warunki fizyczne i chemiczne - gwałtowna termoklina i oksykлина pomimo nieznacznej głębokości maksymalnej (< 2m) i występować mogą specyficzne biocenozy (**publikacje 1, 5 i 13 załącznik 4, pkt 2B, oraz publikacja 6 załącznik 4, pkt 2C**). Efektem badań nad drobnymi zbiornikami wodnymi było

obronienie pracy doktorskiej pt: „*Funkcjonowanie drobnych zbiorników wodnych Wielkopolskiego Parku Narodowego*” promotor prof. dr hab. Marek Kraska, recenzenci: prof. dr hab. Andrzej Kędziora oraz prof. dr hab. Stanisław Radwan.

Jednym z zagadnień badawczych, którego realizację rozpocząłem jeszcze przed uzyskaniem tytułu doktora, a które trwało do lat ubiegłych, była analiza stanu zachowania i przemian polskich jezior lobeliowych. Od roku 1993 byłem członkiem zespołu badawczego pod kierunkiem prof. dr hab. Marka Kraski, który przez ponad 15 lat prowadził szeroko zakrojone badania tych rzadkich i przyrodniczo cennych ekosystemów wodnych. W ramach prac przebadano ponad 130 jezior. W zespole zajmowałem się zarówno zbieraniem i analizą danych dotyczących fizycznych i chemicznych cech wód tych zbiorników, jak również badaniami struktury hydromakrofitów i wpływu zlewni na funkcjonowanie tych jezior. Wyniki tych wieloletnich badań, oprócz zbioru danych o stanie tych ekosystemów - 3 raporty dla Ministerstwa Środowiska pozwoliły wykazać, iż jeziora te ulegają dwukierunkowym zmianom. Te, w zlewni których realizowane jest silne oddziaływanie antropogeniczne, ulegają gwałtownej degradacji (ich trofia wzrasta a charakterystyczne gatunki roślin zanikają). Jeziora lobeliowe o leśnych zlewniach, w których prowadzi się niewłaściwą gospodarkę leśną ulegają zaś dystrofizacji. Zręby całkowite w strefie przyjeziornej powodują dopływ olbrzymich ładunków substancji humusowych oraz zakwaszenie wody i wzrost jej barwy. Zmiana właściwości chemicznych wód i pogorszenie warunków świetlnych prowadzi do zaniku roślinności charakterystycznej (pierwsze ustępują: *Littorella uniflora* i *Lobelia dortmanna*). Jedynie zachowanie naturalnych układów w zlewni i niewielka presja ze strony człowieka gwarantuje zrównoważone funkcjonowanie tych jezior i zachowanie ich walorów (**publikacje nr 12, 19, załącznik 4, pkt 2B**). Wykazano także, że jeziora lobeliowe jako ekosystemy bardzo czułe na wszelakie zmiany, mogą ulegać gwałtownym przemianom i tracić walory przyrodnicze w wyniku gospodarki rybackiej (**publikacja nr 8 załącznik 4, pkt 2A**) lub intensywnej rekreacji (**publikacja 24 załącznik 4, pkt 2C**).

Badania zależności pomiędzy warunkami fizycznymi i chemicznymi ekosystemu a strukturą hydromakrofitów prowadziłem (pod kierunkiem prof. M. Kraski) także na innych niż jeziora lobeliowe ekosystemach wodnych – zarówno limnicznych (**publikacja nr 1 załącznik 4, pkt 2A oraz publikacja nr 20 załącznik 4, pkt 2B**) jak i potamicznych (**publikacje nr: 24, 25 załącznik 4, pkt 2B**). Na zaproszenie prof. dr hab. Jacka Herbicha brałem udział w przygotowaniu polskiej wersji poradnika ochrony siedlisk Europejskiej Sieci Natura 2000 –

przygotowałem rozdział tomu IV poradnika dotyczący siedliska 3150. Brałem także udział w przygotowaniu pod kierunkiem dr hab. Elżbiety Wilk-Woźniak rozdziałów: „3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z Nympheion i Potamion” oraz „3110 - Jeziora Lobeliowe” w Przewodniku Metodycznym Monitoringu Siedlisk Przyrodniczych (**publikacje nr 2, 19, 20, 23 załącznik 4, pkt 2C**).

