



Hydrochemiczne konsekwencje zasilania zbiorników przepływowych wodami zanieczyszczonymi

Andrzej Jaguś

Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsku-Biała

Mariusz Rzętała

Uniwersytet Śląski, Sosnowiec

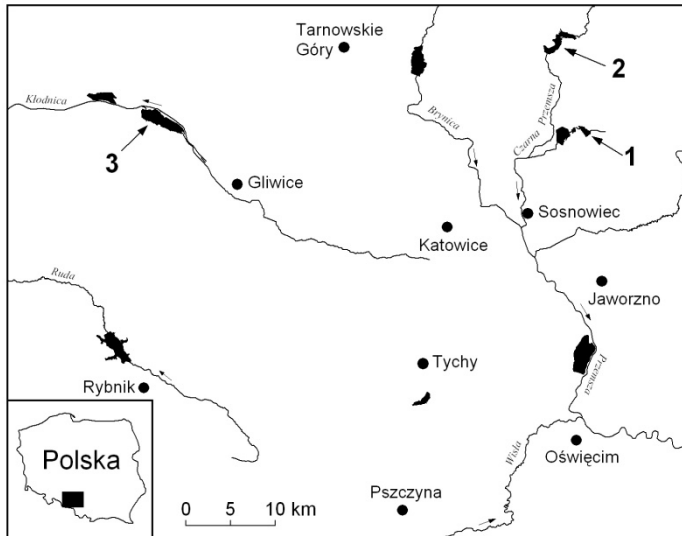
1. Wstęp

Przepływowe zbiorniki wodne pełnią szereg funkcji w gospodarce człowieka i środowisku przyrodniczym. W aspekcie użytkowym, służą one między innymi: wyrównywaniu przepływu, produkcji energii elektrycznej, czerpaniu wody, rekreacji. Z kolei pod względem przyrodniczym odgrywają znaczenie w powiększaniu zasobów wodnych, tworzeniu siedlisk i ostoi fauny wodnej, kształtowaniu mikroklimatu, czy też spowalnianiu odpływu. Ostatnia spośród wymienionych funkcji może wiązać się z zapobieganiem degradacji bądź odnową jakości wód, gdyż okresowa retencja wody w zbiorniku skutkuje uruchomieniem procesów samooczyszczania znamienych dla wód stojących [10]. W uogólnieniu, zarówno niewielkim zbiornikom typu stawowego, jak i zbiornikom dużym, przypisuje się rolę oczyszczającą [8, 13, 16, 19]. Zbiorniki stawowe z makrofitami są postrzegane jako biofiltry dla wód obciążonych zanieczyszczeniami obszarowymi (zwłaszcza w przestrzeni rolniczej). Skuteczne oczyszczanie wód kierowanych do zbiorników stawowych wymaga jednak zarówno ich równomiernego rozprowadzania wzdłuż linii brzegowej, jak i zapewnienia powolnego przepływu w akwencie (poniżej 0,15 m/s) [25]. W przypadku zbiorników dużych, makrofity występują tylko w pasie litoralnym, dopływ ma charakter skoncentrowany, a woda praktycznie stagnuje. Stąd też transformację hydrochemiczną należy

wiązać nie tyle z asymilacją biologiczną, co w dużej mierze z przejmowaniem przez zbiornik znacznych ilości substancji w procesie sedymentacji [3, 7, 12, 15, 20]. Duże zbiorniki przepływowe są często traktowane jako odstożniki, kumulujące substancje przyniesione przez cieki.

Celem podjętej pracy było rozpoznanie wpływu dużych (o powierzchni co najmniej kilkudziesięciu hektarów i pojemności co najmniej kilku mln m³), przepływowych zbiorników wodnych na fluwialny transport zanieczyszczeń w warunkach różnorodnych wpływów antropogenicznych. Poszukiwano odpowiedzi na pytania: czy zbiorniki efektywnie neutralizują obciążenie zanieczyszczeniami, a także czy mogą powodować wzrost zanieczyszczenia przepływających wód. Zgodnie z doniesieniami literaturowymi [1, 19, 28], przebieg procesów hydrochemicznych w zbiornikach ma związek z charakterem zagospodarowania zlewni i jakością napływających wód, a także z parametrami limnologicznymi akwenu. Można zatem zakładać, że zasadne jest indywidualne rozpatrywanie problematyki transportu zanieczyszczeń przez dany zbiornik.

Do badań wytypowano trzy zbiorniki wodne położone w południowej Polsce w regionie górnośląskim: Pogoria I, Przeczyce, Dzierżno Duże (rys. 1). O wyborze obiektów zdecydowało rozpoznanie kartograficzno-terenowe, ujawniające zróżnicowanie antropogenizacji obszarów zlewniowych, a także analizy poglądowych materiałów państwowego monitoringu środowiska, wskazujące na zanieczyszczenie rzek zasilających zbiorniki. Region górnośląski jest jednym z najbardziej zurbanizowanych i uprzemysłowionych regionów Polski, co przekłada się na niską jakość znacznej części wód powierzchniowych. Jednocześnie posiada on cechy pojezierza, ze względu na występowanie w jego obrębie kilku tysięcy zbiorników wodnych (na ogół sztucznych) [18]. Potrzeba badań hydrochemicznych zbiorników wodnych regionu górnośląskiego wynika między innymi z faktu, że są one wielokierunkowo użytkowane, także pod kątem rekreacyjnym.



