

ISSN 0867- 7816



Zeszyt 42

Monografie  
Komitetu  
Gospodarki  
Wodnej  
Polskiej  
Akademii  
Nauk

2019

## **WODA NA OBSZARACH ZURBANIZOWANYCH I POPRZEMYSŁOWYCH**

pod redakcją

Stanisława Czai  
Magdaleny Matysik

WARSZAWA 2019

## RADA REDAKCYJNA

Beniamin Więżik - WSA, Bielsko-Biała, przewodniczący  
Kazimierz Banasik - SGGW Warszawa, wiceprzewodniczący  
Kaz Adamowski - University of Ottawa, Kanada  
Jean Cunge - SOGREAH Grenoble, Francja  
Małgorzata Gutry-Korycka - Uniwersytet Warszawski  
Roman Krzysztofowicz - University of Wginia, USA  
Zbigniew Kundzewicz - Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań  
Maciej Maciejewski - IMGW-PIB, Warszawa  
Artur Magnuszewski - Uniwersytet Warszawski  
Wojciech Majewski - IMGW-PIB, Warszawa  
Jarosław Napiórkowski - Instytut Geofizyki PAN  
Romuald Szymkiewicz - Politechnika Gdańska  
Stanislas Wicherek - Universite Paris IV Sorbonne, Francja

Ewa Sawicka-Madejska - Sekretarz Rady Redakcyjnej  
01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61  
e-mail: kgw@imgw.pl

## RECENZENCI

Damian Absalon, Stanisław Czaja, Włodzimierz Marszelewski,  
Magdalena Matysik, Marek Ruman, Beniamin Więżik

Opracowanie redakcyjne Stowarzyszenie Hydrologów Polskich  
Redakcja merytoryczna, skład i łamanie – Marek Madzia



Wydanie publikacji sfinansowane przez Uniwersytet Śląski

© Copyright by Komitet Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany ani rozpowszechniany za pomocą urządzeń elektronicznych, mechanicznych, kopiujących, nagrywających i innych, bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Ark wyd. 12. Druk ukończono w grudniu 2019 r.  
Druk i oprawa: Drukarnia Cyfrowa „Ganimedes”  
ul. Cieszyńska 367, 43-300 Bielsko-Biała

## SPIS TREŚCI

HYDROLOGIA OBSZARÓW ZURBANIZOWANYCH I UPRZEMYSŁOWIONYCH Stanisław Wojciech Czaja .....	5
TRANSFORMACJE UKŁADU SEZONÓW HYDROLOGICZNYCH WZDŁUŻ BIEGU WISŁY I ODRY Paweł Jokieli, Przemysław Tomalski .....	21
ZASOBY WODNE LUBLINA I HYDROLOGICZNE KONSEKWENCJE ICH WYKORZYSTANIA Zdzisław Michalczyk, Stanisław Chmiel, Sławomir Głowacki, Joanna Sposób, Beata Zielińska .....	35
PORÓWNANIE METOD OBLICZANIA PRZEPŁYWÓW MAKSYMALNYCH O ZADANYM PRAWDOPODOBIEŃSTWIE W ZURBANIZOWANYCH ZLEWNIACH NIEKONTROLOWANYCH Andrzej Wałęga .....	59
KSZTAŁTOWANIE SIĘ ODPLYWU W ZLEWNI MŁODOGLACJALNEJ W ZRÓŻNICOWANYCH WARUNKACH HYDROMETEOROLOGICZNYCH Izabela Chlost, Roman Cieśliński, Ewa Komkowska .....	69
WPLYW ANTROPOPRESJI NA JAKOŚĆ WÓD W ZLEWNI STRZYŻY Joanna Fac-Beneda, Alicja Olszewska, Michał Jankowski .....	89
WPLYW GÓRNICZYCH DEFORMACJI POWIERZCHNI TERENU NA ZMIANY MORFOMETRII OBIEKTÓW HYDROGRAFICZNYCH Joanna Kidawa, Tadeusz Molenda .....	105
RÓWNOWAGA WĘGLANOWA WÓD ZBIORNIKÓW WODNYCH W NIECKACH Z OSIADANIA I ZAPADLISKACH NA WYŻYNIĘ ŚLĄSKIEJ Robert Machowski .....	117
ZUŻYCIE WODY W MIASTACH POLSKI W XXI WIEKU Tadeusz Ciupa, Roman Suligowski .....	127



**Stanisław Wojciech CZAJA**

Uniwersytet Śląski  
Wydział Nauk Przyrodniczych

## **HYDROLOGIA OBSZARÓW ZURBANIZOWANYCH I UPRZEMYSŁOWIONYCH**

### **HYDROLOGY OF URBAN AND INDUSTRIALISED AREAS**

#### **Abstract**

The water cycle in mining, industrial and urban areas depends on the effects of the various types of those activities and the resilience of the geographical environment. The type and scope of the changes in specific phases of the water cycle depend on the phase of mining development and the degree of urbanisation and industrialisation. The conducted studies enabled it to be stated that the main factors that shape the water cycle in these areas are: the mobility of the topographic and underground watersheds, which interfere with the identification of the catchment area; changes in the nature of the beds and the length of the rivers, as reflected by their local elongation or shortening; a significant increase in surface retention, mainly in the form of water reservoirs, which form specific “anthropogenic lake regions”; changes in the quality of the surface water resources that are caused by a high level of pollution; changes in the quality and impoverishment of the groundwater resources due to pollution and the drainage of mine workings as well as the presence of active well intakes; changes in the nature of the river supply due to the discharge of mine waters (from the static resources of the area) as well as the industrial and municipal wastewater that originates from the extraneous water provided by the water supply network and the parameters of the balanced river discharge regime in the annual cycle of the river discharge regime.

**Key words:** anthropogenic pressure, water cycle.

## **1. WSTĘP**

Prowadzona od stuleci działalność gospodarcza człowieka, której gwałtowne przyspieszenie należy datować na przełom XVIII i XX wieku, doprowadziła do dużych zmian naturalnych warunków przyrodniczych. Na wielu obszarach zmiany te nabrały już charakteru stałego lub też są pogłębiane nadal przez czynniki antropoge-

niczne. Wprawdzie cechą świadomej działalności człowieka jest celowość, lecz efekty tej działalności nie zawsze są przewidywalne i zamierzone. Wynika to nie tylko z beztroski i bezmyślności ludzkiej ale często z nieświadomości i braku dostatecznej wiedzy, jakie zmiany w środowisku może poczynić człowiek. Już w latach 70. i 80. ubiegłego wieku wielu autorów twierdziło, że w połowie XX wieku środowisko przyrodnicze pierwotne, to znaczy niezmienione przez człowieka na terenie Europy i Polski właściwie nie występowało. Według H. Maruszczaka (1988) dominują dwa antropogeniczne środowiska:

- pierwsze, składające się z elementów przyrodniczych przekształconych przez człowieka w następstwie działalności rolniczej, czyli tak zwane środowisko kulturalne, określane przez innych autorów jako środowisko kulturowe,
- drugie, złożone z elementów przyrodniczych zdeformowanych i „sztucznych” (wytworzonych przez człowieka), czyli środowisko geotechniczne.

To ostatnie, mimo że w skali całych krain i krajów jest zwykle ograniczone przestrzennie, cechuje obecnie największa ekspansywność i agresywność (Maruszczak 1988).

Poddane antropopresji obszary nazywane są ekosystemami antropogenicznymi ekosystemami miejskimi lub środowiskami geotechnicznymi. H. Maruszczak (1988) nie traktuje ich jako pochodnych środowiska przyrodniczego. T. Wilgat (1980) uważa, że do naturalnych elementów środowiska geograficznego (atmosfery, pedosfery, hydrosfery i biosfery) należy dodać odrębny element – antroposferę, do której zalicza ludzi, tereny ze sztucznym charakterem powierzchni oraz sztuczne obiekty w krajobrazie. Ekosystemy miejskie w odróżnieniu od naturalnych nie mają zdolności do samoregulacji, są to bowiem systemy sztucznie stworzone przez człowieka, utrzymywane tylko dzięki gospodarczej działalności ich „twórcy”. Człowiek stale musi dostarczać do miasta nie tylko żywność i surowce dla przetwórstwa, lecz także usuwać odpady. Odmienny pogląd reprezentuje L. Starkel (1988), który nie wyłącza ze środowiska geograficznego człowieka oraz skutków jego działalności, definiując środowisko geograficzne jako „[...] zespół wzajemnie powiązanych przestrzennie i czasowo zjawisk obiegu energii i materii”. „[...] W pojęcie i badanie środowiska wchodzi cały zakres wzajemnego oddziaływania przyrody i człowieka”. Podobnie środowisko geograficzne definiowane jest w Wielkiej Brytanii. Według Departamentu Środowiska w jego skład wchodzi zarówno elementy fizycznogeograficzne, jak i człowiek ze wszystkimi efektami jego gospodarczej aktywności. Do tych ostatnich zaliczono krajobraz i dziedzictwo kulturowe, zabudowę miejską i przemysłową, bazę ekonomiczną, a nawet kulturę społeczną rozumianą jako styl i jakość życia, konflikty, stresy społeczne itp. (Glasson, Therivel, Chadwick 1994).

Na obszarze Polski oddziaływanie czynników antropogenicznych na środowisko ma najczęściej charakter skupiony, a jeśli nawet rozprzestrzenia się na większym obszarze to jest wynikiem jednokierunkowej działalności (np. Żuławy Wiślane, Lublińsko-Głogowski Okręg Miedziowy, rejony Turosszowa, Bełchatowa i Tarnobrzegu, aglomeracje: warszawska, łódzka, krakowska itp.). Wprawdzie na Żuławach Wiślanych antropogeniczna działalność człowieka prowadzona jest niemal od tysiąca lat, to oddziaływanie jest jednokierunkowe, bowiem dotyczy prac hydrotechnicznych. Jedyne regionem w Polsce, w którym zmiany środowiska geograficznego są efektem wielowiekowej i wielokierunkowej działalności gospodarczej jest obszar centralnej części województwa śląskiego, rozciągający się od Gliwic na zachodzie po Dąbrowę Górniczą na wschodzie i od Tarnowskich Gór na północy po Mysłowice na południu. Ten zurbanizowany i uprzemysłowiony obszar zajmuje około 1100 m<sup>2</sup>. W wyniku powierzchniowej i wglębnej eksploatacji górniczej, urbanizacji oraz

różnorodnej działalności przemysłowej, nastąpiły na tym obszarze nieodwracalne zmiany w środowisku geograficznym (Dynowska 1993; Matysik 2018).

Analizując zmiany warunków obiegu wody na terenach zurbanizowanych i uprzemysłowionych napotykamy na wiele trudności, bowiem problematyka antropogenicznych przemian stosunków wodnych jest niezwykle złożona, jak różnorodne i złożone są czynniki działalności gospodarczej. Na znacznych obszarach Polski ingerencja jest tak duża, że obserwowane zmiany mają charakter nieodwracalny. Dynamika, zakres i kierunki przekształceń zależą nie tylko od charakteru oddziaływań, lecz również od podatności i odporności środowiska geograficznego (w tym hydrosfery) na antropopresję. Pełna analiza dokonanych i wciąż zachodzących celowych lub niezamierzonych przemian, jest w opinii wielu autorów zadaniem bardzo trudnym a być może niewykonalnym (Żmuda 1973). Zachodzące zmiany są najczęściej wielokierunkowe i trudne do obiektywnej oceny ze względu na brak wieloletnich serii pomiarowych oraz możliwości odniesienia do pierwotnego, niezaburzonego stanu. Brak danych pomiarowych i możliwości odniesienia do tła hydrologicznego uniemożliwia analizę porównawczą nie tylko różnych obszarów przekształconych antropogenicznie, ale także poszczególnych elementów obiegu wody. Należy podkreślić, że różnorodność środowisk poddanych antropopresji nie pozwala na pełną analizę zmian a uogólnienia i wnioski mogą mieć jedynie lokalny lub regionalny charakter (Absalon 1998; Absalon, Matysik 2016).

Gospodarcza działalność człowieka w zależności od rodzajów skutków, jakie powoduje w charakterze procesów hydrologicznych może:

1. Modyfikować warunki formowania się odpływu i innych składowych obiegu wody (ewaporację, infiltrację itp.), w wyniku zmian obszarowych na dużych powierzchniach zlewni. Należy tu zaliczyć zmiany użytkowania ziemi, działalność górniczą, urbanizację i uprzemysłowienie. Do grupy tej możemy zaliczyć również celową modyfikację sieci rzecznej, a więc budowę kanałów, budowę zapór i zbiorników wodnych, regulację i kanalizację rzek.
2. Zmieniać strukturę genetyczną, reżim odpływu i jakość wód na skutek poboru wody z rzek, jezior i zbiorników wodnych oraz ze zbiorników wody gruntowej. Pobierane wody, po użyciu w procesach gospodarczych są z powrotem dostarczane do rzek jako ścieki komunalne, przemysłowe i rolnicze.
3. Modyfikować cechy klimatu w skali regionalnej i globalnej, powodując zmiany składu atmosfery, temperatury powietrza, opadów, warunków ewaporacji itp.

## 2. URBANIZACJA I UPRZEMYSŁOWIENIE

Jak się powszechnie sądzi, pierwsze miasta powstały wzdłuż Tygrysu i Eufratu między 4 a 3 tysiącleciem p.n.e. Od tego momentu proces urbanizacji trwa przez wieki, wywołując zmiany warunków obiegu wody. Procesy industrializacji zostały zapoczątkowane znacznie później, w XVIII i XIX wieku w okresie „rewolucji przemysłowej”, która zrodziła się w Wielkiej Brytanii. Uprzemysłowienie bardzo szybko rozprzestrzeniło się na coraz to nowe obszary świata, bowiem do dnia dzisiejszego (podobnie jak urbanizacja) jest przez wiele społeczeństw postrzegane jako podnoszące standard życia (Glynn, Heinke 1989). Wpływ obu tych procesów na stosunki wodne jest bardzo duży, a w wielu aspektach niemal identyczny. Łączy je ogromne zapotrzebowanie na wodę i jednoczesna produkcja ścieków, odprowadzanie wód siecią kanalizacyjno-burzową, utrudnianie infiltracji i wiele, wiele innych (Savini, Kammerer 1961; Goudie 1993). Często określa się jednym terminem „urbanizacja” zarówno oddziaływanie przemysłu, które poza górnictwem jest najczęściej punkto-

we, jak i oddziaływanie terenów miejskich, które z kolei jest powierzchniowe (Mc Pherson 1974; *Impact of urbanization...* 1979; *Socio-economic aspects...* 1979). Bywa też, że wyróżnia i omawia się oba procesy oddzielnie a ich wpływ na stosunki wodne analizuje łącznie (Savini, Kammerer 1961; Goudie 1993). Urbanizacja i industrializacja uległy znacznemu natężeniu w drugiej połowie XX wieku. Jeszcze w latach 40. ubiegłego wieku w miastach mieszkało około 28-30% ludności świata, w 1975 r. prawie 38%, a w 1990 r. ponad 43%. Ocenia się, że na przełomie XX i XXI wieku połowa mieszkańców świata mieszkała w miastach, a w 2025 r. przekroczy 60%. M. Falkenmark i G. Lindh (1993) wprowadzają nawet termin „rewolucja urbanistyczna”, uważając, że ma ona równie dramatyczne konsekwencje dla rozwoju cywilizacji, jak rewolucja rolna i przemysłowa.

Natężenie i różnorodność hydrologicznych efektów związanych z wpływem urbanizacji zależy przede wszystkim od stopnia zabudowy miejsko-przemysłowej. Pionierskie badania w tym zakresie prowadzone były już w końcu lat 50. XX wieku przez J. Savini i J. C. Kammer (1961) a następnie przez S. W. Jensa i M. B. McPhersona (1964), L. B. Leopold i inni (1971), V. V. Kuprianova, B. G. Skalskiego, A. A. Sokołowa (1975; tablica 1 i 2).

Potencjalne efekty hydrologiczne procesów urbanizacji

Tablica 1

Potential hydrological effects of urbanisation

Table 1

Wpływ urbanizacji	Efekty hydrologiczne
Usunięcie lasów i roślinności	Zmniejszenie ewapotranspiracji i intercepcji, wzrost przepływu rzek i sedymentacji w korytach
Budowa pojedynczych domów i ulic	Zmniejszenie infiltracji i obniżenie się pierwszego poziomu wód gruntowych, zwiększenie przepływów burzowych oraz pogłębienie niżówek w czasie okresów suchych
Całkowita zabudowa miejska z terenami śródmieścia i obszarami podmiejskimi	Uszczelnianie powierzchni redukuje czas odpływu i koncentracji fali wezbrań, znacznie zwiększa objętość odpływu oraz powoduje występowanie powodzi „miejskich”
Nowoczesna zabudowa ze skanalizowaniem całego obszaru	Kształtowanie fali wezbrania na obszarze zurbanizowanym, które mogą intensyfikować powodzie poza miastem (w dolnym biegu rzek)

Źródło: D. F. Kibler 1982.

W opracowaniach tych określano stopień zaburzenia obiegu wody nie tylko jako efektu przekształceń antropogenicznych środowiska geograficznego ale również jako wpływu socjoekonomicznego. Do tego ostatniego wielu autorów zalicza całą bazę ekonomiczną, strukturę populacji i trendy jej rozwoju, zapotrzebowania i wymagania mieszkaniowe, styl i jakość życia, konflikty i stresy społeczne, a nawet poziom przestępczości (Glasson, Therivel, Chadwick 1994). Tak rozumiany wpływ człowieka na przemiany obiegu wody na terenach miejsko-przemysłowych analizują: A. Goudie (1981), H. J. Glynn i G. W. Heinke (1989).



Tablica 2  
 Etapy rozwoju urbanizacji i jej różnorodny wpływ na stosunki wodne  
 Table 2  
 Stages of urban growth and their miscellaneous hydrological impacts

Etap	Rodzaj wpływu
I. Przejście od etapu przedosadniczego do etapu wczesnej urbanizacji:	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Usunięcie drzew lub roślinności</li> <li>- Budowa rozproszonych domów z ograniczonym systemem wodno-kanalizacyjnym</li> <li>- Wiercenie studni</li> <li>- Budowa szamb i osadników</li> </ul>	<p>Obniżenie transpiracji i intercepcji oraz zwiększenie przepływów burzowych</p> <p>Obniżenie zwierciadła wody gruntowej            Prawdopodobieństwo zanieczyszczenia gleb</p>
II. Przejście od etapu wczesnej urbanizacji do etapu średniego stopnia zurbanizowania:	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Plantowanie ziemi</li> <li>- Zwiększenie powierzchni zabudowy</li> <li>- Zakończenie eksploatacji niektórych płytkich studni</li> <li>- Ujęcia wód z lokalnych cieków do celów komunalnych i przemysłowych</li> <li>- Zrzuty ścieków komunalnych i przemysłowych do wód powierzchniowych i gruntowych</li> </ul>	<p>Przyspieszenie erozji gruntów            Zmniejszenie infiltracji            Lokalne podniesienie zwierciadła wody gruntowej            Zmniejszenie i wyrównanie przepływów</p> <p>Zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podziemnych</p>
III. Przejście od etapu średniego stopnia zurbanizowania do etapu późnoosadniczego:	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Zakończenie urbanizacji terenu</li> <li>- Duża dostawa ścieków do sieci rzecznej</li> <li>- Zaprzestanie poboru wód podziemnych z powodu ich zanieczyszczenia</li> <li>- Wzrost liczby ludności, który wymaga budowy nowych ujęć wody i systemów jej dystrybucji</li> <li>- Budowa systemów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków</li> <li>- Koryta rzeczne ujęte (przynajmniej częściowo) w sztuczne kanały i betonowe koryta</li> <li>- Udoskonalenie systemu kanalizacji burzowej</li> <li>- Pobór wody z głębokich poziomów wodonośnych</li> <li>- Wzrost zużycia wody do celów poprawy standardu życia (np. klimatyzacja)</li> <li>- Uzupełnianie przeeksploatowanych poziomów wodonośnych</li> <li>- Oczyszczanie i utylizacja zanieczyszczonych wód</li> </ul>	<p>Znaczne zmniejszenie infiltracji i obniżenie zwierciadła wód gruntowych. Wzrost przepływów maksymalnych a nawet pojawienie się powodzi i tworzenie się głębokich niżówek</p> <p>Zwiększenie zanieczyszczenia do stanu krytycznego            Podniesienie się zwierciadła wody gruntowej</p> <p>Zwiększenie przepływów lokalnych cieków, jeżeli wodę przesyła się spoza zlewni miejskich</p> <p>„Usunięcie” pozostałej wody z obszaru miasta</p> <p>Zwiększenie częstotliwości wezbrań i zagrożeń powodziowych</p> <p>Zmniejszenie ciśnień piezometrycznych, dopływ słonych wód, zapadanie się terenu            Przepelnianie systemu kanalizacyjno-ściekowego</p> <p>Podniesienie się ciśnień i wzrost poziomu wód gruntowych            Odnowienie poziomów wodonośnych, bardziej efektywne użycie zasobów wód</p>

Źródło: J. Savini, J. C. Kammerer 1961; A. Goudie 1993.

W latach 80. i 90. XX wieku wzrosła znacznie liczba publikacji dotyczących przemian stosunków wodnych na obszarach zurbanizowanych w Polsce (Soczyńska 1974; Mikulski, Nowicka 1982; Dynowska, Jankowski, Soja 1985; Czaja 1988, 1991, 1999; Jankowski 1989, 1996; Czaja, Jankowski 1991, 1993; Kaniecki 1995).

Wielu badaczy uważa, że najważniejszym efektem wpływu terenów miejsko-przemysłowych na stosunki wodne jest znaczny wzrost ilości i wielkości wezbrań

i podtopień (Dobija 1975; Levin, Macklin, Newson 1988; Goudie 1993). Nieprzepuszczalne powierzchnie (asfalt, beton, zabudowania itp.) powodują wzrost spływu powierzchniowego a sieć burzowo-kanalizacyjna znacznie przyspiesza odpływ. Na terenach górniczo-przemysłowo-miejskich szczególnie groźne są niecki z osiadania oraz zapadliska, bardzo często wypełnione wodą (Absalon, Jankowski 2002; Absalon, Czaja, Jankowski, Kaňok, Kříž 1997).

Natomiast pobór wody do celów przemysłowych i komunalnych podnosi przepływy niżówkowe. W czasie susz przepływ wody w wielu rzekach na obszarach miejsko-przemysłowych jest „wytwarzany” przez wody importowane lub kopalniane z zasobów statycznych zlewni miejskiej (Richards, Wood 1976; Jankowski 1989; Hołda 1996; Czaja, Pociask-Karteczka 2017).

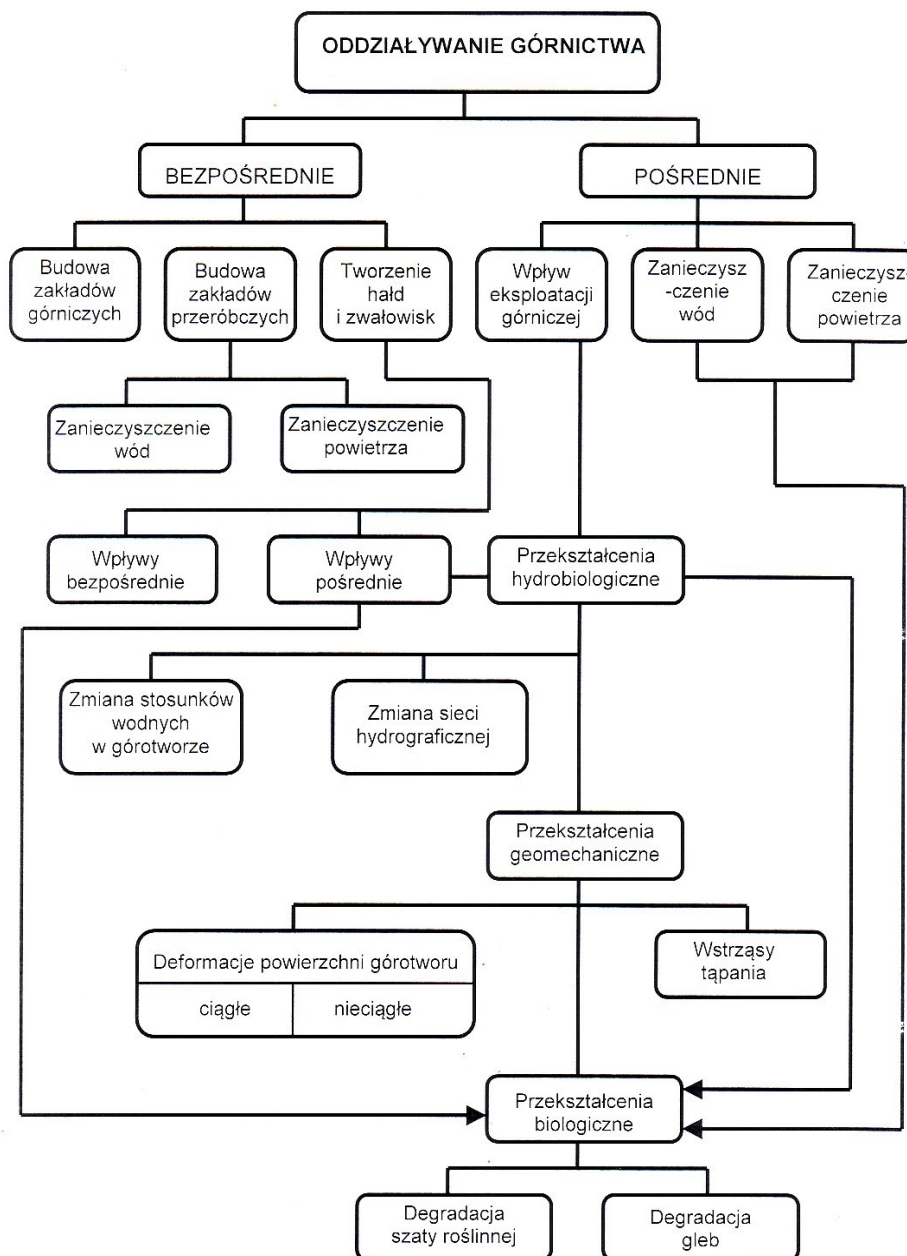
### 3. DZIAŁALNOŚĆ GÓRNICZA

Powierzchniowa i podziemna eksploatacja surowców jest specyficznym rodzajem przemysłowej działalności człowieka, bowiem w odróżnieniu od pozostałych rodzajów przemysłu oddziałuje na środowisko obszarowo. Jej skutki to przede wszystkim osuszenie poziomów wodonośnych i pogorszenie jakości wód głębszych, zanieczyszczenie wód powierzchniowych oraz osiadanie i zapadanie terenu, sprzyjające zwiększeniu się retencji powierzchniowej. Jest to związane z głęboką penetracją górnictwem, łączeniem i mieszaniem się wód oraz zmianą warunków hydrochemicznych (m.in. tlenowych). W rejonach kopalń, zmiany te obejmują nie tylko wody zwykłe (słodkie) lecz także wody głębokie, mineralne. Przeobrażenie stosunków wodnych uzależnione jest od lokalnych cech środowiska geograficznego, z których najważniejsze to warunki hydrogeologiczne oraz głębokość i sposób eksploatacji złoża.

Spośród wszystkich czynników gospodarczych powodujących przeobrażenia środowiska geograficznego działalność górnictwa wywołuje największe i najbardziej różnorodne zmiany. Prowadząc eksploatację w powierzchniowych i podziemnych wyrobiskach, powoduje się naruszenie równowagi fizycznej i hydrogeologicznej oraz tworzenie różnego typu dyslokacji, które mogą w znacznym stopniu odkształcać powierzchnię terenu. Zmiany te, nazywane naruszeniem górotworu, mogą być efektem bezpośredniej działalności górnictwa w przypadku eksploatacji powierzchniowej lub występują jako konsekwencja naruszenia równowagi geostatycznej nadkładu warstw eksploatacyjnych (Żmuda 1973), (rys. 1).

Przykładowo w procesach zaburzenia górotworu rejonu GOP znaczny udział miało górnictwo cynku i ołowiu (eksploatację rud zakończono w 1989 r.), rozwinięte na bazie starego, prowadzonego już od XII-XIII wieku wydobycia rud srebra i ołowiu (Zaleski 1967). Wydobycie rud prowadzono w północnej i północno-wschodniej części GOP, gdzie na skałach górnokarbońskich zalegają niezbyt miąższe osady triasu i jury. Główne złoża rud cynku i ołowiu koncentrują się w dolomitach triasu (dolnego wapienia muszlowego), zalegających na seriach wapieni i margli.

Wielu autorów uważa, że zmiany wywołane przez górnictwo rud srebra, ołowiu i cynku są w porównaniu z efektami eksploatacji węgla kamiennego nieznaczne i ograniczają się do potęgowania zmian związanych z górnictwem węglowym (Ney, Drewniak 1965; Żmuda 1973). Często zapomina się, że prowadzona przez setki lat eksploatacja rud metali kolorowych doprowadziła do znacznych zmian w górotworze i utworzenia antropogenicznych form, które zostały utrwalone i zaadoptowane w środowisku, stając się formami quasi-naturalnymi (Czaja 1988, 1994, 1999).



Rys. 1. Schemat oddziaływania górnictwa na środowisko geograficzne (Piontek 1992)  
 Fig. 1. Scheme of the impact of mining on the geographical environment (Piontek 1992)

W zaburzeniu górotworu znaczącą rolę odgrywała często powierzchniowa eksploatacja rud żelaza, miedzi oraz srebra i ołowiu prowadzona na szeroką skalę już w XIV-XVII wieku. Jej efektem są charakterystyczne doły w kształcie mis, kotłów i rynien oraz usypane w wokół nich kopce i grzędy. Są to warpie, najstarsze ślady po powierzchniowej eksploatacji rud żelaza, miedzi i przede wszystkim srebra i ołowiu. Formy te występują w rejonie Tarnowskich Gór, Bytomia, Chorzowa, Dąbrówki Wielkiej (z XIV-XVI wieku) oraz Dąbrowy Górniczej (z XVII-XVIII wieku). Zajmują one około 2,5 km<sup>2</sup> powierzchni, a ich średnia głębokość nie przekracza 5 m. Doły po eksploatacji węgla kamiennego to głównie tzw. „biedaszyby” lub wyrobiska bardzo wczesnej eksploatacji, prowadzonej na wychodniach warstw. Tylko w 1932 r. na obszarze Sosnowca i Dąbrowy Górniczej było tych „mini kopalń” około 5-6 tysięcy. Najczęściej miały one 10-25 m głębokości, lecz najgłębsze sięgały 80 m.

Długość żłobionych od szybów chodników wynosiła od kilkunastu do kilkudziesięciu metrów. Uważa się, że w okresie międzywojennym wykopano kilkadziesiąt tysięcy szybów oraz kilkanaście kilometrów podziemnych chodników (Zięba 1967).

#### 4. ZMIANY STOSUNKÓW WODNYCH

Jednym ze skutków gospodarczej działalności człowieka na terenach zurbanizowanych i uprzemysłowionych są zmiany powierzchniowej sieci hydrograficznej. Jest to związane z prostowaniem, poszerzaniem i pogłębianiem koryt a także budową nadbrzeży, grobli, kanałów i wałów przeciwpowodziowych. Niektóre wielkie rzeki są obecnie obudowane systemem wielokilometrowych nadbrzeży. Wały i bulwary najczęściej redukuje naturalne magazynowanie wody powodziowej i zwiększają szybkość płynięcia wody w rzece. Prowadzi to często do groźnych w skutkach wezbrań jak np. powódź w dolinie Renu w 1995 r. Szybsze płynięcie wody w uregulowanych korytach rzek powoduje także wzrost intensywności erozji, co prowadzi często do obniżenia poziomu wody gruntowej w dolinach. Inny typ modyfikacji kanałowej jest związany z budową obwodnic i przełożeniem koryt rzek do prowadzenia nadmiaru wody powodziowej lub w strefach odwodnienia wyrobisk górniczych, a także z budową kanałów irygacyjnych.

Wyraźne zmiany sieci hydrograficznej na terenach eksploatacji górniczej rozpoczęły się już w XIV-XV wieku, kiedy to eksploatacja rud zesła poniżej pierwszego poziomu wód gruntowych. Już wtedy działalność odwadniarek powodowała obniżenie pierwszego poziomu wód, wysychanie źródeł, a nawet zanikanie całych odcinków cieków. Zmiany te zostały zwielokrotnione w XVI i XVII wieku, kiedy wybudowano system podziemnych sztolni odwadniających. Jednocześnie w wielu miejscach budowano płuczki, czyli urządzenia czyszczące rudę. Zużywały one duże ilości wody, więc je lokalizowano nad rzekami i stawami oraz przy szybach czerpiących wody dołowe z kopalń.

Ich funkcjonowanie powodowało nie tylko zanieczyszczenie wód powierzchniowych, ale również widoczne zmiany w sieci rzecznej, bowiem w większości przypadków kopano rowy doprowadzające wodę z rzek i odprowadzające zanieczyszczenia poza teren kopalń.

Od początku XX wieku terenach zagłębi górniczych zwiększyła się długość sieci rzecznej, głównie na skutek osiadania terenu. Następowoło wprawdzie skracanie długości głównych rzek w wyniku ich regulacji i kanalizacji, lecz jednocześnie następował duży wzrost liczby kanałów odprowadzających wody kopalniane oraz rowów melioracyjnych drenujących tereny leśne i łąkowe. Najgroźniejszym efektem podziemnej eksploatacji węgla kamiennego jest osiadanie terenu w obrębie dolin rzecznych. Proces ten powoduje tworzenie się rozlewisk oraz lokalne zmiany spadku rzek. Wypełnione wodą niecki były szybko zasypywane prowadzonymi przez rzeki łąkami i miałem węglowym, a po ich zasypaniu sieć rzeczna przybierała cechy rzek roztokowych. Zjawisko to było obserwowane zarówno na terenie GOP jak i Zagłębia Ruhry.

Charakterystycznym elementem powierzchniowej sieci hydrograficznej na terenach górniczo-przemysłowo-miejskich są antropogeniczne zbiorniki wodne. Są one tworem celowej a także niezamierzonej działalności gospodarczej człowieka. Budowano liczne zbiorniki zaporowe celem uzyskania energii spadku wody do poruszania kół młynów, tartaków i kuźnic. Rozwój górnictwa spowodował konieczność likwidacji podpiętrzeń na ciekach, bowiem osiadania górnicze niszczyły groble i jazy, a płynące w rzekach ścieki zamulały stawy. Deformacje górotworu na skutek

wgłębnej eksploatacji górniczej powodowały tworzenie się zapadlisk i niecek, w których powstawały liczne zbiorniki wodne, natomiast efektem eksploatacji powierzchniowej było powstawanie zbiorników w dołach wyrobiskowych. Poza wymienionymi typami antropogenicznych zbiorników wodnych na terenach górniczo-przemysłowo-miejskich budowano liczne zbiorniki przemysłowe. Są to: osadniki wód dołowych, przemysłowych i chłodniczych, zbiorniki przy oczyszczalniach ścieków, przeciwpożarowe itp.

#### **4.1. Zanieczyszczenie wód**

Spośród wielu efektów urbanizacji i industrializacji, następujących zwłaszcza od przełomu XIX i XX wieku, najbardziej powszechnym jest zanieczyszczenie wód. Jest ono związane z bezpośrednim zrzutem ścieków komunalnych i przemysłowych do powierzchniowej sieci hydrograficznej, z której często przenikają do wód podziemnych. Szczególnie groźne są ścieki przemysłowe, bowiem ze względu na różnorodność produkcji prowadzą wiele substancji i związków silnie toksycznych. Nowym zagrożeniem staje się również emisja z elektrowni jądrowych, która razem z odpadami radioaktywnymi i wodami służącymi do chłodzenia stanowi potencjalne źródło zagrożeń dla środowiska, a więc i dla wód. Zagrożenie skażeniem radioaktywnym występuje również w rejonie GOP, bowiem wody dołowe czerpane z głębokich poziomów wydobywczych kopalń węgla kamiennego wykazują często naturalnie podwyższony poziom radioaktywności.

Poza bezpośrednimi zrzutami ścieków, niezwykle groźne dla wód są składowiska odpadów przemysłowych i górniczych (stałych i płynnych) oraz składowiska odpadów. Hałdy i składowiska powstają często bez odpowiedniej izolacji podłoża, toteż ługowane z nich toksyczne związki zanieczyszczają zarówno wody powierzchniowe, jak i podziemne.

Kolejnym źródłem skażenia wód na terenach miejsko-przemysłowych są zanieczyszczenia obszarowe. Do najważniejszych należy zaliczyć pyły niskiej emisji z palenisk domowych, wysokiej emisji z kominów fabryk i elektrociepłowni, zanieczyszczenia solą używaną w okresie zimy do topienia śniegu i lodu na drogach i placach, zanieczyszczenia stałymi i płynnymi fekaliami zwierząt domowych itp. Jednak do najgroźniejszych zalicza się zanieczyszczenia produktami ropopochodnymi, które na obszarach miejsko-przemysłowych są powszechnie stosowane. Oczyszczenie wód powierzchniowych z tych produktów jest kosztowne i trudne, natomiast w przypadku wód podziemnych – długotrwałe (Kościelniak 1986; Mianowski, Płochniewski 1987).

Na terenach miejsko-przemysłowych większość powierzchniowych zanieczyszczeń jest ługowana lub wypłukiwana w czasie intensywnych opadów i odprowadzania miejskimi systemami kanalizacji burzowej lub ogólnospławnej. Wody te zanieczyszczone są tłuszczami, olejami, metalami ciężkimi i innymi, często bardzo toksycznymi substancjami, w ilościach przekraczających setki razy dopuszczalne normy.

#### **4.2. Zmiany zasobów i jakości wód podziemnych**

Wielowiekowa działalność górnicza i związany z nią drenaż górotworu spowodowały zasadnicze zmiany stosunków hydrogeologicznych. Prowadzona w obrębie poziomów wodonośnych (już od XV-XVI wieku) eksploatacja rud cynku i ołowiu, a od wieku XIX intensywne wydobywanie węgla kamiennego, doprowadziło do zakłó-

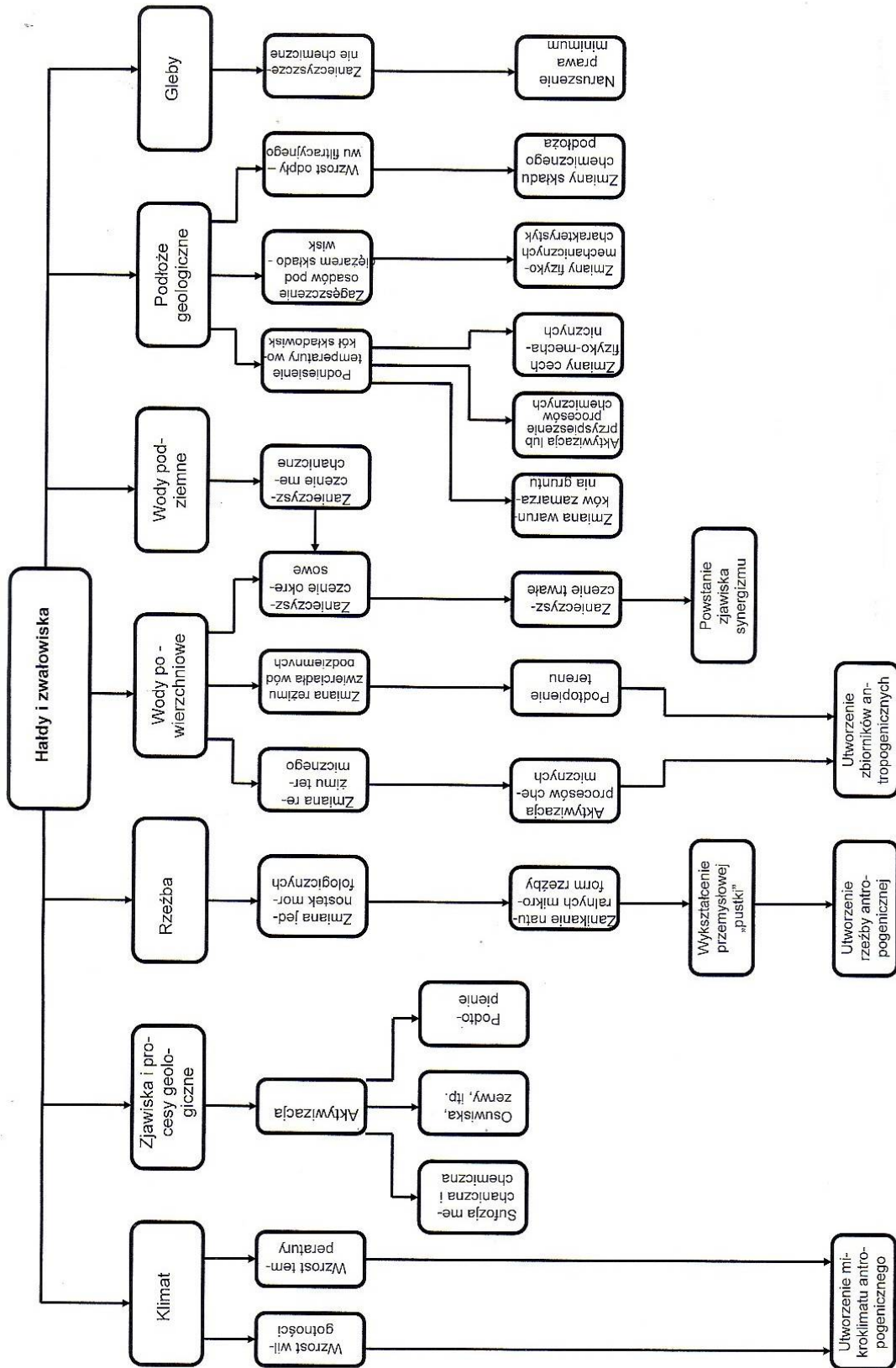
cenia naturalnego reżimu hydrogeologicznego, przejawiającego się zmianami układu pola hydrodynamicznego oraz znacznym zubożeniem i degradacją jakości wody.

Na terenach górniczo-przemysłowo-miejskich decydujący wpływ na zubożenie zasobów mają odwodnienia górnicze i budowlane, skupiona eksploatacja wód podziemnych oraz ograniczenie infiltracji, a więc zasilania wód podziemnych, wywołane przez urbanizację i uprzemysłowienie. Na obszarach tych niemal zupełnie została wyeliminowana infiltracja wód rzecznych w podłoże, na skutek uszczelnienia koryt bądź ujęcia ich w kamiennie-betonowe żłoby. W warunkach nienaruszonego reżimu, przepływ wód podziemnych skierowany był do dolin rzecznych, bowiem zwierciadło wody poziomu czwartorzędowego występowało przypuszczalnie na rzędnej zbliżonej do zwierciadła wody w ciekach odwadniających badany obszar.

Obniżenie jakości wód podziemnych jest wynikiem wprowadzenia do nich substancji szkodliwych, najczęściej obcych naturalnemu środowisku wodnemu. Następuje ono poprzez lokowanie składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych, skażenia przez komunikację i transport, zanieczyszczenie wód powierzchniowych i powietrza lub też awarie powodujące niekontrolowany ubytek substancji chemicznych, radioaktywnych, ropopochodnych itp. Duży wpływ na zanieczyszczenie wód podziemnych mają także działania geotechniczne związane z obniżeniem zwierciadła wód (którym najczęściej towarzyszą silne zmiany chemiczne), zdjęcie warstw ochronnych (nadkładu) prowadzenie wierceń, budowa szybów itp.

Na obszarach górniczo-przemysłowo-miejskich najpoważniejszym źródłem potencjalnych zagrożeń wód podziemnych są małopowierzchniowe i punktowe ogniska zanieczyszczeń (Rózkowski, Siemiński 1995). Zaliczono do nich tereny zabudowane nieskanalizowane, składowiska odpadów przemysłowych i komunalnych, zakłady szczególnie uciążliwe dla środowiska, oczyszczalnie ścieków, zbiorniki wód słonych i stawy osadnikowe-poflotacyjne, magazyny i stacje paliw itp. Większość z wymienionych ognisk zanieczyszczeń oddziałują na wody podziemne w skali lokalnej. W skali regionalnej oddziałują usypiska lub hałdy górnicze i hutnicze oraz składowiska popiołów z elektrowni i elektrociepłowni (rys. 2).

Obszary zabudowane nieskanalizowane obejmują głównie peryferia miast, a w wodach gruntowych zaznaczają się podwyższoną zawartością związków azotowych, chlorków, wodorowęglanów oraz sodu i potasu. Przy prawie 100% stopniu dostępności do wód z sieci wodociągowej oraz słabo rozwiniętej sieci kanalizacyjnej, wprowadzanie ścieków do wód powierzchniowych lub do gruntu ma istotny wpływ na jakość wód podziemnych.



Rys. 2. Schemat zakresu wpływu hałd i zwałowisk pochodzenia górniczego, przemysłowego i komunalnego na środowisko geograficzne (wg Vachtanovej, Kosinovej i Okorokova, 1985)

Fig. 2. Scheme of the range of the dumps and dumping grounds of a mining industrial and municipal origin that affect geographical environment (after Vachtanovej, Kosinovej i Okorokova, 1985)

### 4.3. Zmiany reżimu odpływu

Rzeki odwadniające obszary silnie uprzemysłowione i zurbanizowane, gdzie jednocześnie prowadzona jest powierzchniowa i wglębna eksploatacja górnicza, prowadzą wody ze spływu powierzchniowego i odpływu gruntowego (wody naturalne), ale także pochodzące z odwodnień wyrobisk kopalń oraz ze zrzutów ścieków komunalnych i przemysłowych. Ścieki i wody dołowe z kopalń odgrywały i odgrywiają współcześnie znaczącą rolę w kształtowaniu struktury odpływu na tych obszarach.

Dokładna ocena udziału wód naturalnych w odpływie rzek badanego obszaru jest bardzo trudna. Trudne jest bowiem oszacowanie ilości ścieków przemysłowych i komunalnych odprowadzanych do sieci rzecznej poszczególnych zlewni (Punzet 1959; Żmuda 1973). Składa się na to wiele przyczyn:

- duże ucieczki wód rzecznych w górotwór, osuszony przez działalność górniczną,
- funkcjonowanie wielu „dzikich” wylotów ścieków nieobjętych żadną rejestracją,
- nieszczelna sieć kanalizacyjna, na skutek licznych tępaków i wieku rur, z której ucieka w podłoże trudna do oceny ilość wody,
- lokalizacja dużych miast w strefach wododziałowych i brak wiarygodnej oceny, do której zlewni i z jakiego obszaru miasta są odprowadzane ścieki płynące siecią kanalizacji.

Odprowadzane do rzek wody dołowe w wielu przypadkach z powrotem infiltrują z mało szczelnych koryt rzecznych do wyrobisk górniczych. Często więc „te same” wody są ponownie wydobywane na powierzchnię przez ujęcia kopalniane.

Ocena typu zmienności odpływu rzecznoego powinna zawierać informacje o charakterze tej zmienności, zaś rodzaj zasilania rzek jest w zasadzie informacją drugorzędną. Jednak dane o rodzaju zasilania są bardzo ważne przy typologiach reżimów na obszarach górniczo-przemysłowo-miejskich, gdzie zmienność odpływu rzecznoego jest warunkowana głównie czynnikami antropogenicznymi (zrzuty ścieków i wód kopalnianych, pobór i infiltracja wody z rzek, itp.), a nie tylko naturalnymi. Na tych obszarach, przy stosowanych najczęściej metodach rozdziału hydrogramu odpływu, do odpływu bazowego zalicza się ścieki przemysłowo-miejskie i wody kopalniane, a więc wody antropogeniczne.

Zastosowany do oceny reżimu odpływu rzek GOP, a więc terenów o silnej antropopresji górniczo-przemysłowo-miejskiej model wahań w czasie pozwolił na ocenę:

- tendencji odpływu warunkowanej dominującymi (głównymi) przyczynami, za które należy uważać wzrost lub spadek ilości ścieków i wód kopalnianych oraz opadów,
- roli czynników cyklicznych (sezonowych) w kształtowaniu odpływu ze zlewni, przez które należy rozumieć wszystkie zasadnicze elementy klimatyczne, które sprawiają, że w cyklu rocznym kulminacja odpływu występuje np. w marcu lub kwietniu, drugorzędne maksimum pojawia się w lipcu, a minimum notowane jest we wrześniu,
- wpływu warunków hydrometeorologicznych danego roku na zmienność przepływu, które powodują, że maksimum lub minimum odpływu występuje wcześniej lub później w stosunku do okresów (terminów) wynikających z wieloletniej sezonowości odpływu. Z uwagi na znaczną nieregularność występowania tego rodzaju zmienności określono ją jako wahania przypadkowe.

W celu porównania zmienności odpływu rzek zaburzonego przez gospodarczą działalność człowieka z odpływem na obszarach quasi-naturalnych wykonano taką analizę dla zlewni położonych w obrębie terenów poddanych silnej antropopresji oraz terenów leżących na ich obrzeżach.



Stwierdzono zarówno dodatni jak i ujemny trend, a więc wzrastający lub malejący odpływ z badanych zlewni. Aby ocenić na ile tendencja odpływu jest efektem czynników naturalnych (opadów) a na ile ingerencji człowieka (zrzuty ścieków i wód kopalnianych oraz pobory i infiltracja wody z rzek), przedstawiono również tendencję opadów na badanym obszarze.

Przejawem wzrostu odpływu z najbardziej antropogenicznie zaburzonych zlewni obszaru GOP jest wielkość odpływu jednostkowego. Jest on istotnie zróżnicowany. W zlewniach quasi-naturalnych odpływ ten wynosi  $6-8 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ , w zlewniach średnio zaburzonych  $10-15 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ , a w najbardziej zaburzonych  $20-34 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ .

Na obszarze górniczo-przemysłowo-miejskim reżim rzeczny jedynie w niewielkim stopniu jest kształtowany przez naturalne warunki hydrometeorologiczne, a dominującą rolę odgrywa działalność gospodarcza polegająca na wprowadzeniu do rzek ścieków komunalnych i przemysłowych, wód kopalnianych, poborach i wymuszaniu ucieczek wody z koryt rzecznych itp. Działalność ta sprawia, że w skrajnie antropogenicznie przekształconych zlewniach kulminacje odpływu rzek mogą wystąpić w każdym miesiącu roku hydrologicznego (Czaja 1999).

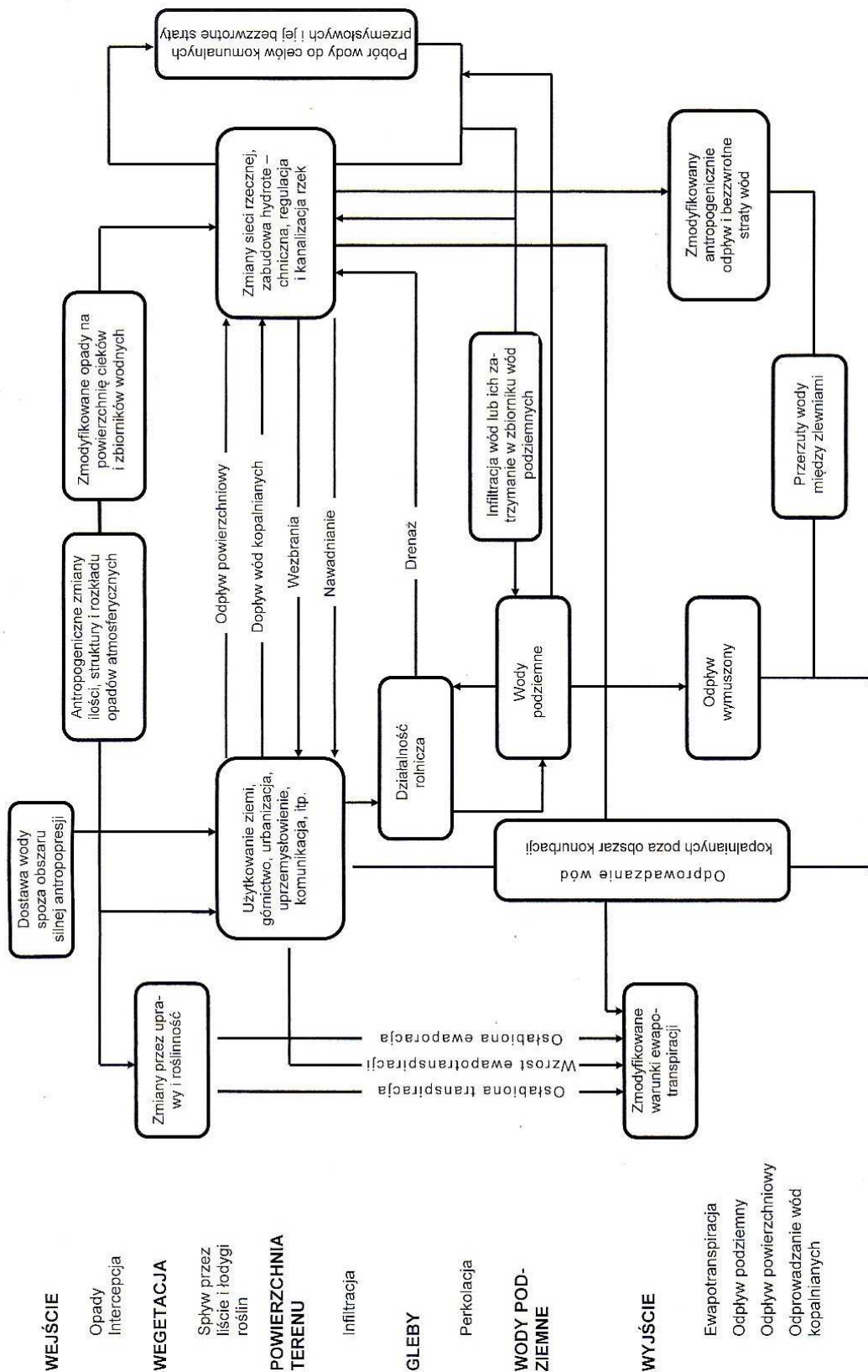
Wyniki przeprowadzonych badań pozwalają na wydzielenie nowego typu ustroju rzecznego. Jest to reżim wybitnie wyrównany z antropogeniczno-deszczowo-śnieżnym zasilaniem.

## 5. PODSUMOWANIE

Obieg wody na terenach przekształconych przez intensywną działalność człowieka jest zależny od skutków, jakie powodują poszczególne rodzaje tej działalności a także od stopnia odporności środowiska geograficznego. Duże znaczenie w kształtowaniu obiegu wody na tych terenach mają również możliwości finansowe i świadomość ekologiczna, stymulujące do działań zapobiegających niekorzystnym zmianom naturalnego procesu. Hydrologicznym skutkiem gospodarczej aktywności człowieka są najczęściej jakościowe i ilościowe zmiany w niektórych fazach obiegu wody. Na obszarach górniczo-przemysłowo-miejskich są one wywołane przez grupę czynników związanych z powierzchnią i wglębną działalnością górniczą, a także przez czynniki związane z urbanizacją i uprzemysłowieniem (rys. 3). Rodzaj i zakres przemian w poszczególnych fazach obiegu wody jest ściśle uzależniony od etapu rozwoju górnictwa oraz stopnia zaawansowania urbanizacji i uprzemysłowienia.

Przedstawione wyniki badań potwierdziły pogląd, że proces obiegu wody w górniczo-przemysłowo-miejskich jest zmienny w czasie, modyfikowany lokalnymi warunkami fizjograficznymi oraz intensywnością antropopresji. Przywołując jeszcze raz uzyskane wyniki można stwierdzić, że zasadnicze czynniki kształtujące obieg wody na obszarach górniczo-przemysłowo-miejskich to:

- mobilność topograficznych i podziemnych działów wodnych, utrudniająca określenie obszaru zlewni,
- zmiany charakteru koryt i długości rzek, przejawiające się w lokalnym ich wydłużeniu lub skracaniu,
- znaczny wzrost retencji powierzchniowej, głównie w postaci zbiorników wodnych, tworzących swoiste „pojezierza antropogeniczne”,
- zmiany jakości a więc i zasobów wód powierzchniowych, spowodowane ich silnym zanieczyszczeniem,
- zmiany jakości i zubożenie zasobów wód podziemnych na skutek ich zanieczyszczenia oraz odwadniania wyrobisk kopalń i działalności ujęć studziennych,



Rys. 3. Schemat obiegu wody w warunkach oddziaływania czynników antropogenicznych (Lewin, Macklin, Newson 1988) - poszerzony i uzupełniony

Fig. 3. Scheme of the water cycle under the influence of anthropogenic factors (Lewin, Macklin, Newson 1988) - widened and completed

- zmiany charakteru zasilania rzek na skutek odprowadzania wód kopalnianych (z zasobów statycznych obszaru) oraz ścieków przemysłowych i komunalnych, pochodzących z dostarczanych siecią wodociągową wód obcych,
- ukształtowanie wyrównanego w cyklu rocznym reżimu odpływu rzeczno-

## BIBLIOGRAFIA

- Absalon D., 1998, Antropogeniczne zmiany odpływu rzeczno-
- Absalon D., Jankowski A. T., 2002, Changes in river runoff under the influence of human impact – selected examples from Katowice province. In: *Anthropogenic aspects of landscape transformations*. T. 2, Szczypiek T., Wach J. (red.), University of Silesia. Faculty of Earth Sciences, Sosnowiec, 5-14.
- Absalon D., Matysik M., 2016, Zmiany odpływu w silnie zurbanizowanych zlewniach województwa śląskiego. *Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN*, z. 39, s. 175-185.
- Absalon D., Czaja S., Jankowski A.T., Kaňok J., Kříž V., 1997, Trends of the river runoff in the Upper Oder basin. *Universitas Ostraviensis Acta Facultatis Rerum Naturalium*, 167, č. 5 *Geographia-Geologia*, s. 47-86.
- Czaja S., 1988, Wpływ górnictwa i uprzemysłowienia na reżim odpływu rzek w górnośląskim okręgu przemysłowym na przykładzie zlewni Brynicy do profilu w Sosnowcu. *Dokumentacja Geograficzna, IGiPZ PAN*, z. 4: s. 65-77.
- Czaja S., 1991, Gospodarowanie wodą w rejonie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego do lat 20-tych XX wieku. [w:] *Przeobrażenie stosunków wodnych na obszarach silnej antropopresji*, Konferencja Hydrograficzna, Sosnowiec 16–18 IX 1991 r., s. 80-90.
- Czaja S., 1994, Przemiany stosunków wodnych w przestrzeni cywilizacyjnej Górnego Śląska od XIV do XVIII wieku. [w:] *Rzeki*, Katowice, s. 199-225.
- Czaja S., 1999, Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji (na przykładzie konurbacji katowickiej). *Prace Naukowe UŚ w Katowicach*, nr 1782: ss. 175.
- Czaja S., Jankowski A. T., 1991, Zmienność elementów bilansu wodnego. [w:] *Zmiany środowiska geograficznego w warunkach silnej antropopresji (wybrane zagadnienia)*. Cz. II. (red. A. T. Jankowski, J. Trembaczowski), Wydawnictwo UŚ, Katowice, s. 57-105.
- Czaja S., Jankowski A. T., 1993, Changes of River Runoff from Urbanized and Industrialized Region of Upper Silesia. In: *Runoff and Sediment Yeld Modelling [RRSY–93]*. Proceedings of the International Symposium held at Warsaw Agricultural University, SGGW, s. 75-82.
- Czaja S.W., Pociask-Karteczka J., 2017, Obieg wody na terenach zurbanizowanych i uprzemysłowionych. [w:] *Hydrologia Polski*. PWN, Warszawa, s. 65-74.
- Dobja A., 1975, Wpływ urbanizacji na stosunki wodne. *Czasopismo Geograficzne*, t. XLVI, z. 1: s. 73-78.
- Dynowska I., Jankowski A. T., Soja R., 1985, Metody oceny wpływu gospodarczej działalności człowieka na odpływ. *Folia Geographica, Series Geographica Phisica*, vol. XVIII: s. 105-119.
- Dynowska I., 1993 (red.), *Przemiany stosunków wodnych w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych*. UJ., Kraków, ss.462.
- Falkenmark M., Lindh G., 1993, Water and economic development. [w:] *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Reesources*, (red. P. H. Gleick), New York-Oxford, s. 80-91.
- Glasson J., Therivel R., Chadwick A., 1994, *Introduction to Environmental Imact Assessment*. Page Bros, ss. 273.
- Glynn H. J., Heinke G. W., 1989, *Environmental Science and Engineeing*. Prentice Hall Englewood Clifts, New Jersey, 07632, ss. 728.
- Goudie A., 1981, *The Human Impact Man's Role in Environmental Change*. Basil Blackwell, Oxford, ss. 316.
- Goudie A., 1993, *The human impact on the water*. [w:] *The human impact on the natural environment*, Blackwell, Oxford, s. 177-234.
- Hołda I., 1996, Hydrologiczne aspekty ochrony zasobów wodnych w obszarach poddanych silnej antropopresji. [w:] *Metody badań czynników antropogenicznych na warunki klimatyczne i hydrologiczne w obszarach zurbanizowanych*, Materiały Konferencji Naukowej, Katowice, 12-14 IX 1996 r., s. 33-40.
- Jankowski A. T. (red.), 1996, *Metody badań wpływu czynników antropogenicznych na warunki klimatyczne i hydrologiczne w obszarach zurbanizowanych*. Materiały konf. nauk., 12-14 IX 1996 r., Katowice, ss. 183.
- Jankowski A. T., 1989, *The Upper Silesia Region an as Area of Ecological Calamity*. [w:] *Scientific Problems and Concept Developments*, (red. A. Breymeyer), Conference Papers, s. 118-133.
- Jens S. W., Mc Pherson M. B., 1964, *Hydrology of urban areas*. [w:] *Handbook of applied hydrology*, (red. Ven Te Chow), McGraw-Hill Book Co. New York, s. (20)1-45.

