

AUTOREFERAT
z opisem osiągnięcia naukowego
(w języku polskim)

1. Imię i nazwisko

Tadeusz, Józef Molenda

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

Doktor nauk geograficznych
2002

Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi,
Sosnowiec

Rozprawa doktorska: *„Rewitalizacja ekosystemów wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji – na przykładzie Ekologicznego Systemu Obszarów Chronionych Katowic”*.

Promotor: prof. zw. dr hab. Andrzej T. Jankowski
Recenzenci: prof. zw. dr hab. A. Kaniecki (UAM), prof. dr hab. A. Łajczak (UŚ)

Magister geografii
1998

Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi,
Katedra Geografii Fizycznej, Sosnowiec

Praca magisterska: *„Charakterystyka hydrograficzno – hydrochemiczna projektowanych użytków ekologicznych Katowic”*.

Promotor: prof. zw. dr hab. Andrzej T. Jankowski

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

od 2003

Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, Katedra Geografii Fizycznej, Sosnowiec

Stanowisko: adiunkt

2002

Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, Katedra Geografii Fizycznej, Sosnowiec

Stanowisko: asystent

1997-2005

Zespół Szkół Zawodowych im. E. Abramowskiego w Katowicach

Stanowisko: nauczyciel

4. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA WYNIKAJĄCEGO Z ART. 16 USTAWY Z DNIA 14 MARCA O STOPNIACH NAUKOWYCH I TYTULE NAUKOWYM (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

a) tytuł osiągnięcia naukowego:

Procesy hydrologiczne i ich wpływ na zmiany właściwości wód ze szczególnym uwzględnieniem rozwoju zjawiska meromiksji w obrębie pogórnich obiektów antropogenicznych

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

Osiągnięcie naukowe stanowiące podstawę wszczęcia postępowania habilitacyjnego zostało zawarte w zbiorze siedmiu oryginalnych, anglojęzycznych artykułów naukowych, w tym:

- cztery artykuły znajdujące się w wykazie czasopism na Liście Ministerialnej „A”, jeden artykuł w wykazie czasopism na Liście Ministerialnej „B”, jeden artykuł w Materiałach Konferencyjnych indeksowanych w bazie Web of Sciences oraz jeden w angielskojęzycznej monografii o zasięgu międzynarodowym prestiżowego wydawnictwa CRC Taylor Press & Francis.

[1 F] Molenda T., Chmura D., 2011: Seasonal changes in selected physicochemical parameters of saline water bodies, Ecological Chemistry and Engineering A, Vol. 18, No. 2, 225-233 [7 pkt] (opracowanie koncepcji badań, przeprowadzenie badań terenowych, współudział w pisaniu manuskryptu, udział własny 60%)

[2 F] Chmura D., Molenda T., 2012: Influence of Thermally Polluted Water on the Growth of Helophytes in the Vicinity of a Colliery Waste Tip, Water, Air, & Soil Pollution, Vol. 223, Issue 9 (2012), p. 5877-5884 [30 pkt] (opracowanie koncepcji badań, prze-

prorowadzenie badań terenowych, współudział w pisaniu manuskryptu, udział własny 50%)

- [3 F] **Molenda T.**, 2014: Analysis of concentrations heavy metals (Zn, Pb, Cu, Cd) in spoil tip leachate from coal mining [in:] International Multidisciplinary Scientific Geoconferences SGEM, Conference Proceeding Volume 1 – Hydrology and Water Resources, Albena –Bulgaria, s. 35- 42, [10 pkt]
- [4 F] **Molenda T.**, 2014: Physical-Chemical Properties of Coal Mine Waters of Old Adits and Spring Waters, Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 23, No. 2 (2014), p. 393-399, [15 pkt]
- [5 F] **Molenda T.**, 2014: Impact of Saline Mine Water: Development of a Meromictic Reservoir in Poland, Mine Water and the Environment, 33, p. 327–334 DOI 10.1007/s10230-014-0262-z, [20 pkt]
- [6 F] **Molenda T.**, 2015: Conditions for development of anthropogenic meromictic reservoirs in the workings of crystalline rocks (based on the examples of the quarries of the Zulozka pahorkatina, NE Czech Republic). Environmental Earth Sciences. DOI 10.1007/s12665-015-4217-x [25 pkt]
- [7 F] **Molenda T.**, 2015: The role of wetlands in the removal of heavy metals from the leachate (on the example of the Lipinka River catchment, southern Poland), Progress in Environmental Engineering: Water, Wastewater Treatment and Environmental Protection Issues, CRC Taylor Press & Francis Group, London UK, p. 23-33 [5 pkt]

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

Przedstawione artykuły naukowe wykazane jako osiągnięcie naukowe dotyczą problematyki:

Procesów hydrologicznych zachodzących w obrębie pogórnich obiektów antropogenicznych. Zatem wspólnym mianownikiem przedstawionych artykułów jest działalność górnicza i jej wpływ na hydrosferę.

Eksploatacja górnicza i przeróbka pozyskanych surowców mineralnych prowadzi nie tylko do modyfikacji naturalnych form rzeźby, ale w wielu przypadkach do powstania całkowicie nowych, sztucznych form terenu. Do najbardziej charakterystycznych antropogenicznych form terenu możemy zaliczyć formy wypukłe (hałdy, zwałowiska, nasypy) i formy wklęsłe

(wyrębiska, zapadliska, rowy). Formy te ściśle powiązane są z działalnością górnictwa odkrywkowego lub głębinowego. W większości przypadków formy te okazują się niekorzystne dla człowieka zarówno ze względów zdrowotnych, estetycznych jak i gospodarczych (Szczypek, 1997). Dlatego też po zakończeniu eksploatacji (lub jeszcze w trakcie jej trwania) powinno podjąć się prace rekultywacyjne mające na celu przywrócenie obszarów zdegradowanych, w zakresie technicznie możliwym i ekonomicznie uzasadnionym, do gospodarczego użytkowania. Jednak klasyczna, techniczno-biologiczna rekultywacja jest bardzo kosztowna i w wielu przypadkach nie daje oczekiwanych rezultatów (Tokarska-Guzik, Rostański, 2001). Dlatego też, szczególnie w minionym okresie, wiele z obszarów zdegradowanych działalnością górnictwem nie zostało poddanych rekultywacji, a ich kształtowanie przebiegało na drodze naturalnie zachodzących procesów morfogenetycznych oraz hydrologicznych modyfikowanych przez spontanicznie wkraczającą roślinność. W wielu przypadkach obiekty antropogeniczne stanowią więc doskonały model i specyficzne laboratorium terenowe do śledzenia procesów hydrologiczno-hydrochemicznych w obrębie tych obiektów. Tym właśnie zagadnieniom poświęcono cykl artykułów przedstawionych jako osiągnięcie naukowe.

W zdecydowanej większości obszarów pogórnicznych pojawia się woda. Najczęściej są to wody dopływające do wyrębisk górniczych z drenowanego górotworu (tzw. dopływ naturalny) oraz wody technologiczne doprowadzane do kopalni, głównie wody wprowadzane wraz z podsadzką hydrauliczną. Wody kopalniane obejmują wszelką wodę pochodzącą z wyrębisk górniczych wydobywaną przy zastosowaniu systemu podziemnej eksploatacji złoża, ale również przy eksploatacji odkrywkowej czy systemem otworów wiertniczych. *Wodą kopalnianą jest również woda pojawiająca się w wyrębiskach górniczych po zakończeniu eksploatacji złoża.* Obejmuje ona zatem wszystkie wody występujące w obrębie starych wyrębisk, w tym sztolni wodnych oraz zbiorników poeksploatacyjnych (wyrębiskowych). Obecności wód kopalnianych w środowisku poświęcono artykuł [4 F] pt. *„Physical-Chemical Properties of Coal Mine Waters of Old Adits and Spring Waters”*, w którym ważne zagadnienia skupiły się wokół poznania właściwości fizyczno-chemicznych wód starych sztolni wodnych. Wody kopalniane starych nieeksploatowanych wyrębisk różnią się bowiem od tych, które są odprowadzane z wyrębisk czynnych kopalń. Różnice wynikają z braku obecności zmieszanych wód technologicznych czy odrębnego mikroklimatu starych, nieprzewietrzanych wyrębisk. Ponadto wody wyprowadzane starymi sztolniami nie podlegają monitoringowi, dlatego też jest bardzo mało informacji o ich właściwościach fizyczno-chemicznych. Uznano zatem za szczególnie interesujące poznanie właściwości tych wód. W pracy przedstawiona została charakterystyka hydrograficzno-hydrochemiczna dwóch starych oraz odprowadzających wody aktyw-

nych sztolni wodnych związanych z kopalniami węgla kamiennego. Są to obiekty: sztolnia „Krystyna” i „318” położone na terenie Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. Ponadto scharakteryzowane zostały właściwości fizyczno-chemiczne wód źródeł karbońskich, które stanowią tło hydrochemiczne dla badanych obiektów. Intencją autora była bowiem próba odpowiedzi na pytanie, czy po zaprzestaniu robót górniczych funkcjonowanie starych sztolni upodabnia się do reżimu hydrologiczno – hydrochemicznego naturalnych źródeł.