Rys. 1. Lokalizacja badanych zbiorników wodnych w regionie górnośląskim: 1 – zbiornik Pogoria I, 2 – zbiornik Przeczyce, 3 – zbiornik Dzierżno Duże

Fig. 1. Location of the water reservoirs under research in the Upper-Silesian region: 1 – Pogoria I reservoir, 2 – Przeczyce reservoir, 3 – Dzierżno Duże reservoir

2. Materiał i metody

Prace badawcze obejmowały lata 1990–2007. Analizy dotyczące transferu zanieczyszczeń przez zbiorniki wodne poprzedzono rozpoznaniem ich obszarów zlewniowych. Wykorzystując mapy topograficzne (w skali 1:10000), zdjęcia lotnicze i obrazy satelitarne, zidentyfikowano stan i strukturę zagospodarowania terenu zlewni. W celach weryfikacyjnych prowadzono kartowanie terenowe, określając aktualny sposób użytkowania ziemi. Materiał kartograficzny poddano digitalizacji z uwzględnieniem treści aktualizujących. W efekcie opracowano zgeneralizowane mapy użytkowania terenu zlewni – wydzielono cztery formy tworzące powierzchnię terenu: 1) wody powierzchniowe, 2) obszary zurbanizowane, w tym przemysłowe, 3) tereny leśne, w tym parki, 4) tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone. Prace kartograficzno-terenowe pozwoliły na określenie charakteru antropopresji jakiej podlega dany zbiornik.

Osiągnięcie celu wymagało przeprowadzenia porównawczej analizy jakości wód dopływających i odpływających ze zbiorników. Wody

dopływu i odpływu poddawano analizie chemicznej. Bezpośrednio w terenie, za pomocą przenośnych mierników, dokonywano pomiaru odczynu i przewodności elektrolitycznej. Próbkę wody do badań laboratoryjnych transportowano w polietylenowych butelkach. W laboratorium, standardowymi metodami, prowadzono oznaczenia na zawartość zawiesiny, substancji rozpuszczonych, wapnia, chlorków, siarczanów, sodu, potasu, amoniaku, azotynów, azotanów, fosforanów. Zawartość jonów wapnia oraz oznaczenie twardości ogólnej pozwoliły na obliczenie stężenia jonów magnezu. Dane dotyczące jakości wód pozyskiwano również z archiwów instytucji prowadzących monitoring środowiska w ramach działań statutowych. Były to: Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach (WIOŚ) oraz Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów w Katowicach (GPW).

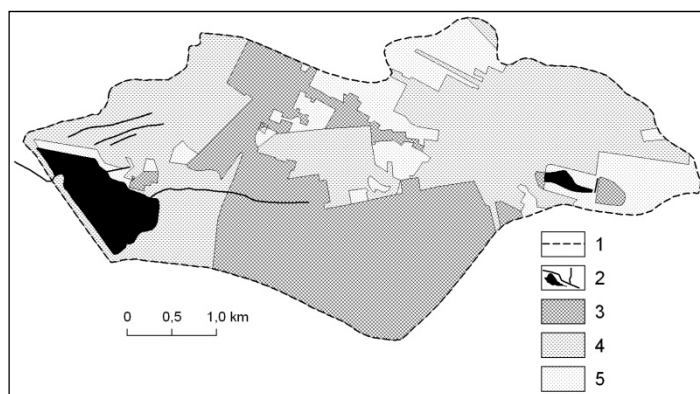
W badaniach, obok analizy stężeń w relacji dopływ-odpływ, rozpoznano ładunki substancji chemicznych dostarczanych do zbiorników i odprowadzanych z wodami odpływu. Do obliczeń ładunków wykorzystywano wielkości przepływów cieków powyżej i poniżej zbiorników. Pomiarę prędkości płynięcia wody prowadzono młynkami hydrometrycznymi typu He-Ga, natomiast obliczenia wartości przepływu dokonywano metodą rachunkową. Dane dotyczące przepływów pozyskano także w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), odpowiedzialnym za monitoring meteorologiczno-hydrologiczny w aspekcie osłony przeciwpowodziowej. Dysponowano przepływami średnimi miesięcznymi, stąd też obliczano miesięczne ładunki substancji, będące podstawą dalszych obliczeń i analiz.

3. Wyniki i dyskusja

3.1. Zbiornik Pogoria I

Zbiornik Pogoria I jest zbiornikiem poeksploatacyjnym (zatopione wyrobisko piasku), stanowiącym najwyższy akwen kaskady ciekę Pogoria, składającej się z trzech zbiorników: Pogoria I, Pogoria II i Pogoria III. Został on utworzony w latach 1938–1943. Posiada powierzchnię maksymalną 75 ha i pojemność całkowitą 3,6 mln m³. Ciek Pogoria, w miejscu ujścia do zbiornika Pogoria I, charakteryzuje się niewielkim przepływem – na poziomie kilkudziesięciu dm³/s. Czas wymiany wody w zbiorniku wynosi niespełna 17 miesięcy.

W zlewni zbiornika dominują tereny leśne, ale duży udział mają także tereny zurbanizowane i uprzemysłowione (rys. 2). Źródłowy odcinek Pogorii znajduje się na terenie przemysłowego zakładu hutniczego (Huta Katowice). Zbiornik jest natomiast zlokalizowany w otoczeniu kompleksu leśnego. Struktura i stan zagospodarowania zlewni zbiornika Pogoria I wskazuje, że zlewnia bezpośrednia nie stanowi zagrożenia dla jakości retencjonowanych wód. Zanieczyszczenia napływają do zbiornika za pośrednictwem Pogorii. Ciek ten jest obciążany zanieczyszczeniami w obrębie terenów przemysłowo-komunalnych.



