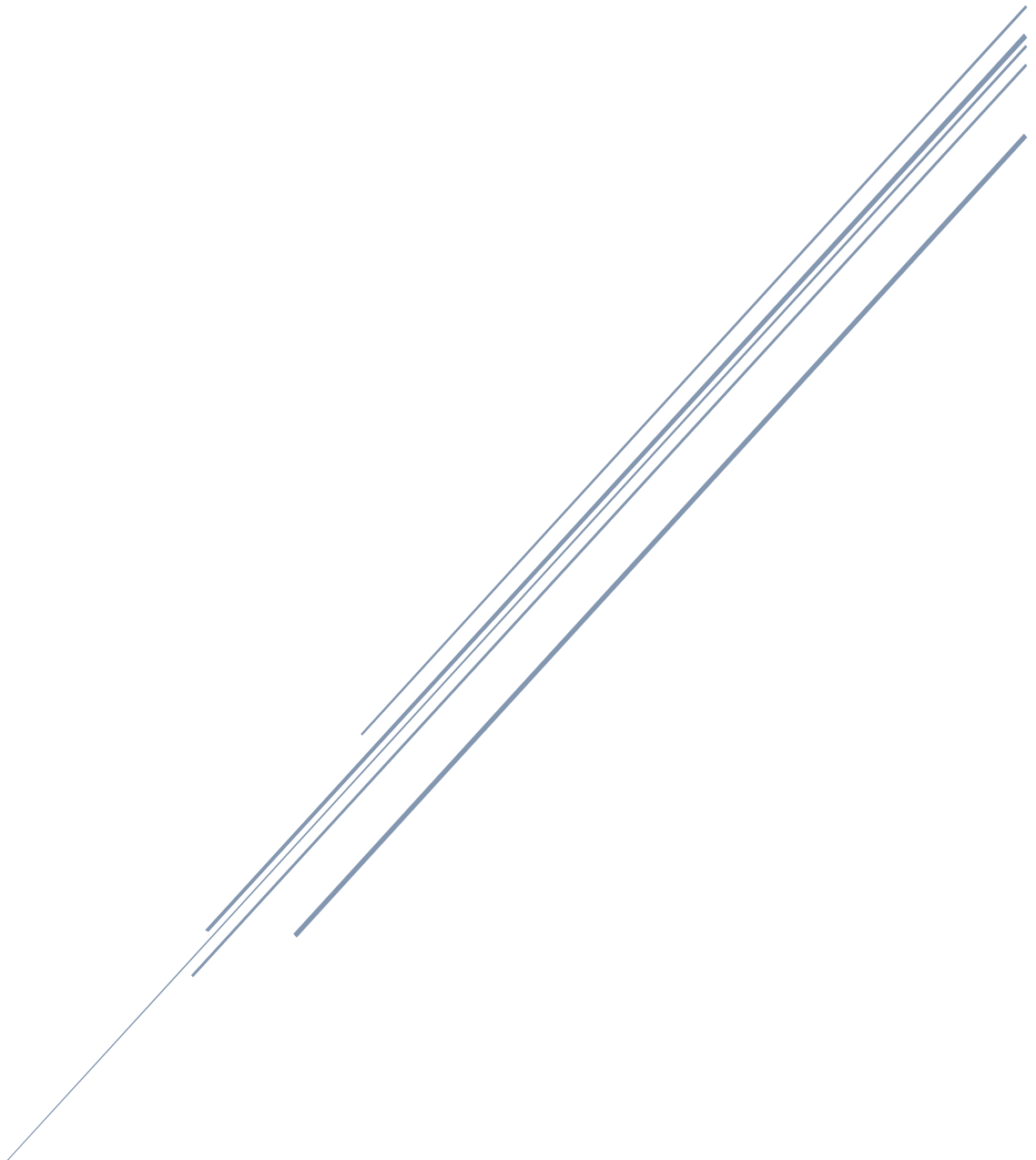


Elwira Sienkiewicz
Instytut Nauk Geologicznych
Polskiej Akademii Nauk

Załącznik Nr 2a do wniosku o przeprowadzenie postępowania habilitacyjnego.

Autoreferat w języku polskim



Autoreferat

1. Imię i Nazwisko.

Elwira Sienkiewicz

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

Doktor Nauk o Ziemi w zakresie geologii

Instytut Nauk Geologicznych Polskiej Akademii Nauk; tytuł rozprawy: „Holocenijskie zmiany środowiska jezior karkonoskich i jeziora Somaslampi (Laponia) na podstawie analizy okrzemek”, data: 26.02.2007, promotor rozprawy: dr hab. Barbara Marciniak

Magister geologii, specjalność w zakresie geologii stratygraficzno-poszukiwawczej

Wydział Geologii Uniwersytetu Warszawskiego; tytuł pracy magisterskiej: „Ramienice a środowisko życia fitozaurów i metopozaurów z późnego triasu Śląska Opolskiego”, data: 24.03.1999, promotorzy rozprawy: dr Maria Ziemińska-Tworzydło i prof. dr hab. Jerzy Dzik

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

Instytut Nauk Geologicznych PAN
1999-2000 – pracownik techniczny
2001-2009 – asystent
od 2009 – adiunkt

a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego,

REKONSTRUKCJA ZMIAN ŚRODOWISKA JEZIOR TATRZAŃSKICH NA PODSTAWIE SUBFOSYLNICH OKRZEMEK.

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

Zgodnie z art. 16 ust. 1 Ustawy z dnia 14 marca 2003 r. z późn. zm. *O stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki*, artykuły prezentujące osiągnięcie naukowe

[A1], [A2], [A3], [A4], [A5] zostały opublikowane po uzyskaniu przez mnie stopnia doktora.

Wszystkie zostały opublikowane w renomowanych czasopismach znajdujących się na liście Journal Citation Reports (JCR), a swój wkład w powstanie ich oceniam na $\geq 40\%$.

[A1] **Sienkiewicz E.**, Gąsiorowski M. 2018. Limited acid deposition inferred from diatoms during the 20th century — A case study from lakes in the Tatra Mountains. *Journal of Environmental Sciences* 64: 92-106.

Lista "A" MNiSW 2018 = 30 pkt, IF 2017= 2,937

Udział habilitanta: 80%

[A2] **Sienkiewicz E.**, Gąsiorowski M. 2016. The effect of fish stocking on mountain lake plankton communities identified using palaeobiological analyses of bottom sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 55: 129-150.

Lista "A" MNiSW 2016 = 35 pkt, IF 2016= 2,017

Udział habilitanta: 60%

[A3] **Sienkiewicz E.**, Gąsiorowski M. 2014. Changes in the trophic status of three mountain lakes - natural or anthropogenic process? *Polish Journal of Environmental Studies* 23 (3): 875-892.

Lista "A" MNiSW 2014 = 15 pkt, IF 2014 = 0,871

Udział habilitanta: 60%

[A4] Gąsiorowski M., **Sienkiewicz E.** 2010. 20th century acidification and warming as recorded in two alpine lakes in the Tatra Mountains (South Poland, Europe). *Science of the Total Environment* 408: 1091-1101.

Lista "A" MNiSW 2010 = 40 pkt, IF 2010 = 3,19

Udział habilitanta: 50%

[A5] Gąsiorowski M., **Sienkiewicz E.** 2010. The Little Ice Age recorded in sediments of a small dystrophic mountain lake in southern Poland. *Journal of Paleolimnology* 43: 475-487

Lista "A" MNiSW 2010 = 32 pkt, IF 2010 = 2.676

Udział habilitanta: 40%

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

Akumulacja osadów jeziornych umożliwia rekonstrukcję paleośrodowiska danego zbiornika poprzez analizę jakościową i ilościową zdeponowanych w nich szczątków organizmów wskaźnikowych. Dzięki badaniom osadów jeziornych można uzyskać zapis zmian środowiska zachodzących od momentu powstania zbiornika do czasów współczesnych. W tym wypadku do określenia procesów środowiskowych będących efektem działalności człowieka, jak i wywołanych czynnikami naturalnymi, wykorzystano subfosylne okrzemki z osadów jezior tatrzańskich. Okrzemki są indykatorami wielu zmiennych środowiska wodnego, np. zmian pH, trofii, zasolenia, temperatury. Osady jezior górskich stanowią cenny materiał badawczy, ponieważ ich akumulacja odbywała się w miejscach położonych relatywnie daleko od terenów zurbanizowanych i przemysłowych, dlatego zmiany widoczne w ekosystemach jezior górskich nie są wywołane przez gospodarkę człowieka w takim stopniu, jak w przypadku zbiorników nizinnych. Osady jeziorne mogą być wykorzystywane do obserwacji zmian środowiskowych zarówno w skali regionalnej, jak i globalnej. Zazwyczaj wolne tempo sedymentacji osadów w zbiornikach górskich pozwala na uchwycenie późnholoceńskich wahań klimatu już w ich osadach przypowierzchniowych, których miąższość zwykle nie przekracza 1,0 m. Ponadto, ze względu na surowe warunki klimatyczne panujące w górach, ekosystemy jeziorne są zamieszkiwane przez organizmy mające relatywnie wąski zakres tolerancji ekologicznej. Zapis subfosylnych okrzemek w osadach wskazuje, że organizmy te szybko reagują nawet na niewielkie zmiany zachodzące w środowisku jezior górskich.

Celem naukowym ww. prac było odtworzenie zmian środowiska jezior tatrzańskich, głównie na podstawie zespołów kopalnych okrzemek, jakie zaszły w okresie ostatnich kilkuset lat. Wyniki analizy okrzemkowej przedstawione w ww. artykułach uzyskano z próbek wydatowanych osadów jeziornych, które były pobrane z wysoką rozdzielczością. Są to pierwsze tak szczegółowe opracowania zbiorowisk kopalnych okrzemek z osadów jezior tatrzańskich. Monitoring tych zbiorników ogranicza się do kilku dekad wstecz, a pomiary często były wykonywane nieregularnie. Dlatego też, dane uzyskane na podstawie analizy subfosylnych okrzemek są źródłem wiedzy o zmianach zachodzących w populacji tych glonów, które stanowiły bazę do odtworzenia czynników środowiskowych w przeszłości, takich jak odczyn wody i trofia. Wyniki rekonstrukcji zmian pH i zawartości całkowitego fosforu, który określa poziom troficzny ekosystemów wodnych, zostały przedstawione w formie liczbowej w skali czasu dla wybranych jezior.