Przeprowadzone badania wskazują, że w obrębie starych wyrobisk górniczych zachodzi zjawisko kwaśnego drenażu. Źródłem substancji kwaśnych jest proces utleniania siarczków żelaza głównie pirytu. Zjawisko kwaśnego drenażu jest cechą całkowicie odróżniającą sztolnie, których wyrobiska przebiegają w utworach karbońskich, od naturalnych źródeł karbońskich. Kwaśny drenaż jest bowiem spowodowany dopływem tlenu do wyrobisk. W następstwie dopływu tlenu stężenie siarczanów i żelaza w wodzie sztolni jest większe niż w wodzie źródeł karbońskich. Z oceny warunków termicznych wynika, że roczna amplituda temperatur może wynosić nie więcej niż 1,0 °C, jak ma to miejsce w sztolni „318”, który to wpływ można uznać za stałotermiczny. Za najważniejsze uważam wyniki analiz statystycznych, które wykazały, że zmiany stężenia jonów Cl^- , SO_4^{2-} oraz temperatury i przewodności elektrolitycznej w sztolniach i źródłach wykazują dużą synchroniczność ($r_s > 0,7$). Zatem po zakończeniu eksploatacji obiekty antropogeniczne zaczynają podlegać takim samym prawom przyrody jak naturalne źródła.

Szczególne zmiany właściwości fizyczno-chemicznych wód kopalnianych zachodzą w obrębie zbiorników wodnych do których te wody są odprowadzane, bądź tak jak w przypadku zbiorników poeksploatacyjnych dochodzi do ich samoistnego zatopienia. Ocena właściwości fizyczno-chemicznych wód kopalnianych retencjonowanych w różnego typu zbiornikach antropogenicznych była przedmiotem wielu badań zarówno w Polsce (Puchalski, 1985; Chmiel i in., 2002; Czaja, 2003; Michalczyk i in., 2007; Molenda, 2005; Machowski i Rzętała, 2006; Rzętała, 2008; Machowski, 2010) jak i na świecie (Hutchinson, 1957; Lampert i Rothampt red., 1989; Jansky i in., 2003; Hrdinka, 2007; Hrdinka i in., 2013).

Jak wynika z przeglądu literatury stan rozpoznania właściwości fizyczno-chemicznych wód kopalnianych retencjonowanych w różnego typu zbiornikach wodnych został częściowo poznany. Istnieje jednak pewna grupa zbiorników, które cechuje zdecydowana odrębność. Dotyczy to w szczególności zbiorników, które są odbiornikami silnie zasolonych wód kopalnianych lub odcieków (Molenda, 2011; Czop i in., 2011). Mineralizacja wód w tych akwenach wielokrotnie przewyższa stopień zasolenia wód jezior przybrzeżnych, a w niektórych przypadkach jest wyższa niż wód morskich. Procesy limniczne jakie zachodzą w tych akwe-

nach wykazują zdecydowaną odrębność od tych, które są typowe dla umiarkowanych szerokości geograficznych. Dotyczy to w szczególności procesów miksji. Niektóre z tych zbiorników są bowiem meromiktyczne. Problematyce rozwoju zjawiska meromiksji w zbiornikach, które są odbiornikami słonych wód kopalnianych poświęcono trzy artykuły (**1 - 3**). Meromiksja w zbiornikach położonych w umiarkowanych szerokościach geograficznych jest zjawiskiem występującym bardzo rzadko (Hutchinson, 1957; Boehrer and Schultze, 2008; Hakala, 2004). Prawie wszystkie zbiorniki położone w strefie klimatu umiarkowanego reprezentują typ holomiktyczny. W zbiornikach tego typu, zarówno wiosną jak i jesienią, dochodzi do pełnej cyrkulacji, a właściwości fizyczno-chemiczne wód w kolumnie pionowej są homogeniczne. Na tym tle zdecydowanie odrębnie prezentują się zbiorniki meromiktyczne. W akwenach tego typu utrzymuje się trwałe uwarstwienie wód. W kolumnie pionowej można wyróżnić trzy charakterystyczne warstwy: miksolimnion (w której mieszanie zachodzi z różną częstotliwością narzuconą przez lokalne warunki klimatyczne), chemoklinę (w której dochodzi do powstania silnych gradientów i koncentracji rozmaitych związków) oraz monimolimnion (strefę nie objętą miksją). Zależnie od wzrostu zawartości soli w monimolimnionie wyróżnia się kilka typów meromiksji: meromiksję krenogenną (wody głębinowe zasilane przez źródła), meromiksję ektogenną (wdzieranie się słonej wody morskiej do jezior usytuowanych w pobliżu wybrzeża morskiego) i meromiksję biogenną (uwalnianie soli z głębokich wód naddennych lub z osadów w wyniku biologicznych procesów rozkładu). Do niedawna sądzono, że na terenie Polski jeziora meromiktyczne praktycznie nie występują, a jedynym zbiornikiem tego typu jest jezioro Czarne. Ze zjawiskiem meromiksji spotykamy się również podczas badań zbiorników antropogenicznych, w przypadku których zjawisko to jest również bardzo rzadkie. Do 1992 roku z obszaru Polski znanych było tylko pięć antropogenicznych zbiorników tego typu (Jędrzak, 1999). Najczęściej antropogeniczne zbiorniki meromiktyczne występowały w wyrobiskach po eksploatacji węgla brunatnego (Dietz i in., 2012; Jędrzak 1992), siarki (Wilk-Woźniak and Żurek 2005; Żurek 2002) oraz gipsu (Madonia i in., 2006). Meromiksja w zbiornikach antropogenicznych może być również spowodowana dopływem silnie zasolonych wód kopalnianych (Galas 2003; Motyka, Postawa, 2000; Molenda 2011; Molenda, 2014) lub dopływem wód odciekowych ze składowisk odpadów przemysłowych (Czop i in., 2011).

Prowadzone badania przyczyniły się do udokumentowania dwóch kolejnych zbiorników tego typu na obszarze Polski oraz czterech na terenie republiki Czeskiej. Ważnym przykładem zachodzenia zjawiska meromiksji jest jej rozwój w zbiornikach poeksploatacyjnych skał krystalicznych. Uwarunkowania oraz funkcjonowanie tego zjawiska przedstawione

zostało w artykule [6 F] pt. „*Conditions for development of anthropogenic meromictic reservoirs in the workings of crystalline rocks (based on the examples of the quarries of the Zulowska Pahorkatina, NE Czech Republic)*”. Obiekt badań stanowiły zatopione kamieniołomy powstałe w następstwie eksploatacji granitu i granodiorytu położone na obszarze Żulowskiej Pahorkatiny (północne Czechy). Po zakończeniu wydobywania zaprzestano odwodnienia. W konsekwencji tego dopływające do wyrobiska wody kopalniane zatopiły kamieniołom. Był to proces naturalny (spontaniczny), bez wpływu i udziału człowieka. Pod względem hydrologicznym są to akweny bezodpływowe.

