

Katarzyna PIERZGA

Hydromodel Pracownia Dokumentacji Hydrologicznych i Środowiskowych

Elżbieta JAROSIŃSKA

Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Środowiska

SZACOWANIE PRZEPŁYWÓW PROJEKTOWYCH PRZEZ MODELOWANIE WIELU HIPOTETYCZNYCH ZDARZEŃ OPADOWYCH W ZLEWNI CZĘŚCIOWO ZURBANIZOWANEJ

1. WSTĘP

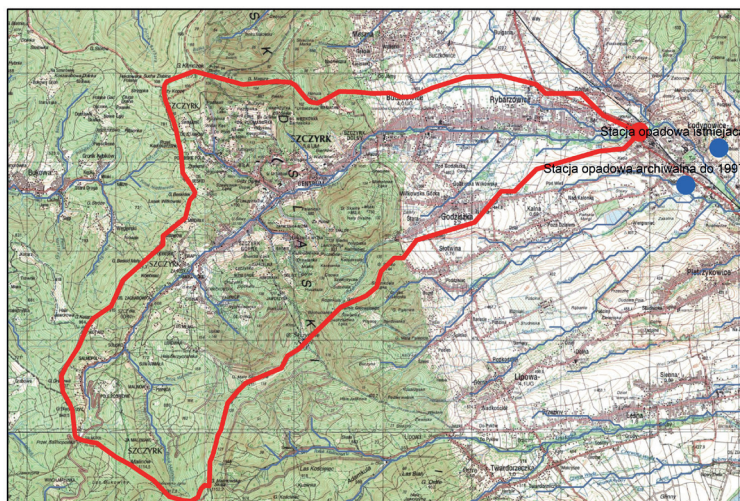
Według prognoz zmiany klimatu (SPA 2013) i obserwowany przyspieszony proces uszczelniania zlewni (KPZK 2012) wyraźnie przyczynią się do niekorzystnych zmian w stosunkach wodnych w Polsce do roku 2030. Jak zauważa Kowalczak (2011) zmiany zagospodarowania przestrzennego i związana z nimi urbanizacja powinny być postrzegane jako główna przyczyna powodzi. Dodatkowo zmienny charakter deszczu na ulewny (powyżej 20 mm/dobę) może być bardziej odczuwalny na południu Polski. Biorąc pod uwagę powyższe fakty oraz coraz większe oczekiwania projektantów odnośnie do znajomości wartości przepływów projektowych, celowe staje się poszukiwanie nowych metod szacowania przepływów prawdopodobnych.

Z tych powodów autorki podjęły wyzwanie opracowania nowego podejścia do szacowania przepływów prawdopodobnych, opartego na generowaniu wielu zdarzeń opadowych – metody MESEF (ang. *Multi-Event Simulation of Extreme Flood*). Dla prezentowanego podejścia zrealizowana została już pierwsza praca w zlewni

o charakterze naturalnym, której wyniki wskazują na celowość dalszych badań (Jarosińska, Pierzga 2015). Wartości $Q_{max,p}$ uzyskane z metody MESEF porównano z wartościami $Q_{max,p}$ z metody bezpośredniej (statystycznej), a także potwierdzono niewystarczalność powszechnie stosowanych pośrednich metod szacowania przepływów prawdopodobnych. Wyniki metody MESEF okazały się zadowalające. Zachęcone tym faktem autorki w obecnym artykule podjęły próbę dodatkowej weryfikacji metody MESEF w zlewni częściowo zurbanizowanej – Żylicy.

2. OBSZAR BADAŃ

Zlewnia Żylicy położona jest w południowej Polsce w obrębie dorzecza Soły i Wisły. Zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym Polski leży w obrębie: prowincji Karpaty (51), podprowincji Zewnętrzne Karpaty Zachodnie (561), makroregionu Beskidy Zachodnie (513.4-5), mezoregionów: Beskid Śląski (513.45), Beskid Mały (513.47) i Kotliny Żywieckiej (513.46) (Janus i in. 2009). Swoj początek bierze na stokach Malinowskiej Skały na wysokości 1050 m n.p.m., a uchodzi na wysokości 342 m n.p.m. do Jeziora Żywieckiego. Jej długość wynosi 21,8 km, a powierzchnia zlewni do ujścia wynosi 101,6 km². Średni spadek doliny wynosi 56,8‰. Średnia roczna suma opadów atmosferycznych wynosi: 800 mm w dolnych partiach zlewni w Łodygowicach, 1200 mm w Szczyrku i powyżej 1300 mm w najwyższej leżących partiach zlewni. Jak podaje Janus i in. (2009) zlewnia Żylicy zamieszkiwana jest przez ok. 30 000 osób, ale z uwagi na turystyczny charakter regionu, przebywająca



Rys. 1. Żylica do przekroju wodowskazowego Łodygowice ze stacją opadową Łodygowice

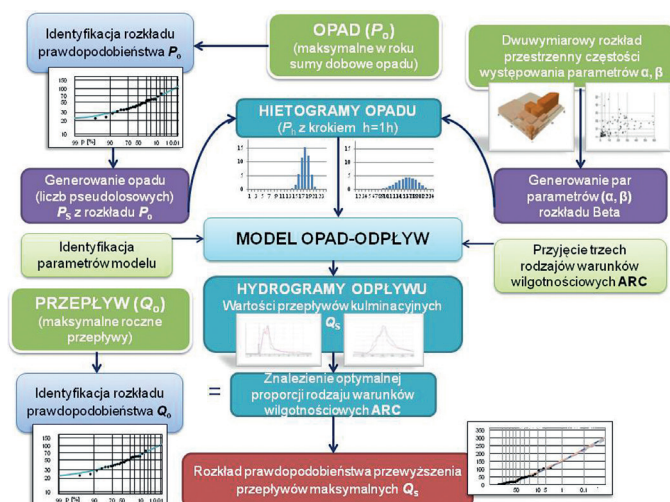
w nim liczba turystów w ciągu roku jest ponad dwukrotnie większa. Na stokach górskich lasy wciąż mają największy udział w zagospodarowaniu terenu, ale ich powierzchnia sukcesywnie się zmniejsza. W niższych partiach zlewni dominują pola uprawne i nieużytki.

Położenie i sposób zagospodarowania zlewni Żylicy mają wpływ na kształtowanie się spływu wód powierzchniowych do rzek, który jest przyspieszany z powodu m.in. znacznego udziału powierzchni zabudowanych (coraz większy udział zabudowy mieszkaniowej w wyższych partiach górskich), zabudowy hydrotechnicznej koryt potoków oraz wylesiania górnych partii zlewni. To z kolei ma wpływ na zagrożenie powodziowe.

Do weryfikacji metody MESEF wybrana została zlewnia Żylicy, wyznaczona do przekroju wodowskazowego Łodygowice, o powierzchni 52,56 km² (rys. 1). Z uwagi na zmniejszający się w niej udział powierzchni leśnych na korzyść zabudowy mieszkaniowej została uznana za zlewnię częściowo zurbanizowaną.

3. METODA MESEF

Metoda MESEF opiera się na założeniu, że modelowanie opad-odpływ powtórzone dla wielu zdarzeń opadowych, pochodzących z rozkładu maksymalnych w roku sum dobowych opadu P_o , pozwoli otrzymać rozkład prawdopodobieństwa przewyższenia przepływów maksymalnych symulowanych Q_s , odpowiadający rozkładowi prawdopodobieństwa przepływów obserwowanych Q_o (Jarosińska, Pierzga

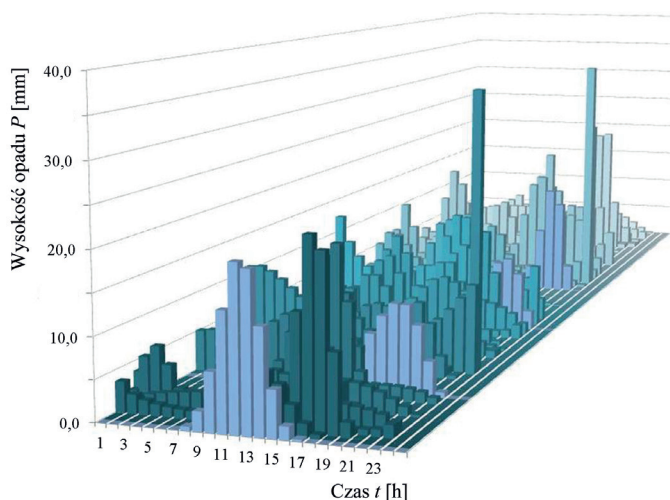


Rys. 2. MESEF – schemat działania metody (źródło: opracowanie własne)

2015). Rozkład prawdopodobieństwa przepływów maksymalnych symulowanych opracowany został w oparciu na uzyskanych z modelowania wartościach przepływów kulminacyjnych. Przyjęto również założenie dotyczące dezagregacji opadu. Do rozkładu każdej maksymalnej w roku sumy dobowej opadu na wartości godzinowe wykorzystano rozkład beta z parametrami α , β . Wartości tych parametrów zostały losowo wygenerowane z ustalonego wcześniej, opartego na danych pomiarowych, dwuwymiarowego rozkładu parametrów α , β . Metoda MESEF zakłada przeprowadzenie modelowania opad-odpływ dla wszystkich rodzajów warunków ARC (ang. *Antecedent Runoff Conditions*) w zlewni (Hawkins i in. 2009). Schemat działania metody MESEF przedstawiono na rys. 2.

3.1. Generowanie opadu

Dane opadowe stanowił ciąg maksymalnych rocznych sum dobowych opadu P_o z okresu 25 lat (1972-1996) ze stacji opadowej Łodygowice. Stwierdzono, że dane te podlegają trójparametrowemu rozkładowi Weibulla o parametrach: $\alpha = 1,4294$, $\beta = 28,481$ i $\gamma = 18,915$, z którego wygenerowano liczby pseudolosowe P_s , reprezentujące zdarzenia opadowe. Każde zdarzenie opadowe zostało rozłożone na wartości godzinowe P_h wg przyjętego rozkładu beta (Więzik 2010), o losowo wygenerowanych parach parametrów (α, β) , innych dla każdego zdarzenia opadowego (Pierzga, Jarosińska 2014).



Rys. 3. Przykład 100 wygenerowanych hietogramów maksymalnych w roku sum dobowych opadu, rozłożonych na wartości godzinowe (źródło: opracowanie własne)

Parametry (α , β) generowane były z dwuwymiarowego rozkładu częstości występowania obu parametrów, opracowanego na podstawie danych pomiarowych dla Krakowa z wielolecia 1961-1985. W konsekwencji z generatora opadu uzyskano hietogramy opadu z godzinowym krokiem czasowym, reprezentujące różne sumy dobowe opadu oraz różny rozkład czasowy opadu w ciągu doby (rys. 3).

3.2. Modelowanie opad-odpływ

Do modelowania odpływu ze zlewni Żylicy do przekroju Łodygowice wykorzystano model HEC-HMS (ang. *Hydrologic Modeling System*) w wersji 3.5 (Scharffenberg, Fleming 2010).

Wejście do modelu stanowiły wygenerowane hietogramy opadu. Do transformacji opadu całkowitego w opad efektywny wykorzystano model SCS CN, a do transformacji opadu efektywnego w odpływ – model SCS UH (ang. *Unit Hydrograph*).

Do kalibracji i weryfikacji parametrów modelu posłużyły dane opadowe ze stacji opadowej Łodygowice oraz trzy hydrogramy powodziowe ze stacji wodowskazowej Łodygowice z lat 2006, 2007 i 2008.

Każde zdarzenie opadowe było modelowane dla trzech rodzajów warunków tworzenia się odpływu ARC: suchych (ARC I), przeciętnych (ARC II) i wilgotnych (ARC III), występujących w modelowanej zlewni przed wystąpieniem opadu. Z otrzymanych hydrogramów wyjściowych odczytano wartości kulminacyjne Q_s dla każdego ARC, tj. Q_{s_I} , Q_{s_II} i Q_{s_III} .

3.3. Rozkłady prawdopodobieństwa przewyższenia przepływów maksymalnych Q_o i Q_s

Założono, że rozkład prawdopodobieństwa przepływów obserwowanych Q_o (dane z wielolecia 1972-2011, wodowskaz Łodygowice) stanowi rozkład rzeczywisty i dążono do tego, aby dane symulowane Q_s dały maksymalną zgodność z tym rozkładem, dla optymalnej proporcji rodzaju warunków tworzenia się odpływu ARC w zlewni Żylicy.

Stwierdzono, że dane rzeczywiste podlegają dwuparametrowemu rozkładowi lognormalnemu o parametrach: $\sigma = 0,70071$, $\mu = 2,532$, stąd w kolejnym etapie poszukiwana była optymalna proporcja warunków ARC.

3.3.1. Poszukiwanie optymalnej proporcji warunków ARC

Z każdego 100-elementowego zbioru przepływów: Q_{s_I} , Q_{s_II} i Q_{s_III} losowano odpowiednią liczbę wartości, tworząc w rezultacie 100-elementowe ciągi losowo wymieszanych ze sobą wartości przepływów dla różnego rodzaju warunków ARC. Losowania dokonano dla 38 możliwych kombinacji, tworząc w ten sposób 38 100-elementowych ciągów wartości przepływów. Dla przykładu kombinacja 1-2-0 oznacza, że ze zbioru Q_{s_I} wylosowano 33 wartości, co stanowi 1/3 elementów całego ciągu, a ze zbioru Q_{s_II} wylosowano 67 wartości, co stanowi pozostałe 2/3 elementów całego ciągu. W tym przypadku ze zbioru Q_{s_III} nie wylosowano żadnej wartości przepływu.

Wszystkie utworzone ciągi Q_{sci} poddano badaniu zgodności z teoretycznym rozkładem prawdopodobieństwa dla danych obserwowanych Q_o . Dopasowanie obu rozkładów oceniano za pomocą trzech testów zgodności: Kołmogorowa-Smirnowa (K-S), Andersona-Darlinga (A-D) i χ^2 Pearsona ($\chi^2 P$) (tabl. 1), przy czym im mniejsze były wartości statystyk testowych, tym lepsze dopasowanie do rozkładu teoretycznego. Za najlepiej dopasowany do teoretycznego rozkładu prawdopodobieństwa przepływów Q_o ciąg danych zostanie wybrany ten, którego wartości statystyk testowych będą najmniejsze.

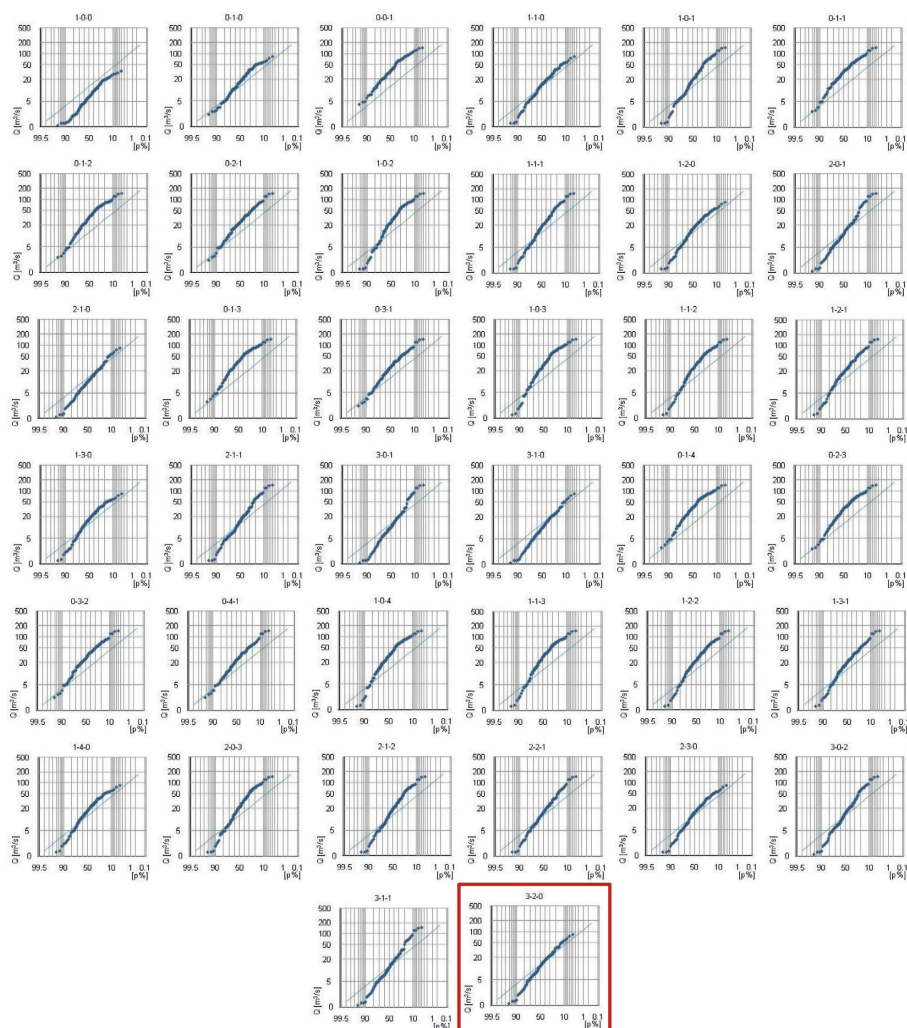
Wyniki testów jednoznacznie wskazują na to, że w żadnym z 38 rozpatrywanych przypadków nie zdarzyło się, by jednocześnie trzy lub dwa testy potwierdziły zgodność rozkładów dla którejkolwiek kombinacji. Jedynie test (K-S) potwierdził zgodność obu rozkładów dla trzech kombinacji: 1-1-0 (1,34), 2-0-1 (1,23) i 3-2-0 (1,30), natomiast testy A-D i $\chi^2 P$ nie potwierdziły tej zgodności w żadnym z rozpatrywanych przypadków. Jednocześnie zauważono, że wartości testów A-D i $\chi^2 P$ dla kombinacji 1-1-0 i 3-2-0 są najmniejsze spośród 38 wartości zarówno w A-D, jak i $\chi^2 P$.

W rezultacie przyjęto, że optymalna proporcja rodzaju warunków ARC zostanie wybrana na bazie najmniejszej z wartości statystyk testu K-S. Stąd przyjęto, że wartości przepływów symulowanych dla optymalnych warunków ARC, tj. 3-2-0 w zlewni Żylicy, wykazują najlepsze dopasowanie do danych obserwowanych (rys. 4). Natomiast optymalne warunki ARC, z których pochodzą wartości przepływów symulowanych, to w 60% warunki suche (ARC I) i w 40% warunki przeciętne (ARC II). W tym przypadku warunki wilgotne (ARC III) nie miały wpływu na wartości przepływów symulowanych w zlewni.

Tablica 1

Wartości statystyk testów zgodności rozkładów: Kolmogorowa-Smirnowa (K-S), Andersona-Darlinga (A-D) i χ^2 Pearsona ($\chi^2 P$) dla 100-elementowych kombinacji Q_{sci} , kolor szary oznacza, że test nie odrzucił danej kombinacji (źródło: opracowanie własne)

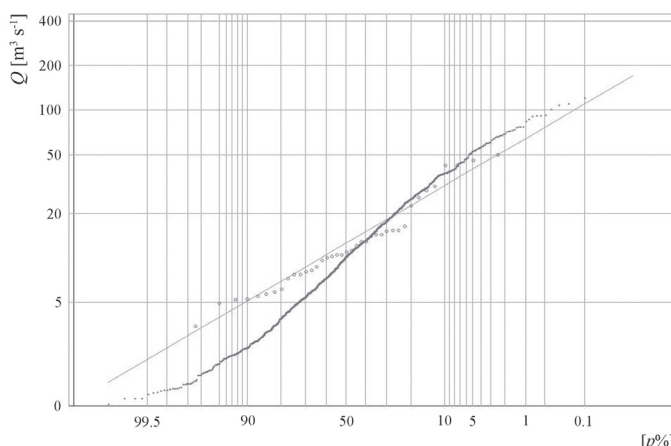
i	Kombinacje Q_{sci} , gdzie $i = 1, \dots, 38$	K-S	K-S _{kryt.}	A-D	A-D _{kryt.}	$\chi^2 P$	$\chi^2_{kryt.} P$
1	1-0-0	3,30	1,36	38,03	2,50	101,20	16,92
2	0-1-0	2,25		13,1674		51,00	
3	0-0-1	5,03		94,17		239,000	
4	1-1-0	1,34		5,29		23,60	
5	1-0-1	2,71		26,32		79,00	
6	0-1-1	4,59		75,76		216,80	
7	0-1-2	4,65		79,19		214,80	
8	0-2-1	3,59		41,95		113,80	
9	1-0-2	3,64		46,78		135,60	
10	1-1-1	2,45		20,29		65,60	
11	1-2-0	1,76		8,82		34,60	
12	2-0-1	1,23		9,47		28,80	
13	2-1-0	1,60		8,11		29,00	
14	0-1-3	5,08		97,47		264,60	
15	0-3-1	3,65		42,69		124,00	
16	1-0-3	4,14		65,19		177,60	
17	1-1-2	3,78		49,61		147,00	
18	1-2-1	2,86		27,99		84,20	
19	1-3-0	2,16		12,95		45,20	
20	2-1-1	1,96		13,84		44,00	
21	3-0-1	1,43		10,51		30,40	
22	3-1-0	1,78		10,30		36,00	
23	0-1-4	5,01		94,73		255,00	
24	0-2-3	4,55		74,88		213,60	
25	0-3-2	3,99		53,95		156,20	
26	0-4-1	3,35		32,72		98,60	
27	1-0-4	4,31		69,64		188,40	
28	1-1-3	4,02		56,24		171,60	
29	1-2-2	3,35		37,82		111,60	
30	1-3-1	2,76		23,59		74,20	
31	1-4-0	2,25		12,60		44,40	
32	2-0-3	3,21		35,55		110,60	
33	2-1-2	2,61		24,261		78,00	
34	2-2-1	1,96		13,05		44,60	
35	2-3-0	1,54		7,20		30,40	
36	3-0-2	1,71		13,92		44,00	
37	3-1-1	1,33		9,84		33,20	
38	3-2-0	1,30		5,84		25,00	



Rys. 4. Krzywe prawdopodobieństwa przewyższenia symulowanych przepływów kulminacyjnych Q_{sci} (punkty) i przepływów obserwowanych Q_o (linia ciągła) w przekroju wodowskazowym Łodygowice w zlewni Żylicy dla różnych warunków ARC. Czerwoną obwódką oznaczono kombinację, dla której stwierdzono najlepszą zgodność rozkładów (źródło: opracowanie własne)

3.4. Rozkład prawdopodobieństwa przewyższenia przepływów maksymalnych Q , dla optymalnych warunków ARC

Dla optymalnej proporcji rodzaju warunków ARC (3-2-0), wyznaczonych dla zlewni Żylicy do przekroju Łodygowice, utworzono krzywą prawdopodobieństwa



Rys. 5. Empiryczna – dane obserwowane (kółeczka), teoretyczna – dane generowane (linia cienka) i $MESEF_{(3-2-0)}$ (linia pogrubiona) krzywa prawdopodobieństwa przewyższenia przepływów kulminacyjnych Q

przewyższenia Q_s . W tym celu z rozkładu Weibulla wygenerowano 1000 liczb pseudolosowych P_s , reprezentujących zdarzenia opadowe. Każde z nich rozłożono na wartości godzinowe P_h i dla każdego z nich wygenerowano pary parametrów (α, β) . W ten sposób otrzymano 1000 hietogramów opadu z godzinowym krokiem czasowym, stanowiące wejście do modelu.

Z otrzymanych hydrogramów wyjściowych odczytane zostały wartości kulminacyjne Q_s zgodnie z optymalną proporcją warunków ARC (3-2-0), tj. 60% $Q_{s\ I}$ i 40% $Q_{s\ II}$.

W konsekwencji porównano wartości kwantyli symulowanych Q_s z wartościami kwantyli obserwowanych Q_o dla zadanych wartości prawdopodobieństw p (rys. 5).

4. PORÓWNANIE KWANTYLI POWODZIOWYCH Q_p

Wartości kwantyli Q_p uzyskane z metody MESEF (dla optymalnych warunków ARC 3-2-0) porównano z wartościami kwantyli uzyskanymi z metody bezpośredniej statystycznej (MS). Podobnie wartości kwantyli Q_p , uzyskane z metody MS, porównano z wartościami kwantyli Q_p , otrzymanymi z powszechnie stosowanej pośredniej metody szacowania przepływów prawdopodobnych – równania regresji (REG).

Zaobserwowano, że kwantyle uzyskane z metody MESEF nieznacznie przewyższają wartości kwantyli otrzymanych z metody SM (dla $p \geq 20\%$), a jedynie dla $p = 30$ i 50% są nieznacznie niższe. Ponadto błąd względny (dla przyjętych wartości p) mieści się w zakresie 0,9-33,6%.