Główne cele przedłożonego osiągnięcia naukowego:

- 1) Rekonstrukcja zmian odczynu wody (DI-pH) w jeziorach tatrzańskich
- 2) Rekonstrukcja zmian trofii (DI-TP) w jeziorach tatrzańskich z uwzględnieniem wpływu zarybiania jezior, wypasu bydła i rozwoju turystyki
- 3) Określenie wpływu XX-wiecznego ocieplenia klimatycznego na zespoły okrzemek w jeziorach tatrzańskich

Do badań zostało wytypowanych 9 jezior:

Morskie Oko (MOK) i Czarny Staw pod Rysami (CSR) w Dolinie Rybiego Potoku;

Zielony Staw Gąsienicowy (ZSG) i Czarny Staw Gąsienicowy (CSG) w Dolinie Gąsienicowej;

Przedni Staw Polski (PSP), Czarny Staw Polski (CSP) i Wielki Staw Polski (WSP) w Dolinie Pięciu Stawów Polskich;

Smreczyński Staw (SME) w Dolinie Pyszniańskiej ;

Toporowy Staw Niżni (TSN) w Dolinie Sucheje Wody.

Ad. 1. Rekonstrukcja zmian odczynu wody (DI-pH) w jeziorach tatrzańskich

Ingerencja człowieka w środowisko naturalne trwa od początku istnienia ludzkości, ale w czasach prehistorycznych była ona niewielka. Wraz z rozwojem przemysłu i gospodarki oraz z coraz bardziej intensywnym wykorzystywaniem kopalnych nośników energii następowało powolne, ale sukcesywne zachwianie równowagi ekologicznej w przyrodzie. Gwałtowny rozwój przemysłu od czasów Rewolucji Przemysłowej, która na obszarze Królestwa Polskiego miała miejsce w latach ok. 1850-1890, spowodował stopniowe uwalnianie szkodliwych związków chemicznych do atmosfery. Jednakże, największe zanieczyszczenie powietrza wywołane działalnością gospodarczą człowieka odnotowano w Europie i Ameryce Pn. w drugiej połowie XX wieku, co potwierdziły badania geochemiczne, paleobiologiczne i dane monitoringowe (Kopáček i in. 2001; Curtis i in. 2002; [B2], Battarbee i in. 2005). Głównymi źródłami zanieczyszczeń antropogenicznych były tlenki siarki i azotu, powstałe w wyniku spalania kopalnych nośników energii, głównie węgla brunatnego i kamiennego oraz pochodnych ropy naftowej. Zanieczyszczenia, po emisji do atmosfery, są akumulowane na powierzchni ziemi zakwaszając środowisko wodne i lądowe. Spadek wartości pH powoduje degradację chemiczną gleb, a substancje toksyczne pojawiające się w kwaśnym środowisku ograniczają rozwój wielu organizmów i wpływają na zmniejszenie produktywności ekosystemów wodnych.

W czasie Rewolucji Przemysłowej intensywny rozwój przemysłu niewątpliwie w pewnym stopniu oddziaływał na środowisko naturalne. Brak pomiarów instrumentalnych z tamtego okresu uniemożliwia jednak określenie wagi tych zmian. Dzięki analizie diatomologicznej wykonanej z osadów jeziornych zostały odtworzone zmiany odczynu wody, jakie miały miejsce w tamtym czasie. Do odtworzenia zmian pH w jeziorach tatrzańskich wykorzystano tzw. alpejską okrzemkową bazę danych („AL:PE training set”), która zawiera dane dotyczące współczesnych zespołów okrzemek oraz parametrów morfometrycznych i fizyko-chemicznych 118 jezior górskich położonych w Alpach, Norwegii, Svalbardzie, półwyspie Kolskim, Wielkiej Brytanii, Słowenii, Słowacji, Polsce, Portugalii i Hiszpanii.

Analiza diatomologiczna i rekonstrukcja pH (diatom-inferred pH; DI-pH) wykazały, że w okresie pomiędzy początkiem Rewolucji Przemysłowej a końcem pierwszej połowy XX wieku w jeziorach takich jak: MOK*, CSR, CSG, WSP, CSP i SME (*skrótów nazw jezior wyjaśnione na str. 4) krzywa pH nie wykazuje jednoznacznego trendu, a zmiany wartości pH są niewielkie i wynoszą od 0,1 do 0,2 jednostki pH. W przypadku PSP, malejący trend DI-pH utrzymywał się od lat 30-tych XIX wieku, a spadek wartości pH wynosił ok. 0,2 jednostki pH. Spadek wartości DI-pH miał miejsce również w osadach TSN w latach 1880-1932 i wynosił 0,3 jednostki pH. W ZSG ok. roku 1870, odczyn wody wynosił 6,0, osiągając najniższą wartość w całym badanym profilu. Ten jednorazowy spadek pH (o 0,6 jednostki pH od wartości najwyższej w okresie od Rewolucji Przemysłowej do połowy XX wieku) odzwierciedlił się wzrostem frekwencji dwóch gatunków okrzemek w ZSG: *Pinnularia interrupta* W. Smith (ok. 17 % frekwencji w tym okresie) and *P. gibba* (Ehren.) Ehrenberg (ok. 6 %) [A1], [A4]. W większości badanych jezior tatrzańskich wahania odczynu wody od Rewolucji Przemysłowej do połowy XX wieku były niewielkie i raczej związane z przemianami naturalnymi środowiska.

Pomiary instrumentalne, które w przypadku Tatr były wykonywane od drugiej połowy XX wieku oraz dane modelowe, wykazały, że największa depozycja związków siarki i azotu w osadach miała miejsce w latach 1960-1990. W kolejnych latach, w wyniku ograniczenia emisji zanieczyszczeń, nastąpiła poprawa jakości wody w zbiornikach, co odzwierciedliło się znacznym spadkiem zawartości związków siarki i azotu na obszarze Tatr [B5]. Aby określić wpływ różnej koncentracji zanieczyszczeń na ekosystemy jeziorne w poszczególnych latach skorelowano je ze zmianami, jakie zachodziły w sukcesji okrzemek [A1]. Analiza okrzemek i rekonstrukcja pH wykazały, że w czasie największego zanieczyszczenia zaszły tylko niewielkie zmiany w zespołach okrzemek i w wartościach DI-pH.

Wśród badanych jezior spadkowy trend krzywej DI-pH w latach 1960-1990 został odnotowany w PSP, WSP, MOK, SME i TSN (od 0,2 do 0,5 jednostki pH). Natomiast w CSR, CSP, CSG i ZSG wartości krzywej pH były prawie niezmiennie w porównaniu do lat wcześniejszych i wynosiły ok. 0,1 jednostki pH. W związku z tym, że rekonstrukcja pH obarczona była niepewnością wynoszącą 0,37 jednostki pH, niemal wszystkie zmiany DI-pH były w granicach błędów metody. Oprócz TSN i SME, które są zbiornikami charakteryzującymi się wodami zakwaszonymi, pozostałe badane jeziora można zaliczyć do zbiorników o wodach neutralnych lub nieznacznie zakwaszonych, których pH, nawet w okresie największego zanieczyszczenia powietrza, nie było niższe niż 6,0. Większość okrzemek występująca w tych jeziorach to gatunki preferujące wody o pH obojętnym, takie jak: *Achnanthes minutissimum* (Kütz.) Czarnecki, a w PSP ponad połowę gatunków stanowią okrzemki alkalifilne, np. *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee i *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann. Dominacja gatunków indyferentnych i alkalifilnych świadczy o tym, że wody w zbiornikach nie były zakwaszone. Fakt ten można wyjaśnić tym, że jeziora tatrzańskie, dzięki dostawie minerałów alkalicznych ze zlewni utrzymywały zdolności buforowe na podobnym poziomie, jaki miały przed

wzmożoną emisją zanieczyszczeń. W wielu europejskich jeziorach górskich otoczonych wysokimi, stromymi zboczami, spadek pH wody w czasie „epoki” kwaśnych deszczy był stosunkowo niewielki dzięki procesom erozyjnym powodującym dostawę materiału allochtonicznego do zbiorników podnoszącego alkaliczność ich wód (Kamenik i in. 2001; Cartier i in. 2015).

Natomiast zbiorniki naturalnie zakwaszone, takie jak TSN i SME, mogą być mniej wrażliwe na zakwaszenie antropogeniczne niż jeziora posiadające wody o pH zbliżonym do neutralnego. Wysoka zawartość rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) obecnego w tego typu jeziorach, głównie pochodzenia allochtonicznego, a także organiczne kwasy fenolowe i karboksylowe stanowią naturalny bufor przeciw zmianom pH w ekosystemach wodnych (Korosi i Smol, 2012). Równocześnie zbiorniki te cechuje bardzo niska alkaliczność, z czym związany jest kwaśny odczyn ich wód. Ponadto, TSN i SME to zbiorniki śródleśne, w pobliżu których, w porównaniu do pozostałych jezior, w mniejszych ilościach występują skały mogące stanowić źródło minerałów alkalicznych podnoszących zdolności buforowe wód tych zbiorników. TSN i SME znacznie różnią się od siebie pod względem występujących w nich gatunków okrzemek oraz zmian odczynu wody [A1], [A4], [A5]. W SME ok. 30 % okrzemek to gatunki acidobiontyczne, takie jak *Navicula hoefleri* Cholnoky i *N. subtilissima* Cleve, które w pozostałych zbiornikach występują sporadycznie, albo nie występują w ogóle. Kolejne ponad 50 % populacji okrzemek stanowią taksony acidofilne, głównie należące do rodzaju *Eunotia*. Pozostałe to gatunki indyferentne z kilkuprocentową frekwencją gatunków alkalifilnych. W SME występowała ponad trzykrotnie mniejsza ilość gatunków okrzemek w porównaniu do TSN. Niska różnorodność gatunkowa okrzemek w SME (37 gatunków) w porównaniu do TSN (125 gatunków) spowodowana jest większym zakwaszeniem wód jeziora. W tego typu jeziorach występuje niewielka ilość substancji odżywczych przyswajalnych przez glony, czego efektem jest niska produktywność zbiorników oraz różnorodność gatunkowa biomasy glonów. Wśród analizowanych jezior, SME jest najbardziej zakwaszonym zbiornikiem. Rekonstrukcja DI-pH wykonana dla tego jeziora wskazuje najniższe wartości, ale w okresie największego zanieczyszczenia krzywa pH nie ma jednoznacznego trendu, a zmiany pH oscylują w zakresie 0,3 jednostki pH. W jeziorach o wysokiej zawartości DOC, takich jak SME, mogą występować niewielkie spadki wartości pH w porównaniu z innymi jeziorami o podobnej alkaliczności (Korosi i Smol, 2012), [A1], [A5]. W TSN nie występowały okrzemki acidobiontyczne, a około połowę gatunków stanowiły taksony acidofilne takie jak, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing i *Eunotia incisa* Gregory. W jeziorze tym odnotowano wyższą frekwencję gatunków indyferentnych i alkalifilnych w porównaniu do SME. Na początku lat 80-tych XX wieku w TSN, odnotowano spadek wartości DI-pH (0,5 jednostki pH). Prawdopodobnie był to efekt depozycji produktów powstałych ze spalania paliw kopalnych, co również ma swoje odzwierciedlenie w badaniach izotopowych [B5]. Różna reakcja na podobny ładunek zanieczyszczeń dostarczony do tych zbiorników mogła wynikać z faktu, że w SME występuje większa zawartość materii organicznej w

porównaniu do TSN [A4], [A5]. Większa ilość substancji humusowych, rozkładających się torfów i fragmentów roślin występująca w SME, skuteczniej zminimalizowała skutki zanieczyszczenia powietrza w porównaniu do TSN, które było bardziej wrażliwe na zanieczyszczenia. Odzwierciedliło się to większym spadkiem wartości DI-pH w TSN.

