

Wybrane przemiany geomorfologiczne
nis zbiorników wodnych
i ocena zanieczyszczeń osadów zbiornikowych
w warunkach zróżnicowanej antropopresji
(na przykładzie regionu górnośląsko-zagłębiowskiego)



NR 3210

Martyna A. Rzętała

Wybrane przemiany geomorfologiczne
mis zbiorników wodnych
i ocena zanieczyszczeń osadów zbiornikowych
w warunkach zróżnicowanej antropopresji
(na przykładzie regionu górnośląsko-zagłębiowskiego)

Redaktor serii: Nauki o Ziemi
Mariusz Rzeżała

Recenzent
Adam Łajczak

Spis treści

1. Wstęp	7
1.1. Zarys problemu badawczego	7
1.2. Obszar badań	10
1.3. Cele, materiały źródłowe i metody badań	12
2. Geneza oraz cechy morfo- i hydrometryczne zbiorników wodnych	19
3. Uwarunkowania zmian ilościowo-jakościowych w morfologii mis zbiornikowych	27
3.1. Uwarunkowania przyrodnicze	27
3.1.1. Uwarunkowania geologiczne i litologiczne	27
3.1.2. Uwarunkowania geomorfologiczne	34
3.1.3. Uwarunkowania klimatyczne i meteorologiczne	39
3.1.4. Uwarunkowania hydrologiczne	41
3.1.5. Uwarunkowania glebowe i biogeniczne	46
3.2. Uwarunkowania społeczno-gospodarcze	51
4. Geomorfologiczne zmiany mis zbiornikowych	61
4.1. Sedymentacja w strefie kontaktu wód rzecznych i zbiornikowych	61
4.2. Przestrzenne zróżnicowanie występowania osadów dennych	69
4.2.1. Miąższość i kubatura osadów	69
4.2.2. Skład mechaniczny osadów	74
4.2.3. Skład i właściwości fizykochemiczne osadów	76
4.3. Modelowanie strefy brzegowej — zapis w osadach i formach terenu	91
4.3.1. Klify	91
4.3.2. Terasy	94
4.3.3. Mikrozatoki	97
4.3.4. Plaże	98
4.3.5. Cyple piaszczyste (kosy)	101
4.3.6. Mierzeje	103
4.3.7. Wały brzegowe	105
4.3.8. Pozostałe rodzaje form brzegowych	108

5. Geomorfologiczne problemy funkcjonowania mis antropogenicznych zbiorników wodnych — omówienie wyników badań	111
5.1. Przejawy samoczyszczania wód w procesie tworzenia form deltowych	111
5.2. Rola sedimentacji w kształtowaniu rzeźby mis zbiornikowych	113
5.3. Formy brzegowe jako indykator przemian geomorfologicznych w strefie litoralnej.	120
5.4. Osady dennie jako indykator zanieczyszczenia zbiorników wodnych	130
5.5. Próba oszacowania żywotności zbiorników wodnych	140
6. Podsumowanie i wnioski	145
Wykaz fotografii	151
Wykaz tabel	153
Literatura	155
Summary	169

1. Wstęp

1.1. Zarys problemu badawczego

Pojawienie się w krajobrazie antropogenicznych zbiorników wodnych powoduje wiele konsekwencji w środowisku przyrodniczym i życiu społeczno-gospodarczym regionów, w których zostały one utworzone. Ekwiwalentem zmian środowiskowych powodowanych przez nowe akweny są zjawiska i procesy niewystępujące wcześniej na danym obszarze, np.: powstanie nowych basenów sedymentacyjnych, rozwój procesów brzegowych, zmiany topoklimatyczne, zabagnienia, zmiany reżimu cieków, przemiany składu gatunkowego roślinności i zwierząt (Kamiński i in., 2003). Skutki utworzenia i funkcjonowania zbiorników wodnych utożsamiane są również z transformacją struktury społeczno-gospodarczej w ich otoczeniu (Jackowski, 1984; Głodek, 1985). Szczególną uwagę zwraca się na negatywne i niezamierzone skutki funkcjonowania sztucznych zbiorników wodnych (np. podtopienia, eutrofizację, abrazję, zamulanie, niekontrolowane zagospodarowanie wybrzeży), bowiem mają one bezpośredni związek z utratą walorów użytkowych i estetycznych otoczenia oraz kształtowaniem stref nieużytków.

Funkcjonowanie zbiorników wodnych pod względem geomorfologicznym niesie ze sobą wiele konsekwencji środowiskowych. Już samo pojawienie się zbiorników wodnych powoduje zmiany lokalnej bazy erozyjnej i prowadzi do aktywizacji nowych jakościowo procesów morfogenetycznych. Z chwilą utworzenia zbiornika wodnego rozpoczyna się proces spontanicznej reakcji przyrody na antropogenezację rzeźby. Przemiany geomorfologiczne dotyczą każdego elementu zagłębienia retencjonującego wodę. Modelowaniu geomorfologicznemu ulega strefa kontaktu wód rzecznych i jeziornych (Rzętała i in., 2009). W wyniku procesów sedymentacyjnych zmienia się konfiguracja dna (Rzętała, 2003; Machowski i in., 2008). Przeobrażeniu ulegają również — definiowane przez S. Musielaka (1997) i P. Migonia (2006) — strefa brzegowa (ze stale zatopionym podbrzeżem oraz położonymi w strefie wahań stanów wody brzegami dolnym i górnym), a nawet nadbrzeże znajdujące się poza zasięgiem falowania. Wyniki badań prowadzonych w ostatnich latach sugeru-

ją dużo większe tempo przemian geomorfologicznych mis sztucznych zbiorników wodnych (Łajczak, 1995; Rzętała, 2003; Grobelska, 2006), w porównaniu do jezior jako obiektów naturalnych i zbiorników występujących na terenach pozbawionych silnych oddziaływań antropogenicznych. Różne też jest znaczenie przyrodnicze i społeczno-gospodarcze przemian geomorfologicznych w obrębie zbiorników wodnych, co w dużej mierze wynika z istnienia zróżnicowanych uwarunkowań środowiskowych ich występowania.

Ogrom dokonań badawczych w dziedzinach geomorfologii i hydrologii jezior nie zmienia faktu, że problematyka przemian geomorfologicznych zbiorników antropogenicznych w literaturze geograficznej traktowana jest raczej marginalnie, a większym zainteresowaniem poznawczym cieszą się tylko akweny największe, z reguły o dużym znaczeniu gospodarczym. Wynika to z analizy treści podsumowań badawczych realizowanych z różną intensywnością od I połowy XX wieku, które traktują przede wszystkim o geomorfologicznej ewolucji jezior, sygnalizując co najwyżej problematykę przemian geomorfologicznych zbiorników antropogenicznych (Klimaszewski, 1978; Nowaczyk, 1988; Choiński, 1995, 2007; Tobolski, 1995; Łajczak, 1995; Bird, Charles, 2000; Verstraeten i in., 2006).

Zmiany geomorfologii mis jezior antropogenicznych dotyczą szerokiego spektrum interdyscyplinarnych i komplementarnych badań środowiska geograficznego (Banach, 1994; Łajczak, 1995; Rzętała, 2003; Verstraeten i in., 2006). Najwięcej prac poświęcono problematyce osadów dennych, nieco mniej — procesom brzegowym oraz strefie kontaktu wód rzecznych i jeziornych.