Stwierdzone (zarówno wiosną jak i jesienią) trwałe różnice w przewodności elektrolitycznej wód warstwy powierzchniowej i przydennej świadczą o meromiktycznym charakterze zbiorników, położonych są w strefie klimatu umiarkowanego. W tej strefie klimatycznej, zarówno wiosną jak i jesienią dochodzi do pełnej miksji - wody zbiorników mieszają się od powierzchni aż do dna (Hutchinson, 1957). Nastęstwem miksji jest ujednoczenie (homogeniczność) właściwości fizyczno-chemicznych wód w kolumnie pionowej zbiornika (Choiński, 2007). W badanych akwenach nie stwierdzono takich warunków. Podobne, trwałe rozkłady przewodności elektrolitycznej stwierdzano również w innych antropogenicznych zbiornikach meromiktycznych (Dietz i in., 2012; Hrdinka, 2010; Żurek 2002; Molenda, 2011) oraz naturalnych jeziorach (Hongve 1980; Kazanci i in., 2008). Również warunki anaerobowe i ujemne wartości potencjału redox w wodzie warstwy przydennej potwierdzają meromiktyczny charakter akwenów. Rozwój zjawiska meromiksji w badanych akwenach przebiegał stopniowo. W początkowym okresie, tuż po zatopieniu akweny były holomiktyczne. Następowo miało miejsce mieszanie całej masy wody (do dna) podczas cyrkulacji wiosennej i jesiennej. Potwierdza to przykład „młodego” zbiornika „Rampa”, w którym w czasie cyrkulacji stwierdzono jednorodny rozkład przewodności elektrycznej elektrolitycznej oraz nasycenia wody tlenem i potencjału redox. Takie warunki jednoznacznie świadczą o pełnym mieszanii wód (Hakala, 2004). Zmiana (ewolucja) zbiornika holomiktycznego w meromiktyczny charakteryzowała się stopniowym przebiegiem, a kluczową rolę w tym procesie odegrała roślinność. Z upływem czasu, kolonizacja roślin doprowadziła do wytworzenia szaty roślinnej w obrębie misy zbiornika wyrobiskowego. Proces kolonizacji wyrobisk przez rośliny opisywany też był w innych pracach (Błońska i in., 2013; Chmura i in., 2013; Chmura, Molenda, 2007). Rozwijająca się roślinność stała się głównym źródłem allochtonicznego detrytus. Składają się na niego tkanki roślinne – głównie liście i gałęzie drzew, które opadły na powierzchnię zbiornika. W przypadku omawianych kamieniołomów, głównym gatunkiem drzewa który kolonizuje wyrobiska jest brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth). Jest to typowy pionierski gatu-

nek, który jako pierwszy wkracza na wyrobiska poeksploatacyjne. Mniejszy udział mają dwa inne gatunki pionierskie: sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) oraz topola osika (*Populus tremula* L.). W miejscach podmokłych, w strefie linii brzegowej stwierdzono występowanie olchy czarnej (*Alnus glutinosa* Gaertn.) Również ten gatunek kolonizował inne wyrobiska o podmokłym spągu (Molenda, Chmura, 2003). Dostawa znacznej ilości materii organicznej przy niewielkiej pojemności akwenów powoduje, że w zbiorniku szybko wzrasta ilość ogólnego węgla organicznego (TOC). Źródłem materii organicznej jest również detrytus autochtoniczny na przykład *Lemna minor* L. występująca w badanych akwenach. Badane akweny meromiktyczne cechuje brunatna (żółto – brązowa) barwa wody. Znaczna zawartość rozpuszczonych substancji humusowych ma wpływ na przezroczystość wody, co wyraża się słabą widzialnością krążka Secchiego. Minimalna wartość widzialności krążka Secchiego w zbiorniku Grantz wynosi zaledwie 0,6 m. Jeszcze mniejszą wartość widzialności krążka Secchiego (< 0,5 m) stwierdził T. Molenda (2011) w innych zbiornikach meromiktycznych tego typu. W zbiorniku „Rampa” o małym stężeniu rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) średnia widzialność krążka Secchiego wynosi 3,4 m.

Opadająca jesienią na dno autochtoniczna i allochtoniczna materia organiczna podlega biochemicznym procesom rozkładu, które prowadzą do uwalniania jonów. Jednym z nich są jony amonowe. Ten rodzaj mineralizacji nosi nazwę amonifikacji (van Loon & Duffy, 2007). We wszystkich zbiornikach meromiktycznych stwierdzono statystycznie istotne większe stężenie jonów NH_4^+ w wodach naddanych w stosunku do wód przypowierzchniowych. Różnic takich nie stwierdzono w przypadku zbiornika Rampa. Akumulacja tych substancji prowadząca do wzrostu gęstości wód inicjuje zjawisko meromiksji. Dlatego też badane zbiorniki cechuje **meromiksja typu biogenicznego**.

Występowanie warunków meromiktycznych nie byłoby jednak możliwe, gdyby nie specyficzna morfometria mis akwenów. Wskaźnikiem, który wyraźnie przedstawia związek pomiędzy głębokością a powierzchnią jest – głębokość względna (Z_r). Im większe wartości osiąga współczynnik Z_r tym większe prawdopodobieństwo zaistnienia warunków meromiktycznych w danym zbiorniku. Według D. Hongve (2002) sprzyjające warunki do zaistnienia warunków meromiktycznych istnieją przy $Z_r > 8\%$. W badanych akwenach współczynnik Z_r przyjmuje bardzo dużą wartość od 28 – 29%. Ważnym czynnikiem jest również powierzchnia akwenów. Salonen i in. (1984) wykazuje, że powierzchnia akwenów predysponowanych do zaistnienia meromiksji wynosi < 30 000 m². Również to kryterium spełniają wszystkie analizowane zbiorniki. Badane zbiorniki zlokalizowane są w wyrobiskach kamieniołomów stokowo – wgłębnym, co dodatkowo ogranicza oddziaływanie wiatru na powierzchnię wody.

W niektórych z kamieniołomów wysokość ścian od zwierciadła wody do krawędzi wyrobiska wynosi > 20 m.

Zjawisko meromiksji stwierdzono również w zbiornikach, które są odbiornikami wód kopalnianych o bardzo dużej mineralizacji i dominacji jonów chlorkowo – sodowych. Przykładem takiego akwenu jest zbiornik „Gliniok”, którego charakterystyka przedstawiona została w artykule [5 F] pt. *„Impact of Saline Mine Water: Development of a Meromictic Reservoir in Poland”*. Gliniok jest zbiornikiem poeksploatacyjnym, do którego w przeszłości odprowadzane były silnie zasolone wody kopalniane o średniej przewodności elektrolitycznej – $35\ 000\ \mu\text{S}/\text{cm}$. W konsekwencji doszło do powstania trwałych zmian w właściwościach fizyczno-chemicznych jego wód. Aby wykazać zachodzące w następstwie odprowadzania wód kopalnianych zmiany jako obiekt kontrolny wytypowano zbiornik Grunfeld, który będąc zbiornikiem poeksploatacyjnym, nie był odbiornikiem silnie zasolonych wód kopalnianych. Zbiornik ten retencjonuje jedynie wody kopalniane pochodzące z naturalnego dopływu.

Zrzut wód kopalnianych do zbiornika Gliniok spowodował zmianę składu chemicznego jego wód. Obecnie, pomimo zakończenia zrzutu wód kopalnianych, wody zbiornika nadal reprezentują typ chlorkowo – sodowy ($\text{Cl}^- - \text{Na}^+$). Wody kontrolnego zbiornika Grunfeld również są dwujonowe, ale reprezentują typ wodorowęglanowo – wapniowy ($\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$). W zbiorniku Gliniok wraz z głębokością następuje wzrost przewodności elektrycznej właściwej. Poniżej głębokości 4 metrów wartość przewodności elektrycznej właściwej wynosi około $35\ 000\ \mu\text{S}/\text{cm}$ i jest stabilna we wszystkich porach roku. Taki trwały rozkład przewodności elektrycznej właściwej w kolumnie pionowej zbiornika jednoznacznie świadczy o meromiktycznym charakterze akwenu. Podobny, trwały rozkład przewodnictwa stwierdzano również w innych antropogenicznych zbiornikach meromiktycznych (Dietz i in., 2012; Żurek 2002) oraz naturalnych jeziorach (Hongve 1980; Kazanci i in., 2008). W zbiorniku Gliniok można zatem wyróżnić trzy charakterystyczne warstwy: miksolimnion (0 ~2 m), chemoklinę (2 ~4 m) oraz monimolimnion (4 ~7 m). W przypadku obiektu kontrolnego, w okresach wiosennej i jesiennej miksji, nie stwierdzono różnic wartości przewodnictwa elektrycznego. Zmian takich nie stwierdzono w zbiorniku kontrolnym Grunfeld.