Rys. 2. Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Pogoria I: 1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

Fig. 2. Land use of the catchment area of the Pogoria I reservoir: 1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Comiesięczne badania jakości wody Pogorii powyżej i poniżej zbiornika Pogoria I przeprowadzono w dwóch okresach pomiarowych: od marca 1994 r. do października 1995 r. oraz od listopada 2006 r. do lutego 2007 r. Uzyskane wyniki ujawniły, że wody dopływające zawierały duże ilości makroskładników, wskazujące na ich pochodzenie antropogeniczne. Przykładowo stężenia chlorków sięgały maksymalnie 210 mg/dm^3 , a siarczanów 215 mg/dm^3 . Przepływ wód przez geosystem zbiornika Pogoria I sprzyjał wyraźnej poprawie ich parametrów jako-

ściowych (tab. 1). Duże zdolności zbiornika Pogoria I do obniżania stężeń rozpuszczonych substancji mineralnych wyrażał znaczny spadek przewodności elektrolitycznej wód – o około 25% w pierwszym okresie pomiarowym i o około 50% w okresie drugim. Wyraźną rolę oczyszczającą zbiornika ujawniły zmiany stężeń substancji biogenych. W pierwszym okresie badawczym średnie stężenie azotanów na dopływie wynosiło 9,7 mg NO₃/dm³, a na odpływie 1 mg NO₃/dm³, a w przypadku fosforanów średnio dopływało 0,3 mg PO₄/dm³, a odpływało tylko 0,05 mg PO₄/dm³. Również w drugim okresie pomiarowym zbiornik redukowało zanieczyszczenie biogenami. Widoczna była zwłaszcza redukcja zawartości fosforanów – stężenia na odpływie nie przekraczały 0,02 mg PO₄/dm³. Analizy danych ujawniły, że jakość wód Pogorii dopływającej do zbiornika uległa znacznemu pogorszeniu w okresie pomiędzy seriami badawczymi. Jednakże owo pogorszenie nie miało przełożenia na cechy jakościowe wód wypływających ze zbiornika. Chemizm wód odpływu na przełomie 2006 i 2007 roku był bowiem podobny do zarejestrowanego w pierwszym okresie badawczym.

Tabela 1. Zakres wartości parametrów fizykochemicznych wód Pogorii powyżej i poniżej zbiornika Pogoria I

Table 1. Value ranges of physiochemical parameters of the Pogoria water above and below Pogoria I reservoir

Parametr	III 1994 r. – X 1995 r.		XI 2006 r. – II 2007 r.	
	dopływ	odpływ	dopływ	odpływ
Zawiesina [mg/dm ³]	0,1÷23,4	0,0÷17,4	–	–
Odczyn pH	4,5÷8,3	7,8÷8,9	7,87÷7,92	7,68÷7,84
Przewodność [μS/cm]	590÷875	460÷610	1244÷1267	630÷685
Ca [mg/dm ³]	48÷200	58÷140	152÷166	68÷102
Mg [mg/dm ³]	8,4÷54,0	3,6÷31,2	18,0÷27,6	20,4÷31,2
Na [mg/dm ³]	15,0÷28,6	7,5÷19,6	36,1÷43,1	22,6÷24,5
K [mg/dm ³]	2,7÷7,7	2,0÷5,8	11,3÷14,5	4,4÷4,8
Chlorki [mg/dm ³]	46,9÷90,9	42,6÷49,7	190,0÷210,0	56,0÷64,0
Siarczany [mg/dm ³]	95,0÷214,9	81,9÷159,1	127,0÷153,0	89,4÷91,0
NO ₃ [mg/dm ³]	1,2÷18,1	0,1÷2,2	12,0÷75,3	1,8÷12,0
PO ₄ [mg/dm ³]	0,00÷0,84	0,0÷0,14	0,16÷0,20	0,01÷0,02

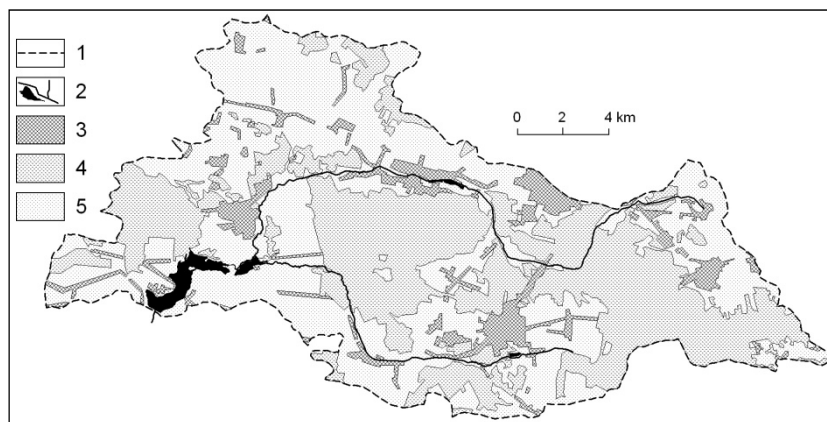
Rozpoznaną oczyszczającą rolę zbiornika Pogoria I potwierdzają wyniki badań Rzętały i in. [21] nad zawartością pierwiastków śladowych w osadach dennych. Osady były pobierane zarówno ze zbiornika Pogoria I – najwyższego akwenu kaskady Pogorii, jak i ze zbiornika Pogoria III – najniższego akwenu kaskady. Wyniki analiz fizykochemicznych pokazują, że zawartość wielu metali jest znacznie większa w osadach Pogorii I w porównaniu z osadami Pogorii III. Jest to efektem akumulowania zanieczyszczeń napływających z wodami Pogorii do zbiornika Pogoria I. Zanieczyszczenia ulegają sedymentacji w zbiorniku Pogoria I, a wypływające z niego wody transportują do niższych akwenów kaskady znacznie mniejszą ilość pierwiastków. W efekcie osady zbiornika Pogoria III zawierają dużo mniejsze ilości pierwiastków – np. ponad dziesięć razy mniej cynku, czy prawie 5 razy mniej ołowiu. Stwierdzony przez Rzętałę i in. [21] słabo alkaliczny bądź alkaliczny odczyn osadów w zbiornikach kaskady Pogorii wskazuje na stabilność osadów w kontekście uwalniania metali, które jest znamienne dla środowisk kwaśnych.