Spośród wszystkich form świadczących o przemianach geomorfologicznych, zachodzących w obrębie zbiorników wodnych, delty są najbardziej wyrazistym rezultatem sedymentacji i sedentacji w strefie kontaktu wód rzecznych i jeziornych. Tym niemniej, raczej rzadko były one przedmiotem kompleksowego rozpoznania. Opisywane w literaturze badania nad formowaniem form deltowych były zwykle skoncentrowane na analizie procesów erozyjnych i sedymentacyjnych zazwyczaj dużych delt, formowanych w strefach ujściowych rzek do mórz i oceanów, np. delty Nilu (Stanley, 1996), Huang He i Jangcy (Liu i in., 2010; Saito i in., 2001), Missisipi (Day i in., 2005) czy Dunaju (Stanica i in., 2007). Porównywalne zainteresowanie badawcze dotyczy dużych delt tworzonych w jeziorach, np. delta Selengi u wschodnich wybrzeży Bajkału (Romashkin, Williams, 1997). Rzadko spotyka się prace na temat delt tworzonych w zbiornikach śródlądowych (Cyberski, 1969; Badora, 2005; Łajczak, 2006; Rzętała i in., 2009) — analizom poddawane są zazwyczaj całościowe pokrywy osadów dennych w kontekście zamulania zbiorników (Karnaukhova, 2011; Verstraeten i in., 2006) lub akumulacji zanieczyszczeń w osadach (Roach, 2005; Jaguś i in., 2012). W Polsce zainteresowaniu temu odpowiadają jedynie badania delty Wisły (Kowalik, 2001; Drwal, 2002) oraz delt w obrębie Zalewu Szczecińskiego (Wiśniewski, Wolski, 2005), chociaż nie są one związane z typowym środowiskiem limnicznym. Wiele uwagi poświęcone zostało deltom w zbiornikach wodnych na obszarach o wyraźnej rzeźbie erozyjnej (Chomiak i in., 1969; Klimek i in., 1989, 1990; Łajczak, 1995, 2006) — dotyczy to zwłaszcza Zbiornika Rożnowskiego na Dunajcu. Coraz większe zainteresowanie dotyczy również zamu-

lania Zbiornika Czorsztyńskiego, gdzie u ujścia głównego dopływu powstała delta i funkcjonuje zakład eksploatacji kruszywa wydobywanego w strefie cofki. W regionie górnośląsko-zagłębiowskim przedmiotem dotychczasowego zainteresowania badawczego było kilka delt i stref rozległej akumulacji w zbiornikach wodnych (Rzetała, 2003, 2014a; Rzetała i in., 2009).

Rozwój badań nad procesami brzegowymi w obrębie sztucznych zbiorników wodnych towarzyszy powstawaniu takich akwenów, a jego bazą są metody wypracowane przy okazji wcześniej prowadzonych badań nad ewolucją jezior, jako naturalnych elementów środowiska przyrodniczego. Jak stwierdza A. Jaguś (2004), wyrażona intensyfikacja badań dynamiki strefy brzegowej akwenów limnicznych w Polsce rozpoczęła się w latach 70. XX wieku i objęła przede wszystkim geosystemy coraz liczniejszych sztucznych jezior. Zakres i specyfika rozważań były bardzo różnorodne. Najwięcej badań dotyczyło problemu abrazji brzegów i rozpoznaniu procesów akumulacyjnych w strefie brzegowej (np. Pasternak, 1964; Cyberski, 1965; Kieraś i in., 1973; Kostecki, 1975; Dąbkowski, 1978; Rydzik, 1978; Pluta, Rydzik, 1982; Ziętara, 1994, 1995; Banach, 1993a; Grobelska, 2001, 2002, 2006). Rezultatem postępowania badawczego były (niejednokrotnie) typologie brzegów zbiorników antropogenicznych (np. Mazur, 1975; Rydzik, 1978; Korotaj, 1990; Banach, 1994; Rzetała, 1994; Jaguś, 2000; Dulias, Rudnicka, 2000). Duże znaczenie dla tematyki rozpatrującej morfologiczne przemiany mis retencjonujących wody stojące mają wieloletnie badania prowadzone na zbiorniku Włocławek (Banach, 1977, 1981, 1986, 1988, 1992, 1995; Wysokiński, 1980; Wysokiński, Korotaj, 1981; Korotaj, 1990; Babiński, Banach, 1992; Gierszewski, 1988), których wyniki, wraz z wcześniejszymi dokonaniami publikacyjnymi, zostały zebrane przez M. Banacha (1994) w uznawanej za pierwszą w polskiej literaturze geograficznej próbę kompleksowego określenia procesu ewolucji całej strefy brzegowej sztucznego zbiornika wodnego. Z czasem badaniami procesów brzegowych objęte zostały inne zbiorniki antropogeniczne w Polsce: Dzierżno Duże (Rzetała, 1998), Poraj (Jaguś, 2000), Pakoski (Grobelska, 2006), Klimkówka (Wiejaczka, 2008). O zagranicznym podobnym lub większym zainteresowaniu badawczym problematyką przemian geomorfologicznych strefy brzegowej zbiorników antropogenicznych świadczą chociażby wyniki badań publikowanych w odniesieniu do zbiorników syberyjskich (Owczinnikow, 1996; Owczinnikow i in., 1999; Owczinnikow i in., 2002; Kozyreva i in., 2004).

Literatura dotycząca badań geomorfologicznych osadów dennych w zbiornikach antropogenicznych jest dużo uboższa w porównaniu do zasobu informacji na temat jeziornych osadów dennych. Materiał zdeponowany w obrębie mis zbiorników antropogenicznych najczęściej jest wykorzystywany w ocenach ilościowo-jakościowych ich wypełniania (Chomiak i in., 1969; Banach, 1993a; Łajczak, 1995, 2003, 2006; Verstraeten i in., 2006), niejednokrotnie służąc jako wskaźnik oddziaływań antropogenicznych w kształtowaniu denudacji (Fernex i in., 2001; Bakoariniaina i in., 2006; Dulias, 2013). Zbiornikowe osady denne mają ograniczone znaczenie w analizach historycznej ewolucji akwenów w związku z krótkim czasem ich funkcjonowania i podobną przydatność w szacowaniu żywotności obiektów, lecz zdecydowanie częściej są przedmiotem dociekań naukowych prowadzonych pod kątem kumulacji

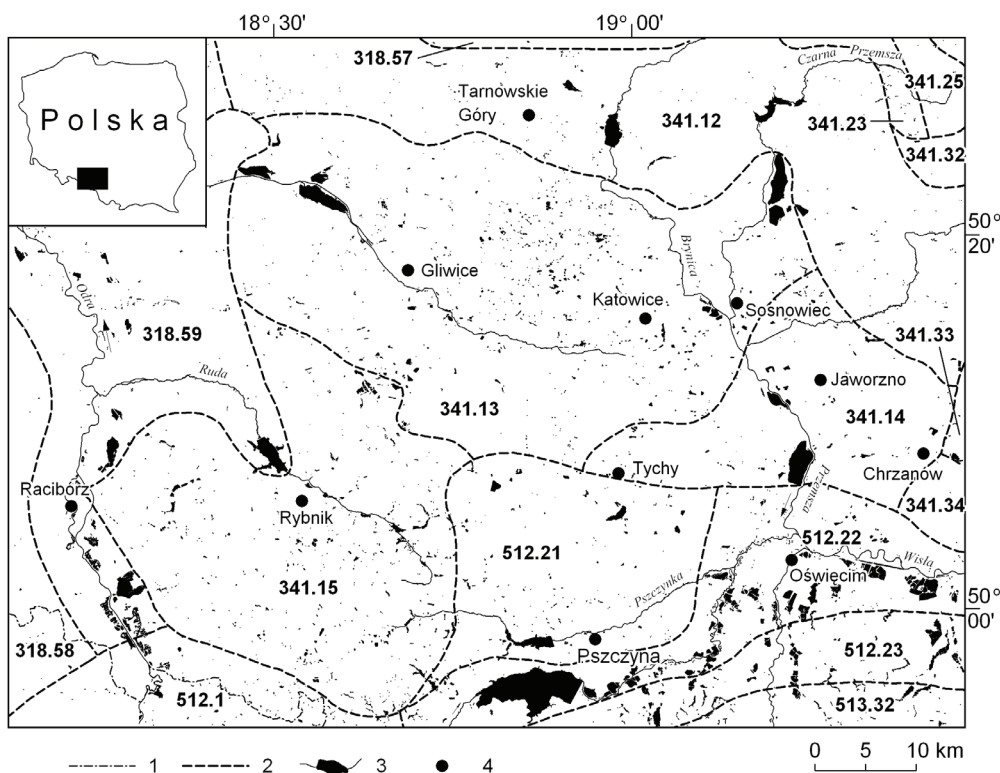
w nich zanieczyszczeń (Rzętała, 2003, 2008; Kostecki, 2003). Jeszcze innym aspektem funkcjonowania osadów dennych w zbiornikach antropogenicznych jest ich traktowanie jako materiału o określonej przydatności gospodarczej (Rzętała i in., 2009).