Generalnie, wpływ kwaśnych deszczy, zjawiska o zasięgu regionalnym, na jeziora tatrzańskie był stosunkowo niewielki. Niemniej, rekonstrukcja pH na podstawie okrzemek wykazała spadek odczynu wody w niektórych stawach tatrzańskich w latach 1960-1990, odpowiadających okresowi największej emisji zanieczyszczeń. Największy spadek odczynu wody miał miejsce w TSN (0,5 jednostki pH), a w pozostałych jeziorach wahania pH były w zakresie 0,1 - 0,3 jednostki pH. Od czasu zmniejszenia emisji związków siarki i azotu (po 1990 r.), wartości DI-pH i pomiary instrumentalne wskazują, że woda w tych jeziorach miała odczyn neutralny z wyjątkiem zbiorników naturalnie zakwaszonych.

Ad. 2. Rekonstrukcja zmian trofii (DI-TP) w jeziorach tatrzańskich z uwzględnieniem wpływu zarybiania jezior, wypasu bydła i rozwoju turystyki

Wraz ze zmianami klimatycznymi i zwiększoną aktywnością człowieka w wielu górskich jeziorach obserwuje się wzrost poziomu troficznego (Kopáček i in., 2001; Bigler i in., 2007; Luoto i in. 2012; [A3]; Brahney i in. 2014; [A2]). Jednym z głównych pierwiastków wpływającym na żyzność wód jest fosfor. W sposób naturalny, nutrieny dostają się do zbiorników ze źródeł lądowych, atmosfery i wraz z wodami podziemnymi.

Większość zbiorników tatrzańskich określanych jest jako jeziora oligotroficzne, czyli zawartość całkowitego fosforu w ich wodach nie powinna przekraczać 10 µg/L. Współczesne pomiary koncentracji fosforu wykonane z powierzchniowej warstwy wody, która może być jeszcze dodatkowo zubożona w składniki odżywcze wykorzystane przez fitoplankton w porównaniu do głębszych warstw wody, wskazują, że niektóre z jezior tatrzańskich obecnie mogą być zaklasyfikowane jako zbiorniki oligo-mezotroficzne i mezotroficzne. Do takich jezior należą m.in. ZSG, w którym zawartość fosforu wynosiła 13 µg/L w 2000 r. i PSP – o koncentracji fosforu wynoszącej 16 µg/L w 1994 r. (Stuchlík i in., 2006; Kopáček i in., 2011). Jeziora mezotroficzne charakteryzują się zawartością całkowitego fosforu w przedziale 10-35 µg/L.

Do odtworzenia zawartości całkowitego fosforu w wybranych jeziorach tatrzańskich została zastosowana baza „Combined TP training set” zawierająca dane ilościowe i jakościowe zespołów okrzemek, zawartości całkowitego fosforu i innych parametrów fizyko-chemicznych pochodzących z ponad 340 jezior położonych w Szwajcarii, Walii, Anglii, Danii, Francji i Europie centralnej. Zawartość całkowitego fosforu została zrekonstruowana dla pięciu jezior: MOK, CSR, CSG, WSP i PSP. Do badań

wybrano jeziora położone w różnych dolinach oraz posiadające naturalną populację ryb (MOK), kilkakrotnie zarybiane pod koniec XIX wieku i w drugiej połowie XX wieku (PSP i CSG) oraz zbiorniki bezrybne (CSR i WSP). Ze względu na różne tempo depozycji osadów w poszczególnych jeziorach oraz różną miąższość pobranych rdzeni osadów, rekonstrukcja zawartości całkowitego fosforu wykonana została dla różnych odcinków czasu: MOK dla ostatnich 450 lat, PSP – dla ostatnich ok. 1500 lat, CSG – dla ostatnich ok. 1900 lat [A3]. Natomiast DI-TP z osadów CSR zostało odtworzone dla ostatnich ok. 250 lat, a z osadów WSP – dla ostatnich ok. 200 lat [A2].

Wyniki rekonstrukcji zawartości całkowitego fosforu (diatom-inferred total phosphorus; DI-TP) wskazują, że zmiany trofii w badanych jeziorach nie występowały synchronicznie. Pomiaru fosforu wykonywane *in situ* oraz wartości DI-TP wskazują zazwyczaj okresowy wzrost zawartości tego pierwiastka w niektórych stawach [A2], [A3].

W PSP, przez ponad 1000 lat, do roku 1550, wartości DI-TP wskazywały niewielkie fluktuacje, a trofia jeziora była na poziomie oligo-mezotrofii. Pod koniec XVII wieku nastąpił gwałtowny wzrost zawartości całkowitego fosforu, a ok. 1830 r. spadek do poziomu oligotrofii. W pierwszych dekadach po rozpoczęciu Rewolucji Przemysłowej (ok. 1870 r.), ponownie nastąpił wzrost wartości DI-TP w tym jeziorze. W MOK zmiana statusu troficznego z oligotrofii na oligo-mezotrofię rozpoczęła się ok. 1880 r. [A3]. Wzrost trofii tych jezior w tym okresie mógł być wynikiem zarówno rozwoju przemysłu lub/i spowodowany wypasaniem bydła na halach. W przypadku MOK, dodatkowe zarybienie jeziora w 1881 r. było kolejnym czynnikiem determinującym wyższą żyzność zbiornika. Zawartość całkowitego fosforu w CSR wskazuje na oligo-mezotrofię jeziora, ale krzywa DI-TP nie ma jednoznacznego trendu. Wzrost żyzności jeziora mógł być okresowo spowodowany aktywnością pasterską w zlewni zbiornika oraz dostawą minerałów alkalicznych z otaczających jezioro wysokich skał. Istotnym czynnikiem wpływającym na koncentrację fosforu w jeziorach jest również ocieplenie klimatyczne przyspieszające procesy erozyjne. Jeżeli kilka czynników mogących spowodować większą żyzność wód występuje w tym samym czasie, określenie który z nich najbardziej wpływa na eutrofizację zbiornika jest niemożliwe do wskazania bez dodatkowych badań (np. analiza geochemiczna osadów, określenie ilości dostarczanych biogenów do zbiornika). Wartości DI-TP wskazują, że wzrost ilości nutrientów zaobserwowano ponownie w PSP od drugiej połowy XX wieku, natomiast w WSP w ostatnich 2-3 dekadach. W przypadku CSG, wartości DI-TP w wskazują, że jezioro w czasie ostatnich 1800 lat było oligotroficzne [A3].

Wpływ zarybiania jezior tatrzańskich na ich poziom troficzny

Bezpośrednia ingerencja człowieka w ekosystemy jeziorne np. zarybienie, wpłynęła na podniesienie poziomu troficznego niektórych jezior tatrzańskich. W polskich Tatrach jedynym

jeziorem z naturalną populacją ryb jest MOK. W 1881 r. dodatkowo wpuszczono do niego 1850 sztuk pstrąga potokowego i pochodzącego z Ameryki Pn. pstrąga źródlanego, a także podjęto próby zarybiania innych stawów. Pierwsze próby zarybiania zbiorników tatrzańskich miały miejsce w XIX wieku, a najbardziej intensywny okres zarybiania tych jezior przypada na lata 60-te XX wieku (Gliwicz i Rowan, 1984). W zarybionych przez człowieka jeziorach, do chwili obecnej, ryby przetrwały np. w PSP, CSP, ZSG i CSG. Wprowadzenie ryb do zbiorników bezrybnych powoduje modyfikację łańcucha troficznego w jeziorze. Ryby planktonożerne mogą efektywnie eliminować organizmy żywiące się fitoplanktonem (np. wioślarki) i w ten sposób pośrednio wpływać na zwiększenie produkcji pierwotnej w jeziorze, co w konsekwencji podwyższa jego trofię. Użyźnianie wody w jeziorze następuje także dzięki rybom odżywiającym się organizmami bentosowymi. Podczas żerowania przy dnie zbiornika ryby powodują resuspensję osadów, w wyniku czego następuje uwolnienie fosforu zakumulowanego w osadach, który wcześniej nie mógł być asymilowany przez glony (Sønderaad i in., 2003).