- Kaniecki A., 1995, Przemiany stosunków wodnych na obszarze Poznania w czasach historycznych. *Przegląd Geograficzny*, t. LXVII, z. 1-2; s. 109-120.
- Kibler D. F., (red.), 1982, *Urban Stormwater Hydrology*. American Geophysical Union, Washington, D. C., ss. 271.
- Kościelniak S., 1986, Wyniki zanieczyszczenia wód podziemnych i gruntów produktami naftowymi na obszarze czterech województw Polski zachodniej. [w:] *Materiały Sympozjum nt.: Problemy hydrogeologiczne południowo-zachodniej Polski*, Pr. Nauk. Inst. Geol. Polit. Wrocławskiej, nr 49: s. 213-218.
- Kuprianov V. V., Skakalskij B. G., Sokołow A. A., 1975, Urbanizacja i wodnyje resursy. M., *Znanie*, s. 81-95.
- Leopold L. B., Clarke F. E., Hanshaw B. B., Balsey R., Jr., 1971, *Geological Survey Circular 645*. Washington, D. C.: U. S. Government Printing Office.
- Levin J., Macklin M. G., Newson M. D., 1988, Regime theory and environmental change – irreconcilable concepts? [w:] *International Conference on River Regime*, (red. W. R. White), Wiley, Chichester, UK, s. 431-435.
- Maruszczak H., 1988, Zmiany środowiska przyrodniczego kraju w czasach historycznych. [w:] *Przemiany środowiska geograficznego Polski*, (red. L. Starkel), Ossolineum, s. 109-137.
- Matysik M., 2018, Wpływ zrzutów wód kopalnianych na odpływ rzek Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. *Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego*, Katowice, ss. 162.
- McPherson M. B., 1974, International summary. [w:] *Hydrological effects of urbanization*, *Studies and reports in hydrology*, 18, The UNESCO press, s. 13-40.
- Mianowski Z., Płochniewski Z., 1987, Zagrożenie i zanieczyszczenie wód podziemnych produktami pochodzącymi z obiektów naftowych w środkowo-wschodniej Polsce. [w:] *Materiały Sympozjum nt.: Problemy hydrogeologiczne środkowo-wschodniej Polski*, Kazimierz, 12-14 XI 1986 r., Warszawa, s. 114-118.
- Mikulski Z., Nowicka B., 1982, Wpływ urbanizacji na stosunki wodne w świetle badań polskich. *Gospodarka Wodna*, nr 7: s. 100-105.
- Ney R., Drewniak R., 1965, Obserwacje zmian warunków wodnych zachodzących pod wpływem eksploatacji górniczej oraz propozycje badań hydrogeologicznych na terenie niecki bytomskiej, na tle dotychczasowej metodyki prac geologicznych. *Państwowa Rada Górnicza*, *Materiały z prac Rady*, z. 43: s. 180-207.
- Piontek F., (red.), 1992, Społeczno-ekonomiczne koszty i uwarunkowania wydobycia węgla w woj. katowickim. Część II. Szacunkowy bilans strat i korzyści. *Akademia Ekonomiczna*, *Urząd Woj. w Katowicach*, Katowice, ss. 96.
- Punzet J., 1959, Bilans wodny Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. *Prace PIHM*, z. 49: ss. 151.
- Richards K. S., Wood R., 1976, Urbanisation, water redistribution and their effect on channel processes. Paper presented at *Institute of British Geographers Annual Conference*, Lanchester Polytechnic, Coventry, s. 487-498.
- Rózkowski A., Siemiński A., (red.) 1995, *Mapa ognisk zanieczyszczeń wód podziemnych Górnośląskiego Zagłębia Węglowego i jego obrzeżenia*. 1 : 100 000, PIG, Warszawa.
- Savini J., Kammerer J. C., 1961, Urban growth and water regime. *United States Geological Survey Water Supply Paper*, 1591-A.
- Socio-economic aspects of urban hydrology. 1979, *Studies and reports in hydrology*, 27, UNESCO, ss. 85.
- Soczyńska U., 1974, Hydrologiczne skutki urbanizacji. *Wiadomości Meteorologiczne i Gospodarka Wodna*, t. I(XXII), z. 4: s. 11-22.
- Starkel L. (red.), 1988, Przemiany środowiska geograficznego Polski a dzisiejsze geosystemy. [w:] *Przemiany środowiska geograficznego Polski*, Ossolineum, s. 5-24.
- Vachtanova A. N., Kosinova I. I., Okorokov V. A., 1985, Antropogennyje otłożenija Lipieckowo Promysziennowo Rajona i ich wzaimozwiąz c geologiczeskoj sredoj. *Inżynernaja Geologija*, 4, s. 48-54.
- Wilgat T., 1980, Możliwość zmian stosunków wodnych pod wpływem robót górniczych w centralnym rejonie węglowym LZW. [w:] *Metody i wyniki badań hydrogeologicznych złóż węgla w centralnym rejonie węglowym LZW*, (red. A. Rózkowski), *Instytut Geologiczny*, *Wydawnictwa Geologiczne*, Warszawa, s. 75-82.
- Zaleski W., 1967, Dzieje górnictwa i hutnictwa na Górnym Śląsku do roku 1806. *Madryt*, ss. 445.
- Zięba J., 1967, *Biedaszyby Górnego Śląska i Zagłębia Dąbrowskiego*. Katowice, ss. 123.
- Żmuda S., 1973, Antropogeniczne przeobrażenia środowiska przyrodniczego konurbacji górnośląskiej. *PWN*, Warszawa-Kraków, ss. 210.

**Paweł JOKIEL, Przemysław TOMALSKI**

Uniwersytet Łódzki  
Wydział Nauk Geograficznych

**TRANSFORMACJE UKŁADU SEZONÓW  
HYDROLOGICZNYCH WZDŁUŻ BIEGU  
WISŁY I ODRY**

**TRANSFORMATIONS OF HYDROLOGICAL  
SEASONS CONFIGURATION ALONG  
THE VISTULA AND THE ODER RIVER**

**Abstract**

Studies on the seasonal distribution of river runoff in Poland have already been undertaken many times. However, they have never been used to study the changes in the seasonal structure of the outflow of one or several rivers in different water gauge sections along their course. This study aims to identify the hydrological seasons in the water gauge cross-sections that are located along the two largest Polish rivers, and then to compare them. To carry out the analysis, a series of daily total discharges in the water gauge cross-sections that are located along the Odra (11 water gauges) and the Vistula (14 water gauges) were used. The data cover the period from 1951-2016 and come from IMGW-PIB resources. The hydrological seasons were delimited using the method that was proposed a few years ago by the authors of this study. The number of delimited hydrological seasons varies from 3 to 6 in the individual water gauge cross-sections, without any variation along a river or between the rivers. However, it should be noted that one hydrological season may occur more than once a year in a water gauge. The total number of occurrences of hydrological seasons for the individual water gauge cross-sections ranged from 4 to as many as 17. There were also significant differences between the rivers. For the Odra River, a large number of occurrences of hydrological seasons was characteristic of the upper course of the river. Then, it decreased rapidly and remained at a similar level almost to the mouth of the Warta River below which it began to increase slightly. This regularity was not observed in the case of the water gauge cross-sections that are located along the Vistula River. Here, the number of the occurrences of the hydrological seasons was high (with two exceptions, it always exceeded 10) and was not very variable along the course of the river.

**Key words:** Vistula River, Oder River, hydrological seasons

## 1. WSTĘP

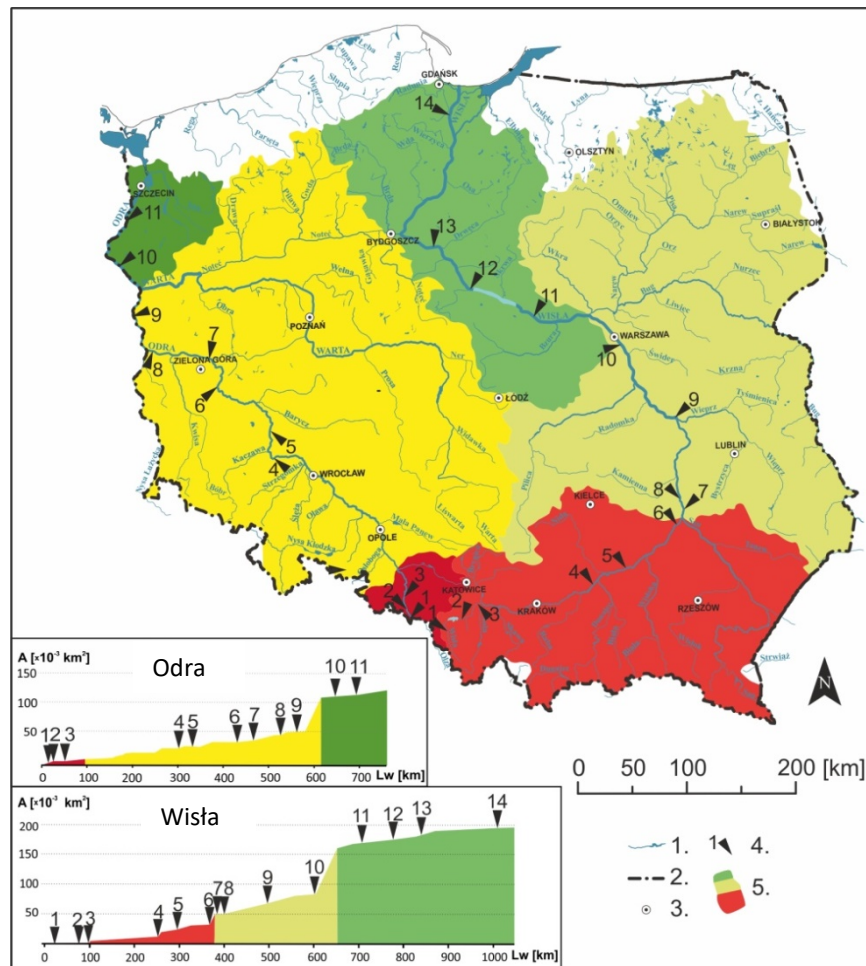
Znajomość sezonowej zmienności odpływu rzeczno-ego jest jedną z podstawowych i najważniejszych informacji hydrologicznych. Jest ona bowiem nie tylko cechą „reżimotwórczą” pozwalającą na identyfikację lub ocenę reżimu rzeki, ale jest też jedną z ważniejszych przesłanek dla prowadzenia prawidłowej gospodarki wodnej w odniesieniu do zasobów wodnych rzeki i jej zlewni. Czasowy reżim odpływu rzeczno-ego jest, z oczywistych powodów, funkcją sezonowego zróżnicowania wielkości i rodzaju opadów oraz parowania terenowego. Jednak obok czynników zewnętrznych (klimatycznych) ważną rolę odgrywa również cały kompleks zjawisk i procesów związanych z rzeką i jej zlewnią. Zlewnia i system rzeczny tworzą bowiem rodzaj „filtrów”, w których impulsy zewnętrzne są istotnie transformowane i przybierają formę oraz rozkład czasowy bardzo różny od występującego na wejściu do systemu. W ten sposób działają np. różne rodzaje retencji, które zwiększają, między innymi, bezwładność systemu i spowalniają impuls opadowy (Jokiel, Tomalski 2017). W miarę przyrostu powierzchni zlewni maleją zwykle średnie i maksymalne odpływy jednostkowe, a rosną minimalne. Zmniejsza się tym samym zmienność odpływu, a rośnie jego bezwładność. Zjawiska ekstremalne (wezbrania, niżówki) w zlewniach dużych rozwijają się i zanikają wolniej oraz trwają dłużej, niż w małych. Jednocześnie, terminy ich ekstremów są coraz bardziej przesunięte w czasie w stosunku do czynnika sprawczego. W konsekwencji, zjawiska takie są łatwiejsze do mitygacji i prognozowania. W przypadku dużych rzek, przepływających przez różne regiony geograficzne (nie mówiąc już o różnych regionach klimatycznych) transformacja impulsów opadowych i roztopowych jest przeważnie na tyle duża, że zmienia wraz z biegiem rzeki sezonową strukturę odpływu rzeczno-ego.

Badania nad sezonowym rozkładem odpływu rzek w naszym kraju były już wielokrotnie podejmowane (Rotnicka 1977, 1988; Bartczak 2007; Jokiel, Tomalski 2014). Różniły się one podejściem metodycznym oraz zakresem czasowym i przestrzennym jaki obejmowały. Ostatnie z tych rozwiązań, zaproponowane kilka lat temu przez Autorów niniejszego opracowania, bazuje na szeregach jednoimiennych dni w skali wielolecia. Analizy wykorzystujące tę metodę zastosowane zostały dotychczas w badaniach rzek środkowej Polski (Jokiel, Tomalski 2014) i wybranych cieków z różnych regionów geograficznych naszego kraju (Stanisławczyk, Tomalski 2015, 2017). Nigdy jednak nie zostały wykorzystane do badania zmian sezonowej struktury odpływu jednej lub kilku rzek w różnych przekrojach wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż ich biegu. W świetle wyżej przytoczonych uwag zasadne wydaje się przeprowadzenie takiej właśnie analizy.

Regiony fizycznogeograficzne w Polsce mają w dużym uproszczeniu rozciągłość równoleżnikową. Postępując od południa występują kolejno obszary górskie, wyżyny, pas nizin i najbardziej na północy pojezierza (Kondracki 1998). Dwie największe rzeki naszego kraju Wisła i Odra mają podobny przebieg i płyną z południa na północ, odwadniając kolejne regiony. Interesująca zatem jest odpowiedź na pytania: jak zmienia się sezonowy rozkład odpływu wzdłuż tych rzek?, a także, czy większe różnice w sezonowej strukturze występują między regionami fizycznogeograficznymi, czy też między obiema rzekami? Artykuł ma na celu identyfikację sezonów hydrologicznych w przekrojach wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż biegu dwu największych rzek Polski, a następnie wskazanie występujących tu prawidłowości przestrzennych zarówno w aspekcie różnic, jaki podobieństw.

## 2. MATERIAŁ HYDROMETRYCZNY I METODA DELIMITACJI SEZONÓW HYDROLOGICZNYCH

Do analiz wybrano przekroje wodowskazowe równomiernie rozłożone wzdłuż obu największych polskich rzek. Pominięto natomiast przekroje ze zbyt dużymi przerwami w pomiarach oraz takie, dla których szeregi czasowe są krótsze niż 40 lat. W ten sposób wyselekcjonowano 25 przekrojów wodowskazowych zlokalizowanych na Odrze (11 wodowskazów) i Wiśle (14 wodowskazów). Do analiz wykorzystano serie codziennych przepływów pochodzących z zasobów Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowego Instytutu Badawczego obejmujących lata 1951-2016, przy czym nie dla wszystkich posterunków ciągi pomiarowe są jednakowej długości. Rozmieszczenie przekrojów wodowskazowych przedstawiono na rys. 1, a podstawowe informacje o nich (również o długości ciągów pomiarowych) zestawiono w tabelicy 1.



1 - rzeki, jeziora, 2 - granice państwa, 3 - miasta, 4 - przekroje wodowskazowe (numeracja zgodna z tabelicą 1), 5 - dorzecza Wisły i Odry; kolorami oznaczono zlewnię Wisły i Odry Górnej (czerwony), Środkowej (żółty) i Dolnej (zielony), Lw - kilometraż rzek, A - powierzchnia zlewni.  
1 - rivers, lakes, 2 - state borders, 3 - cities, 4 - water gauges (numbering according to Tables 1), 5 - the Vistula and the Oder basins; the upper basins are marked in red, the middle in yellow and lower in green, Lw - river chainage, A - catchment area.

Rys. 1. Wybrane przekroje wodowskazowe na Wiśle i Odrze  
Fig. 1. Selected water gauges along the Vistula and Oder Rivers

Tablica 1

Podstawowe dane o badanych przekrojach wodowskazowych

Table 1

Basic information about the examined cross-sections

Rzeka	Nr	Posterunek wodowskazowy	Powierzchnia zlewni $A$ [km <sup>2</sup> ]	Długość rzeki $L$ [km]	Średni przepływ $Q$ [m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	Zakres danych
Odra	1	Chałupki	4662,2	20,7	42,02	1951-2016
	2	Krzyżanowice	5874,8	33,6	57,26	1956-2016
	3	Racibórz-Miedonia	6744,0	55,5	66,24	1951-2016
	4	Malczyce	26812,4	304,8	158,35	1971-2016
	5	Ścinawa	29583,8	331,9	180,40	1951-2016
	6	Nowa Sól	36780,3	429,8	204,64	1971-2016
	7	Cigacice	39888,2	471,3	221,17	1951-2016
	8	Połęcko	47152,0	530,3	255,73	1951-2016
	9	Słubice	53382,0	584,1	302,17	1951-2016
	10	Gozdowice	109729,1	645,3	519,78	1951-2016
	11	Widuchowa	110524,3	701,8	535,36	1974-2016
Wisła	1	Skoczów	296,7	35,1	6,0	1951-2016
	2	Goczałkowice	738,1	68,4	8,8	1951-2016
	3	Nowy Bieruń	1747,7	109,8	21,1	1951-2016
	4	Jagodniki	12058,2	259,3	129,0	1951-2016
	5	Szczucin	23900,6	300,3	234,2	1951-2016
	6	Sandomierz	31846,5	374,6	293,7	1971-2016
	7	Zawichost	50731,8	393,8	425,6	1951-2016
	8	Annopol	51518,1	404,6	431,1	1951-2016
	9	Dęblin	68234,3	499,2	499,3	1951-2016
	10	Warszawa Nad,	84540,5	610,3	547,1	1951-2016
	11	Kępa Polska	168956,1	712,7	927,0	1969-2016
	12	Włocławek	172389,2	785,6	914,8	1961-2016
	13	Toruń	181033,4	840,2	972,3	1951-2016
	14	Tczew	194376,0	1014,8	1058,8	1951-2016

Na podstawie ciągów dobowych przepływów pochodzących z wielolecia, dla każdego przekroju utworzono trzy nowe, 365 elementowe, szeregi czasowe: średnich wieloletnich przepływów w danym dniu ( $Q_{sr,d}$ ), współczynników zmienności jednoimiennych przepływów dobowych ( $Cv_d$ ) oraz współczynników autokorelacji w szeregach tych przepływów uzyskanych dla przesunięcia  $k = 1$  ( $Ra_d$ ). W obliczeniach pominięto z oczywistych powodów dzień 29 lutego. Dodatkowo, sprawdzono statystyczną istotność (na poziomie  $\alpha = 0,05$ ) tychże współczynników autokorelacji ( $Ra_d$ ). Wykorzystano w tym celu test Boxa-Ljunga (Ljung, Box 1978). Jego statystyka testowa ma postać:



$$S_{bj} = n(n+2) \sum_{i=1}^k \frac{Ra_i}{n-1} \quad (1)$$

gdzie:

$S_{bj}$  – statystyka testowa Boxa-Ljunga,

$n$  – liczebność próby,

$k$  – przesunięcie autokorelacji ( $k = 1$ ),

$Ra_i$  – współczynnik autokorelacji przy przesunięciu  $k = 1$ .

Testowana hipoteza zerowa ( $H_0$ ) wskazuje czy obserwacje są niezależnie rozłożone w próbie (brak w nich autokorelacji). Gdy liczba obserwacji jest duża to statystyka testowa  $S_{bj}$  ma rozkład  $\chi^2$  o  $k$  stopniach swobody. Jeżeli dla założonego poziomu istotności  $\alpha$  obliczone  $S_{bj}$  jest większe bądź równe wielkości krytycznej  $\chi^2_{kr(k)}$  to odrzucamy hipotezę zerową  $H_0$ , a zatem w badanym szeregu czasowym występuje autokorelacja.

Trzy nowoutworzone szeregi czasowe zmiennych cechują się różną wariancją i rozkładami, co mogłoby utrudniać zastosowanie niektórych procedur. W związku z tym przeprowadzono standaryzację wszystkich zmiennych według formuły:

$$xs = \frac{x_i - x_s}{\delta} \quad (2)$$

gdzie:

$xs$  – zmienna standaryzowana,

$x_i$  – zmienna oryginalna,

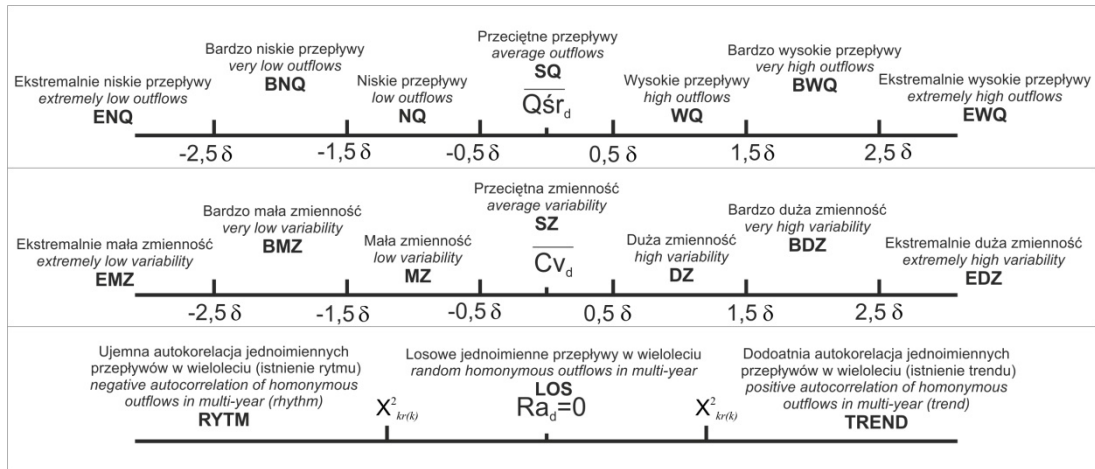
$x_s$  – średnia arytmetyczna z próby,

$\delta$  – odchylenie standardowe z próby.

Szeregi czasowe przygotowane w zaprezentowany sposób stały się podstawą wydzielenia sezonów hydrologicznych. Procedura ich delimitacji była już kilkakrotnie opisywana w literaturze (Jokiel, Tomalski 2014, 2015; Stanisławczyk, Tomalski 2015) dlatego też nie będzie tu bliżej omawiana. Warto jedynie zaznaczyć, że prowadzi ona do wydzielenia w przeciętnym roku hydrologicznym względnie zwartych okresów zwanych sezonami hydrologicznymi. Minimalna długość takiego okresu, wynikająca z przyjętej metodologii to 10 dni. Zatem sezonami hydrologicznymi nazywamy sekwencje dni cechujących się względnym podobieństwem wewnętrznym, w odniesieniu do wielkości odpływu i szeroko pojętej jego zmienności w wieloleciu oraz statystycznie istotnymi różnicami tych cech w układzie międzysezonowym.

Aby umożliwić przypisanie poszczególnym sezonom hydrologicznym cech dynamiki odpływu oraz nazwać je w taki sam sposób w każdym przekroju wodowskazowym, obliczono dla wyróżnionych sezonów średnie i odchylenia standardowe zbiorów wielkości  $Qsr_d$  oraz  $Cv_d$ . Sprawdzone również, czy w danym sezonie dominują dni o istotnych statystycznie współczynnikach autokorelacji  $Ra_d$  (osobno  $Ra_d > 0$  oraz  $Ra_d < 0$ ), czy też może autokorelacja uzyskana dla jednoimiennych dni danego sezonu jest statystycznie nieistotna. Posługując się obliczonymi wcześniej średnimi i odchyleniami standardowymi oraz istotnością i znakiem istotnych współczynników autokorelacji, według schematu zaprezentowanego na rys. 2, zaproponowano hydrologicznie interpretowalne nazwy zidentyfikowanych sezonów hydrologicznych.

Takie przekształcenie gwarantuje, że wszystkie zmienne cechują się rozkładem o średniej równej „0” i odchyleniu standardowym równym „1”. Umożliwia to porównywanie ich ze sobą i niezależnie prowadzone analizy od jednostek w jakich zmienne zostały zmierzone (Kreyszig 1979).



$\delta$  - odchylenie standardowe analizowanych zmiennych;  $Q_{sr_d}$  - średni przepływ dobowy w analizowanym sezonie;  $Cv_d$  - współczynnik zmienności przepływów w analizowanym sezonie;  $Ra_d$  - współczynnik autokorelacji przepływów w analizowanym sezonie przy przesunięciu o rok;

$\chi^2_{kr(k)}$  - wartości krytyczne statystyki testowej  $S_{bj}$ .

$\delta$  - standard deviation of examined characteristics;  $Q_{sr_d}$  - mean daily outflow in the analysed season;  $Cv_d$  - variation coefficient for the outflow in the analysed season;  $Ra_d$  - autocorrelation coefficient for the outflow with a one-year shift in the analysed season; ;  $\chi^2_{kr(k)}$  - critical values for test statistic  $S_{bj}$ .

Rys. 2. Schemat tworzenia nazwy sezonu hydrologicznego na podstawie charakterystycznych dla niego cech wieloletniej dynamiki odpływu rzecznoego (Jokiel, Tomalski 2014).

Fig. 2. Scheme for naming of the hydrological seasons based on the features that were characteristic of its long-term outflow dynamics (Jokiel, Tomalski 2014).

Tablica 2  
Sezony hydrologiczne delimitowane w badanej grupie przekrojów wodowskazowych na Wiśle i Odrze  
Table 2  
Hydrological seasons delimited in the examined group of the cross-sections in the Oder and Vistula water-gauges

Nr	Charakterystyczne cechy sezonu hydrologicznego	Symbol sezonu	L
1	bardzo wysokie przepływy, średnia zmienność, brak autokorelacji	BWQ/SZ/LOS	2 W
2	bardzo wysokie przepływy, średnia zmienność, dodatnia autokorelacja	BWQ/SZ/TREND	1 W
3	bardzo wysokie przepływy, mała zmienność, brak autokorelacji	BWQ/MZ/LOS	6 W,O
4	bardzo wysokie przepływy, mała zmienność, dodatnia autokorelacja	BWQ/MZ/TREND	1 W
5	wysokie przepływy, ekstremalnie duża zmienność, brak autokorelacji	WQ/EDZ/LOS	2 W
6	wysokie przepływy, bardzo duża zmienność, brak autokorelacji	WQ/BDZ/LOS	2 W,O
7	wysokie przepływy, duża zmienność, brak autokorelacji	WQ/DZ/LOS	2 W
8	wysokie przepływy, przeciętna zmienność, brak autokorelacji	WQ/SZ/LOS	7 W,O
9	wysokie przepływy, mała zmienność, brak autokorelacji	WQ/MZ/LOS	6 O
10	przeciętne przepływy, bardzo duża zmienność, brak autokorelacji	SQ/BDZ/LOS	4 W,O
11	przeciętne przepływy, duża zmienność, brak autokorelacji	SQ/DZ/LOS	11 W,O
12	przeciętne przepływy, przeciętna zmienność, brak autokorelacji	SQ/SZ/LOS	12 W,O
13	przeciętne przepływy, przeciętna zmienność, dodatnia autokorelacja	SQ/SZ/TREND	2 W
14	przeciętne przepływy, mała zmienność, ujemna autokorelacja	SQ/MZ/RVTM	1 W

15	przeciętne przepływy, mała zmienność, brak autokorelacji	SQ/MZ/LOS	4 W,O
16	niskie przepływy, bardzo duża zmienność, brak autokorelacji	NQ/BDZ/LOS	3 W,O
17	niskie przepływy, przeciętna zmienność, brak autokorelacji	NQ/SZ/LOS	17 W,O
18	niskie przepływy, przeciętna zmienność, ujemna autokorelacja	NQ/SZ/RYTМ	2 W
19	niskie przepływy, przeciętna zmienność, dodatnia autokorelacja	NQ/SZ/TREND	7 W,O
20	niskie przepływy, mała zmienność, ujemna autokorelacja	NQ/MZ/RYTМ	2 W
21	niskie przepływy, mała zmienność, brak autokorelacji	NQ/MZ/LOS	2 W
22	niskie przepływy, mała zmienność, dodatnia autokorelacja	NQ/MZ/TREND	1 W

Objaśnienia: L - liczba przekrojów wodowskazowych w których zidentyfikowano dany sezon hydrologiczny; W - Wisła; O - Odra.

Explanations: L - the numbers of cross-sections in which a specified hydrological season existed; W - Vistula; O - Oder

### 3. SEZONY HYDROLOGICZNE NA WIŚLE I ODRZE

W obrębie średnich rocznych hydrogramów przepływu dla 25 przekrojów wodowskazowych rozmieszczonych wzdłuż Wisły i Odry wyróżniono w sumie 22 sezony hydrologiczne (na 147 teoretycznie możliwych). Ich zestawienie prezentuje Tablica 2. W grupie tej wyróżnić można sezony, które występują w znacznej liczbie przekrojów (sezony 11, 12 i 17) jak również takie, które są charakterystyczne tylko dla jednego przekroju wodowskazowego (sezony 2, 4, 14 i 22). Zwraca uwagę fakt, że te ostatnie związane są zawsze z sezonami, w których dni charakteryzują się istotną statystycznie autokorelacją średnich dobowych przepływów. W trzech z czterech przypadków zidentyfikowano tam autokorelację dodatnią, co wskazuje na istnienie w szeregach czasowych średnich dobowych przepływów istotnego trendu. Wskazuje to, że w tych przekrojach wodowskazowych zachodzą przemiany odpływu związane albo z bezpośrednią działalnością człowieka w zlewni (gospodarka wodna, zmiany użytkowania terenu, itp.) albo wywołane zmianami klimatycznymi. Dodatkowo zauważyć należy, że wskazane sezony zidentyfikowano w przekrojach wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż biegu Wisły: w Sandomierzu (sezon 22), Kępie Polskiej (sezony 4 i 14) oraz Włocławku (sezon 2). Szczególnie interesująca jest obecność w tym zestawieniu przekroju wodowskazowego w Kępie Polskiej (i to aż dwukrotnie). Jest to pierwszy wodowskaz (o odpowiednio długiej serii pomiarowej) położony poniżej ujścia Narwi i Bzury. Ta ostatnia była już przedmiotem badań (Stanisławczyk, Tomalski 2017) podczas których również zanotowano dodatnią autokorelację w szeregach przepływów dobowych. Dotyczyła ona jednak innej fazy odpływu (sezonów niżówkowych) i występowała w innych porach roku niż sezony z istotną autokorelacją w przekroju wodowskazowym w Kępie Polskiej. Zidentyfikowane zmiany w sezonowej strukturze odpływu w tym przekroju wodowskazowym związane mogą być zatem ze zmianami sezonowej struktury odpływu Narwi. Badania te są w toku.

W badanej grupie przekrojów wodowskazowych zidentyfikowano od 3 do 6 sezonów hydrologicznych (tablica 3). Najmniejszą liczbę sezonów (3) zanotowano w 8 przekrojach (po 4 wodowskazy na Wiśle i Odrze). Sześć sezonów hydrologicznych występuje tylko w jednym przekroju na Odrze w Malczycach. Liczba sezonów nie wykazuje przy tym żadnego porządku przestrzennego wzdłuż biegów obu rzek, jak również nie stwierdzono wyraźnych różnic między tymi rzekami. Ich liczba jest również podobna do uzyskanej dla rzek z różnych regionów Polski (3 do 6 sezonów;

Stanisławczyk, Tomalski 2015, 2017) oraz do liczby sezonów zidentyfikowanych w ciekach środkowej Polski (4 do 7 sezonów; Jokiel, Tomalski 2014).

Dany sezon hydrologiczny może występować w konkretnej rzece raz (na przykład sezon 9 na Odrze w Ścinawie), bądź nawet kilka razy (rekordzistą jest tu sezon 12, który zidentyfikowano aż siedmiokrotnie na Odrze w Raciborzu-Miedoni). W efekcie, liczba wystąpień różnych sezonów hydrologicznych waha się od 4 (na Odrze w Ścinawie) aż do 17 (Wisła we Włocławku). Między dwoma analizowanymi rzekami występują tu jednak dość istotne różnice.

Tablica 3

Liczba wyróżnionych sezonów hydrologicznych i ich wystąpień w obrębie średniego rocznego hydrogramu przepływu rzeki

Table 3

The number of hydrological seasons that were distinguished and their occurrence within the mean annual outflow hydrograph of the river

Rzeka	Nr	Posterunek wodowskazowy	Liczba sezonów hydrologicznych (numery sezonów) $N$	Liczba wystąpień sezonów hydrologicznych $n$	Średnia liczba wystąpień pojedynczego sezonu w ciągu roku $l = n/N$
Odra	1	Chałupki	4 (3, 11, 12, 17)	13	3,3
	2	Krzyżanowice	4 (3, 6, 12, 17)	14	3,5
	3	Racibórz-Miedonia	4 (3, 11, 12, 17)	15	3,8
	4	Małczyce	6 (3, 10, 12, 15, 17, 19)	11	1,8
	5	Ścinawa	3 (9, 11, 17)	4	1,3
	6	Nowa Sól	3 (8, 10, 17)	7	2,3
	7	Cigacice	4 (9, 10, 12, 19)	7	1,8
	8	Połęcko	3 (9, 11, 19)	5	1,7
	9	Słubice	3 (9, 11, 19)	5	1,7
	10	Gozdowice	4 (9, 12, 16, 19)	6	1,5
	11	Widuchowa	5 (9, 12, 16, 17, 19)	9	1,8
Wisła	1	Skoczów	3 (7, 12, 18)	12	4,0
	2	Goczałkowice	4 (8, 11, 13, 21)	14	3,5
	3	Nowy Bieruń	3 (7, 15, 17)	11	3,7
	4	Jagodniki	5 (6, 8, 12, 19, 20)	13	2,6
	5	Szczucin	4 (5, 8, 17, 18)	12	3,0
	6	Sandomierz	4 (5, 8, 17, 22)	9	2,3
	7	Zawichost	4 (8, 11, 17, 21)	12	3,0
	8	Annopol	4 (3, 10, 13, 17)	13	3,3
	9	Dęblin	4 (8, 11, 12, 20)	13	3,3
	10	Warszawa Nad.	3 (1, 11, 15, 17)	12	4,0
	11	Kępa Polska	4 (4, 11, 14, 17)	15	3,8
	12	Włocławek	4 (2, 11, 15, 17)	17	4,3
	13	Toruń	4 (3, 12, 16, 17)	12	3,0
	14	Tczew	3 (1, 12, 17)	9	3,0

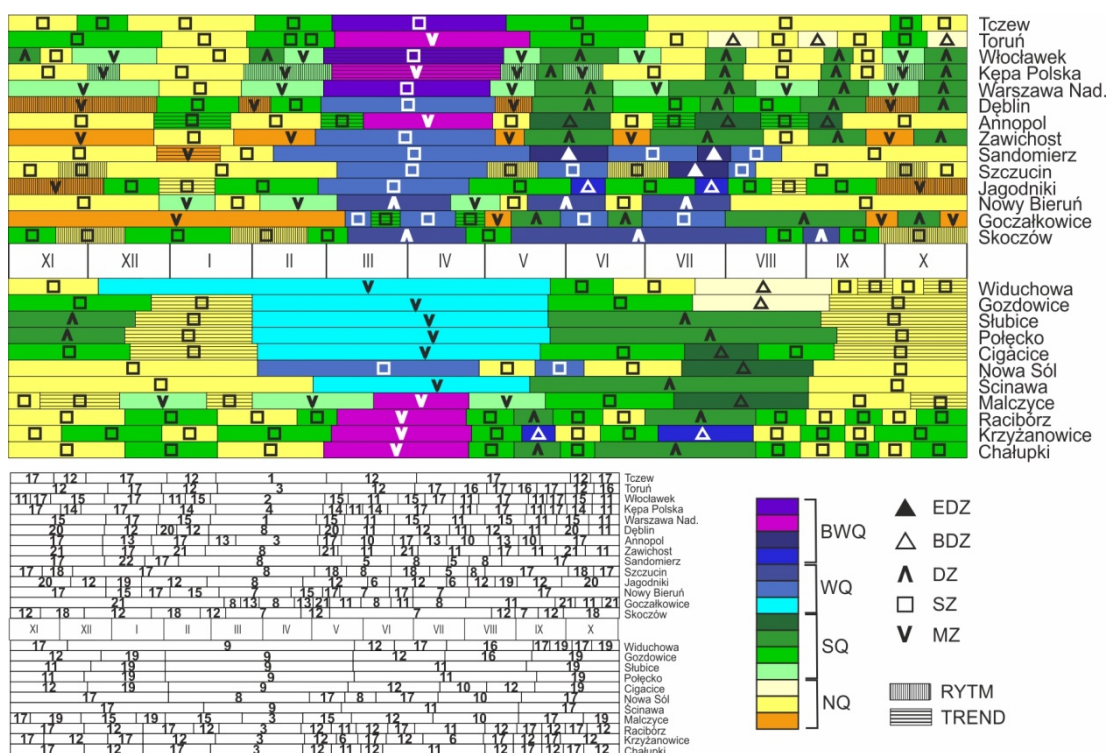
W dotychczas analizowanych rzekach środkowej Polski czy też wybranych ciekach innych regionów liczba wystąpień sezonów hydrologicznych wahała się od 7 do 19 (Jokiel, Tomalski 2014; Stanisławczyk, Tomalski 2015, 2017). Większa liczba sezonów charakterystyczna była dla cieków odwadniających obszary górskie czy też wyżynne. Dla pozostałych rzek liczba wystąpień sezonów hydrologicznych była z reguły mniejsza od 10. Podobne relacje liczby wystąpień sezonów hydrologicznych znaleźć można wzdłuż biegu Odry. W górnym jej biegu jest ich po kilkanaście w każdym przekroju wodowskazowym. Poniżej ich liczba maleje niemal skokowo i utrzymuje się na podobnym poziomie niemalże do ujścia Warty. Później zaczyna lekko wzrastać. Zwrócić jednak należy uwagę na relatywnie małą liczbę wystąpień sezonów hydrologicznych na środkowym i dolnym biegu Odry. W dotychczasowych badaniach nigdy nie delimitowano mniejszej liczby wystąpień sezonów hydrologicznych od 7. Na Odrze mniejszą ilość wystąpień zanotowano aż w czterech z siedmiu przekrojów wodowskazowych środkowego i dolnego biegu. Być może jest to spowodowane skanalizowaniem tej rzeki oraz działaniem zbiorników wyrównawczych w jej zlewni, które przystosowują ją do żeglugi, poprzez mitygację naturalnych zmian stanów wody i przepływów. W przypadku Wisły sytuacja jest odmienna. Liczba wystąpień sezonów hydrologicznych, jest relatywnie duża (z dwoma wyjątkami zawsze powyżej 10) i mało zmienna wzdłuż biegu rzeki. Dodatkowo, obecność dużego zbiornika zaporowego we Włocławku, inaczej niż się można było spodziewać, powoduje zwiększenie liczby wystąpień sezonów hydrologicznych w przekroju wodowskazowym położonym bezpośrednio poniżej zbiornika (przekroje Kępa Polska i Włocławek).

Tak jak zróżnicowana jest liczba wystąpień sezonów hydrologicznych w poszczególnych przekrojach wodowskazowych tak również zróżnicowany jest czas ich trwania: od minimalnych możliwych 10 dni wynikających z przyjętej metody delimitacji (np. sezon 17 na Odrze w Krzyżanowicach) do nawet 155 dni (sezon 9 na Odrze w Widuchowej). Wyniki badań są w tym aspekcie bardzo podobne do uzyskanych dla innych rzek z obszaru Polski (Jokiel, Tomalski 2014; Stanisławczyk, Tomalski 2015, 2017). Długości delimitowanych sezonów wahały się również od 10 do nawet 172 dni, np. na płynącej przez pojezierze Łynie. Jednak w przypadku wcześniejszych badań najdłuższe, trwające ponad 150 dni sezony hydrologiczne charakterystyczne były dla okresów niżówkowych. W badanych przekrojach najdłuższy sezon reprezentuje wezbraniową fazę odpływu.

Charakterystyką pochodną liczby sezonów i ich wystąpień jest średnia liczba wystąpień poszczególnych sezonów w ciągu roku – 1 (tablica 3). Jej maksymalna wartość wynosi 4,3 i charakteryzuje przekrój na Wiśle we Włocławku, a minimalna 1,3 i uzyskano ją dla Odry w Ścinawie. Różnice między Odrą i Wisłą są tu dość wyraźne. W przekrojach górnego biegu Odry i właściwie w całym biegu Wisły wskaźnik „1” przekracza wartość 2. Zatem każdy zidentyfikowany sezon hydrologiczny pojawia się w roku co najmniej dwa razy. Nieco inaczej jest w przekrojach środkowego i dolnego biegu Odry. Właściwie już od przekroju w Malczycach sezonowy rozkład odpływu jest słabo rozczłonowany, a sezony hydrologiczne pojawiają się przeciętnie 1-2 razy w przeciętnym roku.

#### 4. UKŁAD SEZONÓW HYDROLOGICZNYCH W CIĄGU ROKU I JEGO ZMIANY Z BIEGIEM RZEKI

Układ delimitowanych sezonów hydrologicznych w ciągu roku w badanych przekrojach wodowskazowych przedstawia rys. 3. We wszystkich analizowanych przypadkach zaznacza się wyraźnie okres wiosennych wezbrań choć jego długość, jak i terminy początku tego sezonu są bardzo różne. Najwcześniej wezbrania te zaczynają się na środkowej i dolnej Odrze (już w początkach lutego). Na tym tle zdecydowanie wyróżnia się przekrój wodowskazowy w Widuchowej gdzie wysokie przepływy zaczynają się już w grudniu i trwają nieprzerwanie niemal do końca maja. Pod tym względem dolna Odra bardziej podobna jest do rzek zachodniej części Europy niż do Wisły. Podobną tezę znajdziemy w opracowaniu P. Jokiel i K. Kożuchowskiego (1989).



Objaśnienia: Numery sezonów zgodne z tab. 2.; BWQ, WQ, SQ, NQ, EDZ, BDZ, DZ, SZ, MZ, RYTM, TREND – oznaczenia jak na rys. 2

Explanations: The numbers of seasons according to Table 2.; BWQ, WQ, SQ, NQ, EDZ, BDZ, DZ, SZ, MZ, RYTM, TREND – descriptions according to Fig. 2

Rys. 3. Sezony hydrologiczne wzdłuż biegu Odry i Wisły.

Fig. 3. Hydrological seasons along The Vistula and The Oder river

Interesujący jest również fakt, że z biegiem obu rzek inaczej zmieniają się relacje wysokości przepływów podczas sezonu wezbraniowego w stosunku do przepływów średnich. W przypadku Odry, w górnym odcinku rzeki przepływy wiosennego sezonu wezbraniowego przekraczają o przynajmniej 1,5 odchylenia standardowego wartość przeciętną i relacja ta maleje wraz z biegiem rzeki. W przypadku Wisły i jej górnego biegu, przepływy podczas wiosennego sezonu wezbraniowego nigdy nie przekraczają o 1,5 odchylenia standardowego wartości przeciętnej, podczas gdy na Wiśle od Warszawy do ujścia jest to sytuacja typowa.

W górnym biegu Wisły, oprócz wiosennego sezonu wezbraniowego zaznacza się również kolejny sezon wysokich przepływów, związany z opadami nawałnymi półroczą ciepłego. Jest on tu bardzo dobrze wykształcony i zaznacza się w całym jej górnym biegu, aż po przekrój wodowskazowy w Sandomierzu. Poniżej tego przekroju, sezony wysokich przepływów w półroczu ciepłym już nie występują. Ich swoista „kontynuacja” wzdłuż dalszego biegu rzeki są natomiast długotrwałe okresy przeciętnych przepływów. Związane jest to oczywiście z transformacją fal wezbraniowych jaka następuje z biegiem rzeki. Na Odrze, sezon wysokich przepływów półroczą ciepłego zidentyfikowano w zasadzie wyłącznie w przekroju wodowskazowym w Krzyżanowicach, a więc poniżej ujścia Olzy odwadniającej zachodnią część Beskidów. W środkowym i dolnym biegu Odry sezon ten już nie występuje. Jest ciekawe, że na tym odcinku uchodzą do Odry rzeki odwadniające Sudety, w których sezon taki występuje dość powszechnie (Stanisławczyk, Tomalski 2017). Duże oddalenie przekrojów wodowskazowych środkowej Odry od terenów górskich oraz transformacja fal wezbraniowych przez skanalizowaną Odrę i zbiorniki wyrównawcze działające na kilku z tych rzek powoduje, że faza ta w Odrze stopniowo zanika.

Układ sezonów niskich i przeciętnych odpływów w przeciętnym roku hydrologicznym jest zdecydowanie bardziej uporządkowany w przypadku przekrojów wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż biegu Odry niż Wisły. Jedynie w górnym odcinku Odry sezony te są krótkie i występują naprzemiennie. W środkowym i dolnym biegu trwają już dużo dłużej, a ich układ w ciągu roku jest bardzo podobny w następujących w dół rzeki kolejnych przekrojach wodowskazowych. Sytuacja zmienia się dość wyraźnie poniżej ujścia Warty gdzie termin wystąpienia sezonów niskich przesuwają się sukcesywnie z początku września nawet na połowę czerwca przy jednoczesnym skracaniu sumarycznego czasu trwania sezonów przepływów średnich. W przekrojach wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż biegu Wisły, inaczej niż w przypadku Odry, sezony odpływów niskich i przeciętnych są słabo uporządkowane i występują w zasadzie naprzemiennie. W środkowym i dolnym biegu rzeki (poniżej przekroju wodowskazowego w Sandomierzu) skraca się sumaryczny czas trwania sezonów odpływów niskich na rzecz sezonów o odpływach średnich. Sytuacja ta zmienia się ponownie w dolnym biegu rzeki gdzie na wodowskazach w Toruniu i Tczewie ponownie notuje się większy udział sezonów hydrologicznych z odpływami niskimi.

Transformacje sezonów hydrologicznych wzdłuż biegu rzeki można rozpatrywać nie tylko pod kątem faz odpływu, ale również pod względem wieloletniej zmienności przepływów w obrębie delimitowanych sezonów. Zauważyć tu można, że sezony hydrologiczne opisujące fazę wezbraniową opadów nawałnych ciepłej połowy roku charakteryzują się w większości przypadków (11 z 18 wystąpień sezonów) dużą zmiennością w wieloleciu (od dużej do ekstremalnie dużej). Najwyższe zmienności (przekraczające o ponad 2,5 odchylenia standardowego przeciętną zmienność) zanotowano latem na Wiśle w Szczucinie i Sandomierzu. Powyżej tego pierwszego wodowskazu uchodzi do Wisły Dunajec, a pomiędzy nimi Wisłoka. Ciekie te odwadniają znaczną część polskich Karpat i letnie opady nawałne, które tam występują (o bardzo zmiennych wysokościach z roku na rok) silnie wpływają na sytuację hydrologiczną na tym odcinku rzeki. Duża zmienność przepływów okresu letniego na Wiśle i Odrze „przenosi się” w dół tych rzek. Na Odrze jest widoczna aż do jej ujścia, podczas gdy na Wiśle efekt ten zanika poniżej Torunia.

Sezony wezbrań wywołanych wiosennymi roztopami charakteryzują się zdecydowanie mniej zmiennymi przepływami. Jest to wynik oczekiwany, gdyż powtarzalność ich wystąpienia w określonym czasie z roku na rok jest zdecydowanie wyż-

sza niż wspomnianych wcześniej ekstremalnie dużych opadów nawaalnych. Zwraca jednak uwagę różnica między Wisłą i Odrą w odniesieniu do skali tej zmienności i jej transformacji wzdłuż obu rzek. Na Wiśle, zmienność przepływów tego okresu jest w skali wielolecia duża w górnym biegu i nieznacznie maleje wzdłuż jej biegu. Na Odrze zmienność przepływów w tym okresie jest (z jednym wyjątkiem) mała i niezmienna na całej jej długości.

Poza opisanymi powyżej okresami wysokich przepływów, wieloletnia zmienność pozostałych (niskich i średnich) jest na Odrze przeciętna i mało się zmienia wzdłuż jej biegu. Na Wiśle natomiast sezony o dużej, przeciętnej i małej zmienności przepływów występują naprzemiennie, a ich układ nie wykazuje żadnego uporządkowania. Warto może jedynie dostrzec, że mała zmienność wieloletnia przepływów charakteryzuje jesienne i wczesno-zimowe okresy niżówek na Wiśle górnej i środkowej, a na Wiśle dolnej zmienność niżówek zdaje się nieco wzrastać.

Nieco innym problemem jest charakter zmienności wieloletniej przepływów, w delimitowanych sezonach hydrologicznych i dostrzegane tu niekiedy fluktuacje lub trendy. W analizowanych przekrojach wodowskazowych udało się wyróżnić sezony hydrologiczne zarówno z istotną statystycznie, dodatnią autokorelacją przepływów (sugerującą występowanie trendów w szeregach czasowych), jak i z istotną statystycznie autokorelacją ujemną (sugerującą występowanie w szeregach czasowych rytmów o okresach dłuższych niż rok). Zagadnienie to będzie jednak przedmiotem odrębnego opracowania.

## 5. PODSUMOWANIE

Przeprowadzona analiza potwierdziła, że w zbiegim rzeki ulega transformacji sezonowy rozkład odpływu. Udało się również wychwycić różnice w przebiegu tej transformacji z biegiem dwu największych polskich rzek. Jest to zgodne ze spostrzeżeniami innych Autorów, iż mimo bliskości geograficznej Odra i Wisła cechują się nieco innym charakterem zmian odpływu w ciągu roku hydrologicznego. Dla Odry zidentyfikowano zdecydowanie mniej sezonów hydrologicznych niż dla Wisły (odpowiednio 11 i 21). Na Odrze, szczególnie w jej środkowym i dolnym biegu, sezony te są relatywnie długie i uporządkowane w ciągu roku. Podobnego porządku czasowo-przestrzennego nie zaobserwowano na Wiśle, w której, prawie na całej jej długości, sezony hydrologiczne często się zmieniają, a zmiany te dotyczą nie tylko wielkości odpływu, ale także jego zmienności w wieloleciu oraz trendów lub fluktuacji wieloletnich.

Gospodarka wodna prowadzona na zbiornikach zaporowych również wpływa na zmiany układu sezonów hydrologicznych na Odrze i Wiśle. Wpływ ten jest jednak niejednoznaczny. W przypadku Odry zbiorniki funkcjonujące na jej sudeckich dopływach powodują znaczną transformację fal wezbraniowych i swoiste uśrednienie przepływu w skali wielolecia. W efekcie, liczba wystąpień sezonów hydrologicznych na środkowej i dolnej Odrze jest zdecydowanie mniejsza niż w górnym odcinku tej rzeki. Transformacja ta jest lepiej widoczna w przypadku wielkości przepływu (brak w okresie letnim sezonów z wysokim przepływem), zdecydowanie mniej – w przypadku zmienności przepływów (duża zmienność przepływów w tym okresie zachowana jest aż do ujścia rzeki). Zbiornik zaporowy na Wiśle we Włocławku ma zdecydowanie inny wpływ na rzekę. Jak łatwo dostrzec, powoduje on relatywny wzrost liczby wystąpień sezonów hydrologicznych na rzece poniżej niego.

Transformacji układu sezonów hydrologicznych wzdłuż biegu rzeki sprzyjają też duże dopływy uchodzące do rzeki głównej. Modyfikacje sezonowej struktury



odpływu zanotowano poniżej ujścia Warty do Odry, Dunajca i Wisłoki do Wisły w jej górnym odcinku, a także poniżej ujścia Narwi do Wisły w środkowym odcinku tej rzeki. Ocena, jak duży wpływ na transformację układu i liczby sezonów hydrologicznych w rzece głównie ma jej dopływ jest interesującym zagadnieniem, które może stanowić kolejne wyzwanie badawcze.

## BIBLIOGRAFIA

- Bartczak A., 2007, Wieloletnia zmienność odpływu rzecznoego z dorzecza Zgłowiączki. Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 209, Toruń.
- Jokiel P., Kożuchowski K., 1989, Zmiany wybranych charakterystyk hydroklimatycznych Polski w bieżącym stuleciu. Dokumentacja Geograficzna, 6, IGiPZ PAN, Warszawa.
- Jokiel P., Tomalski P., 2014, Próba wyznaczenia sezonów hydrologicznych w obrębie rocznych hydrogramów przepływu wybranych rzek środkowej Polski. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 2014, z. XX, tom. 2, Warszawa s. 203-217.
- Jokiel P., Tomalski P., 2017a, Formy odpływu rzecznoego i ich zróżnicowanie przestrzenne. [w:] P. Jokiel, J. Pociask-Karteczka, W. Marszelewski (red.) Hydrologia Polski, PWN, Warszawa, s. 160-167.
- Kondracki J., 1998, Geografia regionalna Polski. Wyd. PWN, Warszawa.
- Kreyszig E., 1979, Applied Mathematics. Willey Press.
- Ljung G. M., Box G. A. P., 1978, On a Measure of a Lack of Fit in Time Series Models. *Biometrika*, 65, 2, s. 297-303.
- Rotnicka J., 1977, Teoretyczne podstawy wydzielenia okresów hydrologicznych i analizy reżimu rzecznoego na przykładzie rzeki Prosnny. Prace Komisji Geograficzno-Geologicznej PTPN, XVIII, Poznań, ss. 94.
- Rotnicka J., 1988, Taksonomiczne podstawy klasyfikacji reżimu rzecznoego. Wyd. UAM, Seria Geographia, 40, Poznań, ss. 238.
- Stanisławczyk B., Tomalski P., 2015, Sezony hydrologiczne w sześciu wybranych rzekach Polski. [w:] D. Absalon, M. Matysik, M. Ruman (red.), Nowoczesne metody i rozwiązania w hydrologii i gospodarce wodnej, Monogr. Kom. Hydrol. PTG, t. 3, Sosnowiec, 365-385.
- Stanisławczyk B., Tomalski P., 2017, Sezony hydrologiczne w czterech wybranych rzekach Polski o zróżnicowanych warunkach kształtowania się reżimu odpływu. *Badania Fizjograficzne*, Seria A: Geografia Fizyczna, 68, UAM, s. 173-187.



**Zdzisław MICHALCZYK<sup>1</sup>, Stanisław CHMIEL<sup>1</sup>,  
Sławomir GŁOWACKI<sup>2</sup>, Joanna SPOSÓB<sup>1</sup>, Beata ZIELIŃSKA<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie  
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

<sup>2</sup>Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie  
Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Lublinie

## **ZASOBY WODNE LUBLINA I HYDROLOGICZNE KONSEKWENCJE ICH WYKORZYSTANIA**

## **WATER RESOURCES IN LUBLIN AND HYDROLOGICAL CONSEQUENCES OF THEIR USAGE**

### **Abstract**

Lublin, a city with 330,000 inhabitants, was developed on the Bystrzyca River, close to the mouth of the Czechówka and Czerniejówka Rivers. Since its beginning, the development of the city has been related to the rivers, whose waters were used to meet the needs of the inhabitants needs. Nowadays, the water for municipal and industrial purposes is provided from groundwater resources, mainly from the Cretaceous aquifer. A hydrographic description of the basin is based on the materials from the Department of Hydrology at UMCS, which has been collected since the 1950s. In order to document the impact of urbanization on the Bystrzyca River discharges, a network of samplers (water gauges) has been organized, whose records (collected in 2008-2017) the city's role in the formation and transformation of the outflow, its quantity and duration to be assessed. These materials were completed using the Institute of Meteorology and Water Management data connected with the Bystrzyca River discharges in Lublin and Sobianowice in 1951-2017.

Changes in the water conditions have been taking place due to the development of the city. The location and relief of the groundwater table not only depends on the surface relief and atmospheric feeding but also on the water exploitation for the deep wells in Lublin. The rivers in the urban course are not fed by groundwaters; they collect waters from the upper catchment, as well as the drain waters from the storm drainage systems, especially during heavy rainfalls. The groundwater resources of the Bystrzyca River basin should be protected and used rationally, for both municipal and industrial purposes, because those waters will be the only source of the provision of water for Lublin for many years. A comparison of the planned water needs in the developing Lublin agglomeration with the water resources of the Bystrzyca River basin identify the possibilities for the safe use of those resources in the future in the perspective of city development. This will only be possible in the case of the rational use of the resource and the quantitative and qualitative water protection.

**Key words:** groundwaters, outflow, water resources, water withdrawal, quality of water, urbanization

## 1. WSTĘP

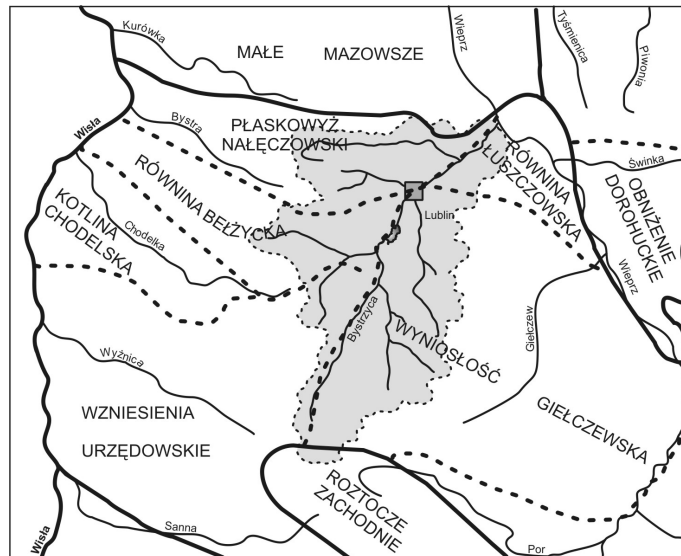
Urbanizacja obejmuje szereg procesów o charakterze społecznym, demograficznym, ekonomicznym, przestrzennym i ekologicznym, których efekty pojawiły się w ubiegłym wieku. Zawsze prowadzi do koncentracji ludności oraz zmiany jej warunków życia, a przede wszystkim do pojawienia się różnych instytucji, zakładów usługowych i przemysłowych, których istnienie wpływa na charakter środowiska przyrodniczego. Zabudowa mieszkaniowa, przemysłowa, drogowa i usługowa prowadzi do przekształcenia całego środowiska, w tym również stosunków wodnych. Ten proces jest na tyle znaczący, że wyodrębniła się hydrologia miejska, jako nauka zajmująca się problematyką „wody w mieście” (Cheng, Wang 2002). Jej początki są datowane na lata 50. i 60. XX w., kiedy to wraz z rozwojem urbanizacji zainteresowania naukowców skupiły się wokół problematyki obszarów miejskich i ich wpływu na środowisko. Wykorzystywane metody badań były dostosowywane do rozwoju ośrodków miejskich i zainteresowań badaczy, dokumentujących zmiany stosunków wodnych nie tylko terenów zurbanizowanych, ale i obszarów otaczających.

Hydrologiczną konsekwencją zwartej zabudowy jest zwiększenie udziału powierzchni nieprzepuszczalnych, co prowadzi do intensyfikacji spływu powierzchniowego i zmniejszenia w znacznym stopniu infiltracji oraz zmianą jakości wody (McPherson 1977; Deletic 1998). Badania zmian obiegu wody są prowadzone w wielu krajach, w tym również kilku miastach Polski (Dobija 1975; Michalczyk 1981, 1997, 2012; Kaniecki 1993; Nowicka 2002; Gutry-Korycka 2007; Ciupa 2009; Kanclerz i in. 2016). Dokumentują one przekształcenia warunków obiegu wody, w tym: zasilania, wsiąkania, przepływu, spływu powierzchniowego, zasobów wód podziemnych i ich eksploatacji, zrzutu ścieków oraz jakości wody. Od wielu lat prowadzone są w rejonie Lublina obserwacje i pomiary zmierzające do oceny zmian, jakie zachodzą w stosunkach wodnych obszaru (Michalczyk i in. 1983, 2017; Michalczyk 1986, 1997, 2005, 2012; Michalczyk, Łoś 1997; Michalczyk, Sposób 2009, 2010).

## 2. OBSZAR BADAŃ

Lublin, największe miasto Polski wschodniej, zajmuje obszar 147,5 km<sup>2</sup> położony w środkowym biegu Bystrzycy, przy ujściu Czechówki i Czerniejówki. Bystrzyca, o długości 70,3 km, jest lewobrzeźnym dopływem Wieprza, bierze początek z wydajnego źródła w Sulowie. Pod względem fizjograficznym Lublin położony jest w północnej części Wyżyny Lubelskiej, w pobliżu niżowych regionów Mazowsza i Polesia (Chałubińska, Wilgat 1954). Miasto rozbudowało się na styku czterech subregionów Wyżyny Lubelskiej: Płaskowyżu Nałęczowskiego i Równiny Bełzyckiej po lewej stronie Bystrzycy oraz Wyniosłości Giełczewskiej i Płaskowyżu Łuszczowskiego po prawej stronie rzeki (rys. 1). Jego rozwój zawsze związany był z zasobami wodnymi Bystrzycy i jej dopływów, tworzącymi się w zlewni o powierzchni 1315,5 km<sup>2</sup>. Miasto Lublin rozbudowało się w regionie rolniczym, na co wskazuje również struktura użytkowania gruntów w dorzeczu Bystrzycy. Według danych Urzędu Statystycznego (Ochrona... 2013) na początku 2013 roku użytki rolne zajmowały 37,1% powierzchni miasta, a ich powierzchnia w ostatnich dziesięcioleciach sukcesywnie zmniejsza się. Zwiększa się natomiast powierzchnia gruntów zurbanizowanych, które stanowią 45,7% powierzchni miasta. Grunty leśne i zadrzewione stanowią 11,6%, grunty pod wodami 2,6%, nieużytki 0,2% i tereny różne 2,7%.

Lublin, wraz z dorzeczem Bystrzycy, znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego, przejściowego, między klimatem oceanicznym a kontynentalnym. W porównaniu z innymi obszarami Polski, jego teren cechuje się największym kontynentalizmem termicznym klimatu, o czym świadczą względnie wysokie temperatury lata i dość mroźne zimy, duża liczba dni pogodnych, wczesne pojawianie się przymrozków oraz duża różnica między opadami lata i zimy (Kaszewski 2008). Średnia roczna temperatura powietrza wynosi ok. 7,4°C. Okres wegetacyjny trwa przeciętnie ok. 213 dni, roczna suma opadów utrzymuje się w granicach 550-580 mm, a w górnej części dorzecza przekracza 600 mm.