Z poczynionego przeglądu stanu geomorfologicznych badań mis zbiorników antropogenicznych wynika, że problem ich przemian geomorfologicznych nie był dotychczas rozpatrywany kompleksowo, co stało się przesłanką motywującą do podjęcia badań nad zagadnieniem w odniesieniu do zbiorników wodnych regionu górnośląsko-zagłębiowskiego. Na tle dotychczas analizowanych pod względem geomorfologicznym akwenów wód stojących w Polsce, stosunkowo nowymi obiektami badawczymi są misy sztucznych zbiorników wodnych w regionie górnośląsko-zagłębiowskim, tym bardziej istotnymi dla światowego dorobku geomorfologicznego, że jest to obszar wręcz modelowego wpływu człowieka na warunki przyrodnicze. Jednocześnie region górnośląsko-zagłębiowski jest postrzegany jako najbardziej antropogenicznie przeobrażony obszar Polski, mimo poprawy stanu środowiska w ostatnich latach. Taki stan środowiska stwarza możliwość przeprowadzenia — w pewnym sensie unikatowych — badań nad przemianami geomorfologicznymi mis zbiorników wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji, np. miejskiej, przemysłowej, rolniczej.

1.2. Obszar badań

Badane zbiorniki wodne znajdują się na obszarze tzw. regionu górnośląsko-zagłębiowskiego (rys. 1), który pod względem historyczno-etnograficznym w części zachodniej zalicza się do Górnego Śląska, a w części wschodniej — do zachodniej Małopolski. Pod względem fizycznogeograficznym obejmuje on Wyżynę Śląską (341.1) oraz sąsiadujące z nią części Kotliny Oświęcimskiej (512.2) i Niziny Śląskiej (518.5), a także fragmenty kilku innych makroregionów, np. Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (341.1), Kotliny Ostrawskiej (512.1). Obszar badań obejmuje tereny położone między doliną Odry na zachodzie, po Dąbrowę Górniczą i Jaworzno na wschodzie oraz od okolic Tarnowskich Gór i Siewierza na północy, po dolinę Wisły na południu. Do niedawna obszar ten był postrzegany przez pryzmat znaczenia przemysłowego, którego rangę podkreślało wydzielenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i Rybnickiego Okręgu Węglowego. Jest to teren uznawany za najbardziej antropogenicznie przeobrażony obszar Polski, który współcześnie utracił przemysłowe znaczenie na rzecz dynamicznie rozwijającego się sektora usług.

Region górnośląsko-zagłębiowski jest obszarem, na którym zwłaszcza w ostatnich kilkudziesięciu latach powstało kilka tysięcy zbiorników wodnych. Region ten pod względem liczby zbiorników wodnych i ich zróżnicowania (morfo- i hydrogenetycznego, morfometrycznego, miktycznego, troficznego, funkcjonalnego) jest wyjątkowym w skali Polski, Europy, a nawet świata „pojezierzem antropogenicznym”



Rys. 1. Obszar badań na tle jednostek fizycznogeograficznych Wyżyny Śląskiej (341.1) i makroregionów sąsiednich, tj. Kotliny Oświęcimskiej (512.2), Niziny Śląskiej (318.5), Wyżyny Woźnicko-Wieluńskiej (341.2), Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (341.3), Kotliny Ostrawskiej (512.1) i Pogórza Zachodniobeskidzkiego (513.3) (wg: Mapa hydrograficzna, 1994, 2000, 2001, 2002, 2003):

1 – granica państwa, 2 – granice mezoregionów (318.57 – Równina Opolska, 318.58 – Płaskowyż Głubczycki, 318.59 – Kotlina Raciborska, 341.12 – Garb Tarnogórski, 341.13 – Wyżyna Katowicka, 341.14 – Pagóry Jaworznickie, 341.15 – Płaskowyż Rybnicki, 341.23 – Próg Woźnicki, 341.25 – Obniżenie Górnej Warty, 341.32 – Wyżyna Olkuska, 341.33 – Rów Krzeszowicki, 341.34 – Garb Tenczyński, 512.21 – Równina Pszczyńska, 512.22 – Dolina Górnej Wisły, 512.23 – Pogórze Wilanowickie, 513.32 – Pogórze Śląskie), 3 – ciek i zbiorniki wodne, 4 – ważniejsze miejscowości.

Fig. 1. Study area against the background of physiogeographical units of the Silesian Upland (341.1) and of the adjacent macroregions, i.e. the Oświęcim Basin (512.2), the Silesian Lowland (318.5), the Woźniki-Wieluń Upland (341.2), the Kraków-Częstochowa Upland (341.3), the Ostrava Basin (512.1) and West Beskid Foothills (513.3) (after Mapa hydrograficzna 1994, 2000, 2001, 2002, 2003):

1 – state border, 2 – mesoregion boundaries (318.57 – Opole Plain, 318.58 – Głubczyce Plateau, 318.59 – Racibórz Basin, 341.12 – Tarnowskie Góry Hummock, 341.13 – Katowice Upland, 341.14 – Jaworzno Hills, 341.15 – Rybnik Plateau, 341.23 – Woźniki Sill, 341.25 – Upper Warta Depression, 341.32 – Olkusz Upland, 341.33 – Krzeszowice Trench, 341.34 – Tenczyn Hummock, 512.21 – Pszczyzna Plain, 512.22 – Upper Vistula Valley, 512.23 – Wilanowice Foothills, 513.32 – Silesian Foothills); 3 – watercourses and water bodies; 4 – major towns and villages.

(Jankowski, Rzętała, 2004; Rzętała, 2008; Rzętała, Jaguś, 2012). Są to zbiorniki o różnej genezie: zaporowe, poeksploatacyjne, w nieckach osiadania, groblowe i wiele innych.

Badane zbiorniki wodne regionu górnośląsko-zagłębiowskiego w zdecydowanej przewadze znajdują się w granicach wydzielonej przez J. Kondrackiego (1994) Wy-

zyny Śląskiej (341.1), trzy kolejne (Pławniowice, Wielikat, Łęczczok) występują na Nizinie Śląskiej, a zbiorniki Harmężę, Paprocany i Łąka należą do Kotliny Oświęcimskiej (512.2).