Drugim tego typu akwenem, w którym meromiksja uwarunkowana jest zrzutem zasolonych wód kopalnianych, jest zbiornik „Brzeszcze”, którego charakterystykę przedstawiłem w artykule [1 F] pt. *„Seasonal changes in selected physicochemical parameters of saline water bodies”*. W profilu pionowym analizowanego zbiornika stwierdza się znaczny wzrost mineralizacji wraz z głębokością. Wzrost mineralizacji wód jest trwały i utrzymuje się zarówno wiosną jak i jesienią (a więc okresie o teoretycznie pełnej miksji i homogeniczności śro-

dowiska wodnego). Oprócz różnicy w mineralizacji wód warunków homogenicznych nie stwierdzono również dla natlenienia wód. Świadczy to o meromiktycznym charakterze zbiornika. W badanym akwencie stwierdzono również bardzo duże zmiany przewodności elektrolitycznej wód powierzchniowych w bardzo krótkim odstępie czasu. Amplituda przewodności elektrolitycznej w czasie 10 minut wyniosła aż 1586 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bardzo duże zmiany dotyczyły również mętności wód. W tym samym czasie amplituda mętności wyniosła 60 NTU. Badania prowadzone na zbiorniku Brzeszcze pozwoliły stwierdzić, że sposób odprowadzania wód do rzeki Wisły upustem dennym jest niewłaściwy. Wody warstwy przydennej cechuje bowiem zdecydowanie większa mineralizacja niż wód warstwy przypowierzchniowej. Postuluje się zatem przebudowę upustu dennego na przelew powierzchniowy. Odprowadzanie do Wisły solanek przelewem powierzchniowym (a więc o większym stopniu rozcieńczenia) będzie w sposób mniej negatywny oddziaływać na jej ekosystem. Jest to wniosek praktyczny, gdyż pozwoli na ochronę ekosystemu Wisły przed nadmiernym zasoleniem. Podczas budowy nowych zbiorników retencyjno – dozujących już na etapie projektowania zastosować należy przelewy powierzchniowe.

Reasumując zaprezentowane wyniki badań należy stwierdzić, że w zbiornikach, które są odbiornikami silnie zasolonych wód kopalnianych występuje duża większa amplituda przewodności elektrolitycznej i stężeń wybranych jonów w wodzie warstwy powierzchniowej aniżeli w wodach warstwy przydennej - jest to następstwo dopływu wód opadowych i roztopowych rozcieńczających solanki. W chemoklinie zbiornika Gliniok i Brzeszcze stwierdzono latem skokowy wzrost temperatury. W zbiornikach, które nadal są odbiornikami wód kopalnianych stwierdzono wysokie temperatury wód naddennych podczas katotermii. Maksymalne wartości temperatury podczas pomiarów wykazywały duże różnice. Może na to wpływać kilka czynników, do których zaliczyć możemy: temperaturę zrzucanych wód kopalnianych, objętość zrzucanych wód, objętość wód pompowanych, temperaturę powietrza, stan pokrywy lodowej (pokrycia śniegiem). Zimą może dojść do przechłodzenia wód powierzchniowych poniżej 0 °C, a minimalna odnotowana temperatura wyniosła – 1,8 °C. W bezodpływowym zbiorniku Gliniok pomimo zaniechania odprowadzania wód kopalnianych nie stwierdzono procesu wysładzania.

Oprócz badań wód kopalnianych w kręgu zainteresowań autora są również wody odciekowe składowisk odpadów górniczych. W bezpośredni sposób (głównie poprzez swoje właściwości fizyczno – chemiczne) nawiązują one do wód kopalnianych. Pod pojęciem odcieku *rozumiemy zanieczyszczone wody wypływające lub przenikające do podłoża z powierzchniowych ognisk zanieczyszczeń takich jak składowiska odpadów komunalnych i prze-*

mysłowych. W przypadku odpadów stałych odcieki powstają głównie w wyniku ługowania substancji rozpuszczalnych przez wody opadowe infiltrujące do bryły składowiska. Na problem wód odciekowych zwrócono uwagę stosunkowo niedawno na początku lat 80-tych XX wieku (Stefaniak, Twardowska, 2006). Wody odciekowe stanowią bardzo poważny problem na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, bowiem znajduje się na nim aż 136 składowisk odpadów górniczych o kubaturze 750 mln Mg materiału odpadowego (Gawor, 2009). Składowanie odpadów pogórnich odbywa się na zwałowiskach nadpoziomowych (tzw. hałdach) lub podpoziomowych (zwanym również niwelacyjnymi), powstającymi najczęściej w wyniku wypełniania wyrobisk po eksploatacji piasku podsadzkowego. Powierzchnia zajęta przez składowiska wynosi 3500 ha. Największym zwałowiskiem jest Smolnica, którego powierzchnia wynosi 255 ha. Z kolei za najwyższe uznawane jest zwałowisko „Szarłota” w Rydułtowach, którego wysokość względna wynosi 130 m. Na składowiskach zgromadzone są dwa główne rodzaje odpadów (Maciak, 1999):

- odpady górnicze, będące mieszaniną skały płonnej, wydobywanej przy robotach udostępniających i wydobywczyc, które są w większości przypadków dużymi okruchami skalnymi;
- odpady przerobcze, na które składa się skała płonna pochodząca przede wszystkim z partii spągowych i stropowych pokładów węgla oraz z przerostów wydobytych na powierzchnię.

W ogólnej masie odpadów węgla kamiennego udział odpadów górniczych wynosi 25-40%, a przerobczych 6-75%, przy czym wielkość odpadów górniczych i przerobczych zależy zarówno od geologicznych warunków zalegania złóż, jak i technologii eksploatacji. Wszystkie składowiska są źródłem odcieków. W niektórych przypadkach odcieki mogą mieć formę wypływów punktowych (skoncentrowanych). Sytuacja taka ma miejsce wówczas, gdy składowisko odpadów zlokalizowano w miejscu doliny rzecznej. Wówczas zasypana dolina rzeczna stanowi specyficzny rodzaj drenażu dla wód infiltrujących w bryłę zwałowiska. Wypływ wód odciekowych odbywa się w miejscu „przecięcia” doliny z bryłą zwałowiska. Tego typu wypływy są głównym przedmiotem badań autora. Zasadniczym celem badań było poznanie właściwości fizyczno-chemicznych wód odciekowych, a także ich sezonowej zmienności. Charakterystyczną cechą wód odciekowych jest ich bardzo duża mineralizacja. Jest ona następstwem ługowania odpadów zgromadzonych na hałdach. W wodach odciekowych stwierdzono wysokie stężenie jonów siarczanowych, sodowych oraz potasowych, wapniowych i magnezowych.

Wśród właściwości fizycznych wód odciekowych uwagę zwraca ich temperatura. Z uwagi na ten parametr zdecydowana większość odcieków to wody zwykle cechujące się temperaturą wody mniejszą niż 20 °C. Jednak w przypadku składowisk termicznie czynnych tempera-

tura wód odciekowych jest zdecydowanie większa a odcieki te można zaliczyć do wód termalnych cechujących się temperaturą wody większą niż 20 °C. Przykładem takiego odcieku jest wypływ związany ze składowiskiem „Skalny”. Szczegółowa charakterystyka tego odcieku przedstawiona została w opracowaniu [2 F] pt. *„Influence of Thermally Polluted Water on the Growth of Helophytes in the Vicinity of a Colliery Waste Tip”*. Temperatura wód odciekowych wynosi 50 °C a jej roczna amplituda nie przekracza 1 °C. Tak wysoka temperatura jest następstwem termicznej aktywności zwałowiska. W materiale odpadowym znajduje się bowiem znaczna domieszka palnej substancji węglistej sprzyjająca jej samozagrzewaniu i samozapalaniu się, skutkującym pożarem. Chociaż aktywne termicznie składowiska są przedmiotem badań (Wagner, 1980; Hanak, Porszke, 2006; Hanak, Nowak, 2010) to jednak badania dotyczą głównie wysokotemperaturowych przeobrażeń minerałów w skałach zdeponowanych na hałdzie. Przedstawiony artykuł jest prawdopodobnie pierwszym tego typu opracowaniem, bowiem nie znalazłem prac na ten temat w literaturze polskiej i światowej. Wysoka temperatura wód odciekowych prowadzi do termicznego skażenia cieków który jest odbiornikiem odcieków. Implikuje również wzrost roślinności wodnej (zasiedlającej koryto potoku poniżej odcieku), której początek wegetacji przypada tu już na przełom stycznia i lutego. Wysokie zanieczyszczenie wód substancjami chemicznymi, powoduje jednak, że rośliny cechują zdecydowanie niższe przyrosty i biomasa niż na stanowiskach kontrolnych (niezanieczyszczone i nieskażone termicznie ciekami). Uważam, że w artykule tym najlepiej wykazano interakcje zachodzące pomiędzy roślinnością a warunkami abiotycznymi środowiska. Zagadnienia interakcji woda – roślinność, poruszane są również w innych artykułach, które realizuję wspólnie z pracownikami Wydział Biologii i Ochrony Środowiska. Poznanie zależności pomiędzy środowiskiem abiotycznym (głównie właściwościami hydrograficznymi – hydrochemicznymi) a wybranymi gatunkami roślin ma wymiar praktyczny. Pozwala bowiem dobrać odpowiednie gatunki roślin do siedliska obszarów rekultywowanych. Ma to szczególne znaczenie w przypadku tak trudnych do rekultywacji obiektów jak termicznie czynne składowiska odpadów górniczych.