Rys. 1. Położenie Lublina w zlewni Bystrzycy na tle podziału fizjograficznego (Chałubińska, Wilgat 1954)

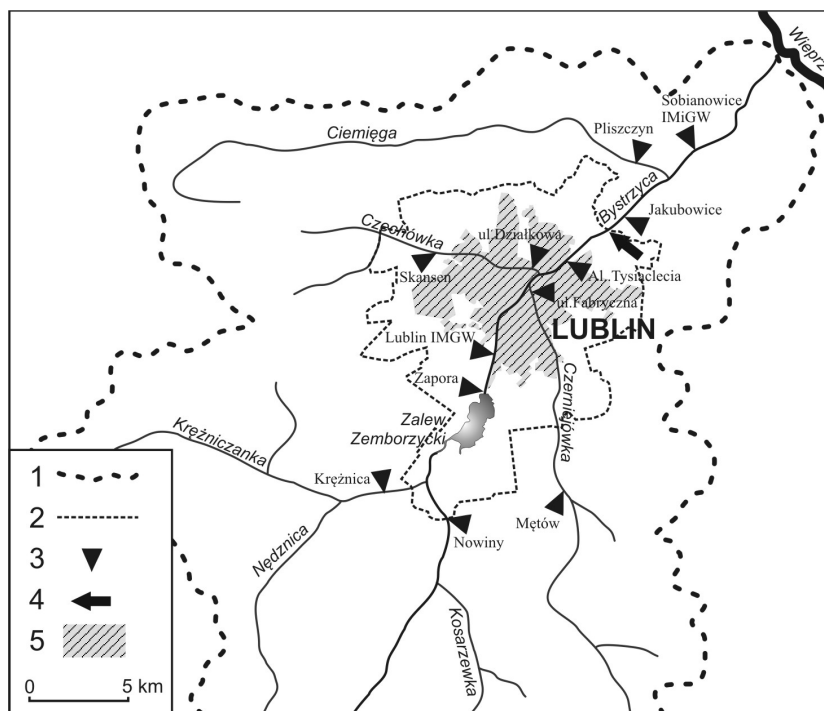
Fig. 1. Location of Lublin in the Bystrzyca River basin against the background of physiographic division (Chałubińska, Wilgat 1954)

Problematyka warunków tworzenia się zasobów wody w dorzeczu Bystrzycy była prezentowana w opracowaniach regionalnych obejmujących obszar Wyżyny Lubelskiej (Wilgat 1959; Paczyński i in. 1965; Krajewski 1980). Natomiast informacje dotyczące warunków występowania zasobów wody i ich wykorzystania w Lublinie przedstawiono w opracowaniach wykonanych w Zakładzie Hydrologii (Wilgat 1980a, 1980b, 1980c). W następnych latach wykonano prace dotyczące konsekwencji wieloletniej eksploatacji wód podziemnych wraz ze strategią wykorzystania wody w dorzeczu Bystrzycy (Łoś, Michalczyk 1984; Michalczyk i in. 1983; Michalczyk 1986, 1997; Michalczyk Łoś 1997). W publikacjach podejmowane były zagadnienia zmian położenia zwierciadła wody, warunków spływu wody oraz innych konsekwencji urbanizacji w rejonie Lublina (m. in. Michalczyk 2012; Michalczyk i in. 2017). Wykonane zostały również liczne dokumentacje hydrogeologiczne dotyczące ujęć wody oraz opracowania zbiorcze zasobów wodnych dorzecza Bystrzycy i w rejonie Lublina, wykorzystujące również wyniki badań modelowych (Jałowicz 1989; Mészczński i in. 1994; Pietruszka i in. 2000).

Celem badań była ocena zasobów wodnych Lublina przedstawiona w oparciu o analizę warunków występowania wód podziemnych i wielkości przepływu rzek, a także wskazanie na możliwości poboru wody i konsekwencje antropopresji w Lublinie.

### 3. MATERIAŁY I METODA OPRACOWANIA

Badania zasobów wodnych w zlewni Bystrzycy rozpoczęte zostały przez geografów lubelskich w połowie XX w., a ich intensywność wzrosła po utworzeniu w 1956 r. Zakładu Hydrografii UMCS (obecnie Hydrologii i Klimatologii). Szczególną uwagę zwracano na warunki decydujące o występowaniu wód, ich zasobach i dynamice oraz możliwościach ich eksploatacji. W latach 1946-1947 systematyczne pomiary temperatury wody tych źródeł w północnej części miasta wykonywali H. Maruszczak i B. Szalkiewiczówna (Rederowa 1965). W latach 1955-1960 w ramach prac magisterskich wykonane zostało szczegółowe kartowanie hydrograficzne górnej Bystrzycy, Kosarzewki, Krężniczanki, Ciemięgi i okolic Lublina oraz podjęte były systematyczne pomiary źródeł Bystrzycy (Rederowa 1965; Michalczyk 1997). W 1991 roku zarejestrowano wszystkie źródła oraz rozpoczęto wykonywanie powtarzanych pomiarów wydajności źródeł oraz przepływu rzek w dorzeczu Bystrzycy (Michalczyk, Rederowa 1993; Michalczyk 1997). W latach 2006-2008, w ramach prac Zakładu Hydrologii UMCS, zainstalowano 5 automatycznych wodowskazów umożliwiających ocenę zasobności poszczególnych zlewni oraz rolę obszaru miasta w transformacji wielkości i reżimu przepływu (rys. 2). W roku 2012 sieć pomiarową poszerzono o dwa dalsze wodowskazy. Zainstalowano także limnigrafy w obszarach nieurbanizowanych, powyżej miasta, w jego centrum i w dolnym biegu Bystrzycy (rys. 2). Własna sieć pomiarowa uzupełnia obserwacje prowadzone w sieci IMGW na Bystrzycy w profilach Lublin i Sobianowice (rys. 2). Powierzchnie poszczególnych części zlewni oraz długość cieków określono z mapy MPHP (Mapa... 2010).



- 1 - dział wodny, 2 - granica miasta, 3 - wodowskaz, 4 - zrzut ścieków z oczyszczalni komunalnej w Hajdowie, 5 - obszar zwartej zabudowy  
 1 - water division, 2 - city borders, 3. water gauge, 4 - sewage discharge from the municipal sewage treatment plant in Hajdów, 5 - urbanized area

Rys. 2. Sieć stacji wodowskazowych Zakładu Hydrologii i Klimatologii oraz IMGW w dorzeczu Bystrzycy  
 Fig. 2. Network of the water gauges of the Department of Hydrology and Climatology and the Institute of Meteorology and Water Management in the Bystrzyca River basin

Informacje dotyczące położenia i dynamiki zwierciadła wody w rejonie Lublina zebrano na podstawie analizy zdjęć hydrograficznych wykonywanych w latach 1955, 1960, 1971, 1981, 1995, 2015 (Kowalska i in. 1975; Michalczyk i in. 1983, 2017; Michalczyk 1997, 2012). Charakterystykę wód podziemnych wraz z mapami hydroizobat i hydroizohips wykonano głównie na podstawie materiałów Zakładu Hydrologii oraz danych udostępnionych przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Lublinie (MPWiK). Materiały własne zostały uzupełnione danymi zawartymi w dokumentacjach hydrogeologicznych oraz na mapach hydrogeologicznych (Morasiewicz i in. 1962; Pietruszka i in. 2002; Czerwińska-Tomczyk i in. 2007). Sumaryczna wielkość zasobów dynamicznych ujęć komunalnych w Lublinie wynosi ok.  $100.000 \text{ m}^3 \cdot 24\text{h}^{-1}$ , co przy racjonalnej gospodarce zapewni pokrycie potrzeb wodnych miasta na najbliższe lata (Pietruszka i in. 2000).

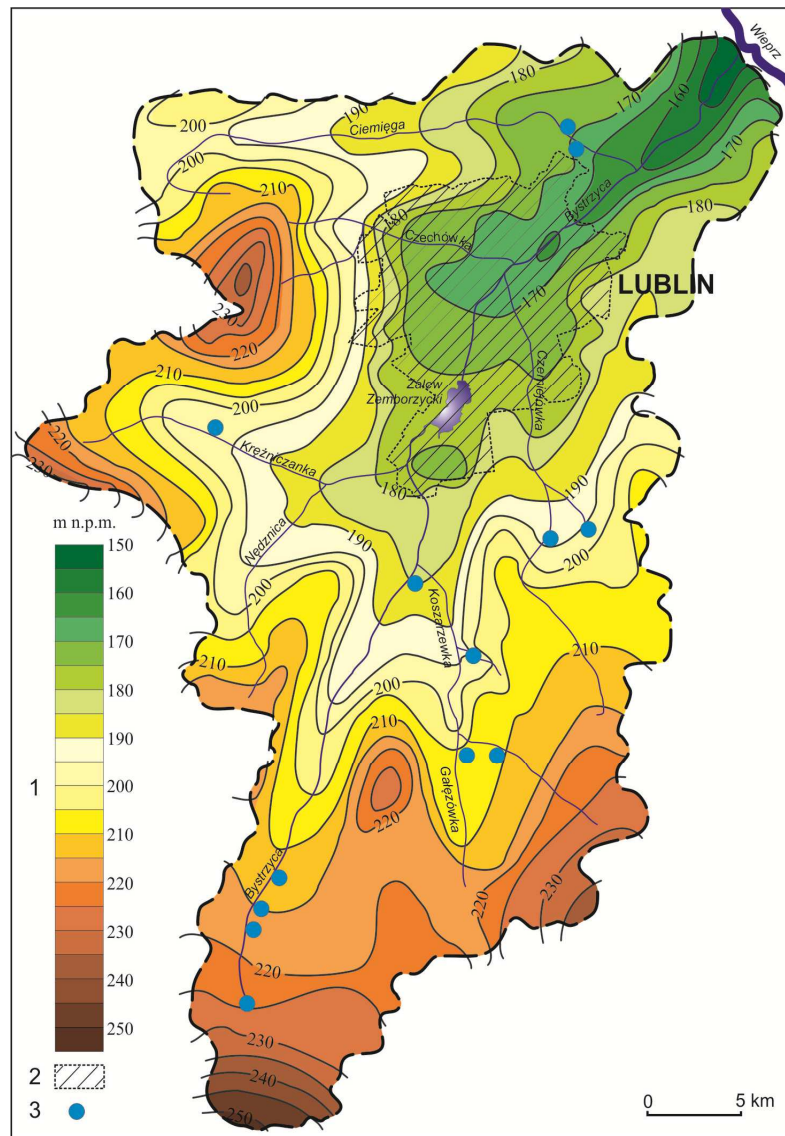
#### 4. WYSTĘPOWANIE I EKSPLOATACJA WÓD PODZIEMNYCH

Wody podziemne poziomu użytkowego w rejonie Lublina i w całym dorzeczu Bystrzycy występują głównie w węglanowych skałach kredy górnej oraz lokalnie w osadach paleogenu i czwartorzędu. Według podziału regionalnego zwykłych wód podziemnych Polski, dorzecze Bystrzycy znajduje się w środkowej części lubelsko-podlaskiego (IX) regionu hydrogeologicznego (Paczyński 1995; Paczyński, Sadurski 2007). Obszar ten jest położony w granicach górnokredowego głównego zbiornika wód podziemnych (GZWP) nr 406 - Niecka lubelska. W jego obrębie strefa aktywnej wymiany wód w obrębie kredy górnej sięga 100-150 m p.p.t. Wody podziemne występują w szczelinowo-porowych utworach węglanowych kredy górnej i lokalnie paleocenu oraz w utworach piaszczystych czwartorzędu.

W rejonie Lublina najważniejsze znaczenie zasobowe mają wody krążące w opokach, wapieniach i marglach górnego mastrychtu, a w północnej części miasta również w gezach i marglach paleocenu. Ze względu na podobne wykształcenie litologiczne skał obu okresów wytworzył się jeden użytkowy górnokredowo-paleoceński poziom wodonośny. Charakteryzuje się on szczelinowo-porowymi warunkami gromadzenia i przepływu wody, o czym decyduje pionowe i poziome zróżnicowanie szczelinowatości poszczególnych warstw skalnych. Magazynowanie wód w osadach węglanowych następuje w porach i w szczelinach skalnych, natomiast przepływ wody odbywa się systemem rozwartych szczelin, z których największe znaczenie mają systemy związane z dyslokacjami i towarzyszącymi im strefami rozluźnienia skał górotworu. Pionowe i poziome zróżnicowanie litologiczne warstw skalnych oraz różna drożność szczelin uwidaczniają się w dużej zmienności warunków hydrogeologicznych. Obliczenia hydrodynamiczne i badania zawartości trytu w wodach wskazują na powolny przepływ wód podziemnych w zawodnionych warstwach skalnych (Michalczyk 1997; Zuber, Michalczyk 2001), co korzystnie wpływa na kształtowanie się wysokiej jakości wód w górotworze kredowo-paleoceńskim. W naturalnych warunkach przepływ wody podziemnej ma charakter laminarny, o czym decydują niewielkie gradienty hydrauliczne.

W dnach dolin rzecznych występują zawodnione skały luźne tworzące czwartorzędowe piętro wodonośne. Miąższość zawodnionych osadów porowych zmienia się w profilach poprzecznych i podłużnych dolin. Najczęściej serie osadów piaszczystych ze żwirami w spągu oraz z mułkami i torfami w części stropowej mają kilku- lub kilkunastometrowe miąższości, a w strefie doliny dolnej Bystrzycy ich grubość wzrasta nawet do 40-60 metrów. Zwierciadło wody pierwszego poziomu ma charakter swobodny, natomiast pod osadami czwartorzędowymi w dolinach rzecznych

utrzymuje się naporowe zwierciadło wody piętra kredowego. Warunki hydrauliczne wskazują na istnienie w dolinach rzecznych praktycznie jednego kredowo-czwartorzędowego zbiornika wody, o dość dużych zasobach i zróżnicowanych warunkach eksploatacji (rys. 3). Naturalny drenaż wód podziemnych piętra kredowego następuje w strefach dolin rzecznych, zarówno przez osady czwartorzędowe, rzeki oraz źródła. Z badań wykonanych w 1991 roku wynika, że w dorzeczu Bystrzycy istnieje 319 źródeł o bardzo zróżnicowanych wydajnościach (Michalczyk, Rederowa 1993).



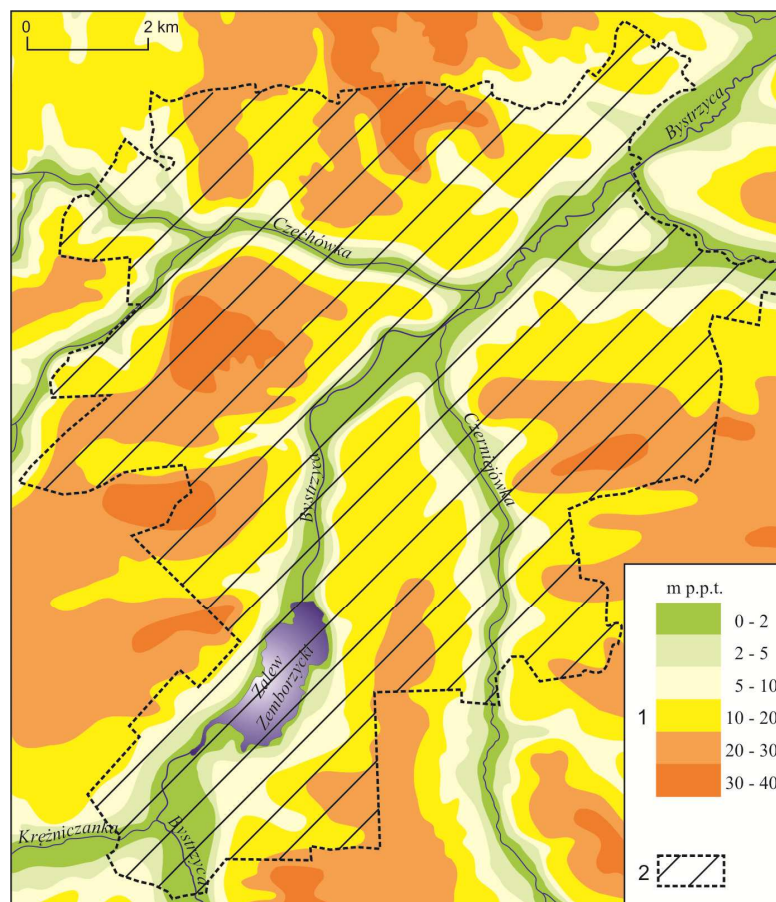
1 - hydroizohipsa, 2 - obszar miasta, 3 - źródła o wydajności powyżej  $20 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$   
 1 - groundwater contour map, 2 - city area, 3 - springs with a discharge above  $20 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Rys. 3. Położenie zwierciadła wody poziomu użytkowego w 1995 roku (na podstawie Michalczyk 1997)  
 Fig. 3. Location of the groundwater table of the useful aquifer in 1995 (based on Michalczyk 1997)

W rejonie Lublina spływ wody podziemnej następuje niemal koncentrycznie do obszaru miasta, co zapewnia dobre warunki zasobowe ujęć wody. Zwierciadło wody głównego poziomu użytkowego występuje od wysokości 210 m n.p.m. do około 165 m n.p.m. w dolinie Bystrzycy. Naturalny system krążenia wody został przekształcony w wyniku wieloletniej eksploatacji wody w wielu ujęciach wybudowa-



nych w dolinach rzecznych. Największy drenaż wody jest w strefie doliny Bystrzycy, mniejszy w dolinie Czerniejówki (powyżej ujęcia „Dziesiąta” i „Wilczopole”) oraz słabo zaznaczający się w przypadku doliny Czechówki (powyżej ujęcia „Sławinek”), którego oddziaływanie rozciąga się na strefę studni istniejących na obszarze Lubelskiej Spółdzielni Mieszkaniowej (LSM). Głębokość występowania zwierciadła wody podziemnej w dorzeczu Bystrzycy charakteryzuje się dużą zmiennością. Najpłycej wody występują w utworach czwartorzędowych dolin rzecznych, gdzie miąższość strefy aeracji wynosi 1-2 m. Wraz z oddalaniem się od dolin głębokość występowania zwierciadła wody zwiększa się do 10-20 m w strefach ich krańców i do 30-50 m w obszarach wierzchwinowych (rys. 4). Wysokie stany wody podziemnej najczęściej pojawiają się w okresie późnej wiosny, a minimalne w jesieni. Najmniejsze wahania stanów wód podziemnych zachodzą w strefach dolin rzecznych - do około 1,2 m. W obszarach przylegających do dolin rzecznych zakres wahań zwiększa się do 1,5-3,5 m, a w słabo uszczelinionych strefach wierzchwinowych wzrasta do 4-6 m. W warunkach dobrego przepływu wód podziemnych wieloletnia amplituda zwierciadła wody nie przekracza 2 m (Michalczyk 1997). W dorzeczu Bystrzycy stwierdza się bardzo silne powiązanie między stanami wód podziemnych, wydajnością źródeł i studni oraz zasilaniem rzek wodami podziemnymi (Michalczyk 1997).



1- strefy głębokości, 2 - obszar miasta Lublin  
1 - zone of the depth, 2 - Lublin city area

Rys. 4. Głębokość występowania zwierciadła wody poziomego użytkowego w dorzeczu Bystrzycy (Michalczyk 1997)

Fig. 4. Depth of the occurrence of the groundwater table of the useful aquifer in the Bystrzyca River basin (Michalczyk 1997)

Zaopatrzenie w wodę mieszkańców i przemysłu Lublina odbywa się niemal wyłącznie z zasobów podziemnych. Na potrzeby gospodarki komunalnej zużywa się ponad 90% pobieranej wody w mieście. Są to wody infiltracyjne o długim czasie przepływu, co zapewnia dobrą jakość parametrów fizycznych, chemicznych i bakteriologicznych. Pobór wody powierzchniowej na potrzeby gospodarcze miasta zawsze był niewielki, nie osiągał 1% potrzeb. Wodę powierzchniową eksploatuje się na potrzeby Elektrociepłowni Wrotków (z Zalewu Zemborzycyckiego), a we wcześniejszych latach z Bystrzycy pobierano ją na potrzeby Cukrowni Lublin i Fabryki Samochodów. Na początku lat 90. XX wieku dochodził maksymalnie do 1300 tys. m<sup>3</sup> na rok.

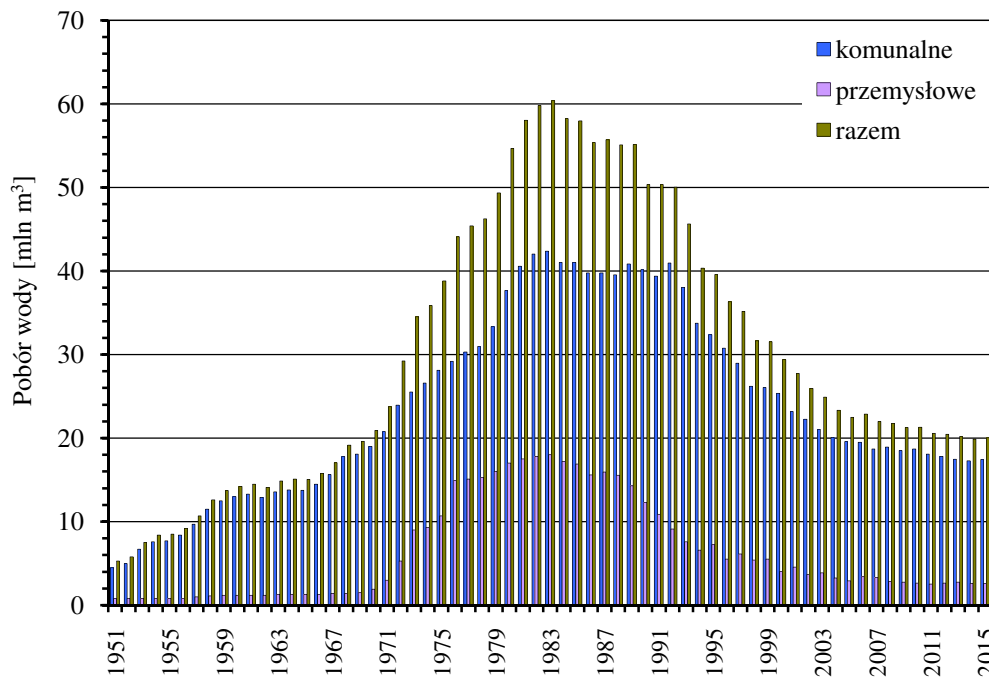
W latach 90. XX wieku w dorzeczu Bystrzycy zarejestrowano 210 ujęć wód podziemnych, w tym 151 przemysłowych i 59 komunalnych. W MPWiK Lublin eksploatowano 66 z 74 posiadanych studni, zgrupowanych głównie w 10 ujęciach. Koncentrują się one w rejonie Lublina, gdzie pobierano ponad 90% wody podziemnej w dorzeczu Bystrzycy. Poza rejonem Lublina eksploatowane są stosunkowo małe ilości wody, zarówno w ujęciu indywidualnym, jak i sumarycznym. Zgodnie z dokumentacją hydrogeologiczną (Pietruszka i in. 2000) ustalone zasoby dyspozycyjne dla zlewni Bystrzycy dla okresu normalnego wynoszą 213 100 m<sup>3</sup>·24h<sup>-1</sup>, zaś dla okresu posusznego 148 200 m<sup>3</sup>·24h<sup>-1</sup>.

Głębokość studni wierconych ujmujących wody ze skał kredowych w Lublinie zmienia się od 26 do 150 m, połowa mieści się w przedziale 51-80 m. Wydajność studni jest zróżnicowana i nie ma bezpośredniego związku z głębokością ujęcia. Najwyższe wydajności stwierdzane są w sąsiedztwie krawędzi dużych dolin, które założone są w strefach tektonicznych. W Lublinie najwyższą wydajność stwierdzono w studni o głębokości 59 m, odwierconą na osiedlu Piastowskim (280 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> przy depresji 0,25 m). W strefach dolin rzecznych, wydajności jednostkowe studni wierconych zwykle przekraczają 10 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> na 1 m depresji. Obszar zwiększonej zasobności poziomu kredowego w dolinach rzecznych tworzy nieciągłą strefę o kierunku WNW-ESE. Rozpoczyna się on na północo-zachodzie w rejonie połączenia Nędzniczcy i Krężniczanki i obejmuje Lublin oraz dolną Bystrzycę. Wysokie wydajności stwierdzono w studniach położonych w obrębie uskoku (powyżej 100 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> na 1 m depresji) w strefie Czuby – LSM – Dzielnica Uniwersytecka – Czechów oraz Tatary – Kalinowszczyzna. Wraz z oddalaniem się od dolin rzecznych i innych stref tektonicznych wydajności jednostkowe zmniejszają się. W strefach działów wodnych nie są osiąganymi wartościami 2 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> na 1 m depresji (Michalczyk i in. 1983; Michalczyk 1997).

Według danych Urzędu Statystycznego (Województwo ... 2015), pobór wody na potrzeby gospodarki komunalnej w Lublinie w roku 2014 osiągnął 20245,2 tys. m<sup>3</sup>. Na potrzeby eksploatacji sieci wodociągowej pobrano 15353,2 tys. m<sup>3</sup>, a na potrzeby produkcyjne 2892,0 tys. m<sup>3</sup>. Zaopatrzenie w wodę odbywa się głównie z zasobów podziemnych, gdyż z wód powierzchniowych pobrano w 2014 roku tylko 224,0 tys. m<sup>3</sup>. Z wodociągów i oczyszczalni korzysta 97,1% mieszkańców miasta. Łącznie w roku 2014 ilość odprowadzonych ścieków przemysłowych i komunalnych wynosiła 16962,0 tys. m<sup>3</sup>.

W latach 1951-2015 wielkość eksploatacji zasobów podziemnych była bardzo zróżnicowana. Do 1969 roku rejestrowano powolny wzrost poboru wody w ujęciach komunalnych, natomiast w latach 1970-1983 nastąpił szybki wzrost jej eksploatacji. W następnych latach potrzeby wodne mieszkańców i gospodarki Lublina systematycznie zmniejszały się (rys. 5). Wynikało to z restrukturyzacji przemysłu i zaprzestania produkcji przez duże zakłady przemysłowe oraz z oszczędnego zużywania wody (po jej opomiarowaniu) w gospodarstwach indywidualnych. W ostatnich latach

wielkość eksploatacji wody ustabilizowała się na poziomie 20 mln m<sup>3</sup>. Z ujęć komunalnych roczna eksploatacja wody przez MPWiK wynosi ok. 18 mln m<sup>3</sup>, a z przemysłowych nieco ponad 2 mln m<sup>3</sup>.

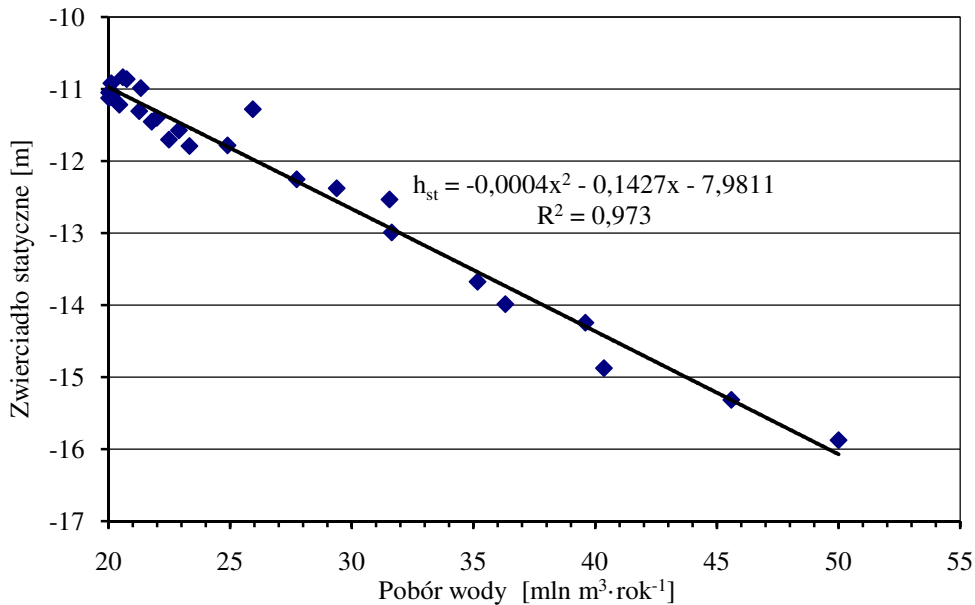


Rys. 5. Pobór wody podziemnej w Lublinie w latach 1951-2015  
Fig. 5. Groundwater withdrawal in Lublin between 1951-2015

Wysoki pobór wody podziemnej powodował szybki rozwój leja depresyjnego, którego największy zasięg (201 km<sup>2</sup>) stwierdzono w 1992 r. W następnych latach jego zasięg i głębokość zmniejszały się. Obecnie jest to lej bardzo płytki, który w latach 2010-2015 obejmował około 110 km<sup>2</sup> (Michalczyk i in. 2017). Na podstawie rocznych materiałów z lat 1992-2015 jednoznacznie stwierdzono, że w rejonie Lublina istnieją silne związki między wielkością eksploatacji zasobów wody a głębokością występowania statycznego i dynamicznego zwierciadła wody oraz powierzchnią leja depresyjnego (rys. 6). Podobne zależności stwierdzono między poborem wody, wielkością leja depresyjnego, zwierciadłem dynamicznym i statycznym, co wskazuje na powiązanie hydrauliczne wód podziemnych w obrębie Lublina. Mogą być one wykorzystane do prognozowania konsekwencji wzrostu eksploatacji zasobów wody podziemnej (Michalczyk 2012).

Wody podziemne eksploatowane w studniach MPWiK w Lublinie wykazują naturalne cechy fizyczne i chemiczne, które w większości odpowiadały pierwszej klasie jakości. Są to wody bezbarwne, o doskonałej przezroczystości oraz stałej temperaturze ok. 9°C. Stężenia takich składników jak chlorki, siarczany, mangan, azotany czy jon amonowy są niewielkie i znacznie poniżej wartości dopuszczalnych przez polską normę, określającą parametry wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Zawartość substancji rozpuszczonych wynosi od 350 do 470 mg·dm<sup>-3</sup> substancji rozpuszczonych. Średnie wartości twardości ogólnej mieszczą się w granicach 295-379 mg CaCO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup>, a zasadowość ok. 5,8 mval·dm<sup>-3</sup>. W wodach stwierdzano obecność wapnia 102-117 mg·dm<sup>-3</sup> oraz magnezu 9-24 mg Mg·dm<sup>-3</sup> magnezu. Zawartość siarczanów mieściła się w granicach 23-45 mg SO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup> z chlorków 22-25 mg Cl·dm<sup>-3</sup> (Michalczyk 2012). Pod względem chemicznym są to wody wodo-

rowęgłanowo-wapniowe lub wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowe, średnio twarde i twarde, o obojętnym lub słabo zasadowym odczynie, niekiedy zawierają podwyższoną ilość żelaza (www.mpwik.lublin.pl). Ujmowana woda spełnia wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi zawarte w rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 13.11.2015 roku (Dz.U.2015, poz. 1989). Jedynie w wodach kilku studni ujęć „Centralna” i „Sławinek” konieczne jest stosowanie procesu jej odżelaziania.



Rys.6. Związek między poborem wody i położeniem statycznego zwierciadła

Fig. 6. Relationship between the water withdrawal and the location of the static groundwaters table

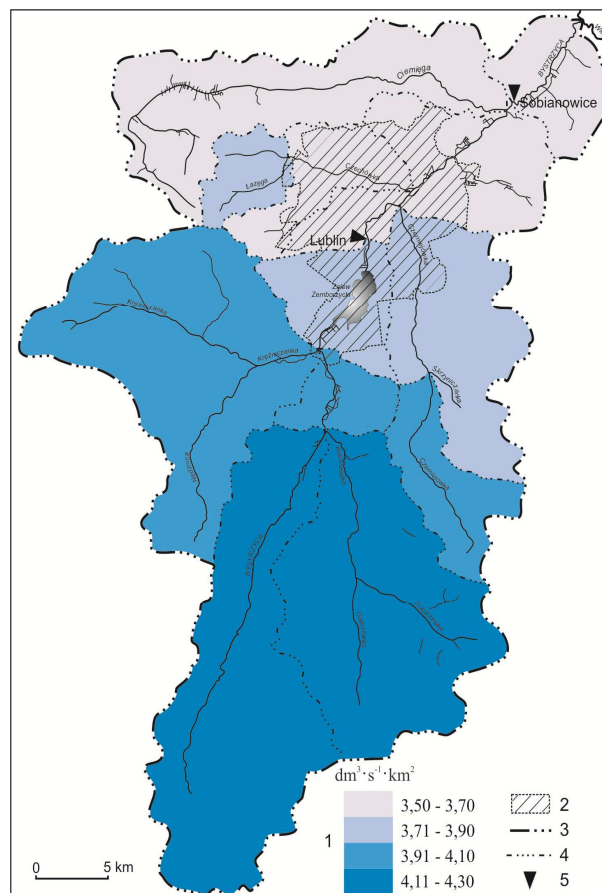
## 5. ZASOBY WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Dorzecze Bystrzycy cechuje się niezwykle rzadką siecią wód powierzchniowych, zarówno płynących, jak i stojących, co jest uwarunkowane dobrą przepuszczalnością utworów powierzchniowych i skał budujących strefę aeracji. Powyżej Lublina Bystrzyca przyjmuje prawostronną Kosarzewkę, obficie zasilaną wodami źródłanymi oraz lewostronną Krężniczankę. W Lublinie do Bystrzycy wprowadzają swe wody Czerniejówka i Czechówka, a poniżej miasta Ciemięga. Długość sieci rzecznej obliczona z mapy MPHP wynosi 86,93 km, co daje gęstość sieci rzecznej 0,0659 km·km<sup>2</sup>. Na terenie Lublina sieć wód powierzchniowych tworzą: Bystrzyca - 22,5 km, Krężniczanka - 0,8 km, Czerniejówka - 7,6 km, Czechówka - 8,9 km oraz Zalew Zemborzycki i małe stawy znajdujące się w dolinach rzecznych. Również mała jest powierzchnia stawów i zbiorników wodnych zajmujących łącznie powierzchnię 5,128 km<sup>2</sup>. Największy z nich, Zalew Zemborzycki, zlokalizowany w dolinie Bystrzycy w południowej części miasta, został oddany do użytku w 1974 roku. Wodę w zbiorniku spiętrzoneo do wysokości 5 m, czyli do projektowej rzędnej 178,5 m n.p.m. Jego powierzchnia wynosi 278 ha, a pojemność użytkowa, przy normalnym piętrzeniu, 6,3 mln m<sup>3</sup>. Długość zbiornika wynosi około 3,8 km, szerokość średnia 0,8 km (maksymalna 1,3 km). Zbiornik jest płytki, średnia głębokość wynosi ok. 2 m, a maksymalna tylko nieco przekracza 5 m.

Zalew Zemborzycki spełnia wiele funkcji: stanowi miejsce wypoczynku i rekreacji dla mieszkańców Lublina, wykorzystywany jest do hodowli ryb, zwiększa

zasoby dyspozycyjne wód, w niewielkim stopniu wpływa na zwiększenie niżówkowego przepływu wód oraz zmniejsza przepływ kulminacyjny Bystrzycy w Lublinie. Redukcja przepływów wezbraniowych jest niewielka, głównie z uwagi na małą pojemność zbiornika. Natomiast piętrzenie wody bardzo korzystnie wpływa na zwiększenie retencji podziemnej w sąsiedztwie ujęć Prawiedniki i Wrotków. Jakość wody w Zalewie Zemborzyckim, szczególnie w okresie letnim jest niska, co wynika z charakteru zbiornika oraz jakości wprowadzanej wody zawierającej znaczne ładunki biogenów i ich depozycji w zbiorniku (Chmiel, Michalczyk 2010).

Zasobność wodna dorzecza Bystrzycy zmienia się z biegiem rzeki, co wynika głównie ze zmniejszającego się zasilania atmosferycznego. Najwyższe zasoby wyrażone wielkością odpływu wody z  $\text{km}^2$  stwierdzono w górnej części dorzecza, w której opad roczny przekracza 600 mm. Wielkość odpływu jednostkowego, obliczona na podstawie patrolowych i stacjonarnych pomiarów wynosi  $4,25 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  (rys. 7). W zlewniach górnej Bystrzycy i Kosarzewki odpływ jednostkowy przekracza  $4,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ . Jego wartość w zlewni Krężniczanki i górnej Czerniejówki utrzymuje się w granicach  $3,9-4,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ . Na obszarze Lublina i w dolnej części zlewni Bystrzycy średni roczny opad atmosferyczny ma wartość ok. 560 mm, a odpływ jednostkowy utrzymuje się w granicach  $3,5-3,7 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ .

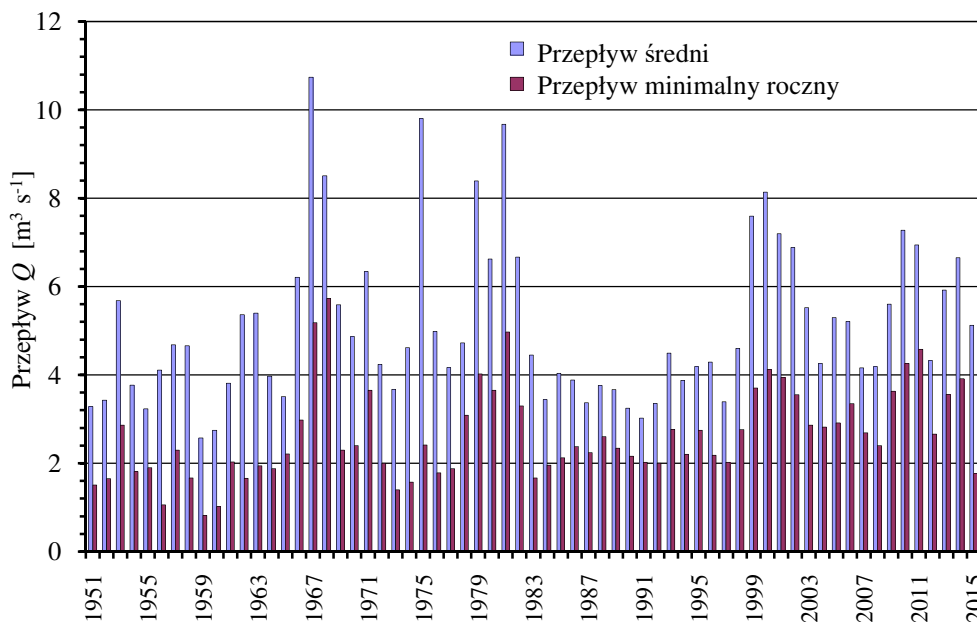


- 1 - odpływ jednostkowy, 2 - obszar miasta, 3 - dział wodny III rzędu, 4 - inne działy wodne, 5 - wodowskazy IMGW  
 1 - specific runoff, 2 - city area, 3 - water division of the 3<sup>rd</sup> order, 4 - other water divisions, 5 - the water gauges of the Institute of Meteorology and Water Management

Rys. 7. Zasoby wody dorzecza Bystrzycy  
 Fig. 7. Water resources in the Bystrzyca River catchment

Sezonowe i roczne zróżnicowanie zasobności wodnej Bystrzycy zestawiono na podstawie danych IMGW dotyczących codziennych przepływów w przekrojach wodowskazowych Lublin i Sobianowice w latach 1951-2015. Wodowskaz IMGW Lublin zamyka zlewnię powyżej miasta o powierzchni  $748 \text{ km}^2$ , dla którego dostępne są dane za lata 1961-2015. Wodowskaz w Sobianowicach, usytuowany w dolnym biegu rzeki, obejmuje zlewnię o powierzchni  $1265 \text{ km}^2$ , czyli 96% dorzecza Bystrzycy. Na wielkość i zmienność przepływów wpływa gospodarka wodna Lublina, a przede wszystkim zrzut oczyszczonych ścieków i dopływ wód deszczowych, a od 1974 roku również odpływ z Zalewu Zemborzyckiego.

Zasoby wodne dorzecza Bystrzycy, oceniane na podstawie rocznych wartości przepływów charakterystycznych, wykazywały w latach 1951-2015 znaczną zmienność (rys. 8). Średni przepływ Bystrzycy w Sobianowicach w okresie 1951-2015 wynosił  $5,10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , co odpowiada odpływowi jednostkowemu  $4,03 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ . Jest to wartość zdecydowanie niższa od średniego odpływu jednostkowego dla Polski ( $5,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ ). W poszczególnych latach średnie roczne przepływy w Sobianowicach zawierały się w przedziale od  $2,56$  do  $10,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , przy średniej rocznej wartości w badanym wieloleciu  $5,10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Najwyższy przepływ  $10,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  stwierdzono w roku 1967. Najniższe średnie roczne przepływy przypadają na rok 1959 -  $2,58 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i 1960 -  $2,74 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

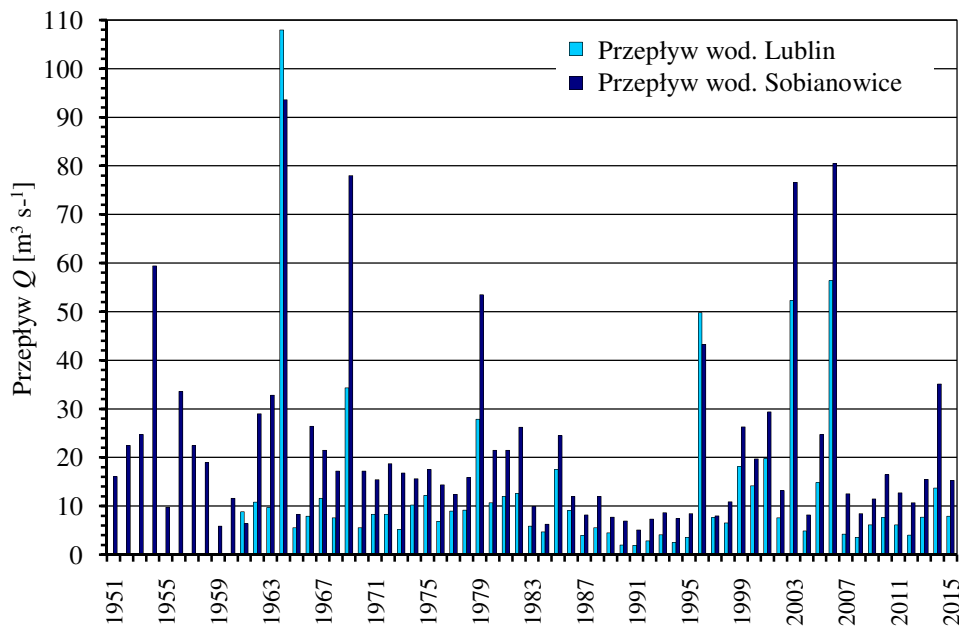


Rys. 8. Minimalny i średni roczny przepływ Bystrzycy w Sobianowicach w latach 1951-2015  
Fig. 8. Minimal and mean annual discharge of the Bystrzyca River in Sobianowice between 1951-2015

Dla gospodarowania wodą istotne problemy pojawiają się w czasie trwania przepływów zarówno minimalnych, jak i maksymalnych. Najniższe roczne przepływy Bystrzycy w Sobianowicach zmieniały się od  $0,82 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  w 1959 roku do  $5,73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  w 1968 roku. Ta ostatnia wartość jest nawet wyższa od modułu odpływu ze zlewni. W latach 1951-1964 minimalne roczne przepływy sporadycznie przekraczały  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (rys. 8). W kolejnych dwudziestu latach przepływy te utrzymywały się ok.  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , z okresowym wzrostem nawet powyżej  $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Natomiast od 1984 roku minimalne roczne przepływy zmieniały się w granicach  $2,0$ - $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

W okresie 65 lat stwierdzono wyraźne skrócenie okresu niżówek, a także wzrostową tendencję wartości przepływów minimalnych w dolnej Bystrzycy.

W czasie pojawiania się przepływów maksymalnych występują bezpośrednie zagrożenia związane z zalaniem terenów niżej położonych. W zlewni Bystrzycy najczęściej wysokie przepływy pojawiają się w okresie wiosennym (marzec i kwiecień). Wartości maksymalnych rocznych przepływów Bystrzycy w przekroju wodowskazowym Lublin (powyżej miasta) i Sobianowice (poniżej miasta) w latach 1951-2015 zestawiono na rys. 9. Materiały hydrometryczne wskazują na dużą zmienność przepływów maksymalnych rocznych. Najwyższe przepływy wystąpiły w 1964 roku – w profilu Lublin  $108 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a w Sobianowicach, mimo przyrostu zlewni –  $93,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Podobna sytuacja wystąpiła w 1966 roku, kiedy przepływ w profilu wodowskazowym powyżej miasta była wyższe niż w dolnym biegu rzeki. W pozostałych latach przepływy dobowe wzrastały z przyrostem zlewni. W ostatnich latach wysokie przepływy zarejestrowano w latach 2003 i 2006, kiedy w profilu Lublin płynęło  $52,3$  i  $56,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a w Sobianowicach  $76,6$  i  $80,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Zebrany materiał wskazuje na pojawianie się wezbrań w cyklach wieloletnich, co 5-6 oraz 15-30 lat. W ostatnich dziesięcioleciach stwierdza się częste tworzenie się krótkotrwałych wezbrań poniżej obszaru miasta, co jest związane z dużym zwiększeniem się powierzchni nieprzepuszczalnych (zabudowanych).

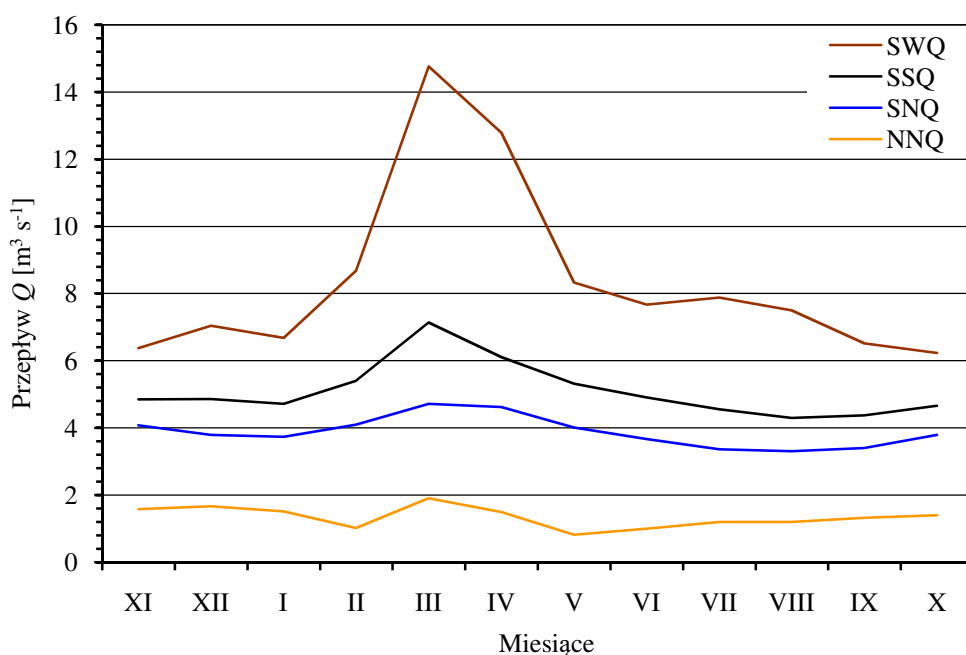


Rys. 9. Maksymalne roczne przepływy Bystrzycy w Lublinie (1961-2015) i w Sobianowicach (1951-2015) wg danych IMGW z uzup. Lublin 2011-2013

Fig. 9. Maximal annual discharges of the Bystrzyca River in Lublin (1961-2015) and in Sobianowice (1951-2015) according to the data of the Institute of Meteorology and Water Management

W ujęciu sezonowym minimalne przepływy w przekrojach wodowskazowych Lublin i Sobianowice (powyżej i poniżej Lublina) występują w okresie późnego lata i na początku jesieni, natomiast najwyższe - w marcu i kwietniu. Przepływy najniższe miesięczne są bardzo wyrównane w poszczególnych miesiącach (rys. 9), co wskazuje na stabilne zasilanie wodami podziemnymi. Wielkości przepływów minimalnych poniżej miasta są zdecydowanie wyższe, co wynika z systemu gospodarowania wodą w Lublinie – odprowadzaniem oczyszczonych ścieków.

Sezonowe zróżnicowanie przepływów Bystrzycy oraz ich wartości charakterystyczne w profilu Sobianowice zamieszczono na rys. 10. Rytm przepływów Bystrzycy jest typowy dla rzek o zasilaniu śnieżno-deszczowym. Najwyższe średnie miesięczne przepływy przypadają na marzec i kwiecień, a najniższe na sierpień i wrzesień. Należy podkreślić, że duży udział wód podziemnych w odpływie całkowitym, szacowany na 76% (Michalczyk 1997, 2012), decyduje o znacznym wyrównaniu przepływów miesięcznych, co doskonale ilustrują wartości odpływów jednostkowych. Najniższy średni miesięczny -  $3,40 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  przypada na sierpień, a najwyższy -  $5,64 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  na marzec. Skrajne wartości odpływów jednostkowych z okresu 1951-2015 zmieniały się od 0,65 do  $74 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ . W stabilizacji przepływów i odpływów jednostkowych istotne znaczenie ma Zalew Zemborzycy i stały dopływ oczyszczonych ścieków, Natomiast szybki spływ wody z obszaru zurbanizowanego decyduje o tworzeniu się krótkotrwałych wezbrań na terenie i poniżej miasta.



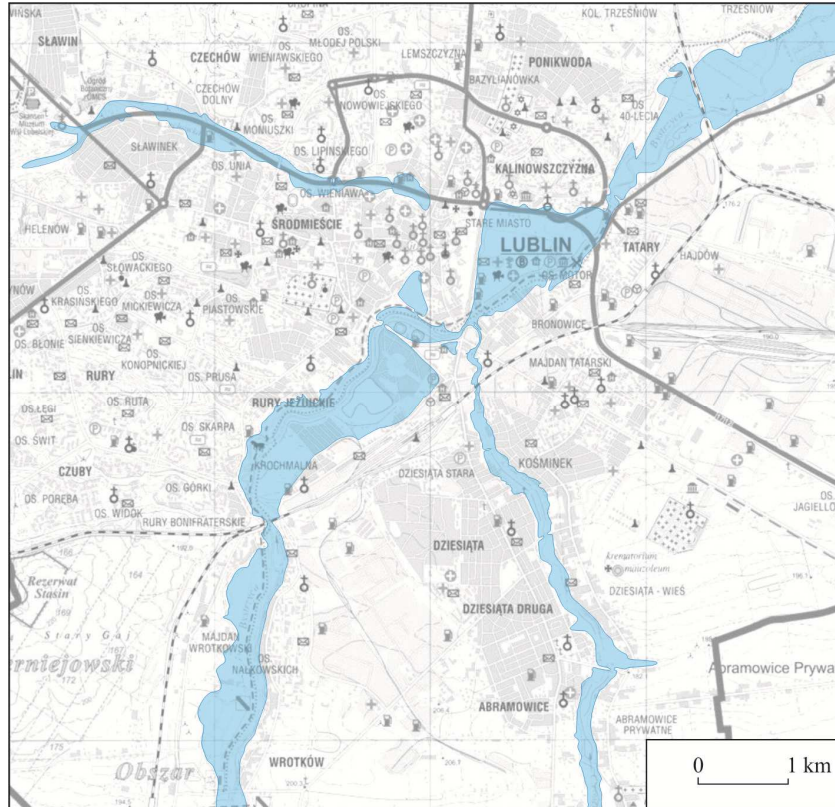
WWQ - przepływ najwyższy, SWQ - średni wysoki przepływ, SSQ - średni roczny przepływ,  
 SNQ - średni niski przepływ, NNQ - przepływ najniższy  
 WWQ - the highest discharge, SWQ - mean from the highest discharges, SSQ - mean discharge,  
 SNQ - mean from the lowest discharges, NNQ - the lowest discharge

Rys. 10. Przepływy charakterystyczne Bystrzycy w Sobianowicach (1951-2015)  
 Fig. 10. Characteristic discharges of the Bystrzyca River in Sobianowice (1951-2015)

Materiały historyczne wskazują na systematyczne pojawianie się w lubelskich rzekach wysokich wezbrań przyjmujących charakter powodzi. Jedno z nich, które wystąpiło w dniach 25-28 lutego 1922 roku opisuje H. Gawarecki (1974). W następnych latach duże wiosenne wezbrania Bystrzycy, które wystąpiły wiosną 1940, 1954, 1956, 1964 roku. Te ostatnie były bezpośrednim sygnałem do obwałowania rzeki na terenie miasta, a także do wskazania koncepcji wybudowania zbiornika retencyjnego powyżej Lublina. Bardzo wysokie stany i przepływy rejestrowano najczęściej w czasie późnej zimy lub wczesnej wiosny, znacznie rzadziej w miesiącach letnich. Według danych IMGW, najwyższy stan wody (od 1925 roku) w profilu Sobianowice – 292 cm zarejestrowano 4 marca 1946 roku. Niewiele niższe stany wystąpiły w marcu 1954 roku – 262 cm, w kwietniu 1956 roku - 252 cm, w kwietniu 1964 roku



– 258 cm. Natomiast w miesiącach letnich najwyższy stan 260 cm zarejestrowano 6 czerwca 1962 roku. W materiałach archiwalnych Wydziału Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej UMCS znajduje się mapa, na której przedstawiono obszary zalane podczas powodzi roztopowej w marcu 1940 roku (Michalczyk 2012). Informacje o powodzi w Lublinie w 1964 roku przedstawił K. Bryński (1968), której schematyczny zasięg na obszarze miasta przeniesiono na współczesną mapę (rys. 11).



Rys. 11. Zasięg powodzi w Lublinie w kwietniu 1964 roku (Bryński 1968)

Fig. 11. The range of the flood in Lublin in April, 1964 (Bryński 1968)

## 6. ZRÓŻNICOWANIE ZASOBNOŚCI WODNEJ OBSZARU MIASTA W LATACH 2008-2017

Zróżnicowanie zasobów wodnych w obrębie aglomeracji lubelskiej opracowano na podstawie materiałów hydrometrycznych Zakładu Hydrologii i Klimatologii UMCS dotyczących 8 własnych przekrojów hydrometrycznych oraz danych udostępnionych przez IMGW dla profilu Sobianowice i Lublin. W okresie 2008-2017 nie wystąpiły typowe dla regionu wysokie wezbrania wiosenne, mimo to przepływy rzek były wyższe od średnich w wieloleciu. W tych latach, wykonywane w wielu miejscach pomiary przepływu nie wykazały ucieczek wody z koryt rzecznych do zasobów podziemnych. Jednakże stwierdzono okresowe braki dopływu wody na wybranych miejskich odcinkach rzek. Zmniejszanie się przepływu rzek udokumentowano w latach 1990-1995 w rejonie Zalewu Zemborzyckiego oraz środkowej Czechówki i dolnej Czerniejówki (Michalczyk 2012).

Zasobność wodna badanego obszaru jest bardzo zróżnicowana. W zlewni Krężniczanki, Czerniejówki i Ciemięgi odpływ jednostkowy jest nieco niższy niż w zlewni górnej Bystrzycy. Zdecydowanie najniższe wartości stwierdzono w zlewni Czechówki, znajdującej się w północnej części aglomeracji lubelskiej (tablica 1).

Tablica 1

Odptyw ze zlewni w aglomeracji lubelskiej w latach 2008-2017

Table 1

Outflow from the catchments in the Lublin agglomeration between 2008-2017

Rzeka	Profil	Pow. zlewni A [km <sup>2</sup> ]	Odptyw całkowity		Odptyw podziemny		
			Przepływ $Q$ [m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	Odptyw jednostkowy $q$ [dm <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ·km <sup>-2</sup> ]	Przepływ $Q$ [m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	Odptyw jednostkowy $q$ [dm <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ·km <sup>-2</sup> ]	Udział wód podziem. $C$ [%]
Bystrzyca	Nowiny*	461,5	2,03	4,39	1,75	3,79	86,2
Krężniczanka	Krężnica*	218,9	0,83	3,78	0,67	3,07	80,7
Bystrzyca	Zapora	725,5	2,99	4,12	2,52	3,47	84,3
Bystrzyca	Lublin*	748,9	3,01	4,02	2,45	3,27	81,4
Czerniejówka	Mętów	94,4	0,33	3,51	0,29	3,10	87,9
Czechówka	Skansen	60,7	0,09	1,55	0,07	1,17	77,7
Bystrzyca	Al. Tysiąclecia	1027,3	3,92	3,82	3,15	3,07	80,4
Ciemiega	Pliszczyn	152,4	0,57	3,77	0,39	2,58	68,4
Bystrzyca	Sobianowice	1264,6	5,56	4,40	4,57	3,61	82,2

Wartości zasilania podziemnego w latach 2008-2017 obliczono na podstawie średnich miesięcznych przepływów minimalnych. Należy podkreślić, że w tym okresie przepływy utrzymywały się powyżej wartości średnich z wielolecia. W zlewni górnej Bystrzycy, Krężniczanki i Czerniejówki odptyw podziemny przekraczał 80%. Nieco niższe jego wartości stwierdzono w zlewni Czechówki i Ciemięgi (tablica 1). Udział splywu powierzchniowego w odptywie całkowitym zmieniał się od 12% w zlewni górnej Czerniejówki do 32% w zlewni Ciemięgi do Pliszczyna.

Przepływy dolnej Bystrzycy ulegają zdecydowanemu zwiększeniu po zrzucie oczyszczonych ścieków z oczyszczalni komunalnej. Obiekt ten położony we wschodniej części miasta został zaprojektowany w latach 70. XX wieku, a jego budowa trwała do 1992 roku. Obecnie komunalna oczyszczalnia ścieków zbiera ścieki bytowe i przemysłowe z aglomeracji Lublin (Lublin, Świdnik, Wólka, Konopnica). Jej średnia dobową przepustowość wynosi 120 000 m<sup>3</sup>·24h<sup>-1</sup>. Wody opadowe są odprowadzane do rzek systemem kanałów burzowych. Według stanu na dzień 31.12.2015 r. łączna długość sieci kanalizacji sanitarnej wynosi 862,9 km ([www.mpwik.lublin.pl](http://www.mpwik.lublin.pl)). Oczyszczone wody pościekowe kierowane są do Bystrzycy. W Lublinie 97,1 % mieszkańców korzysta z wodociągów i z kanalizacji. Według danych GUS (Ochrona...2013) w roku 2012 z ogółu ścieków komunalnych i przemysłowych w ilości 17474 tys. m<sup>3</sup> oczyszczonych zostało 17357 tys. m<sup>3</sup>, a nieczyszczonych tylko 17 tys. m<sup>3</sup>. Przeważającą ich część stanowiły ścieki z zakładów przemysłowych 2433 tys. m<sup>3</sup>, które w ilości 2416 tys. m<sup>3</sup> zostały odprowadzone do sieci kanalizacyjnej. Bezpośrednio do wód powierzchniowych lub do ziemi odprowadzono 17 tys. m<sup>3</sup>.

W latach 2001-2015 średnia ilość dopływających ścieków wynosiła 720 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>. Stopień redukcji podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wynosi średnio 96,68%. Ilość ścieków zmienia się zarówno w ciągu doby, roku, jak i wielolecia. Oczyszczone ścieki są odprowadzane do Bystrzycy. W latach 2001-2015 stanowiły one ok. 16 % objętości przepływu rzeki w miejscu zrzutu, a przy przepływach niżówkowych ich udział może wzrastać aż do 40% (Michalczyk 1997, 2012).

Stan czystości wód Bystrzycy zmieniał się z biegiem rzeki. Według badanych wskaźników wyszczególnionych w klasyfikacji jakości wód rzecznych (Rozporządzenie 2011), wody poza obszarem zurbanizowanym mieściły się w I lub II klasie czystości. Przeważnie słabszy stan jakości wód rzecznych notowano w obszarze miejskim, zwłaszcza w przypadku takich wskaźników jak: azot ogólny, fosfor ogólny. Wody rzeczne tej części zlewni miały wyższe stężenia: 20-40 mg Cl·dm<sup>-3</sup>, 25-40 mg SO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup>, 10-16 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup>, 8-15 mg Na·dm<sup>-3</sup>, 3-8 mg K·dm<sup>-3</sup>, 10-22 mg Mg·dm<sup>-3</sup>, Ca 95-120 mg·dm<sup>-3</sup>, co świadczy o istotnym wpływie miasta na ich zawartość (Michalczyk 2012). Poniżej miasta istotny wpływ na jakość wód rzeki Bystrzycy miał zrzut ścieków z oczyszczalni komunalnej w Hajdowie, w których przykładowe stężenie wybranych wskaźników kształtowało się na następująco: 80 mg Cl·dm<sup>-3</sup>, 35 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup>, 75 mg SO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup>, 130 mg Na·dm<sup>-3</sup>, 40 mg K·dm<sup>-3</sup>. W okresach niskich przepływów Bystrzycy, występował niekorzystny stosunek zrzucanych ścieków w stosunku do ilości prowadzonej wody przez rzekę, co przyczyniało się do znacznego pogorszenia jakości wody w dolnym biegu rzeki.

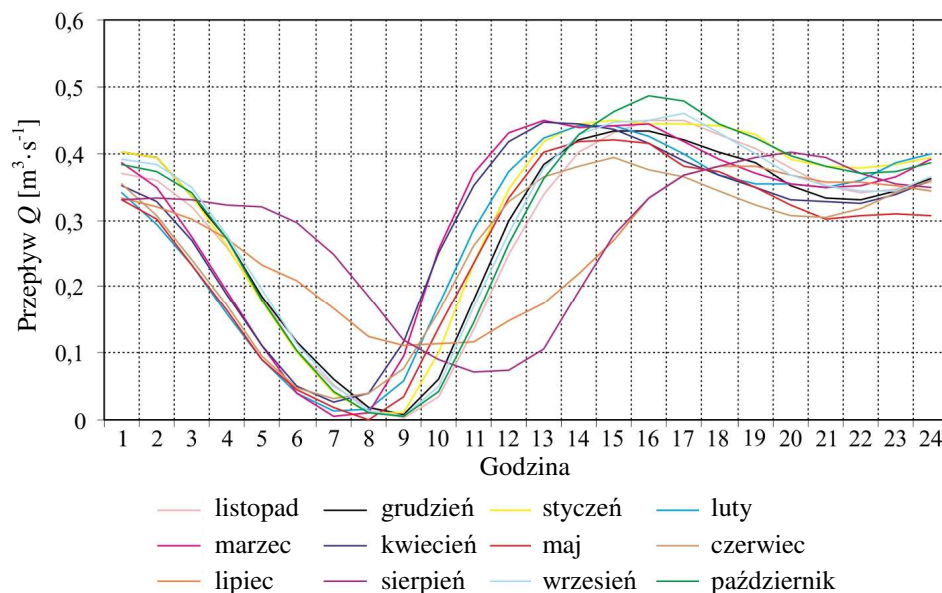
Wyniki monitoringu wód prowadzono przez WIOŚ w Lublinie wskazują, poza obszarem zurbanizowanym, na dobry stan ekologiczny, natomiast w profilu ujściowym Bystrzycy oceniono jako umiarkowany (Iwaniuk i in. 2015). Według kryteriów oceny eutrofizacji wód śródlądowych stosowanej dla obszarów rolniczych (Rozporządzenie 2002), wody rzeczne w rejonie Lublina zagrożone były procesami eutrofizacji.