W czasie ostatnich 450 lat wartości DI-TP w MOK zmieniały się w zakresie 6,1-24,8 $\mu\text{g/L}$. Dodatkowe zarybienie MOK odzwierciedliło się w zmianach sukcesji flory okrzemkowej oraz wyższą koncentracją całkowitego fosforu. Od tego czasu najniższa wartość DI-TP wynosiła 8,0 $\mu\text{g/L}$. Przede wszystkim znacznie wyższa frekwencja eutroficznej *Aulacoseira subarctica* (Müll.) Haworth (10-55 % od końca XIX wieku do dzisiaj) wskazuje na wzrost trofii jeziora. Wartości DI-TP dla jezior tatrzańskich były w pewnym stopniu zawyżone w stosunku do pomiarów wykonywanych w kolumnie wody, ze względu na relatywnie wysoką średnią zawartość całkowitego fosforu (68 $\mu\text{g/L}$) w jeziorach wchodzących w skład bazy „Combined TP training set”, na podstawie której wykonywana była rekonstrukcja (Bennion i Appleby, 1999). Pierwsze zarybienie PSP miało miejsce w 1949 r. Natomiast istotne zmiany w sukcesji okrzemek zaczęły się na początku lat 70-tych XX wieku po kolejnych zarybieniach w 1965 i 1970 r. [A2],[A3]. W jeziorze nastąpił rozwój taksonów preferujących wody mezo- i mezo-eutroficzne, a DI-TP wzrosło do 27,3 $\mu\text{g/L}$. Od tego czasu dominującymi okrzemkami były mezotroficzna *Fragilaria nanana* Lange-Bertalot, której frekwencja wzrosła z kilku do ok. 40 % i mezo-eutroficzna *Discostella pseudostelligera* (powyżej 50 % udziału w ostatniej dekadzie). W przypadku CSG, którego zarybienie miało miejsce w 1881 r. i na początku drugiej połowy XX wieku, rekonstrukcja DI-TP wykazała nieznaczny wzrost poziomu troficznego powyżej górnej granicy oligotrofii w latach ok. 1950-1970 [A3]. W tym czasie największą frekwencję w profilu, podobnie jak po zarybieniu PSP, osiągnęła *Fragilaria nanana*. Wzrost trofii w CSG był procesem stosunkowo krótkotrwałym i po kilkunastu latach krzywa zawartości fosforu wskazywała trend malejący, który utrzymuje się do chwili obecnej. Podobne wartości całkowitego fosforu w ostatnich dekadach (< 10 $\mu\text{g/L}$) wskazują pomiary instrumentalne wykonywane w kolumnie wody (Kopáček i in., 2011). Dowodzi to, że od lat 70-tych XX wieku w jeziorze tym nastąpił proces re-oligotrofizacji.

W przypadku stawów bezrybnych, krzywa DI-TP w CSR wskazuje malejący trend, ale wartości całkowitego fosforu w czasie ostatnich 255 lat wahały się w granicach od 9,3 do 16,3 $\mu\text{g/L}$, przy czym najniższa wartość była w 1999 r. WSP do 1995 r. charakteryzował się niską koncentracją fosforu (DI-TP = 4,9 – 9,3 $\mu\text{g/L}$). Od drugiej połowy lat 90-tych XX wieku wzrosła trofia tego jeziora do poziomu oligo-mezotrofii osiągając średnią wartość 12,6 $\mu\text{g/L}$.

Antropogeniczne zarybianie jezior górskich, w wielu przypadkach ultra- i oligotroficznych, powodowało wzrost zawartości fosforu i produkcji pierwotnej w jeziorach, który został udokumentowany w wielu miejscach w Europie i na świecie (Wolfe i in., 2003; Jacques i in., 2005; Sheibley i in. 2014). Jednakże, nie w każdym przypadku wprowadzenie ryb do jeziora odzwierciedla się wyraźnie w zmianach flory okrzemkowej. Prawdopodobnie było ono maskowane przez inny silniejszy czynnik, taki jak dostawa materiału detrytycznego (w tym biogenów) do jeziora, czego przykładem jest ZSG. Na podstawie datowania osadów metodą ołowiu-210, tempo sedymentacji w ZSG wynosiło 0,08-0,33 cm/rok [A4]. Dla porównania tempo sedymentacji osadów w PSP wynosi od 0,02 do 0,1 cm/rok. Zróżnicowane i relatywnie wysokie tempo sedymentacji w ZSG wskazują na gwałtowne epizody dostawy materiału allochtonicznego do jeziora (Appleby i Piliposian, 2006). Według Kopáček i in. (2011) ZSG otrzymuje jedną z największych dostaw całkowitego fosforu pochodzącego ze zlewni jeziora, oszacowaną na podstawie powierzchni zlewni z wyłączeniem powierzchni jeziora (195 $\mu\text{mol m}^{-2}/\text{rok}$). W tym wypadku, zawartość całkowitego fosforu w dużej mierze zależy od tempa sedymentacji osadów. W czasie ostatnich 150 lat dominującym gatunkiem okrzemek w ZSG była *Fragilaria nanana*, której frekwencja w pewnym stopniu jeszcze wzrosła po zarybieniu stawu, ale zmiany te nie były tak ewidentne, jak w przypadku PSP [A4].

Wpływ pasterstwa na poziom troficzny jezior tatrzańskich

Kolejnym regionalnym czynnikiem, który wpływał na kształtowanie poziomu troficznego jezior był wypas bydła, którego początki w Tatrach sięgają XIV wieku. Największy wypas bydła miał miejsce do II wojny światowej; na halach przebywało wówczas okresowo do ok. 30 000 sztuk owiec i 3000 sztuk krów. Nadmierna ilość stad spowodowała niszczenie roślinności trawiastej, co przyspieszało erozję stromych stoków górskich i tworzenie się osuwisk, a tym samym zwiększoną dostawę nutrientów do jezior. Odchody zwierzęce doskonale użyźniały tereny związane z gospodarką pasterską i częściowo wraz wodami powierzchniowymi i podziemnymi przedostawały się do jezior. Wydalane biogeny przyczyniały się do użyźniania wód okolicznych zbiorników wodnych w czasie wiosennych i letnich wypasów.

Rekonstrukcja zawartości całkowitego fosforu wskazuje na okresowy wzrost żyzności niektórych jezior do/ i na początku drugiej połowy XX wieku. Wzrost ten zaznacza się m. in. w PSP i

MOK [A2], [A3]. Pod koniec XVII wieku zawartość całkowitego fosforu w PSP wynosiła 35 $\mu\text{g/L}$, a pod koniec XIX wieku przekroczyła 20 $\mu\text{g/L}$. Natomiast wartości DI-TP wskazujące na mezotrofię MOK utrzymują się na przełomie XIX i XX wieku do 1964 roku. Wyższe wartości DI-TP w tym okresie prawdopodobnie były spowodowane zwiększoną dostawą biogenów związaną z nieograniczoną eksploatacją górskich hal w tym okresie, jak również wcześniej wspomnianymi czynnikami wpływającymi na poziom troficzny jezior (np. wzrost procesów erozyjnych, zarybianie zbiorników wodnych). W tym czasie zarówno Dolina Roztoki jak i Dolina Pięciu Stawów Polskich stanowiły miejsce wypasu bydła. W związku z tym, że MOK leży poniżej górnej granicy lasu i jest jeziorem stosunkowo łatwo dostępnym dla zwierząt, jezioro stanowiło doskonały zbiornik wody pitnej aż do wprowadzenia zakazu pasterstwa. Od końca lat 60-tych do połowy lat 80-tych XX wieku w MOK zaznacza się spadek zawartości całkowitego fosforu, co mogło być efektem zakończenia wypasu bydła.

Wpływ turystyki na poziom troficzny jezior tatrzańskich

Na stan ekosystemów jeziornych niewątpliwym wpływ ma rozwój turystyki, z którą wiąże się prowadzona przez lata rozbudowa infrastruktury, np. nowe szlaki, schroniska. Najczęściej odwiedzanym miejscem w Tatrach jest Morskie Oko. Łatwy dostęp do jeziora powoduje, że latem ponad 2000 turystów dziennie odwiedza MOK, natomiast na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego rocznie przebywa ponad 3,5 miliona turystów. Pomimo wielu restrykcji i zakazów jakie obowiązują na terenie TPN, rozwój turystyki ma pośredni i bezpośredni wpływ na otaczające środowisko, w tym na jakość wody w jeziorach. Szczególnie dynamiczny wzrost turystyki w Tatrach rozpoczął się po II wojnie światowej. Wzrost liczby turystów powoduje wydeptywanie obrzeży zbiorników i niszczenie ich strefy przybrzeżnej, a także duże zagrożenie erozyjne na stromych odcinkach szlaków turystycznych. W sezonie zimowym rośnie prawdopodobieństwo wystąpienia lawin i osuwisk w wyniku intensywnego rozwoju turystyki narciarskiej. Obecnie po polskiej stronie Tatr działa 8 schronisk turystycznych. Dwa z nich są usytuowane bezpośrednio nad brzegiem MOK (od 1907 r.) i PSP (od 1953 r.). Przez wiele lat ścieki ze schronisk odprowadzane były bezpośrednio do jezior lub do ich zlewni, co niewątpliwie miało niekorzystny wpływ na ekosystemy jeziorne. Brak pełnego zaplecza sanitarnego mógł przyczynić się do eutrofizacji tych jezior. Na przełomie lat 60-tych i 70-tych XX wieku, schroniska tatrzańskie zostały wyposażone w system oczyszczania ścieków oparty o osadniki gnilne, ale ta technologia była przystosowana dla małych wydajności i nie spełniała wszystkich wymogów środowiskowych. W 1992 r. wybudowano biologiczną oczyszczalnię ścieków w schronisku przy Morskim Oku. Rekonstrukcja zawartości całkowitego fosforu na podstawie okrzemek wykazała, że wartość DI-TP wynosząca ok. 23 $\mu\text{g/L}$ w 1993 r. obniżyła się do ok. 17 $\mu\text{g/L}$ w 2010 r., co

prawdopodobnie było wynikiem zastosowania i późniejszej modernizacji biologicznej oczyszczalni ścieków [A2]. W przypadku Przedniego Stawu Polskiego, nowoczesną biologiczną oczyszczalnię ścieków zaczęto budować w marcu 2010 r. Osady z PSP, z których wykonana była analiza okrzemkowa zostały pobrane także w 2010 r. dlatego nie było możliwe zaobserwowanie ewentualnych zmian trofii tego jeziora po uruchomieniu oczyszczalni ścieków w pobranym rdzeniu osadów.

Rekonstrukcja zawartości całkowitego fosforu (DI-TP) wykazała, że wzrost trofii do poziomu oligo-mezotrofii lub mezotrofii w badanych jeziorach miał miejsce w następujących okresach czasu (w nawiasach podano możliwą przyczynę zmian):

PSP – 1) pod koniec XVII wieku (wypas bydła), 2) od ok. 1870 r. do dzisiaj (Rewolucja Przemysłowa, wypas bydła, zarybianie, wzrost turystyki, XX-wieczne ocieplenie klimatyczne)

MOK – od ok. 1880 r. do dzisiaj (Rewolucja Przemysłowa, dodatkowe zarybianie, wypas bydła, wzrost turystyki, XX-wieczne ocieplenie klimatyczne)

WSP – od ok. 1995 do dzisiaj (XX-wieczne ocieplenie klimatyczne, wzrost turystyki)

CSR – od ok. 1750 r. do ok. 2000 r. (Rewolucja Przemysłowa, wypas bydła, wzrost turystyki, XX-wieczne ocieplenie klimatyczne)

CSG - od drugiej połowy XX wieku do lat 70-tych XX wieku (zarybianie, wypas bydła, XX-wieczne ocieplenie klimatyczne)

W związku z tym, wyniki analizy DI-TP uzyskane dla jezior tatrzańskich mogą być w pewnym stopniu zawyżone, bardziej istotnym parametrem niż bezwzględna wartość DI-TP jest trend zmian, jakie zachodziły przez lata w jeziorach.