Tablica 2

Porównanie kwantyli powodziowych Q_p uzyskanych metodą statystyczną (MS) i metodą MESEF oraz metodą statystyczną (MS) i równaniem regresji (REG)

p [%]	$Q_p(\text{MS})$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_p(\text{MESEF})$ [m ³ s ⁻¹]	Błąd względny $\delta_1^{(1)}$ [%]		$Q_p(\text{MS})$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_p(\text{REG})$ [m ³ s ⁻¹]	Błąd względny $\delta_2^{(2)}$ [m ³ s ⁻¹]
0,1	109,7	120,2	9,6		109,7	263,0	139,9
0,2	94,5	110,4	16,8		94,5	233,9	147,5
0,5	76,5	92,9	1,7		76,5	198,1	159,1
1	64,2	84,4	10,3		64,2	170,7	165,9
2	53,0	69,7	8,6		53,0	143,9	171,3
3	47,0	62,7	18,2		39,8	127,2	219,4
5	39,8	53,2	33,6		47,0	108,6	131,1
10	30,9	37,7	22,0		30,9	82,3	251,7
20	22,7	25,3	11,7		22,7	57,0	262,7
30	18,2	18,0	0,9		18,2	42,3	213,7
50	12,6	10,3	17,8		12,6	24,1	91,6

$$^{(1)} \delta_1 = [Q_p(\text{SM}) - Q_p(\text{MESEF})/Q_p(\text{SM})] \cdot 100\%$$

$$^{(2)} \delta_2 = [Q_p(\text{SM}) - Q_p(\text{REG})/Q_p(\text{SM})] \cdot 100\%$$

Z porównania kwantyli uzyskanych metodą statystyczną MS i równaniem regresji REG zaobserwowano znacznie większe wartości, otrzymane metodą REG dla wszystkich wartości p , przyjętych do obliczeń. Błąd względny w tym przypadku mieści się w zakresie 91,6-262,7%.

5. PODSUMOWANIE

Zastosowanie metody MESEF w częściowo zurbanizowanej zlewni Żyłicy dało wyniki zadowalające. Wartości kwantyli wyznaczone z tej metody są znacznie bliższe wartościom określonym z metody bezpośredniej (statystycznej) niż w metodzie regresji. Metoda MESEF musi być jeszcze zweryfikowana w zlewniach o różnym zagospodarowaniu i charakterze, a szczególnej uwagi wymaga zagadnienie proporcji warunków wilgotnościowych ARC. Jest to istotne również dla przyszłego zastosowania metody MESEF w zlewniach niekontrolowanych.

ESTIMATING PROJECTED DISCHARGES ON THE BASIS OF MODELLING MANY HYPOTHETICAL RAINFALL EVENTS IN SEMI-URBANISED CATCHMENT

Summary

The article presents an exemplary case study of estimating the values of projected discharges based on rainfall-runoff modelling using multiple rainfall events (the MESEF method). The study includes modelling hypothetical events in semi-urbanised catchment of Żylica up to the water gauge section of Łodygowice. The input data used in the rainfall-runoff model was provided by rainfall hyetographs generated by maximum daily rainfall totals generator. The presented method considers varied conditions in model catchment before the occurrence of the ARC rainfalls. Each entry rainfall was modelled for three types of conditions: dry, normal and wet.

In the last stage, a comparison was carried out between the values of projected discharges estimated by the direct MESEF method and the projected discharges estimated by other indirect methods that are widely used these days.

The purpose of the article is to prove the idea that the MESEF method could provide an alternative to the current methods of estimating probable discharges both in urbanised controlled catchment and uncontrolled catchments considering climate changes and the increased urbanisation process.

BIBLIOGRAFIA

- Hawkins R.H., Ward T.J., Woodward D.E., Van Mullem J.A., 2009, *Curve Number Hydrology: State of the Practice*, American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia, 106 s.
- Janus A., Absalon D., Jankowski A.T., Ruman M., 2009, *Charakterystyka hydrologiczna i ocena stopnia antropogenicznego przekształcenia zlewni Żylicy*, [w:] *Przeobrażenia stosunków wodnych w warunkach zmieniającego się środowiska*, A.T. Jankowski, D. Absalon, R. Machowski, M. Ruman (red.), Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, Sosnowiec, 155-164
- Jarosińska E., Pierzga K., 2015, *Estimating flood quantiles on the basis of multi-event rainfall simulation – case study*, *Acta Geophysica*, 63 (6), 1639-1663, DOI: 10.1515/acgeo-2015-0046
- Kowalczak P., 2011, *Zmienność klimatu a przyczyny powodzi w Polsce*, Polska Akademia Nauk PAN, Poznań, prezentacja, dostępne online: http://www.umweltaktion.de/pics/m Medien/1_1324305988/Vortrag_Kowalczak.pdf (10.08.2016)

- KPZK, 2012, *Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030*, Załącznik do uchwały nr 239 Rady Ministrów z dnia 13 grudnia 2011 r., Monitor Polski nr 252
- Pierzga K., Jarosińska E., 2014, *Generator maksymalnych w roku opadów dobowych*, [w:] Hydrologia w ochronie i kształtowaniu środowiska: II Krajowy Kongres Hydrologiczny. Tom 2, A. Magnuszewski (red.), Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk, Warszawa, 57-66
- Scharffenberg A., Fleming M.J., 2010, *Hydrologic Modeling System HEC-HMS v.3.5, User's Manual*, US Army Corps of Engineers, dostępne online: http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/documentation/HEC-HMS_Users_Manual_3.5.pdf (08.08.2016)
- SPA, 2013, *Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030*, Ministerstwo Środowiska, dostępne online: <http://klimada.mos.gov.pl/wp-content/uploads/2013/10/SPA2020.pdf> (08.08.2016)
- Więzik B., 2010, *Przepływy maksymalne roczne o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w małych zlewniach niekontrolowanych*, [w:] Hydrologia w inżynierii i gospodarce wodnej. Tom 1, B. Więzik (red.), Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 68, 153-165

Maksym ŁASZEWSKI, Urszula SOMOROWSKA

Uniwersytet Warszawski
Wydział Geografii i Studiów Regionalnych

WPŁYW ANTROPOPRESJI NA PRZEPŁYWY UTRATY W OKRESIE SUSZY 2015 ROKU

1. WPROWADZENIE

Anomalnie wysoka temperatura powietrza oraz niewielkie sumy opadów atmosferycznych latem 2015 r. spowodowały wystąpienie szczególnie niskiego stanu i przepływu rzek, osiągającego na wielu posterunkach wodowskazowych minimum absolutne (Van Lanen i in. 2016). Niżowka objęła obszar praktycznie całej Polski, niosąc ze sobą szereg negatywnych skutków gospodarczych, związanych między innymi z ograniczeniem poboru wody oraz utrudnieniem żeglugi. Niżówki powodują także istotne pogorszenie parametrów jakości wody, stanowiąc w rezultacie istotne zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemów lotycznych – podczas okresów niskiego przepływu następuje zwiększenie koncentracji substancji biogennych oraz metali ciężkich, spadek natlenienia wody oraz podwyższenie jej temperatury (Vliet, Zwolsman 2008). Uważa się, że efekt ten może być spotęgowany w zlewniach silnie zurbanizowanych i rolniczych z uwagi na większe zanieczyszczenie wody ściekami pochodzenia rolniczego i komunalnego (Sprague 2005). Przykładem jest zlewnia rzeki Utraty, płynącej przez obszary wchodzące w skład aglomeracji warszawskiej.

Celem pracy jest analiza przepływu rzeki Utraty w profilu wodowskazowym Krubice w okresie suszy 2015 roku na tle przepływów z wielolecia. Podjęto próbę oszacowania wielkości dopływu ścieków, które mają znaczny udział w całkowitym odpływie tej rzeki, szczególnie w okresach przepływu niżówkowego. Z wykorzysta-

niem zlewni-analoga dokonano również rekonstrukcji przepływu obserwowanego Utraty, pojawiającego się w warunkach zarastania koryta i zrzutu ścieków, a także przepływu naturalnego, bez udziału ścieków. Przeprowadzono w końcu pilotażowe pomiary natężenia przepływu, mające potwierdzić hipotezę o zaburzeniu relacji stan wody – przepływ na skutek zarastania koryta rzeki.

2. OBSZAR BADAŃ

Utrata jest prawostronnym dopływem Bzury o długości 76,5 km, a jej zlewnia obejmuje powierzchnię 792 km². Rzeka ma liczne, niewielkie dopływy, z których największe to Rokitnica, Zimna Woda, Żbikówka oraz Regułka. W zlewni Utraty dominują obszary rolnicze, obejmujące ok. 68% powierzchni, znaczny jest także udział obszarów zurbanizowanych, które zajmują ok. 22% powierzchni zlewni. Struktura użytkowania terenu ma niebagatelną wpływ na jakość wód Utraty – rzeka jest zanieczyszczona, a także poddana procesowi eutrofizacji z uwagi na spływy z pól oraz zrzuty ścieków z zakładów gospodarki komunalnej (m.in. Miejskich Zakładów Wodociągów i Kanalizacji) i przemysłowej. W konsekwencji wody rzeki Utraty są nie tylko silnie zanieczyszczone, ale również zmieniony jest istotnie reżim ich odpływu; sugeruje się, że podczas okresów bezdeszczowych przepływ Utraty w 50% składa się ze ścieków (Dąbkowski i in. 2004). Należy podkreślić, że woda wprowadzana



Rys. 1. Lokalizacja posterunku wodowskazowego w Krubicach oraz miejsca zrzutu ścieków z największych oczyszczalni w zlewni Utraty. Oznaczenia: 1 – oczyszczalnia GPK Eko-Raszyn, 2 – oczyszczalnia MPWiK Pruszków, 3 – oczyszczalnia MPWiK Błonie

do rzeki w postaci zrzutów ścieków pochodzi spoza zasobów wodnych zlewni, jest bowiem pobierana z trzeciorzędowych ujęć podziemnych, a duża jej część jest dostarczana magistralą wodociągową z ujęć położonych na terenie Warszawy.

3. METODY BADAŃ I ŹRÓDŁA DANYCH

W pracy wykorzystano średnie dobowe wartości natężenia przepływu rzeki Utraty z posterunku Krubice w latach 1951-2015 (powierzchnia zlewni 715 km²), które pozyskano z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego ($Q_{obs-IMGW}$). Dodatkowo wykorzystano średnie dobowe wartości natężenia przepływu rzeki Jeziorki w profilu wodowskazowym Piaseczno, przyjętej jako analog dla rzeki Utraty. Zlewnia Jeziorki graniczy od południowego wschodu ze zlewnią Utraty, zajmując powierzchnię 854 km² i odznacza się zdecydowanie niższym stopniem antropopresji. Wartości temperatury powietrza oraz dobowe sumy opadów atmosferycznych, pochodzące ze stacji meteorologicznej Warszawa Okęcie, pobrano z serwisu NOAA Global Surface Summary Data. Dla półrocza letniego roku hydrologicznego 2015 pozyskano również dobowe wartości odpływu ścieków z trzech największych oczyszczalni w zlewni Utraty po profil w Krubicach: Oczyszczalni MPWiK w Pruszkowie, Oczyszczalni MPWiK w Błoniu oraz Oczyszczalni Gminnego Przedsiębiorstwa Komunalnego Eko-Raszyn w Falentach (rys. 1).

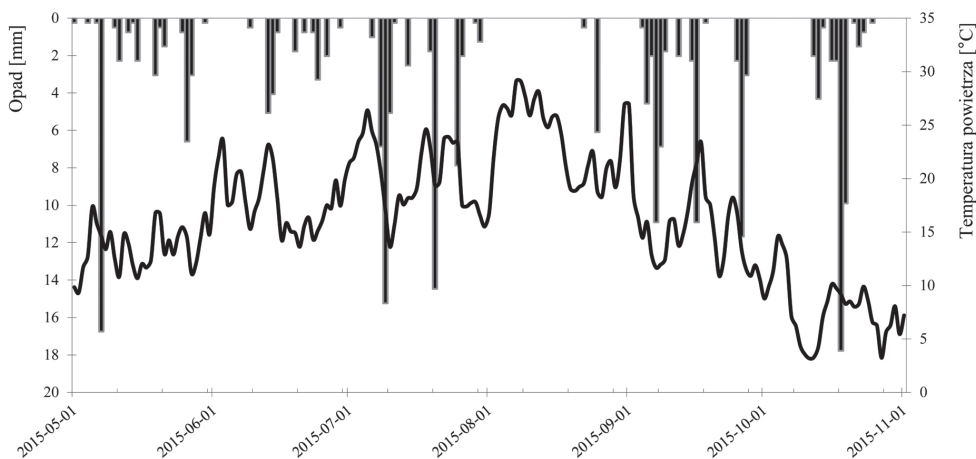
Za kryterium przepływu niskiego przyjęto 25 percentyl (Q_{25}), natomiast za kryterium przepływu wyjątkowo niskiego – 10 percentyl (Q_{10}), które wyznaczono dla wszystkich jednoimiennych dni roku, na podstawie krzywych kumulacyjnych częstości (Tokarczyk 2008). Przepływy w zakresie $Q_{25} - Q_{10}$ odpowiadają warunkom suchym, natomiast przepływy niższe od Q_{10} odpowiadają warunkom bardzo suchym. Krzywe kumulacyjne częstości sporządzono dla wielolecia 1951-2014, z wyłączeniem roku 2015, w którym zaistniało znaczne zaburzenie relacji stan wody – przepływ. Z analizy wykluczono również okres 2001-2007, dla którego nie uzyskano danych natężenia przepływu. W celu identyfikacji terminu zaburzenia warunków przepływu Utraty w 2015 roku opracowano podwójną krzywą kumulowaną odpływu, zestawiając kumulowane dobowe odpływy Utraty ($Q_{U,kum}$) i Jeziorki ($Q_{J,kum}$), według metodyki zalecanej przez Tallaksen, Hewa (2009). Ustalono zależność $Q_{U,kum} - Q_{J,kum}$ w okresie stabilnej relacji, w którym wartości przepływów obserwowanych nie były zaburzone rozwojem roślinności wodnej w korycie rzeczonym i na tej podstawie dokonano rekonstrukcji przepływów obserwowanych ($Q_{obs-rek}$) oraz przepływów naturalnych (Q_{nat}) w okresie zarastania. Na potrzeby weryfikacji hipotezy o zarastaniu koryta Utraty przeprowadzono pomiary natężenia przepływu

w profilu wodowskazowym Krubice. W tym celu wykorzystano akustyczny miernik prędkości przepływu wody OTT ADC. Pomiary przeprowadzono zgodnie z metodą stosowaną przez IMGW-PIB, a natężenie przepływu obliczono metodą rachunkową. Wykonano dwa pomiary w kwietniu 2016 roku, przy braku zarastania, oraz dwa pomiary w czerwcu 2016 roku, po długim okresie odznaczającym się wysoką temperaturą powietrza, kiedy powtórnie zaobserwowano intensywny rozwój roślinności w okolicy posterunku wodowskazowego. Należy podkreślić, że wybrane terminy pomiarów nawiązują do zidentyfikowanego na podstawie krzywej kumulowanej odpływu terminu zaburzenia relacji stan wody-przepływ.

4. WYNIKI

4.1. Tło meteorologiczne

Półrocze letnie roku hydrologicznego 2015 odznaczało się ekstremalnymi warunkami meteorologicznymi – długimi falami upałów, połączonymi z niewielką sumą opadów (rys. 2). Średnia temperatura powietrza na stacji Warszawa Okęcie wyniosła w tym okresie $16,4^{\circ}\text{C}$, natomiast suma opadów $224,7\text{ mm}$, co stanowiło ok. 60% normy wieloletniej. Spośród wszystkich miesięcy ekstremalnie ciepły i suchy okazał się sierpień, kiedy średnia miesięczna temperatura wyniosła $23,4^{\circ}\text{C}$, a maksymalna temperatura osiągnęła nawet $37,0^{\circ}\text{C}$. W miesiącu tym obserwowano również niedostatek opadów, których suma miesięczna wyniosła jedynie $6,6\text{ mm}$.



Rys. 2. Przebieg średniej dobowej temperatury powietrza oraz dobowych sum opadów na stacji meteorologicznej Warszawa Okęcie w półroczu letnim roku hydrologicznego 2015

4.2. Dopływ ścieków

Zestawienie danych dotyczących udziału ścieków oczyszczonych w dobowym natężeniu przepływu Utraty w Krubicach przedstawiono w tabl. 1. Analiza danych wskazuje, że w półroczu letnim roku hydrologicznego 2015 średni dopływ ścieków kształtował się w granicach $0,40\text{--}0,46\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$, wynosząc minimalnie $0,29\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$, natomiast maksymalnie $0,78\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$. Należy zaznaczyć, że w miesiącach odznaczających się najmniejszą sumą opadów i najwyższą temperaturą powietrza, a zatem w czerwcu, lipcu oraz sierpniu, ilość ścieków odprowadzanych do sieci rzecznej charakteryzowała się największą stabilnością.

Tablica 1

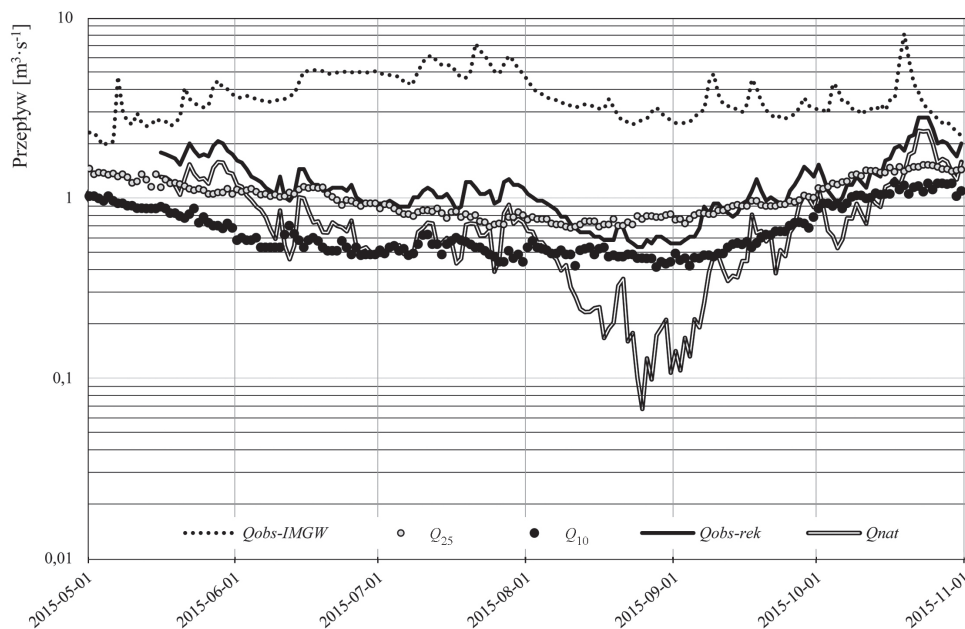
**Średni, minimalny i maksymalny dopływ ścieków do sieci rzecznej
Utraty w półroczu letnim roku hydrologicznego 2015**

	Miesiące półroczu hydrologicznego					
	V	VI	VII	VIII	IX	X
Średni dopływ ścieków [$\text{m}^3\text{ s}^{-1}$]	0,46	0,43	0,43	0,40	0,45	0,44
Maksymalny dopływ ścieków [$\text{m}^3\text{ s}^{-1}$]	0,66	0,51	0,54	0,47	0,63	0,78
Minimalny dopływ ścieków [$\text{m}^3\text{ s}^{-1}$]	0,38	0,34	0,35	0,32	0,29	0,39

4.3. Przepływ Utraty w okresie suszy 2015 roku

W półroczu letnim 2015 roku przepływ Utraty, według danych IMGW-PIB ($Q_{obs-IMGW}$), kształtował się w zakresie od $2\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ do nieco ponad $8\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ (rys. 3). Takie wartości natężenia przepływu są dużo większe niż graniczne wartości niżówki, zarówno według kryterium Q_{10} , jak i Q_{25} . W związku z wystąpieniem wyjątkowo długiego okresu bezopadowego, wzmocnionego falami upałów, brak pojawienia się niżówki przepływów pozwala przypuszczać, że wartości przepływów ($Q_{obs-IMGW}$) są zawyżone. Na podstawie podwójnej krzywej kumulowanej odpływu, zestawiając kumulowane dobowe odpływy Utraty ($Q_{U,kum}$) i Jezioraki ($Q_{J,kum}$), ustalono, że w okresie od 1.11.2014 roku do 15.05.2015 roku zależność między odpływem $Q_{U,kum}$ a $Q_{J,kum}$ ma charakter stabilnej relacji, a wartości kumulowanego odpływu Utraty można przybliżyć równaniem $Q_{U,kum} = 1,21Q_{J,kum}$. Należy zaznaczyć, że wartości $Q_{U,kum}$ obejmują przepływ naturalny Utraty powiększony o wartości dopływu ścieków, stosunkowo regularnie odprowadzanych do sieci rzecznej (tabl. 1). Po 15.05.2015 roku krzywa gwałtownie zmienia kierunek, a przyrosty odpływu Utraty, szacowane przez IMGW-PIB na podstawie stanu wody, są dużo większe niż przyrosty

odpływu Jeziorki. Przypuszczamy, że przyczyną takiej sytuacji jest proces zarastania koryta rzecznego, powodujący podpiętrzenie stanów wody w profilu wodowskazowym, a wówczas określenie przepływów powinno być dokonywane na podstawie krzywej natężenia przepływu dla warunków zarastania. Zakładając, że zlewnie Utraty i Jeziorki znajdują się pod wpływem zbliżonych warunków termiczno-opadowych, przepływy obserwowane Utraty ($Q_{obs-rek}$), które wystąpiły po 15.05.2015 roku, zrekonstruowano na podstawie zależności między odpływem Utraty ($Q_{U,kum}$) a odpływem Jeziorki ($Q_{J,kum}$), ustalonej dla okresu sprzed zarastania. Przepływ $Q_{obs-rek}$ jest szczególnie niski w okresie od 10 sierpnia do początku września i wówczas jest niższy od Q_{25} , co potwierdza hipotezę wystąpienia niżówki mimo rejestrowania stanów wody odpowiadających przepływowi powyżej Q_{25} . Redukując przepływ $Q_{obs-rek}$ o wartości dopływu ścieków otrzymujemy wartość przepływu naturalnego Utraty (Q_{nat}). Z przebiegu przepływu Q_{nat} wynika, że w sierpniu, a także w wybranych kilkudniowych okresach września, przepływ naturalny kształtował się zdecydowanie poniżej Q_{10} (rys. 3).



Rys. 3. Zmienność średnich dobowych przepływów Utraty w półroczu letnim w 2015 roku.

Oznaczenia: $Q_{obs-IMGW}$ – przepływ według danych IMGW-PIB, Q_{25} – przepływ o prawdopodobieństwie przewyższenia 75%, Q_{10} – przepływ o prawdopodobieństwie przewyższenia 90%, $Q_{obs-rek}$ – przepływ obserwowany zrekonstruowany na podstawie podwójnej krzywej kumulowanej względem zlewni-analog, Q_{nat} – przepływ naturalny, bez uwzględnienia dopływu ścieków

4.4. Pomiary przepływu w 2016 roku

Uzyskane rezultaty wskazują, że w czerwcu, mimo znacznie wyższych stanów wody niż w kwietniu, natężenie przepływu Utraty było zdecydowanie niższe; zmniejszeniu uległa także średnia i maksymalna prędkość przepływu wody, przy jednoczesnym zwiększeniu powierzchni przekroju poprzecznego (tabl. 2). Uważamy, że analogiczna sytuacja wystąpiła w 2015 roku.

Tablica 2

Wyniki pomiarów natężenia przepływu przeprowadzonych w kwietniu i czerwcu 2016 roku

Termin pomiaru	Stan wody na wodowskaziu Krubice [cm]	Powierzchnia przekroju poprzecznego koryta [m ²]	Średnia prędkość przepływu w przekroju [m s ⁻¹]	Maksymalna prędkość przepływu w przekroju [m s ⁻¹]	Natężenie przepływu [m ³ s ⁻¹]
17.04.2016	96	4,67	0,41	0,67	1,93
24.04.2016	85	3,91	0,41	0,64	1,61
02.06.2016	105	5,62	0,16	0,26	0,88
06.06.2016	108	6,01	0,14	0,22	0,84

5. DYSKUSJA

Próba rekonstrukcji dopływu ścieków z trzech największych oczyszczalni w zlewni Utraty po profil Krubice wskazuje, że maksymalny dopływ ścieków w najbardziej suchym i gorącym okresie (lipiec-wrzesień) nie przekraczał 0,63 m³ s⁻¹. Należy podkreślić, że zestawienie analizowane w niniejszej pracy nie jest wyczerpujące; w zlewni Utraty istnieje szereg innych zakładów odprowadzających ścieki do sieci rzecznej. Wobec braku danych z pozostałych zakładów przemysłowych oraz niewielkich oczyszczalni, na podstawie literatury należy przyjąć, że średni dobowy dopływ ścieków z podmiotów nieujętych w niniejszej pracy nie przekracza 5000 m³ 24h⁻¹, co stanowi dodatkowe 0,06 m³ s⁻¹ (Fic i in. 2004; *Strategia Rozwoju...* 2005). Biorąc pod uwagę zrekonstruowane wartości przepływu Utraty ($Q_{obs-rek}$), udział ścieków w przepływie Utraty w letnim półroczu hydrologicznym wynosił średnio 42%, osiągając wartości od 16% do nawet 87% podczas okresów najniższego przepływu rzeki.