## 7. HYDROLOGICZNE KONSEKWENCJE URBANIZACJI

Warunki formowania się zasobów wodnych i odpływu rzek zostały przekształcone w rejonie Lublina. W procesie rozwoju miasta zmieniono warunki retencjonowania wody poprzez wyprostowanie koryt rzecznych oraz zabudowę komunalną i przemysłową oraz infrastrukturę miejską. Działania te powodują systematyczne zwiększanie powierzchni utwardzonych, co skutkuje okresowym pojawianiem się dużego spływu powierzchniowego (Michalczyk 2012). W okresie średnich i niskich stanów wody podziemnej lubelskie rzeki zasilane są wodami pochodzącymi ze spływu wód opadowych i roztopowych, które zwykle zawierają wysokie ładunki zanieczyszczeń. Część z nich dociera do rzek kanałami burzowymi, istniejącymi na ok. 1/3 powierzchni miasta, a inna część dopływa rowami. Według opracowanej koncepcji kanalizacji deszczowej dla Lublina (Kalinowska i in. 2012), tereny zajęte przez zabudowę wielorodzinną i jednorodziną oraz usługi zajmują 806 ha, drogi 1199,5 ha, usługi, przemysł, tereny komunikacyjne i infrastruktura 1147,7 ha. Razem powierzchnia terenów zurbanizowanych obejmuje 3737,2 ha, co stanowi 25,3% powierzchni miasta (Michalczyk 2012). Współczynnik spływu wody z poszczególnych obszarów ma różne wartości. Z bezpośrednich obserwacji wynika, że spływ wód opadowych i roztopowych, odbywający się kanałami burzowymi, jest bardzo szybki. Na obszarze Lublina istnieje 113 kanałów burzowych, w tym 44 odprowadza wody bezpośrednio do Bystrzycy, 26 do Czechówki i 43 do Czerniejówki. Sieć ta zbiera wody opadowe i roztopowe z około 1/3 powierzchni miasta. Według danych MPWiK długość kanałów deszczowych wynosi ok. 481 km, w tym kanałów głównych 44,3 km. W czasie intensywnych opadów kanały nie przyjmują całości wody, co prowadzi do pojawiania się na ulicach spływu powierzchniowego. Według danych MPWiK długość kanałów deszczowych wynosi ok. 481 km, w tym kanałów głównych 44,3 km. Wody opadowe spływające z ruchliwych arterii komunikacyjnych i parkingów zawierają duże ilości zawiesiny, tłuszczy, olejów, azotu, fosforanów, a także metale ciężkie: ołów, kadm, chrom, miedź, nikiel, cynk czy rtęć. Stężenie

nie zanieczyszczeń zmienia się w czasie trwania spływu wody, zwykle jest najwyższe w początkowej fazie, kiedy zmywane są zanieczyszczenia z powierzchni terenu.

Przepływy dolnej Bystrzycy ulegają zdecydowanemu zwiększeniu po zrzucie oczyszczonych ścieków z oczyszczalni komunalnej. Ich ilość zmienia się zarówno w ciągu doby, roku, jak i wielolecia. Dla przykładu podano zróżnicowanie ilości odprowadzanych oczyszczonych ścieków w 2011 roku, w którym średni ich przepływ wynosił  $0,684 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . W ciągu doby wielkość ta zmieniała się od 0,4 do ponad  $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Odprowadzane wody decydowały o charakterystycznym godzinowym i sezonowym rytmie zmian przepływu Bystrzycy poniżej oczyszczalni komunalnej. Największe zużycie wody występowało w sobotę, a najmniejsze w niedzielę. Zmieniały się także czasy poboru wody, co wynika ze sposobu życia mieszkańców miasta. W ujęciu sezonowym najniższy dopływ ścieków oczyszczonych stwierdzono w lipcu i sierpniu (rys. 12), co wiąże się z okresem urlopowym oraz nieobecnością studentów, uczniów i stałych mieszkańców Lublina. Największy ich dopływ stwierdzono w październiku (Michalczyk 2012).

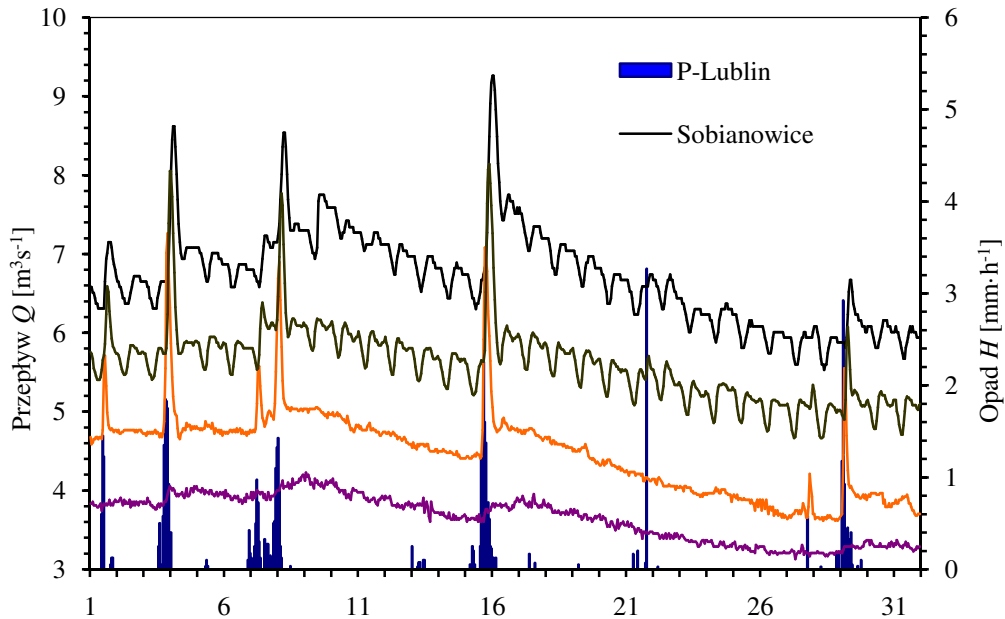


Rys. 12. Odchylenie od średniej miesięcznej przepływów godzinowych w przekroju Jakubowice w poszczególnych miesiącach i godzinach 2011 roku

Fig. 12. Deviation in the hourly discharges from the monthly mean in the Jakubowice water gauge in the months and hours in 2011

Na terenie miasta następują istotne zmiany reżimu przepływu Bystrzycy spowodowane stałym odprowadzaniem wód z oczyszczalni komunalnej oraz okresowym dopływem wody pochodzącej ze spływu powierzchniowego (rys. 13). We wszystkich przekrojach wodowskazowych widoczne są długookresowe zmiany przepływu wynikające z wyczerpywania się zasobów wody w dorzeczu. Na zmiany długookresowe nałożone są krótkotrwałe, wynikające ze spływu wody z obszaru zurbanizowanego miasta oraz dopływu wód z oczyszczalni komunalnej (Michalczyk 2012). Opady powodowały zwiększenie przepływu tylko w obszarze zurbanizowanym, a w profilu Zapora nie rejestrowano wezbrań. Czas wystąpienia przepływów maksymalnych przesunął się, zgodnie z położeniem wodowskazu, a także nastąpiło ich niewielkie spłaszczenie. W przekrojach wodowskazowych zlokalizowanych poniżej miasta w Jakubowicach i Sobianowicach przepływy Bystrzycy wykazywały

charakterystyczny rytm dobowy, wskazujący na intensywność wykorzystywania zasobów wody przez mieszkańców Lublina.

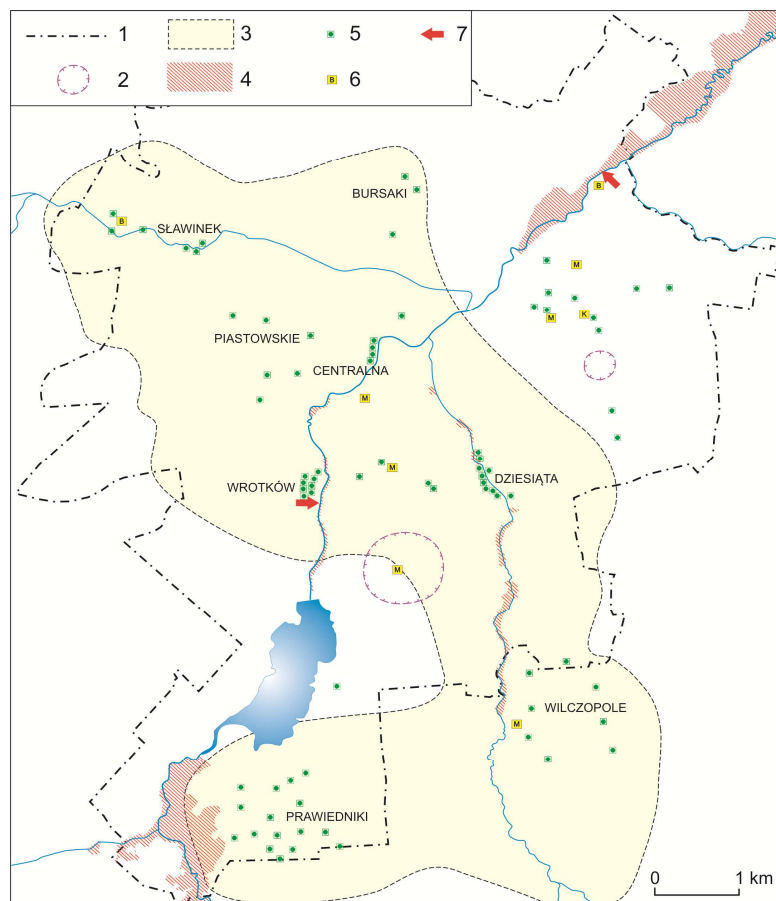


Rys.13. Godzinowe opady w Lublinie i przeływy Bystrzycy w maju 2011 roku  
Fig. 13. Hourly precipitation in Lublin and the Bystrzyca River discharges in May 2011

Wysoka wodoprzepuszczalność utworów strefy aeracji stwarzająca korzystne warunki do uzupełniania zasobów wód podziemnych, wskazuje na możliwość łatwego przemieszczania się zanieczyszczeń, z wyjątkiem obszaru Płaskowyżu Nałęczowskiego. Stwarza to istotne zagrożenia dla ochrony jakości wody (rys. 14), gdyż na większości obszaru zbiornik wód podziemnych nie ma warstw izolacyjnych dla dopływu zanieczyszczeń. Potencjalne ogniska zanieczyszczenia wody stanowią nieszczelne szamba oraz odpady stałe gromadzone na składowiskach i wysypiskach, z których część nie ma odpowiednich zabezpieczeń. Istotne zagrożenia jakości wody tworzą fermy trzody chlewnej, bydła i drobiu. Liniowe zagrożenia dla jakości wód podziemnych pojawiają się wzdłuż szlaków komunikacyjnych, zwłaszcza przebiegających przez tereny, gdzie poziom wodonośny jest odkryty, a także w strefach infiltracji zanieczyszczonych wód powierzchniowych. Powierzchniowe zagrożenia wynikają z działalności rolniczej, głównie ze stosowania środków ochrony roślin, nawozów mineralnych i organicznych, w tym również gnojowicy.

Na terenie Lublina notowano punktowo podwyższone zawartości metali ciężkich: chromu, niklu, ołowiu, kadmu i miedzi, a także występuje obszarowe zanieczyszczenie wód podziemnych produktami naftowymi. Przekroczenie dopuszczalnych zawartości ołowiu występują na terenie byłej Fabryki Samochodów Ciężarowych (Daewoo Motor Polska), gdzie do połowy lat 90. XX wieku funkcjonowało składowisko odpadów pogalwanicznych. Inne ogniska zanieczyszczenia wody metalami ciężkimi pojawiły się w sąsiedztwie zakładów PERMEDIA oraz WSK Świdnik. Składowiska zanieczyszczonych odpadów zostały uporządkowane i nie powodują dalszej degradacji wód podziemnych. Inny rodzaj skażenia wód podziemnych pojawił się w sąsiedztwie bazy magazynowej paliw, zlokalizowanej w południowej części Lublina. Na jej terenie dochodziło do wycieków produktów naftowych, co spowodowało pojawienie się w poziomie wodonośnym plamy produktów ropopo-

chodnych. Zasięg skażenia jest dość stabilny, mimo zorganizowanego systemu punktowego szczyptywania zanieczyszczeń (Meszczyński, 1987; Meszczyński i in. 1994). W wodach podziemnych pojawiają się także przekroczenia dopuszczalnych stężeń dla jonów azotanowych, azotanowych. Zagrożenie wysokiej jakości wód podziemnych jest spowodowane okresową infiltracją wód powierzchniowych do podziemnych. Wynika to z zaburzonej równowagi hydrodynamicznej w obrębie leja depresyjnego (rys. 14) w okresie niskich stanów wody podziemnej, co powoduje okresową infiltrację wody z Zalewu Zemborzycy, Bystrzycy, Czechówki i Czerniejówki do wód podziemnych.



- 1 - granica miasta, 2 - ogniska zanieczyszczenia wód podziemnych, 3 - zasięg leja depresyjnego w 2015 roku, 4 - obszary zagrożenia powodziowego, 5 - studnie wiercone, 6 - oczyszczalnie ścieków: b - biologiczne, c - chemiczne, k - kompleksowe, m - mechaniczne, 7 - zrzut wód pościekowych z oczyszczalni w Hajdowie
- 1 - city border, 2 - groundwater pollution sources, 3 - range of the depression cone in 2015, 4 - flood areas, 5 - drilled wells, 6 - sewage treatment plants: b - biological, c - chemical, k - complex, m - mechanical, 7 - sewage drop from the treatment plant in Hajdów

Rys. 14. Zagrożenia wód w Lublinie  
Fig. 14. Water endangerment in Lublin

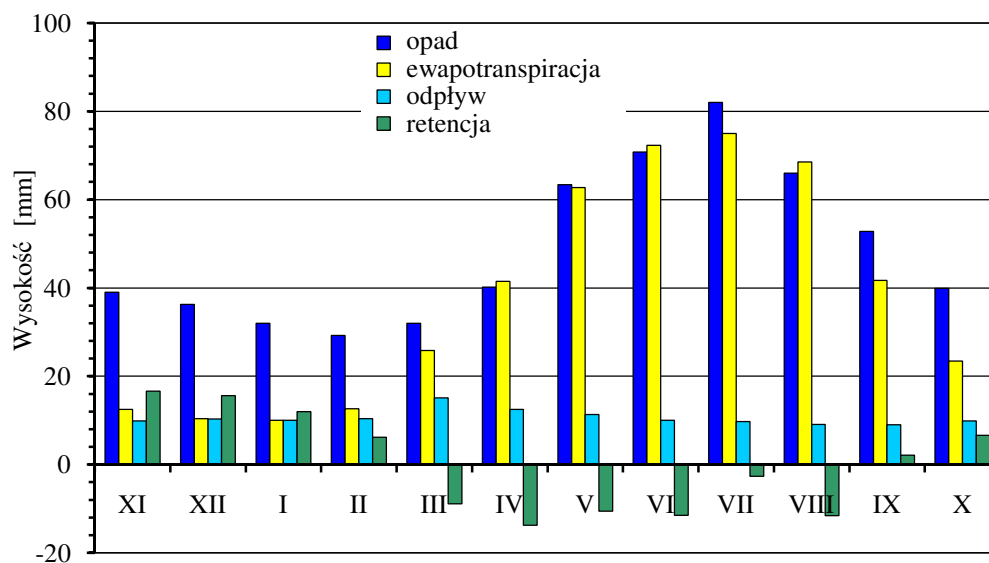
## 8. BILANS WODNY BYSTRZYCY

Wielkość zasilania w dorzeczu Bystrzycy w latach 1951-2015 obliczono jako średnią wartość z 5 stacji opadowych: IMGW: Lublin-Radawiec, Zakrzówek, Czesławice i Krasienin oraz UMCS zlokalizowanej w Lublinie na Placu Litewskim. Średnie zasilanie w dorzeczu Bystrzycy osiągnęło wartość 586,6 mm, z czego na

półrocze zimowe przypada 208,7 mm, a na letnie 374,9 mm. W ujęciu sezonowym najwyższe opady występują w lipcu a najniższe w lutym (rys. 15). Roczne sumy opadu w górnej części dorzecza Bystrzycy przekraczają 600 mm, a w części dolnej utrzymują się około 550 mm.

Średnia roczna warstwa odpływu, obliczona na podstawie danych pochodzących z wodowskazu w Sobianowicach wynosiła 127,2 mm. Nieco wyższy odpływ występuje w półroczu chłodnym - 68,2 mm, a w ciepłym 59,0 mm. Łącznie warstwa odpływu jest o 40 mm niższa od średniej dla obszaru Polski (Fal i in. 2000). Zarówno roczne sumy opadu, jak i odpływu, zmieniały się w dużym przedziale wartości. W okresie wielolecia zwraca uwagę brak bezpośredniej relacji między opadem a odpływem. Jednakże w układzie miesięcznych wartości opadu i odpływu zauważa się kilkumiesięczne przesunięcie między podwyższonym zasilaniem i zwiększoną zasobnością rzek.

Wartość wskaźnikową wielkości ewapotranspiracji obliczono na podstawie miesięcznych wartości temperatury powietrza i prężności pary wodnej metodą Konstantinowa. Dane pomiarowe zaczerpnięto z obserwacji wykonywanych w Obserwatorium Meteorologicznym UMCS na Placu Litewskim. Z obliczeń uzyskano średnią roczną wielkość parowania jako 495 mm. Wielkość tę skorygowano do wartości 456,4 mm, czyli różnicy między opadem i odpływem w okresie 1951-2015. Średnie miesięczne sumy ewapotranspiracji zmieniają się od 10 mm w styczniu do 75 mm w lipcu. Na półrocze zimowe przypada 112,8 mm a letnie 343,6 mm. Są to wartości bardzo zbliżone do danych uzyskanych metodą rozwiązywania bilansów wodnych zlewni (Jaworski 1968).



Rys. 15. Miesięczne składowe bilansu wody w latach 1951-2015  
Fig. 15. Monthly components of the water balance between 1951-2015

W ciągu roku, od września stwierdzone są dodatnie miesięczne wartości retencji, które występują w kolejnych miesiącach - do końca lutego (rys. 15). Jest to okres bilansowych nadwyżek wody, w którym są najkorzystniejsze warunki do zasilania zasobów podziemnych. W następnych miesiącach suma wartości odpływu i ewapotranspiracji jest wyższa od opadu atmosferycznego. Zasoby wody opadowej są zużywane głównie przez rośliny. Bilans wody w półroczu chłodnym jest nadwyżkowy, a w ciepłym deficytowy.

## 9. PODSUMOWANIE

W rejonie Lublina i w całym dorzeczu Bystrzycy, znaczenie zasobowe mają wody krążące w opokach, wapieniach i marglach górnego mastrychtu, a w północnej części miasta również w gezach i marglach paleocenu. W skałach tych wytworzył się jeden użytkowy górnokredowo-paleoceński poziom wodonośny, pozostający w łączności hydraulicznej z wodami czwartorzędowymi dolin rzecznych.

Wody podziemne pozostają w łączności hydraulicznej z powierzchniowymi. Poza obszarem zurbanizowanym zasilają rzeki przez źródła i drenaż korytowy. Natomiast w obszarze lubelskiego leja depresyjnego wody powierzchniowe przedostają się do zasobów podziemnych. Ochrona zasobów wody wymaga więc uwzględnienia warunków hydrogeologicznych i gospodarczych.

Położenie i ukształtowanie zwierciadła wód podziemnych w Lublinie uzależnione jest od budowy geologicznej i rzeźby terenu oraz zasilania atmosferycznego i eksploatacji na potrzeby gospodarcze. Warunki infiltracji są dobre, co przejawia się w dużym udziale zasilania podziemnego w przepływie rzeczny. Cechą charakterystyczną wód podziemnych jest kilkuletni okres tworzenia się nowej równowagi hydrodynamicznej, a zmiany położenia zwierciadła wody następują z pewnym opóźnieniem w stosunku do okresów nadmiaru lub braków wody.

Wody w rejonie Lublina mają skład chemiczny typowy dla zbiornika wód wytworzonego w skałach kredowych. Są to wody głównie wodorowęglanowo-wapniowe, bądź wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowe o odczynie obojętnym, średnio twarde i twarde, o lekko alkalicznym odczynie, mineralizacji ogólnej 250-500 mg·dm<sup>3</sup> i temperaturze około 9,0°C, niekiedy z podwyższoną zawartością żelaza i manganu.

Komunalne i przemysłowe potrzeby wodne pokrywane są niemal wyłącznie z zasobów podziemnych. Najwydajniejsze ujęcia wody podziemnej są skupione w Lublinie na małym obszarze. Wieloletni pobór wody podziemnej spowodował wytworzenie się w rejonie Lublina leja depresji, którego zasięg był uzależniony od zasilania atmosferycznego i wielkości eksploatacji wody.

W strukturze odpływu Bystrzycy i jej dopływów zdecydowanie przeważa zasilanie podziemne, a rola spływu powierzchniowego zwiększała się w obszarze zurbanizowanym. Rytm przepływu w obszarach rolniczych był wyrównany, z niewielkimi wezbrzeniami po wyższych opadach. Natomiast w obszarze miejskim tworzył się gwałtowny spływ powierzchniowy, który powodował zmianę reżimu przepływu, głównie poprzez pojawianie się wezbrań dochodzących do wysokości 2 m.

Średnia roczna warstwa odpływu z dorzecza Bystrzycy wynosiła 127 mm. W wartościach bezwzględnych, średni przepływ Bystrzycy w Sobianowicach w okresie 1951-2015 wynosił 5,10 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>, co odpowiada odpływowi jednostkowemu 4,03 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup>. Jest to wartość zdecydowanie niższa od średniego odpływu jednostkowego dla Polski (5,5 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup>). W poszczególnych latach średnie roczne przepływy w Sobianowicach zawierały się w przedziale od 2,56 do 10,7 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>, a przepływy skrajne zmieniały się od poniżej jednego do 93,6 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>.

Zasoby wodne dorzecza Bystrzycy będą jeszcze przez wiele lat jedynym źródłem zaopatrzenia Lublina w wodę. Zatem, konieczne są systemowe działania wspomagające utrzymanie dobrych warunków podziemnej i powierzchniowej retencji wody i zachowania jej wysokiej jakości oraz zagwarantowania przepływu nienaruszalnego w rzekach. Do osiągnięcia tego celu konieczne jest: oszczędne gospodarowanie wodą, zatrzymywanie wody w zlewni, zabezpieczenie dolin rzecznych przed dalszą zabudową, systematyczne poprawianie gospodarki ściekowej w całej zlewni,



zalesianie lub zadrzewianie terenów o dużych spadkach, propagowanie rolnictwa ekologicznego, racjonalnego zużycia nawozów sztucznych i chemicznych środków ochrony roślin. W ostatnich latach zasoby wody utrzymywały się na poziomie średnim. W latach bardzo suchych i suchych ponownie pojawiają się trudności w zaopatrzeniu w wodę, takie jakie mieszkańcy Lublina przeżywali dwadzieścia pięć lat temu.

Stosunkowo dobry stan środowiska w dużej części dorzecza Bystrzycy jest wartością bezcenną, którą trzeba chronić. Zasoby wodne dorzecza Bystrzycy będą jeszcze przez wiele lat jedynym źródłem zaopatrzenia Lublina w wodę.

## BIBLIOGRAFIA

- Bryński K., 1968, Powódź w województwie lubelskim wiosną 1964 r. *Annales UMCS, sec. B, z. 20*: s. 243-280.
- Chałubińska A., Wilgat T., 1954, Podział fizjograficzny województwa lubelskiego. [w:] *Przew. V Ogólnop. Zjazdu PTG. Lublin*, s. 3-44.
- Cheng S., Wang R., 2002, An Approach for Evaluating the Hydrological Effects of Urbanization and its Application. *Hydrol. Process.*, 16, s. 1403-1418.
- Chmiel S., Michalczyk Z., 2010, Spływ powierzchniowy z obszaru miejskiego jako istotne ognisko zanieczyszczeń rzeki (na przykładzie Lublina). [w:] M. Ziulkiewicz (red.), *Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce*, t. VI. Wyd. Uniw. Łódzkiego, s. 41-45.
- Ciupa T., 2009, Wpływ zagospodarowania terenu na odpływ i transport fluwialny w małych zlewniach na przykładzie Sufragańca i Sinicy (Kielce). UJK, Kielce.
- Czerwińska-Tomczyk J., Herbach P., Łusiak R., Rysiak A., 2007, Lublin. [w:] Z. Nowicki (red.) *Wody podziemne miast wojewódzkich Polski. PIG, Warszawa*, s. 89-108.
- Deletic A., 1998, The first flush load of urban surface runoff. *Wat. Res.*, vol. 32, no. 8, s. 2462- 2470.
- Dobja A., 1975, Wpływ urbanizacji na stosunki wodne. *Czas. Geogr.*, 46, z. 1, s. 73- 78.
- Fał B., Bogdanowicz E., Czernuszenko W., Dobrzyńska I., Koczyńska A., 2000. Przepływy charakterystyczne głównych rzek polskich w latach 1951-1995. *Materiały Badawcze IMiGW, s. Hydrologia i Oceanologia. IMiGW, Warszawa*, s. 1-137.
- Gutry-Korycka M., 2007. Odpływ ze zlewni zurbanizowanych. *Prace i Studia Geograficzne UW, t. 38*, s. 37-56.
- Iwaniuk A., Bielak-Bielecki P., Parcheta D., Miazga J., 2015, Monitoring jakości wód rzeki Bystrzycy i Zalewu Zemborzyckiego. [w:] *Zalew Zemborzycki w Lublinie szanse i zagrożenia. Wyd. Urząd Miasta Lublin*, s. 29-39.
- Jałowiec L., 1989, Dokumentacja regionalna badań hydrogeologicznych i modelowych rejonu Lublina, zlewnia Bystrzycy. PG, Warszawa.
- Jaworski J., 1968, Zróżnicowanie przestrzenne średniego rocznego parowania terenowego w Polsce. *Prace PIHM, z. 95, Warszawa*, s. 15-28.
- Kanclerz J., Murat-Błażejewska S., Dragon K., Birk K., 2016, Wpływ urbanizacji w strefie podmiejskiej na stosunki wodne w zlewniach małych cieków. *Inżynieria Ekologiczna*, v. 46, s. 94-99.
- Kaniecki A., 1993, Poznań. Dzieje miasta wodą pisane. Wyd. Aquarius, Poznań, s. 1 – 240.
- Kaszewski B.M., 2008, Warunki klimatyczne Lubelszczyzny. Wydawnictwo UMCS, Lublin.
- Kowalska A., Burlikowska I., Michalczyk Z., 1975. Wpływ eksploatacji wody podziemnej na środowisko geograficzne w obszarze kredowo-lessowym. *Czas. Geogr. t. XLVI, z. 3, s. 265-276*.
- Krajewski S., 1980, Odnowialność a dyspozycyjność zasobów wód podziemnych kredy lubelskiej. [w:] *Współczesne problemy hydrogeologii regionalnej. Wyd. Geol. Warszawa*, s. 7-17.
- Łoś M., Michalczyk Z., 1984, Wpływ gospodarki wodnej Lublina na przepływy Bystrzycy. *Gosp. Wod. nr 1*, s. 12-14.
- Meszczński J., 1987, Wybrane problemy techniczno-metodyczne przy likwidacji skażeń wód podziemnych produktami ropy naftowej w utworach węglanowych. [w:] *Problemy hydrogeologiczne środkowo-wschodniej Polski. Przedsiębior. Geol. Warszawa*, s. 119-122.
- Meszczński J., Pietruszka W., Szczerbicka M., 1994. Warunki krążenia wód paleoceńsko-kredowego poziomu wodonośnego oraz zasięg oddziaływania ujęć przemysłowych w NE części aglomeracji lubelskiej. *Archiwum UW, Lublin*.
- Michalczyk Z. (red.), 1993, Źródła zachodniej części Wyżyny Lubelskiej. Wyd. UMCS, Lublin.
- Michalczyk Z. (red.) 1997, Strategia wykorzystania i ochrony wód w dorzeczu Bystrzycy. Wydawnictwo UMCS, Lublin, s. 1-192

- Michalczyk Z., 1986, Warunki występowania i krążenia wód na obszarze Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Wyd. UMCS, Lublin.
- Michalczyk Z., 2005, Hydrogeologiczne konsekwencje antropopresji w rejonie Lublina. [w:] Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, t. 2. Prace Wydziału Nauk o Ziemi Uniw. Śląskiego, nr 37. Wyd. Uniw. Śląski, Sosnowiec, s. 113-120.
- Michalczyk Z., 2007, Komentarz do Mapy Hydrograficznej w skali 1:50 000 arkusz M-34-034-A Lublin, PPGK S.A. Warszawa.
- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Sposób J., 2017, Eksploatacja zasobów wody podziemnej w Lublinie w latach 1955-2015, *Przeł. Geol.*, 65, 1-2, s. 1344-1349.
- Michalczyk Z., Łoś M. J. 1997, Anthropogenic changes in water conditions in the Lublin area. *Geographia Polonica*, 68, s. 82 – 97.
- Michalczyk Z., Łoś M., Sawicka-Ner Z., 1983, Zasięg oddziaływania ujęć wód podziemnych miasta Lublina, *IG, Pr. Hydrogeol. - seria spec.*, z.16, s. 1-83.
- Michalczyk Z., Rederowa E., 1993, Źródła w dorzeczu Bystrzycy. [w:] Źródła zachodniej części Wyżyny Lubelskiej. Wyd. UMCS, s. 93-157.
- Michalczyk Z., Sposób J., 2009, The influence of an urbanized area on the regime of river discharges in the Lublin agglomeration. *Geographia Polonica*, vol.82, 1, s. 89-98.
- Michalczyk Z., Sposób J., 2010, Wpływ miasta na przepływ rzeczny na przykładzie Lublina. [w:] A. Magnuszewski (red.) *Hydrologia w ochronie i kształtowaniu środowiska. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, v. 69, t. 2, Warszawa, s. 159-168.
- Morasiewicz T., Popiel S., Sawicki J., 1962, Ujęcie wód podziemnych z utworów kredowych dla wodociągów miejskich Lublina. *Maszynopis PH*, Wrocław.
- Nowicka B., 2002, Wpływ urbanizacji na warunki odpływu. [w:] Ciupa T., Kupczyk E., Suligowski R. (red.), *Obieg wody w zmieniającym się środowisku*, Akademia Świętokrzyska, Kielce, s. 77-86.
- Paczyński B., Jarząbek-Gałązkowa H., Michalska M., 1965, Wody podziemne regionu kredy lubelskiej. *IG*. Warszawa.
- Paczyński B., Sadurski A. (red.), 2007, *Hydrogeologia regionalna Polski*, t. I. *PIG*, Warszawa.
- Pietruszka W., Puśłowska D., Szczerbicka M., Tyszewski S., Zezula M., 2000, Warunki korzystania z wód dorzecza Wieprza. *Maszynopis PG „POLGEOLOG” S.A. Zakład w Lublinie*, Lublin.
- Pietruszka W., Szczerbicka M., Zezula H., 2002, *Mapa Hydrogeologiczna Polski*, 1:50 000, ark. Lublin. *PIG* Warszawa.
- Rederowa E., 1965, Źródła Bystrzycy Lubelskiej. *Annales UMCS s. B*, v. XVIII, s. 229-244.
- McPherson M. B. (red.), 1977, Research on urban hydrology. Technical paper in hydrology, No 15, UNESCO, Paris, s. 1-185.
- Wilgat T., 1959, Z badań nad wodami podziemnymi Wyżyny Lubelskiej. *Annales UMCS s. B*, v. XII, s. 221-241.
- Wilgat T., 1980a, Stosunki wodne Lublina. *Biuletyn LTN. geogr.* v.22. z.1. Warszawa, s. 19-26.
- Wilgat T., 1980b, Zasoby wodne Lublina. *Biuletyn LTN. geogr.* v.22. z.1. Warszawa, s. 27-31.
- Wilgat T., 1980c, Podstawowe problemy gospodarki wodnej Lublina. *Biuletyn LTN. geogr.* v.22. z.1. Warszawa, s. 33-38.
- Zuber A., Michalczyk Z., 2001, Odporność kredy lubelskiej na zanieczyszczenia antropogeniczne według danych trytowych. [w:] *Współczesne problemy hydrogeologii*, t.X, z.1, Wrocław, s.107-117.
- Inne Publikacje:
- Lublin w liczbach 2012, 2013. *Urząd Statystyczny w Lublinie*.
- Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10 000 (MPHP10). *KZGW, IMGW*, Warszawa 2010.
- Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie lubelskim w latach 2008-2012, 2013. *Urząd Statystyczny w Lublinie*.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Dz.U.02.241.2093).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. Nr 257, poz. 1545).
- Województwo lubelskie, podregiony, powiaty, gminy 2015, 2015. *Urząd Statystyczny w Lublinie*.  
[www.mpwik.lublin.pl](http://www.mpwik.lublin.pl)

---

**Adres do korespondencji – Corresponding author:** prof. dr hab. Zdzisław Michalczyk, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej, Zakład Hydrologii i Klimatologii, al. Kraśnicka 2d, 20-718 Lublin, [zdzislaw.michalczyk@poczta.umcs.lublin.pl](mailto:zdzislaw.michalczyk@poczta.umcs.lublin.pl)

**Andrzej WAŁĘGA**

Uniwersytet Rolniczy w Krakowie  
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej

**PORÓWNANIE METOD OBLICZANIA  
PRZEPIŹYWÓW MAKSYMALNYCH O ZADANYM  
PRAWDOPODOBIENSTWIE W ZURBANIZOWANYCH  
ZLEWNIACH NIEKONTROLOWANYCH**

**COMPARISON OF METHODS FOR ESTIMATING PROBABLE  
PEAK DISCHARGES IN URBAN UNGAUGED CATCHMENTS**

**Abstract**

In the paper, three methods for calculating the peak discharges with an exceedance probability in an ungauged catchment were compared. There were the rainfall formula, the Walkowicz method and TR-55. The analyses were carried out in the catchment of the Sidzinka River, which is located in the southwestern part of Kraków. The results showed that the biggest differences were between the values of the peak flows that were calculated using these methods for all of the probabilities. For probability  $p = 1$  and 2%, the  $Q_{maxp\%}$  values from TR55 were 1.5 times higher than from the rainfall formula. It is recommended carrying out research to prepare a new or modified TR55 procedure to be considered for the peak discharge calculations in the urban river catchments in Poland.

**Key words:** peak discharge, Walkowicz method, Graphical Peak Discharge Method, rainfall formula

**1. WSTĘP**

Określenie wartości przepływów maksymalnych rocznych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia jest niezbędne przy projektowaniu obiektów budownictwa wodnego lub wyznaczaniu stref zagrożenia powodziowego (Serinaldi i Grimaldi 2011; Li i in. 2013). Jednym z problemów w hydrologii jest pozyskiwanie tych informacji w zlewniach niekontrolowanych oraz zlewniach przekształconych antropogenicznie poprzez uszczelnienie powierzchni terenu. Określenie wielkości

przepływów (maksymalnych i charakterystycznych) w takich zlewniach wiąże się z koniecznością wykonania odpowiednich analiz i obliczeń.

Stanowią one podstawę obliczeń inżynierskich przy wymiarowaniu m.in. obiektów inżynierii drogowej, hydrotechnicznych i melioracyjnych, takich jak mosty, przepusty oraz przelewy budowli piętrzących (Byczkowski 1996).

W przypadku braku danych (stanów wody i pomiarów przepływu) lub gdy ciąg danych pochodzi ze zbyt krótkiego okresu (Banasik i in. 2004), a także przy stale zwiększających się wymaganiach dotyczących ochrony przeciwpowodziowej opracowano wiele metod obliczania przepływów maksymalnych w zlewniach niekontrolowanych. Są to metody pośrednie, o znacznym stopniu niepewności. Należą do nich metody analogii hydrologicznej i metody empiryczne (Banasik i in. 2012). Każda z metod posiada określone zalety i wady, dlatego też należy pamiętać o ich kalibracji w badanej zlewni (Ghasemzadeh 2010).

Do jednej najstarszych metod empirycznych obliczania przepływów maksymalnych należy metoda racjonalna, przedstawiona pierwszy raz przez Kuichlinga w 1889 (Viessman i Lewis 2003). Stosowana jest m. in. w Stanach Zjednoczonych (Hotchkiss i McCallum 1995) oraz Chile (Muñoz i in. 2012) w zlewniach o powierzchni do 260 ha. Przepływ maksymalny zależy od współczynnika odpływu, natężenia deszczu oraz powierzchni zlewni. Zakłada się, że czas trwania i intensywność deszczu jest stała w całej zlewni oraz, że krytyczny czas trwania opadu jest równy lub większy od czasu koncentracji. Popularne jest także stosowanie regionalnych krzywych prawdopodobieństwa do wyznaczenia kwantyli przepływów maksymalnych rocznych (Sui 2005).

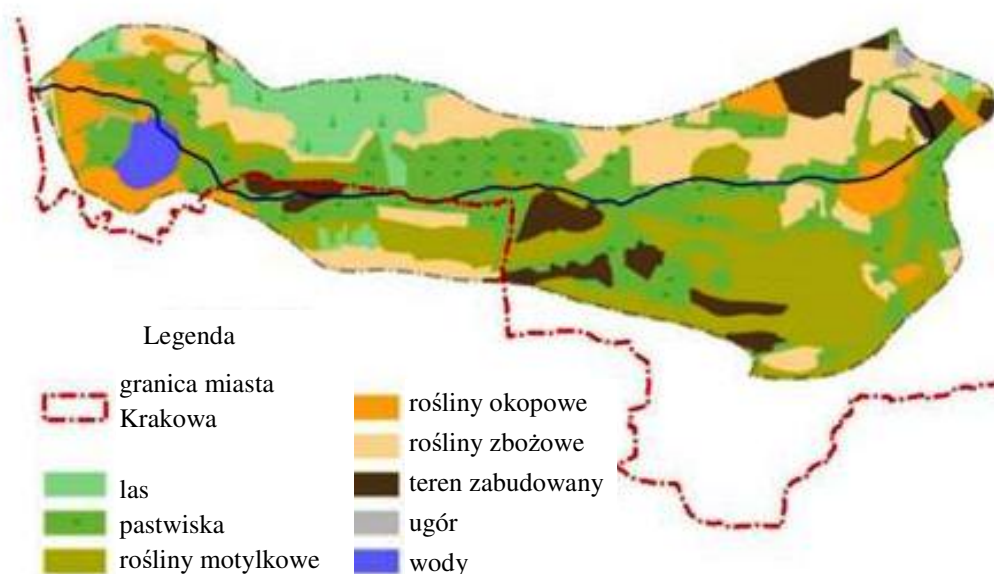
Coraz popularniejsze stają się metody obliczania przepływów maksymalnych wykorzystujące technologię GIS. Programy, takie jak: ArcGIS, HEC-GeoHMS znalazły zastosowanie w Grecji (Yannopoulos i in. 2012) oraz Iranie (Ghasemzadeh 2010). Do określania kształtów hydrogramów hipotetycznych oraz przepływów maksymalnych stosowane są również modele typu opad-odpływ (Amatya i in. 2015, Banasik i in. 2017, Wachulec i in. 2016). W Polsce nie opracowano do tej pory rekomendowanych metod empirycznych do szacowania kwantyli przepływów maksymalnych prawdopodobnych w zlewniach przekształconych antropogenicznie.

Celem artykułu jest ocena możliwości zastosowania wybranych metod obliczania przepływów maksymalnych prawdopodobnych w zlewniach niekontrolowanych z zabudową luźną.

## 2. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Do badań wytypowano dorzecze Sidzinki. Sidzinka jest rzeką II rzędu, uchodzącą do Wisły ujściem w km 158+015 na wysokości 201,90 m n.p.m. Jej dorzecze w przeważającej części znajduje się na terenie gminy miejskiej Kraków (rys. 1).

Powierzchnia dorzecza wynosi 11,796 km<sup>2</sup>, natomiast długość cieków 8,54 km. Źródła Sidzinki znajdują się w południowo-zachodniej części Krakowa, na wysokości 246 m n.p.m. Średni spadek dorzecza wynosi 0,84%. Według podziału Polski na regiony fizjograficzne należy ono do makroregionu Bramy Krakowskiej i mezo-regionu Pomost Krakowski, na terenie Zapadliska Karpackiego. Dorzecze Sidzinki położone jest w obszarze „Tyniec - Węzeł Sidzina”, który został objęty miejskim planem zagospodarowania przestrzennego i tym samym ochroną przeciwpowodziową.



Rys. 1. Użytkowanie w dorzeczu Sidzinki  
Fig. 1. Land cover of the Sidzinka catchment

W podłożu zlewni zalegają osady trzecio- i czwartorzędowe, występujące, jako osady rzeczno-lodowcowe, sypkie oraz spoiste. W dorzeczu występują głównie gleby brunatne i brunatno-oglejne wytworzone z ilów mioceńskich, a w dnie doliny dominują piaski słabogliniaste (Prognoza oddziaływania... 2010). Wg Wosia (1996) badane dorzecze należy do strefy klimatycznej Śląsko-Krakowskiej. Średnia roczna temperatura powietrza waha się pomiędzy 8,1 a 8,5°C, natomiast roczne sumy opadów zmieniają się w granicach od 420 do 900 mm. Pod względem użytkowania dominują tereny rolnicze stanowiące 50% powierzchni dorzecza. Pozostałą część zajmują pastwiska 25%, lasy 16%, tereny zabudowane 7% i wody stojące 2%. W dorzeczu Sidzinki znajdują się urządzenia melioracyjne, które z powodu braku należytej konserwacji nie spełniają swojej roli, co powoduje podtopienia obszarów przyległych w okresach roztopowych i intensywnych opadów.

### 3. METODYKA BADAŃ

Do obliczenia przepływów maksymalnych o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia wybrano: formułę opadową, metodę Walkowicza oraz metodę graficzną SCS.

#### *Formuła opadowa*

Formuła opadowa to metoda zalecana przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy do obliczenia przepływów maksymalnych o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia w naturalnych zlewniach niekontrolowanych o powierzchni do 50 km<sup>2</sup>, których stopień uszczelnienia terenu nie przekracza 10% (Banasik i in. 2017). Przepływ maksymalny obliczano ze wzoru (1):

$$Q_p = f \cdot F_1 \cdot \varphi \cdot H_1 \cdot A \cdot \lambda_p \cdot \delta_j \quad (1)$$

gdzie:

$Q_p$  - przepływ maksymalny roczny o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p$  [m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>],  
 $f$  - bezwymiarowy współczynnik kształtu fali [-],

- $F_I$  - bezwymiarowy maksymalny moduł odpływu ze zlewni [-],  
 $\varphi$  - bezwymiarowy współczynnik odpływu [-],  
 $H_I$  - maksymalny opad dobowy o prawdopodobieństwie 1% [mm],  
 $\lambda_p$  - bezwymiarowy kwantyl rozkładu dla założonego prawdopodobieństwa  $p$  [-],  
 $A$  - powierzchnia zlewni [km<sup>2</sup>],  
 $\delta_j$  - bezwymiarowy współczynnik redukcji jeziornej [-].

Parametry we wzorze (1) zostały określone lub odczytane z odpowiednich tabel i map dla dorzecza Sidzinki (Banasik i in. 2017, Stachý i Fal, 1986).

### **Metoda Walkowicza**

Metoda jest stosowana do obliczania maksymalnych przepływów o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia w zlewniach położonych na wysokości od 200 do 500 m n.p.m., z rocznymi opadami o wysokości 500-700 mm i spadkami podłużnymi zmieniającym się w przedziale od 0,005 do 0,020 (Walkowicz 1973).

Metoda ta jest zalecana do obliczania przepływów maksymalnych w zlewniach o powierzchni od 0,1 do 100 km<sup>2</sup>, ze współczynnikiem kształtu zmieniającym się w granicach od 0,1 do 1,8 i długością cieką mieszczącym się w przedziale od 1 do 25 km. Przepływ maksymalny o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia obliczono z równania:

$$Q_p = q_p^{(b)} \cdot k \cdot \varphi \cdot \lambda \cdot c \cdot A \quad (2)$$

gdzie:

- $Q_p$  - przepływ maksymalny roczny o prawdopodobieństwie  $p$  [m<sup>3</sup> · s<sup>-1</sup>],  
 $q_p^{(b)}$  - spływ jednostkowy ze zlewni [m<sup>3</sup> · s<sup>-1</sup> · km<sup>-2</sup>],  
 $b$  - współczynnik kształtu zlewni,  
 $k$  - współczynnik wpływu kształtu zlewni na przepływ maksymalny [-],  
 $\varphi$  - współczynnik zależny od średniego spadku cieką [-],  
 $\lambda$  - współczynnik zależny od średniego opadu rocznego [-]  
 $c$  - współczynnik odpływu [-],  
 $A$  - powierzchnia zlewni [km<sup>2</sup>].

Spływ jednostkowy w przekroju zamykającym zlewnie jest uzależniony od współczynnika prawdopodobieństwa i długości cieką:

$$\log q_p^{(b)} = \log m_p - 0,4 \log(0,1 L^2) \quad (3)$$

gdzie:

- $m_p$  - współczynnik prawdopodobieństwa [-],  
 $L$  - długość cieką [km].

Współczynnik kształtu zlewni określono ze wzoru:

$$b = \frac{A}{L^2} = \frac{B}{L} \quad (4)$$

W przypadku zlewni o różnym użytkowaniu terenu i zróżnicowanych glebach współczynnik odpływu obliczono z zależności:

$$c = c_{sr} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \cdot c_i}{A} \quad (5)$$

gdzie:

$A_i$  - powierzchnia cząstkowa jednorodna pod względem użytkowania terenu i rodzaju gleb [ $\text{km}^2$ ],

$c_i$  - współczynnik odpływu zależny od pokrycia zlewni i rodzaju gleb [-],

$n$  - liczba powierzchni jednorodnych.

### Metoda graficzna SCS

Metoda stosowana jest do obliczania przepływów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w zlewniach rolniczych i miejskich.

Została ona opracowana na podstawie analizy hydrogramu opartego o procedurę nr TR-55 „Computer Program for Project Formulation-Hydrology” (USDA, 1986). Obliczenia wykonuje się w programie komputerowym Win TR-55. Przepływ maksymalny  $Q_p$  oblicza się ze wzoru:

$$Q_p = 0,0283 q_u \cdot A \cdot H_{ef} \cdot F_p \quad (6)$$

gdzie:

$q_u$  - odpływ jednostkowy [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ ],

$A$  - powierzchnia zlewni [ $\text{km}^2$ ],

$H_{ef}$  - wysokość opadu efektywnego [mm],

$F_p$  - współczynnik spłaszczenia fali związany z występowaniem w zlewni terenów podmokłych [-].

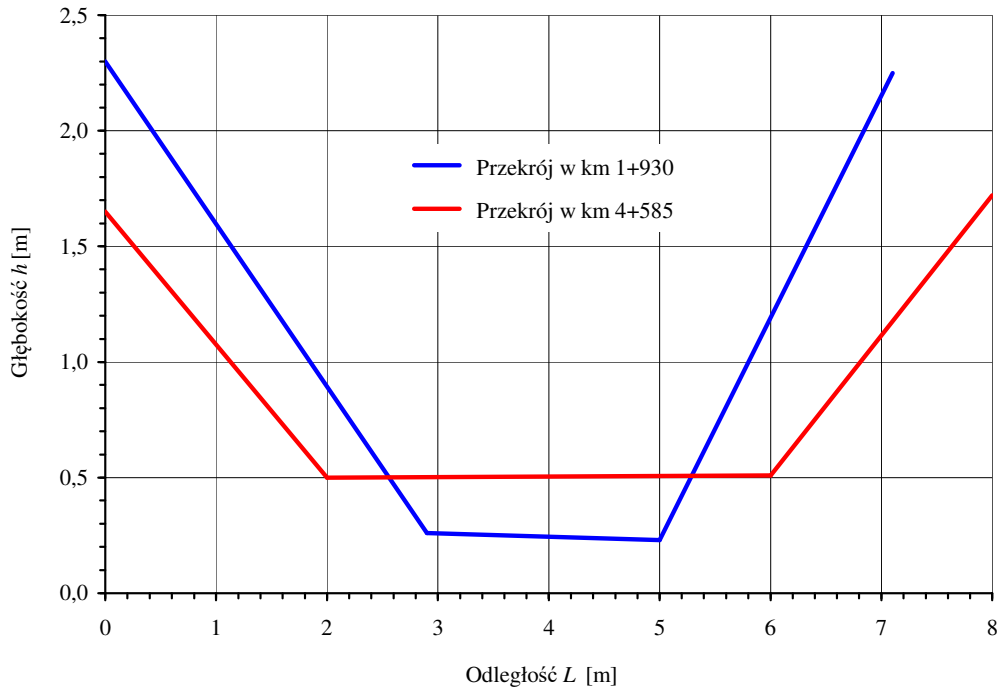
W pierwszym etapie obliczeń określono wysokość opadu efektywnego metodą SCS-CN (Banasik i in. 2017). Na podstawie informacji z bazy *Corine Land Cover* dokonano charakterystyki użytkowania zlewni. Wykorzystując mapy glebowe Instytutu Upraw i Nawożenia w Puławach określono gatunki gleb, a następnie przypisano je do odpowiedniej kategorii SCS. Przyjęto do obliczeń normalny poziom uwilgotnienia w zlewni. W metodzie graficznej SCS czas koncentracji spływu podzielony został na trzy etapy: spływ stokowy, skoncentrowany oraz przepływ w korycie.

Wszystkie składowe czasu koncentracji bazują na równaniu prędkości przepływu w kanale otwartym, obliczone wzorem Manninga dla ruchu ustalonego (USDA 1986). W korycie oraz dolinie rzeki Sidzinka do wyznaczenia czasu koncentracji, wykonano pomiary geodezyjne przekrojów poprzecznych oraz określono współczynnik szorstkości, co umożliwiło obliczenie pola powierzchni przekroju czynnego i obwodu zwilżonego przy maksymalnym napełnieniu przekroju poprzecznego (rys. 2 i 3). Szczegółowy opis metodyki wyznaczenia czasu koncentracji wg metody graficznej SCS znajduje się w pracy (Wałęga i in. 2013).

Odpływ jednostkowy  $q_u$  obliczono przyjmując hietogram opadu określony typem II (Ponce 1989), a także wykorzystując obliczony czas koncentracji  $t_c$  i wartość współczynnika  $I_a/P$  (USDA 1986). Opad  $P$  dla zadanych prawdopodobieństw przewyższenia określono metodą Bogdanowicz i Stachy (1998), natomiast straty początkowe  $I_a$  przyjęto równe  $0,20 S$ , gdzie  $S$  jest maksymalną potencjalną retencją zlewni wg SCS.

Po analizie przyjęto parametr  $F_p = 0,72$ , który odpowiada zlewniom, w których udział terenów podmokłych nie przekracza 5% (USDA 1986). Wysokości opadu maksymalnego rocznego obliczono dla prawdopodobieństwa przewyższenia  $p = 50, 20, 10, 2$  i 1%. W końcowym etapie obliczono kwantyle przepływów maksymalnych ze wzoru (6).

W przypadku pozostałych metod dodatkowo obliczono dodatkowo przepływy maksymalne o prawdopodobieństwie  $p = 0,5$  i 0,1%.



Rys. 2. Przykładowe przekroje poprzeczne rzeki Sidzinki  
Fig. 2. Cross sections in the Sidzinka River



Km 1+930  
Kanał ziemny umocniony, prosty o stałym przekroju, na brzegach roślinność niska.



Km 4+585  
Kanał ziemny nieumocniony, nieumocniony o zmiennym przekroju, z gęstą trawą i wodorostami.

Rys. 3. Opis przekrojów  
Fig. 3. Cross section descriptions

## 4. WYNIKI I DYSKUSJA

Zgodnie z metodą graficzną SCS obliczono opad maksymalny dla prawdopodobieństw przewyższenia  $p = 1, 2, 10, 20$  i  $50\%$  oraz czasu trwania  $t$  równemu  $24h$ . W tabelicy 1 zestawiono wartości maksymalnych prawdopodobnych przepływów dorzecza Sidzinki.



Tablica 1

Zestawienie wyników obliczeń  $Q_p$  w dorzeczu Sidzinki

Table 1

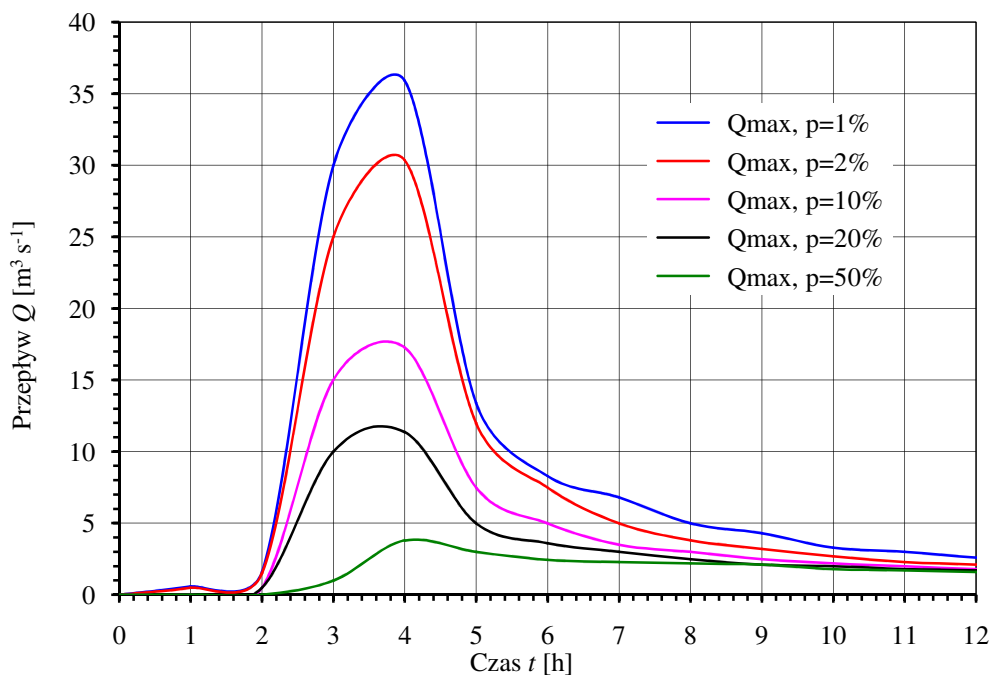
Comparison of the maximum peak flows  $Q_{max}$  for the Sidzinka River catchment

Metoda	Prawdopodobieństwo $p$ [%]							
	50	20	10	5	2	1	0,5	0,1
Formuła opadowa	1,37	3,33	4,95	6,64	8,91	10,64	12,49	16,65
Metoda Walkowicz	-	-	7,63	9,66	12,46	14,78	17,29	23,48
Metoda graficzna SCS	3,80	11,37	17,26	-	30,35	35,91	-	-

Wyniki obliczeń wskazują dość duże zróżnicowanie wartości przepływów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia. Spośród trzech metod największe wartości otrzymano stosując metodę graficzną SCS, najniższe natomiast z formuły opadowej. Najmniejsze różnice otrzymano dla prawdopodobieństwa  $p = 50\%$ . Wraz ze wzrostem prawdopodobieństwa wzrastają różnice w przepływach. Największe rozbieżności pojawiają się już od prawdopodobieństwa  $p = 20\%$ . Dla  $p = 1,0\%$  i  $2,0\%$  przepływ uzyskany metodą graficzną SCS jest ponad dwukrotnie wyższy niż z formuły opadowej oraz około 1,5 krotnie wyższy niż otrzymany ze wzoru Walkowicza. Dorzecze Sidzinki jest niekontrolowane, więc trudno odnieść uzyskane wyniki do wartości obliczonych na podstawie danych pomiarowych. Chcąc porównać otrzymane wyniki z uzyskanymi innymi metodami, skorzystano z wariantu (Koncepcja..., 2011), w których przepływ maksymalny został obliczony modelem Nasha. Wartość przepływu  $Q_p$  dla prawdopodobieństwa  $p = 1\%$  wyniosła  $11,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Wynik ten jest najbardziej zbliżony do wartości otrzymanej z formuły opadowej. Może to sugerować, że stosowanie formuły opadowej jest właściwe. Mimo, że wartości  $Q_p$  uzyskane z metody Walkowicza i formuły opadowej są zbliżone do siebie, to jednak obie te metody nie są odpowiednie do stosowania w zlewniach, gdzie występuje uszczelnienie powyżej  $5\%$  powierzchni zlewni (dorzecza). We wzorze Walkowicza uwzględniono głównie geometryczne cechy zlewni, opad, topografię i przepuszczalność gleb. Niestety nie występuje w nim żaden czynnik, który charakteryzowałby zabudowę. Metoda Walkowicza została opublikowana w roku 1973 (Walkowicz 1973) należy zatem poddać weryfikacji współczynniki prawdopodobieństwa we wzorze (3). W formule opadowej jest podawana szorstkość powierzchni przy hydromorfologicznej charakterystyce odpływu, lecz formy użytkowania w tej metodzie są podane bardzo ogólnikowo. Najlepiej charakter zlewni zurbanizowanych opisuje metoda graficzna SCS. Uwzględnia ona bardzo szczegółowo pokrycie terenu, które w efekcie pozwala na obliczenie wysokości warstwy odpływu bezpośredniego za pomocą metody SCS-CN. W dorzeczu Sidzinki średni ważony parametr CN wynosi 75,6. Istotnym problemem przy stosowaniu tej metody jest przyjmowanie wartości parametru CN w oparciu o oryginalne tablice opracowane przez SCS (Banasik i Woodward 2010, Krzanowski i in. 2013). Na wynik obliczeń wpływa czas koncentracji, który determinuje wielkość przepływu kulminacyjnego. Zastosowana metoda obliczenia czasu koncentracji bazująca na modelu fali kinematycznej jest powszechnie akceptowana w obliczeniach hydrologicznych jako poprawna pod względem fizycznym i dająca najbardziej zbliżone wyniki do wartości obserwowanych (Grimaldi i in. 2012). Na podstawie przeprowadzonych obliczeń metodą graficzną SCS, czas koncentracji wyniósł 1,99 h. W celu poprawnego opisu procesu spływu powierzchniowego w zlewni zurbanizowanej w metodzie graficznej SCS, wątpliwości może budzić przyjęcie kształtu hietogramu

opadu. Aby można było zweryfikować tą metodę w warunkach Polskich należałoby w pierwszej kolejności określić hietogramy projektowe opadów. Ostatnim czynnikiem, który może wpłynąć na końcowy wynik obliczeń jest wartość parametru  $F_p$ . W pracy przyjęto  $F_p = 0,72$ , ze względu na niewielki udział terenów podmokłych i znajdujących się pod wodami. Należy podjąć badania nad opracowaniem podobnej procedury lub dostosowania obecnej do szacowania wartości  $Q_p$  w zlewniach zurbanizowanych na potrzeby projektowania małych budowli hydrotechnicznych.

Hydrogramy odpływu obliczone metodą graficzną SCS dla przepływów kulminacyjnych o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia pokazano na rys. 4.



Rys. 4. Hydrogram odpływu ze zlewni rzeki Sidzinki

Fig. 4. Hydrograph for the Sidzinka River catchment

## 5. WNIOSKI

W niekontrolowanym dorzeczu Sidzinki porównano trzy metody obliczenia przepływów maksymalnych o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia: formułę opadową, metodą Walkowicza i graficzną SCS. Sformułowano następujące wnioski:

1. Najwyższe wartości przepływów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia uzyskano z metody graficznej SCS, a najniższe z formuły opadowej.
2. Z uwagi na to, że wzory Walkowicza zostały opracowane na podstawie danych hydrometrycznych pochodzących z pierwszej połowy XX w. Należy stosować tę metodę z dużą ostrożnością. Przy obliczaniu przepływów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w zlewniach zurbanizowanych jedynym parametrem charakteryzującym stopień uszczelnienia zlewni jest współczynnik odpływu.
3. Zastosowanie metody graficznej SCS do obliczania maksymalnych przepływów o zadanym prawdopodobieństwie przewyższenia w zlewniach zurbanizowanych

w Polsce nie jest w pełni uzasadnione merytorycznie. Warto jednak zwrócić uwagę na wymagane w tej metodzie szczegółowe informacje dotyczące charakterystyki zlewni. Należy, bazując na doświadczeniach zagranicznych, opracować podobną metodykę obliczania przepływów maksymalnych rocznych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w małych zurbanizowanych zlewniach niekontrolowanych.

## BIBLIOGRAFIA

- Amatya D.M., Cupak A., Wałęga A., 2015. Influence of time of concentration on variation of runoff from a small urbanized watershed. *Geomatics, Landmanagement and Landscape* 2, s.7-19.
- Banasik K., Byczkowski A., Gładcki J., 2004. Przepływy maksymalne prawdopodobne dla małej rzeki nizinnej-porównanie metod. *Przegląd naukowy, Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, s. 14-20.
- Banasik K., Woodward D., 2010. Empirical determination of runoff Curve Number for small agricultural watershed in Poland, 2<sup>nd</sup> Joint Federal Interagency Conference, Las Vegas, NV, June 27-July, 2010.
- Banasik K., Byczkowski A., Hejduk L., Gładcki J., 2012. Obliczanie przepływów maksymalnych rocznych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w małej zlewni z zastosowaniem metod statystycznych oraz metod pośrednich. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 12(3), s. 17-26.
- Banasik K., Wałęga A., Węglarczyk S., Więzik B., 2017. Aktualizacja metodyki obliczania przepływów i opadów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych oraz identyfikacji modeli transformacji opadu w odpływ. Stowarzyszenie Hydrologów Polskich. Praca wykonana na zlecenie KZGW, Warszawa.
- Bogdanowicz E., Stachy J., 1998. Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe. Materiały badawcze. Seria: Hydrologia i Oceanologia, nr 23, Warszawa: Wydawnictwo IMGW.
- Byczkowski A., 1996. Hydrologia, tom 2, Warszawa: Wydawnictwo SGGW.
- Ghasemzadeh M., 2010. Estimation of Peak Flow and Volume of Flood in Ungauged Basins Through Watershed Modeling by Combination of ArcGIS, HEC-GeoHMS and HEC-HMS. 8th International river engineering Conference, Ahvaz.
- Grimaldi, S.; Petroselli, A.; Tauro, F.; Porfiri, M., 2012. Time of concentration: a paradox in modern hydrology. *Hydrological Sciences Journal*, 57 (2), s. 217-228.
- Hotchkiss R., McCallum B.E., 1995. Peak Discharge for small agricultural watersheds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121 (1), s. 36-48.
- Koncepcja odwodnienia i poprawy bezpieczeństwa powodziowego miasta Krakowa, 2011. MGGP S.A. w Tarnowie.
- Krzanowski S., Miler A., Wałęga A., 2013. Wpływ warunków wilgotnościowych na estymację wartości parametru CN w zlewni górskiej. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, Wydawnictwo PAN, Nr 3/IV/2013, s. 105-117.
- Li T., Guo S., Chen L., Guo J., 2013. Bivariate flood frequency analysis with historical information based on copula. *J. Hydrol. Engineer.*, 18, s. 1018-1030.
- Muñoz E., Arumi J.L., Vergas J., 2012. A design peak flow estimation method for medium- large and date-scare watersheds with frontal rainfall. *Journal of American Water Resources Association*, vol.48, 3, s. 449-458.
- Ponce, V. M., 1989. *Engineering Hydrology: Principles and Practices*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Prognoza oddziaływania na środowisko do projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego obszaru „Kliny- Zachód II” w Krakowie 2010. MGGP S.A., Tarnów, Kraków.
- Serinardi, F., Grimaldi, S., 2011. Synthetic design hydrographs based on distribution functions with finite support. *J. Hydrol. Engineer.*, 16, s. 434-446.
- Stachy J., Fal B., 1986. Zasady obliczania maksymalnych przepływów prawdopodobnych. *Prace Instytutu Badania Dróg i Mostów*, nr 3-4, s. 91-149.
- Sui J., 2005. Estimation of design flood hydrograph for an ungauged watershed. *Water Resources Management* 19, s. 813-830.
- USDA. 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Tech. Release No. 55. United States Department of Agriculture (USDA), Soil Conservation Service, Washington, D.C., USA.
- Viessman W., Lewis G. L., 2003, *Introduction to Hydrology*, Fifth Edition, Prentice Hall, New York.