Ad. 3. Wpływ XX-wiecznego ocieplenia klimatycznego na zespoły okrzemek w jeziorach tatrzańskich

Zjawiskiem o zasięgu globalnym, jakie miało także wpływ na zmiany w zespołach flory okrzemkowej jezior tatrzańskich było XX-wieczne ocieplenie klimatyczne. Na początku XX wieku wzrost temperatury powietrza był związany z końcem Małej Epoki Lodowej (MEL), która w Tatrach zakończyła się ok. 1925 r. (Kłapyta et al., 2015). W drugiej połowie XX wieku rozpoczęło się współczesne ocieplenie klimatyczne, które w dużej mierze było spowodowane działalnością człowieka wpływającą na otaczające środowisko. Szczególnie wyraźnie zaznacza się ona na obszarach arktycznych i sub-arktycznych w postaci cielenia się lodowców, degradacji wiecznej zmarzliny,

zmniejszenia powierzchni lodu itp. (Smol i in., 2005; Isaksen i in. 2007; Małecki 2016). Zmiany te następowały dynamicznie na przestrzeni stosunkowo krótkiego odcinka czasu.

W jeziorach górskich położonych w surowych warunkach klimatycznych, wzrost temperatury powoduje m.in. wydłużenie okresu wegetacyjnego, zwiększenie produkcji pierwotnej i różnorodności gatunkowej okrzemek. Wyższe temperatury powietrza skracają czas trwania pokrywy śnieżnej i lodowej, dzięki czemu taksony żyjące w strefie otwartej wody (euplankton) mają większą szansę rozwoju. W czasie ostatnich ok. 50 lat, w wielu jeziorach górskich, arktycznych i subarktycznych zaznaczyła się wyraźnie większa frekwencja okrzemek planktonicznych. Wzrost ten spowodowany jest współczesnym globalnym ociepleniem klimatycznym, które potwierdzają długoletnie pomiary instrumentalne i inne niezależne metody badania klimatu (Smol i in., 2005; Guilizzoni i in., 2006). Na zmiany w sukcesji okrzemek wpływają także lokalne warunki środowiskowe, takie jak dostawa materii organicznej ze zlewni jezior, pH wody, saprobizacja środowiska wodnego itp., które w dużym stopniu kształtują ekosystem jeziorny.

W przypadku jezior tatrzańskich, wzrost frekwencji okrzemek planktonicznych po zakończeniu Małej Epoki Lodowej zaobserwowano w MOK i CSG. W PSP, CSR, WSP, CSP nie odnotowano większej ilości gatunków planktonicznych w tym okresie [A1], [A2], [A3]. Natomiast w ZSG wyższa frekwencja okrzemek planktonicznych miała miejsce wcześniej, już w drugiej połowie XIX wieku, czyli w trakcie MEL [A4]. W SME i TSN taksony planktoniczne występowały sporadycznie ze względu na znaczne zakwaszenie wody w jeziorach i małą ilość nutrientów [A4], [A5].

Zmiany temperatury po zakończeniu MEL wykazują pewne globalne i regionalne oscylacje. Według European Environment Agency (2009) kolejna faza ocieplenia klimatycznego rozpoczęła się w latach 80-tych XX wieku. Od tego czasu do dzisiaj temperatura wzrastała średnio o 0,5 °C na 10 lat. W przypadku jezior tatrzańskich, proces ten odzwierciedlił się jeszcze wyższą frekwencją okrzemek planktonicznych i tychoplanktonicznych, oraz/lub pojawieniem się taksonów, które wcześniej nie były notowane w danym jeziorze. Przykładem mogą być zmiany, jakie zaszły w populacji okrzemek od lat 90-tych XX wieku w CSP. *Fragilaria capucina* Desmazières zwiększyła zwoją frekwencję z 3 do 32 %, natomiast *Fragilaria nanana* – z 3 do 15 % (w latach 1998-2009). Taksony te są formami tychoplanktonicznymi i planktonicznymi preferującymi wody bardziej żyzne niż oligotroficzne. Rozwój tych gatunków był efektem wzrostu temperatury pod koniec XX wieku, który spowodował intensyfikację procesów erozyjnych i pośrednio wpłynął na podniesienie poziomu troficznego jezior. Większe ilości *F. capucina* w tym okresie zostały również odnotowane w MOK (od 1 do 24 % w latach 1993-2010) i w PSP (od 1 do 16 % w latach 1980-2010), *F. nanana* w ZSG (od 40,5 do 61 % w latach 1984-1998), natomiast w WSP *F. nanana* (od 2,5 do 19 % w latach 1985-2010) i planktonicznej *Discostella pseudostelligera* (od 7 do 20 % w latach 1995-2010)[A1], [A2].

Podsumowanie

Przedstawione badania w sposób istotny uzupełniają wiedzę o środowisku wodnym jezior tatrzańskich, a także mogą być wykorzystane w dotychczasowym zarządzaniu tymi zbiornikami. Dla dobrego gospodarowania ekosystemami wodnymi istotna jest wiedza, kiedy i w jakim stopniu zmiany trofii zaczęły następować. Z uwagi na to, że monitoring tych jezior sięga kilka dekad wstecz, szczególnie cenne są informacje dotyczące wcześniejszego okresu, które można uzyskać poprzez analizę subfosylnych okrzemek. Transformacje środowiska wodnego, jakie miały miejsce w przeszłości stanowią doskonałe odniesienie do współczesnej ochrony ekosystemów wodnych. Na podstawie wyników analizy kopalnych okrzemek można określić, jak wyglądał ekosystem jeziorny zanim jego równowaga biologiczna została zakłócona, co pomoże zweryfikować dotychczasową i przyszłą gospodarkę zasobami wodnymi.

Największym osiągnięciem przedstawionych badań jest odtworzenie zmian, jakie zachodziły w środowisku jezior tatrzańskich na przestrzeni ostatnich kilkuset lat. Są to pierwsze, szczegółowe opracowania dotyczące oddziaływania na ekosystemy jeziorne zjawisk o zasięgu globalnym, takich jak współczesne ocieplenie klimatyczne oraz czynników lokalnych (zarybianie jezior, wypas bydła na halach, rozwój turystyki). Zastosowanie baz okrzemkowych pozwoliło na skwantyfikowanie zmian odczynu wody oraz poziomu troficznego badanych jezior w poszczególnych latach. Nowością tych badań jest to, że uzyskano ciągły zapis zmian środowiska w zbiornikach tatrzańskich, które zostały określone z częstotliwością co kilka-kilkanaście lat. Dzięki wydatowaniu próbek osadów pobranych co najwyżej 1 cm istniała możliwość precyzyjnego prześledzenia procesów środowiskowych zachodzących w jeziorach na podstawie kopalnych okrzemek. Do tej pory nie wykonywano analiz paleobiologicznych z osadów tatrzańskich pobranych z tak wysoką rozdzielczością.

Badania wykazały, że większy wpływ na zbiorowiska okrzemek miały zmiany klimatyczne zachodzące szczególnie w drugiej połowie XX wieku, w połączeniu z bezpośrednią ingerencją człowieka w ekosystemy jeziorne (np. zarybianie niektórych jezior), niż obecność kwaśnej depozycji będącej efektem zanieczyszczenia powietrza w latach 80-tych XX wieku. Jest to o tyle zaskakujące, że zbiorniki tatrzańskie w przeważającej ilości położone są na skałach krystalicznych o niskich zdolnościach buforowych i nawet niewielki ładunek zanieczyszczeń powinien spowodować zachwianie równowagi ekologicznej w jeziorach. Zmiany klimatyczne zachodzące w ostatnich dekadach spowodowały krótszy okres zlodzenia jezior oraz zmniejszenie zasięgu pokrywy lodowej i śnieżnej, czego efektem był wzrost ilości okrzemek planktonicznych żyjących w strefie otwartej wody. Wyższa temperatura powodując intensyfikację procesów erozyjnych przyczyniła się do wzrostu substancji odżywczych pochodzących ze zlewni zbiorników i pośrednio wpłynęła na podniesienie

poziomu troficznego badanych jezior. Wzrost nutrientów w zbiornikach odzwierciedlał się wyższą frekwencją okrzemek preferujących wody oligo-mezotroficzne i mezotroficzne.

Generalnie, zmiany w zespołach okrzemek, jakie miały miejsce do połowy XX wieku były niewielkie. Wyniki analiz statystycznych takich jak Principal Component Analysis (PCA) i analiza podobieństwa (ANOSIM) dotyczące fluktuacji odczynu wody i poziomu troficznego jezior wskazują, że były to zmiany nieistotne statystycznie ($p \geq 0.05$). Natomiast w drugiej połowie XX wieku nastąpił wzrost trofii niektórych jezior, co potwierdziły wyniki analiz statystycznych ($p \leq 0.05$). Zmiany w zespołach okrzemek zostały przedstawione w kontekście globalnego ocieplenia klimatycznego oraz wpływu regionalnych czynników na jeziora takich jak: zarybianie, wypas bydła na halach i stale rozwijająca się turystyka. Dzięki analizie kopalnych okrzemek zachowanych w osadach jeziornych udało się odtworzyć przemiany środowisk jeziornych sięgające do ok. 200-2000 lat wstecz.