Tak duży udział ścieków w przepływie rzeki wydatnie intensyfikuje proces eutrofizacji wody. Jego wymiernym efektem był nadmierny rozwój zbiorowisk roślinności wodnej, między innymi jeżogłówki pojedynczej (*Sparganium emersum*),

moczarki kanadyjskiej (*Elodea canadensis* L.) oraz rzęsy drobnej (*Lemna minor* L.), zaobserwowany w korycie Utraty w półroczu letnim roku hydrologicznego 2015 (rys. 4). Skala zarastania była spotęgowana ekstremalnymi warunkami meteorologicznymi, które przełożyły się na wysoką temperaturę wody, przekraczającą wielokrotnie 25°C (Łaszewski 2016). Należy podkreślić, że czynnikiem sprzyjającym eutrofizacji Utraty jest wykonana w XX w. regulacja rzeki, skutkująca brakiem zacienienia lustra wody (a w konsekwencji również wydajną fotosyntezą) oraz brakiem stref roślinności brzegowej, będącej buforem dla zanieczyszczeń z obszarów rolniczych (Sweeney, Newbold 2014).



Rys. 4. Zarośnięte koryto Utraty w Nowym Łuszczewku w sierpniu 2015 roku, ok. 3 km w górę rzeki od posterunku wodowskazowego w Krubicach

Wobec powyższego stwierdzamy, że przyczyną nienaturalnie wysokiego stanu i przepływu Utraty ($Q_{obs-IMGW}$) w okresie suszy 2015 r. było podpiętrzenie rzędnych zwierciadła wody przez roślinność wodną. Pomiary stanu wody w Krubicach wykonywane są automatycznie przez limnigraf, bez udziału obserwatora, a następnie – na podstawie krzywej konsumpcyjnej – są przeliczane na odpowiednie wartości natężenia przepływu. Brak informacji o zarastaniu koryta rzeki przekłada się na brak jego uwzględnienia w relacji stan wody – przepływ. Wymusza to dalece idącą ostrożność w ocenie danych pomiarowych z posterunku Krubice.

6. WNIOSKI

1. Ustrój hydrologiczny Utraty jest kształtowany pod wpływem czynników naturalnych, silnie modyfikowanych przez zrzuty ścieków pochodzących z pod-

miotów gospodarki komunalnej oraz z zakładów przemysłowych. Przepływ obserwowany wynika z naturalnego odpływu ze zlewni, powiększonego o ładunek odprowadzanych do rzeki ścieków, które mogą stanowić nawet 87% jej dobowego przepływu.

2. Rekonstrukcja przepływów Utraty w półroczu letnim 2015 roku w profilu Krubice umożliwiła weryfikację wartości przepływów szacowanych przez IMGW-PIB. Na tej podstawie dowiedziono, że niżówka przepływów wystąpiła w sierpniu i we wrześniu. Zrekonstruowane przepływy obserwowane kształtowały się poniżej wartości Q_{25} , natomiast zrekonstruowane przepływy naturalne – poniżej Q_{10} . Wskazuje to na wystąpienie wyjątkowo głębokiej niżówki.
3. Przyczyną nienaturalnie wysokiego stanu wody – a w konsekwencji zawyżonego przepływu Utraty w profilu Krubice ($Q_{obs-IMGW}$) – było zarastanie rzeki, powodujące podwyższenie rzędnych zwierciadła wody, co udowodniły pomiary natężenia przepływu przeprowadzone w 2016 roku. Zarastanie Utraty jest ewidentną pochodną antropopresji; zrzuty ścieków powodują nadmierną eutrofizację, a uregulowanie rzeki skutkuje bezpośrednim dostępem światła słonecznego do lustra wody i podwyższoną temperaturą. Wydaje się, że proces zarastania może być szczególnie zintensyfikowany w latach suchych i upalnych (m.in. 2015 rok), na skutek większego udziału ścieków (a w rezultacie koncentracji biogenów) w przepływie Utraty oraz podwyższonej temperatury wody.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy składają podziękowania Kierownictwu Oczyszczalni MPWiK Pruszków, Oczyszczalni MPWiK Błonie oraz Oczyszczalni Gminnego Przedsiębiorstwa Komunalnego Eko-Raszyn za udostępnienie danych dotyczących dopływu ścieków do sieci rzecznej Utraty. Autorzy dziękują także pracownikom Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego za przekazanie danych hydrologicznych.

HUMAN IMPACTS ON THE UTRATA RIVER STREAMFLOW DURING 2015 DROUGHT

Summary

The aim of the study was to analyse the streamflow of the Utrata River in the Krubice gauging station during the summer drought of 2015. Data analysis revealed that the Utrata River streamflow was unnaturally high, which was probably due to disruption of the relationship

between water level and streamflow. To provide reliable streamflow data, double curve of the accumulated runoff of the Utrata and the Jeziorka River (adopted as an analogue catchment) was performed, which allow to reconstruct observed and natural streamflow of the Utrata River and verify streamflow values estimated by the IMGW-PIB. On this basis, it was found that low flow period occurred in August and September, and observed streamflow was below the Q_{25} , while natural – without waste water supply – below Q_{10} . We confirmed that the hydrological regime of the Utrata River is strongly modified by discharges from the municipal and industrial plants, which caused that the participation of waste water in river discharge in rainless periods were up to 87%. Finally, flow measurements conducted in the similar period of the 2016 proved that the unnaturally high water level – and in consequence streamflow – was due to the overgrowth of aquatic plants.

BIBLIOGRAFIA

- Dąbkowski S.L., Ciepielowski A., Gutry-Korycka M., 2004, *Hydrologiczno-techniczne podstawy zabezpieczenia Pruszkowa przed wylewami Utraty*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 4 (2b), 303-318
- Fic M., Kręgiel S., Mierzwicki K., Katryński W., 2004, *Program Ochrony Środowiska dla Miasta Pruszków*, Aquageo – Michał Fic, Falenty, 120 s., dostępne online: http://www.pruszkow.pl/_data/assets/pdf_file/0019/2854/program_osr_wer_ostatecz.pdf (08.08.2016)
- Łaszewski M., 2016, *Summer water temperature of lowland Mazovian rivers in the context of fisheries management*, Archives of Polish Fisheries, 24, 3-13
- Sprague L.A., 2005, *Drought effects on water quality in the South Platte River Basin, Colorado*, Journal of the American Water Resources Association, 41, 11-24
- Strategia Rozwoju Powiatu Pruszkowskiego do Roku 2025*, 2005, Rada i Zarząd Powiatu Pruszkowskiego, Pruszków, 158 s., dostępne online: http://bazy.ngo.pl/download/75646_sr.pdf (08.08.2016)
- Sweeney B.W., Newbold J.D., 2014, *Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat and organisms: A literature review*, Journal of the American Water Resources Association, 50 (3), 560-584, DOI: 10.1111/jawr.12203
- Tallaksen L., Hewa G.A., 2009, *Extreme value analysis*, [w:] Manual on low-flow – Estimation and prediction, A. Gustard, S. Demuth (red.), Operational Hydrology Report No. 50, WMO-No. 1029, 57-70
- Tokarczyk T., 2008, *Wskaźniki oceny suszy stosowane w Polsce i na świecie*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 7, 167-182

- Van Lanen H.A.J., Laaha G., Kingston D.G., Gauster T., Ionita M., Vidal J.P., Vlnas R., Tallaksen L.M., Stahl K., Hannaford J., Delus C., Fendekova M., Mediero L., Prudhomme C., Rets E., Romanowicz R.J., Gailliez S., Wong W.K., Adler M.J., Blauhut V., Caillouet L., Chelcea S., Frolova N., Gudmundsson L., Hanel M., Haslinger K., Kireeva M., Osuch M., Sauquet E., Stagge J.H., Van Loon A.F., 2016, *Hydrology needed to manage droughts: the 2015 European case*, Hydrological Processes, DOI: 10.1002/hyp.10838
- Van Vliet M.T.H., Zwolsman J.J.G., 2008, *Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse River*, Journal of Hydrology, 353 (1-2), 1-17, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.01.001

**Zdzisław MICHALCZYK, Stanisław CHMIEL,
Sławomir GŁOWACKI, Krzysztof SIWEK,
Joanna SPOSÓB**

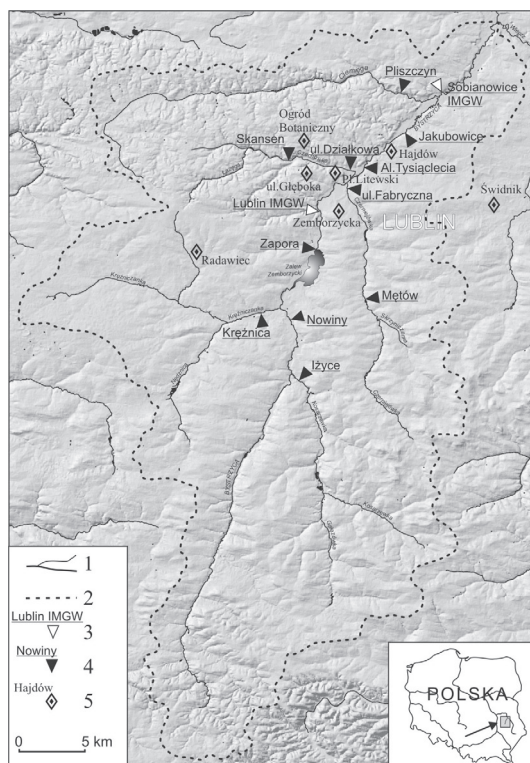
Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

WPŁYW OBSZARU ZURBANIZOWANEGO LUBLINA NA POWSTAWANIE I TRANSFORMACJĘ WEZBRAŃ WÓD BYSTRZYCY

1. WPROWADZENIE

Procesy urbanizacji obszaru Lublina, zajmującego powierzchnię $147,5 \text{ km}^2$ z liczbą mieszkańców ok. 350 tys., doprowadziły do przekształcenia warunków obiegu wody. Przede wszystkim zabudowa mieszkaniowa oraz infrastruktura techniczna i drogowa wpływa na pogorszenie warunków infiltracji wody opadowej, co skutkuje zwiększaniem się spływu powierzchniowego. Miasto położone jest w środkowej części zlewni Bystrzycy (rys. 1), której powierzchnia wynosi $1\,316 \text{ km}^2$, a odpływ jednostkowy ok. $4,0 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$. Powyżej miasta został wybudowany zbiornik wodny o pojemności $6,3 \text{ mln m}^3$, w niewielkim stopniu wpływający na wartości przepływów minimalnych i maksymalnych na obszarze zurbanizowanym (Michalczyk 1997).

Miasto Lublin rozbudowało się na wzgórzach kredowych rozdzielonych dolinami Bystrzycy i jej dopływów Czechówki i Czerniejówki. Część z nich, położona na zachód i północ od doliny Bystrzycy, jest nadbudowana lessem, natomiast obszary na wschód i południe przykryte są cienką warstwą osadów piaszczysto-eolicznych. Największe zróżnicowanie rzeźby terenu występuje na obszarach lessowych, rozciętych gęstą siecią dolin erozyjno-denudacyjnych. Deniwelacje osiągają tu $30\text{--}40 \text{ m}$, a nachylenie zboczy dochodzi do 30° . Zabudowa miejska, komunalna i przemysłowa



Rys. 1. Położenie Lublina w zlewni Bystrzycy oraz rozmieszczenie stacji pomiarowych;

1 – rzeki, 2 – dział wodny Bystrzycy, 3 – wodowskazy IMGW-PIB, 4 – wodowskazy Zakładu Hydrologii UMCS, 5 – stacje opadowe

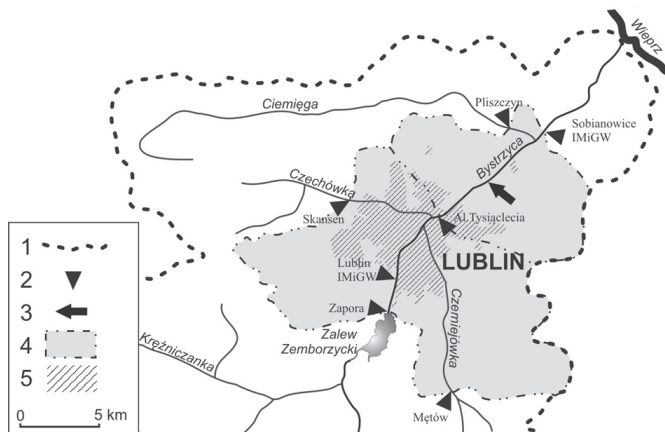
wa zmodyfikowała naturalne warunki obiegu wody, głównie poprzez zmianę charakteru powierzchni czynnej. Urbanizacja terenu wpływa na ograniczenie infiltracji, szczególnie w obszarach gęstej zabudowy miejskiej, z licznymi drogami, utwardzonymi placami i parkingami. Najczęściej zabudowane są obszary wierzchwinowe i część ich zboczy, co skutkuje zmniejszeniem infiltracji wody opadowej i roztopowej. Zmniejszenie możliwości zatrzymywania wody w gruncie skutkuje pojawianiem się spływu powierzchniowego (Dobija 1975), którego największe natężenie jest rejestrowane w północno-zachodniej części miasta.

Celem pracy jest ocena spływu wody z obszaru zurbanizowanego Lublina oraz analiza wpływu miasta na transformację fali wezbraniowej Bystrzycy. Szczegółowe badania przeprowadzono na podstawie dwu wezbrań, które wystąpiły w maju 2014 roku. Wykonane obliczenia stanowią kontynuację wcześniejszych prac, których częściowe wyniki były publikowane w opracowaniach – Michalczyk (1997, 2012), Michalczyk i in. (2008, 2012), Michalczyk, Sposób (2010).

2. MATERIAŁY

Oddziaływanie Lublina na transformację przepływu wezbraniowego opracowano na podstawie materiałów hydrometeorologicznych Zakładu Hydrologii UMCS oraz Zakładu Meteorologii i Klimatologii UMCS, uzupełnionych danymi IMGW. Sieć obserwacyjną Zakładu Hydrologii tworzy 7 automatycznych stacji wodowskazowych założonych na rzekach w rejonie Lublina (rys. 2), które rejestrują stany wody co 15 min. Systematycznie wykonywane pomiary przepływu umożliwiają obliczenie krzywej natężenia przepływu w poszczególnych przekrojach oraz ocenę wielkości, dynamiki i struktury opływu wody z obszaru miasta. Własne materiały hydrometryczne uzupełniono danymi dotyczącymi dobowych przepływów Bystrzycy w przekrojach Lublin i Sobianowice pozyskanymi z IMGW. Źródłem informacji o godzinowych stanach wody Bystrzycy w Sobianowicach był serwis internetowy IMGW (www.pogodynka.pl). Miesięczne objętości wód pościekowych odprowadzanych do Bystrzycy, w tym w części pochodzących ze spływu powierzchniowego, uzyskano w MPWiK w Lublinie.

Przekroje wodowskazowe zamykające zlewnie powyżej miasta charakteryzują się dużym odsetkiem powierzchni wykorzystywanych rolniczo – przeważnie gruntów ornych. Są to: „Zapora” na Bystrzycy, „Skansen” na Czechówce, „Mętów” na Czarniejówce i „Pliszczyn” na Ciemiedze. W centrum miasta obserwacje prowadzono w profilach: „ul. Działkowa” na Czechówce, „ul. Fabryczna” na Czarniejówce oraz „Al. Tysiąclecia” na Bystrzycy. Dane dotyczące przepływów poniżej miasta zaczerpnięto z obserwacji IMGW prowadzonych w profilu Sobianowice. Sytuację



Rys. 2. Rozmieszczenie wodowskazów wyznaczających obszar zlewni Lublina;

1 – dział wodny, 2 – automatyczne stacje wodowskazowe, 3 – zrzut wód pościekowych z oczyszczalni Hajdów, 4 – obszar zlewni różnicowej, 5 – obszar zwartej zabudowy Lublina

hydrologiczną w obszarze zurbanizowanym miasta odzwierciedlają materiały uzyskane dla zlewni różnicowej obejmującej tereny między wodowskazami Zapora i Sobianowice na Bystrzycy (wraz ze zrzutem wód pościekowych z oczyszczalni) oraz Mętów na Czerniejówce, Skansen na Czechówce i Pliszczyn na Ciemiędzy. Jej obszar obejmuje powierzchnię 231,6 km². Obserwacje prowadzone w centrum miasta, na wodowskazie Al. Tysiąclecia, pozwoliły na wydzielenie w obrębie całej zlewni miejskiej dwu części: górnej o powierzchni 146,8 km² i dolnej 84,8 km² (rys. 2).

Wielkość zasilania atmosferycznego w Lublinie obliczano na podstawie pięciu automatycznych stacji pomiarowych UMCS rozmieszczonych w różnych częściach miasta: na Placu Litewskim, w Ogrodzie Botanicznym, w Hajdowie, przy ul. Głębokiej i w Świdniku (rys. 1). Własne pomiary uzupełniono o godzinowe sumy opadu ze stacji IMGW Lublin Radawiec, zamieszczane w serwisie internetowym IMGW (www.pogodynka.pl).

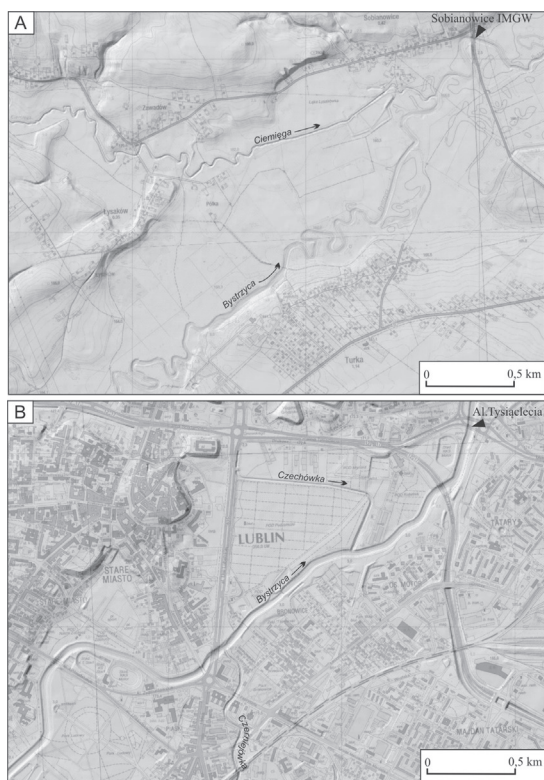
3. WARUNKI KSZTAŁTOWANIA SIĘ ZASOBÓW WODNYCH I PRZEPŁYWY RZEK W 2014 ROKU

Zlewnia Bystrzycy cechuje się niezwykle rzadką siecią wód powierzchniowych, która jest konsekwencją występowania na powierzchni terenu dobrze przepuszczalnych utworów. Wody podziemne pierwszego poziomu występują w spękanych skałach górnej kredy i w piaszczysto-żwirowych utworach czwartorzędu. Głębokość występowania zwierciadła wody podziemnej jest bardzo zróżnicowana i wykazuje ogólny związek z rzeźbą terenu. W obszarach wierzchowinowych miąższość strefy aeracji dochodzi do 30-50 m. Natomiast w dolinach rzecznych wody podziemne w warunkach naturalnych występują tuż pod powierzchnią teras zalewowych, a jednocześnie pozostają w równowadze drenowania z wodami rzeczными. Duża zasobność wodna skał zbiornika kredowego decyduje o wyrównanym reżimie przepływu Bystrzycy i jej dopływów, wynikającym z dominującego udziału zasilania podziemnego w odpływie całkowitym.

Warunki kształtowania 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 (nieprzepuszczalnych), co skutkuje okresowym pojawianiem się dużego spływu powierzchniowego (Michalczyk 2012). Według opracowanej koncepcji kanalizacji deszczowej dla Lublina (Kalinowska i in. 2012), tereny zajęte przez zabudowę wielorodzinną i jednorodziną oraz usługową

gi zajmują 806 ha, drogi 1 199,5 ha, usługi, przemysł, tereny komunikacyjne i infrastruktura 1 147,7 ha. Razem powierzchnia terenów zurbanizowanych obejmuje 3 737,2 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 ok. 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. Część wody przedostaje się również do kanalizacji sanitarnej i jest odprowadzana do Bystrzycy wraz z wodami pościekowymi w Hajdowie.

Na odcinku miejskim koryta rzek zostały wyprostowane (rys. 3B), co zdecydowanie przyspiesza przepływ wody. Poniżej miasta, przy naturalnym meandrują-

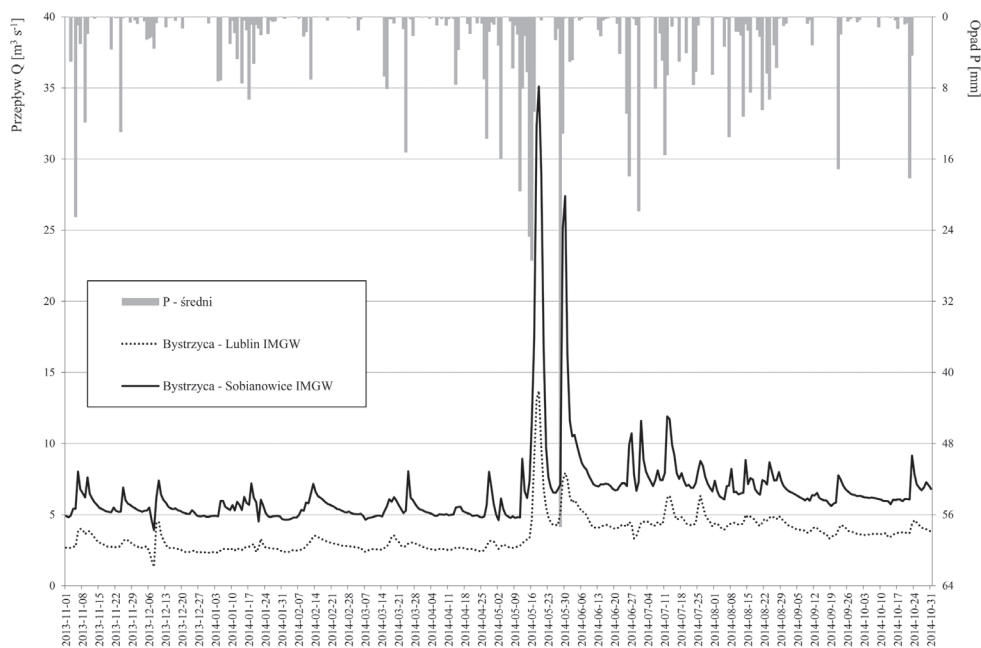


Rys. 3. Fragmenty doliny Bystrzycy: A – meandrujące koryto Bystrzycy po szerokiej zalewowej poniżej Lublina (naturalny), B – wyprostowany i obwałowany odcinek miejski Bystrzycy

cym korycie Bystrzycy po szerokiej równi zalewowej (rys. 3A), następuje radykalne zmniejszenie prędkości przepływu, dodatkowo spowolnione przez roślinność. W sytuacji przepływów korytowych nie stwierdzono wydłużenia czasu przepływu wody. Natomiast w okresie wysokiego wezbrania woda wylewa się z koryta na łąki terasy zalewowej, co decyduje również o mniejszej prędkości przepływu, a ponadto woda rzeczna może być retencjonowana w piaszczystych aluwialach w czasie trwania wysokich przepływów wezbraniowych.

Zasilanie atmosferyczne w roku hydrologicznym 2014 było większe od średniej z wielolecia o ponad 100 mm, gdyż suma zmierzonych opadów w Lublinie wyniosła 714 mm. Sumy opadów zarówno półrocza zimowego, jak i letniego były większe od średnich z wielolecia 1951-2000 i wyniosły odpowiednio 223 mm i 492 mm. Szczególnie wysokie opady wystąpiły w maju (223 mm), w którym zasilanie było trzykrotnie większe od średniej. Wielkość parowania terenowego w roku hydrologicznym 2014, obliczona metodą Konstantinowa, wyniosła ok. 571 mm. Odpływ ze zlewni do Sobianowic miał wartość 166,3 mm. Udział zasilania podziemnego w odpływie całkowitym wyniósł 79%.