1.3. Cele, materiały źródłowe i metody badań

Biorąc pod uwagę unikatowość obszaru w dużym stopniu przeobrażonego antropogenicznie i reprezentatywność obiektów badawczych, sprecyzowano cele badań, do których należą:

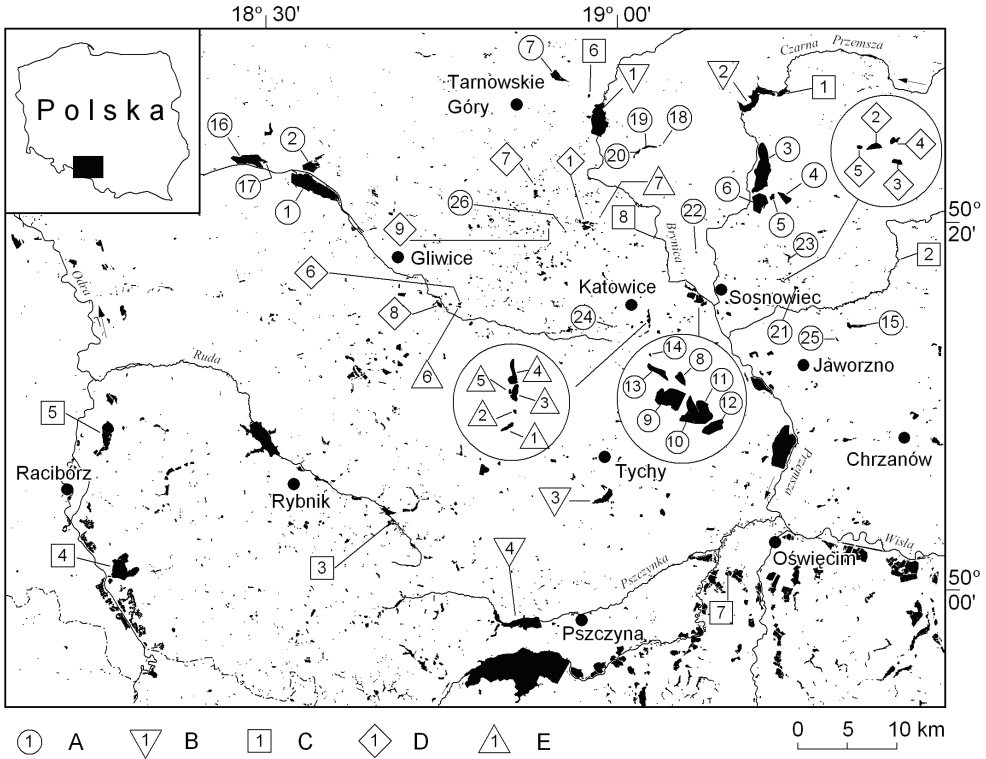
- ocena uwarunkowań przemian geomorfologicznych mis zbiorników wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji (np. miejskiej, przemysłowej, rolniczej),
- charakterystyka form i osadów dokumentujących przemiany geomorfologiczne w obrębie mis zbiorników wodnych jako spontanicznej reakcji przyrody na proces antropogenizacji rzeźby,
- określenie wpływu zróżnicowanej antropopresji na występowanie, skład mechaniczny i chemiczny, a także podstawowe właściwości fizykochemiczne osadów dennych i brzegowych w zbiornikach wodnych,
- ustalenie zależności między morfologiczną ewolucją mis zbiorników wodnych w warunkach zróżnicowanej antropopresji a funkcjonalnościami przyrodniczą oraz gospodarczą akwenów i ich obrzeży,
- określenie stopnia geomorfologicznej specyfiki mis zbiorników wodnych funkcjonujących w warunkach zróżnicowanej antropopresji na tle jezior i zbiorników wodnych występujących w obszarach pozbawionych wpływów antropogenicznych.

W badaniach geomorfologicznych przemian mis sztucznych zbiorników wodnych w regionie górnośląsko-zagłębiowskim wykorzystane zostały następujące materiały źródłowe:

- informacje pochodzące z publikowanych materiałów naukowych (artykułów, publikacji zwartych, opracowań kartograficznych) oraz opracowań na prawach maszynopisu — materiały objęte kwerendą biblioteczną,
- niepublikowane dane pochodzące z zasobu informacji instytucjonalnych, tj. Ośrodka Badań i Kontroli Środowiska (OBIKŚ) w Katowicach, Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej (RZGW) w Gliwicach, Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW) w Warszawie i Katowicach, Górnośląskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów (GPW) w Katowicach,
- wyniki własnych badań terenowych, laboratoryjnych i kameralnych.

Badania terenowe, laboratoryjne i kameralne prowadzono z różną intensywnością od końca lat 90. XX wieku do 2013 roku, z wykorzystaniem wielu opracowań metodycznych, np.: W. Matuszkiewicza (1981), B. Dobrzańskiego i in. (1987), E. Bajkiewicz-Grabowskiej i in. (1993), L. Lindnera (1992), W. Lange (1993), E. Mycielskiej-Dowgiałło i J. Rutkowskiego (1995), P. Migonia (2006), Klasyfikacja

zasobów... (2003) i innych. Badaniami objęto kilkadziesiąt zbiorników wodnych położonych w regionie górnośląsko-zagłębiowskim (rys. 2). Zbiorniki te pod względem genetycznym należą do: poeksploatacyjnych, zaporowych, groblowych, w nieckach osiadania, basenów różnego typu (w tym cechujących się poligenezą).



Rys. 2. Lokalizacja badanych zbiorników wodnych:

A – zbiorniki poeksploatacyjne (1 – Dzierżno Duże, 2 – Dzierżno Małe, 3 – Kuźnica Wareżyńska, 4 – Pogoria I, 5 – Pogoria II, 6 – Pogoria III, 7 – Chechło, 8 – Stawiki, 9 – Morawa, 10 – Hubertus I, 11 – Gliniak, 12 – Hubertus II, 13 – Borki, 14 – Borki Małe, 15 – Sosina, 16 – Pławniowice, 17 – Mały Zalew, 18 – Rogoźnik (wschodni), 19 – Rogoźnik I (środkowy), 20 – Rogoźnik (zachodni), 21 – Balaton, 22 – Czeladź Norwida, 23 – Kazimierz, 24 – Gliniak, 25 – Koparki, 26 – Amendy); B – zbiorniki zaporowe (1 – Kozłowa Góra, 2 – Przeczyce, 3 – Rybnicki, 4 – Łąka na Pszczyńce); C – zbiorniki groblowe (1 – stawy u ujścia Mitręgi do Czarnej Przemszy, 2 – Sławków, 3 – Kradziejówka, 4 – Wielikąt, 5 – Łęczczok, 6 – Ostrożnica, 7 – Harmęże, 8 – Przetok); D – zbiorniki w nieckach osiadania i zapadliskach (1 – Żabie Doły, 2 – Bobrek – rozlewisko, 3 – Pekin – misa S, 4 – Pekin – misa E, 5 – Pekin – misa W, 6 – Makoszowy Niecka, 7 – Przy Leśnej, 8 – Sośnica, 9 – Szombierki); E – zbiorniki poligenetyczne (1 – Milicyjny, 2 – Mały, 3 – Kajakowy, 4 – Łąka, 5 – Ozdobny, 6 – Makoszowy Las, 7 – Brzeziny).

Fig. 2. Location of the water bodies examined:

A – flooded mineral workings (1 – Dzierżno Duże, 2 – Dzierżno Małe, 3 – Kuźnica Wareżyńska, 4 – Pogoria I, 5 – Pogoria II, 6 – Pogoria III, 7 – Chechło, 8 – Stawiki, 9 – Morawa, 10 – Hubertus I, 11 – Gliniak, 12 – Hubertus II, 13 – Borki, 14 – Borki Małe, 15 – Sosina, 16 – Pławniowice, 17 – Mały Zalew, 18 – Rogoźnik (east), 19 – Rogoźnik I (middle), 20 – Rogoźnik (west), 21 – Balaton, 22 – Czeladź Norwida, 23 – Kazimierz, 24 – Gliniak, 25 – Koparki, 26 – Amendy); B – reservoirs impounded by dams (1 – Kozłowa Góra, 2 – Przeczyce, 3 – Rybnicki, 4 – Łąka na Pszczyńce); C – levee ponds (1 – ponds at the location where the Mitręga River enters the Czarna Przemsza River, 2 – Sławków, 3 – Kradziejówka, 4 – Wielikąt, 5 – Łęczczok, 6 – Ostrożnica, 7 – Harmęże, 8 – Przetok); D – water bodies in subsidence basins and hollows (1 – Żabie Doły, 2 – Bobrek Stream – inundated area, 3 – Pekin – S basin, 4 – Pekin – E basin, 5 – Pekin – W basin, 6 – Makoszowy Niecka, 7 – Przy Leśnej, 8 – Sośnica, 9 – Szombierki); E – water bodies with multiple origins (1 – Milicyjny, 2 – Mały, 3 – Kajakowy, 4 – Łąka, 5 – Ozdobny, 6 – Makoszowy Las, 7 – Brzeziny).