- Wachulec, K., Wałęga, A., Młyński, D., 2016. Wpływ czasu koncentracji i charakterystyk opadu na kształtowanie się hydrogramu odpływu w małej zlewni niekontrolowanej. *Przegląd Naukowy Inżynierii i Kształtowanie Środowiska*, 25 (1), s.72-82.
- Walkowicz J., 1973. Wzór na wielkie wody o określonym prawdopodobieństwie pojawiania się w małych zlewniach podgórszych. *Gospodarka Wodna*, s. 45-49.
- Wałęga A, Cupak A., Michalec B., Wachulec K., 2013. Wpływ parametrów fizyczno- geograficznych zlewni i charakterystyk opadu na czas koncentracji odpływu. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, t. XXX, z. 60 (3/13), s. 143-160.
- Woś A., 1996. *Zarys klimatu Polski*, wydanie III. Poznań: Wydawnictwo Naukowe UAM.
- Yannopoulos S., Eleftheriadou E., Tzivani E., Giannopoulou I., 2012. Estimation of peak discharge in small ungauged watershed based on IDF Curves and Synthetic Unit Hydrographs. *Protection and Restoration of the environment XI, Water resources management*, s. 156-165.

**Izabela CHLOST, Roman CIEŚLIŃSKI, Ewa KOMKOWSKA**

Uniwersytet Gdański  
Wydział Oceanografii i Geografii, Instytut Geografii

**KSZTAŁTOWANIE SIĘ ODPLYWU W ZLEWNI  
MŁODOGLACJALNEJ W ZRÓŻNICOWANYCH  
WARUNKACH HYDROMETEOROLOGICZNYCH**

**SHAPE OF THE OUTFLOW IN THE YOUNG GLACIAL  
CATCHMENT IN DIFFERENT HYDROMETEOROLOGICAL  
CONDITIONS**

**Abstract**

The subject of the research is the postglacial area that is represented by the Zbrzyca River basin. The boundary of the drainage basin covers the area of the Charzykowska Plain, which was built from a sandstone cover for the most part. The catchment features include a large lake area, forest cover and a significant share of areas that have no surface runoff (absorbent and evapotranspiration drainage areas), which results in a balanced outflow of the River throughout the year. The purpose of the work was to determine the cause-and-effect relationships between the thermal and pluvial conditions and the size of the outflow from the catchment, taking into account the outflow *via* the underground. The research results indicate a large share of the underground form of a power supply in the total inflow. At the same time, a gradual depletion of the water resources in the River basin was observed.

**Key words:** outflow, precipitation, water balance, postglacial catchment, Zbrzyca

**1. WSTĘP**

Badania nad kształtowaniem się odpływu mogą być przydatne w różnych dziedzinach życia i funkcjonowania człowieka, jednak najbardziej praktyczne wykorzystanie wydaje się dotyczyć kwestii powodzi i określenia zasobów wodnych (Onuchin i in. 2006). W warunkach środowiska przyrodniczego obszarów młodoglacjalnych,

odpływ rzeczny warunkowany jest czynnikami meteorologicznymi, budową geologiczną i rzeźbą terenu. Czynniki te odpowiadają za wykształcenie i organizację indywidualnych cech sieci hydrograficznej (Drwal 1982), które wpływają na rozwój stosunków wodnych, a te decydują o mechanizmach cyrkulacji wody w zlewni.

Łatwa przepuszczalność utworów powierzchniowych na terenach plejstocénskiej akumulacji lodowcowej i wód glacialnych sprawia, że większość opadów docierających do powierzchni ziemi wsiąka i zasila ciek drogą podziemną. Duże zasilanie podziemne oraz występowanie jezior wzdłuż cieku i w jego zlewni, determinuje stały i wyrównany odpływ potamiczny w ciągu roku. Ponadto obszary te cechują się znacznymi zasobami wodnymi, szacowanymi na  $8-10 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  na Pojezierzu Mazurskim i  $> 10 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  na Pojezierzu Pomorskim (Jokiel 2004), podczas gdy dla obszaru Polski wynosi on niespełna  $5,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ .

Problematyka badań hydrologicznych w prezentowanej pracy, opiera się wobec tego na zbadaniu wielkości odpływu rzecznoego w latach o zróżnicowanych warunkach hydrometeorologicznych oraz określeniu jego struktury i zmienności czasowej na obszarze, którego budowa charakteryzuje się młodą rzeźbą glacialną. Do realizacji postawionego celu wybrano zlewnię Zbrzycy.

## 2. METODY

Badania przeprowadzono w oparciu o prace kameralne. Materiał źródłowy stanowiły dane pomiarowe z monitoringu Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Oddział Gdynia, które obejmowały lata hydrologiczne 2001-2012. Dokonano interpretacji danych hydrometrycznych (dobowe wartości stanów wody, natężenie przepływu oraz roczne wartości chwilowych ekstremów stanów wody i przepływów) z profilu Swornegacie, zamykającego zlewnię Zbrzycy oraz meteorologicznych (dane dobowej wartości opadu atmosferycznego, temperatury powietrza oraz wilgotności względnej) ze stacji reprezentatywnej dla badanego obszaru w Chojnicach.

Do wytypowania lat o zróżnicowanych warunkach hydrometeorologicznych posłużono się analizą wielkości opadu atmosferycznego, jako głównego składnika obiegu wody (Oki, Kanae 2006; Thakur i in. 2012). W tym celu wykorzystano klasyfikację opadową według Kaczorowskiej (1962). Na jej podstawie w wieloleciu 2001-2012 w układzie lat hydrologicznych, wytypowano lata skrajne: rok 2003 jako bardzo suchy i 2007 – bardzo wilgotny, w których odchylenie od wartości opadu przeciętnego kształtowało się na poziomie 26-50% stosownie in minus lub in plus. Za rok reprezentatywny dla całego badanego okresu uznano 2012, odpowiadający warunkom o przeciętnych (normalnych) stosunkach opadowych. Pozostałe lata również przyporządkowano do właściwej grupy wilgotnościowej. I tak, według przyjętego kryterium, lata 2005, 2006, 2009 uznano za suche, 2001, 2002, 2010 za wilgotne, a 2004, 2008 i 2001 sklasyfikowano jako normalne. Z kolei do obliczeń parowania terenowego wybrano metodę Konstantinowa, przystosowaną przez K. Dębskiego (1963) do warunków panujących w Polsce.

Zmienność w czasie przepływów rzeki Zbrzycy, a w konsekwencji typ ustroju hydrologicznego rzeki, jak też miary odpływu, zostały określone z przebiegu dobowych oraz średnich miesięcznych wartości przepływu. Problem oceny struktury i wielkości odpływu drogą powierzchniową i podziemną, rozwiązano stosując rozdział hydrogramu metodą ścięcia fali wezbraniowej (Chełmicki 2003), przy czym przyjęto uproszczenie, iż zasilanie podpowierzchniowe jest składową powierzchniowej fazy zasilania cieku. Ponadto wyznaczono wielkość odpływu bazowego, jako najbardziej trwałej, pochodzącej z głębokich horyzontów wodonośnych formy od-

plywu podziemnego. Do tego celu wykorzystano metodę Wundta, która przyjmuje jako wartość graniczną odpływu bazowego, przepływ z wielolecia równy SNQ. Uzyskane dane pozwoliły na zbilansowanie zasobów wodnych rzeki Zbrzycy.

### 3. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Geneza obszaru związana jest z efektem oddziaływania zlodowacenia wisły i wód roztopowych w okresie jego recesji (Augustowski 1979). W krajobrazie zlewni dominują dwie jednostki geomorfologiczne: rozległa powierzchnia sandrowa i pagórki moren czołowych (Kacprzak, Lisicki 2007; Kreczko, Kordalski 2002). Ukształtowanie powierzchni jest zróżnicowane i obniża się w kierunku południowym. Deniwelacje dochodzą do 100 m n.p.m. Duży udział piasków i żwirów sandrowych w litologii utworów powierzchniowych powoduje, że prawie 70% powierzchni zlewni zajmują grunty o średniej przepuszczalności. Północno-zachodnia i południowo-wschodnia część zlewni charakteryzuje się słabą przepuszczalnością. W dolinach rzek i w sąsiedztwie jezior występują obszary o przepuszczalności zmiennej. Zlewnia Zbrzycy położona jest na obszarze o charakterze leśnym. Wskaźnik lesistości wynosi 68%.

Zbrzyca należy do systemu hydrograficznego południowego skłonu Pojezierza Pomorskiego. Zgodnie z Atlasem Podziału Hydrograficznego Polski (Czarnecka 2005), tworzy ona zlewnię III rzędu. Jej wody łączą się bezpośrednio z Brdą, ta natomiast zasila wody Wisły. Zlewnia Zbrzycy zajmuje powierzchnię 446,2 km<sup>2</sup> i stanowi niecałe 10% powierzchni Brdy (4627,2 km<sup>2</sup>) (Jastrzębski, Woźny 2007). Cechuje się dobrze rozwiniętą siecią rzeczna z dużą ilością obiektów hydrograficznych (Przewoźniak, Winiarski 2003). Odpływ jednostkowy Zbrzycy szacuje się na 10 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup> (Jutrowska 2007).

Sieć hydrograficzna Zbrzycy tworzy system rzeczno-jeziorny. Składa się on z jezior oraz cieków połączonych w jeden spójny system drenażu (Bajkiewicz-Grabowska 2007) (rys. 1). Gęstość sieci rzecznej w jej zlewni wynosi 1,1 km·km<sup>-2</sup>, a jej układ nawiązuje do ciągu rynien polodowcowych o przebiegu południkowym i równoleżnikowym (Nowicka 2003). Stąd rzeka często zmienia kierunek biegu. Obszary areiczne, pozbawione stałego odpływu powierzchniowego zajmują 44% powierzchni zlewni. Z tej wartości 26% (ok. 115 km<sup>2</sup>) stanowią obszary noszące cechy całkowitej bezodpływowości (ewapotranspiracyjne), a 18% (ok. 82 km<sup>2</sup>) to obszary bezodpływowe chłonne, wykształcone na podłożu podatnym na infiltrację.

Lokalizacja jezior związana jest z przeszłością geologiczną obszaru i koncentruje się w rynnach subglacjalnych. W granicach zlewni znajduje się 14 jezior o powierzchni ponad 50 ha, a wskaźnik jeziorności sięga 6%. Rzeka bierze początek z jeziora Duży Zbełk, następnie przepływa przez 11 kolejnych jezior, z których największe to Somińskie (433 ha) i Kruszyńskie (468 ha). Zlewnia zdominowana jest liczebnie przez zbiorniki o genezie wytopiskowej, których powierzchnia nie przekracza 1 ha.

Badany obszar jest w nieznacznym stopniu przekształcony przez człowieka. Strefa objęta melioracjami występuje wzdłuż południowych i zachodnich brzegów Jeziora Somińskiego, lokalnie w dolinie Zbrzycy (Przewoźniak, Winiarski 2003). Na terenie zlewni Zbrzycy znajduje się kilka zbiorników pełniących funkcję stawów hodowlanych. Największe z nich znajdują się na południe od jeziora Leśno Dolne i na północ od jeziora Leśno Górne oraz w dolinie Kulawy i na dopływie Zbrzycy - Kłonecznica (Nowicka 2003).





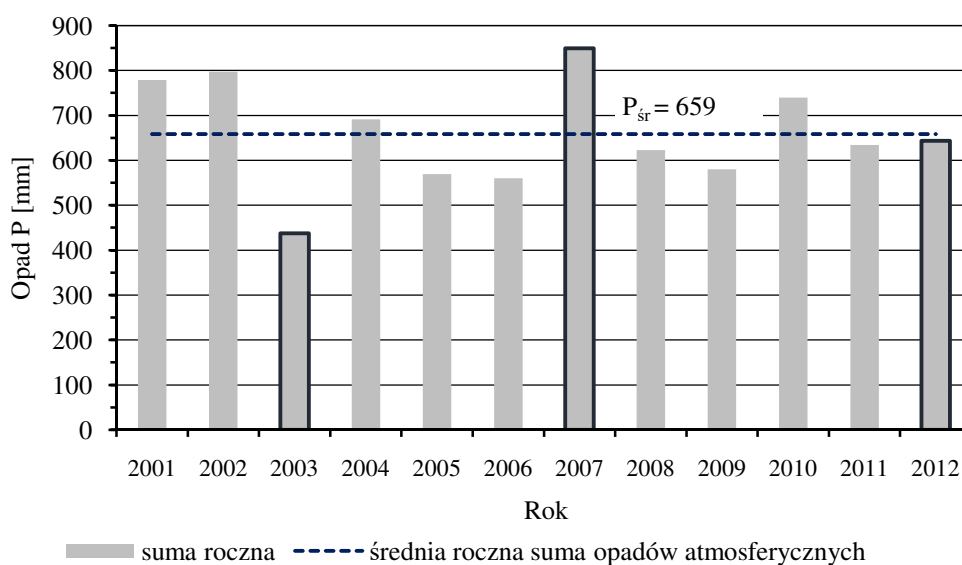
System krążenia wód podziemnych związany jest z budową geologiczną i ukształtowaniem terenu. Wiodące obszary zasilania stanowią strefy garbu pojeziernego w północnej części zlewni, gdzie kształtują się główne strumienie alimentujące poziomy wodonośne. Lokalny drenaż zachodzi w rynnach subglacjalnych, gdzie rolę tranzytową spełnia dolina Zbrzycy i jej dopływów. Generalny odpływ wód podziemnych odbywa się jednak w kierunku południowo-wschodnim, ku dolinie Wisły (Lidzbarski i in. 2007).

## 4. WYNIKI I DYSKUSJA

### 4.1. Opad atmosferyczny i parowanie

Równina Charzykowska, której fragment tworzy zlewnia Zbrzycy, jest osłonięta przed napływem wilgotnych mas powietrza z zachodu i północno-zachodu, w efekcie czego, obszar znajduje się w cieniu opadowym Pojezierza Pomorskiego (Trapp 2007). Zjawisko to sprawia, że postępek w Chojnicach cechują niższe sumy opadów niż w pozostałej części Pojezierza i Polski północno-zachodniej. Średnia suma wieloletnia (1971-2000), szacowana jest tu na 550 mm (www.kzgw.pl), podczas gdy dla całego Pojezierza wynosi przeciętnie 600 mm (Jaworska i in. 2008). Uśredniona wartość zasilania atmosferycznego w okresie 2001-2012, była zdecydowanie wyższa od przeciętnej i wyniosła 659 mm. W latach charakterystycznych, kształtowała się od 438 mm w roku suchym (2003) do 850 mm w roku wilgotnym (2007). W roku przeciętnym (2012), odnotowano sumę o 15 mm niższą od wartości średniej.

W cyklu rocznym warunki pluwiometryczne były zróżnicowane (rys. 2). W półroczu ciepłym notowano z reguły wyższe o ok. 180 mm wartości opadów, wynoszące 64% sumy rocznej, podczas gdy w półroczu chłodnym stanowiły one odpowiednio 36%. Najwyższe miesięczne sumy opadu atmosferycznego występowały latem w lipcu i sierpniu, gdy ich wartość przekraczała 90 mm. Stosunkowo wysokie sumy opadu rejestrowano również w maju i czerwcu. Najniższe wartości przypadały na okres od lutego do kwietnia. Ich suma mieściła się w przedziale 30-40 mm.



Rys. 2. Średnie miesięczne wartości opadu atmosferycznego w Chojnicach w wieloleciu 2001-2012  
Fig. 2. Average monthly precipitation values in Chojnice in the years 2001-2012

Rozkład opadów w latach charakterystycznych był także nierównomierny. Świadczy o tym zmienność współczynnika opadów miesięcznych, dla którego wartość  $> 1$  oznaczała nadmiar opadów, a wartość  $< 1$  – deficyt. W roku suchym (2003) wystąpił tylko jeden miesiąc deszczowy – lipiec (tablica 1). Rok 2007, jako bardzo wilgotny, charakteryzował się 6 miesiącami deszczowymi z przewagą w półroczu ciepłym, natomiast w roku 2012 (normalnym) 4 miesiące zaliczono do wilgotnych (tablica 1).

Tablica 1  
Współczynnik opadów miesięcznych w latach hydrologicznych 2003, 2007 i 2012

Table 1

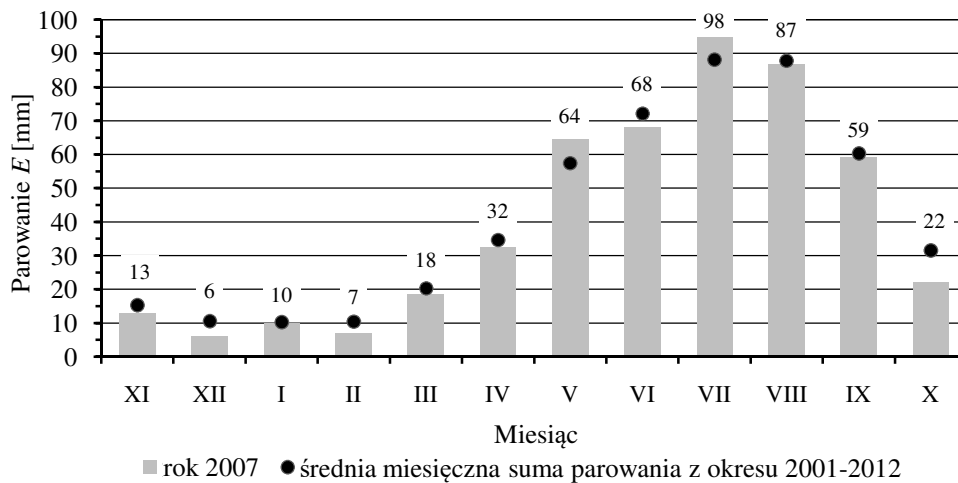
Rate of monthly precipitation in the hydrological years 2003, 2007 and 2012

Rok	Miesiąc					
	XI	XII	I	II	III	IV
2003	0,7	0,2	0,8	0,1	0,5	0,5
2007	0,9	0,7	2,5	0,7	0,7	0,5
2012	0,1	1,0	1,2	0,6	0,3	0,6
	V	VI	VII	VIII	IX	X
2003	0,8	0,7	2,2	0,5	0,3	0,7
2007	2,1	2,2	2,1	1,2	1,4	0,4
2012	0,4	2,2	2,4	1,7	0,6	0,7

Średnia roczna suma parowania terenowego w latach hydrologicznych 2001-2012 osiągnęła wartość 499 mm. Najwyższe straty wody, o wysokości niemal 540 mm (539 mm) odnotowano w 2002 roku, natomiast najniższymi odznaczały się lata 2008 i 2010. Wówczas suma parowania układała się poniżej 470 mm. Wynika stąd, że ekstremalne wartości tego elementu bilansu nie korelowały pozytywnie ze skrajnymi sumami opadów rocznych w latach 2003 (485 mm) i 2007 (533 mm). Podobny brak związku stwierdzono z sytuacją termiczną, ponieważ najwyższą średnią roczną temperaturę odnotowano w roku wilgotnym 2007 (9,3°C), a najniższą w roku suchym 2003 (6,9°C). Z kolei wielkość strat w roku przeciętnym (2012), kształtowała się na poziomie 509 mm.

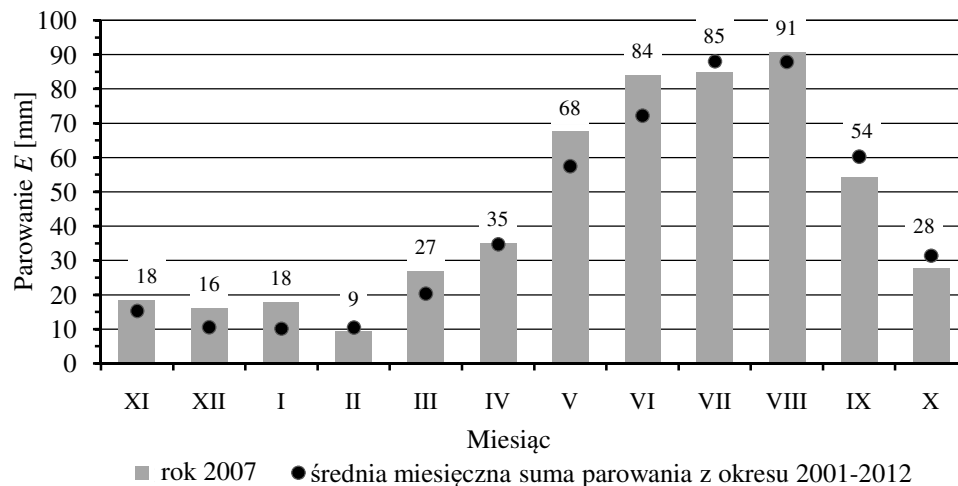
W sekwencji rocznej, największe zróżnicowanie miesięcznych sum parowania zaobserwowano w okresie ciepłej pory roku, począwszy od kwietnia do października. Największe wartości strat przypadają na okres od maja do sierpnia ( $> 60$  mm), z maksimum w lipcu i sierpniu ( $> 90$  mm). W roku bardzo suchym 2003, jedynie maj i lipiec charakteryzowały się wyższymi wartościami parowania od średnich sum z wielolecia, natomiast w roku bardzo wilgotnym, odnotowano 7 takich przypadków. Były to miesiące zarówno chłodnej pory roku (listopad, grudzień, styczeń, marzec) jak też ciepłej (maj, czerwiec i sierpień) (rys. 3 i 4).

Zestawienie składowych atmosferycznej fazy obiegu wody (różnicy między wielkością opadu a parowaniem), umożliwiło oszacowanie klimatycznego bilansu zlewni Zbrzycy. Jego wartość jest istotnym wskaźnikiem wpływającym na stosunki wodne danego obszaru (Soczyńska 1997), gdyż deficyt lub nadwyżka warunkuje wielkość odpływu, ilość retencjonowanej wody oraz pośrednio wpływa na generowanie powodzi bądź okresów posusznych (Kossakowska-Cezak, Bajkiewicz-Grabowska 2009).



Rys. 3. Wielkość parowania w roku bardzo suchym (2003)

Fig. 3. Evaporation rate in a very dry year (2003)



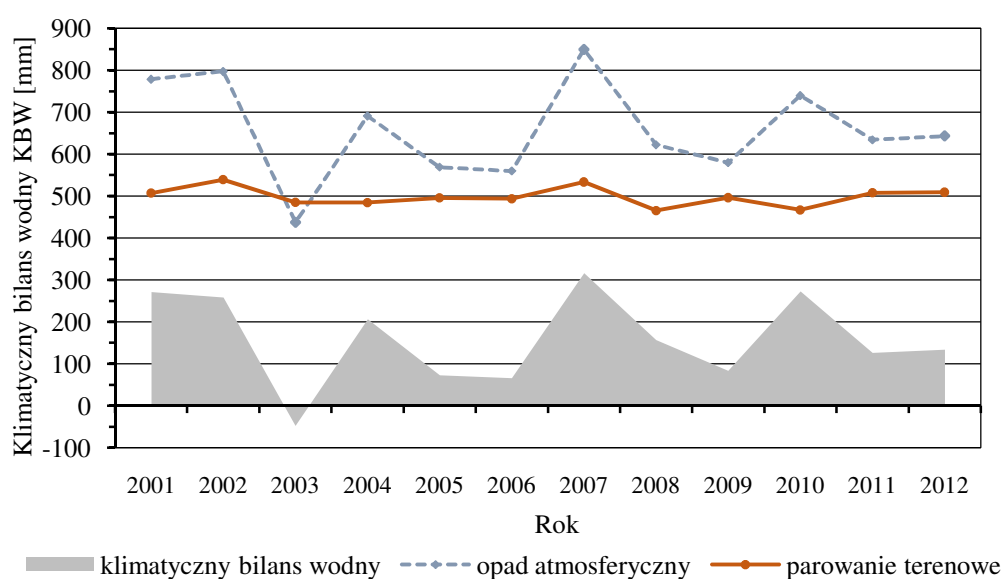
Rys. 4. Wielkość parowania w roku bardzo wilgotnym (2007)

Fig. 4. Evaporation rate in a very humid year (2007)

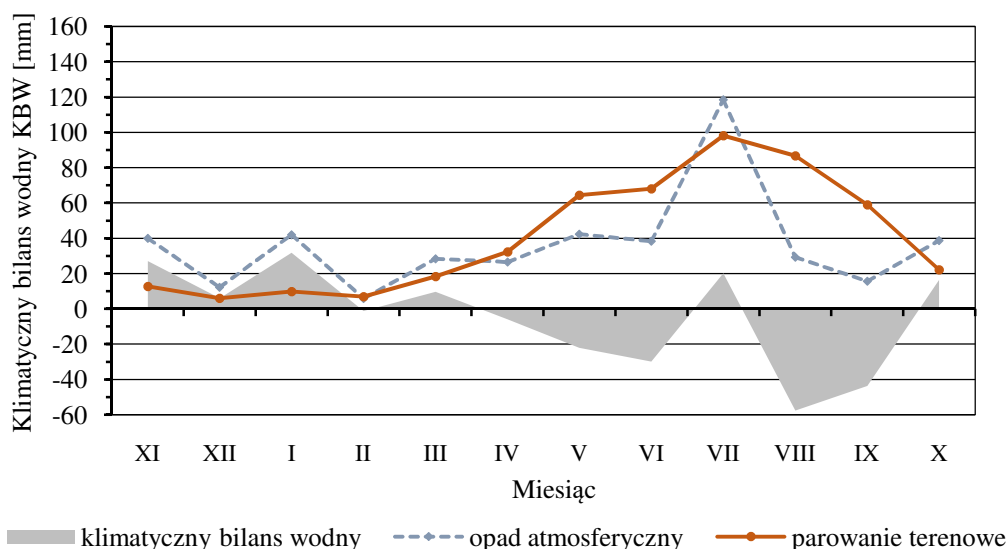
W analizowanym okresie lat hydrologicznych 2001-2012, klimatyczny bilans wodny był zróżnicowany. Na rys. 5 przedstawiono zależność jego wartości od zmienności warunków opadowych w danym roku. We wszystkich latach, poza rokiem 2003, stwierdzono nadwyżkę opadów nad parowaniem. Najwyższą wartością, klimatyczny bilans wodny wyróżnił się w roku bardzo wilgotnym (2007), wykraczając poza 300 mm. Nieco niższe, ale również dodatnie wartości zanotowano w latach wilgotnych (2001, 2002, 2010), które oscylowały w granicach 250-300 mm, normalnych (2004, 2008, 2011, 2012) z sumą wahającą się od 100 do 200 mm oraz suchych (2005, 2006, 2009), osiągając wartość poniżej 100 mm. Rok bardzo suchy (2003), jako jedyny cechował się ujemną wartością bilansu klimatycznego, uzyskując -47,4 mm deficytu.

W ujęciu miesięcznym, niedobór wody w zlewni jest cechą właściwą dla okresu wegetacyjnego (IV-IX), ze względu na wysokie temperatury powietrza i ewapotranspirację. Obszar badań (Równina Charzykowska), znajduje się w strefie deficytu opadów letnich rzędu -130 mm, przy czym uśrednione maksimum przypada na maj

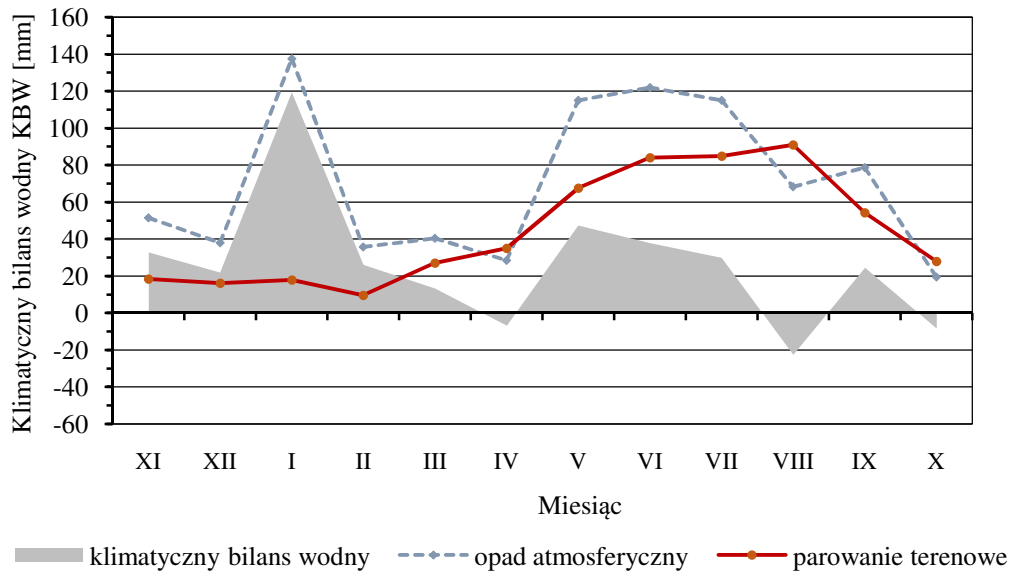
(-35 mm) (Kołodziej 2008). W okresie badawczym 2001-2012, wartości te znalazły potwierdzenie. Najczęściej, niedostateczne zasilanie pluwialne występowało w kwietniu, czerwcu i wrześniu. W latach charakterystycznych (2003, 2007, 2012), deficyt w poszczególnych miesiącach kształtował w przedziale -3 mm do -58 mm. W roku suchym (2003), były to miesiące: kwiecień, maj, czerwiec oraz sierpień i wrzesień, a w roku wilgotnym (2007): kwiecień, sierpień i październik (rys. 6 i 7). Z kolei rok przeciętny (2012) wyróżnił się ujemnym bilansem klimatycznym w marcu, kwietniu, maju oraz wrześniu. Z powyższego wynika, że w niektórych latach zdarzały się też sporadyczne sytuacje, w których odnotowano ujemny bilans wodny w miesiącach chłodnej pory roku. Wahał się on na poziomie od -1mm (luty 2003) do -14 mm (październik 2006). Nadwyżki wodne występowały stale jedynie w grudniu i styczniu. reguły jednak okres zimowy charakteryzował się uzupełnieniem zasobów wodnych związanych ze stratą podczas okresu wegetacyjnego.



Rys. 5. Klimatyczny bilans wodny w latach hydrologicznych 2001-2012 w Chojnicach  
Fig. 5. Climate water balance in Chojnice in the hydrological years 2001-2012



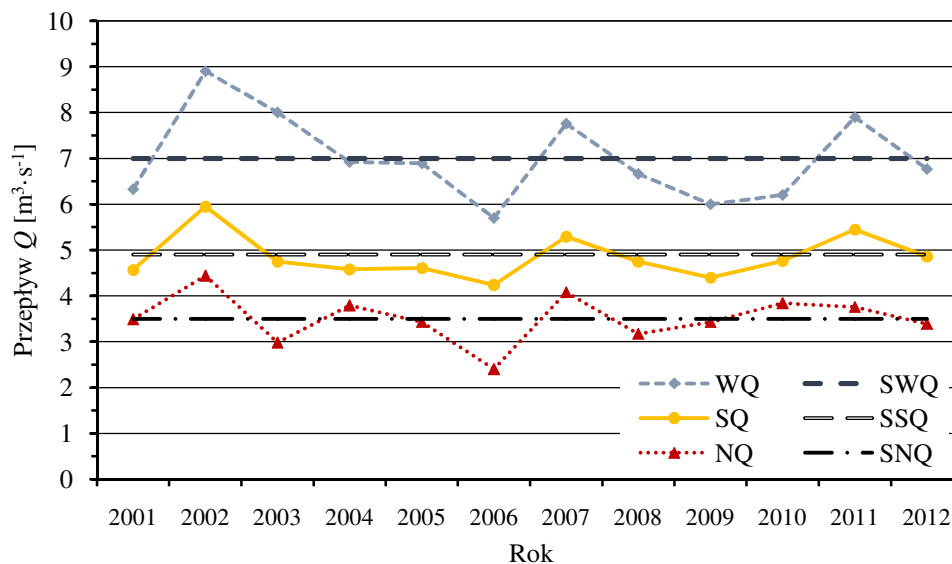
Rys. 6. Klimatyczny bilans wodny w roku suchym (2003)  
Fig. 6. Climatic water balance in a dry year (2003)



Rys. 7. Klimatyczny bilans wodny w roku wilgotnym (2007)  
 Fig. 7. Climatic water balance in a humid year (2007)

## 4.2. Wielkość odpływu

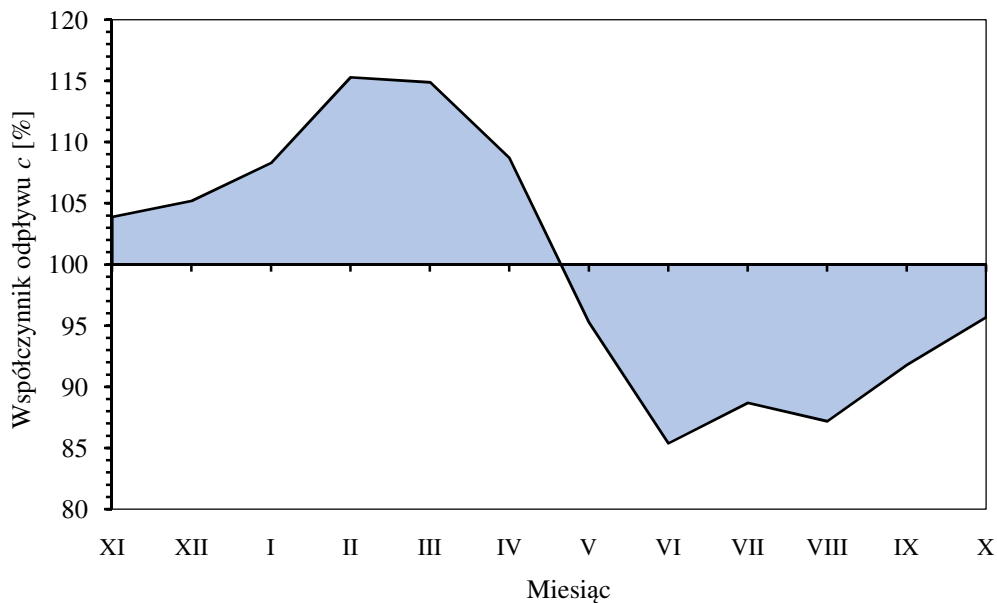
Średni roczny przepływ wody Zbrzycy z wielolecia 2001-2012 wyniósł  $4,85 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (rys. 8) i był minimalnie wyższy ( $4,79 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) od przepływu z okresu obserwacyjnego 1960-2003 (Wyznaczanie granic... 2004/2005). W poszczególnych latach cechował się dużą zmiennością, osiągając wartość maksymalną w 2002 r. ( $8,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) i minimalną w 2006 r. ( $2,40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ).



Rys. 8. Przepływy główne Zbrzycy w latach hydrologicznych 2001-2012  
 Fig. 8. Main flows of the Zbrzyca River in the hydrological years 2001-2012

Otrzymane wyniki wyrażają zasobność zlewni rzeki Zbrzycy, której miarą jest odpływ jednostkowy na poziomie przeciętnie  $10,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$  i warstwa odpływu wysokości 343 mm (tablica 2). Co ważne, średni odpływ jednostkowy z wielolecia nie odbiegał znacząco od notowań tego wskaźnika w roku wybitnie suchym (2003),

kiedy wyniósł  $10,6 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$  oraz bardzo wilgotnym (2007) o wartości  $11,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ . Wskazuje to na trwały drenaż wód podziemnych, jako stabilnego źródła alimentującego ciek, nawet w krańcowo różnych warunkach pogodowych. W latach o skrajnych wartościach przepływu rocznego WQ i NQ (2002 i 2006), miara odpływu jednostkowego zmieniała się odpowiednio od  $19,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$  do  $5,4 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ .



Rys. 9. Średni miesięczny współczynnik odpływu rzeki Zbrzycy w wieloleciu 2002-2012

Fig. 9. Average monthly outflow rate of the Zbrzyca River in the years 2002-2012

Tablica 2

Miary odpływu rzeki Zbrzycy w latach 2001-2012

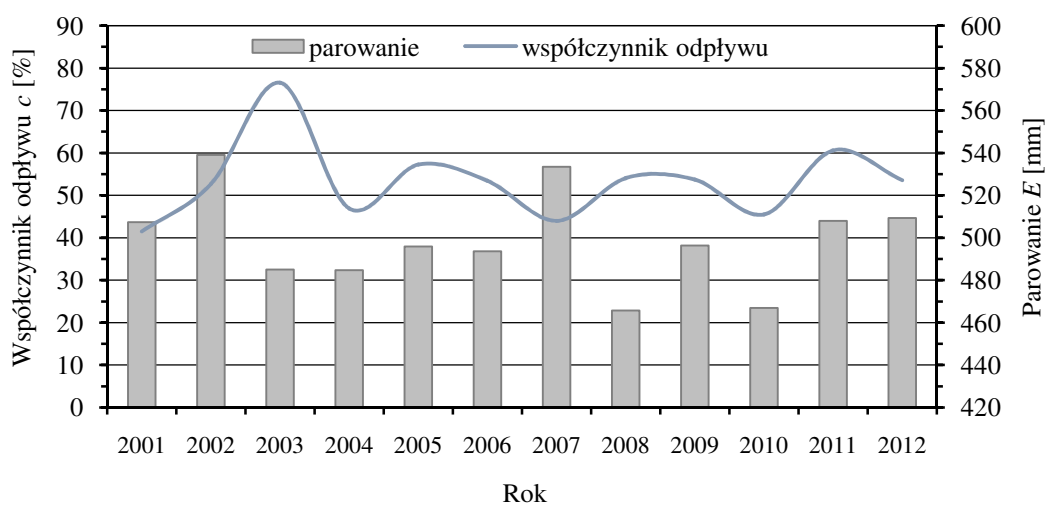
Table 2

Measures of the outflow of the Zbrzyca River in the years 2001-2012

Rok	Miary odpływu	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Okres XI-IV	Okres IV-X	Rok
2003	$Q$ [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	7,38	5,29	5,35	5,30	5,35	5,23	4,68	3,29	3,80	3,69	3,77	3,83	5,65	3,84	4,75
	$q$ [ $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ ]	16,5	11,8	12,0	11,9	12,0	11,7	10,5	7,4	8,5	8,3	8,5	8,6	12,7	8,6	10,6
	$H$ [mm]	43	32	32	29	32	30	28	19	23	22	22	23	198	137	335
2007	$Q$ [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	5,02	5,06	5,81	6,84	6,24	5,22	5,22	4,57	5,44	4,59	4,62	4,90	5,70	4,89	5,30
	$q$ [ $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ ]	11,3	11,3	13,0	15,3	14,0	11,7	11,7	10,2	12,2	10,3	10,4	11,0	12,8	11,0	11,9
	$H$ [mm]	29	30	35	37	37	30	31	27	33	28	27	29	199	174	373
2012	$Q$ [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	4,35	4,94	6,27	5,59	6,08	4,99	3,97	3,73	4,56	4,73	4,52	4,61	5,37	4,35	4,86
	$q$ [ $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ ]	9,8	11,1	14,1	12,5	13,6	11,2	8,9	8,4	10,2	10,6	10,1	10,3	12,0	9,8	10,9
	$H$ [mm]	25	30	38	31	37	29	24	22	27	28	26	28	189	155	344
2001-2012	$Q$ [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	5,04	5,10	5,25	5,59	5,57	5,27	4,62	4,14	4,30	4,23	4,45	4,64	5,30	4,40	4,85
	$q$ [ $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ ]	11,3	11,4	11,8	12,5	12,5	11,8	10,4	9,3	9,6	9,5	10,0	10,4	11,9	9,9	10,9
	$H$ [mm]	29	31	31	31	33	31	28	24	26	25	26	28	186	157	343

W ujęciu miesięcznym, przepływy odznaczały się jednym wezbraniem w ciągu roku i jednym okresem niskich przepływów (rys. 9). Najwyższe objętości w wieloleciu 2001-2012 notowane były w półroczu chłodnym, z kulminacją w lutym i marcu (stosownie  $5,59$  i  $5,57 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), a najniższe w czerwcu ( $4,14 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Wskazuje to na wykształcenie ustroju hydrologicznego o charakterze prostym. Uwzględniając termin występowania wysokich przepływów i sposób zasilania (wiosenne roztopy), Zbrzyca posiada ustrój kwalifikowany przez I. Dynowską (1972), jako śnieżny równiny, z przewagą w odpływie zasilania podziemnego, którego udział szacowany jest na  $>65\%$ .

Zależność pomiędzy objętością odprowadzonej wody ze zlewni, a składnikami alimentującymi, wyrażono współczynnikiem odpływu  $c$  (%), informującym jaka część opadu atmosferycznego uległa transformacji w odpływ potamiczny. Analiza zmienności tych dwóch parametrów wykazała, że w okresie 2001-2012, wartość współczynnika odpływu podlegała wyraźnym wahaniom (rys. 10). Co więcej, w niektórych latach trudno było doszukać się bezpośredniej analogii między jego wartością a sumą parowania, od której także zależy objętość odpływu. Stosunek odpływu do opadu najwyższą wartość wskazywał w roku bardzo suchym (2003) i wynosił  $76\%$ . Wynik pozytywnie korelował ze stratami na parowanie, które w badanym roku należały do najniższych. Sytuację odwrotną, lecz także korespondującą z parowaniem odnotowano w roku 2001. Współczynnik odpływu osiągnął wówczas zaledwie  $42\%$ , podczas gdy roczna suma parowania przekroczyła  $500 \text{ mm}$  (rys. 10). W niektórych latach wartości współczynnika wskazywały analogię do warunków pluwialnych, a w innych do stosunków termicznych. I tak w roku 2002 i 2007 charakteryzującym się dużym zasilaniem atmosferycznym, większość opadów została utracona wskutek parowania. Inaczej sytuacja przedstawiała się w roku 2010, także zakwalifikowanego do grupy lat z nadmiarem opadu, kiedy zarówno współczynnik odpływu jak i parowanie nie były wysokie. Wynika stąd, że nadwyżka wody z tego okresu powinna zostać zretencjonowana w zlewni. Biegunowo różnie kształtowały się warunki dopływu w latach reprezentujących okres o przeciętnych warunkach pluwialnych, co zaobserwowano na przykładzie roku 2008 i 2012. O ile współczynnik odpływu w obu latach był wartością do siebie zbliżony (ok.  $54\%$ ), o tyle różnica deficytu wskutek parowania była znacząca i wyniosła  $44 \text{ mm}$  (rys. 9). Taką sytuację należy wiązać z odmiennym kształtowaniem się temperatury w rozpatrywanych latach, gdyż rok 2012 ( $8,1^\circ\text{C}$ ) był wyraźnie chłodniejszy niż 2008 ( $8,4^\circ\text{C}$ ), o czym zdecydowały ostrzejsze warunki okresu zimowego.



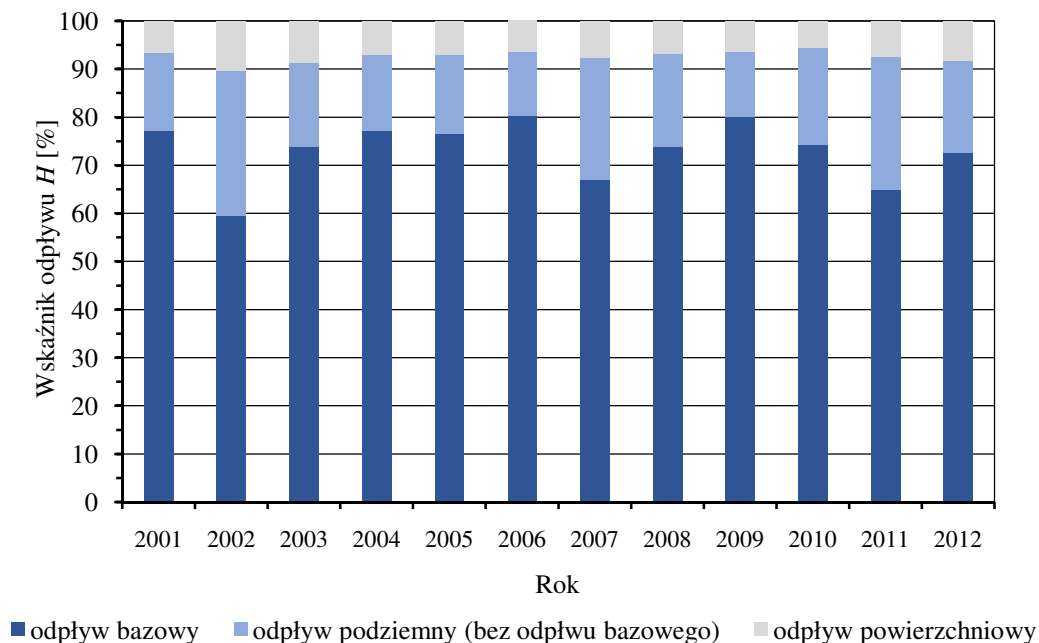
Rys. 10. Współczynnik odpływu rzeki Zbrzycy na tle rocznych sum parowania (2001-2012)  
 Fig. 10. Outflow factor of the Zbrzyca River against the background of the annual evaporation sums (2001-2012)

### 4.3. Struktura odpływu rzeki Zbrzycy

W przedstawionym okresie badawczym 2001-2012, rzeka Zbrzyca cechowała się wysoką wartością współczynnika odpływu, przekraczającą 50%, co wskazuje, że większość opadu docierającego do powierzchni zlewni infiltrowała i zasilala ciek drogą podziemną. Znalazło to odzwierciedlenie w strukturze odpływu rzeki. Zasilanie ze splywu powierzchniowego było bardzo małe i kształtowało się na poziomie ok. 10%. Przeciętnie 90-93% odpływu całkowitego pochodziło z zasilania podziemnego (rys. 11). Podobny wynik otrzymała I. Dynowska (1972) dla rzeki Brdy, której Zbrzyca jest dopływem. Tak wysoką wartością odpływu podziemnego charakteryzuje się w Polsce jeszcze rzeka Noteć. Duży udział zasilania podziemnego w odpływie potamicznym Zbrzycy jest wynikiem dużej jeziorności zlewni, ułożeniu jezior w kaskadzie i ich rynnowej genezie (Drwal 1985).

W strukturze odpływu podziemnego, kluczową część zasobów wodnych tworzył odpływ bazowy, stanowiący najbardziej stabilną i trwałą formę zasilania. O jego dominującej roli w formowaniu odpływu wód potamicznych na pojezierzach pisał wcześniej J. Drwal (2007). Udział procentowy odpływu bazowego w odpływie całkowitym rzeki Zbrzycy oszacowano na 59-80%. Największą zmienność odpływu bazowego wykazywały lata o cechach wilgotnych, od 59% (2002) do 77% (2001). Z kolei najwyższymi wartościami charakteryzowały się lata suche, z maksimum (80%) w roku 2006 i 2009. W latach charakterystycznych 2003 i 2007 wielkość procentowa odpływu podziemnego była zbliżona, natomiast bazowego kształtowała się na poziomie odpowiednio 74% i 67%.

W układzie miesięcznym, zdarzały się sytuacje, gdy nie zarejestrowano zasilania drogą powierzchniową, a odpływ podziemny stanowił 100% odpływu całkowitego. Były to w większości przypadków miesiące, w których odnotowano ujemny bilans klimatyczny.



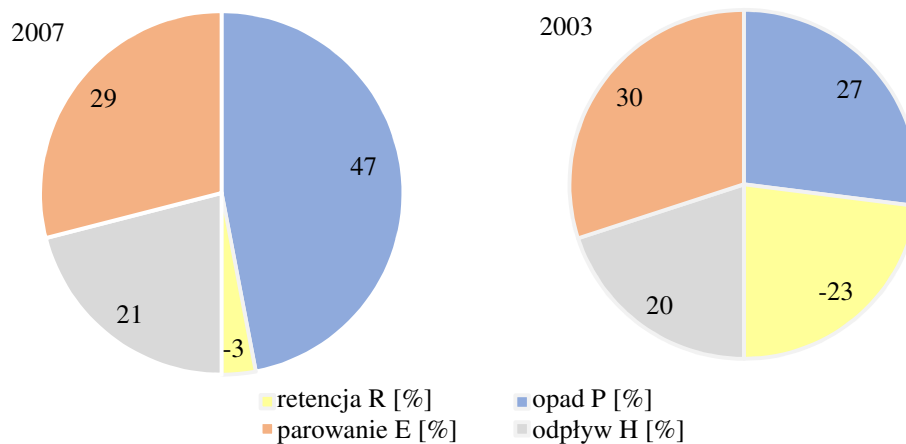
Rys. 11. Struktura odpływu [%] Zbrzycy w latach hydrologicznych 2001-2012  
Fig. 11. Outflow structure [%] of the Zbrzyca River in the hydrological years 2001-2012



#### 4.4. Bilans wodny

Zasoby wodne Zbrzycy dobrze ilustruje bilans wodny. Po zestawieniu poszczególnych składowych obiegu wody stwierdzono, że okres 2001-2012, charakteryzował się ujemnym bilansem wodnym. Co więcej, w każdym z badanych lat, bez względu na warunki meteorologiczne, odnotowano deficytowy bilans wodny (rys. 12). Rodzi się zatem pytanie, czy jest to rzeczywisty ubytek zasobów, czy jest on następstwem tylko niefortunnie przyjętego okresu badawczego? Wyniki wskazują że, czynnikiem sprawczym niedoboru wody w zlewni była wielkość retencji, która na koniec każdego badanego roku wskazywała wartość ujemną. W skrajnych przypadkach kształtowała się na poziomie - 3% w latach wilgotnych 2001 i 2007, do - 23% w roku bardzo suchym 2003. Średni niedobór retencji w wieloleciu 2001-2012 sięgał 11%, co daje warstwę 183 mm.

Do uzyskanych wartości należy jednak podejść ostrożnie i krytycznie. Przede wszystkim zinterpretowano warunki opadowe na podstawie tylko jednej stacji synoptycznej (Chojnice), co nie odzwierciedla w pełni pola opadów dla całej zlewni Zbrzycy. Ponadto do obliczeń parowania zastosowano metodę Konstantinowa, która pomimo swej uniwersalności i zalet wynikających z łatwości uzyskania wyników, może być obarczona błędem, a wartości zawyżone (Dębski 1967, Jaworski 1997).



Rys. 12. Składowe bilansu wodnego [%] Zbrzycy w roku bardzo suchym 2003 i bardzo wilgotnym 2007  
 Fig. 12. Components of the water balance [%] of the Zbrzyca catchment in a very dry year 2003 and a very humid year 2007

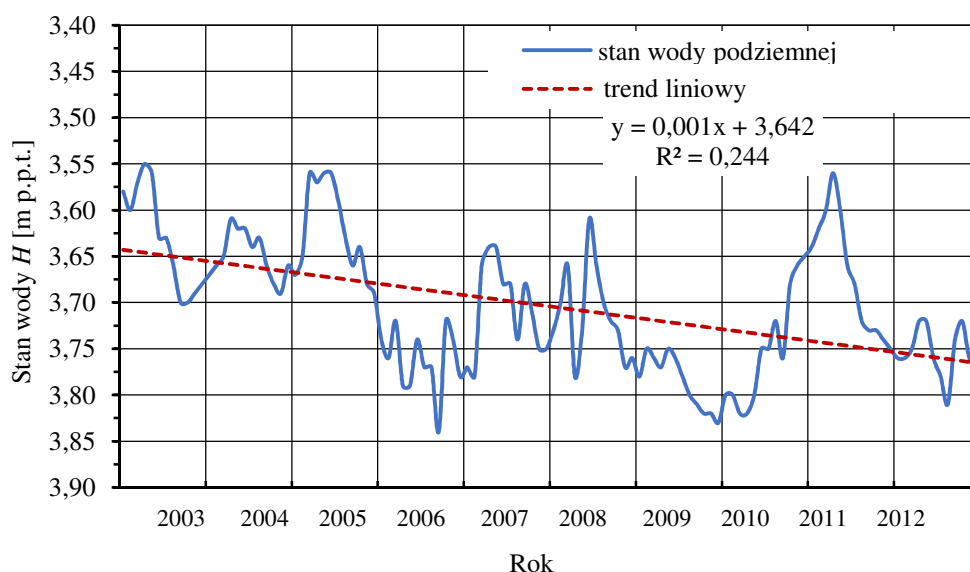
O ile pierwszy czynnik jest możliwy do skorygowania metodą izohiet czy regionów opadowych, gdyż istnieją inne postępowania opadowe na terenie zlewni i w jej otoczeniu, o tyle obliczenie przestrzennego zróżnicowania parowania nie jest wykonalne z uwagi na brak stacji meteorologicznych. Ponadto nie prowadzi się monitoringu wahań stanów wody na żadnym z jezior znajdujących się w zlewni rzeki, które mogłyby posłużyć do określenia zmienności retencji zbiornikowej. Podobnie jest z obserwacją wód podziemnych.

Mając na względzie przedstawione wątpliwości, podjęto jednak próbę wyjaśnienia otrzymanych wyników i znalezienia przyczyn ujemnego bilansu wodnego. Biorąc pod uwagę leśno-rolny sposób użytkowania, a przez to brak gospodarczych przyczyn deficytu wody w zlewni Zbrzycy przyjęto, że zaobserwowana tendencja może mieć charakter szerszy, wybiegający daleko poza granice badanego obszaru. Oznacza to, że podobne niedobory występują też w zlewniach sąsiednich. W celu

weryfikacji tak postawionej tezy, a jednocześnie uzupełnienia bazy danych o brakujące pomiary, częściowo posłużono się wynikami monitoringu hydrometeorologicznego prowadzonego na jeziorze Raduńskim Górnym (stacja Borucino), w zlewni rzeki Borucinki, reprezentatywnej dla Pojezierza Kaszubskiego. Wykorzystano rejestrację stanów wody jeziora, ale przede wszystkim odczyty parowania z powierzchni wody z ewaporometru umieszczonego na jego powierzchni. W ten sposób uzyskano wielkość parowania dla półrocza ciepłego. Miesięczne sumy ewaporacji dla pozostałego okresu obliczono stosując wzór Dawidowa (Kossowska-Cezak, Bajkiewicz-Grabowska 2009). Z kolei dane o zasobach wód podziemnych zaczerpnięto z czwartorzędowych studni badawczych PIG w Czernicy (2003-2012), usytuowanych w zlewni Brdy na wschód od jeziora Dybrzyk i południowy-wschód od granicy obszaru odwadnianego przez Zbrzycę.

Z przeprowadzonej interpretacji danych otrzymano, że w okresie 2001-2012 stany wody jeziora Raduńskiego wyrażające zmiany jego retencji, wykazywały tendencję spadkową. Wynika stąd sukcesywne obniżenie zasobów wód jeziornych, szacowane według przebiegu regresji liniowej na ok. 0,4 cm/rok. To obniżenie koreponduje ze zwiększeniem natężenia parowania z powierzchni wody, które wzrasta sukcesywnie w tempie 2,3 mm rocznie. Odnotowany trend wynika przede wszystkim z zintensyfikowania parowania w półroczu chłodnym. Uzyskane wyniki nawiązują zatem to globalnych zmian klimatycznych. Związek pomiędzy transformacją bilansu wodnego a wzorcami zmian klimatycznych dostrzeżono już wcześniej na terenach podmokłych (Rouse 2002).

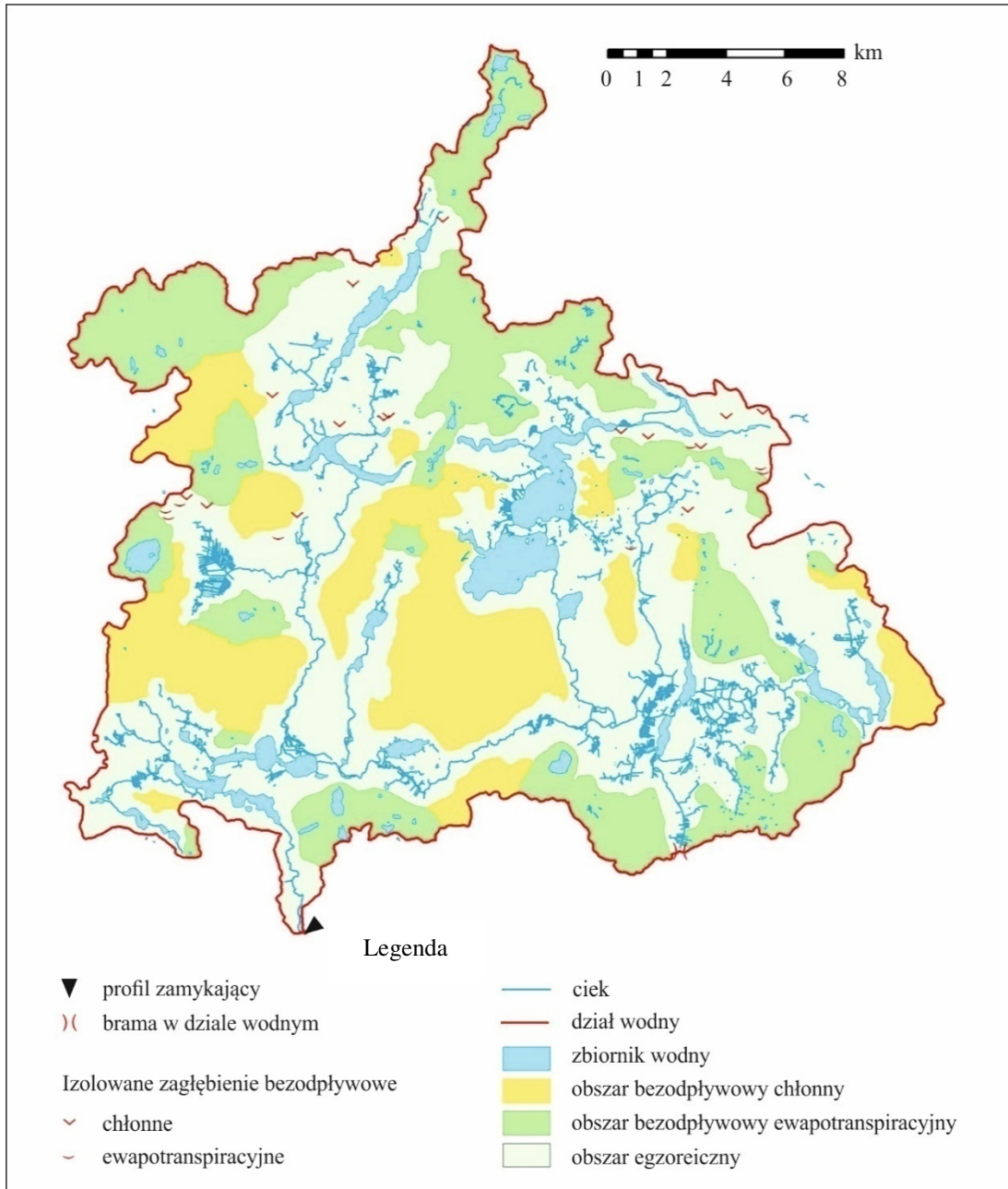
Według badań prowadzonych w różnych regionach Polski obejmujących okres 1951-2008 (Limanówka i in. 2012), istotny statystycznie wzrost średniej obszarowej temperatury rocznej na terenie pojezierzy wynosi 0,25°C/10 lat, przy czym największy jest właśnie w miesiącach zimowych (0,42°C/10 lat) i wiosennych (0,38°C/10 lat). Dla stacji w Chojnicach (1951-2010), przyrost ten jest nieco mniejszy i kształtuje się na poziomie 0,22°C/10 lat dla temperatury średniej rocznej oraz odpowiednio 0,28°C/10 lat zimą i 0,35°C/10 lat wiosną (Kirschenstein 2013). Szczególnie wyraźnie podniesienie się temperatury miało miejsce w pierwszej dekadzie XX wieku, do której w większości odnosi się przyjęty okres badawczy.



Rys. 13. Zmienność średnich miesięcznych wahań zwierciadła wód podziemnych w Czernicy w okresie 2003-2012 (Roczniki hydrogeologiczne 2003-2012)

Fig. 13. Variability in the average monthly fluctuations of the groundwater table in Czernica during the years 2003-2012 (Hydrogeological Annals 2003-2012)

Podobny rezultat obrazujący ubytek zasobów wodnych przedstawia zmienność wahań zwierciadła wód podziemnych w Czernicy (rys. 13). Jest on niewielki, ale biorąc pod uwagę fakt, że odpływ Zbrzycy generowany jest z rezerw wód podziemnych, może mieć istotne znaczenie w formowaniu wielkości retencji w zlewni badanej rzeki.