3.2. Zbiornik Przeczyce

Zbiornik Przeczyce, funkcjonujący jako akwen zaporowy na rzece Czarnej Przemszy, jest użytkowany od 1963 roku. Posiada powierzchnię 470 ha, a w jego misie może być zgromadzone 20,7 mln m³ wody. Wymiana wody w zbiorniku następuje średnio co 42 dni. Zasilająca zbiornik Czarna Przemsza, przed ujściem do niego, przyjmuje wody rzeki Mitręgi. Zlewnia zbiornika Przeczyce w znacznej części jest zagospodarowana rolniczo – niemal połowę obszaru zajmują użytki rolne i grunty porolne (rys. 3). Z działalnością rolniczą należy też utożsamiać użytkowanie stawów hodowlanych w ujściowej części doliny Mitręgi oraz w dolinie Czarnej Przemszy powyżej zbiornika. Struktura i stan zagospodarowania terenu, w tym fakt gospodarowania rolniczego w zlewni bezpośredniej zbiornika wskazują, że antropopresja rolnicza jest dominującym czynnikiem kształtującym jakość wód Czarnej Przemszy.

Analizy transferu zanieczyszczeń przez zbiornik Przeczyce przeprowadzono dla dziesięciolecia 1990–1999 opierając się na badaniach jakości wody wykonanych przez GPW. W okresie tym, zbiornik był zasilany wodami zasobnymi w składniki biogenne. Średnia roczna zawartość azotanów w wodach dopływających na ogół przekraczała stężenie uznawane w Polsce za graniczne dla identyfikacji eutrofizacji wód płynących,

czyli $10 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$. Z kolei średnia roczna zawartość fosforanów wynosiła $0,4 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$, a maksymalnie zanotowano $2,4 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$. Duża zawartość biogenów wynikała z antropopresji rolniczej, kojarzonej z zanieczyszczeniem związkami pokarmowymi i substancjami organicznymi [4, 14, 22, 26] w warunkach niewłaściwego bilansowania pierwiastków w gospodarce nawozowej [23, 24].



Rys. 3. Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Przeczyce: 1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

Fig. 3. Land use of the catchment area of the Przeczyce reservoir: 1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Przepływ wód przez geosystem zbiornika Przeczyce skutkował zmianami ich niektórych parametrów jakościowych. Biorąc pod uwagę wartości średnie roczne, stwierdzono obniżanie stężeń NH_4 (średnio z $0,75$ do $0,44 \text{ mg}/\text{dm}^3$), NO_2 (średnio z $0,39$ do $0,20 \text{ mg}/\text{dm}^3$), NO_3 (średnio z $10,76$ do $7,13 \text{ mg}/\text{dm}^3$), Fe (średnio z $0,59$ do $0,24 \text{ mg}/\text{dm}^3$) oraz PO_4 (średnio z $0,40$ do $0,12 \text{ mg}/\text{dm}^3$). Jednocześnie, wskutek postępowania eutrofizacji akwenu, wzrastało zanieczyszczenie wody substancjami organicznymi (wzrost BZT_5 średnio z $3,6$ na $4,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$).

Zdolności zbiornika do kumulacji zanieczyszczeń odzwierciedla bilans ładunków substancji w ujęciu dopływ–odpływ. W skali dziesięciolecia, sucha pozostałość substancji wynoszonych ze zbiornika była nieco

wyższa od ilości wnoszonej (16130 ton – dopływ; 17065 ton – odpływ), co wskazuje ogólnie na zanieczyszczające oddziaływanie zbiornika. Jednak analizując ładunki w kolejnych latach stwierdzono, że zdolności kumulacyjne zbiornika w stosunku do poszczególnych substancji zmieniały się. W pierwszych trzech latach ładunki w relacji dopływ–odpływ były zredukowane w przypadku wszystkich badanych substancji, ale później dochodziło do obciążania rzeki poniżej zbiornika większą ilością substancji w odniesieniu do dopływu. W roku 1990 zbiornik zredukował dopływające ładunki substancji na poziomie nawet kilkudziesięciu procent (np. N-NH₄ – 77%, N-NO₃ – 65%, P-PO₄ – 88%). W roku 1999 redukcję ładunku stwierdzono tylko w przypadku P-PO₄ (tab. 2) – związki fosforu były kumulowane przez zbiornik w ciągu całego dziesięcioletniego okresu badawczego. Zanieczyszczające oddziaływanie zbiornika potwierdziły także tendencje zmian ładunków dopływających i odpływających. Ładunki dopływające cechowała słabsza tendencja wzrostowa niż odpływające. Przykładowo statystyczny coroczny wzrost dopływającego ładunku wapnia wynosił 278 ton, natomiast wzrost ładunku odpływającego tego pierwiastka wynosił corocznie aż 482 tony (tab. 2).

Zgodnie z przedstawionymi danymi, w analizowanym dziesięcioleciu nastąpiło osłabienie bądź utrata możliwości kumulacyjnych zbiornika Przeczyce w stosunku do analizowanych substancji chemicznych, za wyjątkiem fosforanów. Świadczy to o przeżyźnieniu zbiornika [2, 18], który zaczął oddawać substancje zakumulowane wcześniej oraz pochodzące z nadprodukcji biologicznej determinowanej dostępnością fosforu. Postępowanie eutrofizacji zbiornika było przesądzone wobec jego naturalnej podatności na ten proces (m.in. niewielka głębokość średnia – 4,4 m, wysoka wartość współczynnika Schindlera – 14,5), a także nadmiernego obciążenia pierwiastkami biogennymi [27, 29] – w latach 1990–1999 średnio 28 g N/m² na rok i 1,4 g P-PO₄/m² na rok. Zanieczyszczające w szerokim zakresie oddziaływanie zbiornika Przeczyce jest znamienne dla zbiorników zeutrofizowanych, funkcjonujących w warunkach antropopresji rolniczej. Potwierdzają to wyniki badań Jagusia i Rzętały [6]. Częstą cechą szczególną oddziaływania takich zbiorników jest powodowanie wzrostu ilości zawiesin organicznych w wodach przepływających, ze względu na nadmierny rozwój organizmów planktonowych.