Prace badawcze związane z terenowym rozpoznaniem przemian geomorfologicznych mis zbiorników wodnych, obejmowały:

- pomiary hydrometryczne przepływu wody młynkami typu He-ga zgodnie z algorytmem metody rachunkowej (sporadycznie pomiary wykonywane były metodami pływakową i wolumetryczną),
- pomiary podstawowych właściwości hydrochemicznych wody (temperatura, pH, tlen, przewodność elektrolityczna, potencjał redox, zasolenie, substancje rozpuszczone, substancje biogenne, chlorofil) z wykorzystaniem termometrów tyrystorowych, termometrów elektronicznych, pH-metrów, konduktometrów i tlenomierzy firmy Elmetron oraz mierników wieloparametrowych firmy YSI,
- pomiary przezroczystości wody krążkiem Secchiego,
- pobór próbek osadów brzegowych i reprezentatywnych dla podłoża i otoczenia misy z wykorzystaniem narzędzi prostych i próbników rurowych,
- pobór próbek osadów dennych za pomocą ręcznego próbnika rurowego, próbników van Veana o pojemności 0,125 dm³ lub 0,250 dm³ oraz próbnika osadów nieskonsolidowanych typu Beeker w wersji 04.20.S.A. firmy Eijkelkamp (część poboru próbek wykonana przez zespoły nurków),
- szacunki wielkości transportu rumowiska w elementach zabudowy hydrotechnicznej (modyfikowanych w zależności od potrzeb),
- rozpoznanie florystyczne włącznie z poborem próbek okazów roślin oraz materiału roślinnego z pól badawczych o wymiarach 25 × 25 cm do polietylenowych pojemników,
- wagowe pomiary osadów i materiału roślinnego terenową, podwieszaną wagą elektroniczną,
- dokumentację fotograficzną,
- rozpoznanie batymetryczne oraz wykonanie niwelacyjnych ciągów geodezyjnych ukształtowania brzegów i pomiarów sytuacyjno-wysokościowych form w strefie litoralnej, z użyciem tachymetru Dahlta 020, echosondy Ultra III 3D z przetwornikiem prędkości oraz odbiornika GPS (Garmin — 12, Mio DigiWalker 168 ze zintegrowanym modulem GPS i AutoMapą XL).

W laboratoryjnej części badań geomorfologicznych przemian mis zbiorników antropogenicznych regionu górnośląsko-zagłębiowskiego określono:

- wagę suchej masy materiału roślinnego,
- skład mechaniczny osadów metodami sitową i sitowo-areometryczną,
- zawartość materii organicznej w osadach przez stratę wagową podczas prażenia,
- ilość zawiesiny w wodzie po przesączeniu próby o objętości 1 litra i wysuszeniu osadu metodą wagową,
- pH osadu w KCl oraz wyciągu wodnego, zawartość węgla organicznego i węgla wapnia (wg Dobrzański i in., 1987),
- skład podstawowy osadów i zawartość w nich pierwiastków śladowych metodami spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem plazmowym (ICP), rentgenowskiej analizy fluorescencyjnej (XRF) oraz instrumentalnej neutronowej analizy ak-

tywacyjnej (INAA), którą zastosowano także do oznaczenia mikroelementów w tkankach roślin.

Oznaczenia w osadach zawartości SiO_2 , TiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , MnO , MgO , CaO , Na_2O , K_2O , P_2O_5 , S, Ba, Sr, Zr, Y i V dokonywano metodą atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem plazmowym (ICP) — odpowiednio przygotowana próbka o masie 0,2 g była stapiana z metaboranem litu, a następnie rozpuszczana w 15% HNO_3 i analizowana metodą ICP. Metodą ICP oznaczano także zawartości Cu, Pb, Zn, Ag, Ni, Cd i Bi po całkowitym rozpuszczeniu próbek o masie 0,25 g, które były rozkładane w 10 ml $\text{HCl-HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$, w temperaturze 200°C i rozcieńczane do 10 ml w rozcieńczonej mieszaninie HNO_3 i HCl . Precyzję i dokładność analiz wykonanych na spektrometrach JARRELL ASH model Enviro i PERKIN ELMER model 6000 określają następujące poziomy: a) na poziomie granicy wykrywalności: $\pm 100\%$; b) na poziomie 10-krotnej granicy wykrywalności: $\pm 15\text{—}20\%$; c) na poziomie 100-krotnej granicy wykrywalności: lepsza od 10%.

Zawartość w osadach As, Br, Co, Cr, Hf, Rb, Sb, Sc, Th, U, La, Ce, Nd, Sm i Eu określano metodą instrumentalnej neutronowej analizy aktywacyjnej (INAA) — aparaturę stanowił reaktor badawczy 2MW Pool Type (strumień neutronów termicznych $5 \times 10^{11} \text{ n cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$; pomiar promieniowania gamma przez detektory Ge ORTEC i CANBERRA typowo po 7 dniach od napromieniowania). Precyzję i dokładność analiz wykonanych z wykorzystaniem odpowiednio przygotowanej naważki (1 g) określają następujące poziomy: a) na poziomie granicy wykrywalności: $\pm 100\%$; b) na poziomie 10-krotnej granicy wykrywalności: $\pm 10\text{—}15\%$; c) na poziomie 100-krotnej granicy wykrywalności: lepsza od 5%

Metodę rentgenowskiej analizy fluorescencyjnej do oznaczenia zawartości Rb wykorzystano w próbkach osadu o masie 6 g sprasowanych w pastylki z alkoholem poliwinylowym jako substancją wiążącą. Precyzję i dokładność analiz wykonanych na spektrometrze PHILIPS model PW — 1450 określają następujące poziomy: a) na poziomie granicy wykrywalności: $\pm 100\%$; b) na poziomie 10-krotnej granicy wykrywalności: $\pm 10\text{—}15\%$; c) na poziomie 100-krotnej granicy wykrywalności: $\pm 5\%$.

Poziomy oznaczalności dla straty prażenia oraz większości tlenków w osadach wynosiły 0,01% z wyjątkiem TiO_2 , dla którego wartość ta wynosi 0,005%. Dla S w osadach granicę wykrywalności stanowi 0,001%. Zawartość 0,1 mg/kg to dolna granica wykrywalności w osadach dla Sc, Sm i Eu, natomiast 0,2 mg/kg dotyczy Sb i La. Poziom wykrywalności 0,5 mg/kg dotyczył pierwiastków: Ag, Cd, Cs, Th, Hf i U. Dla Cu, Co, Ni, Zn, Y, Br, Co, Cr wynosił on 1 mg/kg. Dla As, Cr, Sr, Zr, As i Rb dolna granica wykrywalności wynosiła 2 mg/kg, natomiast dla Ba i Ce było to 3 mg/kg, a dla Pb, V i Nd — 5 mg/kg. Dolna granica wykrywalności mikroelementów w tkankach roślin wynosiła: 0,005% dla Fe, 0,01% dla K i Ca, 0,005 mg/kg dla Sb, 0,01 mg/kg dla La, As i Br, 0,05 mg/kg dla Mo, 0,1 mg/kg dla Co, 0,3 mg/kg dla Cr, 1 mg/kg dla Na i Rb, 2 mg/kg dla Zn, 5 mg/kg dla Ba.