Jak już wcześniej wspomniano odcieki charakteryzuje duża mineralizacja będąca następstwem ługowania zdeponowanych na składowisku odpadów. Oprócz wysokiego stężenia głównych jonów wody odciekowe mogą zawierać wysokie stężenie innych substancji w tym metali ciężkich (Stefaniak, Twardowska 2006; Jankowski i in. 2006; Molenda 2006; Sobik-Szołtysek, Jabłońska, 2010). Metale ciężkie stanowią poważne zagrożenie dla środowiska wodnego ze względu na ich toksyczne oddziaływanie na poszczególne elementy ekosystemu i bioakumulację w łańcuchu pokarmowym zwierząt.

Do metali ciężkich powszechnie zalicza się Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb i Zn, związane z problemami skażenia i toksyczności (Alloway, 2008). Uznano zatem, że ważnym zadaniem badawczym będzie rozpoznanie stężenia i sezonowej zmienności metali ciężkich w wodach odciekowych. Zagadnieniu temu poświęcono kolejny artykuł [3 F] pt. „*Analysis of concentrations heavymetals (Zn, Pb, Cu, Cd) in spoil tip leachate from coal mining*”. W niniejszym opracowaniu analizowano stężenie metali ciężkich występujących w wodach odciekowych składowisk odpadów górnictwa węgla kamiennego. Podobnie jak w przypadku sztolni, jako obiekty kontrolne wytypowano naturalne źródła karbońskie, które wypływają z utworów karbońskich (skałami zbiornikowymi są piaskowce). Jak już wcześniej wspomniano, na składowiskach zdeponowane są skały karbońskie – piaskowce i łupki. Zatem wody infiltracyjne zasilające naturalne źródła jak i odcieki krążą w skałach zbliżonych pod względem litologiczno – mineralnym. Ponadto, badane źródła zlokalizowane są bardzo blisko składowisk odpadów przemysłowych. Stanowią one zatem informację o tle hydrogeochemicznym tego obszaru. Przeprowadzone badania wskazują, że w zdecydowanej większości przypadków średnie stężenie metali ciężkich w odciekach nie jest statystycznie istotnie większe niż w wodzie źródeł karbońskich. Zatem możemy wnioskować, że proces ługowania odpadów górniczych nie jest jedynym źródłem metali. Stwierdzenie jaki procent metali pochodzi z ługowania odpadów a jaka część z depozycji atmosferycznej jest jednak niemożliwe, a stwierdzone stężenie metali ciężkich jest większe niż to, które wynikałoby z naturalnego tła hydrogeochemicznego tego obszaru. Większe stężenie jest następstwem silnego skażenia tego obszaru metalami ciężkimi. Głównym ogniskiem metali ciężkich jest atmosferyczna depozycja zanieczyszczeń. Obszar, na którym położone są badane obiekty należy bowiem do rejonów o największej emisji metali ciężkich do atmosfery w Polsce. Bardzo istotnym źródłem metali w wodzie źródeł jest również infiltracja ścieków opadowych. O negatywnym wpływie ścieków opadowych na jakość wód badanych źródeł świadczą również wcześniejsze badania (Molenda 2008). Tym samym można stwierdzić, że odpady górnicze chociaż są ogniskiem metali ciężkich, to nie stanowią one ich jedyne źródła w wodach odciekowych. Źródłem metali, jest również atmosferyczna depozycja zanieczyszczeń na powierzchni zwałowisk. Zanieczyszczenia te, przemieszczają się wraz ze strumieniem wód infiltracyjnych. Ograniczone ługowanie (wymywanie) metali ze zwałowisk należy wiązać z obojętnym lub lekko kwaśnym odczynem wód odciekowych. Obojętny odczyn wód nie sprzyja bowiem mobilności metali. Stwierdzone średnie stężenie metali w odciekach nie przekracza dopuszczalnych norm jakie stawiane są ściekom odprowadzanym do wód powierzchniowych lub ziemi. Reasumując, należy stwier-

dzić, że wody odciekowe składowisk odpadów górniczych nie stanowią głównych ognisk skażenia hydrosfery regionu Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego metalami ciężkimi.

Dopływ wód odciekowych do cieków powoduje ich silne zanieczyszczenie. Dlatego też celem prowadzonych przeze mnie badań jest nie tylko charakterystyka tych wód, ale również wskazanie metod ich oczyszczania, które prezentuję w opracowaniu [7 F] pt. „*The role of wetlands in the removal of heavy metals from the leachate (on the example of the Lipinka River catchment, southern Poland)*”. Prowadząc badania na jednym z odcieków zaobserwowano, że spontaniczne rozwijające się ekosystemy mokradeł (porośnięte roślinnością hydrofilną) mogą odegrać istotną rolę w oczyszczaniu wód odciekowych. Oprócz usuwania takich jonów jak siarczany, sól czy potas (Jankowski i in., 2006) mokradła wykazują wysoką sprawność w redukcji metali ciężkich głównie bardzo toksycznego kadmu. Rośliną, która może odegrać kluczową rolę w konstrukcji hydrofitowych oczyszczalni wód odciekowych jest mech zdrojek. W prezentowanym artykule wykazano bowiem jego bardzo wysoką skuteczność w oczyszczaniu wód głównie z kadmu i cynku.

Cytowana literatura:

1. Alloway B. J., Ayres D. C., 1999: Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 422
2. Błońska A., Chmura D., Molenda T., 2013: The ecological conditions of the occurrence of *Drosera Rotundifolia* in man-made habitats. 13th SGEM GeoConference on Science and Technologies In Geology, Exploration and Mining, SGEM 2013 Conference Proceedings, ISBN 978-954-91818-7-6/ ISSN 1314-2704, 1:947-953. Doi:10.5593/SGEM2013/BE.V1/S20.124
3. Boehrer B., Schultze M., 2008: Stratification of lakes. *Rev Geophys* 46:RG2005. doi:10.1029/2006RG000210
4. Chmura D., Molenda T., 2007: The anthropogenic mire communities of the Silesian Upland (S Poland): a case of selected exploitation hollows. *Nature Conservation* 64(7), p. 57-63
5. Choiński A., 2007: *Limnologia fizyczna Polski*. Poznań, Wydawnictwo Naukowe UAM, ss. 547
6. Chmiel S., Michalczyk Z., Turczyński M., 2002: Hydrochemical changes of waters in reservoirs as result of mining deformations. “*Limnological Review*”, vol. 2, s. 57-62
7. Chmura D., Błońska A., Molenda T., 2013: Hydrographic properties and vegetation differentiation in selected anthropogenic wetlands. 13th SGEM GeoConference on Sci-

ence and Technologies In Geology, Exploration and Mining, SGEM 2013 Conference Proceedings, ISBN 978-954-91818-7-6/ ISSN 1314-2704, 1: 555-562. Doi:10.5593/SGEM2013/BE5.V1/S20.073