Tabela 2. Ładunki substancji dopływające do zbiornika Przezyce i odpływające ze zbiornika oraz tendencje zmian ich średnich rocznych wartości w okresie 1990–1999 (na podstawie danych GPW i IMGW)

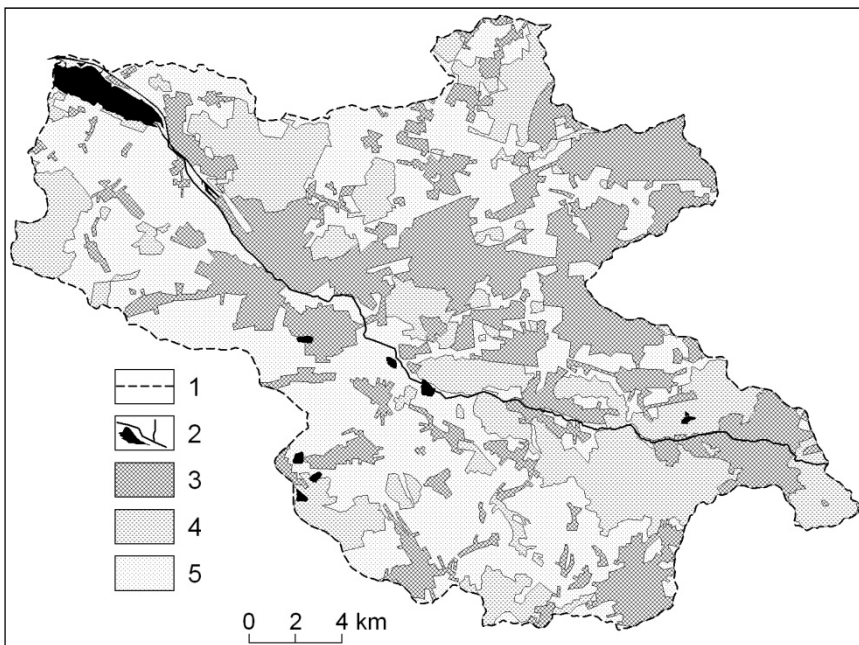
Table 2. Loads of substances flowing into Przezyce reservoir and leaving the reservoir and tendencies of change in mean yearly values in the years 1990–1999 (basing on the data from GPW and IMGW)

Substancja	Ładunki dopływające [tony]			Ładunki odpływające [tony]		
	1990	tendencja zmian rocznych ładunków	1999	1990	tendencja zmian rocznych ładunków	1999
BZT ₅ (O ₂)	84,1	$y = 16,676x + 54,265$	87,5	79,0	$y = 21,94x + 54,268$	196,2
N-NH ₄	19,2	$y = 0,8758x + 17,876$	13,5	4,3	$y = 2,4324x + 1,6268$	20,0
N-NO ₂	2,89	$y = 0,2443x + 1,6163$	1,96	0,77	$y = 0,5103x + 0,571$	2,46
N-NO ₃	68,9	$y = 5,5146x + 72,873$	64,6	23,9	$y = 9,8969x + 30,042$	89,8
Ca	1697	$y = 278,02x + 1624,3$	2319	1021	$y = 482,21x + 687,09$	3835
Mg	361	$y = 58,991x + 369,31$	544	309	$y = 109,13x + 202,65$	998
Fe	14,08	$y = 1,6862x + 13,651$	15,19	2,74	$y = 2,1393x + 0,471$	15,89
Mn	3,36	$y = 0,5132x + 3,3691$	5,22	1,26	$y = 1,4407x - 1,0434$	9,72
Chlorki	779	$y = 79,504x + 790,84$	927	614	$y = 158,75x + 469,21$	1526
S-SO ₄	667	$y = 66,789x + 826,42$	733	406	$y = 152,2x + 448,41$	1351
P-PO ₄	3,81	$y = 0,6845x + 2,8081$	2,49	0,44	$y = 0,2451x + 0,3725$	1,88
Sucha pozostałość	8336	$y = 1403x + 8413,8$	12225	5664	$y = 2399,7x + 3867,1$	20296

3.3. Zbiornik Dzierżno Duże

Zbiornik Dzierżno Duże jest największym zbiornikiem poeksploatacyjnym w Polsce. Jest to akwen przepływowy dla wód rzeki Kłodnicy, użytkowany od 1964 roku. Jego powierzchnia maksymalna wynosi 615 ha, a pojemność całkowita 93,5 mln m³. Wymiana wody w zbiorniku następuje średnio co 4 miesiące. Zbiornik jest podpiętrzony zaporą i pełni

funkcję przeciwpowodziową, a także służy jako rezerwuuar wody dla przebiegającego w sąsiedztwie żeglownego Kanału Gliwickiego [17]. Zbiornik Dzierżno Duże funkcjonuje w warunkach silnej antropopresji miejsko-przemysłowej. W jego zlewni, aż 172,7 km² (32%) zajmują tereny zurbanizowane i uprzemysłowione (rys. 4). Są one źródłem kompleksowego i wręcz katastrofalnego zanieczyszczenia wód Kłodnicy [10, 11]. Przekłada się to na złą jakość wód zbiornika, obciążanego nie tylko makroskładnikami (w tym biogenami), ale również mikrozanieczyszczeniami. Zanieczyszczenie wód zbiornika sprawia, że jego obrzeża pozostają niezagospodarowane pod kątem turystyczno-rekreacyjnym, jak ma to miejsce w przypadku wielu innych zbiorników regionu [5].