Rys. 14. Uproszczona struktura hydrograficzna zlewni Zbrzycy  
Fig. 14. Simplified hydrographic structure of the Zbrzyca catchment

Do poza klimatycznych argumentów uzasadniających straty wody w wyniku ujemnej retencji, należy wskazać także strukturę hydrograficzną zlewni Zbrzycy, uwarunkowaną jednostkami o zróżnicowanej aktywności hydrologicznej (Drwal 1982). Dokładnie chodzi o rezerwuary wody uwięzione w pasywnych i częściowo pasywnych fragmentach zlewni. Zagadnienie odnosi się do udziału i rozmieszczenia

w przestrzeni zlewni (w przekroju podłużnym i poprzecznym) obszarów bezodpływowych ewapotranspiracyjnych i chłonnych (rys. 14). W strefach wododziałowych, a więc na brzeżach zlewni, dominują obszary całkowicie pozbawione odwodnienia powierzchniowego i podziemnego, co jest następstwem utworów podścielających o cechach słaboprzepuszczalnych. Obszary te (zwłaszcza w północnej części), ze względu na wyniesienie nad poziom morza, otrzymują większe sumy opadów, które magazynowane są w licznych oczkach polodowcowych i wyłączane z obiegu.

Jak wskazują badania J. Drwala i W. Lange (1985), mogą być one jednocześnie źródłem strat w wyniku parowania rzędu do 860 mm rocznie. Tereny częściowo pasywne (bezodpływowe chłonne), położone w centralnej części zlewni i towarzyszące jej granicom, powodują spowolnienie krążenia i opóźnienie w uzupełnianiu rezerw wodnych zlewni. W ten sposób tylko 56% obszaru obejmujące wąskie doliny rzeki Zbrzycy i jej dopływów wraz z rynnami subglacjalnymi, czynnie uczestniczy w rozrządzie odpływu potamicznego.

## 5. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania pozwoliły na określenie zmienności odpływu rzeki Zbrzycy. Roczny przebieg natężenia przepływów rzeki jest zróżnicowany i zależy głównie od wielkości i sposobów zasilania. Wysokie przepływy występują wiosną w wyniku tajania pokrywy śnieżnej, natomiast niskie odnotowuje się w czerwcu. Zbiega się to z wysokim parowaniem oraz stratami związanymi z rozpoczęciem okresu wegetacyjnego.

Pomimo rejestrowanych różnic przepływów w ciągu roku, ich wartości nie ulegają dużym wahaniom, przez co przepływy rzeki Zbrzycy można zakwalifikować do wyrównanych. Wynika to z faktu dominującego zasilania drogą podziemną (>90%) oraz znacznej wodochłonności obszaru wyrażonej współczynnikiem odpływu (>50%). Infiltrację opadów umożliwia rozległy sandr Brdy budujący utwory powierzchniowe, która jest jednak ograniczona do obszarów aktywnych i częściowo pasywnych hydrologicznie.

Rzeka Zbrzyca należy do zasobnych w wodę o czym informuje objętość odpływu jednostkowego na poziomie  $10,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Jest to objętość dwukrotnie większa niż przyjęta dla obszaru Polski (Jokiel 2004). Zasobność ta, jak wspomniano wyżej, opiera się przede wszystkim na zasilaniu podziemnym. Wbrew temu, w badanym wieloleciu 2001-2012 stwierdzono obniżenie zasobów wodnych w zlewni. Podłożem tego zjawiska mogą być zmiany klimatyczne (Vörösmarty i in. 2000; Arnell 2004; Christensen i in. 2004; Dale 1997), wyrażające się zwiększeniem natężenia parowania w wyniku globalnego wzrostu temperatury (Kanakoudis i Tsitsifli 2010). Jego konsekwencją są zakłócenia cyklu hydrologicznego obserwowane wyraźnie w mało podatnej na zjawiska ekstremalne wydawałoby się rzece, jaką jest Zbrzyca. Te zakłócenia to udokumentowana badaniami powolna redukcja zasobów wód jeziornych i rezerw wód podziemnych, prowadząca do deficytu wód w zlewni rzeki. Jak wskazują wyniki obliczeń, na stacji synoptycznej w Chojnicach wzrost średniej temperatury rocznej powietrza w wieloleciu 1951-2010 oszacowano na  $0,22^\circ\text{C}/10$  lat, przy czym należy pamiętać iż kolejne lata II dekady XXI wieku zaznaczyły się jeszcze wyższymi temperaturami i głęboką suszą hydrologiczną w całej Polsce (Krasowski, Tokarczyk 2017). Oznacza to, iż negatywne efekty zmian klimatycznych będą się jeszcze pogłębiać (Kundzewicz 2014).

Niedobory wody w regionie, który odwadnia Zbrzyca, potwierdzają badania Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, prowadzącego systematyczny monitoring suszy glebowej od 2009 roku, w oparciu o klimatyczny bilans wodny (KBW). Deficyty najczęściej dotyczą pierwszej połowy okresu wegetacyjnego, od drugiej dekady kwietnia do końca lipca i mogą sięgać nawet 180 mm ([www.susza.iung.pulawy.pl](http://www.susza.iung.pulawy.pl)), jak to miało miejsce w 2010 roku.

Mało optymistyczne scenariusze dla obszaru zlewni Zbrzycy pokazuje także opracowanie projektu „*Planu przeciwdziałania skutkom suszy w regionie wodnym Dolnej Wisły wraz ze wskazaniem obszarów najbardziej narażonych na jej skutki*” (RZGW Gdańsk, 2015). Wskazują one, iż zlewnia bilansowa Brdy, do której należy obszar drenowany przez Zbrzycę, zaliczony został do III klasy zagrożenia (z IV klas istniejących, gdzie I – oznacza obszary słabo narażone, a IV – to obszary silnie narażone) suszą atmosferyczną, w której ponad 77% powierzchni jest bardzo narażona na to zjawisko. W hierarchii zagrożenia suszą rolniczą oraz hydrologiczną, rzeka podlega IV – silnej klasie narażenia. Jedynie w przypadku suszy hydrogeologicznej, zlewnia Zbrzycy wykazuje II klasę oznaczającą słabą intensywność zagrożenia. Niemniej jednak przeprowadzona identyfikacja zjawiska suszy ukazuje podatność badanej rzeki na dokonujące się zmiany w wielkości i sposobie zasilania oraz odpływu rzeki. Dodatkowym aspektem globalnego ocieplenia jest również nierównomierne rozłożenie opadów w ciągu roku. Trendy zmian sum opadów w północno-zachodniej Polsce (Kirschenstein 2013) wskazują wzrost opadów w okresie jesienno-zimowym, a ubytek w okresie wiosenno-letnim. Trend ten obserwuje się na stacji w Chojnicach. Dane wskazują, że największe nadwyżki opadów występują w styczniu i marcu, a niedobory w kwietniu, czerwcu i lipcu. Przy zachowaniu takiej tendencji, w zlewni Zbrzycy będzie obserwować się zwiększony odpływ wody zimą i pogłębianie niedoborów zasobów wodnych latem.

## BIBLIOGRAFIA

- Arnell N.W., 2004, Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*. vol. 14, no 1: s. 31-52.
- Augustowski B., (red.), 1979, Pojezierze Kaszubskie. Gdańskie Towarzystwo Naukowe, Gdańsk.
- Bajkiewicz-Grabowska E., 2007, Jeziorne ogniwa sieci hydrograficznej obszarów młodoglacjalnych i ich rola w kształtowaniu odpływu rzeki pojeziernej, [w:] *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym*, Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin, s. 39-46.
- Chełmicki W., 2003, Odpływ podziemny [w:] *Pociask-Karteczka J. (red.), Zlewnia, właściwości i procesy*, Wyd. IGIPIZ IJ, Kraków, s. 207-214.
- Christensen N.S., Wood A.W., Voisin N., Lettenmaier D.P., Palmer R.N., 2004, The Effects of Climate Change on the Hydrology and Water Resources of the Colorado River Basin. *Climatic Change*, vol. 62, no. 1-3: s. 337-363.
- Czarnecka H. (red.), 2005, Atlas Podziału Hydrograficznego Polski. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Dale W. H., 1997, The relationship between land-use change and climate change. *Ecological Applications*, vol. 7: s. 753-769.
- Dębski K., 1963, Przystosowanie nomogramu Konstantinowa do obliczeń parowania terenowego w Polsce. *Prace i Studia Komitetu Inżynierii i Gospodarki Wodnej PAN*, t. 6: s. 59-102.
- Dębski K. 1967, Sposób określania miesięcznej sumy parowania terenowego na zasadzie nomogramu Konstantinowa. *Prace i Studia Kom. Inż. i Gosp. Wodn. PAN*, t. 8.
- Drwał J., 1982, Wykształcenie i organizacja sieci hydrograficznej jako podstawa oceny struktury odpływu na terenach młodoglacjalnych. *Zeszyty Naukowe UG*, nr 33: s. 1-130.
- Drwał J., 1985, Jeziora w egzoreicznych systemach pojezierzy młodoglacjalnych. *Zesz. Nauk. Wydz. BiNoZ UG - Geografia*, nr 14: s. 7-15.

- Drwal J., 2007, Stosunki wodne, [w:] Czochoński J., Lemańczyk J. (red.), Aktualizacja opracowania ekofizjograficznego do planu zagospodarowania przestrzennego województwa pomorskiego. Urząd Marszałkowski Województwa Pomorskiego, Słupsk – Gdańsk, s. 30-44.
- Drwal J., Lange W., 1985, Niektóre limnologiczne odrębności oczek. Zeszyty Naukowe UG – Geografia, nr 14: s. 69-84.
- Dynowska I., 1972, Typy reżimów rzecznych w Polsce. Zeszyty Naukowe UJ, nr 28, s. 1-141.
- Jastrzębski W., Woźny J. (red.), 2007, Dziedzictwo kulturowe i przyrodnicze Brdy i jej dorzecza. Przedsiębiorstwo Marketingowe Logo, Bydgoszcz.
- Jaworska B., Szuster A., Utrysko B., 2008, Hydraulika i Hydrologia. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa.
- Jaworski J., 1997, Parowanie terenowe [w:] Soczyńska U. (red.), Hydrologia dynamiczna, Wyd., Nauk. PWN Warszawa, s. 139-184.
- Jokiel P., 2004, Zasoby wodne środkowej Polski na progu XXI wieku. Wyd. UŁ, Łódź.
- Jutowska E., 2007, Antropogeniczne zmiany warunków hydrologicznych w dorzeczu Brdy. Inspekcja Ochrony Środowiska, Bydgoszcz.
- Kaczorowska Z., 1962, Opady w Polsce w przebiegu wieloletnim. Prace Geograf. PAN, nr 33, s. 1-107.
- Kacprzak L., Lisicki S., 2007, Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski w skali 1:50 000, arkusz Brusy 126, PIG, Warszawa.
- Kanakoudis V., Tsitsifli S., 2010, Results of an urban water distribution network performance evaluation attempt in Greece. Urban Water Journal, vol. 7, no 5: s. 267-285.
- Kirschenstein G., 2013, Zmienność temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w północno-zachodniej Polsce. Akademia Pomorska w Słupsku, Słupsk.
- Kołodziej J., 2008, Kształtowanie się klimatycznego bilansu wodnego na terenie Polski w latach 1981-2000. Infrastruktura i Technologia Obszarów Wiejskich, nr 5: s. 85-97.
- Kossakowska-Cezak U., Bajkiewicz-Grabowska E., 2009, Podstawy hydrometeorologii. PWN, Warszawa.
- Krasowski W., Tokarczyk T., 2017, Susza hydrologiczna 2015-2016 w Polsce na tle wielolecia. Gospodarka Wodna, Nr 9, s. 277-284.
- Kreczko M., Kordalski Z., 2002, Objasnienia do mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, arkusz Tuchomie 86, PIG, Warszawa.
- Kundzewicz, Z., 2014, Konsekwencje zmian klimatu dla zasobów wodnych. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 20, s. 7-16.
- Lidzbarski M., Kachnic J., Kachnic M., Kozerski B., Kreczko M., Pomianowska H., Prussak E., Pruszkowska M., 2007, Region dolnej Wisły, [w:] Paczyński B., Sadurski A. (red.), Hydrogeologia regionalna Polski, tom I: Wody słodkie, część 2: Charakterystyka hydrogeologiczna regionów wodnych, PIG Warszawa, s. 219-253.
- Limanówka D., Biernacik D., Czernecki B., Farat R., Filipiak J., Kasproicz T., Pyrc R., Urban G., Wójcik R., 2012, Zmiany i zmienność klimatu od połowy XX w., [w:] Wibig J., Jakusik E. (red.), Warunki klimatyczne i oceanograficzne w Polsce i na Bałtyku Południowym. Spodziewane zmiany i wytyczne do opracowania strategii adaptacyjnych w gospodarce krajowej. Projekt KLIMAT, Tom 1, IMGW-PIB, Warszawa.
- Nowicka B., 2003, Struktura hydrograficzna obszaru, [w:] Przewoźniak M. (red.), Zaborski Park Krajobrazowy: problemy trójochrony i współlistnienia z Parkiem Narodowym „Bory Tucholskie”. Materiały do monografii przyrodniczej regionu gdańskiego, 2003, Wydawnictwo „Marpress”, t. 9, Gdańsk.
- Oki, T., Kanae S., 2006, Global Hydrological Cycles and World Water Resources. Science, vol. 313, no 5790: s. 1068-1072.
- Onuchin A., Balzter H., Borisova H., Blyth E., 2006, Climatic and geographic patterns of river runoff formation in Northern Eurasia. Advances in Water Resources, vol. 26, no 9: s. 1314-1327.
- Przewoźniak M., Winiarski A., 2003, Zagadnienia sozologiczne, [w:] Przewoźniak M. (red.), Zaborski Park Krajobrazowy: problemy trójochrony i współlistnienia z Parkiem Narodowym „Bory Tucholskie”. Materiały do monografii przyrodniczej regionu gdańskiego, 2003, Wydawnictwo „Marpress”, t. 9, Gdańsk.
- Rouse W.R., 2002, The energy and water balance of high-latitude wetlands: controls and extrapolation. Global Change Biology, vol. 6, no 1: s. 59-68.
- RZGW Gdańsk, 2015, Opracowanie projektu „Planu przeciwdziałania skutkom suszy w regionie wodnym Dolnej Wisły wraz ze wskazaniem obszarów najbardziej narażonych na jej skutki”, Mędłów, s. 392.
- Soczyńska U. (red.), 1997, Hydrologia dynamiczna. PWN, Warszawa.

- Thakur J.K., Srivastava P.K., Singh S.K., Vekerdy Z., 2012, Ecological monitoring of wetlands in semi-arid region of Konya closed Basin, Turkey. *Regional Environmental Change*. vol. 12, no 1: s. 133-144.
- Trapp J. A., 2007, Warunki klimatyczne, [w:] Czochoński J., Lemańczyk J. (red.) Aktualizacja opracowania ekofizjograficznego do planu zagospodarowania przestrzennego województwa pomorskiego, UMWP Słupsk-Gdańsk, s. 48-62.
- Vörösmarty C.J., Green P., Salisbury J., Lammers R.B., 2000, Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, vol. 289, no 5477: s. 284-288.
- Wyznaczanie granic obszarów bezpośredniego zagrożenia powodzią w celu uzasadnionego odtworzenia terenów zalewowych - Zbrzyca, 2004/2005, IMGW Oddział Morski Gdynia.
- Strony internetowe:  
[www.kzgw.pl](http://www.kzgw.pl)  
[www.susza.iung.pulawy.pl](http://www.susza.iung.pulawy.pl)





**Joanna FAC-BENEDA,  
Alicja OLSZEWSKA, Michał JANKOWSKI**

Uniwersytet Gdański  
Wydział Oceanografii i Geografii

## **WPLYW ANTROPOPRESJI NA JAKOŚĆ WÓD W ZLEWNI STRZYŻY**

### **THE HUMAN IMPACT ON WATER QUALITY IN THE STRZYŻA CATCHMENT**

#### **Abstract**

Precipitation, which directly affects the increase of the outflow in a catchment, has an important role in shaping the water cycle. In addition, human activity has a significant impact on the transformation of water resources, which is expressed in the form of changes in the river network, as well as the dynamics and size of the outflow. Changes in the quality of surface water as a result of anthropopressure have been occurring in the natural environment for thousands of years, and for several hundred years water pollution has increased significantly. Although the changes themselves are taking place on a local scale, this is now a local problem. The main goal of the presented study was to determine the impact of anthropopression on the formation of water resources. It was assumed that the land use of its catchment has a negative effect on the water quality of the Strzyża River and the Królewski Stream, and this impact is also seen in the water volume. The retention possibilities of the Strzyża catchment are influenced by the type of land use, especially the continuous urban fabric that represents impermeable areas.

**Key words:** urban catchment, anthropopressure, water quality, land use

## **1. WSTĘP**

Obieg wody w zlewni determinowany jest przez wiele procesów. Istotną rolę w jego kształtowaniu odgrywa opad atmosferyczny, który bezpośrednio wpływa na zwiększanie odpływu w zlewni. W małych zlewniach procesy krążenia wody, do-

stawy materiału do koryt i transportu fluwialnego są modyfikowane bądź warunkowane przez lokalne czynniki antropogeniczne (Ciupa 2009). Działalność człowieka wpływa na przekształcenia zasobów wodnych, co wyraża się w postaci zmian w sieci rzecznej, czy dynamiki i wielkości odpływu. Zamierzona ingerencja człowieka w zasoby wodne jest działalnością świadomą i przejawia się w zrzutach wód komunalnych i przemysłowych czy retencjonowaniu wód w zbiornikach, regulowaniu koryt rzecznych i budowie wałów przeciwpowodziowych. Natomiast ingerencja niezamierzona jest ubocznym efektem działań człowieka w zlewni. Jedną z przyczyn przekształceń w naturalnym systemie odwadniającym jest progresywny proces urbanizacji. Powierzchnia terenu jest pokrywana materiałami nieprzepuszczalnymi, co powoduje że opad atmosferyczny bardzo szybko przekształca się w spływ powierzchniowy. Odprowadzanie wód opadowych z dużych powierzchni nieprzepuszczalnych wzmacnia także erozję gruntów. Celem badań było określenie wpływu antropopresji na jakość wód Strzyży i Potoku Królewskiego. Założono, że negatywny wpływ ma użytkowanie terenu.

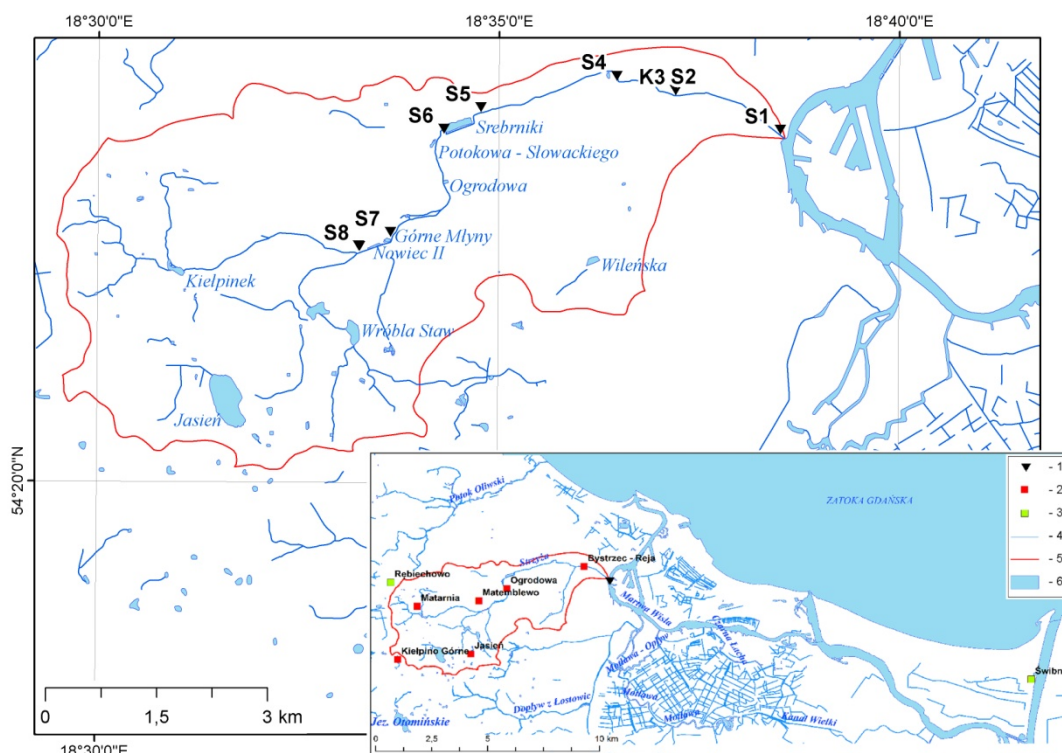
## 2. OBSZAR BADAŃ I METODY

Obszarem badań objęto zlewnię Strzyży, należącą w podziale na Scalone Części Wód Powierzchniowych (SCWP) do *Martwej Wisły z przymorzem do Wisły* (DW1401). Według podziału na regiony fizyczno-geograficzne zlokalizowana jest w trzech mezoregionach Pojezierze Kaszubskie (314.51), Pobrzeże Kaszubskie (313.51), Żuławy Wiślane (313.54) (Solon 2018). Całkowicie mieści się w granicach administracyjnych Gdańska (rys. 1).

Strzyża jest według klasyfikacji Graveliusa ciekim II rzędu, posiada ustrój deszczowo-śnieżny. Najwyższe stany wody obserwowane są latem w okresie największych opadów atmosferycznych oraz późną zimą i wczesną wiosną w okresie roztopów (Malinowska, Filipiak 2009). Długość Strzyży wynosi 13,19 km, a powierzchnia jej zlewni 33,2 km<sup>2</sup> (gdmel.pl). Jest ciekim o szerokości koryta od 1,5 do 7,5 m i głębokości do 1,5 m. Spadek jest mały określany na 9,6‰ (Mojski 1979). Największym dopływem Strzyży jest Potok Królewski o średnim spadku 4,7‰. Szerokość koryta mieści się w granicach do 1,5 m, zaś jego głębokość do 1 m. Potok Królewski w środkowym i dolnym biegu płynie w przeważającej części skanalizowanym i miejscami krytym korytem. Zwłaszcza w dolnym biegu, ze względu na zwartą zabudowę miejską, przepływ wody jest sztucznie regulowany.

Zlewnia Strzyży jest asymetryczna, najmniej rozwinięta sieć rzeczna występuje we wschodniej części zlewni, która odwadniana jest jedynie przez jeden większy dopływ – Potok Królewski. Sieć hydrograficzną zlewni tworzy system odwadniający krawędź Pojezierza Kaszubskiego i posiada cechy charakterystyczne dla początkowego stadium organizacji, przebiegającej w warunkach krajobrazu młodoglacjalnego strefy krawędziowej. Sieć rzeczna jest słabo wykształcona, często z suchymi dolinami oraz występowaniem w zachodniej i południowo-zachodniej części zlewni obszarów bezodpływowych. Poza obszarami bezodpływowymi stałe miejsce w krajobrazie zajmują formy erozyjne, którymi płyną ciekłe stałe (Cieśliński, Jereczek-Korzeniwska 2005).

Strzyżę i jej dopływ - Potok Królewski można uznać za ciekłe miejskie, czyli takie które zlokalizowane są w granicach administracyjnych miasta oraz których znaczna powierzchnia zlewni jest silnie przekształcona przez człowieka (Sikora i in. 2014). Długość wszystkich cieków w zlewni wynosi 32,5 km. Gęstość sieci rzecznej zlewni Strzyży wynosi 0,98 km·km<sup>-2</sup>.



- 1 - punkty pomiarowe, 2 - stacje pomiarów opadów GW, 3 - stacje pomiarów opadów IMGW,  
 4 - ciek, 5 - dział wód zlewni Strzyży, 6 - zbiorniki wodne  
 1 - sampling points, 2 - GW measurement station, 3 - IMGW measurement station,  
 4 - streams, 5 - Strzyża catchment watershed, 6 - reservoirs

Rys. 1. Obszar badań  
 Fig. 1. Study area

Pomiary terenowe przeprowadzono w roku hydrologicznym 2017 w 8 punktach kontrolnych z comiesięczną częstotliwością (rys. 1). Dodatkowo w 2 przekrojach (S2 i K3) 26.07.2017 r. wykonano jednorazowo pomiar w czasie intensywnego opadu. W terenie badano przewodność właściwą, zawartości soli, sumy substancji rozpuszczonych, temperatury, odczynu i zawartości tlenu przy użyciu miernika Hach model HQ30d oraz HQ40d. W laboratorium Katedry Hydrologii UG wykonano analizę chemiczną oznaczeń podstawowych jonów (sód, amoniak, potas, magnez, wapń, fluorki, chlorki, azotany, azotyny, fosforany, siarczany) oraz BZT<sub>5</sub>. Wykorzystano w tym celu spektrofotometr VIS Spectroquant NOVA 400 firmy MERCK oraz chromatograf jonowy ICS-1100 firmy DIONEX. Równocześnie w terenie prowadzono pomiar natężenia przepływu przy użyciu młynka hydrometrycznego Valeport 801. W pracy szczegółowo opracowano wybrane charakterystyki fizyczno-chemiczne: BZT<sub>5</sub>, fosfor ogólny, azot ogólny i przewodność właściwą. Wybrane wskaźniki jakości wód sklasyfikowano według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 roku (Dz. U. z 2016 r. poz. 1187).

W pracy wykorzystano dobowe sumy opadu atmosferycznego [mm], dobowe średnie wartości temperatur powietrza atmosferycznego [°C] udostępnione przez IMGW-PIB za lata 2016-2017 ze stacji Gdańsk-Rębiechowo i Gdańsk-Świbno (rys. 1). Wykorzystano także wartości sum opadu atmosferycznego [mm] w roku 2016 i część roku z 2017 (styczeń-lipiec) ze stacji pomiarowych zlokalizowanych w zlewni Strzyży udostępnione przez spółkę Gdańskie Wody (rys. 1).

W celu określenia wielkości ładunku chwilowego azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego posłużono się wzorem (1), a ładunki jednostkowe biogenów obliczono wzorem (2).

$$L_i = C_i \cdot Q_i \quad (1)$$

gdzie:

$L_i$  – ładunek chwilowy [ $\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$ ],  
 $C_i$  – stężenie wskaźnika [ $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ],  
 $Q_i$  – natężenie przepływu [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ].

$$E = L_a \cdot A^{-1} \quad (2)$$

gdzie:

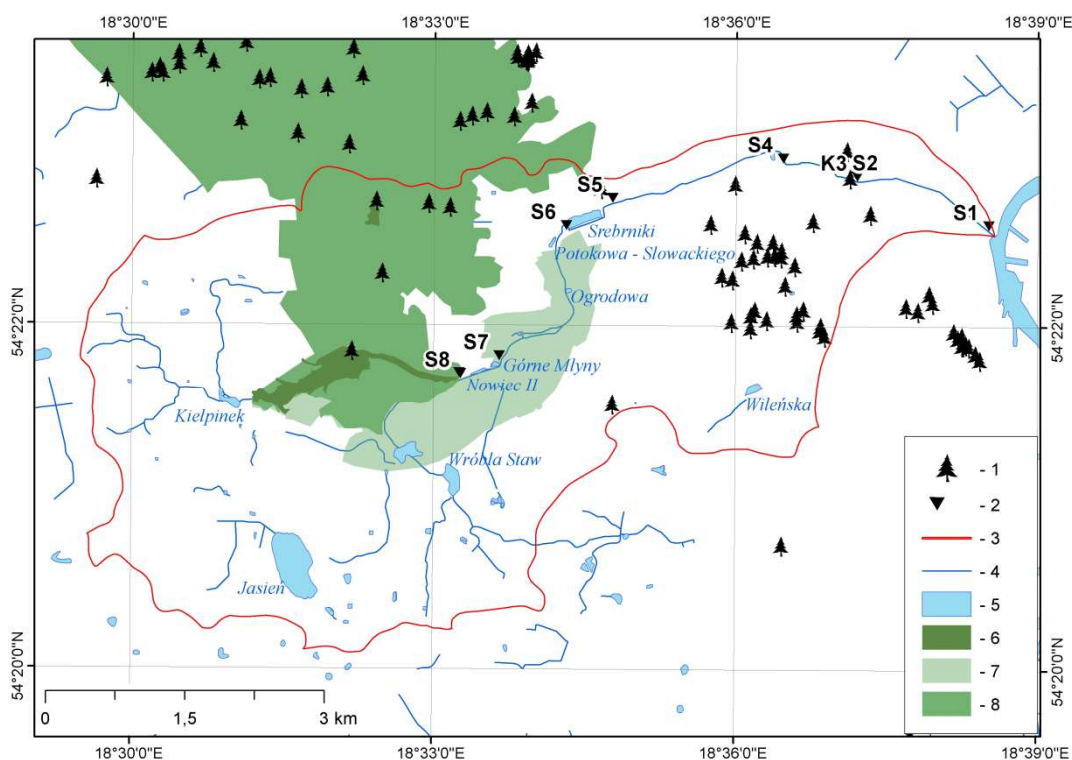
$E$  – ładunek jednostkowy [ $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ ],  
 $L_a$  – roczny ładunek [ $\text{kg} \cdot \text{rok}^{-1}$ ],  
 $A$  – powierzchnia zlewni [ $\text{km}^2$ ].

### 3. ANTROPOGENICZNE PRZEKSZTAŁCENIA ZLEWNI

#### 3.1. Użytkowanie terenu

Zlewnia Strzyży jest zlewnią poddawaną silnym przekształceniom antropogenicznym. Na przestrzeni wieków krajobraz zlewni zmieniał się wielokrotnie. Dzisiejsze zbiorniki retencyjne powstały w miejscach dawnych stawów, nad którymi wybudowano młyny. Szacuje się, że było ich co najmniej sześć, dodatkowo w Kuźniczkach znajdował się do niedawna (przed budową Galerii Metropolia w 2013 r.) staw browarny. Do najważniejszych czynników decydujących o dzisiejszym funkcjonowaniu Strzyży zaliczyć należy użytkowanie terenu, przekształcenia antropogeniczne stosunków wodnych oraz zmiany cyrkulacji wody na terenach źródłiskowych związane z częściowym ograniczaniem swobodnego odpływu powierzchniowego wody (Cieśliński, Jereczek-Korzeniewska 2005). Cieki miejskie bardzo szybko reagują na wszelkie nadwyżki wody. Ulewny deszcz w połączeniu z odprowadzaniem wody przez system kanałów burzowych doprowadza do zwiększenia przepływu oraz odpływu w ciekach (Sikora, Cieśliński 2015). Jest to wywołane między innymi wzrostem intensywności zagospodarowania terenu, który powoduje zmiany w jego uszczelnieniu, gdyż coraz większą powierzchnię zajmują zabudowania i towarzyszące im nieprzepuszczalne i słabo przepuszczalne powierzchnie. W wyniku przeobrażeń zaburzeniom ulegają składowe obiegi wody. Intercepcja zmieniona jest przez wzrost powierzchni nieprzepuszczalnych, retencja powierzchniowa jest pomniejszona w stosunku do obszarów niezabudowanych, ciągłe parowanie zachodzi tylko z obszarów parków i trawników, a z odpływu powierzchniowego woda odprowadzana jest do systemów kanalizacji burzowej. Zaburzenia w obiegu wody wpływają na wielkość odpływu powierzchniowego, a także w znaczący sposób wpływają na przebieg fali wezbraniowej. Charakter użytkowania terenu ma także wpływ na kształtowanie transportu fluwialnego. Zmiany środowiska wodnego na obszarach zurbanizowanych wykazują charakter zarówno jakościowy, jak i ilościowy (Ciupa 2009, Jankowski i in. 2009). W zlewniach zurbanizowanych współczynnik odpływu w półroczu letnim był prawie dwukrotnie wyższy niż w pozostałych. Wraz ze wzrostem udziału terenów uszczelnionych oraz powierzchni dróg utwardzonych na 1 km

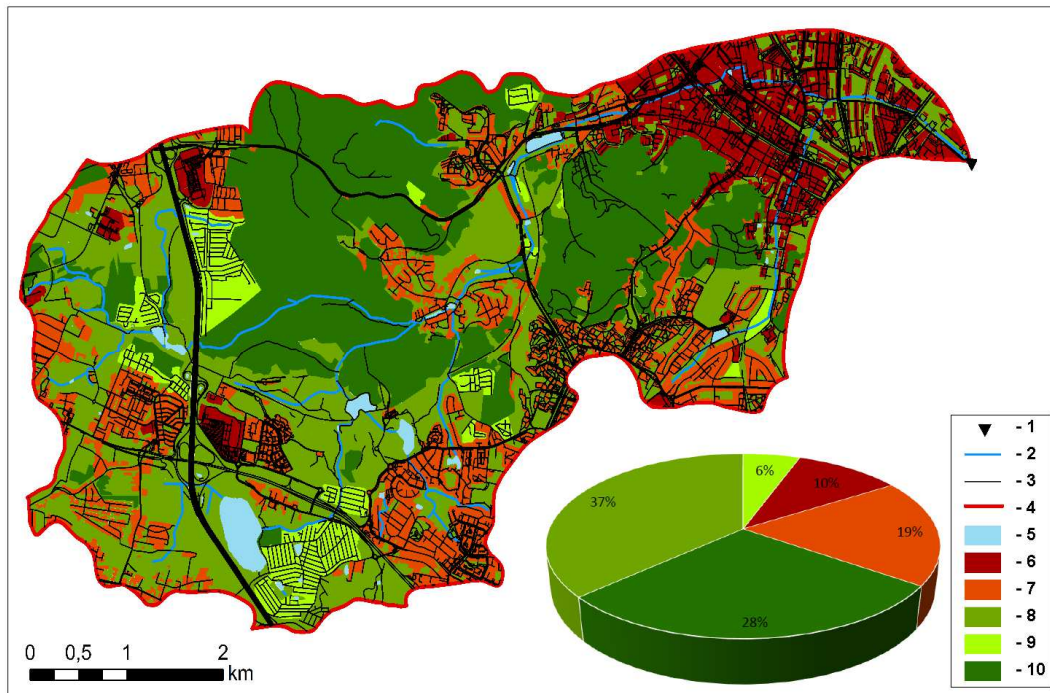
rzeki następuje w marcu zmniejszanie odpływu jednostkowego i wartości wskaźnika odpływu, zaś w lipcu jego wzrost. W części zlewni zajmowanej przez osiedla z występującymi tam ogrodami i ulicami notuje się wyższe stężenia fosforanów rozpuszczonych oraz fosforu ogólnego (Ciupa 2009). W zlewni Strzyży występują liczne formy ochrony przyrody. Największą powierzchniowo formą ochrony przyrody jest Trójmiejski Park Krajobrazowy, który zajmuje na obszarze badań powierzchnię 1532,6 ha. Został on ustanowiony w celu zachowania zespołu form ukształtowania terenu strefy krawędziowej wysoczyzny morenowej. Istnieją także dwa rezerваты przyrody Dolina Strzyży (wraz z otuliną) oraz Wąwóz Huzarów o łącznej powierzchni 80 ha, zespół przyrodniczo-krajobrazowy Dolina Potoków Strzyża i Jasiień, o powierzchni 337 ha oraz liczne pomniki przyrody, w zdecydowanej większości drzewa pomnikowe (rys. 2).



1 - pomniki przyrody, 2 - profil pomiarowy, 3 - dział wodny, 4 - ciek, 5 - zbiorniki wodne, 6 - rezerваты przyrody, 7 - zespół przyrodniczo-krajobrazowy Dolina Strzyży, 8 - Trójmiejski Park Krajobrazowy (TPK)  
 1 - natural monument, 2 - sampling profile, 3 - watershed, 4 - streams, 5 - reservoirs, 6 - nature reserves, 7 - the nature and landscape complex of the Strzyża Valley, 8 - Tri-City Landscape Park (TPK)

Rys. 2. Formy ochrony przyrody  
 Fig. 2. Forms of nature protection

W zlewni Strzyży największą powierzchnię (37%) zajmuje zieleń miejska o areale 1191 ha. Mniejszą powierzchnię zajmują lasy (927 ha), co stanowi 28% ogółu powierzchni zlewni. Rozproszona zabudowa miejska zajmuje 19% powierzchni (608 ha), zaś zwarta zabudowa miejska 10% (337 ha). Najmniejszą zajmowaną powierzchnią cechują się ogródki działkowe zajmujące 181 ha (6%). Użytkowanie terenu przedstawiono na rys. 2.



- 1 - profil zmykający, 2 - cieki, 3 - drogi, 4 - dział wodny, 5 - zbiorniki wodne, 6 - zwarta zabudowa miejska, 7 - luźna zabudowa miejska, 8 - zielen miejska, 9 - ogródki działkowe, 10 - lasy  
 1 - outflow, 2- streams, 3 - roads, 4 - watershed, 5 - reservoirs, 6 - continuous urban fabric, 7 - discontinuous urban fabric, 8 - green urban areas, 9 - complex cultivation patterns, 10 - forests

Rys. 3. Użytkowanie terenu zlewni Strzyży  
 Fig. 3. Land use in the Strzyża catchment

Bezpośrednim efektem gospodarczej działalności człowieka jest najczęściej wylesianie oraz zmiany struktury i rodzaju lasów. W zlewni Strzyży w ciągu dziewięciu lat zmniejszeniu uległy powierzchnie lasów o 6% oraz zieleni miejskiej o 22%. W przypadku zwartej oraz rozproszonej zabudowy miejskiej nastąpił znaczny wzrost odpowiednio o 21% i 33% i niewielki wzrost powierzchni ogródków działkowych o 2% (Jankowski 2018).

### 3.2. Zbiorniki wodne oraz sieć kanalizacji deszczowo - burzowej

W zlewni Strzyży znajduje się 10 antropogenicznych zbiorników wodnych (rys.1, tablica 1) Tylko trzy z nich (zbiornik Wileńska na Potoku Królewskim oraz zbiorniki Jasień i Wróbla Staw na Potoku Jasień) znajdują się na dopływach Strzyży. Największą pojemność posiadają zbiorniki Srebrniki, Kiełpinek i Jasień. Najmniejszą pojemność posiadają zbiorniki Uphagena i Ogrodowa. Ten ostatni jest jednocześnie najstarszym tego typu obiektem w zlewni. Jego budowę datuje się na 1612 rok ([www.gdmel.pl](http://www.gdmel.pl)).

Proces modyfikacji cieków polega na prostowaniu, poszerzaniu i pogłębianiu koryt, a także budowie nadbrzeży, grobli, kanałów oraz wałów przeciwpowodziowych. Wały i nadbrzeża redukują naturalny proces magazynowania wody powodziowej oraz zwiększają prędkość płynięcia cieku. Może to prowadzić do sporych wezbrań, w tym powodzi. Szybszy przepływ oznacza także intensyfikację erozji, która powoduje obniżanie poziomu wody gruntowej w dolinach. Na terenach zurbanizowanych większość powierzchniowych zanieczyszczeń jest ługowana lub wypłukiwana w czasie intensywnych opadów i odprowadzana miejskimi systemami kana-

lizacji burzowej. Wody te są zanieczyszczone tłuszczami, olejami, metalami ciężkimi i innymi, substancjami toksycznymi (Czaja 1999).

Zbiorniki retencyjne w zlewni Strzyży  
Retention reservoirs in the Strzyża catchment

Tablica 1

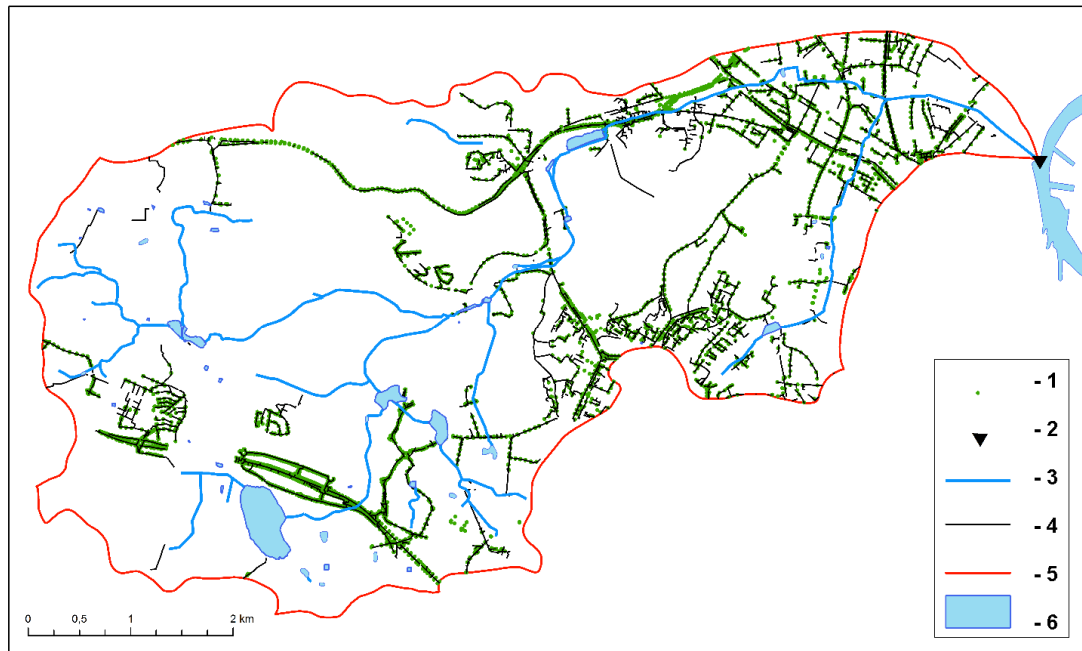
Table 1

Lp.	Nazwa	Powierzchnia zbiornika [ha]	Pojemność retencyjna [m <sup>3</sup> ]
1.	Kilińskiego	0,16	16 000
2.	Srebrniki	3,57	67 900
3.	Potokowa-Słowackiego	0,30	6 700
4.	Ogrodowa	0,30	1 500
5.	Górne Młyny	0,42	2 630
6.	Nowiec II	0,52	8 336
7.	Kiełpinek	2,17	59 063
8.	Wileńska	1,28	7 070
9.	Uphagena	0,06	600
10.	Jasień	3,75	48 487

Kanalizacja cieków wiąże się z szybszym odprowadzaniem wody w silnie zurbanizowanej zlewni. Michalczyk i in. (2016) z uwagi na znaczny udział powierzchni nieprzepuszczalnych w strefie dopływu wody, stwierdzali krótki czas reakcji systemu kanalizacji deszczowej na zasilanie. W zależności od natężenia opadów atmosferycznych odpływ z kolektora głównego pojawiał się od 10 do 30 min od rozpoczęcia deszczu, natomiast czas spływu wody wydłużał się do 2-3 godzin po zakończeniu opadu. Kanalizacja wpływa też na zmywanie do cieków zanieczyszczeń z powierzchni takich, jak drogi i chodniki. Następuje zatem transport zanieczyszczeń, intensyfikowany podczas wezbrań. Istnieją sposoby na zmianę kształtu i prędkości przemieszczania się fali wezbraniowej. Odpływ z dużych powierzchni nieprzepuszczalnych zamiast bezpośrednio do kanalizacji burzowej może być kierowany do niecek chłonnych. Innym rozwiązaniem może być rozszczelnienie powierzchni poprzez zastosowanie materiałów półprzepuszczalnych lub płyt ażurowych. Ponadto budowa na obszarach miejskich stawów i polderów przyczynia się do zmniejszenia wysokości fali wezbraniowej poprzez zwiększenie retencyjności doliny rzecznej (Bartnik 2016).

W zlewni Strzyży znajduje się wiele obiektów sieci kanalizacji deszczowo – burzowej (rys. 4). Takimi obiektami są wpusty deszczowe (4 119), służące do przyjmowania wody, która następnie jest transportowana przewodami grawitacyjnymi (4978 odcinków przewodów) do 288 kolektorów. Odcinki są zlokalizowane głównie wzdłuż arterii komunikacyjnych i na terenie osiedli mieszkaniowych. Głównym odbiornikiem wód deszczowych w zlewni jest Strzyża.

W dolnej, zurbanizowanej części zlewni Strzyży (bez Potoku Królewskiego) zlokalizowanych jest 112 wylotów kanalizacji deszczowej. Wydajność wszystkich wylotów wynosi 15,46 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>, a średni wydatek jednego wylotu to 0,14 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> (Sikora, Cieśliński 2015). Współczesny układ hydrograficzny Gdańska jest określany jako układ miejsko-rekreacyjny, ze względu na wykształcenie sieci kanałów zabezpieczających potrzeby bytowe, przemysłowe, obronne i komunikacyjne mieszkańców (Drwal i in. 1996).



1 - wpust deszczowy, 2 - profil zmykający, 3 - ciek, 4 - przewód grawitacyjny z kolektorem, 5 - dział wodny, 6 - zbiornik wodny  
 1 - rain drain, 2 - outflow, 3 - streams, 4 - gravity pipe with a collector, 5 - watershed, 6 - reservoirs

Rys. 4. System kanalizacji deszczowo-burzowej zlewni Strzyży (Jankowski 2018)

Fig. 4. Rainwater and storm sewerage system of the Strzyża catchment (Jankowski 2018)

### 3.3. Ogniska zanieczyszczeń w zlewni

Dynamiczny rozwój Trójmiejskiego obszaru metropolitalnego wpływa nie tylko na zmiany użytkowania gruntów, ale także na zasoby wodne zlewni miejskich. Procesowi urbanizacji towarzyszy podcinanie stoków, niwelacja nierówności, zabudowa zlewni, pokrywanie gruntów powierzchniami nieprzepuszczalnymi. W zlewni Strzyży można wyróżnić ogniska obszarowe zanieczyszczeń takie, jak: port lotniczy Rębiechowo, centra handlowe (Galeria Bałtycka, Galeria Metropolia, Centrum Handlowe Manhattan, Park Handlowy Matarnia), tereny stoczniowe i związany z nimi przemysł. Liniowe ogniska zanieczyszczeń, takie jak obwodnica Trójmiasta i sieć ulic Gdańska, które sezonowo dostarczają wyjątkowo duży ładunek chlorków (Sikora, Cieśliński 2015). Szczególnie wrażliwe i narażone na kumulację zanieczyszczeń są zbiorniki bezodpływowe (Staszek i in. 2007), występujące w południowej części zlewni. Ogniskami skażenia wód na terenach miejsko-przemysłowych są zanieczyszczenia, spośród których do najważniejszych należy zaliczyć pyły niskiej emisji z palenisk domowych, pyły wysokiej emisji z kominów fabryk i elektrociepłowni, zanieczyszczenia solą używaną w okresie zimy do topienia lodu i śniegu na drogach, zanieczyszczenia stałymi i płynnymi fekaliami zwierząt domowych, czy zanieczyszczenia produktami ropopochodnymi (Czaja 1999).

Obszary te w różny sposób wpływają na zasoby wodne zlewni. Nieracjonalne gospodarowanie terenami budowlanymi przyczynia się do zmniejszenia powierzchni gleb na rzecz powierzchni nieprzepuszczalnych, co sprzyja powstawaniu powodzi miejskich. Na terenach przemysłowych odnotowuje się większe stężenia pyłów fabrycznych, które mogą przenikać do wód powierzchniowych w procesie depozycji mokrej, polegającej na usuwaniu zanieczyszczeń wraz z opadem. Obserwuje się proces wkraczania budownictwa mieszkaniowego w strefę krawędziową Trójmiejskiej



skiego Parku Krajobrazowego. Problemem jest też tworzenie nielegalnych składowisk odpadów. W konsekwencji obserwowany może być wzrost przewodności właściwej, a także stężeń azotu ogólnego, fosforu i potasu (Dobrzyński 2006).

## 4. JAKOŚĆ WÓD

Zmiany jakości wód powierzchniowych na skutek antropopresji zachodzą w środowisku naturalnym od tysięcy lat. Od kilkuset lat zanieczyszczenie wód znacznie wzrosło. Od kilkudziesięciu lat jest to problem globalny, chociaż same zmiany zachodzą w skali lokalnej. W takiej skali rozpatrywana jest zlewnia Strzyży.

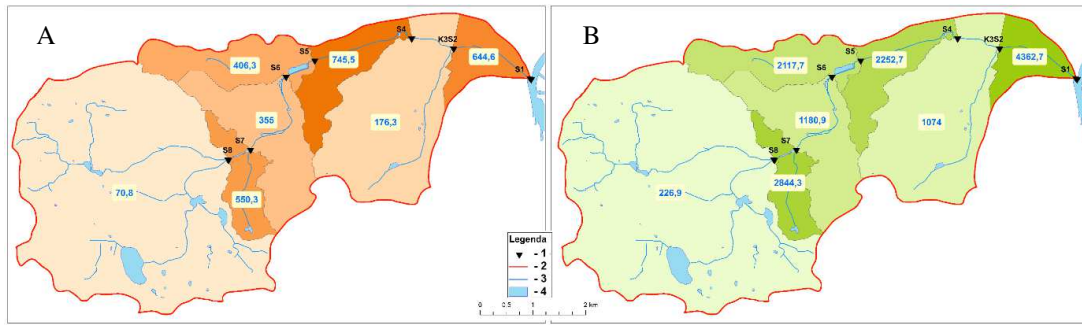
Ponad połowę przypadków w serii danych stanowiły wody, które zakwalifikowano do klasy I, mniejszą część zaklasyfikowano do klasy III, najmniejszy udział miały wody o II klasie jakości. Bardzo dobrą jakość wody we wszystkich punktach pomiarowych zaobserwowano w lutym, marcu, kwietniu, lipcu i październiku. W pozostałych miesiącach wody były w klasie II lub III (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu...).

W wieloleciu 1995-2009 wartości stężeń fosforu ogólnego wahały się w przedziale 0,103-0,379 mg·dm<sup>-3</sup> (Sikora i in. 2014). W okresie badawczym wartości zmieniały się od 0,049 mg·dm<sup>-3</sup> do 2,39 mg·dm<sup>-3</sup>, a to oznacza, że nastąpiło istotne pogorszenie jakości wody. W przypadku azotu ogólnego wody Strzyży i Potoku Królewskiego przez cały okres badawczy należały do klasy I w przedziale od poniżej 0,2 mg·dm<sup>-3</sup> do 2,96 mg·dm<sup>-3</sup>. W wieloleciu 1995-2009 (Sikora i in. 2014) wartości stężenia azotu całkowitego wahały się w przedziale od 1,29 do 8,86 mg·dm<sup>-3</sup>. Wynika z tego, że nastąpiła poprawa jakości wody.

Obliczono ładunki fosforu ogólnego i azotu ogólnego dla ujściowego profilu pomiarowego S1 (rys. 5). Największy ładunek fosforu odnotowano w maju (238 kg), zaś najmniejszy w lipcu (6,7 kg). Największy ładunek azotu odnotowano w lutym (2102,3 kg), zaś najmniejszy w maju (29,8 kg). Suma roczna ładunków fosforu wyniosła 893,4 kg. Dla azotu wyniosła natomiast 6046,9 kg.

Zauważa się sezonową zmienność ładunku azotu. Największe jego wartości występowały w miesiącach zimowych, zaś najmniejsze wiosną. W półroczu chłodnym (od listopada do kwietnia) sumaryczny ładunek azotu wyniósł 4122,3 kg, zaś w półroczu ciepłym (od maja do listopada) ładunek wyniósł 1924,6 kg. Podobne wyniki uzyskał Bogdanowicz (2005) dla rzek Przymorza. Rzeki charakteryzowały się występowaniem najwyższego ładunku w półroczu chłodnym, zwłaszcza w okresie roztopów marcowych. Transportowane było 70% całego rocznego ładunku azotu w rzekach. W przypadku ładunku fosforu, jego wartości były znacznie bardziej wyrównane w przebiegu rocznym niż ładunek azotu.

Otrzymane dane ujednolicono z danymi opracowanymi przez Gdański Uniwersytet Medyczny na zlecenie Gminy Miasta Gdańska – Wydział Środowiska (gdansk.pl). Dane pokazują w przypadku fosforu tendencję spadkową rocznych ładunków tego pierwiastka od roku 2007 do 2011 i wzrost w roku 2017. W przypadku azotu roczny ładunek spada we wszystkich rozpatrywanych latach (tablica 3).



A – ładunek jednostkowy fosforu, B – ładunek jednostkowy azotu, 1– profil zamykający, 2 – dział wodny, 3 – ciek, 4 – zbiornik wodny  
 A – unit phosphorus load, B – unit nitrogen load, 1 – outflow, 2 – watershed, 3 – stream, 4 – reservoir

Rys. 5. Ładunki biogenów w zlewni Strzyża  
 Fig. 5. Nutrients loads in the Strzyża catchment

Tablica 2

Podstawowe charakterystyki fizyczno-chemiczne wody

Table 2

Basic physico-chemical characteristics of the water

Lp.		Przepływ Q [m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	Fosfor całkowity P [mg·dm <sup>-3</sup> ]	Azot całkowity N [mg·dm <sup>-3</sup> ]	Przewodność właściwa μS·cm <sup>-1</sup>	BZT <sub>5</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]
S1	min	0,020	0,081	0,35	411	2,26
	śr.	0,141	0,327	1,57	625	3,53
	max	0,470	1,600	2,92	933	5,96
S2	min	0,004	0,118	0,62	390	2,77
	śr.	0,136	0,283	1,35	560	3,57
	max	0,392	0,889	2,96	1024	5,53
K3	min	0,010	0,102	0,48	415	1,87
	śr.	0,019	0,398	1,47	589	3,82
	max	0,039	1,485	2,88	787	6,96
S4	min	0,018	0,066	0,35	377	2,15
	śr.	0,139	0,477	1,08	571	3,2
	max	0,287	2,040	1,95	1028	5,43
S5	min	0,002	0,103	0,26	399	2,75
	śr.	0,121	0,304	1,24	577	3,54
	max	0,242	0,904	2,51	932	4,36
S6	min	0,016	0,113	0,26	389	2,50
	śr.	0,115	0,419	1,1	570	3,24
	max	0,283	2,394	1,72	952	4,59
S7	min	0,036	0,075	0,10	380	2,52
	śr.	0,114	0,305	0,95	557	3,19
	max	0,300	1,710	2,10	892	3,86
S8	min	0,036	0,049	0,10	384	1,44
	śr.	0,107	0,422	0,99	536	2,92
	max	0,197	1,785	2,13	879	4,15
			klasa I ≤ 0,20 klasa II ≤ 0,30	klasa I ≤ 3,2 klasa II ≤ 4,9	klasa I ≤ 549 klasa II 550-620	klasa I ≥ 7,5 klasa II ≥ 7,4-6,8

Tablica 3

Roczne ładunki biogenów w wodach Strzyży  
(Wydział Środowiska Miasta Gdańska, zmodyfikowane)

Table 3

Biogens annual loads in Strzyża water  
(Department of the Environment in Gdańsk, modified)

Rok	2007	2009	2010	2011	2017
Fosfor P [t·rok <sup>-1</sup> ]	1 260	950	820	710	893
Azot N [t·rok <sup>-1</sup> ]	48 880	20 180	12 300	10 150	046

Przez cały okres badawczy notowano dobre warunki natlenienia wód Strzyży i Potoku Królewskiego z kwalifikacją do klasy I. W wieloleciu 1995-2009 roczne stężenia tlenu rozpuszczonego wahały się w przedziale od 8,1 do 11 mg·dm<sup>-3</sup> (Sikora i in. 2014). W cyklu rocznym wartości BZT<sub>5</sub> wykazywały zmienność. W październiku notowano we wszystkich profilach pomiarowych wody zaklasyfikowane do klasy I, zaś w grudniu do klasy II (nie licząc Potoku Królewskiego). W wybranych profilach w miesiącach styczniu i lutym notowano wody nie zaklasyfikowane do żadnej z dwóch klas. Najniższą wartość BZT<sub>5</sub> równą 1,44 mg·dm<sup>-3</sup> zanotowano na punkcie S8, co wskazuje na dobrą jakość wody wypływającej z rezerwatu przyrody, natomiast wartość maksymalna równa 5,96 mg·dm<sup>-3</sup> odnotowana w profilu S1 wskazuje na transport ładunku zanieczyszczeń i jego kumulację w profilu ujściowym.

Średnia wartość przewodności właściwej w Strzyży w serii danych wyniosła 571 μS·cm<sup>-1</sup>, wartość minimalna to 377 μS·cm<sup>-1</sup>, zaś maksymalna 1028 μS·cm<sup>-1</sup>. Jedynie w październiku próbki wody zaklasyfikowano do klasy I. W sierpniu tylko wody Potoku Królewskiego sklasyfikowano do II klasy jakości. W pozostałych do klasy II, bądź nie zaklasyfikowano ich do żadnej z dwóch klas. W styczniu we wszystkich profilach pomiarowych na Strzyży woda nie nadawała się do zaklasyfikowania do żadnej z klas. Najwyższa wartość maksymalna dla przewodności właściwej została zarejestrowana w profilu S4 (1028 μS·cm<sup>-1</sup>), co wskazuje na nieodpowiednią jakość wód na tym odcinku ciek. W tym profilu odnotowano też wartość minimalną wynoszącą 377 μS·cm<sup>-1</sup>.

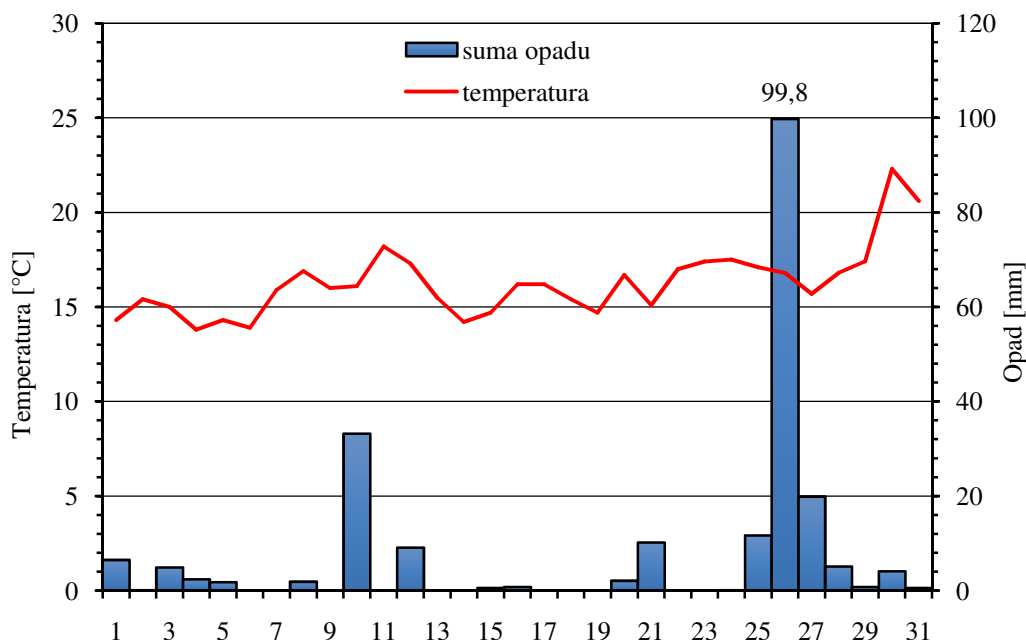
## 5. BŁYSKAWICZNA POWÓDŹ MIEJSKA

W dniu 26.07.2017 r. stacja IMGW na lotnisku Rębiechowo odnotowała dobową sumę opadu w wysokości 100 mm. Była to największa dobową sumę opadu w lipcu i całym roku 2017 roku (rys. 6). Tego dnia wysokie sumy opadu odnotowano także na stacjach opadowych Gdańskich Wód (od 66 do 93 mm). Najwyższa suma opadu została zaobserwowana na stacji Matemblewo (93 mm), zaś najniższa na Kiełpinie Górnym (66 mm). W tym dniu przeprowadzono dwa pomiary terenowe: na Potoku Królewskim (K3) oraz na Strzyży (S2). Zmierzone tego dnia wartości natężenia przepływu były najwyższe w rocznej serii danych i wyniosły kolejno 0,35 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> i 1,27 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>.

Ulewny deszcz spowodował wystąpienie największych w serii danych ładunków zarówno fosforu, jak i azotu. W profilu S2 ładunek fosforu był równy 115,9 kg·24h<sup>-1</sup>, natomiast w profilu K3 8,8 kg·24h<sup>-1</sup>, przy średnich odpowiednio 11,7 kg·24h<sup>-1</sup> i 1,3 kg·24h<sup>-1</sup>. Ładunek azotu wyniósł 19,8 kg·24h<sup>-1</sup> (S2) i 17,3 kg·24h<sup>-1</sup> (K3) przy średnich ładunkach odpowiednio 18,6 kg·doba<sup>-1</sup> i 3,5 kg·24h<sup>-1</sup>. W profilu

S2 zanotowano zatem wystąpienie wyższego ładunku fosforu, a w profilu K3 sytuacja była odwrotna, wyższy był ładunek azotu (tablica 4).

W czasie powodzi błyskawicznej zanotowano niższe stężenia rozpatrywanych jonów niż średnia dla każdego z nich w danym profilu ze wszystkich terminów pomiarowych. Zwracają uwagę rekordowo niskie wartości twardości. Intensywny opad deszczu działa zatem rozcieńczająco na jakość wody.



Rys. 6. Klimatogram wykonany dla stacji IMGW Rębiechowo (lipiec 2017)

Fig.6. Climate graph for the Rębiechowo IMGW station (July 2017)

Tablica 4

Wybrane charakterystyki wody Strzyży i Potoku Królewskiego w dniu 27.07.2017 r.

Table 4

Selected water characteristics of the Strzyża and Potok Królewski on 2017.07.27.

Parametr	Profil	
	S2	K3
Przewodność właściwa [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	329	251
Twardość wody [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	128	73
pH	7,5	7,6
Ładunek fosforu P [ $\text{t}\cdot\text{rok}^{-1}$ ]	1,05	0,29
Ładunek azotu N [ $\text{t}\cdot\text{rok}^{-1}$ ]	0,18	0,57
Stężenie soli NaCl [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	76,8	77,6

Skutki ulewy były odczuwalne zwłaszcza w dolnej części zlewni Strzyży, która jest terenem szczególnie narażonym na powódzie. W wielu innych ciekach Gdańska zostały przekroczone stany alarmowe. Zalane zostały ulice, odnotowano utrudnienia w ruchu, zmiany w komunikacji miejskiej, zalane piwnice, brak wody w kranach.