Wartości dobowych przepływów i sumy opadu liczone jako średnia z 6 stacji przedstawiono na rys. 4. Zebrane materiały dokumentują dość wyrównane przepły-



Rys. 4. Dobowe wartości przepływów w przekrojach IMGW Lublin i Sobianowice (Q) oraz dobowe sumy opadu (P) w 2014 roku

wy Bystrzycy w półroczu chłodnym, brak typowego wezbrania wiosennego oraz dwa okresy wysokich przepływów w maju 2014 roku. Niewielkie wezbrania opadowe pojawiły się również w czerwcu i lipcu.

4. SPŁYW WODY Z OBSZARU LUBLINA I TRANSFORMACJA WEZBRAŃ BYSTRZYCY NA TERENIE MIEJSKIM W OKRESIE PÓŻNEJ WIOSNY 2014 ROKU

Wysokie zasilanie opadowe doprowadziło do wytworzenia się w rzekach Lublina dwóch dużych wezbrań spowodowanych intensywnymi opadami, których suma wyniosła 251 mm. Do szczegółowej analizy wybrano okres zaczynający się stabilnymi przepływami (20 kwietnia), jeszcze przez pojawieniem się opadów. Natomiast końcowa część analizowanej serii (do 12 czerwca) to okres recesji przepływów po wysokim zasilaniu w końcu maja i opadach z początku czerwca. Godzinowe wartości przepływów w rzekach Lublina oraz sumy opadu liczone z 6 stacji zamieszczono na rys. 5.

Oddziaływanie miasta na charakter spływu wody najlepiej dokumentują zmiany przepływu w okresach wezbrań w profilu Al. Tysiąclecia (rys. 5). Pod koniec trzeciej dekady kwietnia wystąpiło wezbranie opadowe, spadło wówczas 20,2 mm deszczu. Podobna sytuacja miała miejsce w dniach 3-4 i 12 maja. Podczas tych wezbrań maksymalne wielkości przepływu (ok. $14\text{--}15\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) odnotowano w profilu Al. Tysiąclecia. Przepływy w profilu Sobianowice były niższe, co wynika z wydłużenia czasu przepływu wody i jej retencji w obrębie dna naturalnej doliny Bystrzycy poniżej Lublina.

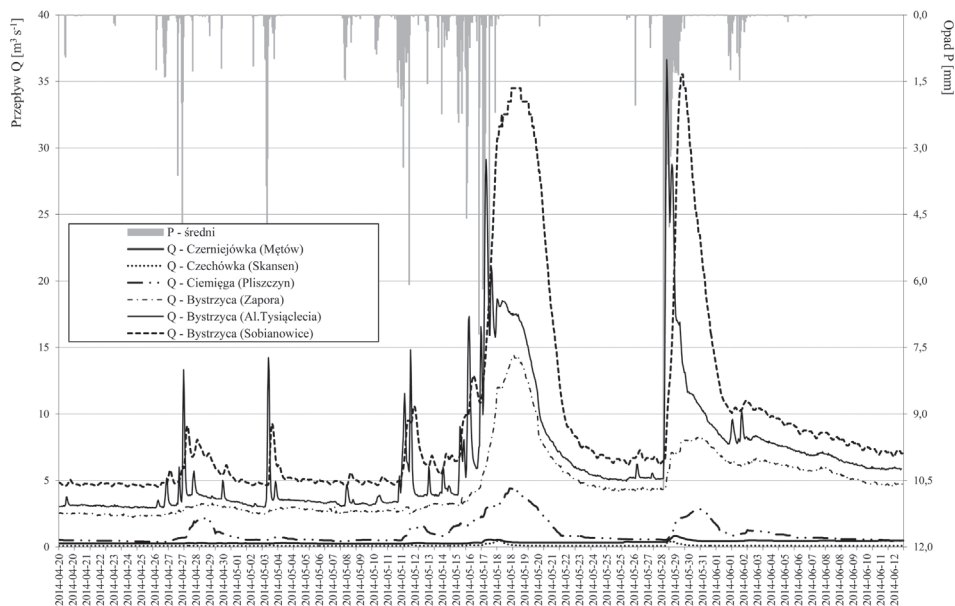
Najdłużej trwające wezbranie wystąpiło w dniach 15-25 maja, a suma opadów za ten okres wyniosła 69,8 mm. Pierwszy okres wysokich opadów, w dniach 15-16 maja 2014 roku, związany był z niżem przemieszczającym się z południowo-wschodu, któremu towarzyszył układ trzech frontów atmosferycznych z rozległą strefą opadów. W dniu 15 maja 2014 roku w godzinach południowych i nocnych południowo-wschodnia Polska była w zasięgu niżu znad Bałkanów, w strefie związanego z nim frontu okluzji. W wyniku tego na obszarze Lublina wystąpiły opady deszczu o intensywności do $5,0\text{ mm h}^{-1}$.

Drugi okres obfitych opadów wystąpił 28 maja oraz 1 czerwca 2014 roku, kiedy to łącznie opad atmosferyczny osiągnął 72,6 mm. Lubelszczyzna znajdowała się w strefie związanej z oddziaływaniem dwóch układów wyżowych (pierwszy z nich z centrum nad Rumunią, a drugi z centrum nad północną Skandynawią) oraz słabego niżu z centrum nad wschodnią Białorusią. Front chłodny znad północnej Polski

bardzo wolno wędrował w głąb kraju, a na styku ciepłych mas powietrza (PZ i PPK) z zimnymi (PA) istniały warunki sprzyjające wystąpieniu opadów burzowych o dużej intensywności i wydajności.

W obu okresach opady atmosferyczne osiągnęły wartości po ok. 70 mm. Różniła się ich intensywność i czas trwania, co znalazło odzwierciedlenie w przepływach rzek, zdecydowanie różniących się dynamiką zmian. Analiza przebiegu hydrogramów wskazuje na wyraźne różnice ich przebiegu w poszczególnych częściach dorzecza. W zlewniach rolniczych zamkniętych profilami wodowskazowymi: Skansen, Mętów, Pliszczyn i Zapora wezbrania rzek były stosunkowo niskie, a spływ wody był rozłożony w czasie. Natomiast dane dla profilu Al. Tysiąclecia wskazują na bardzo szybki przyrost przepływu w Bystrzycy na terenie miasta.

Najbardziej gwałtowne wezbrania tworzą się na Bystrzycy w profilu Al. Tysiąclecia, do którego szybko docierają wody kanałami burzowymi (rys. 5). Wzrost natężenia przepływu rzeki rejestrowany jest w czasie 1 godziny od momentu wystąpienia opadu, natomiast przepływy maksymalne odnotowywano po upływie ok. 3 godzin, zwykle po pojawieniu się opadów o dużej intensywności. Przy zmniejszeniu intensywności opadu lub braku zasilania atmosferycznego ilość spływającej wody z obszaru zurbanizowanego szybko zmniejsza się. Zasilanie opadowe powoduje formowanie się krótkich, trwających zazwyczaj kilka godzin, wzrostów natężenia przepływu. W dniu 18 maja, już w okresie bezopadowym, zmienił się przebieg



Rys. 5. Godzinowe sumy opadu i przepływy rzek w rejonie Lublina

hydrogramu spowodowany dopływem wód z górnej części zlewni, dokumentowany w profilu Zapora. Podczas tego wezbrania maksymalny przepływ w profilu Al. Tysiąclecia wzrósł z $3,892 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ do $29,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. W położonym poniżej Lublina profilu wodowskazowym IMGW w Sobianowicach przepływy wzrosły z $5,452 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ do $32,534 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. W początkowym okresie wezbrania zaznaczył się chwilowy gwałtowny wzrost, spowodowany dotarciem wód spływających ze zlewni miejskiej.

Drugie wezbranie wywołane zostało intensywnym opadem, który pojawił się w godzinach popołudniowych 28 maja. W ciągu pierwszych 5 godzin suma opadu wyniosła 34 mm, co spowodowało szybki wzrost wielkości przepływów we wszystkich analizowanych profilach wodowskazowych. Podobnie jak we wcześniejszych przypadkach, najkrócej (1 godzinę) trwało formowanie się fali wezbraniowej na Bystrzycy w profilu Al. Tysiąclecia. Maksymalny przepływ $36,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ zarejestrowano po 5 godzinach od momentu wystąpienia opadu. W pozostałych stacjach wodowskazowych czas reakcji na zwiększone zasilanie był zróżnicowany. W profilach Zapora i Sobianowice na Bystrzycy wzrost przepływu następował po ok. 3 godzinach, natomiast w profilach Mętów na Czerniejówce i Pliszczyn na Ciemiędzy po ok. 5-6 godzinach. Jeszcze większe różnice zaobserwowano, analizując czas wystąpienia przepływów maksymalnych.

Tablica 1

Miary odpływu w zlewniach za okres od 20.04 do 12.06.2014 roku

Rzeka	Profil	A	Q	q	H_c	H_p	H_s
		[km^2]	[$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$]	[$\text{dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$]	[mm]		
Bystrzyca	Zapora	725,6	4,63	6,38	29,8	23,4	6,4
Czerniejówka	Mętów	94,4	0,351	3,72	17,4	16,2	1,2
Czechówka	Skansen	60,6	0,098	1,62	7,6	6,4	1,4
Bystrzyca	Al. Tysiąclecia	1027,3	6,52	6,35	29,6	20,5	9,1
wody pościekowe	Hajdów		0,752				
Ciemięga	Pliszczyn	152,4	1,06	6,96	32,3	23,5	8,8
Bystrzyca	Sobianowice	1264,6	9,61	7,60	35,5	24,7	10,8
Zlewnia zurbanizowana Lublina							
zlewnia do Lublina		1033,0	6,14	5,94	27,7	21,8	5,9
miejska górna (Zapora – Al. Tysiąclecia)		146,7	1,45	9,88	46,0	14,9	31,1
miejska dolna (Al. Tysiąclecia – Sobianowice)*		84,9	2,03	23,9	111,7	53,4	58,3
cała zlewnia miejska*		231,6	3,48	15,0	70,0	29,0	41,0

A – powierzchnia, Q przepływ średni, q – odpływ jednostkowy, H_c – odpływ całkowity, H_p – odpływ podziemny, H_s – spływ powierzchniowy, * z dopływem wód pościekowych

Bardzo interesujący jest wykres wezbrania w Sobianowicach, który wskazuje na znaczne rozciągnięcie w czasie spływu wody. W strefie meandrującego koryta Bystrzycy, wyciętego w piaszczystych aluwkach, może zachodzić okresowa zmiana równowagi hydrodynamicznej z drenującej na irygacyjną, co pozwala na okresowe zmagazynowanie spływającej wody na rozległej terasie doliny rzecznej. Wynika to z faktu dużego podniesienia stanów wody rzecznej w strefie piaszczystych aluwów, a także zalania tych osadów wodą rzeczną. Charakterystyczne parametry hydrometryczne za okres szczegółowych badań zestawiono w tabl. 1. Oprócz danych uzyskanych dla przekrojów wodowskazowych zamieszczono sumaryczne dane dla zlewni doprowadzających wodę do Lublina: Bystrzycy, Czerniejówki, Czechówki i Ciemięgi, czyli łączny dopływ wody ze zlewni rolniczych. W dalszej części podano spływ wody z górnej i dolnej części zlewni zurbanizowanej oraz z całego obszaru wydzielonej zlewni różnicowej Bystrzycy. Górna część to obszar zamknięty wodowskazami Zapora i Al. Tysiąclecia na Bystrzycy oraz Mętów na Czerniejówce i Skansen na Czechówce. Część dolna to obszar zamknięty wodowskazami: Al. Tysiąclecia i Sobianowice na Bystrzycy oraz Pliszczyn na Ciemiędzy. Cała wydzielona zlewnia miejska Lublina zajmuje powierzchnię 231,6 km².

Parametry hydrometryczne zlewni miejskiej zdecydowanie różnią się od zlewni powyżej miasta – o charakterze rolniczym. Na terenie miasta następuje duże zwiększenie odpływu jednostkowego, co jest wywołane dużym wzrostem wartości spływu powierzchniowego (tabl. 1). Istotny wpływ na układ wartości względnych miar odpływu ma stały dopływ wód pościekowych z oczyszczalni w Hajdowie. Jest to w przeważającej części woda pobrana z zasobów podziemnych, które po wykorzystaniu jest kierowana do Bystrzycy. W okresach intensywnego spływu powierzchniowego część wód opadowych dopływa do oczyszczalni systemem kanalizacji sanitarnej. Ich ilość nie jest rejestrowana, gdyż przelewem są kierowane do rzeki.

Wpływ obszaru zurbanizowanego na wielkość przepływu Bystrzycy doskonale odzwierciedlają dane w tabl. 2, w której zamieszczono informacje o dwu wezbraniach: pierwsze spowodowane łącznym opadem 69,8 mm, a drugie 72,6 mm. Przebiegi hydrogramów obu wezbrań są różne, w obu przypadkach zauważalna jest silna transformacja przepływów na obszarze miasta. W zlewni zurbanizowanej zdecydowanie wzrasta przepływ średni i maksymalny oraz odpowiadające im wartości odpływu jednostkowego. Dzieje się to z powodu zwiększenia się spływu powierzchniowego, którego udział w odpływie całkowitym z obszaru zurbanizowanego dochodzi nawet do 70-90%.

Wezbranie na obszarze zurbanizowanym Lublina tworzy się szybko i jest pierwszym etapem spływu wody Bystrzycą. Woda do rzek dociera w krótkim czasie, co skutkuje tworzeniem się gwałtownych wezbrań poniżej miasta, 2-3 godziny

Tablica 2

Odptyw ze zlewni Bystrzycy w czasie dwu wezbrań w maju 2014 roku

Rzeka	Profil	15-22.05.2014 roku						28.05-01.06.2014 roku					
		Q_c	q	Q_{max}	q_{max}	H_c	H_s	Q_c	q	Q_{max}	q_{max}	H_c	H_s
Bystrzyca	Zapora	8,52	11,7	14,4	19,8	7,0	4,4	7,31	10,1	8,25	11,4	3,8	1,5
Czerniejówka	Mętów	0,37	3,88	0,55	5,79	2,3	0,7	0,53	5,61	0,83	8,75	2,1	0,6
Czechówka	Skansen	0,16	2,59	0,49	8,08	1,5	0,8	0,17	2,75	0,61	10,1	1,0	0,5
Bystrzyca	Al. Tysiąclecia	12,8	12,5	29,1	28,4	7,5	5,2	13,7	13,3	36,6	35,7	4,8	3,0
Ciemiega	Pliszczyn	2,66	17,4	4,42	29,0	10,4	7,4	1,93	12,7	2,84	18,7	4,5	3,2
Bystrzyca	Sobianowice	22,3	17,6	34,5	27,3	10,5	7,4	21,0	16,6	35,5	28,1	5,9	4,0
cała zlewnia miejska*		10,6	45,7			27,3	21,1	11,0	47,6			16,6	14,6

Q_c – przepływ w $m^3 s^{-1}$, q – odpływ jednostkowy w $dm^3 s^{-1} km^2$, Q_{max} – przepływ maksymalny w $m^3 s^{-1}$, q_{max} – maksymalny odpływ jednostkowy w $dm^3 s^{-1} km^2$, H_c – warstwa odpływu całkowitego w mm, H_s – warstwa spływu powierzchniowego, * z dopływem wód pościekowych

po intensywnym opadzie. Uzyskane wartości dla wezbrań z maja 2014 roku dokumentują duży spływ wody z terenu miasta. W obu przypadkach spływ powierzchniowy stanowił ok. 25% zasilania opadowego. W strefie naturalnego (meandrującego) koryta Bystrzycy następuje ponowna transformacja fali wezbraniowej poprzez zdecydowane wydłużenie czasu spływu wody. Mimo podwyższonych przepływów w badanym okresie, stwierdzono zdecydowaną przewagę wód pochodzących z zasilania podziemnego.

5. PODSUMOWANIE

W wyniku działalności człowieka miejski odcinek doliny Bystrzycy uległ dużym przeobrażeniom. Wyprostowanie, a tym samym skrócenie koryta rzeki, a także obwałowanie, znacznie zmniejszyło możliwości retencji korytowej i przyspieszyło odpływ wód. Charakter miejskiego odcinka rzeki najlepiej dokumentują zmiany przepływu podczas wezbrań rejestrowanych w przekroju Al. Tysiąclecia. Wezbrania te mają dużą dynamikę, krzywe koncentracji i opadania są bardzo strome, co wynika z małych możliwości retencyjnych obszaru zurbanizowanego. Nakładają się one na wezbrania tworzące się w zlewniach rolniczych, które są bardziej rozciągnięte w czasie. Poniżej miasta, w związku ze zmianą charakteru koryta Bystrzycy z wyprostowanego na meandrującego, następuje zdecydowana transformacja wysokich fal wezbraniowych. Wody wezbraniowe są retencjonowane w strefie dna doliny, następuje wydłużenie czasu ich spływu, co prowadzi do przemodelowania dy-

namiki odpływu. Przy małych wezbraniach, mieszczących się w korycie rzeki, nie stwierdza się wydłużenia czasu przepływu wody. Udział wód opadowych w spływie z obszaru zurbanizowanego Lublina w czasie dwu wezbrań w maju 2014 roku wynosił ok. 25%.

INFLUENCE OF THE LUBLIN URBANIZED AREA ON FORMATION AND TRANSFORMATION OF FLOODS ON THE BYSTRZYCA RIVER

Summary

Process of urbanization of the Lublin city, where 350,000 inhabitants live on the area of 147.5 km², has led to serious changes of water circulation conditions. Build-up areas, technical and road infrastructure have an influence on worsening of conditions of rainfall water infiltration, what results in surface runoff increase. Flowing rainfall and snow melting waters generate rapid floods on the rivers in Lublin area and influence the transformation of flood wave reaching the city borders. Evaluation of the effects of the city area on the course and formation of the flood wave was based on the measurements in May 2014 during two big flood events. Data used for evaluation of water surface runoff have come from water gauge observations and rainfall gauge measurements, completed by Institute of Meteorology and Water Management data, set together as hourly records. Analysis of two big flood events showed changes of flood wave parameters in the urbanized area, as the result of conditions and time of rainfall surface runoff, its flow through the straightened river channels and in the zone of natural meanders below the city.

BIBLIOGRAFIA

- Dobija A., 1975, *Wpływ urbanizacji na stosunki wodne*, Czasopismo Geograficzne, 46 (1), 73-78
- Kalinowska E., Dwernicka-Rosa E., Rudzki W., 2012, *Opracowanie koncepcji kanalizacji deszczowej dla miasta Lublin*, maszynopis, Urząd Miasta Lublin
- Michalczyk Z. (red.), 1997, *Strategia wykorzystania i ochrony wód w dorzeczu Bystrzycy*, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 192 s.
- Michalczyk Z. (red.), 2012, *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie*, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 268 s.
- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., 2008, *Zmiany przepływu Bystrzycy na terenie Lublina w 2007 roku*, Annales UMCS, B., LXIII, 213-221

- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Siwek K., Sposób J., 2012, *Spływ powierzchniowy z obszaru Lublina w czerwcu 2011 roku*, [w:] Gospodarowanie wodą w warunkach zmieniającego się środowiska, W. Marszelewski (red.), Monografie Komisji Hydrologicznej PTG, 1, 111-124
- Michalczyk Z., Sposób J., 2010, *Wpływ miasta na przepływ rzeczny na przykładzie Lublina*, [w:] Hydrologia w ochronie i kształtowaniu środowiska, A. Magnuszewski (red.), Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 69 (2), 159-168

**Zdzisław MICHALCZYK, Stanisław CHMIEL,
Sławomir GŁOWACKI**

Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

Marcin K. WIDOMSKI

Politechnika Lubelska
Wydział Inżynierii Środowiska

ODPŁYW WODY KANALIZACJĄ DESZCZOWĄ Z MIASTA ŚWIDNIK W 2014 ROKU

1. WSTĘP

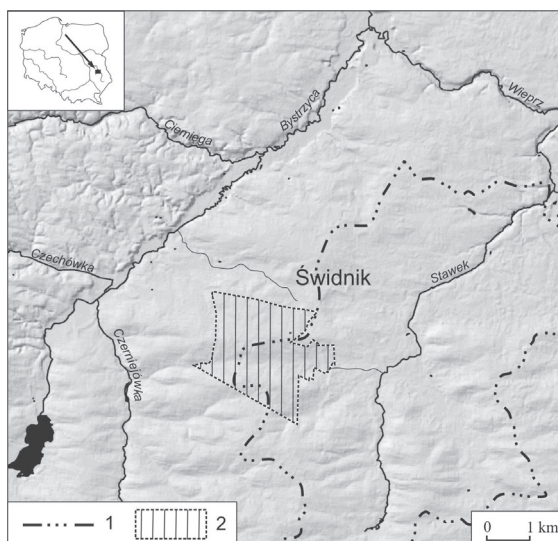
Funkcjonowanie systemów kanalizacji deszczowej decyduje o bezpieczeństwie mieszkańców i infrastruktury miasta. Postępujący przyrost terenów zurbanizowanych w znaczący sposób zmienia warunki obiegu wody. Tereny nieprzepuszczalne (drogi, budynki, chodniki itp.) zwiększają spływ powierzchniowy, co istotnie wpływa na zmniejszenie zasilania zasobów podziemnych (Soczyńska 1974; Dobija 1975). Zmieniające się warunki klimatyczne prowadzą do pojawiania się opadów o dużej intensywności, co wymaga odpowiedniego zwymiarowania kanalizacji deszczowej. Standardem opracowań projektowych staje się modelowanie warunków odpływu ze zlewni zurbanizowanych, w których udział powierzchni nieprzepuszczalnych systematycznie wzrasta. W literaturze krajowej i zagranicznej znajdują się różne przykłady zastosowania obliczeń numerycznych, w których położony był nacisk na nieco inne rozwiązania modelowe (Banasik, Barszcz 2001; Krause i in. 2005; Moriasi i in. 2007; Banasik i in. 2008; Banasik 2009; Kaczor, Wałęga 2011; Barszcz 2014). W przypadku Świdnika wykonane obliczenia wykazały małą przepustowość

kanalizacji deszczowej, co skutkuje wypływem wody ze studzienek (Chmielewska i in. 2013). Badania związane z oceną odpływu wody z obszarów zurbanizowanych znajdują praktyczne zastosowanie nie tylko przy projektowaniu systemów kanalizacji deszczowej, ale także przy wdrażaniu rozwiązań umożliwiających gospodarcze wykorzystanie spływających wód.

Celem pracy jest analiza reakcji systemu kanalizacji deszczowej na zasilanie oraz ocena dynamiki i wielkości odpływu wody opadowej z obszaru Świdnika w 2014 roku.

2. OBSZAR BADAŃ

Miasto Świdnik położone jest w północnej części Wyżyny Lubelskiej, w odległości ok. 10 km na wschód od Lublina. Obecnie zajmuje powierzchnię 20,35 km², a liczba mieszkańców wynosi 40,6 tys. (US 2014). Rozbudowało się na wysoko wyniesionej równinie denudacyjnej Płaskowyżu Łuszczowskiego (Chałubińska, Wilgat 1954), przez który przechodzi dział wodny III rzędu między dopływami Wieprza: Bystrzycą i Stawkem (rys. 1). Wysokości terenu w najniższej położonej północno-wschodniej części miasta zmniejszają się do 180 m n.p.m., a w części wododziałowej (zachodniej) zwiększają do 220 m n.p.m. Na terenie miasta nie ma sieci rzecznej, a lasy i tereny zadrzewione zajmują powierzchnię 290,3 ha, co stanowi ok. 14,3% powierzchni miasta.



Rys. 1. Położenie obszaru badań (1 – dział wodny III rzędu, 2 – obszar miasta)

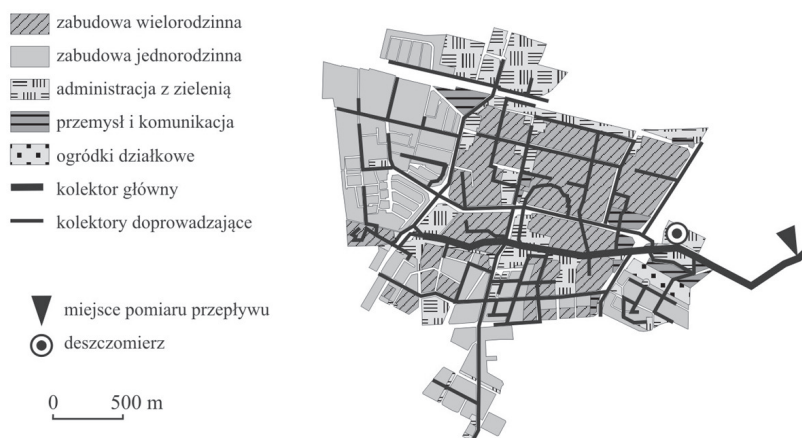
Obszar miasta budują węglanowe skały górnej kredy (mastrychtu górnego) wykształcone jako margle, wapienie i opoki, a w części północnej i zachodniej zalegają na nich węglanowe osady paleocenu, wykształcone jako gezy. Osady te są przykryte cienką warstwą utworów piaszczysto-pylastych, z wyjątkiem wschodniej części miasta, gdzie występują osady czwartorzędowe o większej miąższości, wykształcone jako pyły piaszczyste i utwory lessopodobne.