Literatura:

- Appleby, P.G., Piliposian G.T. 2006. Radiometric dating of sediment records from mountain lakes in the Tatra Mountains. *Biologia* 61/Suppl. 18: S51-S64.
- Battarbee, R.W., Monteith, D.T., Juggins, S., Evans, C.D., Jenkins, A., Simpson, G.L. 2005. Reconstructing pre-acidification pH for an acidified Scottish loch: A comparison of paleolimnological and modelling approaches. *Environ. Pollut.* 137: 135-149.
- Bennion H, Appleby PG (1999) An assessment of recent environmental change in Llangorse Lake using palaeolimnology. *Aquat Conserv* 9:361–375.
- Bigler C., von Gunten L., Lotter A. F., Hausmann S., Blass A., Ohlendorf C., Sturm M. 2007. Quantifying human-induced eutrophication in Swiss mountain lakes since AD 1800 using diatoms. *The Holocene* 17: 1141-1154.
- Brahney, J., Ballantyne, A.P., Kociolek, P., Spaulding, S., Out, M., Porwoll, T., Nef, J.C. 2014. Dust mediated transfer of phosphorus to alpine lake ecosystems of the Wind River Range, Wyoming, USA. *Biogeochemistry* 120:259-278.
- Cartier, R., Brisset, E., Paillès, C., Guiter, F., Sylvestre, F., Ruaudel, F., Anthony, E.J., Miramont, C. 2015. 5000 years of lacustrine ecosystem changes from Lake Petit (Southern Alps, 2200 m a.s.l.): Regime shift and resilience of algal communities. *The Holocene* 25(8): 1231-1245.
- Curtis, J.C., Barbieri, A., Camarero, L., Gabathuler, M., Galas, J., Hanselmann, K., Kopáček, J., Mosello, R., Nickus, U., Rose, N., Stuchlik, E., Thies, H., Ventura, M., Wright, R. 2002. Application of static critical load models for acidity to high mountain lakes in Europe. *Water Air Soil Poll.: Focus* 2: 115-126.

European Environment Agency. 2009. Regional Climate Change and Adaptation: The Alps Facing the Challenge of Changing Water Resources. Copenhagen: European Environment Agency (EEA) Report no. 8.

Gąsiorowski M., Sienkiewicz E. 2010. 20th century acidification and warming as recorded in two alpine lakes in the Tatra Mountains (South Poland, Europe). *Sci. Total Environ.* 408: 1091-1101. [A4]

Gąsiorowski, M., Sienkiewicz, E. 2010. The Little Ice Age record in sediments of a small dystrophic mountain lake in southern Poland. *J. Paleolimnol.* 43: 475-487. [A5]

Gąsiorowski, M., Sienkiewicz, E. 2013. The sources of carbon and nitrogen in mountain lakes and the role in human activity in their modification determined by tracking stable isotope composition.

Water Air Soil Poll. 224: 1498. [B5]

Gliwicz, M.Z., Rowan, M.G. 1984. Survival of *Cyclops abyssorum taticus* (Copepoda, Crustacea) in alpine lakes stocked with planktivorous fish. *Limnol. Oceanogr.* 29:1290–1299.

Guilizzoni, P., Marchetto, A., Lami, A., Brauer, A., Vigliotti, L., Musazzi, S., Langone, L., Manca, M., Lucchini, F., Calanchi, N., Dinelli, E., Mordenti, A. 2006. Records of environmental and climatic changes during the late Holocene from Svalbard: palaeolimnology of Kongressvatnet. *J. Paleolimnol.* 36:325-351.

Isaksen, K., Sollid, J.L., Holmlund, P., Harris, C. 2007. Recent warming of mountain permafrost in Svalbard and Scandinavia. *J. Geophys. Res.* 112: F02S04.

Kamenik, C., Schmidt, R., Kum, G., Psenner, R. 2001. The influence of catchment characteristics on the water chemistry on mountain lakes. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 33: 404-409.

Kłapyta, P., Zasadni, J., Pocisk-Karteczka, J., Gajda, A., Franczak, P. 2015. Late Glacial and Holocene paleoenvironmental records in the Tatra Mountains, East-Central Europe, based on lake, peat bog and colluvial sedimentary data: A summary review. *Quat. Int.* 1-19.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2015.10.049>

Kopáček, J., Veselý, J., Stuchlík, E. 2001. Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850-2000). *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 5: 391-405.

Kopáček, J., Hejzlarm J., Vrba, J., Stuchlík, E. 2011. Phosphorus loading of mountain lakes: Terrestrial export and atmospheric deposition. *Limnol. Oceanogr.* 56:1343-1354.

Korosi, J., Smol, J.P. 2012. Contrast between dystrophic and clearwater lakes in the long-term effects of acidification on cladoceran assemblages. *Freshwater Biol.* 57: 2449-2464.

Luoto, T.P., Nevalainen, L., Kauppila, T., Tammelin, M., Sarmaja-Korjonen, K. 2012. Diatom-inferred total phosphorus from dystrophic Lake Arapisto, Finland, in relation to Holocene paleoclimate. *Quat. Res.* 78:248-255.

Małecki, J. 2016. Accelerating retreat and high-elevation thinning of glaciers in central Spitsbergen.

Cryosphere 10:1317–1329.

Sheibley, R. W., Enache, M., Swarzenski, P. W., Moran, P. W., Foreman, J. R. 2014. Nitrogen deposition effects on diatom communities in lakes from three National Parks in Washington state. *Water, Air, and Soil Pollution* 225: 1857.

Sienkiewicz, E., Gąsiorowski, M. 2006. . Is acid rain impacting the Sudetic lakes? *Sci. Total Environ.* 369: 139-149. [B2]

Sienkiewicz, E., Gąsiorowski, M. 2014. Changes in the trophic status of three mountain lakes – natural or anthropogenic process? *Pol. J. Environ. Stud.* 23:875-892. [A3]

Sienkiewicz, E., Gąsiorowski, M. 2016. The effect of fish stocking on mountain lake plankton communities identified using palaeobiological analyses of bottom sediment cores. *J. Paleolimnol.* 55:129-150. [A2]

Sienkiewicz, E., Gąsiorowski, M. 2018. Limited acid deposition inferred from diatoms during the 20th century - a case study from lakes in the Tatra Mountains. *J. Environ. Sci.* 64: 92-106. [A1]

Smol, J.P., Wolfe, A.P., Birks, H.J.B., Douglas, M.S.V., Jones, V.J., Korhola, A., Pienitz, R., Rühland, K., Sorvari, S., Antoniades, D., Brooks, S.J., Fallu, M-A., Hughes, M., Keatley, B.E., Laing, T.E., Michelutti, N., Nazarova, L., Nyman, M., Paterson, A.M., Perren, B., Quinlan, R., Rautio, M., Saulnier-Talbot, E., Siitonen, S., Solovieva, N., Weckström, J. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 102 (12):4397-4402.

Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509:135–145.

St Jacques J-M, Douglas MVS, Price N, Drakulic N, Gubala CP (2005) The effect of fish introductions on the diatom and cladoceran communities of Lake Opeongo, Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 549:99–113.

Stuchlík, E., Kopáček, J., Fott, J., Hořická, Z. 2006. Chemical composition of the Tatra Mountain lakes: Response to acidification. *Biologia* 61/Supp. 18: S11-S20.

Wolfe, A. P., Van Gorp, A. C., Baron, J. S. 2003. Recent ecological and biogeochemical changes in alpine lakes of Rocky Mountain National Park (Colorado, USA): a response to anthropogenic nitrogen deposition. *Geobiology* 1:153–168.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych)

* w przypadku, gdy osiągnięciem tym jest praca/ prace wspólne, należy przedstawić oświadczenia wszystkich jej współautorów, określające indywidualny wkład każdego z nich w jej powstanie

Przed doktorem

Moje zainteresowania naukowe zarówno przed doktorem, jak i w kolejnych latach dotyczyły wykorzystywania kopalnych okrzemek jako wskaźników środowiskowych, głównie takich jak zmiany odczynu wody i trofii, klimatu oraz szeroko pojętej działalności człowieka. Wiedzę z zakresu taksonomii okrzemek zdobywałam także poza ING PAN; konsultacji taksonomicznych udzielali mi m.in. prof. dr. hab. Andrzej Witkowski z Uniwersytetu Szczecińskiego, prof. dr hab. Horst Lange-Bertalot przez wiele lat związany z Uniwersytetem Johanna Wolfganga Goethego we Frankfurcie nad Menem oraz dr Jan Weckström z Uniwersytetu w Helsinkach.

W ramach pracy doktorskiej wykonałam analizę diatomologiczną z osadów jeziornych Małego i Wielkiego Stawu w Karkonoszach. Badania obejmowały osady akumulowane od początku powstania jezior do czasów współczesnych. Dodatkowo pobrano z obydwu jezior osady przypowierzchniowe z ostatnich ok. 150 lat, które były analizowane z rozdzielczością co 1 cm. Analiza okrzemek z osadów przypowierzchniowych miała na celu zbadanie wpływu wzrostu emisji związków siarki i azotu w drugiej połowie XX wieku na zespoły okrzemek zasiedlające obydwie zbiorniki. Największe zanieczyszczenie powietrza notowane było w latach 80-tych XX wieku, a obszar w którym znajduje się Mały i Wielki Staw należy do tzw. „Czarnego Trójkąta” charakteryzującego się opadami kwaśnych deszczy; pH opadów i osadów atmosferycznych na początku lat 90-tych XX wieku wynosiło od 2,75 do 3,70. Dodatkowym niesprzyjającym aspektem wpływającym na wartości pH wody w jeziorach jest niska zdolność buforowa skał podłoża, które nie były w stanie neutralizować dostarczanych zanieczyszczeń do zbiorników. Wyniki analizy diatomologicznej z osadów przypowierzchniowych tych jezior wskazują na wyraźne zanieczyszczenie ekosystemów jeziornych. Wyrażało się ono zmianami w rozwoju flory okrzemkowej oraz spadkiem wartości odczynu wody (DI-pH) w drugiej połowie XX wieku. Rekonstrukcja pH na podstawie okrzemek wykazała, że w ostatnich kilku dekadach odczyn wody obu jezior obniżył się o 0,67 jednostki pH w Małym Stawie, natomiast o 0,32 jednostki pH w Wielkim Stawie [B2]. W wyniku różnic w wielkości powierzchni zlewni, morfometrii i rozmiarów jezior, relatywnie ten sam ładunek zanieczyszczeń spowodował różny stopień zakwaszenia wody w obydwu jeziorach.

Przed złożeniem rozprawy doktorskiej opublikowałam także wyniki analizy okrzemkowej z osadów Małego Stawu i jeziora Somaslampi położonego w Górach Skandynawskich obejmujących cały holocen. Badania te dotyczyły porównania różnorodności gatunkowej okrzemek (indeks Shannona-Weavera) od początku powstania obydwu jezior. Pomimo tego, iż zbiornik fiński znajduje się w strefie klimatu subpolarnego, gdzie pokrywa śnieżna utrzymuje się ok. 220 dni w roku ograniczając rozwój okrzemek żyjących w strefie otwartej wody, jest ono w porównaniu z Małym

Stawem stosunkowo bogate w gatunki planktoniczne. Charakteryzuje się również wyższą różnorodnością i ogólną liczbą gatunków [B12].