8. Czaja S., 2003: Zbiorniki i pojezierza antropogeniczne. Człowiek i woda, PTG, Oddz. Katowice, s. 22-30
9. Czop M., Motyka J., Sracek O., Szuwarzyński M., 2011: Geochemistry of the Hyperalkaline Gorka Pit Lake in the Chrzanow Region. Southern Poland. Water Air Soil Pollution 214, p. 423-434
10. Dietz S., Lessmann D., Boehrer B., 2012: Contribution of Soluties to Density Stratification in a Meromictic Lake (Waldsee/ Germany). Mine Water Environment 31(2):129-137. doi: 10.1007/s10230-012-0179-3
11. Galas J., 2003: Limnological study on a Lake Fordem in a limestone quarry (Kraków, Poland) I. Water chemistry. Polish Journal of Environmental Studies 12(3), p. 297–300
12. Gary W. van Loon and Stephen J. Duffy, 2008: Chemia Środowiska, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 614
13. Gawor Ł., 2009: Uregulowania prawne w Polsce i Niemczech. Gospodarka odpadami górnictwymi. [w:] Odpady i środowisko, nr 1 (55)/09, s. 32-36.
14. Hakala A., 2004: Meromixis as a part of lake evolution – observations and a revised classification or true meromictic lakes in Finland, Boreal Environment Research 9, p. 37-53
15. Hanak B., Porszke A., 2006: Kierunki przeobrażeń minerałów w starych zwałowiskach odpadów powęglowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Górnictwo, z. 272, Gliwice, s. 51–60.
16. Hanak B., Nowak J. 2010: Charakterystyka węgla ze zmienionych termicznie odpadów powęglowych KWK „Nowy Wirek”. Prz. Górn., 66, s. 106–110
17. Hongve D., 1980: Chemical stratification and stability of meromictic in the Upper Romerike district. Aquatic Sciences- Research across boundaries 42(2), p. 171- 195
18. Hongve D., 2002: Sesonal mixing and genesis of endogenic meromixis in small lakes in Southeast Norway. Nord. Hydrol. 33(2-3), p. 189-206
19. Hrdinka T., 2007: Typology and potential utilization of anthropogenic lakes in mining pits in the Czech Republic. Limnologica 7, p. 29-35
20. Hrdinka T., Šobr M., 2010: Manifestation and causes of meromixis in lakes resulting from mineral extraction in Czechia. Geografie –Prague 115(1), p. 96-112

21. Hrdinka T., Šobr M., Fott J, Nedbalova L., 2013: The unique environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic. *Limnologica* 43(6), p.417-426
22. Hutchinson GE., 1957: A treatise on limnology, vol 1. Wiley, NYC
23. Jankowski A.T., Molenda T., Miler E., 2006: The role of anthropogenic wetlands in purifying leachates within industrial waste deposits, *Polish Journal of Environmental Studies*, vol.15 5d
24. Janský B., Šobr M. i in., 2003: Jezera České republiky. Praha, Universita Karlova, s. 216
25. Jędrzak A., 1992: Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Muzakowskim. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Inżynierskiej, Zielona Góra
26. Kazanci N., Muzaffer D., Sonmez G., 2008: The physico-chemical and biological characteristics of Koycegiz Lake in south-western Turkey between 1991 and 1993 and future management proposals. *Rev Hydrobiol* 2, p. 165–205
27. Lampert W., Rothhaupt K. O., red., 1989: Limnology in the Federal republic of Germany. Plön, International Association for Theoretical and Applied Limnology, s. 170.
28. Maciak F., 1999: Ochrona i rekultywacja środowiska. Wyd. SGGW, Warszawa.
29. Machowski R., Rzętała M., 2006: Wyżyna Śląska i jej obrzeżenie jako "pojezierze antropogeniczne". *Wszechświat*, T. 107, nr 1-3/2006, s. 45-50
30. Machowski R., 2010: Przemiany geosystemów zbiorników wodnych w nieckach osiadania na Wyżynie Katowickiej, Wydawnictwo UŚ, Katowice
31. Madonia P., Naselli-Flores L., Parello F., Parlato B., 2006: Geological development of a gypsum lake formed at the beginning of the 20th century in central Sicily. Italy: integration of historical data with modern survey techniques. *Chem Ecol* 22:S333–S347. doi:10.1080/02757540600557728
32. Michalczyk Z., Chmiel S., Chmielewski J., Turczyński M., 2007: Hydrologiczne konsekwencje eksploatacji złoża węgla kamiennego w rejonie Bogdanki (LZW). „Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego”, 422, s. 113-126
33. Molenda T., Chmura D., 2003: Przykład spontanicznej sukcesji roślinności na terenie starego wykopu w Mikołowie-Gniotku, *Archiwum Ochrony Środowiska*, vol. 29 (2), s. 49-56
34. Molenda T., 2005: O niektórych specyficznych właściwościach fizyczno- chemicznych wód zbiorników antropogenicznych. Lakes and artificial water reservoirs natural processes and socio-economic importance. Sosnowiec, Poland

35. Molenda T., 2006: Charakterystyka hydrograficzno-hydrochemiczna wpływów wód odciekowych wybranych składowisk odpadów przemysłowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, z. nr 272, Gliwice, s. 95-103.
36. Molenda T., 2008: Wybrane cechy hydrologiczno-hydrochemiczne źródeł Katowic, PTG Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 65-68
37. Molenda T., 2011: Naturalne i antropogeniczne uwarunkowania zmian właściwości fizyczno-chemicznych wód w pogórnich środowiskach akwaticznych. Na przykładzie regionu górnośląskiego i obszarów ościennych. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice
38. Molenda T., 2014: Impact of Saline Mine Water: Development of a Meromictic Reservoir in Poland, *Mine Water and the Environment*, 33, p. 327–334 DOI 10.1007/s10230-014-0262-z
39. Motyka J., Postawa A., 2000: Influence of contaminated Vistula River water on the groundwater entering the Zakrzówek limestone quarry. Cracow region. Poland. *Environ Geol* 39(3/4), p. 398–404
40. Puchalski W., 1985: Poeksploatacyjne zbiorniki Wodne. Wstęp do charakterystyki ekologicznej. *Wiadomości Ekologiczne*, 31, s. 3-25
41. Rzętała M., 2008: Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie rejonu górnośląskiego, Katowice, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, s. 171
42. Salonen K., Arvola L., Rask M., 1984: Autumnal and vernal circulation of small forest lakes in southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22:103-107
43. Sobik-Szołtysek J., Jabłońska B., 2010: Possibilities of joint management of sewage sludge and dolomite post-flotation waste, *Ecological Chemistry and Engineering S*, vol. 17, no. 2, p. 149-159
44. Stefaniak S., Twardowska I., 2006: Przemiany chemiczne w odpadach górniczych na przykładzie zwałowiska w Czerwionce-Leszczynach. *Kwartalnik "Górnictwo i Geologia. Instytut Geologii Stosowanej, Wydział Górnictwa i Geologii, Politechnika Śląska, Gliwice*, s. 22-28
45. Szczypek T., 1997: Warunki naturalne. Przyroda województwa katowickiego, (red.) K. Rostański, Wydawnictwo Kubajak, Krzeszowice
46. Tokarska – Guzik B., Rostański A., 2001: Możliwości i ograniczenia przyrodniczego zagospodarowania terenów poprzemysłowych, *Natura Silesiae Superioris*, Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice

47. Wagner M., 1980: Przemiany termiczne węgla kamiennego w strefach pożarów na hałd kopalnianych. Kwart. AGH Geologia, 6, s. 5–14
48. Wilk-Woźniak E., Żurek R., 2005: Phytoplankton and its relationships with chemical parameters and zooplankton in meromictic reservoir. Aquatic Ecology 40, p. 165-176. Doi. 10.1007/s10452-005-0781-6
49. Żurek R., 2002: Peculiarities of a Sunken Sulphur Strip Mine (Reservoir Piaseczno, Southern Poland). Ecology and Ecotechnologies. Proceeding of the Review Conference on the scientific cooperation between Austria and Poland. 34(2), p. 35-47

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych (artystycznych):

a) działalność naukowa i badawcza

Moje zainteresowania naukowe, skoncentrowane głównie wokół ekosystemów wodnych, rozwinęły się podczas studiów geograficznych na Uniwersytecie Śląskim w ramach specjalności „Kształtowanie i ochrona środowiska”. Prowadzone dotychczas badania dotyczą zarówno problematyki funkcjonowania ekosystemów wodnych (hydrosfery) ze szczególnym uwzględnieniem roli antropogenicznych zbiorników wodnych, terenów podmokłych (mokradła) oraz wpływów antropogenicznych, jak również analizy wpływu antropopresji na ekosystemy wodne. Problematyka badawcza skupia się również wokół chemii środowiska (geochemia i hydrochemia) oraz ochrony przyrody.