Rys. 4. Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Dzierżno Duże:

1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

Fig. 4. Land use of the catchment area of the Dzierżno Duże reservoir:

1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Badania rozpoznające oddziaływanie zbiornika Dzierżno Duże na transport zanieczyszczeń Kłodnicą przeprowadzono w latach 1998–2007. W analizach, ze względu na dużą powierzchnię zbiornika, po stronie przychodów substancji uwzględniono ich ilości dostarczane nie tylko z dopływem powierzchniowym, ale także z opadami atmosferycznymi, podawane przez Rzętałę [18]. Uzyskane wyniki w pierwszej kolejności wskazują, że zbiornik można traktować jako osadnik dla zanieczyszczonych wód Kłodnicy. Dowodzą tego różnice w dostarczonym i odprowadzonym ładunku zawiesiny – średni roczny ładunek zawiesiny wprowadzany do zbiornika wynosił 47003 ton, a odpływający zaledwie 1797 ton (tab. 3). Materiał transportowany Kłodnicą jest deponowany w zbiorniku w formie delty oraz pokrywy osadów dennych. Szczególną cechą tego materiału jest obecność w jego składzie mialu węglowego, pochodzącego z zakładów urobku węgla kamiennego na obszarze zlewni. Dzięki niemu osady deltowe zbiornika Dzierżno Duże są eksploatowane na skalę przemysłową i przetwarzane na paliwo energetyczne.

Oczyszczająca rola zbiornika pod względem frakcji stałej, nie była już tak czytelna w odniesieniu do substancji rozpuszczonych w wodzie. Przemiany hydrochemiczne w zbiorniku przebiegały w warunkach bardzo wysokiego obciążenia substancjami na jednostkę powierzchni zbiornika (tab. 3). Wielkości tego obciążenia wskazywały na możliwość postępowania procesu eutrofizacji do stanu maksymalnego przeżyźnienia, czyli hipertrofii. W takich warunkach zbiornik wykazywał tylko częściowe oddziaływanie oczyszczające. Ładunek substancji rozpuszczonych w wodzie był zredukowany o około 20%. Zatrzymywane były również fosforany (średnia redukcja ładunku P-PO₄ około 40%). Jednakże zbiornik nie wykazywał zdolności przejmowania azotynów i azotanów, natomiast bilans ładunku azotu amonowego (N-NH₄) w relacji dopływ–odpływ był ujemny. Chemicznie selektywne oddziaływanie zbiornika na transport zanieczyszczeń potwierdzają dane z lat 1991–1995 prezentowane przez Rzętałę [17], a dotyczące ładunków metali ciężkich dostarczanych do zbiornika i z niego odpływających. W okresie tym, rocznie do zbiornika było dostarczane 37,5 tony ołowiu, a odpływało 44,8 tony, co wskazuje, że zbiornik nie tylko nie posiadał zdolności kumulowania tego pierwiastka, ale też oddawał go z zasobów zakumulowanych wcześniej. Podobna sytuacja dotyczyła kadmu. Wprowadzany do zbiornika roczny ładunek kadmu wynosił 6,2 tony, podczas gdy wody odpływające

wynosiły 8,4 tony tego pierwiastka. Zupełnie inaczej przedstawiał się bilans cynku (211,1 ton po stronie dopływu i zaledwie 36,1 tony po stronie odpływu), dokumentujący skuteczną rolę oczyszczającą akwenu. Zbiornik przejmował także znaczną część napływającej miedzi – ładunek był zredukowany z 19,1 ton do 8,4 tony.

Tabela 3. Bilans średnich rocznych ładunków substancji dla zbiornika Dzierżno Duże w latach 1998–2007

Table 3. Mean yearly loads of substances for Dzierżno Duże reservoir in years 1998–2007

Substancja	Dopływ		Odpływ	
	Obciążenie zbiornika [g/m ²]	Ładunek wprowadzany [tony]	Ładunek odprowadzany [tony]	Procent ładunku wprowadzanego [%]
Zawiesina	8546	47003	1797	4
N-NH ₄	289,1	1590,0	1875,6	118
N-NO ₂	10,5	57,7	55,5	96
N-NO ₃	88,1	484,4	472,8	98
P-PO ₄	53,4	293,5	180,6	62
Substancje rozpuszczone	143000	786319	629916	80

Podobnie jak w przypadku ładunków, zbiornik różnorodnie oddziaływał na kształtowanie stężeń substancji w relacji dopływ–odpływ. Wody dopływające do zbiornika były silnie zanieczyszczone. Z danych WIOŚ wynika, że w 2006 roku zawierały średnio 4424 mg/dm³ substancji rozpuszczonych, z czego 1796 mg/dm³ stanowiły chlorki, a 555 mg/dm³ siarczany. Zanieczyszczenie substancjami rozpuszczonymi oraz zasolenie tylko nieznacznie zmniejszało się po przepłynięciu wód przez zbiornik – średnie stężenia w wodach odpływu wynosiły odpowiednio: 3580 mg/dm³ substancji rozpuszczonych, 1444 mg/dm³ chlorków i 491 mg/dm³ siarczanów. Dużo efektywniej zredukowane było zanieczyszczenie substancjami organicznymi. Wyrażały to wyraźnie mniejsze wartości BZT₅ i ChZT_{Mn} w wodach odpływających w porównaniu z rejestrowanymi w wodach dopływających. Wartości BZT₅ na dopływie zmieniały się w granicach 5,4–22,0 mg O₂/dm³, a na odpływie wynosiły od 2,0 do 5,3 mg O₂/dm³. Z kolei ChZT_{Mn} dla wód dopływu kształtowało

się pomiędzy 14,1 a 142,3 mg O₂/dm³, a dla wód odpływu wynosiło od 5,5 do 10,1 mg O₂/dm³. Stężenia związków azotu i fosforu w wodach dopływających do zbiornika przekraczały poziomy charakterystyczne dla wód eutroficznych. Amoniak występował średnio w ilości 7,97 mg NH₄/dm³, azotyny 1,22 mg NO₂/dm³, azotany 12,97 mg NO₃/dm³, a fosforany 2,88 mg PO₄/dm³. W przypadku amoniaku, jego stężenia ulegały obniżeniu w zbiorniku, gdyż w wodach odpływających występował średnio w ilości 4,58 mg NH₄/dm³. Stężenia azotynów w relacji dopływ–odpływ praktycznie nie ulegały zmianom, stężenia azotanów zwiększały się (średnio do 18,19 mg NO₃/dm³), a stężenia fosforanów były obniżane (średnio do 1,28 mg PO₄/dm³). Dane WIOŚ wskazują także na obniżanie stężeń cynku i miedzi przy jednoczesnym wzroście koncentracji ołowiu.