We współpracy z dr hab. Przemysławem Niedzielskim z wydziału Chemii UAM i dr Piotrem Rzymkim z Uniwersytetu Medycznego w Poznaniu prowadziłem badania nad wpływem substancji toksycznych na funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Stwierdziliśmy, istotny wpływ obszarów zurbanizowanych na skażenie ekosystemów wodnych metalami ciężkimi i ich biomagnifikację w łańcuchach troficznych (**publikacja nr 10 załącznik 4, pkt. 2A**). Dowiedliśmy także, że zastosowanie glifosatu w obrębie ekosystemu wodnego pozostawia długotrwały wpływ w postaci obecności jego metabolitów w tkankach zarówno roślinnych jak i zwierzęcych. Odnotowaliśmy drastyczne zmiany w strukturze jakościowej i ilościowej zespołów bezkręgowców dennych w wyniku skażenia wód glifosatem (**publikacja nr 23 załącznik 4, pkt 2B**). Przeprowadziliśmy także badania składu chemicznego suplementów diety opartych na biomase glonów. Dowiedliśmy, że niektóre z dostępnych na rynku preparatów opartych o biomasę glonów *Spirulina* i *Chlorella* charakteryzują się bardzo wysokimi stężeniami metali (zwłaszcza glinu), a przyjmowanie zalecanych dawek dobowych tych suplementów prowadzić może do istotnych zaburzeń zdrowotnych. Wyniki tych badań opublikowane zostały w czasopiśmie *Harmful Algae* (45 pkt MNiSW) (**publikacja nr 14 załącznik 4, pkt 2A**).

We współpracy z dr Piotrem Rzymkim oraz dr hab. Barbarą Poniedziałek pracownikami Uniwersytetu Medycznego w Poznaniu napisaliśmy cykl artykułów dotyczących toksycznych barszczy kaukaskich (*Heracleum sosnowskyi* i *H. mantegazianum*) w Polsce (**publikacje nr: 11, 13, 15 załącznik 4, pkt 2A**). Inspiracją do zainteresowania się tym problemem był opisany przeze mnie przypadek ciężkiego poparzenia barszczem, którego efektem było kalectwo. Przeprowadzone przez nas ankietyzacja zarówno służb medycznych jak i pracowników Lasów Państwowych dowiodła, iż poziom wiedzy dotyczącej toksycznego oddziaływania tych roślin, wzorców zachowania po kontakcie, czy sposobów i metod zwalczania barszczu, są wysoce niewystarczające.

Wraz z pracownikami Zakładu Ochrony Wód prowadziłem kilkuletnie badania nad funkcjonowaniem jezior meromiktycznych, których meromiksja wywołana jest przez czynniki

zlewniowe – ograniczenie siły wiatru przez stoki zlewni przylegające do jeziora. Stwierdziliśmy, że w tego typu ekosystemach brak jest drastycznej stratyfikacji chemicznej (tzw. chemokliny) obserwowanej w innych jeziorach meromiktycznych o egzogennej genezie. W zasadzie jedynym parametrem, który w sposób istotny wyróżnia miksolimnion od monimolimnionu jest zawartość tlenu. W warstwie przypowierzchniowej odnotowywano wysokie koncentracje tego pierwiastka a w strefie przydennej trwały całkowity deficyt. Nawet w czasie homotermii nie zachodziło mieszanie warstw wody. Trwałe oddzielenie stref zbiornika (mikso- od monimolimnionu) powoduje że sedymentująca materia nigdy nie powraca do strefy powierzchniowej. Brak wewnętrznego zasilania w pierwiastki biogenne powoduje, iż warstwy powierzchniowe (miksolimnion) charakteryzują się bardzo niską żyznością. Specyficzna stratyfikacja warunków tlenowych wywołuje szczególny pionowy rozkład biocenoz. W warstwie permanentnie beztlenowej, ale na granicy przenikalności światła PAR stwierdzono liczną populację bakterii siarkowych *Chromatium okenii*, natomiast makrobezkręgowce bentosowe nie zasiedlały dna w zasięgu strefy monimolimnionu (**publikacja nr: 6, załącznik 4, pkt 2A oraz publikacje nr: 7, 9, 15 załącznik 4, pkt 2B**).