Śród ważniejszych badań kameralnych należy wymienić: kwerendę biblioteczną (z uwzględnieniem baz bibliotecznych i elektronicznych), kwerendę archiwalną, analizę opracowań kartograficznych (map: hydrograficznych, sozologicznych, to-

pograficznych, zdjęć lotniczych i ortofotomap itd.), obróbkę kartograficzną szkiców sytuacyjno-wysokościowych, opracowania batymetryczne, obróbkę kartograficzną materiału wizualizacyjnego. Opracowanie graficzne wykonano z użyciem programów komputerowych: Surfer, Word, MapInfo, Corel Draw, a obliczenia prowadzono w programach: Framework, Excel, Statistica. Obróbka statystyczna materiału liczbowego obejmowała powszechnie stosowane zagadnienia: korelacja i regresja, współczynniki determinacji, mediana, kwartyle, odchylenie standardowe, współczynnik korelacji. Zastosowano również trzy formuły wspierające analizy geomorfologiczne. Ocenę stopnia zanieczyszczenia osadów dennych pierwiastkami śladowymi (w tym toksycznymi metalami) przeprowadzono z wykorzystaniem indeksu geoakumulacyjnego opracowanego przez G. Müllera (1969) oraz zaproponowanych dwóch nowych formuł (Rzętała, 2014b, 2014c): wskaźnika krotności przekroczenia tła geochemicznego i wskaźnika wzbogacenia antropogenicznego osadów dennych.

Indeks geoakumulacyjny ma sześć klas różnicujących jakość osadu — od praktycznie niezanieczyszczonego ($I_{geo} \leq 0,0$), po ekstremalnie zanieczyszczony ($5,0 < I_{geo}$) ze stanami pośrednimi jakości osadu, definiowanymi jako (Choiński i in., 2010): od niezanieczyszczony do umiarkowanie zanieczyszczony ($0,0 < I_{geo} < 1,0$), umiarkowanie zanieczyszczony ($1,0 < I_{geo} < 2,0$), od umiarkowanie do silnie zanieczyszczony ($2,0 < I_{geo} < 3,0$), silnie zanieczyszczony ($3,0 < I_{geo} < 4,0$), od silnie do ekstremalnie zanieczyszczony ($4,0 < I_{geo} < 5,0$).

$$I_{geo} = \log_{10} \frac{C_n}{1.5B_n}$$

gdzie:

- I_{geo} — indeks geoakumulacyjny,
- C_n — stężenie danego metalu w osadzie dennym,
- B_n — tło geochemiczne danego metalu,
- 1.5 — współczynnik wyrażający naturalne wahania zawartości danego metalu w środowisku.

Koncentrację substancji w osadach dennych, w odniesieniu do poziomów uznawanych za naturalne, można oceniać, stosując prosty wskaźnik krotności przekroczenia tła geochemicznego, który jednocześnie pośrednio świadczy o poziomie zanieczyszczenia. Zaproponowana nowa formuła lepiej odzwierciedla specyfikę występowania różnych substancji na terenach odkształconych antropogenicznie niż stosowany dotychczas indeks geoakumulacyjny (I_{geo}), opracowany przez G. Müllera (1969), i wprost określa krotność przekroczenia tła geochemicznego, a przyjmuje postać opisaną wzorem (Rzętała, 2014b, 2014c):

$$I_{RE} = \frac{C_{BS}}{C_{GB}}$$

gdzie:

- I_{RE} — wskaźnik przekroczenia tła geochemicznego (wartość niemianowana),
- C_{BS} — średnie stężenie pierwiastka w osadach dennych,
- C_{GB} — poziom tła geochemicznego dla pierwiastka w osadach dennych.

Tak obliczony wskaźnik krotności przekroczenia tła geochemicznego (I_{RE}) przyjmuje wartość powyżej jedności tym wyższą, im wyższe jest stężenie pierwiastka od tła geochemicznego i poniżej jedności, gdy poziom ten nie jest osiągnięty.

Do porównania stężenia substancji w osadach dennych i osadach podłoża wykorzystano wskaźnik wzbogacenia antropogenicznego osadów dennych, który wynika ze skuteczności akumulacyjnej materii w zbiorniku, niejednokrotnie utożsamianej z zanieczyszczeniem. Wskaźnik ten przyjmuje postać (Rzętała, 2014b, 2014c):

$$I_{AP} = \frac{C_{BS}}{C_{SR}},$$

gdzie:

- I_{AP} — wskaźnik wzbogacenia antropogenicznego osadów dennych (wartość niemianowana),
- C_{BS} — średnia zawartość pierwiastka w osadach dennych zbiornika,
- C_{SR} — średnia zawartość pierwiastka w osadach podłoża i otoczenia misy.

Tak obliczony wskaźnik wzbogacenia antropogenicznego osadów dennych (I_{AP}) przyjmuje wartość poniżej 1,0, jeśli stężenie pierwiastka w osadach jest niższe od jego stężenia w utworach otoczenia misy i powyżej 1,0, im wyższe jest stężenie pierwiastka w osadach dennych od stężenia w utworach otoczenia misy.

Obliczenia przybliżonego czasu funkcjonowania zbiorników wodnych do ich całkowitego wypełnienia osadami przeprowadzone zostały przy założeniu prostoliniowego przebiegu zamulania zbiorników, na podstawie zaproponowanej, autorskiej formuły, przyjmującej postać:

$$ATO_{WR} = \frac{V_I}{H_{BS} * A_{WR} * t^{-1}},$$

gdzie:

- ATO_{WR} — przybliżony czas funkcjonowania zbiornika wodnego w tys. lat,
- V_I — pojemność początkowa zbiornika wodnego w mln m³,
- H_{BS} — średnia miąższość osadów dennych w milimetrach,
- A_{WR} — powierzchnia zbiornika wodnego w km²,
- t — dotychczasowy okres eksploatacji zbiornika wodnego w latach.

Tak obliczony wskaźnik przybliżonego czasu funkcjonowania zbiorników wodnych, oparty na dotychczasowym wypełnieniu mis osadami jest alternatywą dla innych formuł oceny wypłykania wymienianych przez W.N. Gonczarowa (1962), J. Stonawskiego (Badania..., 1989), A. Łajczaka (1995), M.A. Rzętałę (2003), które dodatkowo uwzględniają krzywoliniowy przebieg zamulania. Umożliwiają one określenie czasu żywotności akwenów na podstawie zależności między przepływem dopływów powierzchniowych a ilością transportowanego rumowiska, lecz znajdują one ograniczone zastosowanie dla terenów o zróżnicowanym oddziaływaniu antropopresji (Łajczak, 1986, 1995, Rzętała, 2003).

Martyna A. Rzętała

Selected geomorphological transformations of water body basins
and an assessment of bottom sediment pollution
under different levels of human pressure
(as exemplified by the Upper Silesia and Dąbrowa Basin region)

Summary

In geomorphological terms, the existence of water bodies entails a number of environmental consequences. The very emergence of such water bodies results in changes to the local erosion base and leads to the activation of qualitatively new morphogenetic processes. Geomorphological transformations concern each aspect of a depression that retains water. The contact zone between fluvial and limnic waters is subject to geomorphological modelling. As a result of sedimentation processes, the configuration of the bottom is altered. The coastal zone and even the area situated above, which is outside the reach of waves, are also transformed. Geomorphological transformations within water bodies exhibit varied natural and socio-economic impacts, which are largely due to the fact that their occurrence is conditioned by diverse environmental factors.

The water bodies studied are situated in the so-called Upper Silesia-Dąbrowa Basin region (Figs. 1 and 2) whose western part belongs to Upper Silesia and the eastern one to Western Lesser Poland in historical and ethnographic terms. In physical and geographical terms, it includes the Silesian Upland and the adjacent parts of several other macroregions. This area is considered the most anthropogenically transformed part of Poland, which has lately lost its industrial importance to the rapidly growing service sector.

In the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region, a significant number of water bodies have emerged, especially in the recent few decades. The group of 53 water bodies selected for geomorphological studies, which range from a few years to ca. 150 years in age, with an average of ca. 60 years, is a representative sample of all water bodies that form the anthropogenic lake district (Table 1). The different origins, morphometric and hydrochemical parameters and also catchment parameters of these water bodies make it possible to conduct studies that are unique due to the peculiar characteristics of the geomorphological transformations, which provide evidence of spontaneous natural response to anthropogenic changes in land relief resulting from diverse but sustained human impact on the environment (Figs. 3—5). Against the background of other anthropogenic water bodies around the world, the geomorphological transformations of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin

region occur on a micro scale but can at the same time be analysed under peculiar “field laboratory” conditions.