Mimo chemicznie selektywnego wpływu zbiornika Dzierżno Duże na przepływające wody Kłodnicy, jest on postrzegany jako akwen oczyszczający wody odpływające z zachodniej części konurbacji górnośląskiej. Podkreśla się zwłaszcza jego rolę w przejmowaniu frakcji stałej. Kostecki [9] określił, że w czasie 15 minut od wpływu wód Kłodnicy do zbiornika następuje depozycja 90% przynoszonych cząstek. W związku z takim oddziaływaniem, wody odpływające ze zbiornika, niemal pozbawione zawiesin, charakteryzuje duża przezroczystość i pozornie dobra jakość. Intensywne zamulanie zbiornika wymaga jednak bagrowania jego górnej części.

4. Podsumowanie

Przepływ zanieczyszczonych wód rzecznych przez zbiorniki może mieć różne konsekwencje hydrochemiczne. Podczas przepływu zmianom ulegają parametry jakościowe wód, co przekłada się na kształtowanie dodatniego lub ujemnego bilansu ładunków substancji w relacji dopływ–odpływ. Bilans równoważny zdarza się rzadko. A zatem zbiorniki pełnią rolę kumulacyjną dla zanieczyszczeń, bądź powodują obciążenie rzek dodatkową ilością uwalnianych substancji.

Badania wykazały, że w regionie górnośląskim funkcjonują zbiorniki efektywnie neutralizujące zanieczyszczenie wód rzecznych. Przykładem takiego akwenu jest zbiornik Pogoria I, funkcjonujący w warunkach quasi-naturalnej zlewni bezpośredniej. Zbiornik ten jest zasilany ciekami o niskiej zasobności wodnej i wyróżnia go długi czas wymiany

wody. W takich warunkach zanieczyszczenia są zatrzymywane w zbiorniku. Nie należy jednak wykluczać, że zbiornik utraci w przyszłości zdolności oczyszczające. Utrata zdolności oczyszczających jest możliwa, co pokazały analizy transferu zanieczyszczeń przez zbiornik Przeczyce. W początkowym okresie badań był on akwenem kumulującym zanieczyszczenia, po czym zaczął oddawać niektóre z nagromadzonych substancji, powodując wtórne zanieczyszczenie wód przepływającej przez niego rzeki Czarnej Przemszy. Dane dotyczące zbiornika Przeczyce ujawniły, że zbiorniki mogą oddziaływać jednocześnie oczyszczająco i zanieczyszczająco. Selektywność hydrochemicznego oddziaływania zbiorników była czytelna szczególnie w przypadku zbiornika Dzierżno Duże, przyjmującego zanieczyszczenia ze zlewni miejsko-przemysłowej. W dużym stopniu redukował on ładunek np. zawiesiny, fosforanów lub cynku, powodując jednocześnie wtórne zanieczyszczenie np. amoniakiem, ołowiem lub kadmem. Wynika z tego, że nawet zbiornik o cechach hipertrofizmu może przejmować niektóre zanieczyszczenia.

Zaprezentowane wyniki badań wskazują na indywidualizm zbiorników w aspekcie ich oddziaływania na fluwialny transport substancji. Można jednak zakładać, że każdy zbiornik zasilany wodami zanieczyszczonymi, z biegiem czasu będzie co najmniej częściowo (selektywnie) oddziaływał zanieczyszczająco. Należy to wiązać z postępowaniem eutrofizacji w warunkach ograniczonej możliwości kumulowania zanieczyszczeń w środowiskach limnicznych.

Literatura

1. **Bajkiewicz-Grabowska E.:** *The influence of the physical geographic environment on the biogenous matter delivery to the lake.* Journal of Hydrological Sciences, 8(1-4), 63–73 (1981).
2. **Deryło A., Kostecki M., Szilman P.:** *Badania hydrobiologiczne zbiornika zaporowego w Przeczycach – Część I – Fizyczno-chemiczne wskaźniki jakości wody.* Archiwum Ochrony Środowiska, 26(3), 67–87 (2000).
3. **Duman F., Aksoy A., Demirezen D.:** *Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey.* Environmental Monitoring and Assessment, 133(1-3), 277–283 (2007).
4. **Hill A.R., McCague W.P.:** *Nitrate concentrations in streams near Alliston, Ontario, as influenced by nitrogen fertilization of adjacent fields.* Journal of Soil and Water Conservation, 29(5), 217–220 (1974).