Kolejnym tematem badawczym, który poruszałem w swoich badaniach jest udział spływu powierzchniowego z naturalnych leśnych zlewni w bilansie chemicznym zbiorników wodnych. Są to badania bardzo rzadko podejmowane, ze względu na trudności metodyczne. W badaniach tych oparłem się na autorskiej metodzie poboru spływu powierzchniowego.

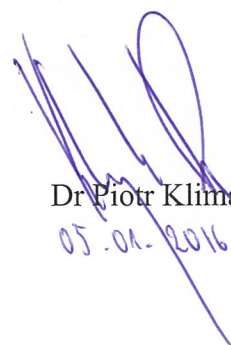
Głównym zagrożeniem dla stanu ekologicznego (jakości wód) są dopływy z obszarów zurbanizowanych i intensywnie wykorzystywanych rolniczo. Wyniki moich badań wskazują, że przy specyficznej morfologii obszarów przyległych do jeziora (znaczne nachylenie stoków zlewni) i budowy podłoża (utwory o mniejszej przepuszczalności), gdy spływ powierzchniowy stanowi główną drogę pasażu wody w układzie zlewnia-jezioro transport zarówno azotu jak i fosforu z leśnej zlewni może być istotnym elementem bilansu nutrientów dla jeziora (zwłaszcza dla zbiorników nieprzeływowych). Badania dowiodły także, że obszary leśne są źródłem istotnych ładunków rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) – substancji humusowych docierających do jezior. Stwierdzone koncentracje RWO w odpływie z leśnych zlewni były porównywalne ze stężeniami odnotowywanymi w wodach gruntowych torfowisk wysokich i przejściowych, które uważane są za główne źródło RWO i przyczynę humifikacji jezior. Kolejnym istotnym wnioskiem płynącym z moich badań jest informacja, że ładunki RWO

Autoreferat

dostarczane z leśnych zlewni mogą być przyczyną dystrofizacji jezior. Stwierdziłem istotne zależności pomiędzy intensywnością spływu a ilością RWO w wodach jeziornych.

Istotny wpływ na skład chemiczny wód odprowadzanych ze spływem powierzchniowym do jezior ma szata roślinna pokrywająca zlewnie. Zlewnie pokryte borami sosnowymi eksportują mniejsze ilości biogenów od analogicznych obszarów porośniętych przez liściaste gatunki drzew, jednak odpływ powierzchniowy z lasów iglastych charakteryzuje się wyższymi stężeniami RWO i bardziej kwaśnym odczynem. Stwierdziłem, że intensywność transportu zarówno RWO jak i pierwiastków biogennych jest zależna od intensywności spływu powierzchniowego. Najwyższe koncentracje substancji chemicznych odnotowywałem w okresach nawalnych opadów i podczas topnienia śniegu – kiedy spływ jest najsilniejszy. Przeprowadzone eksperymenty laboratoryjne potwierdziły wyniki terenowe oraz dowiodły, że uwalnianie substancji chemicznych z różnych typów ściółek leśnych jest bardzo szybkie (**publikacje nr: 7, 9** (editors choice w *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*), **12 załącznik 4, pkt 2A**).

W dalszej pracy naukowej pragnę nadal poświęcić się badaniom relacji pomiędzy zbiornikami wodnymi a ich zlewniami. Planuję położyć większy nacisk na analizę wpływu człowieka na zanieczyszczenie wód powierzchniowych i wdrażać pomysły dotyczące ochrony i rekultywacji wód.



Dr Piotr Klimaszyk
05.01.2016