W lipcu 2001 roku wystąpiła w Gdańsku podobna, lecz poważniejsza w skutkach sytuacja powodziowa. Majewski (2016) określił tamto zdarzenie jako błyskawiczną powódź miejską (*urban flash flood*). Powódź w roku 2017 można również określić tym mianem. Na stacjach IMGW w Rębiechowie i Porcie Północnym zare-

jestrowano intensywne opady. Średni roczny opad dla Gdańska wynosi ok. 600 mm, a średnia dla lipca 68 mm. 9 lipca 2001 roku w ciągu 4 godzin popołudniowych opad wyniósł 80 mm, a opad dobowy oszacowano na 110 do 120 mm. Poziom wody w zbiorniku Srebrzysko na Strzyży wzrósł do poziomu krytycznego i doszło do przelania się wody przez koronę zapory, która została szybko rozmyta i cała objętość zbiornika spłynęła w dół Strzyży. Zostały zalane ważne arterie komunikacyjne na trasie Gdańsk-Gdynia. Zalanych zostało wiele domów, a skrzyżowanie było wyłączone z ruchu przez 2 dni. Ponadto w wyniku zalania dworzec PKP Gdańsk Główny pozostawał wyłączony z użytku przez ponad tydzień, powodując paraliż komunikacyjny (Majewski 2016). Opad, jaki wystąpił w Gdańsku 9 lipca 2001, miał w okresie swojego największego natężenia charakter ulewy IV stopnia. Deszczu nawalnego wówczas nie zanotowano (Malinowska, Filipiak 2009). Przepływowe zbiorniki retencyjne mają zdolność przechwytywania części wody wezbraniowej uzupełniając tym samym straty związane z parowaniem i redukują w ten sposób niewielkie letnie wezbrania opadowe niemal do zera (Bartnik 2016). W tym przypadku zbiorniki nie były w stanie zredukować wezbrania ze względu na ilość przepływającej przez nie wody.

Działania przeciwpowodziowe podjęte po roku 2001 przez służby sprawiły, że udało się zapobiec przelaniu wody ze zbiorników retencyjnych w zlewni Strzyży i tym samym udało się zminimalizować skutki wystąpienia powodzi w 2017 r. Do działań tych należy zaliczyć wypompowanie wody z przeciążonych zbiorników wodnych, zbudowano wały przeciwpowodziowe, ręcznie udrażniano koryta z zalegających zanieczyszczeń stałych, zabezpieczono wejście do Galerii Bałtyckiej od Strzyży wysokim wałem, czy wreszcie dostarczenie mieszkańcom worków z piaskiem.

Niestety niepokojące jest zmniejszenie powierzchni biologicznie czynnej, bowiem w zlewni Strzyży zauważono spadek powierzchni lasów. Jak podkreślają Bogusz i Tokarczyk (2016) znaczenie retencji naturalnej w zlewni, w tym retencji leśnej, jest nie do przecenienia. Działania takie ograniczają ryzyko i zmniejszają następstwa powodzi. Wielkość redukcji przepływu uzależniona jest nie tylko od wzrostu powierzchni obszarów zalesionych w zlewni, ale również od ich lokalizacji. W celu ograniczenia ryzyka powodziowego korzystne jest wprowadzanie zmian użytkowania terenu w źródłowej części zlewni. Im bliżej ujścia ciek, tym potencjalny wzrost zalesienia ma mniejszy wpływ na redukcję przepływów. Ciupa (2009) analizował fale wezbraniowe w zlewniach Silnicy i Sufragańca. W zurbanizowanej zlewni Silnicy wystąpił szybszy spływ powierzchniowy wód do koryt rzecznych niż w zlewni leśno-rolniczej Sufragańca, co przyczyniło się do kilkakrotnego wzrostu wysokości i objętości fal wezbraniowych, a jednocześnie znacznego skrócenia czasu ich koncentracji i opóźnienia. Przyczyn występowania lokalnych wezbrań Malinowska i Filipiak (2009) upatrują nie tyle w zmieniających się warunkach klimatycznych, ile raczej w działalności człowieka, polegającej na zabudowywaniu kolejnych obszarów naturalnej retencji wód opadowych, bez próby ich zatrzymania w miejscu wystąpienia opadu.

Na konferencji Klimatyczne Fora Metropolitalne (Gajewski 2017) zwrócono uwagę na tworzenie na obszarze Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego mikro retencji niż budowanie nowych, nie przewidzianych wcześniej zbiorników retencyjnych. Powyżej obszaru parku rekomendowano budowę zbiorników oraz podkreślono rolę małej retencji na górnym tarasie zalewowym. W procedurach planowania przestrzennego wskazane jest zapewnienie odpowiedniej powierzchni terenów zieleni oraz powierzchni przepuszczalnych. Planowana jest także rozbudowa sieci monitoringu o kolejne deszczomierze, urządzenia pomiarowe zwierciadła wody na zbiornikach oraz stanów wody na ciekach, a także wdrożenie zintegrowanego modelu nu-

merycznego. Model miałby posłużyć weryfikacji wpływu zmian w przestrzeni miejskiej na system odwodnieniowy i bezpieczeństwo przeciwpowodziowe. Planuje się także zatrudnienie specjalistów do spraw małej retencji, jej promowanie oraz wypracowanie systemu dotacji (Gajewski 2017).

## 6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Zasoby wodne zlewni Strzyży znajdują się pod dominującym wpływem silnej antropopresji. Zmiany antropogeniczne sieci hydrograficznej widoczne są w prawie każdym jej fragmencie. Pomimo znacznych przekształceń obecnych w środowisku naturalnym i postępujących zmianach w strukturze zagospodarowania terenu projektowana jest budowa kolejnych zbiorników retencyjnych, zapór i innych urządzeń hydrotechnicznych. Coraz dłuższe odcinki cieku są poddawane regulacji. Ze względu na postępującą urbanizację nieustannie projektuje się zmiany biegu Strzyży (ostatnia zmiana, wprowadzona w dolnym biegu Strzyży, związana była z budową Galerii Metropolia). Innymi przejawami antropopresji jest budowa nowych osiedli mieszkaniowych, centrów handlowych, parkingów czy dróg komunikacyjnych. Woda deszczowa zmywa zanieczyszczenia z ogromnych połąci miejskich systemami kanalizacji burzowo-deszczowej do cieków powodując zmiany ich chemizmu oraz charakteru przepływu. Tego typu inwestycje mają implikacje w odpływie ze zlewni. Coraz większa powierzchnia obszarów nieprzepuszczalnych powoduje ograniczanie infiltracji. Zwiększa się natomiast spływ powierzchniowy, który w zlewni Strzyży zachodzi dynamicznie i w krótkim czasie od wystąpienia opadu. Jest to także uwarunkowane znacznymi deniwelacjami pomiędzy górną i dolną częścią zlewni. Mała zlewnia miejska Strzyży jest doskonałym przykładem obrazującym efekty działalności człowieka i jej wpływu na występowanie powodzi błyskawicznych (urban flood).

Wyniki badań pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Zbiorniki retencyjne regulują natężenie przepływu w sposób znaczący i nieregularny poprzez techniczne możliwości regulacji odpływu.
2. Odnotowano wzrost powierzchni nieprzepuszczalnych oraz słabo przepuszczalnych, takich jak ogródki działkowe, zwarta oraz rozproszona zabudowa miejska, oraz spadek powierzchni przepuszczalnych, tj. lasów oraz zieleni miejskich;
3. Sezonowość wykazały mierzone parametry: przewodność właściwa oraz BZT<sub>5</sub>, wykazując się lepszymi parametrami w cieplej porze roku i najgorszymi zimą. Profil pomiarowy na wyjściu z rezerwatu przyrody charakteryzował się najniższą średnią wartością BZT<sub>5</sub> w serii danych oraz najniższą średnią wartością przewodności.
4. Wody Strzyży cechowały się dobrym natlenieniem przez cały okres pomiarowy, do podobnych wniosków dochodzili badacze w latach wcześniejszych.
5. Stężenia azotu ogólnego były dobre w całej serii pomiarowej i zakwalifikowano je bez wyjątku do klasy I, przy czym stężenia fosforu ogólnego wykazywały nieregularną sezonowość, wartości klasy I były notowane w marcu.
6. Największe ładunki azotu notowano zimą, zaś najmniejsze wiosną, przy czym najmniejszym ładunkiem jednostkowym azotu oraz fosforu cechowała się zlewnia cząstkowa o dominującym charakterze leśnym, wówczas gdy zlewnie cząstkowe o charakterze zurbanizowanym cechowały się najwyższymi ładunkami fosforu i azotu.
7. Podczas wystąpienia intensywnego opadu zanotowano niższe stężenia jonów, wyższe zaś ładunki biogenów.

Określenie wpływu czynników antropogenicznych na jakość wód zlewni Strzyży wymaga dłuższych serii obserwacyjnych, porównywanych pod względem przyjętych metod pomiarowych. Konieczna jest kontynuacja pomiarów, obserwacji i analizy by móc trafniej przewidywać zmiany oraz eliminować niektóre z nich.

## BIBLIOGRAFIA

- Bogdanowicz R., 2004, Hydrologiczne uwarunkowania transportu wybranych związków azotu i fosforu Odrą i Wisłą oraz rzekami Przymorza do Bałtyku, Wydaw. Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Bartnik A., 2016, Wieloletnie zmiany odpływu małej rzeki miejskiej pod wpływem antropopresji (na przykładzie Sokołówki – Łódź). [w:] Hejduk L., Kaznowska E., (red.), Hydrologia zlewni zurbanizowanych, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, z. 39, Warszawa.
- Bogusz A., Tokarczyk T., 2016, Rola terenów zalesionych w kształtowaniu retencji wód opadowych w zlewniach zurbanizowanych, IMGW [w:] Hejduk L., Kaznowska E., [red.], Hydrologia zlewni zurbanizowanych, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, Zeszyt 39, Warszawa 2016.
- Cieśliński R., Jereczek-Korzeniewska K., 2005, Wpływ warunków regionalnych i lokalnych na funkcjonowanie zlewni potoku Strzyża [w:] Kostrzewski A., Kolander R. [red.] Funkcjonowanie geosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Poznań, s. 241–248.
- Ciupa T., 2009, Wpływ zagospodarowania terenu na odpływ i transport fluwialny w małych zlewniach na przykładzie Sufragańca i Silnicy (Kielce). Wyd. Uniwersytetu Humanistyczno - Przyrodniczego Jana Kochanowskiego, Kielce.
- Czaja S., 1999, Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji (na przykładzie konurbacji katowickiej). Wydaw. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Dobrzyński D., 2006, Naturalne czynniki i procesy kształtujące skład chemiczny wód podziemnych [w:] A. Macioszczyk (red.) Podstawy hydrogeologii stosowanej. PWN, Warszawa, s.170-191.
- Drwał J., Fac J., Borowiak M., Głogowska J., 1996, Zmiany stosunków wodnych w czasach historycznych w granicach obwałowań miasta Gdańsk. [w:] Jankowski A.T., Kaniecki A. (red.), 1996, Dziejowe przemiany stosunków wodnych na obszarach zurbanizowanych. Wyd. Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec, s. 31-41.
- Gajewski R., 2017, Zarządzanie wodami opadowymi w Gdańsku w kontekście zmian klimatycznych, materiał niepublikowany, Konferencja Klimatyczne Fora Metropolitalne. Gdańskie Wody, <http://www.gdmel.pl> (dostęp: 20.10.2019)
- Jankowski A.T.(red.), 2009, Przeobrażenia stosunków wodnych w warunkach zmieniającego się środowiska, Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec.
- Jankowski M., 2018, Wpływ antropopresji na zasoby wodne zlewni Strzyży. Maszynopis w Katedrze Hydrologii UG, Gdańsk.
- Majewski W., 2016, Powódź miejska w Gdańsku w lipcu 2001 roku, IMGW PIB [w:] Hejduk L., Kaznowska E., [red.], Hydrologia zlewni zurbanizowanych, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, Zeszyt 39, Warszawa 2016
- Malinowska M., Filipiak J., 2009, Opady ekstremalne w zlewniach Trójmiasta. (w): Bogdanowicz R., Fac - Beneda J. (red.) 2009, Zasoby i ochrona wód. Obieg wody i materii w zlewniach rzecznych, Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Widomski M.K., 2016, Odpływ wody kanalizacją deszczową z miasta Świdnik w 2014 roku. [w:] Hejduk L., Kaznowska E., (red.), Hydrologia zlewni zurbanizowanych, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, z. 39, Warszawa.
- Mojski J.E., 1979, Objaśnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski. Arkusz Gdańsk (27) 1:50 000, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Pociąg - Karteczka J. (red.) 2006, Zlewnia. Właściwości i procesy. IGI GP UJ, Kraków.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. z 2016 r., poz. 1187).
- Sikora M., 2011, Wpływ zagospodarowania terenu na odpływ w zlewni Strzyży. Maszynopis w Katedrze Hydrologii UG, Gdańsk.
- Sikora M., Cieśliński R., Pietruszyński Ł., 2014, Wpływ Gdańska na stosunki wodne zlewni rzeki Strzyża. (w:) Ciupa T., Suligowski R. [red.], 2014, Woda w mieście, Monografie Komisji Hydrologicznej PTG – tom 2, Instytut Geografii, Uniwersytet Jana Kochanowskiego, Kielce, s. 253-262.

- Sikora M., Cieśliński R., 2015, Kształtowanie się odpływu w zlewni zurbanizowanej na przykładzie zlewni Strzyży. *Inżynieria Ekologiczna* 41, 69-78.
- Solon J. i in., 2018, Physico-geographical mesoregions of Poland: verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data, *Geographia Polonica*, vol. 91, p. 143, 170.
- Staszek W., Polkowska Ż., Dubiella-Jackowska A., 2007, Wpływ obwodnicy Trójmiasta na chemizm wód powierzchniowych niewielkich zagłębień bezodpływowych [w:] Michalczyk Z. (red.), *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym, Badania Hydrograficzne w Poznawaniu Środowiska t. 8*, Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin.
- Szydłowski M., Mikos-Studnicka P., 2015, Wpływ jakości danych hydrologicznych na oszacowanie odpływu ze zlewni miejskiej na przykładzie potoku Strzyża w Gdańsku. *Inżynieria Ekologiczna*, vol. 44, 139-153.



**Joanna KIDAWA, Tadeusz MOLEND**

Uniwersytet Śląski  
Wydział Nauk Przyrodniczych

**WPLYW GÓRNICZYCH DEFORMACJI  
POWIERZCHNI TERENU NA ZMIANY  
MORFOMETRII OBIEKTÓW HYDROGRAFICZNYCH**

**INFLUENCE OF MINING SURFACE DEFORMATION ON  
CHANGES IN THE MORFOMETRY OF HYDROGRAPHIC  
OBJECTS**

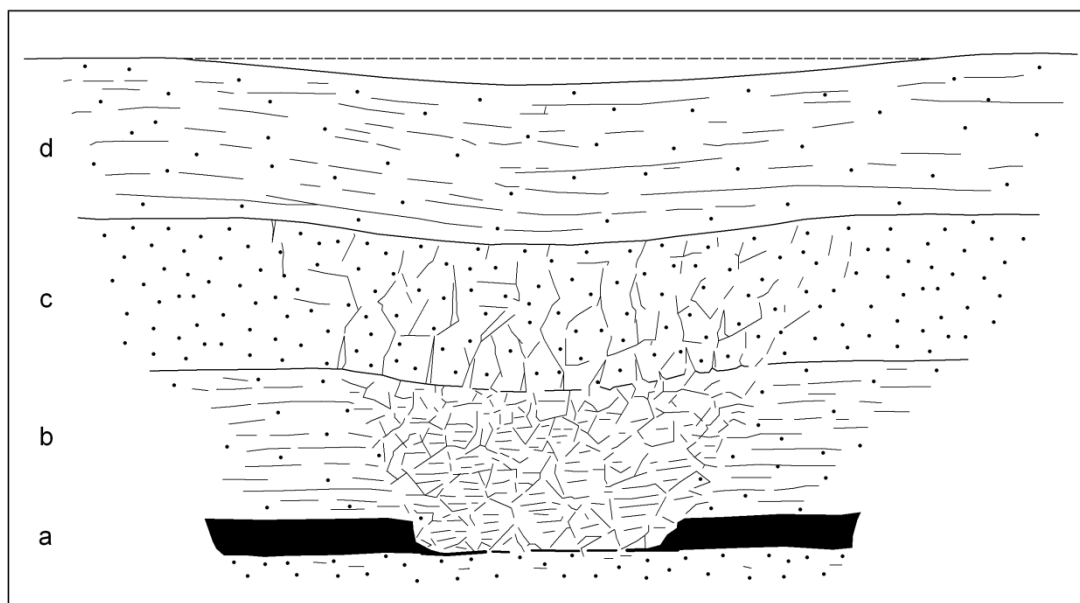
**Abstract**

The exploitation of mineral deposits results in multidirectional changes in the natural environment of mining areas. These changes are particularly visible in land degradation. One of the consequences of underground mining operations is subsidence. The largest subsidence in an area occurs when the exploitation is carried out by means of a long wall system with roof collapsing. A deformation that is called a subsidence basin forms on the surface of the land. The development of its subsidence trough causes a change in the relief of the terrain. As a result, cavities may arise and their maximum depth can exceed more than 30 m in the Upper Silesian Coal Basin area. Such a development is also connected with changes in hydrological conditions. The natural deepening of the troughs results in the remodeling (changes in morphometric parameters) of the existing hydrographic objects. This applies to the linear (rivers), surface (lakes) and point (springs) objects. The article presents the changes in the surface area that affect hydrographic objects (rivers, reservoirs and springs). Particular attention was paid to the changes that take place within the dam reservoirs. As a result of land subsidence, the area and the depth of the dam reservoirs has increased. The point of the maximum depth could be found deeper into a reservoir out of the front dam zone. There is also a change in the morphometry of the reservoir. In extreme cases, the dam stops collecting water and is located outside the reservoir zone. The water management in a reservoir becomes difficult to retain and control. All of the examined objects are located in the Upper Silesian Coal Basin, which currently is the only significant center of hard coal mining in Europe.

**Key words:** subsidence basin, mining exploitation, dam reservoir, spring, bathymetric plan

## 1. WSTĘP

Podziemna eksploatacja złóż surowców mineralnych (w analizowanym przypadku węgla kamiennego) prowadzi do wystąpienia deformacji powierzchni terenu. Największe deformacje występują wówczas, gdy eksploatacja prowadzona jest systemem ścianowym z zawałem stropu. Wówczas na powierzchni terenu tworzy się deformacja zwana niecką osiadania (Chudek, Sapicki 2004; Kołodziejczyk, Wesołowski 2010) (rys.1). Obniżenie powierzchni terenu wynosi od 0,7 do 0,8 miąższości wybranego pokładu węgla. Na obszarach górniczych występują liczne przykłady tego typu deformacji opisane w pracach Żmudy (1973), Kim i in. (2006), Quanyuan i in. (2009), Gorola (2011). Maksymalne obniżenia terenu mogą przekroczyć 30 m. Część z niecek osiadania może wypełnić się wodą (opadową lub gruntową) w następstwie czego dojdzie do powstania tzw. zbiornika w niecce osiadania (Janowski i in. 2001; Machowski i in. 2012). Rozwój niecek osiadania może również przebiegać pod już istniejącymi obiektami hydrograficznymi o naturalnej lub antropogenicznej genezie (Machowski i in., 2016; Molenda 1999). Wówczas dojdzie do zmiany parametrów morfometrycznych tych obiektów. Celem przeprowadzonych badań było wykazanie w jaki sposób górnicze osiadania terenu wpływają na zmiany morfometrii obiektów hydrograficznych.



a - eksploatowany pokład węgla kamiennego, b - strefa zawałowa, c - strefa spękań,  
d - strefa ugięcia – niecka osiadania  
a - exploited coal seam, b - collapse zone, c - crack zone, d - deflection zone - subsidence basin

Rys. 1. Schemat niecki osiadania: (wg S. Żmuda, 1973)  
Fig. 1. Subsidence basin structure: (according to S. Żmuda, 1973)

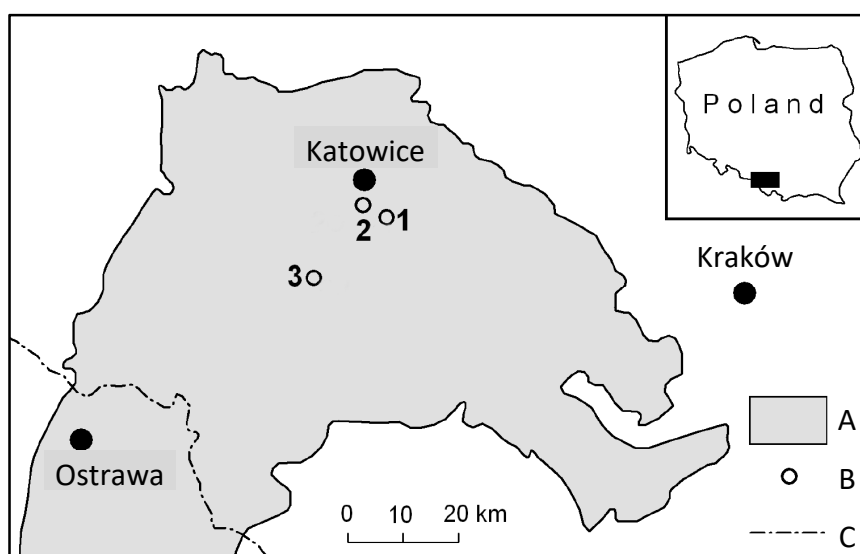
## 2. OBSZAR BADAŃ

Badane obiekty hydrograficzne położone są w południowej Polsce na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, które obecnie jest jedynym znaczącym ośrodkiem wydobywania węgla kamiennego w Europie (rys. 2). Powierzchnia Zagłębia wynosi 7490 km<sup>2</sup>.

Węgiel kamienny występuje w utworach górnego karbonu, których miąższość zmienia się w obrębie zagłębia od kilkuset metrów w części wschodniej do ponad 6000 m w części zachodniej. Łączna grubość pokładów węgla o miąższości powyżej 0,8 m wynosi powyżej 50 m (Gabzdyl 1994). Do badań wytypowano następujące obiekty hydrograficzne:

- powierzchniowe – zbiornik zaporowy „Fala”,
- liniowe – rzeka Wisła’
- punktowe – źródło „Kłodnicy” (rys. 2).

Obiekty te przyjęto na podstawie kartowania hydrograficznego (występowanie zatopionych drzew) oraz interpretacji dostępnych archiwalnych materiałów kartograficznych i map górniczych. Pod wszystkimi obiektami prowadzona była eksploatacja górnicza systemem ścianowym z zawalem stropu. Następstwem było powstanie deformacji powierzchni terenu w postaci niecek osiadania.



- 1 - zbiornik zaporowy „Fala”, 2 - źródło rzeki Kłodnicy, 3 - koryto Wisły: A- obszar GZW, B- badane obiekty, C - granica państwa Polska/Republika Czeska  
 1 - the dam reservoir “Fala”, 2 - a spring of the Kłodnica River, 3 - the Vistula riverbed, A - the research area - the Upper Silesian Coal Basin (GZW), B - the examined objects, C - the border between Poland and the Czech Republic

Rys. 2. Lokalizacja obszaru badań w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym (GZW)  
 Fig. 2. Location of the research area the Upper Silesian Coal Basin (GZW)

### 3. METODY BADAŃ

Pomiar głębokości zbiorników i rzeki wykonano z pontonu z wykorzystaniem echosondy LOWRANCE HDS 5 – Gen 2 z wbudowanym odbiornikiem GPS, umożliwiającej wykonanie dokładnego sondowania głębokości dna zbiornika, skorelowanego z 16 kanałowym pozycjonowaniem względem systemu GPS, sonara bocznego Lowrance LSS-2, dającego obraz z boku łodzi na odległość do 152 m oraz satelitarnego systemu pozycjonowania DGPS. Gęsta sieć takich pomiarów jest bazą do stworzenia trójwymiarowego modelu dna badanego zbiornika. Zebrane dane pomiarowe posłużyły do wykreślenia planu batymetrycznego zbiornika w układzie współrzędnych płaskich prostokątnych 1992, za pomocą programu wykorzystującego systemy informacji przestrzennej ArcGIS firmy ESRI wraz z rozszerzeniami oraz obliczenia parametrów morfometrycznych. Podczas pomiarów dla każdego z impulsów (ping)

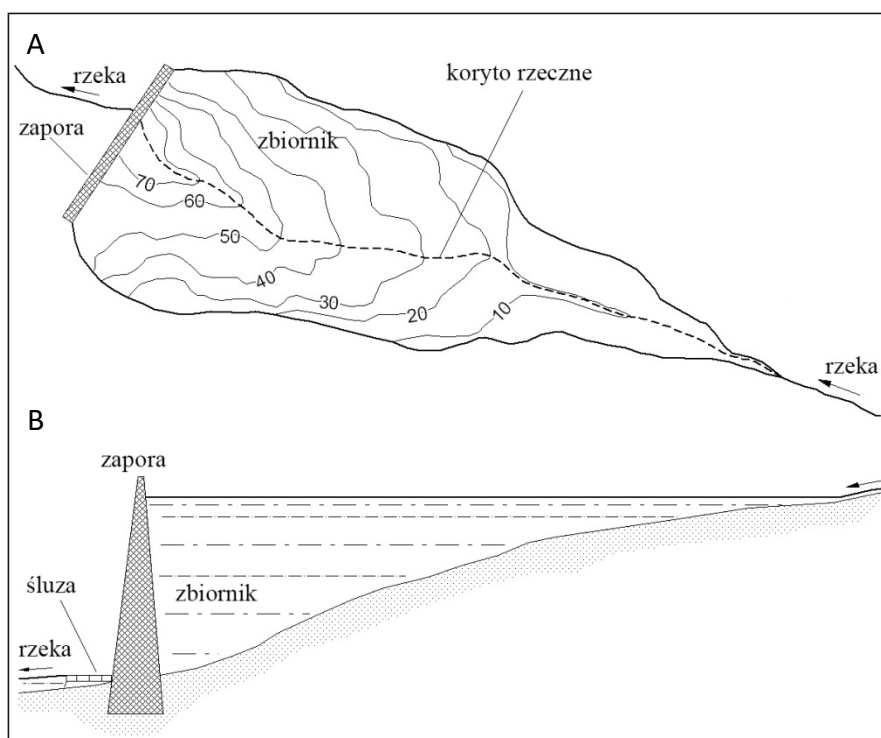
wysłanych przez echosondę zapisywane były informacje dotyczące głębokości oraz długości i szerokości geograficznej punktu. Pontonem poruszano się w taki sposób aby powstał kratowy układ profilowań. Jest to powszechnie stosowana technika pozwalająca na szybkie i precyzyjne określenie głębokości akwenu (Osadczyk 2017).

Na podstawie wyników pomiaru echosondą wykreślono plany batymetryczne badanych obiektów hydrograficznych. Do wykreślenia planów batymetrycznych użyto oprogramowania Arc Map 10.2.1. Ten sam program pozwolił na wykreślenie profili poprzecznych i podłużnych badanych obiektów.

## 4. WYNIKI I DYSKUSJA

### 4.1. Zmiany morfometrii zbiornika zaporowego

Analiza planów batymetrycznych zamieszczonych w literaturze przedmiotu zbiorników zaporowych wskazuje, że charakterystyczną cechą tych akwenów jest to, że najgłębsze miejsce w zbiorniku znajduje się zawsze w strefie zapory czołowej (Kasza 2009; Yutsis 2014). Z uwagi na kształt zbiorników przypominający w przekroju podłużnym trójkąt prostokątny, najgłębsze miejsce usytuowane jest przy zapory w miejscu przebiegu dawnego koryta rzecznej (rys. 3).



Rys. 3. Schemat zbiornika zaporowego (wg Z. Kajak, 1998, zmodyfikowany)

Fig. 3. Dam reservoir structure (according to Z. Kajak, 1998, modified)

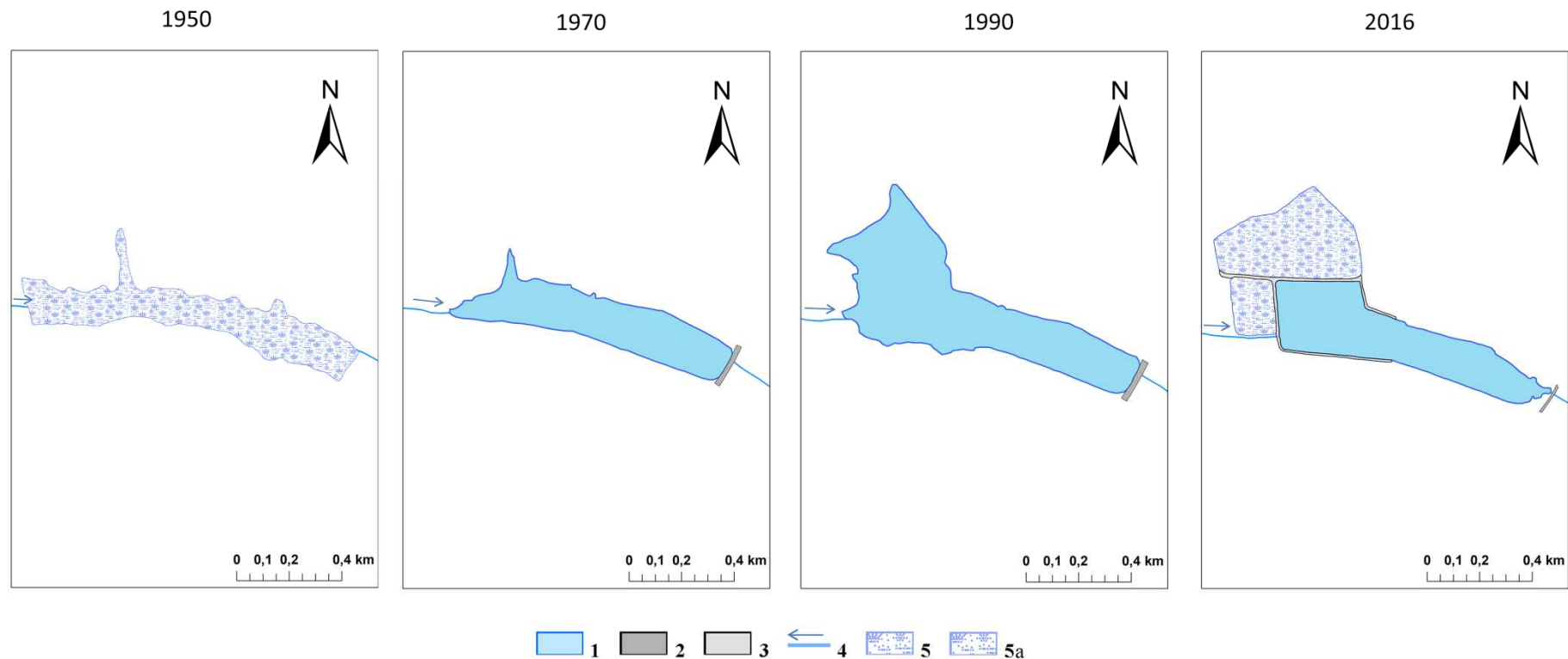
Analizowany zbiornik „Fala” ( $50^{\circ}19'34''\text{N}$ ,  $19^{\circ}08'57''\text{E}$ ) był typowym zbiornikiem zaporowym powstałym w wyniku przegrodzenia dna doliny rzecznej zaporą i spiętrzenia wód cieku. Była to zapora ziemna umocniona od strony wody betonowym ekranem zapobiegającym procesom erozyjnym. Zbiornik „Fala” powstał w latach 60. XX w. Położony jest w obrębie pola górniczego nieczynnej już kopalni

węgla kamiennego „Wesoła”. Eksploatacja na tym obszarze została zakończona w 2015 roku i nie planuje się jej wznowienia.

Eksploatacja złóż węgla kamiennego pod dnem omawianego zbiornika doprowadziła do rozwoju niecki osiadania, której powierzchnia wynosi około 10 ha. W następstwie doszło do znacznych zmian kształtu czaszy zbiornika oraz szeregu parametrów morfometrycznych. Zmianie uległa przede wszystkim powierzchnia zbiornika. Osiadanie terenu prowadzi bowiem do powstania zawodnień rozlewiskowych czyli specyficznego „rozlewania się” zbiornika (rys. 4). Największe zmiany zbiornika nastąpiły w jego zachodniej części. Rozwój zawodnień rozlewiskowych stwierdzony został również w przypadku innych obiektów hydrograficznych położonych na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego (Jankowski 2001; Gorol 2011; Machowski, Molenda 2015). W niektórych przypadkach może dojść do poważnego uszkodzenia budowli hydrotechnicznych. Sytuacja taka miała miejsce w przypadku zbiornika zaporowego „Kajakowy”, gdzie nastąpiło zapadnięcie zapory czołowej (Molenda 1999). Aby zapobiec dalszemu „rozlewaniu” się zbiornika wykonano roboty ziemne, które polegały między innymi na budowie wałów ograniczających powierzchnię zbiornika (rys. 4). Pomimo tego obszar zawala nadal jest zawodniony i porośnięty roślinnością hydrofilną (rys. 4).

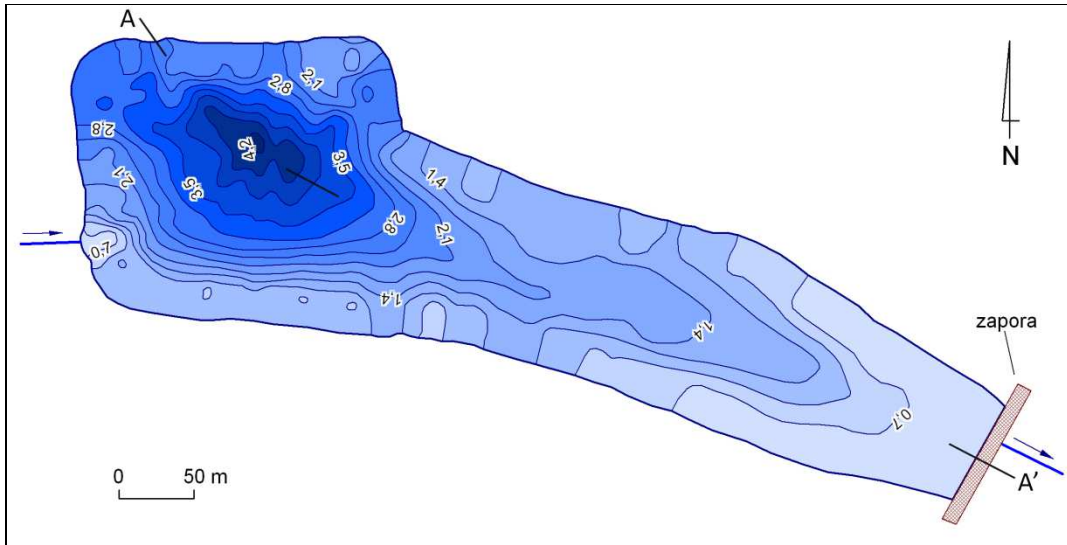
Analiza planu batymetrycznego zbiornika „Fala” (rys. 5) pozwala stwierdzić, iż w zbiorniku występuje głębocek (4,2 m). Jego lokalizacja jest nietypowa dla zbiornika zaporowego, gdyż obejmuje on strefę cofki zbiornika a nie miejsce przy zaporze. Związane jest to z centralną częścią niecki osiadania, gdzie obniżenie terenu osiągnęło największą wartość. W omawianym zbiorniku przesunięciu uległa nie tylko lokalizacja głębocka (poza strefę zapory czołowej), ale również głębokość maksymalna. Obecnie jest ona większa od tej, która wynikałaby z wysokości zapory i możliwego do uzyskania maksymalnego poziomu piętrzenia.

Charakterystyczną cechą większości zbiorników zaporowych jest to, że posiadają one spusty denne za pomocą których można doprowadzić do całkowitego osuszenia zbiornika (rys. 3). Działania takie najczęściej podejmuje się na czas generalnego remontu zapory. W przypadku analizowanego zbiornika spusty denne są całkowicie otwarte a zapora nie pełni żadnych funkcji piętrzących. Rzędna zwierciadła wody w zbiorniku pokrywa się bowiem z rzędną wlotu upustów dennych. Analiza przekroju podłużnego (A-A) wykazuje wiele załomów w dnie zbiornika, co jest następstwem deformacji górotworu w strefie niecki (rys. 6). W analizowanym przypadku doszło więc do powstania zbiornika, którego nie da się opróżnić. Występuje złożona geneza akwenu, a obecnie zbiornik reprezentuje zaporowo-zapadliskowy typ genetyczny.

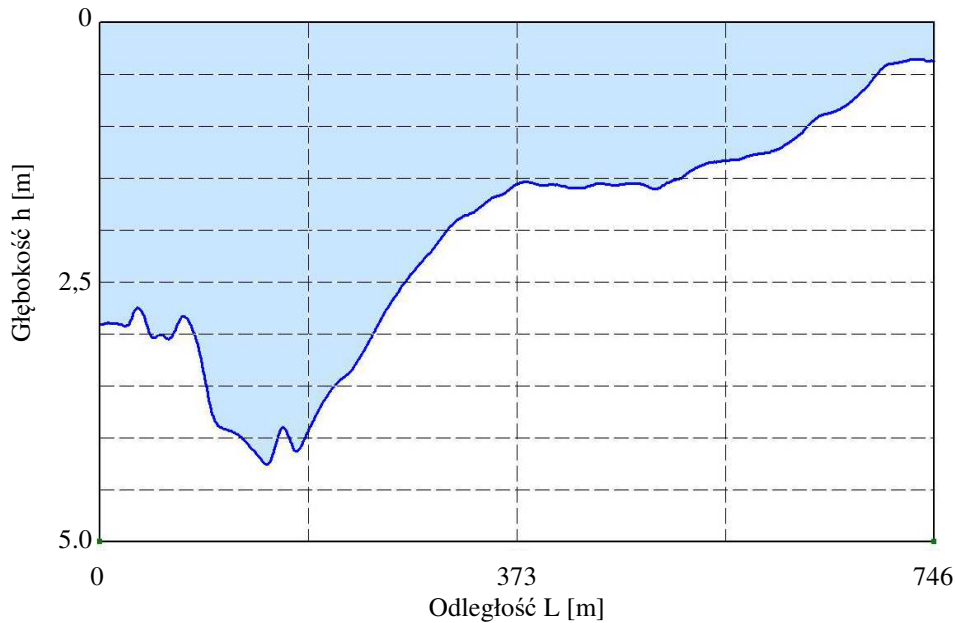


1 - powierzchnia zbiornika Fala w latach 1970, 1990, 2016; 2 - zapora w 1970, 1990, 2016; 3 - grobla w 2016 r. ; 4 - rzeka Przyrwa w 1970, 1990, 2016;  
 5 - mokradła w 2016; 5a - powierzchnia mokradła w 1950 roku  
 1 - surface area of the "Fala" in 1970, 1990, 2016; 2 - the dam in 1970, 1990, 2016; 3 - causeway in 2016; 4 - the Przyrwa River in 1970, 1990, 2016;  
 5 - the wetland in 2016; 5a - the wetland area in 1950

Ryc. 4. Zmiany powierzchni zbiornika zaporowego „Fala” spowodowane rozwojem niecki osiadania  
 Fig. 4. Changes in the surface area of the "Fala" dam reservoir caused by the development of the subsidence basin



Rys. 5. Plan batymetryczny zbiornika „Fala”.  
 Fig. 5. Bathymetric plan of the “Fala” reservoir.

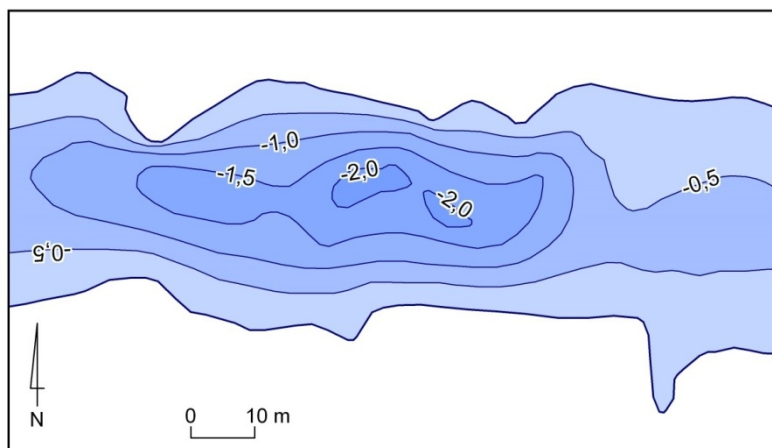


Rys. 6. Przekrój A-A' zbiornika „Fala”.  
 Fig. 6. Cross-section A-A' of the “Fala” reservoir

## 4.2. Zmiany morfometrii koryta rzeki

Do badań wytypowano fragment koryta rzeki Wisły położonej w jej górnym biegu w okolicach Czechowic (49°93'77"N, 18°99'33" E) (rys. 2). Ten fragment koryta Wisły położony jest w obrębie pola górniczego kopalni węgla kamiennego „Silesia”. Również w tym przypadku pod dnem koryta Wisły prowadzona była eksploatacja metodą z zawalem stropu a maksymalna wielkość osiadania terenu wyniosła 5,5 m. Rozwój niecki osiadania doprowadził do znacznej deformacji profilu podłużnego dna koryta rzeki. Analiza planu batymetrycznego wskazuje na wyraźne przegłębienie dna koryta w strefie niecki osiadania (rys. 7). W strefie niecki osiada-

nia nastąpił znaczący wzrost głębokości koryta Wisły. Zarówno powyżej jak i poniżej obszaru objętego osiadaniem maksymalna jej głębokość Wisły wynosi 0,5 m. W strefie niecki osiadania maksymalna głębokość wzrosła do 2,0 m. Plan batymetryczny koryta Wisły wykonano przy stanie wody 90 cm (wodowskaz Goczałkowice). Podanie stanu wody przy pomiarach batymetrycznych rzek jest bardzo istotne, na co zwracał uwagę Molenda (2018). Opisane zmiany badanego odcinka rzeki Wisły występują również na innych rzekach GZW (Gorol 2011; Machowski, Molenda 2015).



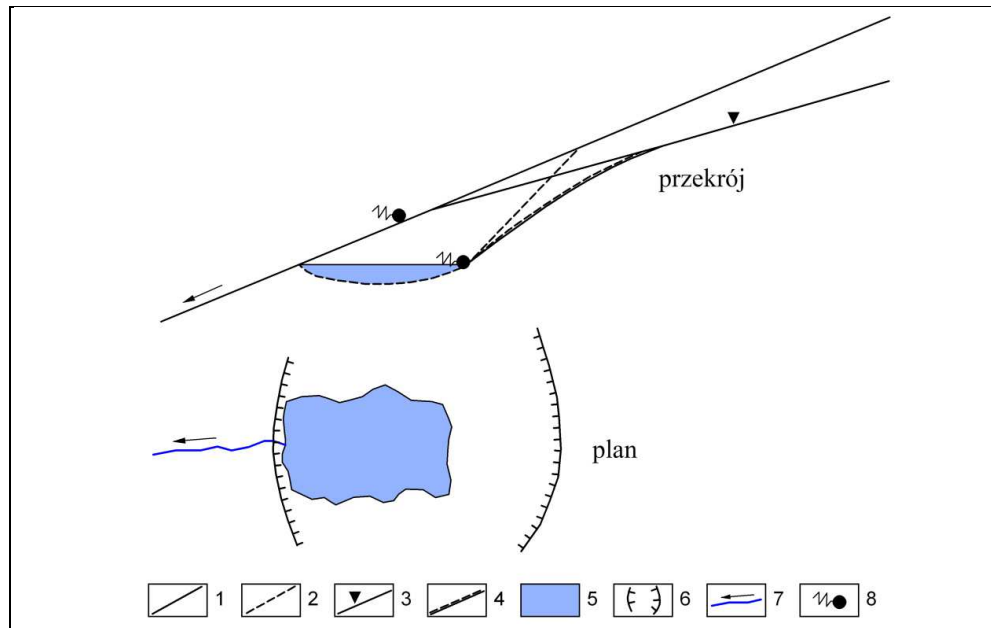
Rys. 7. Plan batymetryczny badanego odcinka rzeki Wisły  
Fig. 7. Bathymetric plan of the examined section of the Vistula River

### 4.3. Zmiana morfometrii niszy źródłiskowej

Najbardziej spektakularne zmiany związane są z przekształceniem źródeł. Do badań wytypowano źródła rzeki Kłodnicy, zlokalizowane w katowickiej dzielnicy Brynów ( $50^{\circ}23'50''N$ ,  $19^{\circ}00'29''E$ ) (rys. 2). Do lat 60. XX wieku w miejscu tym znajdował się zespół 5 źródeł (ułożonych liniowo) o średniej wydajności  $5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Leś-Rogoż 1962). Były to źródła warstwowo-kontaktowe czyli woda wypływała na kontakcie dwóch warstw skalnych (piaskowce/glina). Pod względem położenia w stosunku do rzeźby terenu były to źródła stokowe. Warstwę wodonośną stanowiły piaskowce karbońskie, a wypływ wód następował grawitacyjnie. Pod obszarem źródłiskowym Kłodnicy eksploatacja prowadzona jest przez kopalnię węgla kamiennego „Wujek”. Rozwój niecki osiadania doprowadził do zmiany typu źródła. Powstały tak zwane „źródła basenowe”. Według Gutry-Koryckiej i Werner-Więckowskiej (1996) są to źródła, które wyprowadzają wody podziemne do zagłębień terenowych, tworząc na powierzchni zbiornik z odpływem. Takie zjawisko występuje obecnie w obrębie źródeł Kłodnicy (rys. 8).

Tego typu źródła występują głównie na obszarach krasowych np. Blue Eye w Albanii, Eye of Skakavice w Czarnogórze (obserwacje własne autorów). W analizowanym przypadku nastąpiła całkowita transformacja typu źródeł ze stokowych w basenowe. Powierzchnia nowo powstałego zbiornika (basenu źródłowego) wynosi  $200 \text{ m}^2$  a maksymalna głębokość 1,2 m (rys. 9). Wypływ wód nadal odbywa się pod wpływem siły grawitacji, a odpływająca ze zbiornika woda daje początek rzece Kłodnicy.

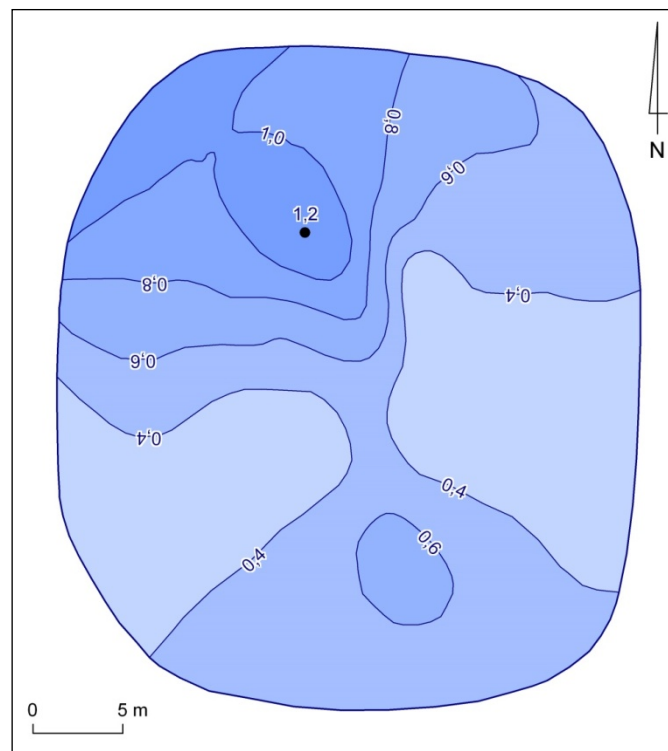




1 - pierwotna powierzchnia stoku, 2 - obecna powierzchnia stoku, 3 - pierwotne zwierciadło wód podziemnych, 4 - obecne zwierciadło wód podziemnych, 5 - zbiornik wodny, 6 - krawędzie niecki osiadania, 7 - odpływ wody z basenu (początek rzeki Kłodnicy), 8 - źródło  
 1 - original slope area; 2 - current slope area; 3 - original groundwater table; 4 - current groundwater table; 5 - the reservoir, 6 - edges of the subsidence trough; 7 - water outflow from the basin (start of the Kłodnica River); 8 - spring

Rys. 8. Zmiany źródeł rzeki Kłodnicy spowodowane rozwojem niecki osiadania (wg Molenda 1999, zmodyfikowany)

Fig. 8. Changes in the springs of the Kłodnica River due to the development of the subsidence basin (according to Molenda, 1999, modified)



Rys. 9. Plan batymetryczny niecki źródłiskowej Kłodnicy  
 Fig. 9. Bathymetric plan of the springs basin of the Kłodnica River

## 5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przeprowadzone badania wskazują, że zarówno naturalne (rzeki i źródła), jak i antropogeniczne (zbiorniki zaporowe) obiekty hydrograficzne podlegają zmianom w następstwie górniczych deformacji powierzchni terenu. Rozwój niecki osiadania pod dnem zbiorników zaporowych prowadzi głównie do:

- zwiększenia ich powierzchni,
- zwiększenia głębokości maksymalnej,
- przesunięcia punktu maksymalnej głębokości poza strefę zapory czołowej,
- przekształcenia zbiornika w akwen niespuszczalny,
- mechanicznych uszkodzeń konstrukcji zapory (pęknięcia),
- utraty planowanych funkcji zbiornika.

W przypadku rzek rozwój niecki osiadania powoduje:

- zwiększenia głębokości maksymalnej,
- deformacje profilu dna.

W przypadku źródła prowadzi do zatopienia niszy źródłiskowej a tym samym powstaniu nowego typu genetycznego źródła. Na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego eksploatacja metodą z zawalem stropu nadal prowadzona jest w wielu kopalniach. Na terenie państwa polskiego procesami deformacji powierzchni objęte jest około 20% tego obszaru. Dlatego też opisane w artykule procesy będą zachodziły nadal i dotyczyły innych obiektów hydrograficznych. Tego typu proces stwierdzono również w obrębie stawów hodowlanych (Molenda 2015). Również na innych obszarach górniczych świata (gdzie jest lub będzie prowadzona eksploatacja metodą z zawalem stropu) wystąpią podobne zjawiska. Mogą one prowadzić do zmiany parametrów morfometrycznych, a także uszkodzenia budowli hydrotechnicznych w skrajnych przypadkach katastrof. Sytuacja taka może mieć miejsce w przypadku wystąpienia deformacji typu nieciągłego (zapadliska). Dlatego też bardzo ważnym jest aby w rejonach eksploatacji górniczej wyznaczać tak zwane „filary ochronne” z zakazem eksploatacji w strefie obiektów hydrotechnicznych i hydrograficznych. Pozostawianie filarów ochronnych jest zaleceniem powszechnym na obszarach górniczych (Sztelak 1998). Jednak jak pokazują przedstawione badania nie jest to zalecenie we wszystkich przypadkach respektowane.

## BIBLIOGRAFIA

- Chudek M., Sapicki K.F., 2004, Ochrona środowiska w Górnośląskim i Donieckim Zagłębiu Węglowym. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Gabzdyl W., 1994, Geologia złóż węgla: złoża świata. Polska Agencja Ekologiczna, Warszawa, ss. 399.
- Gutry-Korycka M., Werner-Więckowska H., 1996, Przewodnik do hydrograficznych badań terenowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 276.
- Gorol M., 2011, Poeksploatacyjne deformacje profilu rzeki skutkujące powstaniem zawodnień terenu. *Górnictwo i Geologia*, T. 6 Zeszyt 4: s. 19-26.
- Jankowski A.T., 1995, Z badań nad antropogenicznymi zbiornikami wodnymi na obszarze górnośląskim. [w:] Wybrane zagadnienia geograficzne. Pamięci geografów Uniwersytetu Śląskiego Józefa Szaflarskiego i Piotra Modrzejewskiego. WNoZ UŚ, Oddz. Katowicki PTG, Sosnowiec.
- Kajak Z., 1998, Hydrobiologia - limnologia. Wydawnictwo naukowe PWN, ss. 355.
- Kasza H., 2009. Zbiorniki zaporowe. Znaczenie - eutrofizacja - ochrona. Wydawnictwo ATH, Bielsko-Biała.
- Kim K. D., Lee S, Oh HJ, Choi JK, Won JS., 2006, Assessment of ground subsidence hazard near an abandoned underground coalmine using GIS. *Environmental Geology* 50: s. 1183-1191. DOI:10.1007/s00254-006-0290-5.

- Kołodziejczyk P., Wesołowski M., 2010, The influence of deformational parameters of a numerical model on the subsidence basin profile for chosen working depths. *Archives of Mining Sciences* 55: s. 775-781.
- Leś-Rogoż A., 1962, Charakterystyka hydrograficzna Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, Wyd. Komitet ds. GOP PAN, Biuletyn, 64, Warszawa, ss. 129.
- Machowski R., Rzetala MA, Rzetala M. 2012, Transformation of lakes insubsidencebasins in the Silesian Upland (Southern Poland). 12th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2012, Vol. 3: p. 895-901. DOI: 10.5593/sgem2012/s13.v3050.
- Machowski R., Molenda T., 2015, Charakterystyka morfometryczna wybranych antropogenicznych zbiorników wodnych, *Monografie Komisji Hydrologicznej PTG*, Tom 3, s. 273-285.
- Machowski R., Rzetala M.A., Rzetala M., Solarski M., 2016, Geomorphological and Hydrological Effects of Subsidence and Land use Change in Industrial and Urban Areas. *Land Degradation and Development* 27(7):1740-1752 DOI: 10.1002/ldr.2475
- Molenda T., 1999, Wpływ działalności górniczej na kształtowanie stosunków wodnych (na wybranych przykładach z obszaru GZW). [w:] *Materiały sympozjum polsko-czeskiego. WNoZ, Uniwersytet Śląski, Sosnowiec.*
- Molenda T., 2015, Zmiany morfometrii stawów hodowlanych pod wpływem górniczych osiadań terenu, *Inżynieria Ekologiczna* 42, s. 36-41.
- Molenda T., 2018, Charakterystyka morfometryczna koryta Dunajca w obrębie „Zbójnickiego Skoku” Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody.
- Osadczuk A., 2017, Badania osadów dennych akwenów śródlądowych z zastosowaniem metod hydroakustycznych, *Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Rozprawy i studia, T. (MXXXVIII) 964: ss. 223.*
- Sztelak J., 1998, *Hydrogeologia górnicza i sposoby zwalczania zagrożeń wodnych w kopalniach podziemnych.* Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, wyd. III, Gliwice, ss. 500.
- Yutis V\*, Krivosheya K., Levchenko O., Lowag J., de León Gómez H., Tamez A., 2014, Ponce Bottom topography, recentsedimentation and water volume of the Cerro Prieto Dam NE Mexico- *Geofísicainternacional* 53-1: p. 27-3827
- Quanyuan W., Jiewu P., Shanzhong Q., Yiping L., Congcong H., Tingxiang L., Limei H., 2009, Impacts of coal miningsubsidence on the surface landscapein Longkoucity, Shandong Province of China. *Environmental Earth Sciences* 59: p. 783-791. DOI:10.1007/s12665-009-0074-9.
- Żmuda S., 1973, *Antropogeniczne przeobrażenia środowiska przyrodniczego konurbacji górnośląskiej, Śląski Instytut Naukowy, Katowice, ss. 211.*



**Robert MACHOWSKI**

Uniwersytet Śląski  
Wydział Nauk Przyrodniczych

**RÓWNOWAGA WĘGLANOWA WÓD ZBIORNIKÓW  
WODNYCH W NIECKACH Z OSIADANIA  
I ZAPADLISKACH NA WYŻYNIE ŚLĄSKIEJ**

**CARBONATE EQUILIBRIUM OF WATER BODIES  
IN SUBSIDENCE BASINS AND SINKHOLES  
IN THE SILESIA UPLAND**

**Abstract**

The state of the carbonate equilibrium of the aquatic environment in light of the contemporary climate changes is currently taking on a new meaning. The release of free carbon dioxide from surface waters into the atmosphere is particularly important in this regard. One of the parameters that is used to study the carbonate systems of surface water is the SIc saturation index, which enables the aggressiveness of carbonate to be determined. The aim of the studies, which were conducted on the anthropogenic water reservoirs that are located in the subsidence basins and sinkholes in the Silesian Upland, was to determine the carbonate equilibrium of limnic waters. In order to achieve the objectives, both field and laboratory tests were carried out. The field hydrological mapping took place in October 2013 during the autumn homothermy. The measurements were taken with a multi-parameter YSI 6600 V2 probe directly in the field and water samples were taken for further laboratory analyses. A detailed chemical analysis of the water samples was performed using a Metrohm 850 Professional IC ion chromatography system in the Water Analysis Laboratory of the Faculty of Earth Sciences of the University of Silesia. The determination of the carbonate equilibrium of the waters showed that carbonate deposition occurs in 24 reservoirs and thus free carbon dioxide is released into the atmosphere. Only in reservoir no. 1, which is located in Tychy, was the water aggressive towards calcite.

**Key words:** carbonate aggressiveness, calcium carbonate, bottom sediments, anthropogenic water reservoirs

## 1. WSTĘP

Stan równowagi węglanowej środowiska wodnego w świetle współczesnych zmian klimatycznych nabiera nowego znaczenia (Sundquist 1993; Machowski i in. 2014; Chen 2019). Istotne w tym względzie jest zwłaszcza uwalnianie na drodze czysto chemicznej wolnego dwutlenku węgla ( $\text{CO}_2$ ) do atmosfery, co związane jest z wytrącaniem z wody węglanu wapnia ( $\text{CaCO}_3$ ) i jego akumulacją w osadach dennych rzek i jezior. Proces ten wzmacnia efekt cieplarniany, przy czym należy pamiętać, że zachodzi w przyrodzie w sposób naturalny (Andersen 2002; Ferencz, Dawidek 2015).

Jednym z parametrów stosowanym do badania układów węglanowych wód powierzchniowych jest wskaźnik nasycenia  $\text{SI}_c$  (saturation indeks), który pozwala na określanie agresywności węglanowej. Powszechnie odnoszony jest do wód krasowych i rozumiany jako zdolność do rozpuszczania skał zawierających w swoim składzie węglan wapnia (Pulina 1999). Dostyc często wskaźnik nasycenia  $\text{SI}_c$  wykorzystywany jest w przypadku badania równowagi węglanowej wód powierzchniowych i podziemnych zarówno w środowisku naturalnym (Barczyk 1998; Jeżmanowska, Machowski 2000), jak również na terenach silnie zmienionych przez człowieka (Machowski 2004, 2011; Rzętała 2007).

Celem badań prowadzonych w obrębie antropogenicznych zbiorników wodnych zlokalizowanych w nieckach z osiadania i zapadliskach na Wyżynie Śląskiej było określenie równowagi węglanowej wód limnicznych.

## 2. OBSZAR BADAŃ

Wyżyna Śląska to jednostka fizycznogeograficzna o randze makroregionu, w skład którego wchodzi takie mezoregiony jak: Chełm, Garb Tarnogórski, Wyżyna Katowicka, Płaskowyż Rybnicki i Pagóry Jaworznickie. Opisywany teren o powierzchni blisko 4 tys.  $\text{km}^2$  położony jest w południowej części Polski (rys. 1) i wchodzi w skład Podprowincji Wyżyny Śląsko-Krakowskiej będącej częścią Prowincji Wyżyny Polskie (Kondracki 2002).

Wyżyna Śląska odznacza się największymi w skali całego kraju zmianami środowiska przyrodniczego spowodowanymi gospodarczą działalnością człowieka. Decydujące znaczenie w tym względzie odegrała industrializacja (znaczna koncentracja wielu gałęzi przemysłu i górnictwa) oraz związany z tym postęp urbanizacji. Antropopresja objęła wszystkie elementy środowiska naturalnego: atmosferę, litosferę, pedosferę, hydrosferę i biosferę. Szczególnie silne oddziaływanie antropopresji objęło obszar Wyżyny Katowickiej oraz Płaskowyżu Rybnickiego, a największe zaburzenia obserwuje się w stosunkach wodnych oraz ukształtowaniu powierzchni terenu. Wyżyna Śląska odznacza się występowaniem kilku tysięcy sztucznych zbiorników wodnych. W ostatnich kilkunastu, a nawet kilkudziesięciu latach dla terenów tych przyjęło się określanie „pojezierze antropogeniczne” (Jankowski 1986; Czaja 1999, 2003; Machowski, Rzętała 2006; Rzętała 2007, Rzętała, Jaguś 2012). Spośród kilku typów genetycznych czasz zbiornikowych najbardziej liczne są zbiorniki powstałe przy częściowym udziale człowieka, jako niezamierzony efekt jego gospodarczej działalności (Jankowski, Rzętała 2004). Są to badane zbiorniki wodne w nieckach z osiadania i w zapadliskach (rys. 1). Zasięg ich występowania obejmuje obszary podziemnej eksploatacji surowców mineralnych (węgiel kamienny, rudy cynku i ołowiu), na których występuje zjawisko osiadania i zapadania terenu. Proces osiadania i zapadania inicjuje jedynie powstanie na powierzchni terenu zagłębień. Aby

w tych miejscach powstały zbiorniki wodne muszą być spełnione określone warunki. W osiadającym górotworze stosunkowo płytko pod powierzchnią terenu muszą zalegać warstwy utworów nieprzepuszczalnych, które skutecznie zatrzymują infiltrującą w podłoże wodę. W obniżeniach terenu koncentruje się napływ wód podziemnych oraz spływ wód opadowych i roztopowych. Gromadzące się wody wypełniają powstałe zagłębienia terenu w wyniku czego powstają zbiorniki (Machowski 2010).



1 - sieć rzeczna, 2 - ważniejsze zbiorniki wodne w regionie, 3 - badane zbiorniki (zgodnie z numeracją w tab. 1), 4 - badane zbiorniki w powiększonej skali (zgodnie z numeracją w tab. 1), 5 - ważniejsze miasta, 6 - Republika Czeska

1 - river network, 2 - major water reservoirs in the region, 3 - studied reservoirs (according to the numbers in Table 1), 4 - studied reservoirs in an enlarged scale (according to the numbers in Table 1), 5 - major cities, 6 - Czech Republic

Rys. 1. Położenie badanych zbiorników wodnych w nieckach z osiadania i zapadliskach na Wyżynie Śląskiej

Fig. 1. Location of the studied water reservoirs in the subsidence basins and sinkholes in the Silesian Upland

### 3. METODY BADAŃ

W celu określenia równowagi węglanowej wód limnicznych badanych zbiorników wodnych przeprowadzono zarówno badania terenowe, jak i laboratoryjne. Terenowe kartowanie hydrologiczne odbyło się w czasie jesiennej homotermii, w październiku 2013 r. Bezpośrednio w terenie wykonano pomiary podstawowych parametrów fizycznych i chemicznych wody, takich jak: temperatura, odczyn, przewodność elektrolityczna właściwa, natlenienie. W tym celu wykorzystano wieloparametrową sondę YSY 6600 V2. W trakcie badań terenowych z 25 wytypowanych

zbiorników pobrano również próby wody do dalszych analiz laboratoryjnych (rys. 1). Aby zapewnić niezmiennosc składu chemicznego wody, próbki pobierano do biernych chemicznie, zaopatrzonych podwójnym korkiem butelek z wysokociśnieniowego polietylenu o pojemności 500 ml. Pojemniki napełniano przez zanurzenie po ich trzykrotnym przepłukaniu wodą pobieraną do analizy. Następnie pobrane próby wody przewieziono do laboratorium, gdzie były przechowywane w temperaturze ok. 4°C do czasu wykonania analiz. W Laboratorium Analiz Wody Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego na chromatografie jonowym 850 Professional IC firmy Metrohm wykonano analizy chemiczne prób wód oznaczając w nich m.in. obecność: wapnia ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnezu ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sodu ( $\text{Na}^+$ ), potasu ( $\text{K}^+$ ), wodorowęglanów ( $\text{HCO}_3^-$ ), siarczanów ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), azotanów ( $\text{NO}_3^-$ ) oraz chlorków ( $\text{Cl}^-$ ).