Given the unique features of the area, which has been largely transformed by human activity, and the representative character of the water bodies studied, the following research objectives have been formulated:

- assessing the factors that condition geomorphological transformations of water body basins under different levels of human (e.g. urban, industrial, agricultural) pressure;
- describing the characteristics of the forms and sediments that document geomorphological transformations within water body basins as a spontaneous natural response to anthropogenic changes in land relief;
- determining the effect of different levels of human pressure on the presence, mechanical and chemical composition as well as basic physico-chemical properties of bottom and shore sediments in water bodies;
- determining the relationship between the morphological evolution of water body basins under different levels of human pressure and the natural and economic functions of water bodies and the areas in their vicinity;
- determining the degree to which water bodies subject to different levels of human pressure exhibit peculiar geomorphological characteristics as compared to lakes and other water bodies present in areas unaffected by human activity.

Fieldwork, laboratory tests and indoor analyses were conducted with varying intensity from the late 1990s until 2013. Fieldwork included: hydrometric measurements of water flows, measurements of basic hydrochemical properties of water, sediment sampling, estimating the volume of debris transported, floristic surveys, plant material sampling, weighing sediments and plant material, photographic documentation, bathymetric surveys, constructing levelling lines and conducting situational/altitude measurements. Laboratory tests included the determination of the dry mass of plant material, the mechanical composition of sediments using the sieving and areometric methods, organic matter content in sediments by measuring weight loss on ignition, the amount of suspension in water by filtering the sample and weighing the dried sediments, the pH of sediments in KCl and of the aqueous extract, the content of organic carbon and of calcium carbonate, basic composition of sediments and trace element contents using inductively coupled plasma spectrometry (ICP), X-ray fluorescence (XRF) and instrumental neutron activation analysis (INAA), which was also used to determine micro-element content in plant tissues. Indoor analysis involved primarily library queries (including library and electronic databases), archival queries, cartographic analysis, mapping situation/altitude plans, processing bathymetric surveys and mapping visualisations. The statistical processing of numerical data involved the generally used correlation and regression methods, coefficients of determination, median values, quartiles, standard deviations and correlation coefficients. Formulas that supported geomorphological analyses were also used, such as the geoaccumulation index (I_{geo}), the ratio of values measured to the geochemical background (I_{RE}), the anthropogenic enrichment factor for bottom sediments (I_{AP}) and calculations concerning the approximate life span of water bodies (ATO_{WR}).

The studies conducted with respect to the geomorphological transformations of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region make it possible to draw several conclusions that summarise the most important issues.

Geomorphological transformations of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region are determined by the following types of factors: geological and lithological,

geomorphological, meteorological, hydrological (including those associated with the operating regime of such water bodies), soil and biogenic as well as socio-economic factors (Fig. 6 — 22, Table 2). Each type of factor has a peculiar regional impact due to the following facts:

- water body basins are situated mainly within Quaternary (less commonly Triassic and Carboniferous) surface formations, but allochthonous older deep substrate formations (e.g. Carboniferous or Triassic), which are deposited on the ground surface as a result of mining activity and spread as debris to areas where they have never occurred before, exert a widespread impact;
- water body basins function in an environment where the erosion base changes rapidly and there is an anthropogenically stimulated supply of debris caused by human pressure while the escarpments or horst and graben structure present in the study area are of secondary importance;
- the water retained in water bodies is subject to meteorological conditions typical of the transitional warm temperate climate zone with overlapping consequences of quantitative and qualitative anthropogenic changes in the atmosphere (e.g. air pollution);
- anthropogenic changes in water conditions, which are reflected by disruptions in the seasonal variability of water inflows and outflows, its pollution and fluctuations in water levels reaching up to 10 metres;
- the abundance of nutrients in the soil and aquatic environments, which is conducive to advanced water eutrophication and vegetation growth;
- the development of the mining and manufacturing industries that has lasted for several centuries, the concomitant urbanisation processes and the influx of population, which has resulted in a population density of ca. 4,000 persons per km² in the central part of the Katowice conurbation.

Debris sedimentation and vegetation sedimentation zones recognisable as deltas or accumulation surfaces (bottom sediment covers) provide evidence for the process of self-purification of the waters flowing from debris zones (especially with respect to rolled, dragged and suspended load). Deltas are the most obvious example of spontaneous natural regeneration after the change in the local erosion base caused by the emergence of a water body. Owing to the high sedimentation rate, the areas and volumes of deltas rise rapidly. Among the numerous deltas formed in water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region, the Kłodnica River delta at the location where it enters the Dzierżno Duże reservoir is the most spectacular in size (Figs. 23—26, Photos 1 and 2). This delta is around a dozen metres thick in some places and has a volume of approximately 2 million m³. Compared to other similar forms of this type around the world, it is also unique in terms of its mechanical (municipal sewage sludge mixed with coal sludge) and chemical (high contents of certain substances) composition.

Owing to the rapid geomorphological changes that are taking place, these water bodies should be considered as gradually losing their anthropogenic character and clearly assimilating with the surrounding environment, which is confirmed by a number of different natural processes that evidence a natural response to anthropogenic changes in land relief (Photos 6—14, Figs. 44—48). The essence of geomorphological changes that are taking place in the littoral zone of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region is the decreasing proportion of shores that are in the abrasion stage while the proportion of shores that are in the abrasion-accumulation and accumulation stages increases (Figs. 39 and 40). The dominance of accumulation processes that are typical of a mature stage of development

of the littoral zone (despite the short period during which the water bodies have existed in the environment — from a few years to ca. 150 years with an average of ca. 60 years) is evidenced by the formation of three distinct types of shores (Fig. 49): abrasion (21.2 km, i.e. 11.0% of the total length of shores), neutral (74.6 km, i.e. 38.7%) and accumulation shores (97.1 km, i.e. 50.3%). The significant role of vegetation in shaping the shore accumulation stage is evidenced by the overgrowing of water bodies (Figs. 41—43). From 1.7% to 80.0% of the original water surface is subject to this process (mean: 21%, median: 14.3%). The amount of vegetation changes over the year — at the height of the vegetation season the dry plant mass amounts to 7.1—17.5 kg/m² (mean: 10.4 kg/m², median: 9.9 kg/m²). When the entire overgrown area of water bodies is taken into account, the dry plant mass ranges from 8 to 8,000 tonnes depending on the water body in question. Therefore the contribution of vegetation to the sedimentation-driven supply of bottom sediments and thus to the filling of water body basins with sediments has been underestimated to date. With the exception of certain elements (e.g. Br, Co, Cr, Na), the vegetation overgrowing the coastal zones of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region exhibits no significant variation in terms of micro-element content in its tissues. While the results of common reed tissue analyses exhibit quantitative variation, they only reflect the fertility of the water environment and of the accumulated sediments on which the plants in question developed to a small extent (Table 5).

Water body basins are places where the material forming bottom sediments accumulates and thus serve as sedimentation basins of sorts, shaped by changes in the erosion base caused by human impact on land relief (Figs. 27—28, Photos 3—5). Bottom sediments are a good indicator of environmental characteristics in the vicinity. By documenting the role of natural and anthropogenic factors in shaping their amount, particle size distribution, chemical composition and physical and chemical properties, they are an excellent record of the phenomena and processes that take place in the geographical environment of the catchment and around the water body itself. This also underlines their role as an excellent indicator of environmental changes and a factor related to the dynamic evolution of anthropogenic lakes as ecosystems. The equivalent of sedimentation and sedimentation processes within the basins of water bodies is the formation of bottom sediment covers with an average thickness ranging from 0.2 to 79.9 cm depending on the water body in question (the mean being 24.3 cm); depending on the water body in question, the volume of such bottom sediments ranges from 200 m³ to 3.9 million m³.