Na przeważającej części miasta osady węglanowe ukazują się na powierzchni terenu, szczególnie w jego północno-wschodniej i południowo-zachodniej części (Butrym i in. 1982). W strefie przypowierzchniowej skały kredowe są silnie zwiertzałe, a występujący głębiej masyw skalny pocięty jest gęstą siecią spękań. W obszarze płytkiego występowania skał węglanowych, szczególnie w południowej części miasta, rozwinęły się w skałach węglanowych zjawiska krasowe, z okresowo wypełnionymi wodą zagłębieniami terenu. Średnia roczna suma opadów utrzymuje się na poziomie 550 mm, ze zdecydowaną przewagą opadów letnich nad zimowymi.

Wody podziemne pierwszego poziomu występują w silnie spękanych szczelinowo-warstwowych skałach węglanowych górnej kredy. Głębokość zwierciadła wód podziemnych jest dość zróżnicowana i wykazuje silny związek z rzeźbą terenu. W dolinie Stawka oraz w obniżeniu istniejącym w południowej części miasta wody podziemne występują na głębokości 1-5 m. W centralnej części Świdnika miąższość strefy aeracji wynosi 15-20 m, a w strefie wododziałowej zwiększa się nawet do 30 m. Zwierciadło wody podziemnej jest słabo nachylone ku dolinie Stawka, gdzie występuje na wysokości 178-179 m n.p.m.), natomiast w strefie działu wodnego jego rzędna zwiększa się do 185-190 m n.p.m. Naturalne wahania zwierciadła wody w sąsiedztwie doliny wynoszą 1-2 m, a w strefie wododziałowej wzrastają do 3-5 m.

W Świdniku istnieją dwa systemy kanalizacji sanitarnej: komunalny i przemysłowy oraz odrębny system kanalizacji deszczowej. Miejski system kanalizacji sanitarnej obejmuje ok. 94% mieszkańców. Ścieki są przetłaczane do komunalnej oczyszczalni w Hajdowie (Lublin). Drugi system kanalizacji sanitarnej funkcjonuje na obszarze WSK „PZL-Świdnik” S.A., zbiera i odprowadza ścieki sanitarne i ścieki przemysłowe z zakładu przemysłowego do własnej oczyszczalni. Oczyszczone wody pościekowe odprowadzane są do rzeki Stawek.

Rozbudowywana systematycznie sieć kanalizacji deszczowej o długości 56,2 km funkcjonuje w części obszaru zurbanizowanego. Obejmuje przede wszystkim centralną część miasta z dominującą zabudową wielorodzinną oraz część zachodnią z zabudową jednorodzinną (rys. 2). W jej zasięgu znajdują się również fragmenty południowej części miasta oraz tereny usługowo-sportowe na północ od torów kolejowych. Główne ciągi przepływu wody przebiegają z zachodu na wschód, wzdłuż głównej ulicy miasta, biegnącej w dnie naturalnego obniżenia. Miejski głów-



Rys. 2. Zagospodarowanie terenu i miejsca pomiarów hydrometeorologicznych

ny kolektor zbiorczy o długości 3130 m ma średnicę od 1,2 m do 1,6 m przy ujściu (DN 1200-1600). Zlewnia kolektora głównego obejmuje 3,2 km². Wody deszczowe i roztopowe odprowadzane są do rowu, a dalej (bez podczyszczania) do rzeki Stawek. Kolektor okresowo drenuje płytkie (zawieszone) wody podziemne.

3. MATERIAŁY

Podstawę opracowania stanowią własne materiały pomiarowe (Zakładu Hydrologii UMCS) pochodzące z automatycznego deszczomierza CASELLA RG13 zainstalowanego w centrum miasta oraz z rejestratora stanu i natężenia przepływu wody firmy Teledyne Isco 2150 umieszczonego w końcowym odcinku kolektora głównego. Przepływ obliczany jest na podstawie bezpośredniego pomiaru średniej prędkości cieczy (efekt Dopplera) oraz stanu napełnienia kolektora (pomiar ciśnienia hydrostatycznego). Rejestracja opadu i odpływu wykonywana była co 5 min. W opracowaniu zestawiono szczegółowe dane opadowe z wielkością odpływającej wody: w ujęciu miesięcznym oraz poszczególnych epizodów spływu wody dopływającej wyłącznie z deszczu lub topniejącego śniegu. Przy zestawianiu danych nie wliczano do spływu powierzchniowego wartości przepływu pojawiającego się w okresach bezdeszczowych, który pochodził z okresowego drenażu zawieszonego poziomu wody oraz z odwadniania stacji pomp PGKiM w Świdniku. Zebrane materiały hydrometeorologiczne oraz dotyczące infrastruktury wykorzystano do opracowania modelu numerycznego odpływu wody w programie SWMM 5, opisującego relację między wielkością zasilania atmosferycznego i odpływem wody kanalizacją deszczową.

4. SPŁYW WODY KANALIZACJĄ DESZCZOWĄ W 2014 ROKU

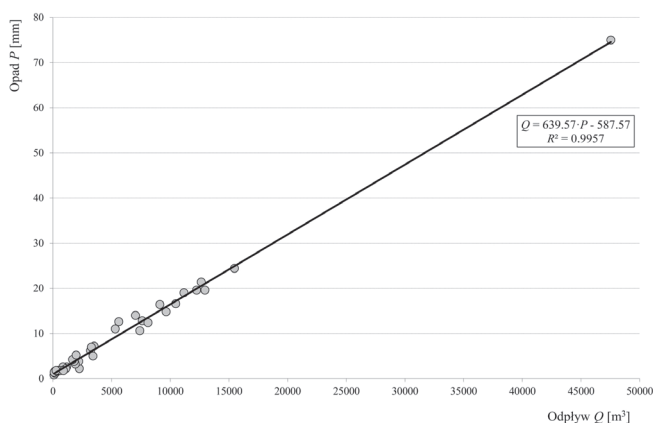
Ilość wody spływającej siecią kanalizacji deszczowej Świdnika w roku 2014 charakteryzowała się dużą zmiennością. Decydującym elementem kształtującym ten parametr była wielkość i czas trwania zasilania atmosferycznego. Suma opadów w Świdniku wyniosła 618,5 mm i była większa od średniej z wielolecia 1951-2010 dla stacji Lublin UMCS o ok. 70 mm (Michalczyk 2012). Opady w półroczu zimowym (XI-IV) były niższe od opadów półrocza letniego (V-X) i wyniosły odpowiednio 175,8 mm i 442,7 mm. Największą miesięczną sumę opadów zarejestrowano w maju – 198,2 mm, a najmniejszą w grudniu – 8,8 mm (tabl. 1).

Wysokość zasilania atmosferycznego przekładała się bezpośrednio na wielkość spływu wody z obszaru miasta. W roku 2014 kanalizacją deszczową Świdnika odpłynęło prawie 350 tys. m³ wody. Najwięcej w maju, bo prawie 40% rocznej sumy odpływu. Tak duży udział jest przede wszystkim efektem intensywnych opadów, które miały miejsce w dniach 28-29 maja, ich suma wyniosła 99,4 mm. Najmniejsze wartości miesięcznych sum odpływu (ok 3,2 tys. m³) odnotowano w miesiącach półroczu zimowego: grudniu i lutym. Przyczyniło się do tego nie tylko niewielkie zasilanie atmosferyczne, ale także występowanie okresów ze średnimi temperaturami

Tablica 1

**Miesięczne sumy opadu i wielkości odpływu wody
kanalizacją deszczową w roku hydrologicznym 2014**

Miesiąc/ rok	Opad [mm]	Objętość odpływu [m ³]	Średni przepływ [dm ³ s ⁻¹]	Warstwa odpływu [mm]	Współczynnik odpływu [%]
XI	60,8	32855,4	12,7	10,3	16,9
XII	8,8	3260,7	1,2	1,0	11,6
I	39,0	20504,7	7,7	6,4	16,4
II	11,8	3250,6	1,3	1,0	8,6
III	32,8	16720,2	6,2	5,2	15,9
IV	22,6	8178,3	3,2	2,6	11,3
V	198,2	128862,5	48,1	40,3	20,3
VI	57,8	35747,6	13,8	11,2	19,3
VII	68,7	36761,9	13,7	11,5	16,7
VIII	71,4	35016,2	13,1	10,9	15,3
IX	23,2	13453,9	5,2	4,2	18,1
X	23,4	12981,0	4,8	4,1	17,3
Rok	618,5	347593,1	11,0	108,6	17,6



Rys. 3. Wysokość zasilania wybranych epizodów opadowych [P] i objętości spływu wody [Q] kanalizacją deszczową

dobowymi poniżej 0°C . Średni przepływ w końcowym odcinku kolektora głównego w roku 2014 wyniósł $11 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$, a w poszczególnych miesiącach zmieniał się od $1,2 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$ w grudniu do $48,1 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$ w maju. Maksymalne spływy wody z obszaru miasta osiągały wartość $2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a jednostkowy odpływ wody z obszaru drenażu przekraczał $0,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$. Przy wysokich opadach, z uwagi na ograniczoną przepustowość, nie cała woda spływała do kolektora, w skrajnych sytuacjach powodując podtopienia niżej położonych osiedli mieszkaniowych. Miesięczne wartości wskaźnika odpływu wody zmieniały się proporcjonalnie do zasilania atmosferycznego, od $1,0 \text{ mm}$ w grudniu i lutym do $40,3 \text{ mm}$ w maju. Natomiast współczynniki spływu wody deszczowej wynosiły od $8,6\%$ w lutym do $20,3\%$ w maju. Mniejsze wartości w lutym i w grudniu były spowodowane okresową retencją śnieżną.

Istotne relacje uzyskano między zarejestrowaną wysokością opadów wybranych epizodów i objętością odpływu (rys. 3). Wartość spływu wody proporcjonalnie zwiększała się wraz z opadem. Otrzymane równanie linii trendu pozwala na obliczenie objętości spływu wody [Q] na podstawie wysokości opadu [P], z którego wynika, że przy opadzie 10 mm spływ osiągnie 5808 m^3 , przy 20 mm – 12204 m^3 , a przy 50 mm wzrośnie do 31391 m^3 .

5. NUMERYCZNY MODEL ODPLYWU WODY SIECIĄ KANALIZACJI DESZCZOWEJ

Do poszukiwania relacji między wielkością zasilania atmosferycznego i odpływem wody kanalizacją deszczową w Świdniku zastosowano model numeryczny

opracowany za pomocą programu SWMM 5. Jego strukturę tworzy 500 zlewni, 473 węzłów sieciowych oraz 476 odcinków przewodów – zestawionych na podstawie materiałów Urzędu Miasta Świdnik. Posłużyły one do określenia wymiarów geometrycznych przewodów, lokalizacji węzłów oraz charakterystyki zlewni (wymiały, kształt, nachylenie powierzchni oraz udział powierzchni przepuszczalnych i nieprzepuszczalnych). Charakterystyki hydrauliczne zlewni oraz przewodów oparto na danych literaturowych. Obliczenia modelowe przeprowadzono w oparciu na modelu fali dynamicznej, dla kroku czasowego spływu powierzchniowego oraz przepływu wewnątrz przewodów wynoszącego 15 sekund.

Kalibrację modelu wykonano na podstawie pomiarów wielkości opadów i odpływu w końcowym odcinku kolektora głównego (rys. 2), przy przyjęciu średniej dobowej wartości ewapotranspiracji jako 1 mm. Kalibracja została przeprowadzona w sposób globalny, poprzez zmiany danych wejściowych charakterystyk wszystkich przewodów i zlewni jednocześnie. Obejmowała zmianę pięciu parametrów zlewni oraz przewodów, przeprowadzaną w celu uzyskania jak największej zgodności między wartościami obliczonymi a pomierzonymi przepływu chwilowego ścieków deszczowych (tabl. 2). Zastosowanymi miarami zgodności analizowanych wyników były: współczynnik determinacji R^2 , pierwiastek błędu średniokwadratowego odniesiony do odchylenia standardowego danych pomiarowych (RSR) oraz współczynnik efektywności modelu Nasha-Sutcliffe’a E (Moriassi i in. 2007).

Obliczenia modelowe wykonano dla trzech (A, B, C) zróżnicowanych epizodów opadowych:

- A. W dniu 14 sierpnia 2014 roku w godzinach nocnych wystąpiły krótkotrwałe intensywne opady. W czasie nieco ponad 1 godziny spadło 10,6 mm. Największe natężenie zasilania zostało zarejestrowane na początku opadu, wówczas w ciągu 20 min spadło 8,6 mm deszczu (rys. 4). Objętość spływu wody wynio-

Tablica 2

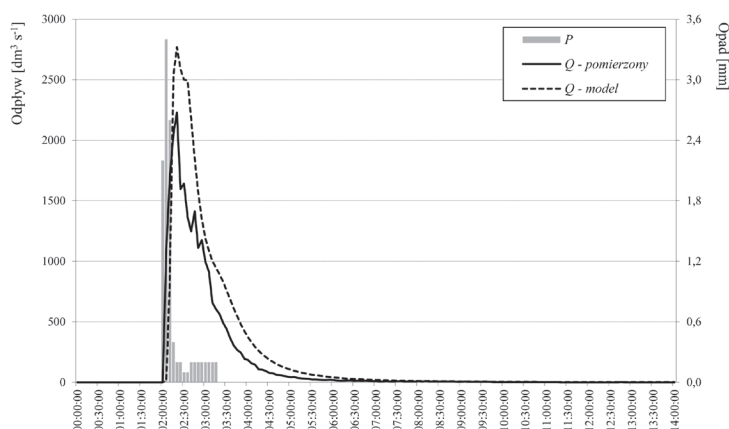
Wartości zastosowane w czasie kalibracji modelu

Parametr	Jednostka	Przyjęta do obliczeń	Przyjęta podczas kalibracji
Szorstkość n Manninga przewodu	$\text{m s}^{-1/3}$	0,014	0,02
Szorstkość n Manninga powierzchni nieprzepuszczalnych	$\text{m s}^{-1/3}$	0,012	0,03
Szorstkość n Manninga powierzchni przepuszczalnych	$\text{m s}^{-1/3}$	0,15	0,2
Maksymalna intensywność infiltracji	mm h^{-1}	3	7
Minimalna intensywność infiltracji	mm h^{-1}	0,5	3

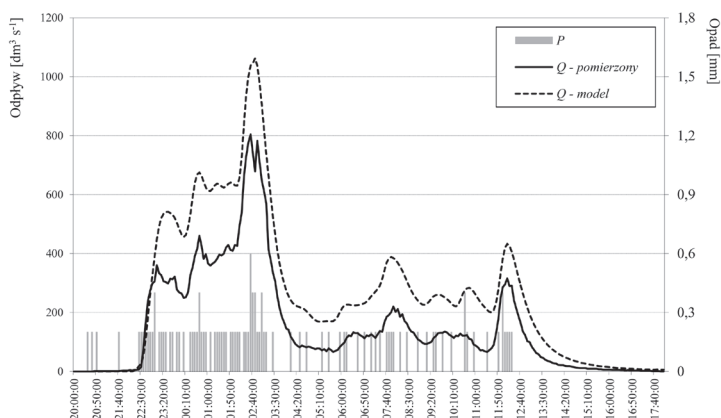
sła 7383 m^3 , a największy chwilowy przepływ osiągnął wartość $2245 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Analiza hydrogramu pozwala stwierdzić bardzo szybką reakcję zlewni miejskiej Świdnika na intensywne opady. Odpływ pojawił się już po 5 min, a dalsze wzmożone zasilanie spowodowało gwałtowny wzrost przepływu. Przebieg wykresu wskazuje również na to, że czas potrzebny do formowania fali kulminacyjnej w kolektorze głównym jest krótszy niż okres jej opadania.

- B. W dniach 11-12 maja 2014 roku w ciągu 16 godzin spadło 19,4 mm deszczu (rys. 5). Były to opady ciągłe z niewielkimi przerwami i dość równomiernym natężeniem nieprzekraczającym $3,2 \text{ mm h}^{-1}$. Największe odpływy, ok. $800 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$, zarejestrowano 12 maja w godzinach od 2⁰⁰ do 3⁰⁰, które były związane z chwilowym wzrostem zasilania atmosferycznego. Widoczne na hydrogramie krótkie wezbrania jednoznacznie wskazują na ścisły związek między intensywnością opadów a wielkością przepływu wody siecią kanalizacji deszczowej Świdnika.
- C. W ciągu całej doby w dniu 14 lipca 2013 roku wystąpiły opady o zmiennej intensywności, trwające od kilku minut do 5 godzin (rys. 6). Suma opadów tego dnia wyniosła 35,6 mm, a objętość odpływu $24\,587,7 \text{ m}^3$. Największe natężenie opadów zarejestrowano w godzinach: 1⁵⁵-2¹⁰, kiedy spadło 9,2 mm, oraz 7¹⁰-8³⁰ z deszczem o wysokości 17 mm. W tych godzinach maksymalny przepływ u wylotu kolektora głównego wyniósł odpowiednio $1\,589 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$ i $1\,998 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$.

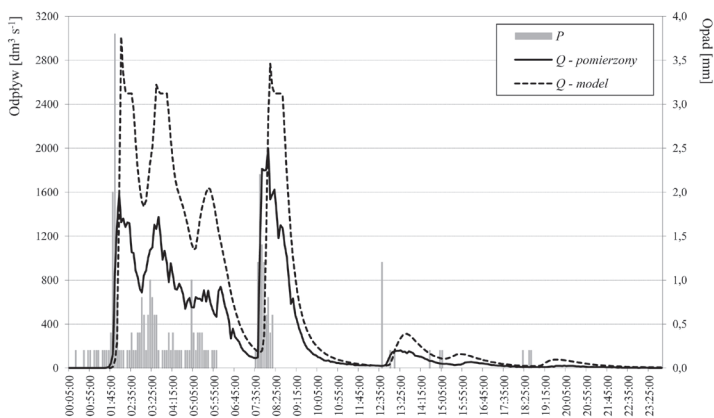
Analiza przedstawionych wyników symulacji pozwala stwierdzić, że za pomocą przedstawionego modelu, nawet po przeprowadzonej kalibracji, nie udało się osiągnąć wysokiej zgodności wyników obliczeń z pomiarami dla każdego z wariantów obliczeń. W przypadku dwóch z trzech analizowanych opadów osiągnięto zgodność akceptowalną (jednak nie wg wszystkich zastosowanych kryteriów oce-



Rys. 4. Pięciominutowe sumy opadu oraz średnie odpływy (pomierzone i uzyskane z modelu) w dniu 14.08.2014 roku



Rys. 5. Pięciominutowe sumy opadu oraz średnie odpływy (pomierzone i uzyskane z modelu) w dniach 11-12.05.2014 roku



Rys. 6. Pięciominutowe sumy opadu oraz średnie odpływy (pomierzone i uzyskane z modelu) w dniu 14.07.2013 roku

ny). Krzywe przebiegu obliczonej chwilowej zmienności natężenia przepływu są podobne do krzywych przedstawiających wartości pomierzone, aczkolwiek widać wyraźnie, że obliczone przepływy chwilowe są wyraźnie większe niż wartości uzyskane z pomiarów. Zauważa się także, że dla modelu wykorzystującego uzyskane dane oraz kalibrowanego całościowo na podstawie pomiarów natężenia przepływu w jednym punkcie spadek jakości wyników obliczeń jest bezpośrednio związany ze zmiennością w czasie intensywności opadu.

Przedstawione w tabl. 3 wyniki obliczeń walidacyjnych wykazują, że akceptowalne wartości wszystkich przyjętych miar zgodności (Moriasi i in. 2007) uzyskano wyłącznie dla opadu A, z 14 sierpnia 2014 roku. W przypadku opadu B, z 11-12

Tablica 3

Wyniki obliczeń walidacyjnych

Wariant opadu	R^2	RSR	E
A (14.08.2014 roku)	0,885	0,54	0,70
B (11-12.05.2014 roku)	0,956	0,79	0,38
C (14.07.2013 roku)	0,772	1,12	-0,28

(objaśnienia w tekście)

maja 2014 roku, mimo bardzo dużej wartości współczynnika determinacji oraz akceptowalnej wartości współczynnika Nasha-Sutcliffe'a ($E > 0$), wartość wskaźnika RSR znajduje się poniżej progu akceptowalności ($RSR < 0,7$). W przypadku opadu trzeciego, C, z 14 lipca 2013 roku, jedynie współczynnik determinacji wykazuje akceptowalną wartość.

Analizując wyniki obliczeń walidacyjnych, należy pamiętać, że współczynnik Nasha-Sutcliffe'a, oparty na kwadratach różnic wartości zaobserwowanych i obliczonych, wykazuje tendencje do przeszacowywania dużych wartości i pomijania niewielkich, co w efekcie prowadzi do niskiej czułości w przypadku systematycznego zawyżania lub zaniżania wyników modelowania (Krause i in. 2005).

W związku z tym, że opracowany model przeszacowuje objętość ścieków deszczowych należałoby przeprowadzić strefową kalibrację modelu opartą na pomiarach chwilowego natężenia przepływu w większej ilości punktów zlokalizowanych na sieci, np. w końcowych odcinkach kolektorów bocznych oraz zwiększyć dokładność oszacowania udziału powierzchni przepuszczalnych i nieprzepuszczalnych w każdej ze zlewni. W dalszych badaniach konieczne jest opracowanie dokładnego modelu opartego na ortofotomapie badanej zlewni, co obecnie nie było możliwe do wykonania.

6. PODSUMOWANIE

System kanalizacji deszczowej Świdnika obejmuje swym zasięgiem centralną i północną część miasta. W roku 2014 wielkość spływu wody kanalizacją deszczową wynosiła 108,6 mm, co stanowi 17,6% opadu. Miesięczne wartości wskaźnika odpływu wody zmieniały się proporcjonalnie do zasilania atmosferycznego, od 1,0 mm w grudniu i lutym do 40,3 mm w maju, a współczynniki odpływu utrzymywały się najczęściej w granicach 15-20%. Z uwagi na znaczny udział powierzchni nieprzepuszczalnych w strefie dopływu wody, stwierdzano 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 wydłużył się do 2-3 godzin po zakończeniu opadu. Maksymalny odpływ z miasta osiągnął wartość $2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a jednostkowy spływ wody z obszaru drenażu przekroczył $0,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$.

Relacje między wielkością zasilania atmosferycznego a odpływem wody kanalizacją deszczową w Świdniku odwzorowano na modelu numerycznym z wykorzystaniem programu SWMM 5. Krzywe przebiegu obliczonego natężenia przepływu są podobne do krzywych przedstawiających wartości pomierzone, jednakże obliczone przepływy chwilowe są wyraźnie wyższe niż wartości uzyskane drogą pomiarów. Poprawa parametrów modelu będzie możliwa po zwiększeniu dokładności oszacowania struktury użytkowania gruntów w strefie dopływu do kolektora głównego.

OUTFLOW FROM THE STORM WATER SYSTEM FROM ŚWIDNIK TOWN AREA IN 2014

Summary

The paper presents results of analysis of dynamics and amount of water inflow and outflow from the storm drainage system in Świdnik town area. Storm drainage system collects waters from the central part of the town of the area 3.20 km^2 . Because of the high share of build-up areas, response time of the storm water system is short. Depending on rainfall intensity, outflow in the end part of the storm sewer was observed after 10-30 minutes, and runoff time was extended to 2-3 hours. In 2014 amount of water outflow in the storm drainage system was estimated as 108.6 mm, what constituted 17.6% of the total rainfall. Monthly values of runoff index changed proportionally to atmospheric feeding, from 1.0 mm in December and February to 40.3 mm in May, and runoff coefficient was in the range 15-20%. Maximum outflow from the town area reached $2.25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, and specific runoff from the drainage area was $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$.

Relationships between amount of atmospheric feeding and outflow from the storm drainage system in Świdnik were numerically modelled by means of SWMM5 software. Curves of calculated and measured discharges are similar, however calculated discharges are clearly higher than those from measurements. Calibration of model parameters will be possible after precise estimation of land use structure in the zone of influence of storm system in Świdnik.

BIBLIOGRAFIA

Banasik K., 2009, *Wyznaczanie wezbrań powodziowych w małych zlewniach zurbanizowanych*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 42 s.