Początek mojej działalności naukowej przypada na koniec lat 90. XX wieku, bowiem od początku studiów doktoranckich brałem udział w pracach badawczych prowadzonych przez Ś.P. prof. dr hab. Andrzeja T. Jankowskiego wraz z zespołem. Był to okres kształtowania profilu badań antropogenicznych zbiorników wodnych w Szkole tworzonej przez Ś.P. Profesora oraz dr hab. Stanisława Czaję. Prowadzone przeze mnie w tamtym okresie badania wniosły znaczący wkład w ukształtowanie kierunku badań utożsamianych współcześnie ze Śląską Szkołą Limnologii Antropogenicznych Zbiorników Wodnych. W tamtym okresie rozpocząłem realizację badań, które były związane z rozpoznaniem właściwości fizykochemicznych wód i osadów dennych. Szczególną uwagę poświęciłem ocenie skażenia osadów dennych metalami ciężkimi. Już pierwsze pilotażowe badania wykazały bowiem, że poziom skażenia osadów dennych metalami ciężkimi wielokrotnie przekracza dopuszczalne normy. Było to głównie związane z obecnością na obszarze Górnego Śląska licznych kopalń rud cyn-

ku i ołowiu, a także hut przerabiających wyżej wspomniane rudy. Rozpoczęte jeszcze w trakcie studiów doktoranckich badania osadów dennych kontynuowałem również po uzyskaniu stopnia doktora. Efekty tych badań przedstawione zostały w artykułach [poz.: 3A, 18A, 13D, 15D, 16D, 21D]. Na okres studiów doktoranckich przypada również rozwój moich zainteresowań dotyczących przekształcania rzek i ich dolin, a także metod ich rewitalizacji. Wspomniana problematyka zaprezentowana została w szeregu artykułów [poz.: 4A, 5A, 6A, 11A, 13A, 14A, 15A, 22A]. W okresie tym byłem również kierownikiem indywidualnego grantu Komitetu Badań Naukowych.

Zwieńczeniem badań realizowanych w tym kierunku było przedstawienie w 2002 roku rozprawy doktorskiej pt. *„Rewitalizacja ekosystemów wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji – na przykładzie Ekologicznego Systemu Obszarów Chronionych Katowic”*, której promotorem był Ś.P. prof. zw. dr hab. Andrzej T. Jankowski. W późniejszym okresie również kontynuowałem badania nad antropogenicznymi zmianami rzek i ich dolin, a także metodami ich rewitalizacji czego wyrazem są publikacje [poz.: 11D, 18D, 24D, 28D, 34D, 38D, 39D, 50D]. We współpracy z geomorfologami zrealizowałem również kilka badań, które dotyczyły procesów geomorfologicznych w obrębie form antropogenicznych. Ich wyniki prezentowane były głównie w wydawnictwach międzynarodowych sympozjów geomorfologicznych odbywających się cyklicznie na terenie Republiki Czeskiej lub innych wydawnictwach regionalnych [poz.: 17A, 20A, 21A, 1C, 4D, 14D, 30D, 31D, 33D, 42D, 43D, 66D]. Po obronie pracy doktorskiej moje zainteresowania badawcze skoncentrowały się na problematyce zmian stosunków wodnych. Są one następstwem działalności górniczej na skutek której nie tylko dochodzi do zmiany stosunków wodnych, ale również mogą pojawić się nowe obiekty akwacyjne. Nowe, antropogeniczne środowiska wodne, związane z działalnością górniczą, można podzielić na trzy główne grupy: liniowe, powierzchniowe i punktowe, wśród których ważnym obiektem badań były zbiorniki wodne. Prowadzone badania pozwoliły między innymi na wykazanie, że w przypadku zbiorników poeksploatacyjnych (bezoptywowych) skład chemiczny ich wód całkowicie zdeterminowany jest rodzajem skał w którym powstała misa wyrobiskowa. Przykładem takiego determinującego wpływu są zbiorniki w kamieniołomach skał gipsowych o typie hydrochemicznym $\text{SO}_4^{2-} - \text{Ca}^{2+}$ lub wapiennych o typie $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$. Zasygnalizowana powyżej problematyka szerzej przedstawiona została w artykule [poz.: 43B]. Na właściwości fizyczno-chemiczne wód zbiorników bardzo istotny wpływ mogą mieć również odcieki ze składowisk odpadów przemysłowych lub atmosferyczna depozycja zanieczyszczeń. W zbiornikach narażonych na tego rodzaju wpływ może dochodzić do całkowitej transformacji właściwości fizyczno-chemicznych wód oraz ekstremal-

nego skażenia ekosystemu. Problemowi temu poświęcono artykuły [poz.: 12D, 32D, 35D, 41D, 54D]. Badania antropogenicznych zbiorników wodnych nakierowane są również na poznanie ich cech morfometrycznych. Za istotne uważam udokumentowanie najgłębszego w Polsce zbiornika poeksploatacyjnego w grupie zbiorników powstałych w wyrobiskach surowców budowlanych. Jest to zbiornik „Górka” położony koło Strzelina [poz.: 60D]. W moich pracach opisałem również zmiany morfometrii antropogenicznych zbiorników wodnych w następstwie górniczych osiadań terenu [poz.: 61D, 62D, 64D]. Jest to ważna problematyka, gdyż zmiany mis zbiorników zaporowych lub stawów hodowlanych poważnie ograniczają ich gospodarcze wykorzystanie, a w skrajnych przypadkach prowadzą do całkowitego wyłączenia z eksploatacji.

Specyficznymi środowiskami powierzchniowymi są antropogeniczne mokradła. Należy nadmienić, że pojęcie to zdefiniowałem i wprowadziłem do literatury po raz pierwszy w 2004 roku [8D]. Antropogeniczne mokradła powstają najczęściej w wyrobiskach starych piaskowni, których spąg pozostaje stale wilgotny. Mokradła te cechuje bardzo duża bioróżnorodność, często są one siedliskiem wielu chronionych gatunków roślin. Badania, które prowadziłem w obrębie antropogenicznych mokradeł są interdyscyplinarne, realizowane wspólnie z pracownikami: Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŚ dr Agnieszką Błońską oraz Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie a później Akademii Techniczno-Humanistycznej w Bielsku-Białej dr hab. Damianem Chmurą. Głównym problemem badawczym jest ocena wpływu warunków abiotycznych siedliska (stopnia uwilgotnienia i właściwości fizyczno-chemicznych wód) na kierunek kolonizacji tych obiektów przez roślinność. Problematyka ta przedstawiona została w bardzo licznych artykułach [poz.: 2D, 3D, 5D, 6D, 7D, 8D, 9D, 23D, 48D, 52D, 56D]. Prowadzone badania mają wymiar praktyczny, pozwalają bowiem wskazać kierunki rekultywacji (poprzez dobór odpowiednich gatunków roślin) obszarów zdegradowanych. Badania nad transformacją właściwości chemicznych wód w obrębie antropogeniczne jak i naturalnych mokradeł może również wskazać kierunek w konstrukcji hydrofitowych oczyszczalni ścieków. Stwierdzono bowiem, że obiekty takie w znaczący sposób redukują wprowadzony do nich ładunek zanieczyszczeń [poz.: 17D, 65D].

Moja działalność badawcza skupia się również na naturalnych i antropogenicznych wpływach wód podziemnych. Za jedno z ważniejszych osiągnięć uważam stworzenie klasyfikacji antropogenicznych wpływów wód podziemnych [poz.: 42D]. Problematyka naturalnych i antropogenicznych wpływów wód podziemnych poruszana była również w innych artykułach [poz.: 19D, 29D, 40D, 46D, 47D, 53D, 57D, 58D].

W kręgu moich zainteresowań znajduje się również ochrona przyrody. Jej prawnym aspektem poświęcono artykuły [poz.: 20D, 59D].

Istotną rolę w rozwoju mojej działalności naukowej odgrywała również współpraca międzynarodowa. W jej ramach prowadziłem badania terenowe w Rosji, Republice Czeskiej oraz na Węgrzech. Prowadzenie badań w Rosji było możliwe na podstawie „Porozumienia o współpracy naukowo-badawczej pomiędzy Uniwersytetem Śląskim w Katowicach a Instytutem Skorupy Ziemskiej Syberyjskiego Oddziału Rosyjskiej Akademii Nauk” zawartego w latach 90. XX wieku. Dzięki podpisanemu porozumieniu możliwy stał się wyjazd na dwa staże do wspomnianego Instytutu. Badania prowadzone były zarówno na Jeziorze Bajkał, jak również dwóch zbiornikach zaporowych – Irkuckim i Brackim. Głównym celem prowadzonych badań była ocena zmian środowiska w następstwie piętrzenia wody rzek i jezior. Badania na terenie Republiki Czeskiej realizowane były w ramach grantu realizowanego wspólnie z Uniwersytetem Technicznym w Ostrawie. Przedmiotem badań były zbiorniki, które powstały w nieckach osiadania jako następstwo eksploatacji pokładów węgla. Problem rozwoju tego typu zbiorników jest charakterystyczny zarówno dla Górnośląskiego jak i Ostrawsko – Karwińskiego Zagłębia Węglowego. W ramach realizowanego grantu zwrócono szczególną uwagę na sposoby rekultywacji tego typu zbiorników. Efektem współpracy międzynarodowej są dwie anglojęzyczne monografie napisane wspólnie z pracownikami zagranicznych instytutów, w których odbywałem staż lub realizowałem wspólny grant. Są to opracowania “Geomorphological processes in conditions of human impact – Lake Baikal, Southern part of the Angara valley, Silesian Upland” [poz.: 1C] oraz “Environmental and socio-economical importance of mining subsidence reservoirs” [poz.: 3C]. W 2008 roku brałem również udział w Szkole Wulkanologicznej na Kamczatce, gdzie istotnym dla mnie przedmiotem zainteresowań była hydrologia i hydro-chemia jezior wulkanicznych.