Wyniki badań dotyczące jezior karkonoskich i jeziora fińskiego prezentowałam na licznych polskich i zagranicznych konferencjach [C1 – C11]. Dwukrotnie otrzymałam nagrodę przyznaną przez Sekcję Fykologiczną Polskiego Towarzystwa Botanicznego na międzynarodowych konferencjach w roku 2002 za poster: „Subfossil diatoms of Wielki Staw Lake (Karkonosze Mts.) as indicators of lake's acidity”.

XXI Międzynarodowa Konferencja Sekcji Fykologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego. *Glony różnych ekosystemów – problemy ochrony, ekologii i taksonomii, Sosnówka Górna – Karpacz* i w 2003 r. za poster: “Changes of diatom succession from near-surface sediments of the Wielki Staw lake in Karkonosze, an example of human impact on the acidity of water environment.” XXII

Międzynarodowa Konferencja Sekcji Fykologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego. *Glony a stan biologii wód – zagrożenie czy sprzymierzeńcy?, Olsztyn – Mierki*.

Badania osadów jeziora Somaslampi były związane z moim uczestnictwem w projekcie europejskim LAPBIAT (2001-2002) i wyprawą naukową do Laponii w 2002 r.

Na podstawie badań flory okrzemkowej z osadów jeziornych Małego i Wielkiego Stawu w Karkonoszach oraz jeziora Somaslampi w Laponii zostały określone zmiany środowiska, jakie zachodziły od późnego glacjału do czasów współczesnych w jeziorach położonych w różnych strefach klimatycznych. Zagadnienia te były przedmiotem mojej rozprawy doktorskiej zatytułowanej „Holoceńskie zmiany środowiska jezior karkonoskich i jeziora Somaslampi (Laponia) na podstawie analizy okrzemek”, wykonanej pod kierunkiem dr hab. Barbary Marciniak w 2007 r.

Po doktoracie

Część wyników zawartych w rozprawie doktorskiej dotycząca ewolucji Małego i Wielkiego Stawu w Karkonoszach została opublikowana w późniejszym terminie [B14]. Badania wykazały, że obydwa jeziora podlegały stopniowemu i długoterminowemu naturalnemu zakwaszeniu, które zaczęło się niedługo po deglacjacji lodowcowej. Największe zakwaszenie wody będące efektem naturalnych procesów miało miejsce na przełomie okresu subborealnego i subatlantyckiego w Małym Stawie, natomiast w Wielkim Stawie na przełomie okresu atlantyckiego i subborealnego. Wartości pH na przestrzeni ok. 10 000 lat obniżyły się o 1,4 jednostki pH w Małym Stawie i 0,9 jednostki pH w Wielkim Stawie.

Osady przypowierzchniowe tych jezior były także wykorzystywane w latach 2006-2009 w ramach projektu badawczego - „Wpływ przemian antropogenicznych na bioróżnorodność okrzemek (Bacillariophyceae) z rodzaju *Eunotia* w Europie ze szczególnym uwzględnieniem obszaru Polski”, którego kierownikiem był prof. dr hab. Andrzej Witkowski. Z osadów jeziornych Małego Stawu

oznaczone zostały dwa nowe gatunki okrzemek: *Eunotia incisadistans* Lange-Bertalot & E. Sienkiewicz oraz *Eunotia silesioscandica* Lange-Bertalot & E. Sienkiewicz.

Po obronie rozprawy doktorskiej moje zainteresowania nadal skupiały się na badaniu zespołów subfosylnych okrzemek z jezior położonych w surowych warunkach klimatycznych. Dzięki uczestnictwu w projekcie LAPBIAT w 2002 r. oraz udziałowi w wyprawie naukowej na Spitsbergen w 2008 r. miałam możliwość badać osady pochodzące z jezior arktycznych. Moje badania zostały rozszerzone o analizę zespołów okrzemek z osadów polskich jezior tatrzańskich w ramach badań statutowych ING PAN oraz uzyskanego grantu NCN nr N N306 077436 pt. „Ekosystemy jezior tatrzańskich w ostatnim tysiącleciu na podstawie wyników analiz paleobiologicznych” realizowanego w latach 2009-2011, którego byłam kierownikiem.

Jeziora arktyczne

Część wyników dotyczących flory okrzemkowej z osadów Somaslampi została opublikowana przed obroną doktoratu [B12]. Osady tego jeziora były także poddane wielodyscyplinarnym analizom (np. badania palinologiczne, szczątków Cladocera, geochemiczne), a analiza diatomologiczna została uzupełniona o rekonstrukcję odczynu wody na podstawie zespołów okrzemek [B3]. Badania wykazały, że w czasie całego holocenu aż do czasów współczesnych odczyn wody był zasadowy. Stosunkowo wysokie wartości pH wynikają z dobrych zdolności buforowych jeziora. Ponadto, rejon w którym znajduje się Somaslampi należy do najmniej zanieczyszczonych obszarów w Europie, co przedkłada się na bogaty zespół okrzemek i chemizm jeziora.

Nietypowy rozwój flory okrzemkowej miał miejsce w arktycznym jeziorze Revvatnet (SW Spitsbergen). Przez ponad 3000 lat, z wyjątkiem XX wieku, dominującym gatunkiem była tam planktoniczna *Lindavia rossii* (Håkansson) T. Nakov et al. 2015 [B7]. Wysoka frekwencja tego taksonu wskazuje na dobre warunki edaficzne, nawet w czasie Małej Epoki Lodowej, oraz na występowanie stratyfikacji termicznej. Ocieplenie klimatu na początku XX wieku spowodowało intensyfikację procesów erozyjnych i wzrost tempa akumulacji osadów. Zwiększenie dostawy materiału detrytycznego ze zlewni jeziora zaburzyło relatywnie stabilne warunki, jakie panowały w jeziorze, czego efektem był prawie całkowity zanik okrzemek planktonicznych z rodzaju *Cyclotella*, które wymagają wód posiadających stratyfikację termiczną i niewielkiego mieszania się mas wodnych. Warunki te zostały zaburzone, co odzwierciedliło się wzrostem frekwencji okrzemek bentosowych. Generalnie, obecność form planktonicznych w zbiornikach arktycznych i subarktycznych świadczy o wyższych temperaturach, z czym wiąże się krótszy czas zlodzenia jeziora i wydłużenie okresu wegetacyjnego. W przypadku Revvatnet ocieplenie klimatyczne spowodowało znaczne zwiększenie tempa depozycji materiału detrytycznego w jeziorze, co zaburzyło warunki dla rozwoju gatunków

planktonicznych. Takie zmiany w sukcesji okrzemek nie były dotychczas opisywane w głębokich jeziorach z rejonu Spitsbergenu.

Jeziora wysokogórskie (Tatry)

Kolejnym materiałem badawczym, na którym skoncentrowałam swoje zainteresowania naukowe były osady jezior tatrzańskich. Szczegółowy opis przeprowadzonych analiz i wniosków znajduje się w części pierwszej autoreferatu i stanowi moje główne osiągnięcie naukowe pt. „Rekonstrukcja zmian środowiska jezior tatrzańskich na podstawie subfosylnych okrzemek” [A1]-[A5]. Wyniki badań dotyczące osadów jezior tatrzańskich były również prezentowane przeze mnie na kilku konferencjach międzynarodowych [C12, C15 – C18]. Badania jezior tatrzańskich będą nadal kontynuowane. W roku 2018 powstał wspólny projekt badawczy między ING PAN a Department of Biology and Ecology, Faculty of Natural Sciences, Matej Bel University (Słowacja), którego jestem koordynatorem ze strony polskiej. Projekt zakłada pobranie osadów przypowierzchniowych z jezior tatrzańskich położonych po polskiej i słowackiej stronie Tatr i utworzeniu współczesnych fito- i zooplanktonowych baz danych (okrzemki, wioślarki i ochotkowate).

Analiza zbiorników pokopalnianych

Moje kolejne zainteresowania naukowe związane były z badaniem subfosylnej flory okrzemkowej ze zbiorników pokopalnianych powstałych po eksploatacji węgla brunatnego oraz itów ceramicznych na obszarze łuku Mużakowa, na które otrzymałam grant NCN nr 2012/07/B/ST10/04204 pt. „Zmiany zakwaszenia i trofii jezior powstałych w wyrobiskach górniczych na łuku Mużakowa w czasie ostatnich 100 lat na podstawie badań fito- i zooplanktonu” realizowany w latach 2013-2016.

Ze względu na procesy chemiczne zachodzące w jeziorach, takie jak utlenianie pirytu i markasytu, woda w przeważającej ilości tych zbiorników jest ekstremalnie kwaśna, a najniższe jej pH wynosi 2,6. Ponadto, migracja wód podziemnych i powierzchniowych powoduje zakwaszenie obszaru, na którym znajdują się te jeziora (acid mine drainage; AMD). Nawet wiele lat po zamknięciu kopalni, AMD może stanowić aktywne źródło zanieczyszczeń. Jednym ze sposobów neutralizacji tych wód jest tzw. kontrolowana eutrofizacja, która polega na podniesieniu żyzności pokopalnianych zbiorników. Jeziora znajdujące się na obszarze parku krajobrazowego Łuk Mużakowa nigdy nie były poddawane takim działaniom, ale wraz z upływającym czasem ulegają naturalnej neutralizacji. W związku z tym, że poszczególne kopalnie były zamykane na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat,

jeziora, które powstały w nieczynnych wyrobiskach mają zróżnicowany wiek, a także różny jest stopień zakwaszenia ich wód.