- Banasik K., Barszcz M., 2001, *Wpływ metody wyznaczania opadu efektywnego na czas opóźnienia odpływu i parametry modelu opad-odpływ*, Zeszyty Problemowe Postępów Naukowych Nauk Rolniczych, 477, 15-21
- Banasik K., Hejduk L., Barszcz M., 2008, *Flood flow consequences of land use changes in a small urban catchment of Warsaw*, [w:] Proceedings of 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 14 (107), 95-102
- Barszcz M., 2014, *Ocena przydatności conceptualnego modelu Nasha do symulacji hydrogramu przepływów w zlewni zurbanizowanej z uwzględnieniem scenariuszy warstwy opadu*, Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 64, 113-123
- Butrym J., Harasimiuk M., Henkiel A., 1982, *Szczegółowa Mapa Geologiczna Polski 1:50000*, Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa
- Chałubińska A., Wilgat T., 1954, *Podział fizjograficzny województwa lubelskiego*, [w:] Przewodnik V Ogólnopolskiego Zjazdu PTG, Lublin, 3-44
- Chmielewska A., Widomski M.K., Musz A., Łagód G., Mazurek W., 2013, *Quantitative and qualitative numerical analysis of operational conditions of stormwater system*, Ecological Chemistry and Engineering, 20 (12), 1397-1410, DOI: 10.2428/ecea.2013.20(12)126
- Dobija A., 1975, *Wpływ urbanizacji na stosunki wodne*, Czasopismo Geograficzne, 46 (1), 73-78
- Kaczor G., Wałęga A., 2011, *Przebieg wybranych epizodów opadowych na obszarze aglomeracji krakowskiej w aspekcie modelowania sieci kanalizacji deszczowej*, Gaz Woda i Technika Sanitarna 10, 364-366
- Krause P., Boyle D., Base F., 2005, *Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment*, Advances in Geosciences, 5, 89-97, DOI: 10.5194/adgeo-5-89-2005
- Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Bingner R.L., Harmel D.R., Veith T.L., 2007, *Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations*, Transaction of the ASABE, 50 (3), 885-900, DOI: 10.13031/2013.23153
- Michalczyk Z. (red.), 2012, *Ocena warunków występowania i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie*, Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska. Tom X, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 268 s.
- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Kowal P., 2014, *Spływ wody kanalizacją burzową ze Świdnika w czerwcu i lipcu 2013 roku*, [w:] Woda w mieście, T. Ciupa, R. Suligowski (red.), Monografie Komisji Hydrologicznej PTG, 2, 155-164
- Słomka A., Chmiel S., Michalczyk Z., 2007, *Ocena stężenia wskaźników fizykochemicznych wód spływających kanalizacją deszczową z miasta Świdnika*, [w:] Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym. Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska, Z. Michalczyk (red.), VII, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 462-467
- Smuszkiewicz A.M., Smuszkiewicz K., Golonka M., 1999, *Operat wodnoprawny na odprowadzanie wód deszczowych z miasta Świdnika do rowu S-F na terenie gminy Mielgiew*, maszynopis, Urząd Miejski Świdnik

- Soczyńska U., 1974, *Hydrologiczne skutki urbanizacji*, Wiadomości Meteorologiczne i Gospodarka Wodna, 22 (4), 11-22
- US, 2014, *Rocznik statystyczny województwa lubelskiego 2014*, Urząd Statystyczny w Lublinie, dostępne online: http://lublin.stat.gov.pl/download/gfx/lublin/pl/defaultaktualnosc/752/2/13/1/rocznik_2014-pol-calosc_2.pdf (08.08.2016)

Anna BOGUSZ, Tamara TOKARCZYK

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy

ROLA TERENÓW ZALESIONYCH W KSZTAŁTOWANIU RETENCJI WÓD OPADOWYCH W ZLEWNIACH ZURBANIZOWANYCH

1. WSTĘP

Dyrektywa powodziowa wprowadza jako nadrzędny cel zmniejszanie następstw powodzi w efekcie właściwego zarządzania ryzykiem powodziowym, które obejmuje:

1. Unikanie zwiększenia ryzyka (etap prewencji);
2. Ograniczanie istniejącego ryzyka (etap prewencji i ochrony);
3. Ograniczanie skutków w czasie powodzi (etap przygotowania);
4. Ograniczanie skutków po powodzi oraz wnioski (etap odbudowy i analiz).

W ramach opracowania planów zarządzania ryzykiem powodziowym w Polsce rozpatrywane były techniczne i nietechniczne działania mające na celu ograniczenie ryzyka powodziowego. Jednym z działań nietechnicznych, dla których analizowano skuteczność w zakresie redukcji ryzyka powodziowego, była ochrona i zwiększenie retencji leśnej w zlewni, zarówno o charakterze naturalnym, jak i zurbanizowanej. Las stanowi swoisty (niesterowalny) zbiornik retencyjny. Wynikające stąd oddziaływanie na odpływ ze zlewni jest powszechnie cytowane w literaturze (Suliński 1993; Kowalik 1995; Miler 2003). Nie jest natomiast jednoznaczne, czy lasy zwiększają czy zmniejszają odpływ ze zlewni. Zwiększona transpiracja z terenów leśnych kompensowana jest przez zwiększone opady atmosferyczne implikowane przez mikroklimat tychże kompleksów (Miler 2008). Wyniki badań wykazują, że obszary leśne

zmniejszając amplitudę wahań odpływów. Również istotny wpływ na wielkość odpływu ze zlewni ma duży udział terenów nieprzepuszczalnych w zagospodarowaniu obszarów zurbanizowanych (Geiger, Dreiseitl 1999).

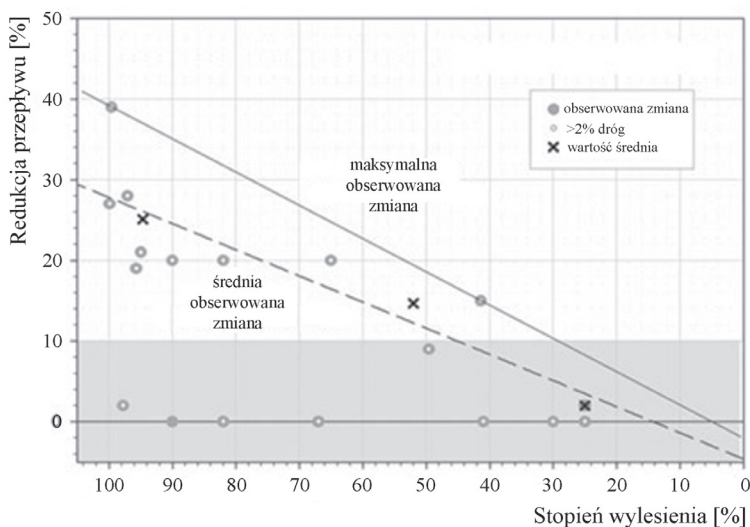
Jednym z działań nietechnicznych prowadzących do redukcji ryzyka powodziowego w zlewniach zurbanizowanych jest zwiększenie retencji, w szczególności poprzez ochronę i zwiększenie retencji leśnej w zlewni.

W artykule przedstawiono analizę wpływu zmiany użytkowania terenu w zlewniach zurbanizowanych na odpływ, którego konsekwencje prowadzą do redukcji ryzyka powodziowego. Analizie poddano szczególnie wpływ rozmieszczenia lasów w zlewni na wielkość odpływu, z zastosowaniem wskaźnika lesistości oraz wskaźnika rozwinięcia lesistości Lambora. Na podstawie badań literaturowych opracowana została macierz redukcji przepływów w zależności od procentowego wzrostu stopnia zalesienia oraz lokalizacji obszarów zalesionych dla zlewni o powierzchni do 600 km². Założenia zweryfikowano na podstawie modelowania opad-odpływ dla wybranej zlewni Bierawki z zastosowaniem programu HEC-HMS.

2. PRZEGLĄD LITERATURY

Znaczenie obszarów leśnych w bilansie wodnym zlewni jest badane od ponad 100 lat. Pierwsze wyniki otrzymano na podstawie badań prowadzonych w dwóch zlewniach doświadczalnych o różnym stopniu zalesienia 30 i 99%, założonych w Szwajcarii ok. roku 1900 (Klus 1964). Stwierdzono korzystny wpływ lasu w postaci zmniejszenia odpływu o 12%, przy zwiększonym odpływie w okresach suszy oraz znacznie mniejszym ruchu rumoszu w zlewni zalesionej. Inni badacze potwierdzili, że obszary leśne wyraźnie zmniejszają amplitudę wahań odpływów i przyczyniają się do zmniejszenia fali powodziowej. W latach 80. po wylesieniu znacznych obszarów w Sudetach odpływ wody ze zlewni wzrósł od 15 do 30%, na skutek zmniejszenia intercepcji i zwiększenia spływu powierzchniowego. Jednocześnie odnotowano, że przy bardzo dużych opadach i wypełnieniu pojemności retencyjnej, wpływ lasu na odpływ wody ze zlewni jest znikomy (Pierzgański 2003).

Wyraźny trend w zależności między stopniem wylesienia a redukcją przepływu maksymalnego zaobserwowano podczas badań eksperymentalnych w małych zlewniach badawczych do 10 km² (Guillemette i in. 2005), rys. 1. Jednocześnie autorzy zastrzegli, że przeniesienie wyników na zlewnie o większej powierzchni (od 10 km² do 500 km²) wymaga analizy wszystkich czynników wpływających na wielkość przepływów maksymalnych, m.in.: stanu i wieku drzewostanu, jego rozkładu przestrzennego w zlewni, lokalizacji i gęstości sieci drogowej.



Rys. 1. Zależność redukcji przepływu od stopnia wylesienia obszaru (Grant i in. 2008) dla zlewni o powierzchni do 10 km²

Badacze analizujący zlewnie o większych powierzchniach wykazali, że wpływ zalesienia na przepływy maksymalne maleje wraz ze wzrostem zlewni ze względu na morfologię sieci rzecznej, opory przepływu w korytach rzecznych, retencje obszarów zalewowych oraz rozkład przestrzenny intensywnych opadów (Archer 1989). Czynniki te mogą redukować wielkość przepływu jednostkowego nawet do 50% lub więcej. Sriwongsitanon i Taesombat (2011) potwierdzili zmienny wpływ zalesienia na wielkość wskaźnika odpływu na podstawie badań przeprowadzonych dla 11 zlewni o powierzchniach od 240 do 3 858 km². Większy stopień zalesienia wpływał na redukcję współczynnika odpływu w przypadku małych epizodów powodziowych, natomiast dla dużych zdarzeń powodziowych obszary lesiste zwiększały ilość retencjonowanych zasobów wodnych, co w konsekwencji skutkowało zwiększoną wielkością odpływu.

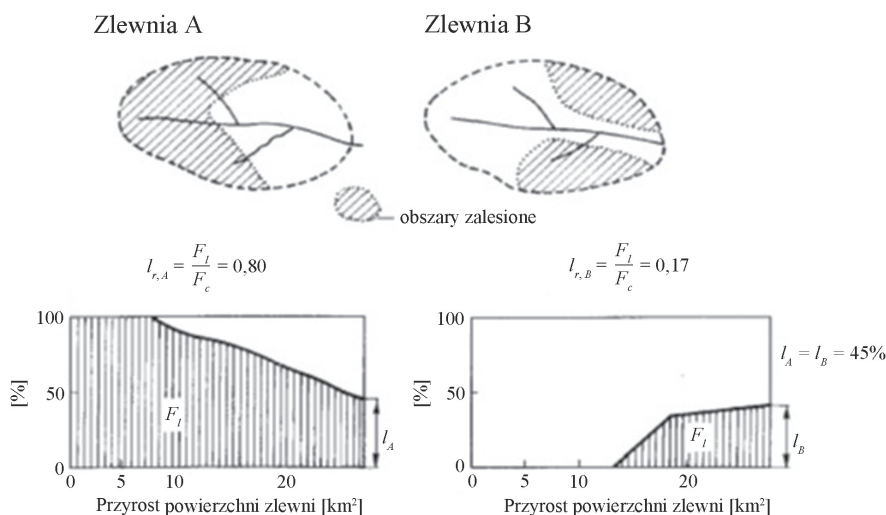
Również pozostałe badania eksperymentalne, prowadzone dla zlewni o większych powierzchniach potwierdzają wpływ wielkości zalesienia na wielkość odpływu. Coutu i Vega (2007) badali wpływ zmian zalesienia na wielkość spływu powierzchniowego w zlewniach cząstkowych o powierzchniach od 0,5 do 50 km². Badania wykazały, że średnia redukcja zalesienia o 17% w zlewni o powierzchni 316 km² wpłynęła na wzrost, średnio o 12,15%, wielkości spływu powierzchniowego. Dla zlewni przekraczających 100 km² wpływ zalesienia na wielkość odpływu jest zależny od innych czynników, w tym również od stopnia nasycenia zlewni. Wang i in. (2014) badali wpływ zalesienia na wielkość współczynnika odpływu, wy-

rażonego jako stosunek odpływu całkowitego do opadu całkowitego w skali roku. Na podstawie przeprowadzonych analiz dla zlewni o powierzchni 1 151 km² stwierdzili występowanie wpływu zalesienia na wielkość odpływu.

3. WPŁYW ZMIAN UŻYTKOWANIA TERENU NA REDUKCJĘ RYZYKA POWODZIOWEGO

Naturalny cykl hydrologiczny składa się z szeregu procesów, z których najważniejszymi są: parowanie, transpiracja, opady atmosferyczne, retencja, infiltracja, odpływ powierzchniowy i gruntowy, przepływ w korytach cieków. Działalność człowieka powoduje szereg zaburzeń w przebiegu naturalnego cyklu hydrologicznego. Wzrost ryzyka powodzi jest następstwem zmian zagospodarowania zlewni – zwłaszcza tych, które wpływają na zmniejszenie jej zdolności retencyjnej. Zwiększenie powierzchni uszczelnionych skutkuje zmniejszeniem się infiltracji wody w głąb gleby i zwiększeniem odpływu ze zlewni. Uszczelnienie terenu może skutkować również wzrostem liczby powodzi o gwałtownym przebiegu wezbrania, z wysokimi stanami wody w ciekach naturalnych. W wyniku urbanizacji zlewni zmiany ulegają poszczególne formy retencji. Na powierzchniach nieprzepuszczalnych, na skutek zwilżania, zatrzymuje się część wody, wzrasta więc retencja powierzchni nieprzepuszczalnych. Jednakże wzrost ten nie rekompensuje strat w całkowitej retencji zlewni, związanych ze zmniejszoną powierzchnią terenów otwartych i biologicznie czynnych, mniejsza będzie bowiem retencja szaty roślinnej, glebowa i gruntowa. Wzrost udziału powierzchni nieprzepuszczalnych w zlewni powoduje zmniejszanie się strat w wyniku ewapotranspiracji, a także zmniejszanie się ilości wody infiltrującej do gruntu, co przekłada się na wzrost odpływu powierzchniowego. Jednocześnie ze wzrostem wielkości odpływu powierzchniowego ze zlewni zurbanizowanej następuje jego przyspieszenie, co jest efektem nie tylko ułatwionego spływu wód opadowych po powierzchniach nieprzepuszczalnych, ale przede wszystkim efektem działania sieci kanalizacji deszczowej, która istotnie skraca czas dopływu wód opadowych do cieku – odbiornika. Wraz ze wzrostem udziału terenów zabudowanych w zlewni zmienia się kształt i objętość fal wezbraniowych – wielkość przepływu kulminacyjnego wzrasta i jednocześnie maleje czas wystąpienia kulminacji (Geiger, Dreiseitl 1999; Banasik 2009).

Ograniczenie wielkości spływu wód opadowych do cieków-odbiorników lub spowolnienie odpływu można uzyskać poprzez zachowanie mozaiki powierzchni nieprzepuszczalnych z terenami biologicznie czynnymi na terenach zurbanizowanych (parki, ogrody, trawniki) (Mrowiec 2015). Wprowadzenie właściwego zago-



Rys. 2. Wskaźnik rozwinięcia lesistości (Ozga-Zielińska, Brzeziński 1997)

spodarowania całej zlewni, prowadzenie metod gospodarki leśnej mającej na celu również zmniejszenie ilości spływającej wody (dobór odpowiednich gatunków drzew i krzewów na stokach (Suliński 2002), poprawa właściwości wodnych gleb, zabudowa szlaków zrywkowych, stosowanie urządzeń technicznych np. tarasów grzbietowych itd.), a także zwiększenie retencji powierzchniowej może w znaczący sposób zmniejszyć fale wezbraniowe.

Oprócz zwiększenia pojemności retencyjnych lasów, przeciwdziałających destrukcyjnym skutkom powodzi, równie ważne jest dostosowanie lokalizacji obszarów zalesionych do warunków tworzenia się fal wezbraniowych. Rozpatrując wpływ zalesienia na odpływ dla dwóch różnych zlewni o takim samym procentowym udziale obszarów zalesionych, wyrażonych tą samą wartością wskaźnika lesistości, może być on różny ze względu na lokalizację lasów, co wyraża wskaźnik rozwinięcia lesistości.

W przypadku zlewni A, gdzie obszary zalesione pokrywają obszary źródłowe rzeki głównej i dopływów, wartość wskaźnika rozwinięcia lesistości jest równa 0,8, natomiast dla zlewni B, gdzie tereny zalesione zlokalizowane są głównie przy przekroju zamykającym zlewnię, wartość wskaźnika wynosi 0,17. Im wartość wskaźnika rozwinięcia lesistości jest bliższa 1, tym obszar zalesienia ma większy wpływ na odpływ (Ozga-Zielińska, Brzeziński 1997).

Ocenę potrzeb zalesień i zadrzewień wprowadzanych w celu kształtowania korzystnych stosunków wodnych, tzn. dla poprawy zasobności retencji gruntowej i glebowej oraz zwiększenia ochrony przeciwpowodziowej, przeprowadzono na

podstawie analizy wskaźnikowej. Spośród wielu wskaźników, dostępnych w literaturze, charakteryzujących ocenę zalesienia obszaru, wybrano wskaźnik lesistości oraz wskaźnik rozwinięcia lesistości wg Lambora (1965).

Wskaźnik lesistości oznacza udział obszarów zalesionych w zlewni:

$$l = 100 \left(\frac{A_l}{A} \right) \quad (1)$$

gdzie: l – wskaźnik lesistości [%]; A_l – powierzchnia obszarów zalesionych [km²]; A – powierzchnia zlewni [km²]; natomiast wskaźnik rozwinięcia lesistości wg Lambora wskazuje na sposób rozmieszczenia lasów w obszarze zlewni:

$$l_r = \frac{F_l}{F_c} \quad (2)$$

gdzie: l_r – wskaźnik rozwinięcia lesistości [-]; F_l – pole powierzchni zawartej pod krzywą rozwinięcia lesistości; F_c – pole powierzchni prostokąta o podstawie równej powierzchni zlewni (A) oraz wysokości równej 100%.

Na podstawie badań literaturowych opisanych w rozdziale 2 (Przegląd literatury) opracowano macierz redukcji przepływów (tabl. 1) w zależności od procentowego wzrostu stopnia zalesienia oraz lokalizacji obszarów zalesionych dla zlewni o powierzchni do 600 km².

W celu potwierdzenia przyjętych założeń wykonano modelowanie typu opad-odpływ dla wybranej zlewni zurbanizowanej.

4. OBLICZENIA SYMULACYJNE

Obliczenia symulacyjne wykonano z zastosowaniem programu HEC-HMS, który należy do grupy programów HEC opracowanych przez U.S. Army Corps of Engineers – Hydraulic Engineering Center. Oprogramowanie HEC-HMS służy do symulacji procesów opad-odpływ oraz transformacji fali w korytach otwartych z wykorzystaniem następujących komponentów:

- modele służące do obliczania opadu efektywnego (na podstawie wielkości opadu oraz charakterystyk zlewni szacowane są wielkości strat na intercepcję, infiltrację, retencję, ewapotranspirację);
- modele transformacji opadu efektywnego w odpływ bezpośredni;
- modele odpływu bazowego;

Tablica 1

**Macierz redukcji przepływu w zlewniach zurbanizowanych dla
określonych wskaźników lesistości oraz wskaźników rozwinięcia lesistości**

Wskaźnik lesistości [%]	Wskaźnik rozwinięcia lesistości [-]	Redukcja przepływu [%]
<40	<0,4	<5
40-50	0,4-0,5	5-10
>50	>0,5	10

- modele transformacji przepływu wody w korytach rzecznych.

Jako zlewnię badawczą o charakterze zurbanizowanym przyjęto zlewnię rzeki Bierawki do stacji wodowskazowej Tworóg Mały, o powierzchni utworów nieprzepuszczalnych 30%. Analizę redukcji przepływów przeprowadzono dla różnych wariantów zwiększenia zalesienia w zlewni, z uwzględnieniem różnych lokalizacji.

Charakterystyki fizyczno-geograficzne zlewni oraz parametry modeli składowych opracowano na podstawie:

- Numerycznego Model Terenu o rozdzielczości 1 m;
- Mapy Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:50 000 (cieki, zlewnie, lokalizacja posterunków wodowskazowych i stacji opadowych);
- Bazy danych obiektów topograficznych – dane dotyczące kompleksów pokrycia terenu oraz obszarów nieprzepuszczalnych;
- mapy glebowo-rolniczej Polski w skali 1:1 000 000.

Do określenia opadu efektywnego dla analizowanych zlewni zastosowano metodę SCS opracowaną przez Służbę Ochrony Gleb (*Soil Conservation Service*). W metodzie tej opad efektywny uzależniony jest od: rodzaju gleb, sposobu użytkowania terenu zlewni oraz uwilgotnienia gleby w zlewni przed wystąpieniem opadu. Wszystkie te czynniki ujmuje jeden bezwymiarowy parametr *CN* (*Curve Number*), związany z maksymalną potencjalną retencją zlewni (Ignar 1993).

Wyznaczenie opadu efektywnego w pierwszej kolejności opiera się na określeniu rodzaju gleb występujących na terenie zlewni badawczej, tj. przypisaniu gleb do jednej z czterech grup w zależności od możliwości powstawania odpływu powierzchniowego. Parametr *CN* określany jest następnie w zależności od użytkowania powierzchni zlewni, grupy glebowej oraz warunków hydrologicznych, które określają możliwość powstania odpływu powierzchniowego wynikającego z gęstości szaty roślinnej. Zmienność wartości *CN* dla poszczególnych wezbrań wynika głównie z różnic w stanie retencji początkowej zlewni. Stan ten uwzględnia się poprzez analizę sumy opadów w okresie 5 dni poprzedzających analizowany opad, określając poziom wilgotnościowy *AMC*. Obszarową zmienność użytkowania

powierzchni zlewni, rodzaju gleby, sposobu uprawy i warunków hydrologicznych uwzględnia się w wartości CN , obliczając ją jako średnią ważoną.

Do transformacji opadu efektywnego w odpływ zastosowano metodę hydrogramu jednostkowego SCS, która pozwala na określenie wartości przepływu kulminacyjnego, całkowitej objętości odpływu, kształtu hydrogramu oraz jego przebiegu w czasie. Wartość przepływu kulminacyjnego wyznaczana jest z zależności:

$$q_p = C \cdot \frac{A}{t_p} \quad (3)$$

gdzie: q_p – przepływ kulminacyjny; C – stała konwersji jednostek ($C = 2,08$); A – powierzchnia zlewni [km^2]; t_p – czas wznoszenia się fali kulminacyjnej [h]

$$t_p = \frac{\Delta t}{2} + T_{lag} \quad (4)$$

gdzie: Δt – czas trwania opadu efektywnego [h]; T_{lag} – czas opóźnienia [h]

Czas opóźnienia definiowany jest jako różnica czasu między środkiem ciężkości hietogramu opadu efektywnego a wystąpieniem przepływu kulminacyjnego. Dla zlewni kontrolowanych może być wyznaczany w procesie automatycznej optymalizacji parametrów, dla zlewni niekontrolowanych zaleca się szacowanie czasu opóźnienia na podstawie zależności:

$$T_{lag} = 0,6 \cdot t_c \quad (5)$$

gdzie: t_c – czas koncentracji [h].

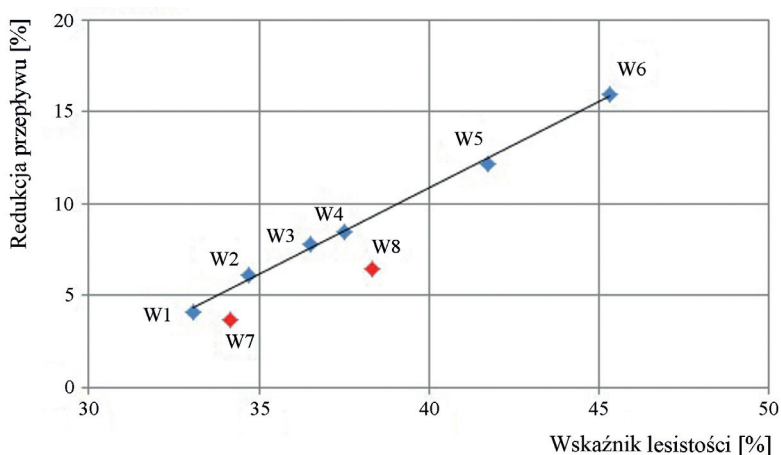
Dla zlewni Bierawki wykonano obliczenia symulacyjne dla 8 wariantów zwiększenia zalesienia, przy czym jako obszary potencjalnego zalesienia wybrano powierzchnie terenów roślinności krzewiastej, trawiastej oraz gruntów odsłoniętych. Dla wariantów obliczeniowych W1-W6 stopniowo zwiększano powierzchnię terenów zalesionych w zlewni, począwszy od źródła rzeki. Dla wariantów W7 i W8 przeanalizowano zwiększanie zalesienia jedynie w części zlewni tuż powyżej przekroju zamykającego. Obliczenia wykonano dla okresu 10-30 maja 2010 r., obejmującego zdarzenie powodziowe o prawdopodobieństwie wystąpienia ok. 2%.