Agresywność wody jest jednym z pośrednich parametrów stosowanym w przypadku badania układów węglanowych wód powierzchniowych. Agresywność wody może być określona za pomocą wskaźnik nasycenia (*saturation indeks*). W założeniach tej metody oblicza się ilościowe odchylenie danej wody od stanu równowagi z kalcytem (*saturation indeks to calcite*)  $\text{SI}_c$ . Wskaźnik ten stosowany jest w hydrochemii i pozwala na określenie stanu wody w stosunku do rozpuszczonego przez nią węglanu wapnia (Krawczyk, Michalska 1999). Pomierzone parametry fizyczne i chemiczne posłużyły do określenia agresywności węglanowej wód limnicznych badanych zbiorników. Agresywność wody została obliczona w arkuszu kalkulacyjnym Excel z wykorzystaniem formuł matematycznych zaproponowanych przez W. Krawczyk (1999). Przyjmuje się, że wody o ujemnym wskaźniku są agresywne i rozpuszczają węglan wapnia. Natomiast gdy jego wartości są wyższe od 0,00 wówczas wody są przesycone w stosunku do kalcytu, a tym samym w tego typu środowisku może dochodzić do wytrącania węglanu wapnia i jego deponowaniu w osadzie.

#### 4. WYNIKI I Dyskusja

Zrozumienie i poznanie czynników wpływających na stan równowagi węglanowej środowisk limnicznych aktualnie nabiera ważnego znaczenia. Na skutek zachodzących reakcji w wodach powierzchniowych wolny dwutlenek węgla ( $\text{CO}_2$ ) uwalniany jest do atmosfery. Powszechnie uważa się, że gaz ten odpowiada za nasilenie efektu cieplarnianego, dlatego też tak istotne okazuje się określenie równowagi węglanowej środowisk limnicznych będących przedmiotem badań wchodzących w zakres nauk o Ziemi. Rozpoznanie równowagi węglanowej wód retencjonowanych w badanych zbiornikach przeprowadzono metodą pośrednią, w której wykorzystano wskaźnik agresywności wody określony poprzez ilościowe odchylenie danej wody od stanu równowagi z kalcytem (*saturation indeks to calcite*)  $\text{SI}_c$ . Określenie równowagi węglanowej wód z wykorzystaniem tego wskaźnika wykazało, że w 24 zbiornikach następuje depozycja węglanów, a tym samym domniemać można, że następuje uwalnianie wolnego dwutlenku węgla do atmosfery. Jedynie w zbiorniku nr 1 położonym w Tychach wody cechują się agresywnością w stosunku do kalcytu (tablica 1).

Wytrącający się w środowisku limicznym węglan wapnia, który następnie ulega depozycji, stanowi podstawowy składnik osadów dennych zaliczanych do grupy osadów chemicznych. Według A. Choińskiego (2007) istnieje zgodny pogląd, że wytrącanie węglanu wapnia ( $\text{CaCO}_3$ ) z wody następuje w wyniku współdziałania procesów chemicznych, biologicznych oraz fizycznych. Złożoność tego zjawiska, sprawia, że niezwykle trudno jest wskazać dominujący proces, który prowadzi do jego depozycji. Węglan wapnia w środowisku wodnym może również powstawać



w wyniku asymilacyjnej aktywności roślinności podwodnej. Dlatego też powszechnie uważa się, że pochodzenie węglanu wapnia w osadach jeziornych ma charakter poligenetyczny (Choiński 2007). Według informacji podawanych przez K. Więckowskiego (1966) wytrącanie  $\text{CaCO}_3$  na drodze czysto chemicznej, zachodzi jedynie wtedy, gdy następuje ulatnianie wolnego dwutlenku węgla do atmosfery, co prowadzi do przesylenia wody węglanem wapnia. Jego rozpuszczanie wykazuje ścisłą zależność od obecności  $\text{CO}_2$  i maleje wraz ze spadkiem tego gazu w wodzie. Rozpuszczanie i depozycja węglanów w przyrodzie ma charakter złożonych procesów zależnych od wielu czynników. W środowisku limnicznym wytrącanie węglanów przyczynia się do powstawania osadów wykształconych np. w postaci kredy jeziornej, przy czym jest to bardzo powolny i długotrwały proces (Kaniecki 2018).

Tablica 1

Wartości indeksu nasycenia  $\text{SI}_c$  wód zbiorników w nieckach z osiadania i zapadliskach Wyżyny Śląskiej

Table 1

$\text{SI}_c$  saturation index values for the waters of the reservoirs that are located in the subsidence basins and sinkholes of the Silesian Upland

Numer zbiornika	Indeks nasycenia $\text{SI}_c$
1	-0,72
2	0,79
3	0,94
4	1,09
5	0,83
6	0,98
7	0,45
8	0,49
9	1,43
10	3,66
11	3,59
12	3,62
13	3,61
14	3,80
15	3,31
16	3,24
17	3,10
18	2,77
19	3,06
20	3,56
21	3,80
22	3,53
23	3,73
24	3,46
25	3,42

Uzyskane wyniki odnoszące się do środowiska limnicznego zbiorników wodnych w nieckach osiadania i zapadliskach zlokalizowanych na Wyżynie Śląskiej świadczą, że dominują w nich warunki sprzyjające depozycji węglanów z wody. W tego typu warunkach pojawia się wolny dwutlenek węgla, który może przedostawać się do atmosfery lub jest pobierany przez roślinność wodną w procesach życiowych.

Pochodzenie węglanów w wodach badanych zbiorników zasadniczo związane jest z ich wymywaniem z podłoża i dostawą z bezpośredniej zlewni. W ogromnej większości opisywane zbiorniki funkcjonują na terenach zmienionych przez człowieka, a w wielu przypadkach w ich bezpośrednim sąsiedztwie zlokalizowane są składowiska m.in. skały płonnej. Stanowi ona odpad powstający w trakcie eksploatacji i dalszej przeróbki surowców mineralnych. Zwłaszcza zwałowiska zbudowane ze skał pochodzących z eksploatacji ród cynku i ołowiu są zasobne w związki wapnia (fot. 1).



Fot. 1. Zwałowiska zbudowane z odpadów z górnictwa i hutnictwa rud cynku i ołowiu – KGH „Orzeł Biały”

Photo 1. Heaps waste from the mining and metallurgy of zinc and lead ores – KGH „Orzeł Biały”

Podobne prawidłowości stwierdzono w przypadku zbiorników wodnych o takiej samej genezie, lecz położonych na Wyżynie Katowickiej, która zlokalizowana w centralnej części Wyżyny Śląskiej. W ośmiu tego typu zbiornikach w latach hydrologicznych 2003-2005 przeważały warunki sprzyjające wytrącaniu  $\text{CaCO}_3$  z wody, a tylko w dwóch retencjonowane były wody agresywne w stosunku do kalcytu (Machowski 2011). Możliwości wytrącania węglanu wapnia w wodach limnicznych pojawiają się także w przypadku antropogenicznych zbiorników wodnych występujących na obszarze Garbu Tarnogórskiego, mezoregionu w północnej części Wyżyny Śląskiej. Sprzyjająca temu sytuacja pojawia się zwłaszcza w okresie wiosenno-letnim, kiedy to może dochodzić do depozycji węglanu wapnia. Mniej korzystne warunki obserwuje się jesienią, a w zimie wody większości badanych zbiorników były agresywne w stosunku do kalcytu (Machowski 2004).

Badania w kontekście równowagi węglanowej znacznie częściej dotyczą środowisk naturalnych – jezior, rzek, źródeł. Badania nad stopniem agresywności wód krążących w skałach węglanowych podlegających rozpuszczeniu w przeszłości prowadzili m.in. B. Janiec (1989/1990), W. Krawczyk (1992), A. Tyc (1997), G. Barczyk (1998), a także M. Pulina (1999). W przypadku jezior tego typu badania prowadzono w obrębie jeziora Pile znajdującego się na Pojezierzu Szczecińskim. Stwierdzono, że w toni wodnej tego zbiornika podczas letniej stagnacji dochodzi do

wytrącania węglanu wapnia w strefie litoralnej oraz eufotycznej. Wyliczone wskaźniki nasycenia (*saturation indeks*) przyjmował wartości w zakresie od 0,61 do 2,01. Głębsze partie tego jeziora obejmujące wody hypolimnionu były agresywne w stosunku do kalcytu o czym świadczył zawsze ujemny wskaźnik nasycenia (Krawczyk, Michalska, 1999). Innym przykładem jeziora, w którym stwierdzono depozycję węglanów w czasie letniej stagnacji jest jezioro Kuc położone na Pojezierzu Mrągowskim. Wskaźnik nasycenia  $SI_c$  w sierpniu 2000 r. zarówno w warstwie przypowierzchniowej, jak i przy dnie zawsze przyjmował wartości dodatnie. Wskazuje to jednoznacznie na możliwość wytrącania węglanów z wody oraz uwalnianie wolnego dwutlenku węgla do atmosfery (Jeżmanowska, Machowski 2000). Badania nad zagadnieniami równowagi węglanowej prowadzono również w obrębie Jeziora Syczyńskiego położonego na obrzeżu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Wykazano, że w latach hydrologicznych 2007-2009 dominowały warunki sprzyjające depozycji węglanów z wód jeziora (Ferencz, Dawidek 2015).

Istotnym parametrem opisującym stan środowiska wodnego w kontekście równowagi węglanowej jest także korozyjna właściwość wody. W tym znaczeniu należy rozpatrywać problem agresywności węglanowej wód zbiorników rozumianej zwłaszcza jako zdolność rozpuszczania węglanu wapnia ( $CaCO_3$ ). Korozyjna oddziaływanie wody zależy od czynników fizycznych, chemicznych a także i biologicznych (Davił i in. 2009). Agresywność wody w przypadku zbiorników antropogenicznych często uwzględniana jest w kontekście eksploatacji budowli hydrotechnicznych znajdujących się w obrębie czasz zbiornikowych. Do elementów takich zalicza się przede wszystkim zapory, w budowie których wykorzystane są różnego rodzaju rozwiązania techniczne. Zazwyczaj jednak powierzchnia zabezpieczająca zapórę przed abrazyjną i erozyjną działalnością spiętrzonej wody ma postać szczelnych ekranów betonowych lub żelbetonowych, do produkcji których wykorzystuje się materiały zawierające związki wapnia, które mogą podlegać rozpuszczaniu przez agresywne wody (Jaguś, Rzętała 2000). Zarówno w przypadku badanych zbiorników, jak również pozostałych obiektów hydrologicznych znajdujących się na opisywanym obszarze zauważalne są tendencją zmian w równowadze węglanowej, na którą bezpośredni wpływ ma m. in. ilość agresywnego  $CO_2$  zawartego w wodzie, mineralizacja wody oraz jej temperatura (Pulina 1999). Zazwyczaj największy stopień agresywności węglanowej wody zbiorników notowany jest w okresie jesienno-zimowym, kiedy w zimnej wodzie następuje rozpuszczanie dwutlenku węgla, natomiast w cieplej porze roku sytuacja jest odwrotna i obserwuje się depozycję węglanów i uwalnianie wolnego  $CO_2$  do atmosfery.

## 5. PODSUMOWANIE

Stan równowagi węglanowej wód limnicznych w kontekście współczesnych zmian klimatycznych jest istotnym zagadnieniem, które coraz częściej stanowi przedmiot badań geograficznych. Istotne w tym względzie jest zwłaszcza uwalnianie z wód wolnego dwutlenku węgla ( $CO_2$ ) do atmosfery. Przeprowadzone badania w obrębie zbiorników wodnych zlokalizowanych w nieckach z osiadania i zapadliskach wykazały, że w 24 z nich następuje depozycja węglanów a tym samym uwalnianie wolnego dwutlenku węgla do atmosfery. W jednym przypadku mamy do czynienia z wodami, które są agresywne w stosunku do kalcytu. Ten genetyczny typ sztucznych zbiorników jest najliczniej reprezentowany w całym Górnośląskim Pojezierzu Antropogenicznym (Rzętała, Jaguś 2012), którego centralną część stanowi Wyżyna Śląska. Zlewnie zbiornikowe, w obrębie których zalegają skały zawierające w swoim składzie

węglany są istotnym składnikiem obiegu węgla nawet w skali globalnej. Jeziora uważane są za ważne źródło emisji CO<sub>2</sub> do atmosfery, w związku z zachodzącymi w ich toni reakcjami chemicznymi, w których głównym składnikiem jest węglan wapnia (CaCO<sub>3</sub>).

## BIBLIOGRAFIA

- Andersen C. B., 2002, Understanding carbonate equilibria by measuring alkalinity in experimental and natural systems. *J Geosci Educ* 50 (4): s. 389-403.
- Barczyk G., 1998, The carbonate aggressiveness of water in the karst areas of the basin of the Chochołowski and Kościeliski streams (Western Tatra Mts.). *Acta Geologica Polonica*, 48 (1): s. 115-121.
- Chen Q., 2019, Characteristic of soil profile CO<sub>2</sub> concentrations in karst areas and their significance for global carbon cycles and climate change. *Earth System Dynamics*, vol. 10, is. 3: s. 525-538.
- Choiński A., 2007, *Limnologia fizyczna Polski*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań. ss.547
- Czaja S., 1999, Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji (na przykładzie konurbacji katowickiej). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. ss.192
- Czaja S., 2003, Zbiorniki i pojezierza antropogeniczne. [w:] T. Szczypek, M. Rzętała (red.): *Człowiek i Woda*. Polskie Towarzystwo Geograficzne Oddział Katowicki, Sosnowiec. s. 22-30.
- Davil M. F., Mahvi A. H., Norouzi M., Mazloomi S., Amarluie A., Tardast A., Karamitabar Y., 2009, Survey of corrosion and scaling potential produced water from ilam water treatment plant. *World Appl Sci J*, 7: s. 1-6.
- Ferencz B., Dawidek J., 2015, The variability of conditions of carbonate allocation on the example of a small flow-through Łęczna-Włodawa lake (Eastern Poland). *Environ Earth Sci* (2015), 73: s. 1601-1610.
- Jaguś A., Rzętała M., 2000, Zbiornik Poraj – charakterystyka fizycznogeograficzna. Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec. ss. 82
- Janic B., 1989/1990, Układy węglanowe a depozycje CaCO<sub>3</sub> w wodach naturalnych Roztocza Zachodniego (SE Polska). [w:] *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio B*, vol. XLIV/XLV, z. 8.: s. 145-167.
- Jankowski A. T., 1986, Antropogeniczne zmiany stosunków wodnych na obszarze uprzemysłowionym i urbanizowanym (na przykładzie Rybnickiego Okręgu Węglowego). Uniwersytet Śląski, Katowice. 280 s.
- Jankowski A. T., Rzętała M., 2004, Stan badań limnologicznych w regionie górnośląskim. [w:] A. T. Jankowski, M. Rzętała (red.): *Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne – funkcjonowanie, rewitalizacja i ochrona*. Uniwersytet Śląski – Wydział Nauk o Ziemi, Polskie Towarzystwo Limnologiczne, Polskie Towarzystwo Geograficzne – Oddział Katowicki, Sosnowiec. s. 101-115.
- Jeżmanowska S., Machowski R., 2000, Agresywność węglanowa wód jeziora Kuc (Pojezierze Mragowskie) w sierpniu 2000 r. [w:] M. Rzętała (red.): *Z badań nad wpływem antropopresji na środowisko*. Tom 1. SKNG UŚ, WNoZ UŚ. Sosnowiec. s. 32-36.
- Kaniecki A., 2018, *Hydrologia obszarów lądowych*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań. ss. 876.
- Kondracki J., 2002, *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa. ss. 440.
- Krawczyk W. E., 1992, *Metody terenowej analityki wód krasowych*. [w:] A. Kostrzewski, M. Pulina (red.): *Metody hydrochemiczne w geomorfologii dynamicznej – wybrane problemy*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. s. 65-83.
- Krawczyk W. E., 1999, *Hydrochemia. Ćwiczenia laboratoryjne dla III roku geografii*. Skrypty Uniwersytetu Śląskiego nr 555. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. ss. 92.
- Krawczyk W. E., Michalska W., 1999, Agresywność węglanowa wód jeziora Pile w czasie letniej stagnacji (lipiec 1999). [w:] *Funkcjonowanie geosystemów zlewni rzecznych*. T. 2. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań. s. 101-105.
- Machowski R., 2004, Agresywność węglanowa wód antropogenicznych zbiorników wodnych na obszarze Garbu Tarnogórskiego. [w:] *Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i urbanizowanych*. T. 34. WBiOŚ UŚ, WNoZ UŚ, Katowice – Sosnowiec. s. 24-32.
- Machowski R., 2010, Przemiany geosystemów zbiorników wodnych powstałych w nieckach osiadania na Wyżynie Katowickiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. ss. 178.
- Machowski R., 2011, Agresywność węglanowa wód wybranych zbiorników wodnych w nieckach osiadania na Wyżynie Katowickiej. [w:] *Acta Geographica Silesiana*, 9. Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, Sosnowiec. s. 31-36.

- Machowski R., Rzętała M. A., Rzętała M., 2014, Globalne problemy środowiska przyrodniczego. Przewodnik do ćwiczeń dla studentów geografii i ochrony środowiska. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. ss. 80.
- Machowski R., Rzętała M., 2006, Wyżyna Śląska i jej obrzeżenie jako „pojezierze antropogeniczne”. Wszechświat. Pismo przyrodnicze. Tom 107, nr 1-3. Polskie Towarzystwo Przyrodników im. Kopernika, Kraków. s. 45-50.
- Pulina M., 1999, Kras. Formy i procesy. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. 374 s.
- Rzętała M., 2008, Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice. ss. 172.
- Rzętała M., Jaguś A., 2012, New lake district in Europe: origin and hydrochemical characteristics. Water & Environment Journal 26: s. 108-117.
- Sundquist E. T., 1993, The Global Carbon Dioxide Budget. Science, vol. 259, no. 5097.: s. 934-941.
- Tyc A., 1997, Wpływ antropopresji na procesy krasowe Wyżyny Śląsko-Krakowskiej na przykładzie obszaru Olkusz-Zawiercie. Kras i speleologia. Numer specjalny 2. Wydawnictwo UŚ, Katowice. ss. 176.
- Więckowski K., 1966, Osady dennie Jeziora Mikołajskiego. Prace Geograficzne PAN nr 57. Warszawa. ss. 111.



**Tadeusz CIUPA, Roman SULIGOWSKI**

Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach  
Instytut Geografii i Nauk o Środowisku

## **ZUŻYCIE WODY W MIASTACH POLSKI W XXI WIEKU**

### **WATER CONSUMPTION IN POLISH CITIES IN THE 21<sup>ST</sup> CENTURY**

#### **Abstract**

The paper presents the temporary (2003-2017) and spatial (by voivodships) changes in the water consumption in all of the cities in Poland (940). Their different statuses (voivodship capital cities, urban communes, cities located in urban-rural communes) and their size (6 classes based on the number of inhabitants) were taken into account. The research was based on data from the Local Data Bank (GUS 2019). The indicator of water consumption per capita in cities was calculated and the trends in its changes at the beginning of the 21<sup>st</sup> century were determined. In general, the results that were obtained clearly indicate a decrease in water consumption in the cities with more than 20 thousand inhabitants, and an increase in the group of small cities (<5,000 and 5-20,000 inhabitants – a total of 718 cities). This decrease was associated with the introduction of modern industrial technologies and various ways to save water, while the growth was mainly caused by an increase in consumption – with a multidirectional economic activity. The highest water consumption per capita was found in the urban communes ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ), and significantly lower, not exceeding  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$  in the capital cities of the voivodships and in the cities that are located in the urban-rural areas. In the six groups of cities divided by population, the smallest analyzed consumption was documented in the settlement units of up to 5,000 inhabitants ( $48 \text{ m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ), and the largest in the cities with a population of 50-100 thousand ( $589 \text{ m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ), which was caused by the industry that was operating there, especially the energy sector.

**Key words:** city, water consumption per person, trends in water consumption

## 1. WSTĘP

W Polsce od początku przemian ustrojowych, po 1989 roku obserwowana jest tendencja spadkowa zużycia wody na potrzeby ludności i gospodarki. Początkowo (1989) kształtowało się ono na poziomie 15,1 mld m<sup>3</sup>, a w 2017 roku 9,6 mld m<sup>3</sup>. Spadek ten był spowodowany procesami transformacji społeczno-gospodarczej, z największymi konsekwencjami w sektorze przemysłowym (likwidacja nierentownych i wodochłonnych zakładów, wprowadzenie nowych technologii przemysłowych i modernizacji instalacji przesyłowych), a także opomiarowaniem poboru wody wodociągowej oraz znacznym podwyższeniem jej ceny (Roman i in. 2001, Piasecki 2014a).

W literaturze istnieją publikacje, w których zaprezentowano wyniki analizy zużycia wody w jednostkach osadniczych o statusie miasta. Najczęściej były to pojedyncze miasta (Żuchowicki, Telega 2010; Studziński i in. 2014), grupy miast (Heidrich, Jędrzejkiewicz 2007; Hotłoś 2010) lub miasta w wybranych jednostkach administracyjnych różnego szczebla (Gorączko, Pasela 2015; Szeląg, Malczewska 2016; Szpak, Tchórzewska-Cieślak 2017). Z kolei inni autorzy wzięli pod uwagę tylko miasta o największym zużyciu wody (Roman i in. 2001; Kłos-Trębaczekiewicz, Osuch-Pajdzińska 2005, 2010) lub miasta położone w gminach miejsko-wiejskich (Bergiel 2013). Wielkość konsumpcji wody we wszystkich polskich miastach w latach 1998-2012 zaprezentowali szczegółowo jedynie A. Piasecki (2014a, b) oraz A. Piasecki i W. Marszelewski (2015). Autorzy ci wskazali na zróżnicowanie struktury zużycia wody w miastach uwarunkowane ich liczbą mieszkańców, a także zidentyfikowali główne czynniki o nim decydujące.

Pojawiają się zatem dwa podstawowe pytania: jakie było zużycie wody na 1 mieszkańca miasta w polskich miastach w latach 2003-2017 i jaką tendencję wykazywało? Celem pracy jest zaprezentowanie tendencji zmian zużycia wody na potrzeby ludności i gospodarki w miastach Polski o różnym statusie i wielkości, w ujęciu przestrzennym, w latach 2003-2017.

## 2. MATERIAŁ I OBSZAR OPRACOWANIA

W pracy wykorzystano dane liczbowe Głównego Urzędu Statystycznego dostępne w bazie Banku Danych Lokalnych (2019) w dziedzinie „Stan i ochrona środowiska”, w grupie „Zużycie wody i oczyszczalnie ścieków”, w podgrupie „Zużycie wody na potrzeby gospodarki narodowej i ludności w ciągu roku”. Dotyczyły one wszystkich miast istniejących w danym roku. W 2017 r. było to 925 jednostek osadniczych. Wydzielono miasta według ich statusu administracyjnego: miasta wojewódzkie (18), gminy miejskie (302), miasta położone w gminach miejsko-wiejskich (623) – w układzie poszczególnych województw. Gminy miejskie oraz miasta położone w gminach miejsko-wiejskich wyodrębniono w oparciu o identyfikatory rejestru TERYT. Dodatkowo zbiorowość miast podzielono wg liczby ich mieszkańców wydzielając 6 klas: < 5 tys. (338); 5-20 tys. (365), 20-50 tys. (111); 50-100 tys. (72); od 100 do 500 tys. (34); > 500 tys. (5). W analizie posłużono się przede wszystkim wskaźnikiem zużycia wody na 1 mieszkańca (m<sup>3</sup>·osoba<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>). Do opracowania kartogramów wykorzystano oprogramowanie o nazwie Quantum GIS, a wykresów – arkusz kalkulacyjny programu Excel.

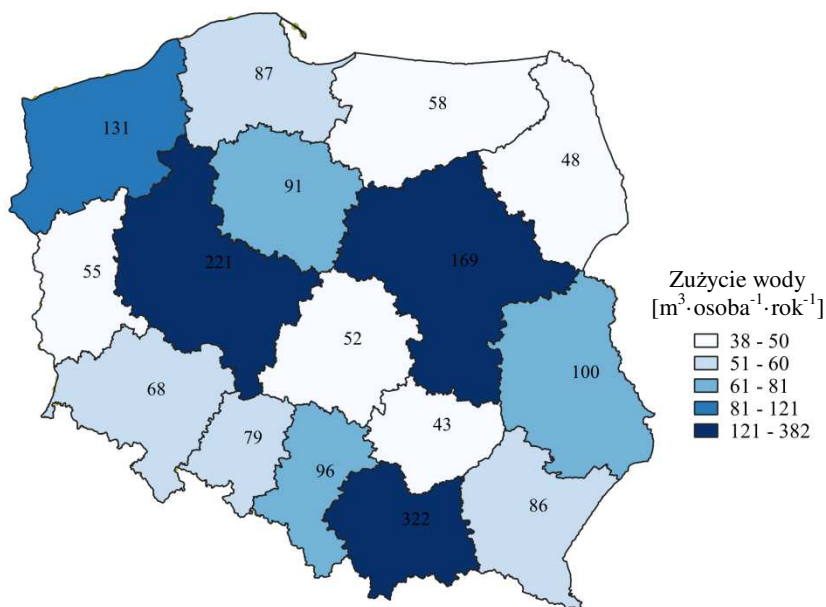


### 3. ZUŻYCIE WODY

Średnie zużycie wody na 1 mieszkańca w Polsce w latach 2003-2017 wynosiło  $271 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , a we wszystkich miastach Polski jedynie –  $121 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . W gminach miejskich było to  $179 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  a w miastach położonych w gminach miejsko-wiejskich tylko  $93 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (GUS 2018).

W miastach Polski, w obrębie poszczególnych województw, stwierdzono wyraźne zróżnicowanie przestrzenne omawianego wskaźnika, tj. od  $43 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  w woj. świętokrzyskim, do  $322 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  w woj. małopolskim (rys. 1). Wysookie wartości wskaźnika stwierdzono również w miastach województw: wielkopolskiego, mazowieckiego oraz zachodniopomorskiego. Wynikało to z lokalizacji w tych województwach wodochłonnych obiektów przemysłu energetycznego.

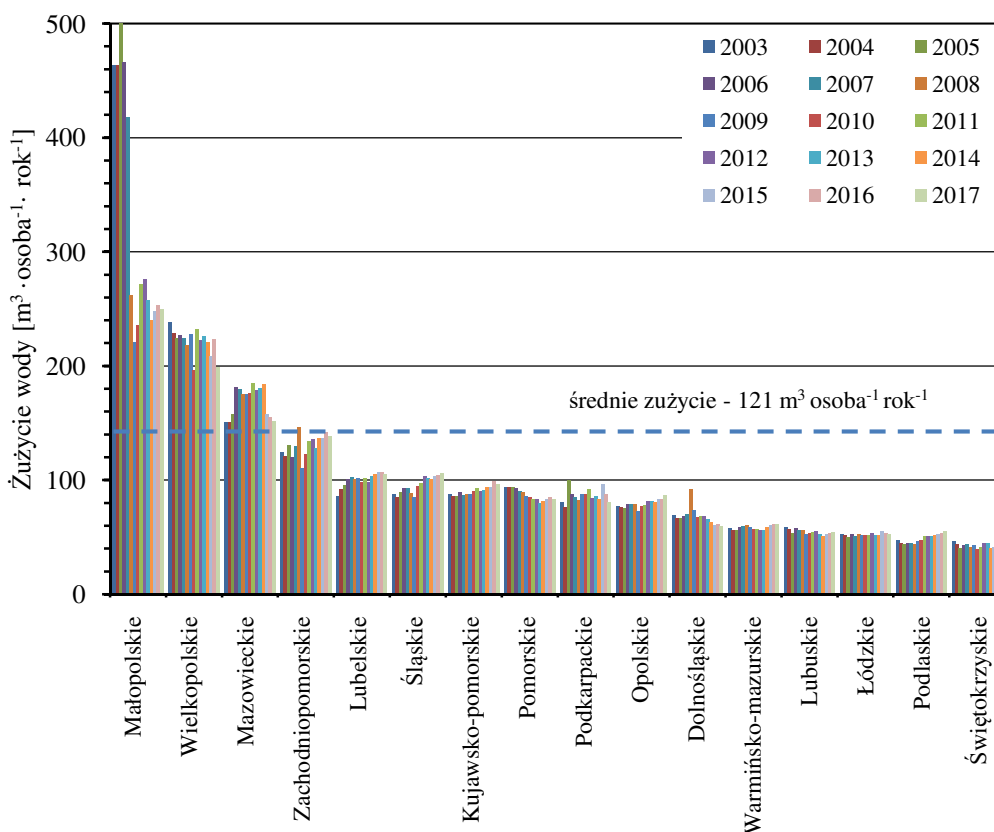
Roczne zużycie wody na 1 mieszkańca w miastach wg województw w poszczególnych latach okresu 2003-2017 na ogół utrzymywało się na podobnym poziomie, a jedyne w miastach województwa małopolskiego stwierdzono jego wyraźny spadek (rys. 2).



Rys. 1. Średnie roczne (2003-2017) zużycie wody na 1 mieszkańca ( $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) w miastach poszczególnych województw

Fig. 1. Average annual (2003-2017) water consumption per capita ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ) in the cities of individual voivodships

Sytuacja ta była spowodowana nagłym spadkiem zużycia wody w Skawinie, gdzie w 2007 roku wyniosło ono jeszcze  $20,8 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  a już w kolejnym roku –  $11,5 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Był to efekt inwestycji polegających na wprowadzeniu nowoczesnych, wodoszczędnych technologii w produkcji energii elektrycznej.



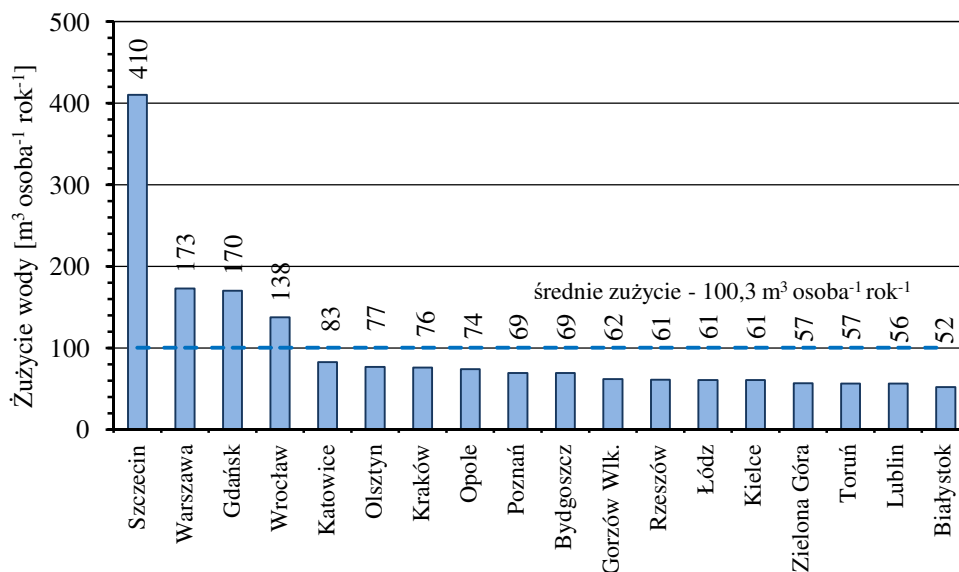
Rys. 2. Roczne zużycie wody na 1 mieszkańca ( $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) w miastach wg województw w latach 2003-2017

Fig. 2. Annual water consumption per capita ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ) in the cities by voivodships in the years 2003-2017

### 3.1. Miasta wojewódzkie

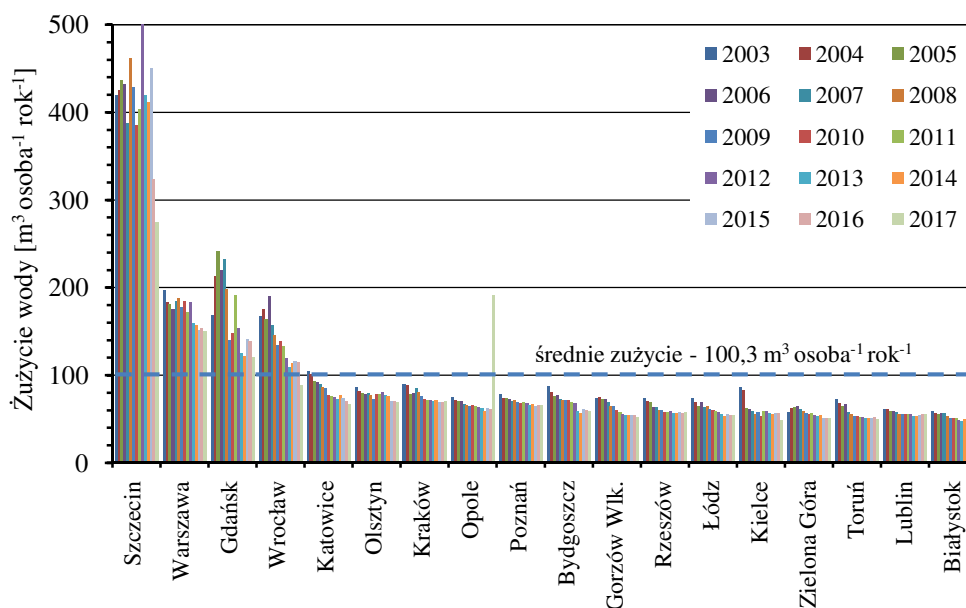
Średnie roczne zużycie wody przypadające na 1 mieszkańca w miastach wojewódzkich w latach 2003-2017 wynosiło  $100,3 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Najniższe wartości osiągnęło w stolicach województw wschodniej Polski (Białystok –  $52 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Lublin –  $56 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a najwyższe w miastach na wybrzeżu Bałtyku tj. w Szczecinie ( $410 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i Gdańsku ( $170 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a także w Warszawie ( $173 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i we Wrocławiu ( $138 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) (rys. 3).

Analiza wykazała, że w poszczególnych latach w miastach wojewódzkich na ogół istniała tendencja spadkowa zużycia wody (rys. 4). Na uwagę zasługuje tu jedynie skokowy (ponad 3-krotny) wzrost zużycia wody w Opolu w 2017 roku, który był związany z uruchomieniem nowych bloków energetycznych w Elektrowni Opolo.



Rys. 3. Średnie roczne (2003-2017) zużycie wody na 1 mieszkańca (m<sup>3</sup>·osoba<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>) w miastach wojewódzkich

Fig. 3. Average annual (2003-2017) water consumption per capita (m<sup>3</sup>·persons<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>) in voivodship cities

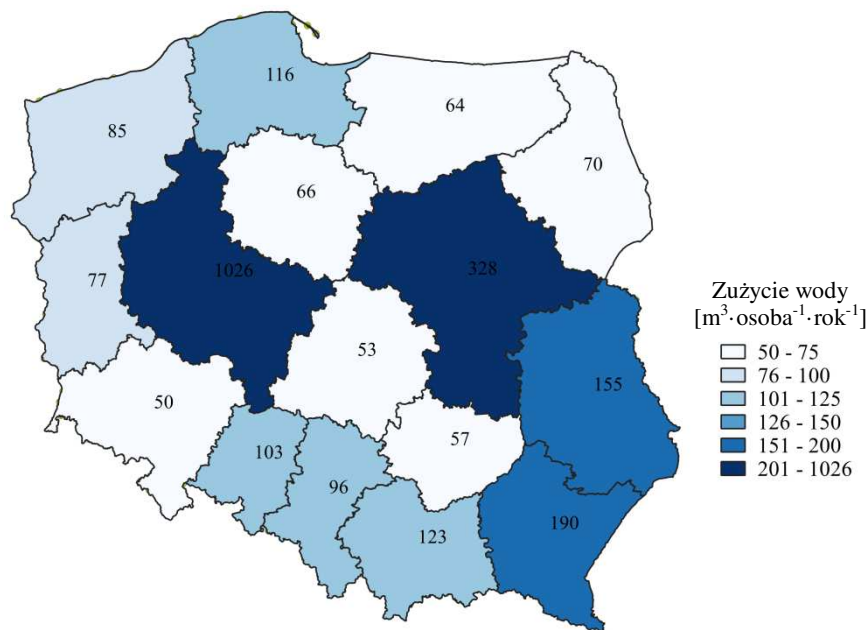


Rys. 4. Roczne zużycie wody na 1 mieszkańca (m<sup>3</sup>·osoba<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>) w miastach wojewódzkich w kolejnych latach 2003-2017

Fig. 4. Annual water consumption per capita (m<sup>3</sup>·persons<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>) in the voivodship cities in the following years 2003-2017

### 3.2. Gminy miejskie

Zużycie wody do celów komunalnych i gospodarczych w 302 miastach (w rozumieniu GUS – gminy miejskie), w analizowanym okresie, wynosiło średnio w roku 179 m<sup>3</sup>·osoba<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup> i wykazywało bardzo duże zróżnicowanie wg województw (rys. 5).



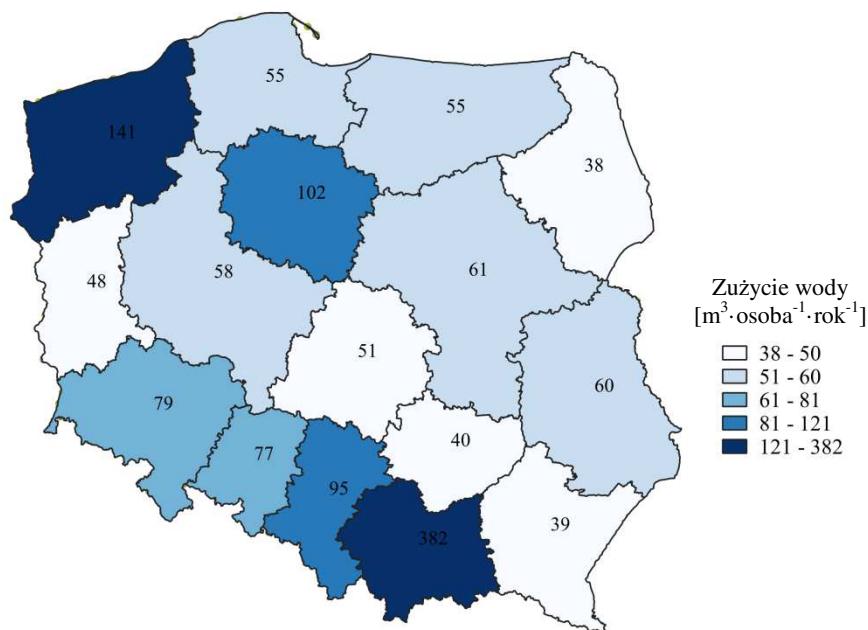
Rys. 5. Średnie roczne (2003-2017) zużycie wody na 1 mieszkańca ( $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) w gminach miejskich wg województw

Fig. 5. Average annual (2003-2017) water consumption per capita ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ) in the urban communes by voivodships

Najmniejsze średnie roczne zużycie wody w miastach, kształtujące się w przedziale od 50 do  $75 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , było w województwach: dolnośląskim, łódzkim, świętokrzyskim, warmińsko-mazurskim, kujawsko-pomorskim i podlaskim. Z kolei największe – w województwie wielkopolskim ( $1026 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i mazowieckim ( $328 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) (rys. 6). Analiza danych GUS w kolejnych latach okresu 2003-2017 potwierdziła dalsze, systematyczne zmniejszanie się zużycia wody w gminach miejskich przedstawione we wcześniejszych opracowaniach (Roman i in. 2001, Gutry-Korycka i in. 2014, Piasecki 2014a). Spadek ten utrzymujący się w ostatnich latach był spowodowany wprowadzeniem nowych technologii przemysłowych i modernizacji instalacji przesyłowych, opomiarowaniem poboru wody wodociągowej oraz znacznym podwyższeniem jej ceny.

### 3.3. Miasta w gminach miejsko-wiejskich

Średnie roczne zużycie wody na 1 mieszkańca w grupie 623 miast położonych w gminach miejsko-wiejskich w rozpatrywanym okresie wynosiło  $93 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  i było ono najniższe spośród wyróżnionych rodzajów jednostek osadniczych. Powyżej tej średniej krajowej znalazły się województwa: małopolskie ( $382 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), zachodniopomorskie ( $141 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), kujawsko-pomorskie ( $102 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i śląskie ( $95 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) (rys. 6). O tak wysokich wartościach, jak w przypadku dwóch pierwszych ww. województw, decydowało zużycie wody w zakładach przemysłu energetycznego lub chemicznego (odpowiednio: Skawina –  $357 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Police –  $159 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ). Najniższy poziom zużycia wody w tej kategorii miast dotyczył województw: podlaskiego ( $38 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), podkarpackiego ( $39 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i świętokrzyskiego ( $40 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ).

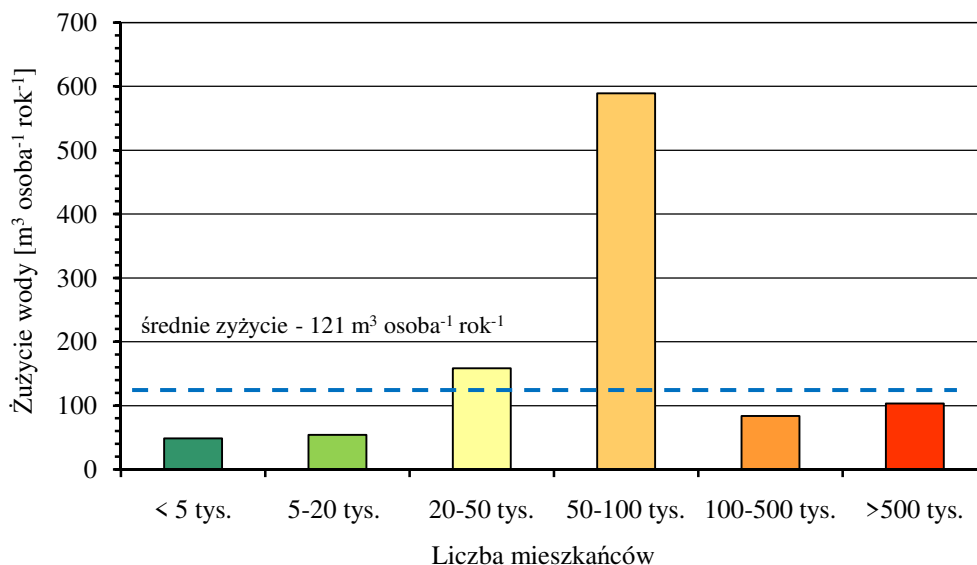


Rys. 6. Średnie roczne (2003-2017) zużycie wody na 1 mieszkańca ( $m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ ) miastach położonych w gminach miejsko-wiejskich wg województw

Fig. 6. Average annual (2003-2017) water consumption per capita ( $m^3 \cdot persons^{-1} \cdot year^{-1}$ ) cities located in the urban-rural communes by voivodships

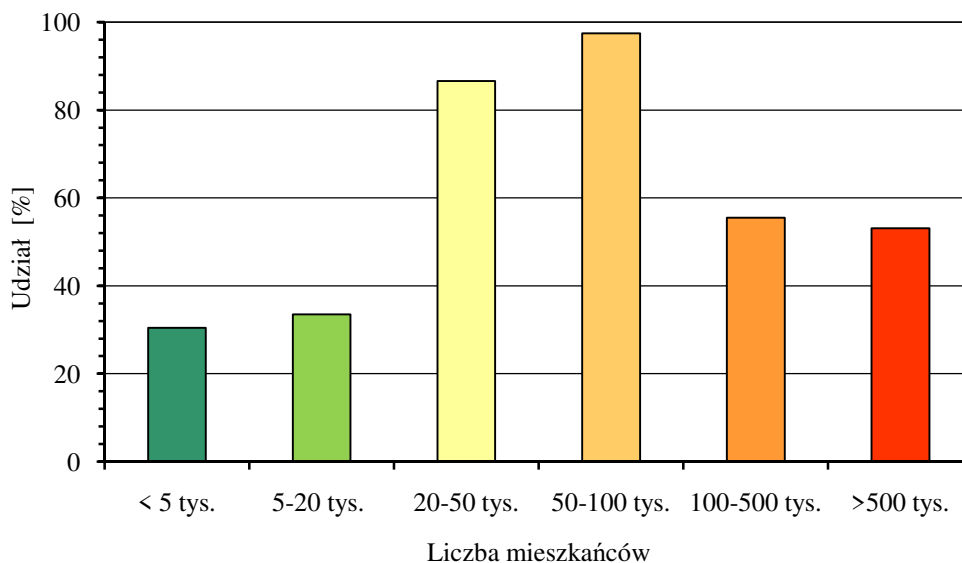
### 3.4. Miasta według liczby mieszkańców

Średnie roczne zużycie wody w miastach sklasyfikowanych w 6 grupach – wg liczby mieszkańców w latach 2003-2017, przedstawiono na rys. 7. Z analizy wynika, że wyróżniały się wówczas miasta średniej wielkości (50-100 tys. i 20-50 tys. mieszkańców), w których omawiany wskaźnik osiągnął najwyższe wartości: odpowiednio  $589$  i  $158 m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ . Stosunkowo wysokie zużycie wody odnotowano również w miastach dużych: o liczbie mieszkańców powyżej 500 tys. -  $103 m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ , a od 100 do 500 tys. mieszkańców -  $91 m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ . Niskie zużycie wody dotyczyło miast małych: o liczbie mieszkańców poniżej 5 tys. ( $48 m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ ) i 5-20 tys. mieszkańców –  $54 m^3 \cdot osoba^{-1} \cdot rok^{-1}$ . O wielkości zużycia wody w miastach średniej wielkości (50-100 tys., 20-50 tys.) decydował funkcjonujący w nich przemysł (rys. 8), odpowiednio: 97% i 87%, zwłaszcza energetyczny oparty na węglu. Jest on wyjątkowo wodochłonny, szczególnie w sytuacji stosowania chłodzenia elektrowni w systemie otwartym. W Polsce pochłaniał on ok. 3/4 całkowitego poboru wody w kraju a jego odsetek należał do największych na całym świecie (Gutry-Korycka i in. 2014). W miastach dużych dominacja poboru wody do celów przemysłowych nie była już tak wyraźna i kształtowała się w przedziale od 53% (> 500 tys. mieszkańców) do 56% (100-500 tys.). Znaczący udział odgrywała w nich eksploatacja sieci wodociągowej na potrzeby komunalne związane z dużą liczbą mieszkańców i rozwiniętą siecią usług. Wykorzystanie wody na cele przemysłowe w miastach małych osiągało jedynie 30% (< 5 tys. mieszkańców) i 33% (5-20 tys.). Dominowało tu zużycie wody przez gospodarstwa domowe.



Rys. 7. Średnie roczne (2003-2017) zużycie wody na 1 mieszkańca ( $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) miastach wg liczby mieszkańców

Fig. 7. Average annual (2003-2017) water consumption per capita ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ) in cities by population



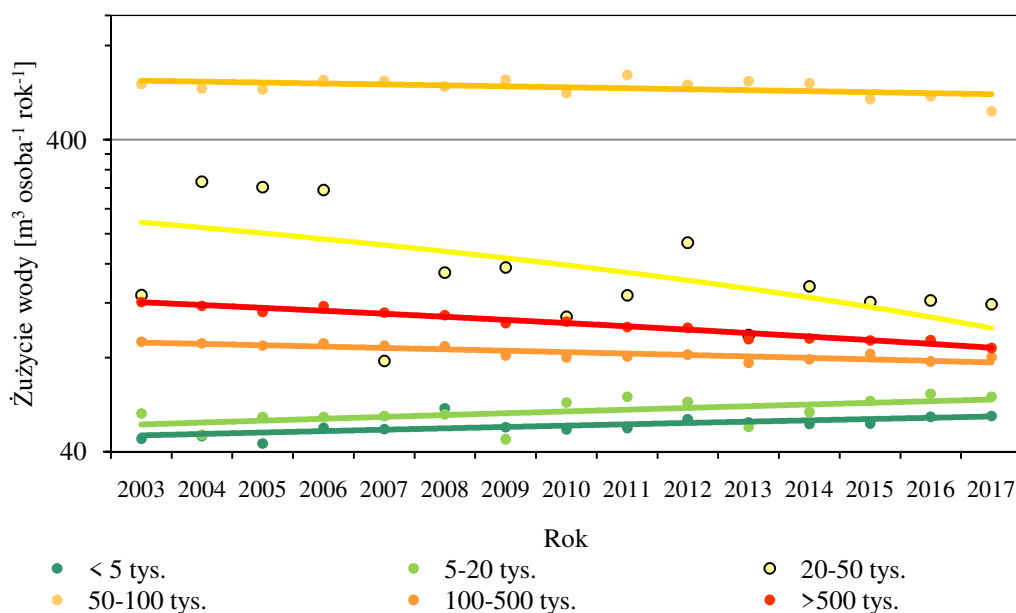
Rys. 8. Udział przemysłu (%) w zużyciu wody w miastach wg liczby mieszkańców

Fig. 8. Share of industry (%) in water consumption in cities by population

W wydzielonych 6 grupach miast wg liczby mieszkańców wyznaczono trend zmian średniego rocznego zużycia wody w okresie 2003-2017 (rys. 9). Związek ten opisują równania liniowe a współczynnik determinacji wynosił od  $R^2 = 0,24$  (50-100 tys. mieszkańców) do  $R^2 = 0,96$  (>500 tys.). Relacja ta jest istotna na poziomie  $p = 0,05-0,001$ .

Przeprowadzona analiza wykazała, że w badanym okresie obserwowano wzrost średniego rocznego zużycia wody jedynie w grupie małych miast (< 5 tys. i 5-20 tys. mieszkańców – łącznie 718 miast). Tempo tych zmian wynosiło odpowiednio:  $+0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  oraz  $+0,71 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (rys. 10). W pozostałych grupach miast stwierdzono spadek średniego rocznego zużycia wody, przy czym

największą wartość ( $-8,42 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) osiągnął on w miastach liczących 20-50 tys. mieszkańców, a najmniejszą ( $-0,87 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) w miastach od 100 do 500 tys. mieszkańców.



Liczba mieszkańców	Równanie regresji	Tempo zmian [ $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ]	Wsp. determinacji $R^2$	Liczba lat $N$	Poziom istotności $p$
< 5 tys.	$y = 0,4804x + 44,6$	+0,48	0,43	15	0,01
5-20 tys.	$y = 0,7111x + 48,1$	+0,71	0,35	15	0,05
20-50 tys.	$y = -8,4242x + 225,8$	-8,42	0,29	15	0,05
50-100 tys.	$y = -4,2065x + 622,7$	-4,21	0,24	15	0,05
100-500 tys.	$y = -0,8733x + 90,4$	-0,87	0,77	15	0,001
>500 tys.	$y = -2,4631x + 123,0$	-2,46	0,96	15	0,001

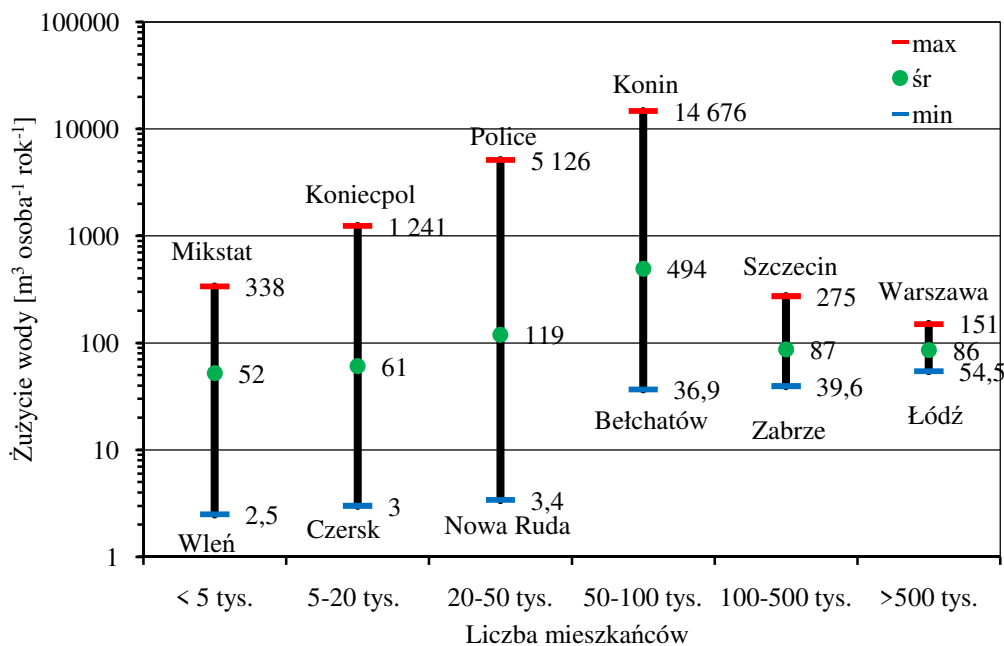
Rys. 9. Tendencje zmian średniego rocznego zużycia wody w miastach wg liczby mieszkańców w latach 2003-2017 oraz ich charakterystyki statystyczne

Fig. 9. Trends in the changes in the average annual water consumption in the cities by population in 2003-2017 and their statistical characteristics

Interesująco przedstawia się studium przypadku ekstremalnych i średnich rocznych wartości wskaźnika zużycia wody w polskich miastach w 2017 roku (rys. 10). Największe zróżnicowanie wartości omawianego wskaźnika wystąpiło w grupie miast o wielkości 50-100 tys. mieszkańców (Konin  $14\,675 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Bełchatów  $36 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), kojarzonych z funkcjonowaniem wielkich elektrowni ciepłych. W przypadku Konina elektrownia Pątnów zlokalizowana jest w granicach miasta, natomiast w drugim na terenie gminy wiejskiej Kleszczów. Podobny rząd wielkości zużycia wody zarejestrowano w miastach o liczbie 20-50 tys. mieszkańców: od  $28 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  w Nowej Rudzie do  $10367 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  w Skawinie.

Niewielkie zróżnicowanie zużycia wody między rozpatrywanymi jednostkami w danej grupie, odnotowano w miastach największych i kształtowało się ono

w przedziale  $55-151 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (odpowiednio: Łódź, Warszawa; miasta >500 tys. mieszk.),  $40-275 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (odpowiednio: Zabrze, Szczecin; miasta 100-500 tys. mieszkańców). W tych dwóch grupach miast średnie roczne zużycie wody osiągnęło bardzo zbliżone wartości ( $86-87 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ). Z kolei zużycie wody w małych miastach (< 5 tys., 5-20 tys. mieszkańców) charakteryzowało się najniższą wartością średnią (52 i  $61 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a także wyjątkowym, ekstremalnie niskim poziomem (odpowiednio: Rygllice  $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Piwniczna  $11,0 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ).



Rys. 10. Ekstremalne i średnie roczne wartości wskaźnika zużycia wody ( $\text{m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) w miastach wg liczby mieszkańców w 2017 roku

Fig. 10. Extreme and average annual water consumption index values ( $\text{m}^3 \cdot \text{persons}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ) in the cities by population in 2017

W niektórych małych miastach (w obydwu analizowanych przedziałach wielkościowych) średnie zużycie wody osiągnęło bardzo wysokie wartości, związane głównie z prowadzoną w nich działalnością przemysłową, najczęściej jednego zakładu (Konieczpol  $1241 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ; Zakłady Płyt Pilśniowych), czy też rolniczą (Mikstat  $338 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ; hodowla i ubojnia drobiu). Przedstawione wyniki potwierdzają niektóre wcześniejsze wnioski sformułowane przez Piaseckiego (2014a).

#### 4. WNIOSKI

1. Analiza zużycia wody w latach 2003-2017, we wszystkich polskich miastach (925) wykazała, że średnie roczne zużycie wody na 1 mieszkańca wynosiło w nich  $121 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Było ono ponad 2-krotnie mniejsze niż w Polsce ( $271 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), co było konsekwencją dużego zużycia wody na obszarach wiejskich, głównie w rolnictwie i leśnictwie, w tym do nawodnień.



2. Najwyższą wartość wskaźnika zużycia wody stwierdzono w miastach województwa małopolskiego ( $322 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a najniższą – świętokrzyskiego ( $43 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ )
3. Uwzględniając status administracyjny miast stwierdzono największe zużycie w gminach miejskich (302) –  $179 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , a znacznie niższe – w siedzibach województw (18) –  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  oraz w miastach położonych w gminach miejsko-wiejskich (623) –  $93 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ .
4. W miastach wojewódzkich istniała generalnie tendencja spadkowa zużycia wody. W układzie przestrzennym, najniższe wartości wskaźnik ten osiągnął w stolicach województw wschodniej Polski (Białystok –  $52 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Lublin –  $56 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a najwyższe – w Szczecinie ( $410 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) i w Warszawie ( $173 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ).
5. W gminach miejskich, wg województw zaobserwowano również systematyczne zmniejszanie się zużycia wody. Średnie zużycie wody w analizowanym okresie było największe w miastach województwa wielkopolskiego ( $1026 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a najmniejsze – dolnośląskiego ( $50 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ).
6. W miastach położonych w gminach miejsko-wiejskich poszczególnych województw średnie zużycie wody kształtowało się od  $38 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (podlaskie) do  $382 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  (małopolskie).
7. W wydzielonych 6 grupach miast wg liczby mieszkańców, najmniejsze analizowane zużycie udokumentowano w jednostkach osadniczych liczących do 5 tys. mieszkańców –  $48 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , a największe w miastach o liczbie mieszkańców w przedziale 50-100 tys. –  $589 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  o czym zdecydował funkcjonujący tu przemysł, zwłaszcza energetyczny.
8. Stwierdzono rosnącą tendencję zmian średniego rocznego zużycia wody w XXI wieku w grupie małych miast (< 5 tys. i 5-20 tys. mieszkańców – łącznie 718 miast), a w pozostałych malejącą. W tym pierwszym przypadku wiąże się to głównie ze wzrostem aktywności gospodarczej, a w drugim – inwestycje związane z wprowadzaniem nowoczesnych technologii przemysłowych (w tym obiegów zamkniętych) oraz różnorodnych sposobów jej oszczędzania w gospodarstwach domowych.
9. Studium przypadku charakterystycznych rocznych wartości wskaźnika zużycia wody w polskich miastach w 2017 roku wykazało ich znaczne zróżnicowanie. Najniższe zużycie miało miejsce w niektórych małych miastach woj. małopolskiego (Ryglice  $3 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Piwniczna  $11 \text{ m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ), a największe w miastach, w których zlokalizowane są duże elektrownie (Konin  $14,7 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , Skawina –  $10,4 \text{ tys. m}^3 \cdot \text{osoba}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ).

## BIBLIOGRAFIA

- Bergiel T., 2013, Zużycie wody w wiejskich i miejsko-wiejskich wodociągach w Polsce. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 2: s. 99-101.
- Gorączko M., Pasela R., 2015, Causes and effects of the water consumption drop by the population of cities in Poland - selected aspects. *Bulletin of Geography. Socio-economic Series*, No. 27: 67-79. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/bog-2015-0005>.
- GUS 2019, Bank Danych Lokalnych (<https://bdl.stat.gov.pl>).
- Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z.W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L., 2014, Zasoby wodne a ich wykorzystanie. *Nauka*, nr 1, s. 77-98.
- Heidrich Z., Jędrzejewicz J., 2007, Analiza zużycia wody w miastach polskich w latach 1995-2005. *Ochrona Środowiska*, nr 29(4): s. 29-34.

- Hotłoś H., 2010, Badania zmian poboru wody w wybranych miastach Polski w latach 1990-2008. *Ochrona Środowiska*, nr 32(3): s. 39-42.
- Kłoss-Trębaczekiewicz H., Osuch-Pajdzińska E., 2010, Wybrane wskaźniki charakteryzujące wodociągi w dużych miastach polskich w latach 2005-2008”. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 3: s.7-9.
- Kłoss-Trębaczekiewicz H., Osuch-Pajdzińska E., 2005, Analiza tendencji zmian zużycia wody w miastach polskich. *Ochrona Środowiska*, nr 24(4): s. 63-67.
- Piasecki A., 2014a, Analiza wielkości i struktury zużycia wody w miastach polski. *Woda w mieście*, T. Ciupa, R. Suligowski (red.). *Monografie Komisji Hydrologicznej PTG – tom 2*, Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach: s. 197-204.
- Piasecki A., 2014b, Wpływ zmian jednostkowego zużycia wody na funkcjonowanie systemu wodno-kanalizacyjnego w miastach Polski w latach 1998-2012. *Logistyka*, nr 4: s. 4784-4789.
- Piasecki A., Marszelewski W., 2014, Changing size and structure of water consumption in Poland in the late twentieth and early twenty-first century. *Geopolitics and Ecogeodynamics of regions*, nr 10(1): s. 822-827.
- Roman M., Kłoss-Trębaczekiewicz H., Osuch Paździńska E., Kałużna M., Mikulska E., 2001, Zmiany zużycia wody w miastach polskich w latach 1987–1998. *Ochrona Środowiska*, nr 23(3): s. 3-6.
- Studziński A., Pietrucha-Urbanik K., Dąbek A., 2014, „Analiza zużycia wody w miejscowości Stalowa Wola”. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury*, nr 61: 323-332.
- Szeląg Z., Malczewska B., 2016, Ocena zmian poboru wody w wybranych miastach województwa dolnośląskiego w latach 2005-2010. *Inżynieria Ekologiczna*, vol. 50: 106-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.12912/23920629//65506>.
- Szpak, D. Tchórzewska-Cieślak, B., 2017, Analiza zmian produkcji oraz zużycia wody w miastach powiatowych południowo-wschodniej Polski. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 4: s. 175-177. DOI: <http://dx.doi.org/10.15199/17.2017.4.16>.
- Żuchowicki A. W., Telega M., 2010, Analiza produkcji i zużycia wody w Pile. *Rocznik Ochrona Środowiska*, t. 12: s. 313-324.