In terms of their average mechanical composition, bottom sediments of water bodies correspond to clay loam with the lowest share attributable to the silty fraction (25.5%), followed by the clayey fraction (29.9%) and the highest share of sand grains (44.5%). For individual water bodies, the figures vary significantly and represent all sediment groups except for silty loam and silt (Fig. 29). As concerns basic sediment composition, the following substances were identified: SiO₂ (6.83—79.94%), Al₂O₃ (1.24—17.08%), Fe₂O₃ (2.07—13.08%), MnO (0.03—0.75%), MgO (0.33—13.30%), CaO (0.43—30.69%), Na₂O (0.05—1.13%), K₂O (0.16—2.49%), TiO₂ (0.06—1.02%), P₂O₅ (0.06—5.28%) and S (0.0—4.97%), and the loss on ignition ranged from 4.71% to 47.71% (Figs. 30 and 31, Table 3). As concerns micro-elements, the following were found (Table 6, Figs. 32—38, Table 4): Pb (32—3340 mg/kg), Zn (116.0—37 700 mg/kg), Cd (0.8—560.0 mg/kg), Cu (9.0—271.5 mg/kg), Cr (22.5—167.5 mg/kg), Ni (12.0—142.0 mg/kg), Co (3.0—99.0 mg/kg), Ba (261.5—19 200.0 mg/kg), Be (1.0—8.0 mg/kg), Sr (64.0—1 037.5 mg/kg), Ce (7.0—241.0 mg/kg), Eu (0.6—2.3 mg/kg), Nd (9.0—53.3 mg/kg), Sm (0.5—9.8 mg/kg), Hf (2.2—36.0 mg/kg), Zr (36.0—1822.0 mg/kg),

La (3.5—69.1 mg/kg), V (12.5—152.0 mg/kg), Sc (1.3—18.6 mg/kg), Y (4.0—51.3 mg/kg), Th (1.1—20.4 mg/kg), U (1.5—6.6 mg/kg), Cs (1.8—134.0 mg/kg), Rb (20.5—160.0 mg/kg), As (7.0—325.5 mg/kg), Sb (0.9—69.8 mg/kg), Br (2.0—90.0 mg/kg).

The pollution of bottom sediments of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region is a major environmental problem. Only in a few out of the 50 examined water bodies did bottom sediments contain micro-elements in amounts close to the geochemical background in the region; in the remaining water bodies, natural levels were exceeded, pointing to anthropogenic pollution. The fact that the concentration of trace elements (including toxic metals) in sediments is usually higher than the natural range of concentrations of such elements is confirmed by not only the median but also the first quartile of concentrations in the samples being much higher than the geochemical background (Table 6). This is also evidenced by the values of the geoaccumulation index (I_{geo}), which rarely confirm that the sediments are free of pollutants ($I_{geo} \leq 0.0$): in the case of zinc and cadmium, it was the case in 6 water bodies, for lead — in 10 water bodies, copper — 9 water bodies, nickel — 4 water bodies, cobalt — 2 water bodies, vanadium and arsenic — in just one water body each; such values were not found for chromium, barium and strontium (Table 7). In most cases the values of the geoaccumulation index were typical of moderately contaminated sediments, but in only one case did they indicate heavy or extreme contamination. A slightly more accurate picture of contamination can be obtained by the application of a new indicator — the ratio of values measured to the regional geochemical background for the trace element in question (I_{RE}) (Table 8). Ratios of the values measured to the geochemical background were as follows: 0.4—145.6 for zinc, 0.5—56.6 for lead, 0.3—224.0 for cadmium, 0.6—18.1 for copper, 2.5—18.6 for chromium, 1.1—12.9 for nickel, 0.8—24.8 for cobalt, 2.7—195.9 for barium, 2.7—43.2 for strontium, 0.6—27.1 for vanadium and 1.2—54.3 for arsenic. While cases where the geochemical background was not exceeded were rather rare (for Pb in 7 water bodies, for Cd in 5, for Zn and V in 4, for Cu in 3 water bodies and for Co in just one water body), it was not uncommon to find concentrations that exceeded it a dozen or even several dozen times; ratios of more than one hundred were found in a few cases.

Higher concentrations of heavy metals and other elements were found in bottom sediments in comparison to substrate sediments in the vicinity of water body basins, which points to anthropogenic enrichment of bottom sediments in micro-elements and thus also to the accumulation of micro-elements in water bodies and the self-purification of water. The proposed new anthropogenic enrichment factor (IAP) for trace elements (including toxic metals) in the bottom sediments of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region ranged as follows: 2.1—338.5 for zinc, 1.4—115.7 for lead, 1.7—718.0 for cadmium, 0.9—24.7 for copper, 0.5—2.6 for chromium, 0.8—10.7 for nickel, 0.8—17.4 for cobalt, 0.7—36.0 for barium, 1.0—11.9 for strontium, 0.6—32.0 for vanadium and 0.5—54.3 for arsenic (Table 9). No anthropogenic enrichment of bottom sediments in trace elements was only found in a few cases. In most cases, the enrichment ratio for bottom sediments was less than ten (in more than 50% of water bodies it was the case for each element except Cd, for which the ratio was higher); cases where the enrichment ratio of bottom sediments amounted to a dozen or even several dozen times were less frequent (9 water bodies in the case of cadmium and 7 in the case of zinc and lead, 5 for arsenic, 4 for copper and single water bodies for nickel, cobalt, barium, and strontium), although there were cases where the bottom sediment enrichment ratio exceeded one hundred (in 4 water bodies in the case of cadmium, 3 with respect to zinc and 2 with respect to lead).

On the basis of the studies conducted and under the assumption that environmental conditions remained constant, inferences can be drawn concerning the approximate life spans of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region, which varies from several decades to tens of thousands of years; given their small sizes, the longevity of the majority of the water bodies examined ranges from several hundred to several thousand years, i.e. corresponds to the period of continued existence of most Polish lakes, which have emerged at least several thousand years ago (Fig. 50). This demonstrates the extremely fast evolution of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region. Given the anthropogenic stimulation of morphogenetic processes, the pace of development of water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region is clearly faster compared to lakes that are not subject to human pressure.

Owing to the variation in geomorphological processes occurring within water bodies in the Upper Silesia-Dąbrowa Basin region, the natural and economic importance of the sediments and forms that have emerged owing to their existence varies as well. Despite the presence of pollutants, deltas are important from the natural point of view (by e.g. providing habitats, shaping biodiversity and conserving the natural environment) as well as from the socio-economic one (e.g. water purification, the exploitation of anthropogenic deposits, potential locations for cultivating energy crops, usefulness for forestry purposes, land reclamation material). In just a few cases in the region do deltas and natural bottom sediment covers cause problems with the functioning of the water body. Similarly, shore processes generally do not result in difficulties in using the littoral zone and do not affect the economic functions of water bodies; there are few cases of damage to infrastructure, whose scale is usually minute (Photos 15 and 16).

Redakcja: Justyna Szmyt
Projektant okładki: Kamil Gorlicki
Redakcja techniczna: Barbara Arenhövel
Korektor: Aleksandra Gaździcka
Łamanie: Marek Zagniński

Copyright © 2014 by
Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
Wszelkie prawa zastrzeżone

ISSN 0208-6336

ISBN 978-83-8012-174-4
(wersja drukowana)

ISBN 978-83-8012-175-1
(wersja elektroniczna)

Wydawca

Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
ul. Bankowa 12B, 40-007 Katowice
www.wydawnictwo.us.edu.pl
e-mail: wydawus@us.edu.pl

Wydanie I. Ark. druk 11,0 + wklejka. Ark wyd. 15,0.
Papier offset. III kl., 90 g. Cena 38 zł (+VAT)

Druk i oprawa: „TOTEM.COM.PL Sp. z o.o.” Sp.K.
ul. Jacewska 89, 88-100 Inowrocław