5. **Jaguś A., Rahmonov O., Rzętała M., Rzętała M.A.:** *The essence of cultural landscape transformation in the neighbourhood of selected artificial water reservoirs in southern Poland.* [In:] Kirchner K., Wojtanowicz J. (eds): *Cultural landscapes.* Regiograph, Brno, 37–55 (2004).
6. **Jaguś A., Rzętała M.:** *Influence of agricultural anthropopression on water quality of the dam reservoirs.* *Ecological Chemistry and Engineering S*, 18(3), 359–367 (2011).
7. **Juracek K.E., Mau D.P.:** *Metals, trace elements, and organochlorine compounds in bottom sediment of Tuttle Creek Lake, Kansas, USA.* *Hydrobiologia*, 494(1-3), 277–282 (2003).
8. **Kasza H.:** *The effect of the Goczałkowice dam reservoirs on the hydrochemical conditions of the river Vistula below the dam (Southern Poland).* *Acta Hydrobiologica*, 28(1-2), 83–97 (1986).
9. **Kostecki M.:** *Zawiesina jako element zanieczyszczenia antropogenicznego ekosystemu wodnego na przykładzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże (woj. śląskie).* *Archiwum Ochrony Środowiska*, 26(4), 75–94 (2000).
10. **Kostecki M.:** *Alokacja i przemiany wybranych zanieczyszczeń w zbiornikach zaporowych hydrowęzła rzeki Kłodnicy i Kanale Gliwickim.* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze, 124 (2003).
11. **Kostecki M., Smylla A., Starczyńska A.:** *Ocena stanu sanitarnego wody antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże.* *Archiwum Ochrony Środowiska*, 26(4), 57–73 (2000).
12. **Łajczak A.:** *Deltas in dam-retained lakes in the Carpathian part of the Vistula drainage basin.* *Prace Geograficzne IGI GP UJ*, 116, 99–109 (2006).
13. **Mioduszewski W.:** *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym.* Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty, 165 (1999).
14. **Mrkvička J., Velich J.:** *Leaching of nitrogen and of other nutrients at different levels of long-term fertilization of grassland.* *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie*, 229, 245–259 (1989).
15. **Ochieng E.Z., Lalah J.O., Wandiga S.O.:** *Analysis of heavy metals in water and surface sediment in five rift valley lakes in Kenya for assessment of recent increase in anthropogenic activities.* *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(5), 570–576 (2007).
16. **Olem H. (ed.):** *Diffuse pollution.* *Water Science & Technology*, 28(3-5), 722 (1993).
17. **Rzętała M.:** *Użytkowanie jeziora poeksploatacyjnego w warunkach skrajnego obciążenia antropogenicznego na przykładzie zbiornika Dzierżno Duże.* *Geographia – Studia et Dissertationes*, 29, 15–37 (2007).

18. **Rzętała M.:** *Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego*. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 172 (2008).
19. **Rzętała M.:** *Purification of surface waters flowing in transfer reservoirs*. Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs, 3, 43–50 (2009).
20. **Rzętała M.A.:** *Role of sedimentation in anthropogenic reservoirs in purification of flowing waters*. Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs, 3, 51–57 (2009).
21. **Rzętała M.A., Molenda T., Rzętała M.:** *Bottom deposits as an indicator of ecological changes (on the example of artificial water reservoirs in the Pogoria catchment – Silesian Upland)*. [In:] Szczypek T., Wach J. (eds): *Anthropogenic aspects of landscape transformations*. University of Silesia – Faculty of Earth Sciences, Sosnowiec, 60–67 (2002).
22. **Sapek B.:** *Farm as a source of soil, water and air pollution with nitrogen, phosphorus and potassium*. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 3, 12–144 (1998).
23. **Sapek A., Sapek B.:** *Assumed non-point water pollution based on the nitrogen budget in Polish Agriculture*. Water Science and Technology, 28(3-5), 483–488 (1993).
24. **Sapek A., Sapek B.:** *Strategia gospodarowania azotem i fosforem w rolnictwie w aspekcie ochrony wód Morza Bałtyckiego*. Zeszyty Edukacyjne IMUZ, 10, 27–38 (2005).
25. **Skaggs R.W., Chescheir G.M., Gilliam J.W.:** *Wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage water*. Proceedings 14th International Congress on Irrigation and Drainage, Rio de Janeiro, 1A, 31–47 (1990).
26. **Strauch A.M., Kapust A.R., Jost C.C.:** *Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem*. Journal of Arid Environments, 73(9), 795–803 (2009).
27. **Vollenweider R.A.:** *Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 37(1), 53–84 (1975).
28. **Vollenweider R.A.:** *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. OECD Technical Report DAS/CSI/68.27, Paris. 159 (1968).
29. **Zdanowski B.:** *Variability of nitrogen and phosphorus content and lake eutrophication*. Polish Archives of Hydrobiology, 29(3-4), 541–597 (1982).

Hydrochemical Consequences of Feeding Flow-through Reservoirs with Contaminated Water

Abstract

The research concerned flow-through reservoirs fed with contaminated river water. The aim of the research was to recognize the impact of reservoirs on fluvial transportation of contaminants. Three reservoirs, situated in the Upper-Silesian region (southern Poland) and operating in different environmental conditions, were selected for the research: Pogoria I reservoir – operating in the quasi-natural direct catchment (with fluvial load of industrial-municipal wastewater), Przeczyce reservoir – under agricultural anthropopressure, and Dzierżno Duże reservoir – under urban-industrial anthropopressure. The research included analyses of the quality of river water flowing into and leaving the reservoirs and calculation of contaminant loads at the inflows and outflows.

The research showed that Pogoria I reservoir neutralised inflowing contaminants, thus purifying the river water. Nitrogen and phosphorus compounds were particularly efficiently retained. Electrolytic conductance of water in Pogoria was reduced by up to 50%. Przeczyce reservoir was alimented with eutrophic water (especially rich in biogenic elements) from agricultural land. The reservoir accumulated contaminants at the initial stage of the research. After several years, however, it started releasing some of the accumulated substances, causing an increase in contamination of river water with e.g. organic substances. The data concerning Przeczyce reservoir revealed that reservoirs can purify water from some substances and simultaneously cause an increase in contamination with other substances. Selectivity of hydrochemical impact of reservoirs was particularly visible in case of Dzierżno Duże reservoir, which received wastewater from the urban-industrial catchment. It largely reduced the loads of suspended matter, phosphates or zinc, among other substances, at the same time causing secondary contamination with substances like ammonia, lead or cadmium.

The results of the research show individuality of reservoirs in terms of their impact on fluvial transportation of substances. It might be believed, however, that each reservoir which is fed with contaminated water will have at least partly (selectively) contaminating impact in the course of time. That should be related to increasing eutrophication in conditions of limited capacity of accumulation of contaminants in the limnic environment. Detailed assessment of transfer of substances by a particular reservoir would require individual research for that reservoir.