Przeprowadzone obliczenia potwierdziły wpływ lokalizacji terenów zalesionych w zlewni na wielkość redukcji przepływu. Przy tej samej sumarycznej powierzchni lasów w zlewni, wyrażonej wskaźnikiem lesistości, obserwuje się większą redukcję przepływu dla wariantów o wyższym wskaźniku rozwinięcia lesistości.

Tablica 2

Wyniki obliczeń symulacyjnych dla zlewni Bierawki

Wariant	Powierzchnia zalesiona [km ²]	Wskaźnik lesistości [%]	Wskaźnik rozwinięcia lesistości	Przepływ w profilu zamykającym [m ³ s ⁻¹]	Redukcja przepływu [%]
W0 (stan istniejący)	65,47	30,53	0,31	45,9	
W1	70,92	33,07	0,38	44,0	4,1
W2	74,39	34,69	0,41	43,1	6,1
W3	78,27	36,51	0,43	42,3	7,8
W4	80,44	37,51	0,44	42,0	8,5
W5	89,45	41,72	0,47	40,3	12,2
W6	97,18	45,32	0,47	38,6	15,9
W7	73,20	34,14	0,32	44,2	3,7
W8	82,21	38,34	0,34	42,9	6,5



Rys. 3. Zależność wielkości redukcji przepływu od wskaźnika lesistości dla zlewni rzeki Bierawki do stacji wodowskazowej Tworóg Mały

5. PODSUMOWANIE

Nadrzędnym celem dyrektywy powodziowej jest ograniczenie ryzyka i zmniejszanie następstw powodzi w efekcie właściwego zarządzania tym ryzykiem. Obecnie duży nacisk kładzie się na wykorzystanie działań nietechnicznych mających na celu ograniczenie ryzyka powodziowego. Do działań tych można zaliczyć między

innymi ochronę i zwiększenie retencji naturalnej w zlewni, w tym retencji leśnej, której wpływ na bilans wodny zlewni stanowi przedmiot badań naukowców od wielu lat.

Przeprowadzone obliczenia symulacyjne dla wybranej zlewni zurbanizowanej na przykładzie rzeki Bierawki do wodowskazu Tworóg Mały potwierdzają przyjęte na podstawie literatury założenia dotyczące wpływu obszarów zalesionych w zlewni na wielkość odpływu. 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.

CHANGES IN LAND USE IN URBAN CATCHMENTS AS A NON-TECHNICAL MEASURE LEADING TO FLOOD RISK REDUCTION

Summary

A large share of impervious areas in the spatial development of urban areas has a significant impact on the amount of runoff from the catchment. The increase in surface sealing causes the decrease in the amount of water infiltrating into the ground, and a reduction of the evapotranspiration losses. The consequence is an increase in surface runoff from urban catchment and at the same time its acceleration, which is the result of facilitated rainwater runoff on the impervious surfaces, as well as rainwater sewage system operation, which significantly reduces the time of rainwater inflow into the stream-receiver. With the increase in developed areas in the catchment, the shape and volume of flood waves is changing, peak discharge increases and the time of culmination decreases.

One of the non-technical measures leading to reducing flood risk in urban catchments may be increasing of the retention, in particular by protecting and increasing the forest retention in the catchment. The importance of forest areas in the water balance of the basin has been studied for over 100 years. The survey results have shown that forest areas significantly reduce the amplitude of fluctuations in runoff and contribute to reducing the flood. The impact of afforestation on the runoff from the catchment depends on, among others, condition, age and structure of trees species, its spatial distribution in the basin, the location and density of the road network. Moreover, the impact of afforestation on peak discharges decreases with catchment increasing, due to the morphology of the river network, flow resistance in the river channels, floodplains retention and spatial distribution of precipitation. Research also shows that the afforestation level has a greater impact on reducing the runoff factor for small flood episodes than large flood events.

The article presents an analysis of the impact of forests distribution in the catchment on runoff amount on the basis of the indicator of woodlands and indicator of woodlands expansion according to Lambor. Based on the references, matrix of discharge reduction in respect to the percentage increase in the afforestation level and the location of afforested areas for catchments of less than 600 km² has been developed. Assumptions have been verified on the basis of rainfall-runoff modeling for selected catchments using HEC-HMS software.

BIBLIOGRAFIA

- Archer D.R., 1989, *Flood wave attenuation due to channel and floodplain storage and effects on flood frequency*, [w:] *Floods: hydrological, sedimentological, and geomorphological implications*, K.J. Beven (red.), John Wiley and Sons, 37-46
- Banasik K., 2009, *Wyznaczanie wezbrań powodziowych w małych zlewniach zurbanizowanych*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 44 s.
- Booth D., Reinelt L., 1993, *Consequences of urbanization on aquatic systems: measured effects, degradation thresholds, and corrective strategies*, [w:] *Proceedings Watershed*, 21-24 March 1993, Alexandria, Virginia, 545-550
- Ciepielowski A., Dąbkowski S.L., Grzyb M., 2000, *Kształtowanie retencji wodnej na obszarach leśnych*, *Głos Lasu*, 3, 10-12
- Coutu G.W., Vega C., 2007, *Impacts of land use changes on runoff generation in the east branch of the Brandy Wine Creek watershed using a gis-based hydrologic model*, *Middle States Geographer*, 40, 142-149, dostępne online: http://msaag.org/wp-content/uploads/2013/04/17_Coutu_Vega.pdf (4.08.2016)
- Geiger W., Dreiseitl H., 1999, *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych*, Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz, 334 s.
- Garbrecht J., 1991, *Effects of spatial accumulation of runoff on watershed response*, *Journal of Environmental Quality*, 20, 31-35, DOI: 10.2134/jeq1991.00472425002000010007x
- Grant G.E., Lewis S.L., Swanson F.J., Cissel J.H., McDonnell J.J., 2008, *Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response: A state-of-science report for Western Oregon and Washington*, United States Department of Agriculture, General Technical Report, PNW-GTR-760, dostępne online: http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr760.pdf (4.08.2016)
- Guillemette F., Plamondon A.P., Prevost M., Levesque D., 2005, *Rainfall generated storm-flow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies*, *Journal of Hydrology*, 302, 137-153, DOI:10.1016/j.jhydrol.2004.06.043
- Ignar S., 1993, *Metodyka obliczania przepływów wezbraniowych w zlewniach nieobszeregowanych*, SGGW, Warszawa, 55 s.

- Klus T., 1964, *Obudowa potoków górskich*, Sylwan, 99 (3), 240-249
- Kowalik P., 1995, *Obieg wody w ekosystemach lądowych*, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 9, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa
- Lambor J., 1965, *Podstawy i zasady gospodarki wodnej*, Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Instrukcje i Podręczniki, 60 s.
- Miler A.T. (red.), 2003, *Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Poznań
- Miler A.T., Kamiński B., Czerniak A., Grajewski S., Okoński B., Korżak M., Krysztofiak A., Poszyler-Adamska A., 2008, *Metodyka ochrony zasobów wodnych leśnych obszarów mokradlowych*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 2 (18), 115-124
- Mrowiec M., 2015, *Badania modelowe spływu z utwardzonych powierzchni przepuszczalnych*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 89 (1), 15-18, DOI: 10.15199/17.2015.1.4
- Ozga-Zielińska M., Brzeziński J., 1997, *Hydrologia stosowana*, PWN, Warszawa, 323 s.
- Pierzgałski E., 2003, *Woda i siedliska leśne*, Poznajmy Las, 3, 6-12
- Soczyńska U. (red.), 1997, *Hydrologia dynamiczna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 410 s.
- Sriwongsitanon N., Taesombat W., 2011, *Effects of land cover on runoff coefficient*, Journal of Hydrology, 410, 226-238, DOI:10.1016/j.jhydrol.2011.09.021
- Suliński J., 1993, *Modelowanie bilansu wodnego w wymianie między atmosferą, drzewostanem i gruntem przy użyciu kryteriów ekologicznych*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie, 179, 133 s.
- Suliński J., 2002, *Podstawowe założenia w nauczaniu hydrologii leśnej*, Sylwan 12, 69-79
- Twaróg J., 1984, *Wodochronne i glebochronne znaczenie lasów górskich*, Sylwan, 12, 17-25
- Wang G., Yang H., Wang L., Xu Z., Xue B., 2014, *Using the SWAT model to assess impacts of land use changes on runoff generation in headwaters*, Hydrological Processes, 28, 1032-1042, DOI: 10.1002/hyp.9645

Maryna NAKONECHNA, Konstantyn NAKONECHNY
Czerniowiecki Uniwersytet Narodowy im. Jurija Fedkowycza
Wydział Geografii

Tatiana SOLOVEY
Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy

**SKŁAD CHEMICZNY I JAKOŚĆ WÓD
W KRASOWEJ ZLEWNI RZECZNEJ
(NA PRZYKŁADZIE AGLOMERACJI
PRUT-DNIESTRZAŃSKIEJ)**

1. WSTĘP

Środowisko przyrodnicze obszarów krasowych należy do najbardziej podatnych na przekształcenia pod wpływem działalności człowieka. Podstawowym czynnikiem rozwoju krasu jest woda, która szybko i głęboko penetruje masywy krasowe. Dlatego wszelkiego rodzaju zaburzenia obiegu wody w krasie zarówno fizyczne, jak i chemiczne mają wpływ na zmiany całego środowiska morfogenetycznego i ekologicznego.

W obszarze krasowym charakterystyczny jest specyficzny reżim migracji i akumulacji substancji chemicznych, który powoduje przyspieszenie migracji oraz rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń na dużych powierzchniach.

Na obszarze aglomeracji Prut-Dniestrzańskiej, w obrębie Zastawnianskiego rejonu krasowego położonego w zachodniej części międzyrzecza Prut-Dniestr na Ukrainie, istotnym czynnikiem destrukcji środowiska krasowego są: komunalne ogniska zanieczyszczenia wód, konstrukcje hydrotechniczne (liczne zapory na rzece Sowytsja), wzmożona presja rolnicza. Na tle omawianej specyfiki wpływu dział-

ności człowieka na środowisko krasowe wyłaniają się problemy, które były przedmiotem badań w niniejszej pracy. Są to:

- rozpoznanie cech hydrochemicznych krasu serii siarczanowej miocenu międzrzecza Prut-Dniestr oraz wykrycie przestrzennych zmienności składu chemicznego wód krasowych;
- wyodrębnienie wśród tych cech takich, które mają charakter antropogeniczny;
- rozpoznanie jakości wód powierzchniowych i podziemnych.

Cel ten realizowano na podstawie wstępnych badań monitoringowych stężeń składników chemicznych wód krasowych i powierzchniowych (z rzeki Sowysja i jej dopływów). W pracy przedstawiono wstępne roczne wyniki badań rozpoczętych w listopadzie 2014 roku i kontynuowanych do czerwca 2015 roku.

2. WARUNKI GEOLOGICZNE ZBIORNIKÓW WÓD KRASOWYCH I ZAGROŻENIA ANTROPOGENICZNE W OBSZARZE BADAŃ

Międzyrzecze Prut-Dniestr charakteryzuje się szerokim rozprzestrzenieniem gipsów miocennych środkowobadeńskiej formacji ewaporatowej, podatnych na krasowienie (Andriejczuk 1986). Obszar ten położony jest w strefie granicznej płyty wołyńsko-podolskiej i zapadliska przedkarpacciego (rys. 1). Dominuje tutaj tektonika blokowa, w związku z tym przebieg warstwy gipsów o miąższości od 18 do 30 m jest zaburzony uskokami zrzutowymi (Turchinov 1997). Zanurzanie się bloków tektonicznych powoduje zróżnicowaną relację warstwy gipsów do głównych stref drenażu, jakimi są doliny Dniestru i Prutu. Obszar szczegółowych badań

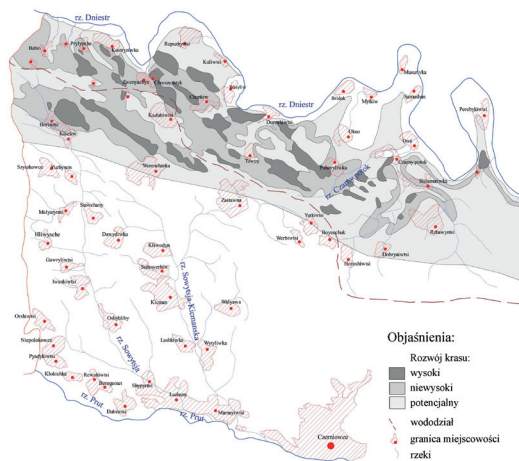


Rys. 1. Rozmieszczenie Zastawnińskiego rejonu krasowego w obrębie międzyrzecza Prut-Dniestr na tle strefy występowania badeńskich gipsów Przedkarpacia (Ukraina)

reprezentuje Zastawnianski rejon krasowy, zlokalizowany w centralnej części międzyrzecza, gdzie doliny rzeczne wcinają się w warstwę gipsów i aktywnie rozwijają się procesy krasowe (Andriejczuk 1986). Procesy te intensyfikowane są za pośrednictwem wód powierzchniowych wnikaających w głąb masywu skalnego pustkami szczelinowo-krasowymi.

Na obszarze badań występuje głównie kras siarczanowy, lokalnie węglanowy. Intensywność rozwoju procesów krasowych uwarunkowana jest rozmieszczeniem i litologią skał krasowych, miąższością utworów pokrywających te skały, wodoprzepuszczalnością nakładu oraz szczelinowością skał krasowych (Aksjom, Chilczewskij 2002). Gips charakteryzuje się skrytokrystaliczną strukturą, plamistymi, szaro-białymi barwami. W części stropowej kompleksu dominują duże, dobrze wykształcone kryształy gipsu, natomiast w głęb profilu zwiększa się udział form skrytokrystalicznych. Aktywny kras na obszarze badań występuje w obrębie dolin rzecznych. Ilość form krasowych maleje od dna doliny w kierunku wododziału – z 4,5 do 1,2 na km². Zmienność ta jest uwarunkowana występowaniem w strefie wododziałowej miąższej pokrywy czwartorzędowej (5-10 m). W kierunku południowym, ku dolinie rzeki Prut, wzrasta miąższość warstwy pokrywającej gipsy do 50 m. Różnicowanie przestrzenne intensywności rozwoju krasu siarczanowego na obszarze badań prezentuje rys. 2.

Zasilanie zbiorników wód krasowych zachodzi głównie w wyniku infiltracji opadów atmosferycznych oraz influacji wód powierzchniowych wnikających w głąb masywu skalnego pustkami szczelinowo-krasowymi, ponorami i innymi formami krasowymi. Strefa zasilania znajduje się w obrębie obszarów wododziałowych. Drenaż wód krasowych zachodzi w głęboko wcietych V-kształtnych dolinach rzecznych.



Rys. 2. Intensywność rozwoju krasu siarczanowego w Zastawnianskim rejonie krasowym

Znaczące pionowe i poziome rozczłonkowanie rzeźby obszaru badań powoduje niewielkie rozmiary strefy tranzytowej wód podziemnych, brak jest rozbudowanych systemów liniowych kanałów krasowych.

Cechy litologiczne badeńskich gipsów Przedkarpacia warunkowały przestrzenny układ krasowych pustek w profilu i cechy ich morfologii. Jaskinie obszaru badań, założone w gipsach, charakteryzują się brakiem gigantycznych struktur kopułowych. Przestrzenne położenie korytarzy i galerii w jaskiniach jest uwarunkowane powierzchnią kontaktu między strefami i podstrefami profilu gipsów. Galerie jaskiń są rozwinięte głównie w górnej części profilu i mają płaskie stropy. Morfologia pustek krasowych jest zazwyczaj predestynowana subhoryzontalnym zaleganiem warstw gipsu szablстого. W dolnej części pokładu pustki krasowe spotyka się rzadko i mają one przekrój szczelinowaty lub trójkątny (Korzyk 2007).

Obszar badań jest gęsto zaludniony oraz zagospodarowany rolniczo. Antropopresja na wody krasowe i powierzchniowe jest rozpatrywana w czterech aspektach: komunalne ogniska zanieczyszczenia wód, użytkowanie rolnicze terenu, odwodnienie maszywów krasowych w strefie ujęć wód podziemnych, konstrukcje hydrotechniczne (zapory na rzece Sowysja oraz stawy rybne).

Na obszarze badań przeważają tereny rolne z rozproszonym osadnictwem. Większość miejscowości (98%) nie ma sieci wodociągowej i kanalizacyjnej oraz oczyszczalni ścieków. Ścieki komunalne są najczęściej odprowadzane bezpośrednio do wód lub ziemi. Istotnym ogniskiem zanieczyszczenia wód są też zorganizowane składowiska odpadów komunalnych (ich ogólna powierzchnia wynosi 54,5 ha), ponieważ nie są one zabezpieczone od góry warstwą ochronną ani od dołu warstwą izolacyjną. Szczególnym zagrożeniem dla wód są składowiska odpadów na terenach aktywnego rozwoju krasu. Na omawianym obszarze 30% powierzchni składowisk rozmieszczone jest na terenie krasowym. W 20% miejscowościach brak składowisk odpadów komunalnych oraz funkcjonują liczne nielegalne wysypiska (Zadubriwka, Zweniaczyn, Josypiwka, Prylpcze, Chreszczatyk).

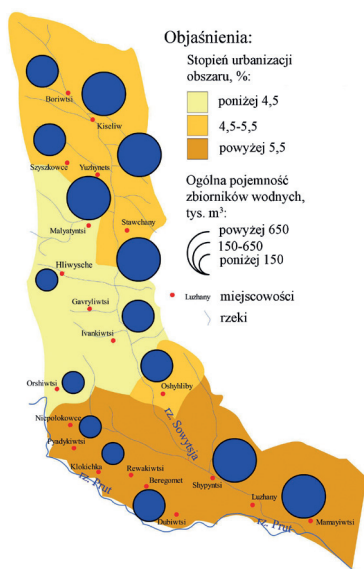
Największym obszarowym ogniskiem zanieczyszczenia wód na terenie badań jest rolnictwo. Czynnikiem oddziaływania rolniczego na skład chemiczny wód są: sposób użytkowania, rodzaj upraw, nawożenie. Do terenów rolniczych, na których mogą występować potencjalnie duże straty składników nawozowych z produkcji polowej, należy zlewnia rzeki Sowysja. Na jej żyznych glebach są uprawiane głównie rośliny okopowe, pszenica, a także wymagające intensywnej uprawy i nawożenia warzywa. Stosunkowo duży areał użytków rolnych zajmowanych pod uprawę warzyw i roślin okopowych jest czynnikiem zwiększającym zagrożenie dla jakości wód, ponieważ ten rodzaj upraw, w porównaniu z innymi, charakteryzuje się małym wykorzystaniem składników nawozowych, zwłaszcza azotu, i dużymi ich

stratami (Koc i in. 1996). Według niektórych ocen w warunkach intensywnej uprawy ziemniaków straty azotu w wyniku wymycia azotanów mogą przekraczać nawet 100 kg N ha^{-1} (Sapek 1996).

Wody podziemne na omawianym obszarze są jedynym źródłem zaopatrzenia w wodę pitną. W północnej i centralnej części obszaru badań wodonośny poziom mioceński, o charakterze szczelinowo-krasowym, pełni funkcję głównego użytkowego poziomu. Wody podziemne odgrywają ważną rolę w rozwoju gospodarczym takich obszarów krasowych, ze względu na specyficzne dla nich ubóstwo wód powierzchniowych. Stąd na tym obszarze wody krasowe są głównym źródłem zaopatrzenia w wodę pitną. W południowej części terenu badań funkcję głównego użytkowego poziomu wodonośnego pełni poziom czwartorzędowy.

W północnej części terenu badań zidentyfikowano liczne zmiany morfologii obszarów (zapadliska, osiadania) spowodowane odwodnieniem masywów krasowych w strefie ujęć wód podziemnych. Obecnie pobór wód podziemnych nie jest rejestrowany, a ich użytkowanie prowadzi się bez pozwoleń wodnoprawnych, co skutkuje zwiększonym ryzykiem rozwoju krasowej erozji i sufozji podziemnej. Aktualnie intensywność zjawisk zapadania i/lub osiadania gruntów wynosi corocznie co najmniej 10 wydarzeń na 1 km^2 .

Na największych rzekach terenu badań (Sowysjsja i Sowysjsja Kicmanska) znajdują się liczne budowle wodne – zapory i jazy, służące do utrzymania stałego poziomu wody (w związku z ubóstwem wód powierzchniowych w obszarze krasowym). Rieczne zbiorniki retencyjne oraz stawy użytkowane są głównie w celach rybactwa



Rys. 3. Ogólna pojemność zbiorników wodnych w zlewni rzeki Sowysjsja na tle urbanizacji

i rolnictwa. Stopień urbanizacji terenu determinuje ilość i wielkość zbiorników wodnych (rys. 3). Na obszarze krasowym zbiorniki wodne aktywizują procesy krasowe wskutek przyspieszenia i modyfikacji przebiegu procesów rozpuszczania skał siarczanowych (Solovey, Jóźwiak 2008). W związku z powyższym powodują dodatkowe zagrożenie antropogeniczne.

Efektem wielokierunkowej antropopresji na badanym obszarze krasowym jest zanieczyszczenie wód, intensyfikacja procesów rozpuszczania skał siarczanowych skutkująca niekorzystnymi zmianami morfologii terenu i cech hydrochemicznych obszaru, co pogarsza ogólną sytuację ekologiczną rejonu.

3. SKŁAD CHEMICZNY I JAKOŚĆ WÓD PODZIEMNYCH

W pracy przedstawiono wyniki sezonowych badań właściwości fizyko-chemicznych, składu chemicznego i jakości wód krasowych źródłanych i wód podziemnych kompleksu czwartorzędowo-mioceńskiego w 141 punkcie na obszarze Zastawnianskiego rejonu krasowego.

Przeprowadzono badania terenowe w okresach: listopad 2014 roku marzec-kwiecień 2015 roku oraz czerwiec 2015 roku. Terenowe badania właściwości fizyko-chemicznych wód obejmowały pomiary: temperatury wody, przewodności elektrycznej właściwej, pH, Eh i O_2 w wodzie. W badanych punktach dokonano opróbowań wód do pojemników polietylenowych – do analiz chemicznych, które następnie wykonano w Laboratorium Instytutu Geografii Uniwersytetu Jagiellońskiego. W opróbowanych wodach dokonano oznaczenia stężeń makro- i mikroskładników: Ca, Mg, Na, K, HCO_3 , Cl, SO_4 , NO_3 , NH_4 , PO_4 , F.

Badane źródła (5 punktów) krasowe są zlokalizowane głównie w obrębie północnej części obszaru badań – w rejonie występowania krasu powierzchniowego. Głównym poziomem wodonośnym, w których występują źródła, jest poziom mioceński o miąższości 18-30 m. Ten poziom na obszarze wysokiego ryzyka rozwoju krasu występuje bez warstw nakładu, a na obszarach niewysokiego i potencjalnego ryzyka – pod pokrywą czwartorzędowną o miąższości 5-10 m (rys. 2).

Wody krasowe poziomu mioceńskiego, drenowane badanymi źródłami, należą do systemu płytkiego krążenia w obrębie ośrodka skał siarczanowych. Czynniki geologiczne (szczególnie duża rozpuszczalność skał siarczanowych) i klimatyczne, kształtujące chemizm wód w formacji siarczanowej, są przyczyną występowania wód przeważnie słonawych o mineralizacji 1600-3500 mg dm^{-3} , słabo kwaśnych i słabo zasadowych (pH 6,9-8,1), bardzo twardych (15,6-20,7 mval dm^{-3}). Wartości Eh w zakresie 100-360 mV kwalifikują wody źródlane do występowania w warunkach

od przejściowych do słabo utleniających. Według klasyfikacji Szczukariewa-Pri-
kłońskiego są to z reguły wody dwujonowe typu $\text{SO}_4^{2-}\text{-Ca}^{2+}$, rzadziej trzyjonowe
typu $\text{SO}_4^{2-}\text{HCO}_3^-\text{-Ca}^{2+}$. Są one praktycznie nasycone siarczanem wapnia – stężenia
jonu siarczanowego wahają się od 700 do 2911 mg dm^{-3} .