W 2013 roku odbyłem krótkoterminowy staż na Węgrzech, w ramach którego prowadzone były badania interakcji woda – roślinność na przykładzie dużych systemów rzecznych – Dunaju.

Główny nurt mojej działalności dotyczył prac naukowo-badawczych, których jednym z ważniejszych był udział lub kierownictwo w projektach badawczych. Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora uczestniczyłem w realizacji kilku wydziałowych projektów badań statutowych kierowanych przez Ś.P. prof. zw. dr hab. Andrzeja T. Jankowskiego, a później dr hab. Stanisława Czaję oraz jednym indywidualnym finansowanym w ramach konkursów wydziałowych. W latach 2007 – 2014 uczestniczyłem również w pracach zespołu głównych wyko-

nawców w dwóch grantach Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego oraz Narodowego Centrum Nauki.

W latach 2007-2010 kierowałem projektem badawczym pt. „*Wody obce w środowisku przyrodniczym – właściwości i procesy*” Nr PB-H-04-665-00-07. W latach 2007-2009 byłem jednym z głównych wykonawców projektu badawczego pt. „*Różnorodność biologiczna pogórnicych zbiorników zapadliskowych, ich rola w krajobrazie i środowisku przyrodniczym oraz możliwości zagospodarowania*” pod kierownictwem dr Edyty Sierki (Uniwersytet Śląski) Nr N305 111 32/4126 oraz w latach 2010-2013 – projektu pt. „*Antropogeniczne mokradła - procesy hydrologiczne a zróżnicowanie roślinności*” pod kierownictwem dr Agnieszki Błońskiej (Uniwersytet Śląski) Nr N N305 384938. Projekty były finansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

W 2014 r. brałem udział w projekcie „2014 Quarry Life Award. Hydrological - hydrochemical conditions of biodiversity and reclamation of opencast mines”, który propagował wiedzę na temat bioróżnorodności w unikatowych siedliskach. Badania finansowane były przez Heidelberg Cement.

Zarys merytoryczny publikacji dotyczy szeroko rozumianej geografii fizycznej ze szczególnym uwzględnieniem hydrologii oraz kształtowania i ochrony środowiska. Przedmiotem badań są głównie środowiska antropogeniczne, które powstały w następstwie działań człowieka. Poznanie ich funkcjonowania wymaga kompleksowego spojrzenia na dany ekosystem. Ścisła współpraca z pracownikami: Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŚ oraz Akademii Techniczno-Humanistycznej w Bielsku-Białej zaowocowała licznymi publikacjami naukowymi dotyczącymi najczęściej interakcji zachodzących pomiędzy warunkami hydrograficznymi – hydrochemicznymi a szatą roślinną. Należy również nadmienić, że w 2012 roku zostałem redaktorem tematycznym czasopisma „Z badań nad wpływem antropopresji na środowisko”, choć stała współpraca z tym tytułem miała miejsce od jego początku.

Swoją działalność naukową staram się tak ukierunkować aby wyniki prowadzonych prac badawczych mogły być zastosowane w praktyce. Efektem tego kierunku działalności jest opracowanie kilkudziesięciu tematów badawczych (samodzielnie lub we współautorstwie), zleconych przez jednostki administracji państwowej. Najważniejsze opracowania naukowo-badawcze zastosowane w praktyce zestawiono w Załączniku nr 9.

O aktualności problematyki prowadzonych przeze mnie badań mogą świadczyć **liczne cytowania prac (107)** opublikowanych zarówno w wydawnictwach lokalnych, jak i czasopiśmie wyróżnionych na tzw. liście filadelfijskiej czy ujętych w bazie Web of Science i Jour-

nal Citation Reports. Na uwagę zasługuje różnorodność dziedzin i dyscyplin naukowych, których przedstawiciele korzystają z dorobku naukowego wnioskodawcy.

Za działalność naukową, dydaktyczną i organizacyjną dwukrotnie **zostałem wyróżniony nagrodami JM Rektora Uniwersytetu Śląskiego: Nagroda indywidualna III Stopnia (2014) oraz Nagroda zespołowa II Stopnia (2004).**

W 2011 roku otworzyłem przewód habilitacyjny, jednakże ze względu na niewystarczający w ocenie Recenzentów dorobek naukowy (głównie z nieposiadania w dorobku samodzielnych artykułów posiadających współczynnik wpływu IF), przewód został zamknięty. Od tego momentu zintensyfikowałem badania naukowe i publikacje artykułów. Wszystkie artykuły naukowe, które stanowią obecne osiągnięcie naukowe zostały opublikowane po okresie wszczęcia poprzedniego przewodu habilitacyjnego.

PODSUMOWANIE DZIAŁALNOŚCI NAUKOWEJ

Moją aktywność naukową można podsumować następująco – jestem autorem lub współautorem:

- 3 monografii (w tym dwóch anglojęzycznych),
- 5 artykułów w czasopismach znajdujących się w bazie Journal Citation Reports,
- 4 recenzowanych artykułów konferencji międzynarodowych ujmowanych w bazie Web of Science,
- 81 artykułów naukowych w czasopismach międzynarodowych lub krajowych innych, niż znajdujące się w bazie Journal Citation Reports (w tym 20 w okresie przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora),
- 30 abstraktów, notatek i komunikatów naukowych (Tab. 1).

Szczegółowy wykaz publikacji znajduje się w Załączniku nr 4.

Prace opublikowane po uzyskaniu stopnia doktora stanowią obecnie 79% mojego dorobku naukowego.

Od 1999 r. brałem udział w 50 konferencjach, sympoziach lub warsztatach (wykaz w Załączniku nr 8). Wygłosiłem 30 referatów i zaprezentowałem 10 posterów. Na 16 konferencji międzynarodowych 8 odbyło się zagranicą (Tab. 2).

Tab. 1. Podsumowanie dorobku wraz z osiągnięciem naukowym

Rodzaj publikacji	LICZBA PUBLIKACJI		RAZEM
	Przed uzyskaniem stopnia doktora nauk geograficznych	Po uzyskaniu stopnia doktora nauk geograficznych	
Oryginalne artykuły naukowe	23	67	90
Monografie i rozdziały w książkach	-	3	3
Publikacje popularnonaukowe, doniesienia naukowe i komunikaty	3	27	30
RAZEM	26	97	123
Łączna liczba punktów Ministerstwa	63	455 (w tym 112 pkt. – dzieło)	518

Tab. 2. Udział w konferencjach krajowych i międzynarodowych, zagranicznych oraz liczba prezentacji (referat, poster) lub tylko głosu w dyskusji

Typ konferencji	LICZBA KONFERENCJI I PREZENTACJI			
	Przed uzyskaniem stopnia doktora nauk geograficznych		Po uzyskaniu stopnia doktora nauk geograficznych	
Krajowe	Referat	5	Referat	17
	Głos w dyskusji	2	Głos w dyskusji	6
	Poster	-	Poster	4
Międzynarodowe, zagraniczne	Referat	1	Referat	7
	Głos w dyskusji	1	Głos w dyskusji	1
	Poster	-	Poster	6
RAZEM	Referat	6	Referat	24
	Głos w dyskusji	3	Głos w dyskusji	7
	Poster	-	Poster	10

Na podstawie moich publikacji, wg różnych baz danych współczynniki bibliograficzne i scientometryczne przedstawiają się następująco:

Cytacje wg Web of Science = 14,

Cytacje wg Scopus = 14,

Cytacje wg Google Scholar = 107,

Indeks Hirsha:

wg Web of Sciences = 1, Scopus = 2, Google scholar = 6

Łączny Impact Factor = 5,63.