W ramach projektu analizom paleobiologicznym, chemicznym i izotopowym poddano 69 antropogenicznych zbiorników powyrobiskowych. Ewolucja jednego z nich została szczegółowo odtworzona na podstawie wyników badań kopalnych okrzemek i wioślarek, analiz izotopowych węgla i azotu oraz badań sedymentologicznych [B6]. Od początku powstania jeziora (lata 20-te XX wieku) do chwili obecnej, w rozwoju jeziora można wyróżnić 4 główne fazy:

- 1) powstanie bardzo płytkiego zbiornika zawierającego warstwy piasku przemieszanego z fragmentami węgla brunatnego, brak akumulacji typowych osadów jeziornych, niska frekwencja i bioróżnorodność okrzemek i wioślarek
- 2) ekstremalnie niski odczyn wody, wzrost frekwencji fito- i zooplanktonu
- 3) okres przejściowy: dalszy wzrost pH i poziomu wody w jeziorze, pojawienie się gatunków planktonicznych i bentosowych cechujących się szerszą tolerancją ekologiczną
- 4) zakończenie procesu neutralizacji jeziora: neutralny odczyn wody, wzrost frekwencji gatunków planktonicznych i postępująca eutrofizacja

Na podstawie wyników badań oszacowano, że okres naturalnej neutralizacji tego jeziora trwał ok. 60 lat. Biorąc pod uwagę różny wiek jezior znajdujących się na Łuku Mużakowa, naturalna neutralizacja najstarszych zbiorników miała miejsce w latach 70-tych XX wieku, natomiast jeziora najmłodsze będą zneutralizowane do ok. 2040 r. Są to jedynie prognozy, ponieważ tempo naturalnej neutralizacji jezior zależy także od takich czynników jak: podłoże geologiczne, obecność osadów węglanowych w podłożu, metoda eksploatacji węgla, wielkość wydobytego złoża oraz jego residuum itp., a parametry te mogą być różne dla poszczególnych zbiorników.

W obrębie acid mine drainage (AMD) na obszarze Łuku Mużakowa znajdują się także zbiorniki, które nie uległy zakwaszeniu od początku swojego istnienia do chwili obecnej. Należą do nich jeziora powstałe po zakończeniu eksploatacji złóż ceramicznych. Ze względu na wysoką zdolność adsorpcji minerałów ilastych, odczyn wody tych zbiorników utrzymuje się na poziomie neutralnym bądź zasadowym [B10]. Potwierdza to rekonstrukcja pH wykonana na podstawie kopalnych okrzemek, pomiary instrumentalne pH wykonane w słupie wody oraz rozwój fito- i zooplanktonu. Wyniki tych badań zostały uznane za jedno z dziesięciu najważniejszych osiągnięć naukowych ING PAN, które przedstawiono do ewaluacji jednostek naukowych za lata 2013-2016 w kryterium III – „Praktyczne efekty działalności naukowej i artystycznej: Aplikacje wyników badań naukowych lub prac rozwojowych” oraz w kryterium IV – „Pozostałe efekty działalności naukowej i artystycznej”.

Do rekonstrukcji warunków środowiska wodnego (np. pH, całkowity fosfor, zasolenie), w oparciu o analizy diatomologiczne z osadów jeziornych, wykorzystywane są współczesne okrzemkowe bazy danych zawierające informacje o frekwencji poszczególnych gatunków okrzemek oraz parametrach chemicznych danego zbiornika. Dzięki temu istnieje możliwość oszacowania optimum i zakresu tolerancji ekologicznej gatunków dla poszczególnych parametrów środowiskowych. Przede wszystkim są to bazy w skład których wchodzi jeziora górskie, arktyczne, europejskie itp. bądź tworzone są bazy zbiorcze z kilku lub kilkunastu mniejszych baz. W przypadku zastosowania „Combined pH training set” zawierającej dane z ponad 600 jezior występujących w różnych częściach Europy, w celu rekonstrukcji odczynu wody w zbiornikach pokopalnianych otrzymujemy zawyżone wyniki tej analizy [B8]. Wynika to z faktu, że tak ekstremalnie niski odczyn wody jak w jeziorach pokopalnianych (pH ok. 2,5) jest rzadko spotykany w naturalnych zbiornikach. Analogami jezior pokopalnianych pod względem wartości pH są np. jeziora wulkaniczne, które nie występują na obszarach, z których jeziora są wcielane do baz. Zastosowanie bazy danych niezawierającej jezior o równie niskim pH wody jak zbiorniki pokopalniane (np. „Combined pH training set”), daje więc zawyżone wyniki rekonstrukcji pH dla jezior powyrobowiskowych.

W ramach projektu badawczego „Zmiany zakwaszenia i trofii jezior powstałych w wyrobiskach górniczych na Łuku Mużakowa w czasie ostatnich 100 lat na podstawie badań fito- i zooplanktonu” została utworzona pierwsza okrzemkowa baza danych do rekonstrukcji zmian pH dla zbiorników pokopalnianych („Mining pH training set”). Baza ta zawiera informacje na temat składu ilościowego i jakościowego okrzemek z 69 jezior położonych na Łuku Mużakowa oraz parametry chemiczne tych zbiorników [B8]. Zastosowanie jej szczególnie dla jezior, które uległy już naturalnej neutralizacji, daje nam wiedzę o poszczególnych etapach rozwoju badanego ekosystemu wodnego. Nierzadko jest to jedyna wiedza o historii tych zbiorników. Baza ta może być także wykorzystywana w badaniu jezior pogórnich położonych na innych obszarach.

Badania osadów jeziornych na Niżu Polskim

Moje kolejne badania flory okrzemkowej dotyczyły jezior położonych na Niżu Polskim. Analiza okrzemkowa została wykonana m. in., z późnoglacialnych i holocenijskich osadów pochodzących z paleojeziora znajdującego się na obszarze Mazur. Badania te wchodziły w zakres projektu badawczego MNiSW nr N307 062 32/3359 – „Późnoglacialne i holocenijskie zmiany środowiska przyrodniczego w rejonie kopalnego jeziora skaliskiego (Kraina Wielkich Jezior Mazurskich)” realizowanego w latach 2007-2010, którego kierownikiem była dr hab. Renata Stachowicz-Rybka. Efektem tej współpracy była publikacja dotycząca ewolucji flory okrzemkowej z osadów jeziornych profilu Budzewo [B13]. Badania wykazały, że najbardziej optymalny okres do rozwoju okrzemek

przypadał między Borealem a wczesnym Atlantykiem. Większość okrzemek stanowiły formy alkalifilne i alkalibiontyczne, a rekonstrukcja zmian odczynu wody wykazała, że jezioro przez cały okres istnienia miało wody zasadowe.

W kolejnych latach wykonywałam analizę okrzemkową dla osadów jeziornych środkowego i młodszego holocenu w ramach realizowanego projektu badawczego NCN nr N N304 280540 pt. „Naturalne i antropogeniczne zmiany środowiska przyrodniczego rejonu jeziora Salęt (Pojezierze Mrągowskie) w środkowym i młodszym holocenie”, realizowanego w latach 2011-2014, którego kierownikiem była mgr Marta Szal. Analizowałam także florę okrzemkową dla stanowisk archeologicznych, jako wykonawca grantu NCN: nr decyzji DEC-2011/01/B/HS3/04167 pt. „Krajobraz wczesnośredniowiecznego osadnictwa Prus. Ekologia kompleksu osadniczego w Poganowie stanowisko IV”, realizowanego w latach 2012-2014, którego kierownikiem był mgr Mariusz Wyczółkowski. Wykonałam analizę diatomologiczną z osadów jeziornych dla stanowiska Salęt Duży (SD2) oraz z osadów torfowych dla stanowisk w Poganowie (PG1, PG2 i PG6).

Swoje badania rozszerzyłam także o analizy flory okrzemkowej z osadów jeziornych akumulowanych w plejstocenie. W ramach zadania badawczego w ING PAN dr hab. Joanny Mirosław-Grabowskiej w latach 2005-2006 pt. „Odtworzenie ewolucji paleojeziora Ruskówek w okresie interglacjału eemskiego” wykonałam analizę diatomologiczną z osadów tego paleojeziora. Zespoły okrzemek wykazywały podobieństwo jakościowe w stosunku do innych stanowisk interglacjału eemskiego. Głównie dominowały formy litoralne i bentosowe. Wyłączając fazę inicjalną jeziora, w pozostałych etapach jego rozwoju przeważały gatunki mezo-eutroficzne i eutroficzne, a produkcja pierwotna jeziora była stosunkowo wysoka [B4]. Badania te prezentowałam na *20th Interational Diatom Symposium* w 2008 r. w Chorwacji [C13], na które otrzymałam stypendium Fundacji Nauki Polskiej.

W ramach projektu badawczego MNiSW nr N N307 50 8438 pt. „Porównanie krótkotrwałych zmian klimatu w interglacjale mazowieckim ze współczesnym globalnym ociepleniem”, realizowanego w latach 2010-2013, którego kierownikiem był prof. dr hab. Jerzy Nitychoruk, analizowałam florę okrzemkową z laminowanych osadów jeziornych interglacjału mazowieckiego. Skład jakościowy glonów wskazuje na to, że przez cały badany okres, jezioro miało wody alkaliczne, a trofia była na poziomie mezo-eutrofii i eutrofii. Przewaga gatunków planktonicznych w całym rdzeniu osadów wskazuje na istnienie strefy otwartej wody w jeziorze, w której mogły rozwijać się formy planktoniczne [B9].

Moje zainteresowania naukowe, zarówno przed obroną rozprawy doktorskiej, jak i w późniejszych latach dotyczyły analizy kopalnych okrzemek z osadów holocenijskich i plejstocenijskich. Na podstawie zmian ilościowych i jakościowych zespołów okrzemek została prześledzona ewolucja

badanych ekosystemów wodnych. Kopalna flora okrzemkowa była wykorzystywana do rekonstrukcji warunków środowiskowych, jakie istniały w czasie rozwoju tych jezior. W niektórych przypadkach (np. w jeziorach karkonoskich i arktycznych oraz w niektórych zbiornikach pokopalnianych) zmiany paleośrodowiska jeziornego były określone od początku powstania zbiorników do czasów współczesnych, co pozwoliło na prześledzenie pełnej ich ewolucji. W zbiornikach tatrzańskich zmiany w rozwoju jezior zostały odtworzone na przestrzeni ostatnich kilkuset lat, ze szczególnym uwzględnieniem wpływu działalności człowieka na środowisko wodne. Głównymi obszarami badań były jeziora górskie oraz zbiorniki antropogeniczne powstałe po eksploatacji węgla brunatnego i iłów ceramicznych na łuku Mużakowa. Zmiany warunków środowiska wodnego były także odtwarzane w zbiornikach arktycznych oraz w jeziorach i paleojeziorach położonych w północnej i centralnej Polsce.

A handwritten signature in blue ink, reading "Elżbieta Siewierska". The signature is written in a cursive style and is centered within a light blue rectangular background.