Analizy składu chemicznego wód krasowych poddano obliczeniom geoche-
micznym, wykonanym za pomocą programu PHREEQC. Obliczone wskaźniki *SI*
dla minerałów siarczanowych (gips, anhydryt) oscylują wokół wartości świadczą-
cych o stanie bliskim równowagi tych minerałów z wodami podziemnymi z punk-
tów badawczych leżących na lokalnych i pośrednich drogach krążenia wód poziomu
miocenu.

Od chemizmu badanej populacji statystycznej krasowych wód źródłanych róż-
nią się wody podziemne o niższej mineralizacji (800-1300 mg dm^{-1}) ze studni, które
ujmują połączone warstwy wodonośne czwartorzędu i miocenu. Wskutek zmieszania
się słonawych wód krasowych oraz słodkich czwartorzędowych powstaje od-
mienny typ chemiczny wód – $\text{SO}_4^{2-}\text{-HCO}_3^-\text{-Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$ lub $\text{HCO}_3^-\text{-SO}_4^{2-}\text{-Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$.
Są to wody od słabo kwaśnych do słabo zasadowych (pH 6,6-7,5) i bardzo twarde
(10,6-12,7 mval dm^{-3}).

Ostatnią, trzecią, odmienną wg składu chemicznego grupę formują wody
z utworów piaszczystych czwartorzędu. Te wody występują w południowej części
obszaru badań. Są to z reguły wody dwujonowe typu $\text{HCO}_3^-\text{-Ca}^{2+}$, o najniższej mine-
ralizacji (540-680 mg dm^{-3}), od słabo kwaśnych do słabo zasadowych (pH 6,6-8,9),
twarde i bardzo twarde (8,6-10,5 mval dm^{-3}).

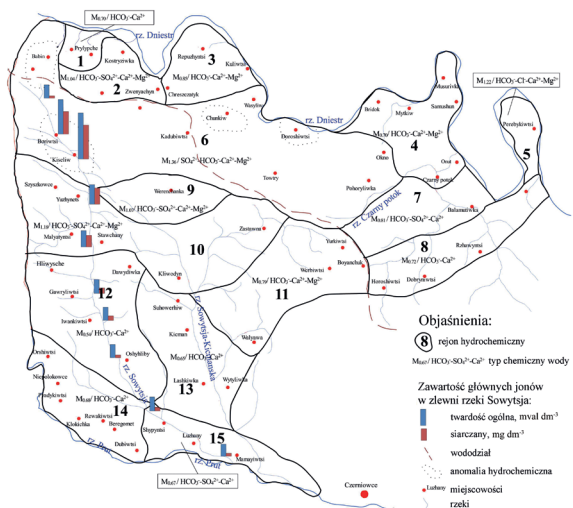
Generalnie w obszarze badań można wyodrębnić 15 rejonów hydrochemicz-
nych wg składu chemicznego wód użytkowanych poziomów wodonośnych (rys. 4,
tabl. 1). Analizując przestrzenne zróżnicowanie chemizmu wód podziemnych na tle
warunków determinujących, zaobserwowano wyraźną organizację przestrzenną na-
wiązującą do rejonizacji wg intensywności rozwoju krasu siarczanowego (tabl. 2).

Zgodnie z kryteriami i sposobem oceny stanu wód podziemnych (Rozporządze-
nie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku Dz.U. nr 143, poz. 896) bada-
ne wody odpowiadają przeważnie IV-V (niezadawalającej i złej) klasie jakości wód
podziemnych ze względu na podwyższone stężenia w wodzie, głównie azotanów
i siarczanów (tabl. 1). Te klasy stwierdzono w większości rejonów hydrochemicznych
– 1-11 i 13. Podwyższone wartości siarczanów (350-1400 mg dm^{-3}) na obszarze badań,
szczególnie w rejonach 2, 6 i 9, spowodowane są procesami naturalnymi (krasowymi).
Natomiast wysokie stężenia azotanów (120-350 mg dm^{-3}) w rejonach 1-6 i 9-11
potwierdza wzmożoną presję antropogeniczną. Najwyższe stężenia azotanów odnoto-
wano na terenach rolniczych i zabudowanych. Wody podziemne w obrębie rejonów
1-11 oraz 13 nie spełniają kryteriów dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Tablica 1

**Charakterystyka rejonów hydrochemicznych wód
podziemnych Zastawnianskiego obszaru krasowego**

Nr	Nazwa rejonu hydrochemicznego	Wybrane wskaźniki chemiczne				% prób wody z jakością poniżej III klasy
		Mineralizacja [mg dm ⁻³]	Ogólna twardość [mval dm ⁻³]	Siarczany [mg dm ⁻³]	Azotany [mg dm ⁻³]	
1	Wymusiwski	701	10,6	112,44	125,64	65
2	Kostrzywski	1036	15,6	290,03	128,29	90
3	Repuziński	853	11,8	71,41	273,33	85
4	Czarnopotocki	704,42	11,3	70,35	133,76	65
5	Perebykowiecki	1216,03	18,2	165,12	348,86	90
6	Babino-Pogoryliwski	1362,22	20,7	565,61	120,26	95
7	Balamutiwski	811,87	12,7	196,98	53,4	60
8	Rżawynecki	718,91	10,9	91,41	68,88	65
9	Verenczański	1073	16,7	304,22	124,99	85
10	Szypyńsko-Zastawniowski	1182,28	17,1	201,43	215,87	85
11	Jurkowiecko-Walawski	793	11,6	120,73	103,87	60
12	Chliwyszczeńsko-Oszechlibski	540	8,6	62,826	34,97	35
13	Suchowerchiwsko-Wytyliwski	647	9,7	71,37	66,22	40
14	Orsiwecko-Dubiwecki	682,68	10,5	80,82	27,6	25
15	Szypynsko-Mamajowski	674,35	10,4	124,62	15,58	30



Rys. 4. Rejonizacja hydrochemiczna Zastawnianskiego obszaru krasowego
wg składu chemicznego wód użytkowanych poziomów wodonośnych

Tablica 2

Intensywność występowania na powierzchni form krasowych

Nr	Nazwa rejonu hydrochemicznego	Gęstość występowania pow. form krasowych, [szt./km ²]	Występowanie skał siarczanowych	Intensywność rozwoju powierzchniowych form krasowych
1	Wymusiwski	0-5	Z	Znacząca
2	Kostrzywski	10-15	Z	Znacząca
3	Repuziński	5-15	Ś	Średnia
4	Czarnopotocki	5-30	Z	Znacząca
5	Perebykowiecki	5-10	Ś	Średnia
6	Babino-Pogoryliwski	15-70	W	Wysoka
7	Balamutiwski	10-12	Z	Znacząca
8	Rżawynecki	5-10	Ś	Średnia
9	Verenczański	5-10	Ś	Średnia
10	Szypięnsko-Zastawniowski	3-10	Ś	Średnia
11	Jurkowiecko-Waławski	0	Ś	Średnia
12	Chliwyszczeńsko-Oszechlibski	0	M	Znikoma
13	Suchowerchiwsko-Wytyliwski	0	M	Znikoma
14	Orsiwecko-Dubiwecki	0	M	Znikoma
15	Szypynsko-Mamajewski	0	M	Znikoma

* W – Bezpośrednie występowanie skał siarczanowych na powierzchni terenu i/lub miąższość nakładu do 1 m; Z – występowanie skał siarczanowych pod pokrywą czwartorzędową o miąższości 1-5 m; Ś – występowanie skał siarczanowych pod pokrywą czwartorzędową o miąższości 5-10 m; M – występowanie skał siarczanowych pod pokrywą czwartorzędową powyżej 10 m.

Jedynie w dolinie rzeki Prut (rejon hydrochemiczny 12, 14 i 15) wody czwartorzędowego poziomu były II i III klasy jakości. Klasa II i III to wody dobrej i zadowalającej jakości, w których wartości elementów fizykochemicznych wskazują na bardzo słaby wpływ działalności człowieka. Te wody mogą być dopuszczone do spożycia przez ludzi.

Wody podziemne w Zastawnianskim obszarze krasowym, wskutek sprzyjających warunków hydrogeologicznych dla migracji substancji z powierzchni terenu do poziomu wodonośnego, są bardzo podatne na zanieczyszczenia. O dużej podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia na obszarze badań decyduje głównie miąższość warstw nakładu skał siarczanowych oraz intensywność rozwoju sieci krasowej.

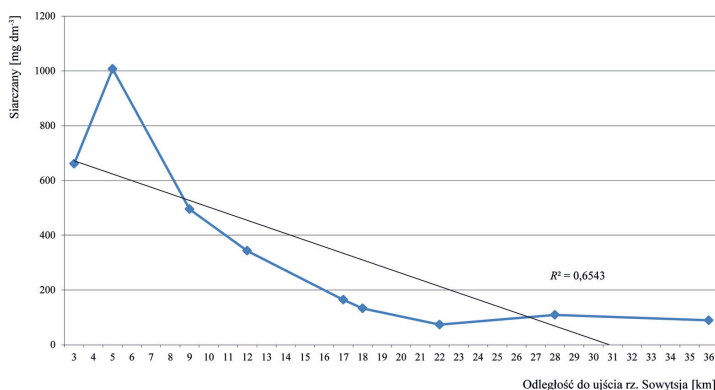
4. SKŁAD CHEMICZNY I JAKOŚĆ WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Skład chemiczny wód powierzchniowych rozpoznano w zlewni rzeki Sowyt-sja (22 punkty) i małych dopływach Dniestru (8 punktów). Wykonano jednorazowe opróbowanie. W zlewni Sowyt-sja próbki pobrano w listopadzie 2014 roku, w zlewni Dniestru – w czerwcu 2015 roku. Zakres badań był analogiczny do zakresu badań wód podziemnych.

Rzeka Sowyt-sja płynąca przez obszar badań ma ok. 39 km długości i jest lewobrzeżnym dopływem Prutu. Powierzchnia zlewni Sowyt-sja wynosi 230 km², przy spadku 3 m km⁻¹. Średnia wysokość zlewni wynosi 210 m. W strukturze użytkowania ziemi użytki rolne zajmują 83,5%, lasy – 0,3% powierzchni całkowitej (Nakonechna, Solovey 2013).

Wody powierzchniowe obszaru badań są przeważnie słodkie, o mineralizacji 500-900 mg dm⁻³ (średnia 850 mg dm⁻³), słabo zasadowe (pH 7,1-8,1). Są to z reguły wody dwujonowe typu HCO₃⁻-Ca²⁺. Skład chemiczny wód powierzchniowych jest bardzo zróżnicowany wskutek oddziaływania wód krasowych. Cieki drenujące obszar bezpośredniego występowania skał siarczanowych na powierzchni terenu mają odmienny skład chemiczny. Są to wody słone o mineralizacji 1600-1800 mg dm⁻³ oraz trzyjonowe typu SO₄²⁻-HCO₃⁻-Ca²⁺.

Największym zróżnicowaniem stężenia w wodach cechowały się siarczany. Maksymalne stężenie od 700 do 1100 mg dm⁻³ występowało w ciekach Babino-Pogorylińskiego rejonu z najbardziej intensywnym rozwojem procesów krasowych (rys. 4). W rzece Sowyt-sja udział wód krasowych w zasilaniu zmniejsza się w kierunku ujścia. Na rysunku 5 zamieszczono wykres zmienności stężenia siarczanów w wodach rzeki Sowyt-sja wzdłuż biegu, który wskazuje na krasową genezę rzeki. Mineralizacja wody spada w tym kierunku od 1400 do 500 mg dm⁻³.



Rys. 5. Zmienność stężenia siarczanów w wodach rzeki Sowyt-sja wzdłuż biegu

Ze składników o charakterze biogennym największym zróżnicowaniem stężenia w wodach powierzchniowych cechował się jon N-NO_3 . Największe stężenie – od 100 do 300 mg dm^{-3} występowało w wodach związanych z intensywnymi uprawami warzyw. Generalnie w 80% prób wody zawartość azotanów przewyższała 50 mg dm^{-3} .

Ocena jakości wód powierzchniowych na obszarze badań została przeprowadzona na podstawie rozporządzenia MŚ z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. 2011 nr 258, poz. 1549). W punktach pomiarowych brak jest wód bardzo dobrej i dobrej jakości (klasy I-II). Zadowalającą jakość stwierdzono w 20% punktów. Reszta punktów odznaczała się niezadowalającą, rzadziej złą jakością. Najczęściej o wynikach klasyfikacji decydowała zawartość siarczanów i azotanów.

5. WNIOSKI

1. Procesy krasowe w utworach siarczanowych są głównym czynnikiem kształtowania składu chemicznego wód obszaru badań. Wskutek dużej rozpuszczalności skał gipsowych wody cechują się wysoką mineralizacją, twardością oraz zawartością siarczanów.
2. W wyniku sprzyjających warunków hydrogeologicznych dla migracji substancji z powierzchni terenu do poziomu wodonośnego wody krasowe są bardzo podatne na zanieczyszczenia.
3. W północnej i centralnej części obszaru badań wodonośny poziom mioceński, o charakterze szczelinowo-krasowym, odgrywa rolę głównego użytkowego poziomu. W tym rejonie nie zidentyfikowano żadnej studni gospodarczej, która spełniałaby kryteria jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
4. Intensywna uprawa warzyw oraz nieuporządkowana gospodarka wodna (98% miejscowości nie ma sieci wodociągowej i kanalizacyjnej oraz oczyszczalni ścieków) na tle dużej podatności naturalnej wód podziemnych na zanieczyszczenie stwarza realne zagrożenie dla jakości wód.
5. W 80% punktów pomiarowych badane wody odpowiadają IV-V (niezadawalającej i złej) klasie jakości wód ze względu na podwyższone stężenia w wodzie, głównie azotanów i siarczanów. Najlepszą jakością cechowała się woda czwartorzędowego poziomu wodonośnego w dolinie rzeki Prut.
6. Z uwagi na dość dużą zawartość azotanów w wodzie rzeki Sowysia istnieje możliwość wystąpienia procesu eutrofizacji.

CHEMICAL COMPOSITION AND WATER QUALITY IN KARST RIVER BASIN (THE EXAMPLE OF PRUT-DNIESTR AGGLOMERATION)

Summary

Research related of the karst influence on water, their chemical composition and quality. According to the results of hydrochemical studies found that of the Zastavna speleokarst areas observed the unsatisfactory condition of the quality of underground water for total hardness and sulfate content. Also, the problem of water quality is of nitrate contamination.

BIBLIOGRAFIA

- Aksjom S.D., Chilczewskij W.K., 2002, *Влияв сульфатного карсту на хімічний склад природних вод у басейні Дністра*, К.: Ніка-Центр, 204
- Andriejczuk W.N., 1986, *Некоторые закономерности спелеогенеза на юге Подольско Буковинско карстовой области // Пещеры*. - Пермь, 17-24
- Звіт про інженерно-геологічне довивчення території Чернівецької області з метою геологічного обґрунтування протизсувних заходів та геологічного забезпечення УІАС НС, ДГС НАК "Надра України" Дочірнє підприємство "Західукргеологія", 2006, 60*
- Dz.U. 2008 nr 143, poz. 896, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku w sprawie kryteriów i sposobów oceny stanu wód podziemnych, Internetowy Spis Aktów Prawnych, Sejm RP
- Dz.U. 2011 nr 258, poz. 1549, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych, Internetowy Spis Aktów Prawnych, Sejm RP
- Koc J., Ciećko C., Janicka R., Rochwerger A., 1996, *Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 440, 177-183
- Korzyk V., 2007, *Карст і печери Буковини. Проблеми моніторингу, охорони і використання*, Зелена Буковина, 304
- Nakonechna M., Solovey T., 2013, *Аналіз впливу забруднення поверхневих вод на інтенсивність хімічної денудації в долині р. Чорний Потік (Прут-Дністровське межиріччя)*, Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 1 (28), 104-108
- Sapek A., 1996, *Zagrożenie zanieczyszczenia wód azotem w wyniku działalności rolniczej*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 440, 309-329
- Solovey T., Józwiak K., 2008, *Zmiany chemizmu wód w utworach krasu gipsowego na tle zmian w zagospodarowaniu terenu*, Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego, 436, 189-194

Turchinov I., 1997, *Litologiczne uwarunkowania rozwoju procesów krasowych w badęńskich gipsach Przedkarpacia*, Przegląd Geologiczny, 45 (8), 803-806

**Maciej ZIUŁKIEWICZ, Anna FORTUNIAK,
Michał GÓRECKI, Sylwia GRZĘDZIŃSKA, Beata MAŁECKA**

Uniwersytet Łódzki, Wydział Nauk Geograficznych

Anita WAACK-ZAJĄC

Wydział Gospodarki Komunalnej Urzędu Miasta Łodzi

ZDJĘCIE HYDROCHEMICZNE RZEKI MIEJSKIEJ NA PRZYKŁADZIE OLECHÓWKI (ŁÓDŹ)

1. WSTĘP

Praca przedstawia wyniki eksperymentu badawczego, który polegał na wykonaniu zdjęcia hydrochemicznego rzeki miejskiej. Chodziło o równoczesne przeprowadzenie pomiarów i poboru prób do analiz chemicznych we wszystkich punktach pomiarowo-kontrolnych (p.p.k.) wytypowanych na biegu rzeki, od jej źródeł aż po ujście. Do badań wybrano Olechówkę, rzekę, która odwadnia południowe dzielnice Łodzi pomiędzy Olechowem i Rudą Pabianicką.

Zdjęcie hydrochemiczne ukazuje chwilowy stan wód rzecznych. W każdym uchwyconym obserwacją punkcie jest to jednak inna woda – w odcinku źródłiskowym będzie to woda „0”, która rozpoczęła spływ korytem, w najniższym p.p.k. będzie to woda „0” + t_R , czyli ta, która pokonała całą długość rzeki. Założenie to jest prawdziwe, jeśli przyjmimy, że rzeką spływa tylko woda własna ciekłu. Olechówka, pełniąc rolę odbiornika ścieków opadowych, prowadzi jednak wody obce. Tak więc czas przepływu nie będzie dokumentował przemian zachodzących tylko w korycie (samooczyszczanie), lecz będzie świadczył o oddziaływaniu skanalizowanej zlewni miejskiej. Im niżej na biegu rzeki położony jest p.p.k., tym większego, skumulowanego oddziaływania zlewni należy się spodziewać.

Przy doprowadzeniu w krótkim czasie dużych ilości wód może dojść do sytuacji, kiedy tym samym korytem będą spływały wody niemające fizycznie ze sobą nic wspólnego, poza tym, iż pochodzą ze zlewni powierzchniowej tego samego ciekłu. Zdjęcie hydrochemiczne może ukazać więc różne wody, spływające z różnych części zlewni. O sile, z jaką zlewnia determinuje chwilowe warunki hydrochemiczne, decyduje efektywność zebrania i odprowadzenia ścieków do koryta, czyli skanalizowana powierzchnia, układ przestrzenny sieci kanalizacyjnej i jej przepustowość. Przejawia się to szybkością i wielkością reakcji na opad atmosferyczny. Celem pracy jest sprawdzenie fizycznych możliwości wykonania zdjęcia hydrochemicznego oraz jego interpretacji dla wskazania ważnych dla rzeki miejskiej czynników kształtowania jej zasobów, tym bardziej, że Olechówka pełni różne funkcje w mieście – od odprowadzania ścieków burzowych po zasilanie zbiorników rekreacyjnych. Funkcje te stoją ze sobą w sprzeczności, a skala zmian w zlewni uniemożliwia powrót do warunków naturalnych. Pozostaje dbanie o zrównoważony spływ ścieków opadowych ze zlewni i ich niskie obciążenie zanieczyszczeniami.

2. MATERIAŁ I METODY

Olechówka ma długość 12,5 km. Odwadnia zlewnię o powierzchni 35,2 km², przy czym skanalizowanie obejmuje 32,6 km², a uszczelnienie 13,4 km². Średni spadek podłużny doliny Olechówki wynosi 3,5‰, a spadki poprzeczne wahają się od 10 do 50‰ (UM Łódź 2000). Rzeka została włączona w system kanalizacji burzowej miasta i jest głównym odbiornikiem wód deszczowych z 70 kanałów, przepustów oraz rowów doprowadzonych do niej z południowych dzielnic miasta (Olechów, Widzew, Chojny, Ruda Pabianicka).

Górna część zlewni Olechówki (powyżej jedynego zachowanego naturalnego jej dopływu – Augustówki) jest mniej zurbanizowana niż część dolna – wśród zachowanych jeszcze użytków rolnych i terenów zielonych wybudowano duże osiedla mieszkaniowe Widzew-Wschód i Olechów-Południe. Współczynnik uszczelnienia zlewni (Ψ) wynosi tam 0,44 (UM Łódź 2000). Od ujścia Augustówki zagospodarowanie zlewni sukcesywnie się rozwija. Na tym obszarze występują tereny przemysłowe, poprzemysłowe i usługowe osiedla Dąbrowy oraz wysoka i niska zabudowa mieszkaniowa. Szczególne nasilenie presji urbanizacyjnej zaznacza się w dolnej części zlewni, na obszarze dzielnicy Ruda Pabianicka, w obrębie której Olechówka uchodzi do Jasienia. Na tym obszarze współczynnik uszczelnienia zlewni (Ψ) wynosi 0,60 (UM Łódź 2000).

Średni jednostkowy odpływ rzeczny w zlewni Olechówki oszacowano na $5\text{--}6 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$, a średni niski odpływ jednostkowy na $1,0\text{--}1,5 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$. Zurbanizowany charakter zlewni powoduje krótkotrwałe, lecz gwałtowne, wezbrania opadowe, które modyfikowane są przez cztery zbiorniki retencyjne. Wezbranie deszczowe, kształtujące warunki ekstremalne w rzece, przypadają na V-VIII, a wezbrania roztopowe na III-IV. Typowe okresy występowanie niżówek to IX-X (niżówka jesienna) oraz I-II (niżówka zimowa) (UM Łódź 2000). Średni przepływ górnej Olechówki wynosi $0,043 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a powyżej ujścia rzeka osiąga $0,182 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Przepływy wielkie letnie sięgają odpowiednio $0,880 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ i $3,360 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Na biegu Olechówki wyznaczono 28 stanowisk obserwacyjno-badawczych. Dwa dodatkowe wyznaczono przy ujściu Augustówki oraz wylocie kolektora ściekowego przy ul. Przyjacielskiej. O lokalizacji p.p.k. decydowały kryteria wskazane przez H. Mańczaka (1972) i obowiązujące w monitoringu wód powierzchniowych płynących (*Program...* 1996). Z uwagi na włączenie Olechówki do miejskiego systemu odprowadzania ścieków deszczowych ważna jest świadomość położenia p.p.k. względem wylotów kolektorów kanalizacyjnych (rys. 1). Najwięcej wylotów znajduje się w dolnym odcinku Olechówki, gdzie na stosunkowo krótkich odcinkach dzielących poszczególne p.p.k. znajduje się duża ilość połączeń rzeki z kanalizacją miejską – pomiędzy p.p.k. 26 i 27 siedem wylotów, p.p.k. 23 i 24 sześć wylotów, p.p.k. 24 i 25 pięć wylotów. Generalnie poniżej Stawów Jana, na ostatnich pięciu kilometrach biegu Olechówki, znajdują się łącznie wyloty 33 kolektorów i 2 rowów.

Z uwagi na specyfikę zanieczyszczeń miejskich, badania przeprowadzono w zakresie wskaźników zasolenia – przewodność elektrolityczna właściwa (PEW) i jon chlorkowy; wskaźników eutrofizacji – jon amonowy i fosforanowy; oraz wskaźnika zanieczyszczeń mechanicznych – zawiesina ogólna (ZO).

Dla wstępnego rozpoznania warunków panujących na cieku przeprowadzono wizję lokalną stanowisk, wykonano pomiary przepływu rzeczki metodą pływakową. Wykonano również pomiar PEW dla wstępnej oceny roztworu pod kątem późniejszych oznaczeń jonu chlorkowego w laboratorium PG UŁ. Prace te zrealizowano 16 kwietnia 2015 roku. Zasadnicze prace badawcze przeprowadzono 6 maja 2015 roku, z złożenia równocześnie we wszystkich 30 p.p.k. Tego dnia wystąpiły jednak trudne warunki hydrologiczne wywołane intensywnymi opadami atmosferycznymi. Woda w rzece znacznie się podniosła, płynęła z dużą siłą unosząc drobne przedmioty. Ze względu na bezpieczeństwo prowadzących badania, zrezygnowano z pomiaru natężenia przepływu i ograniczono się tylko do poboru prób wody do analiz chemicznych.

Po niezwłocznym dostarczeniu prób do laboratorium, w warunkach zalecanych przez PIOŚ, wykonano pomiar PEW. Próby pobrane na oznaczenie zawiesiny ogólnej przekazano do GOŚ. Pozostałe oznaczenia wykonano w laboratorium PG UŁ.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. Warunki hydrologiczne

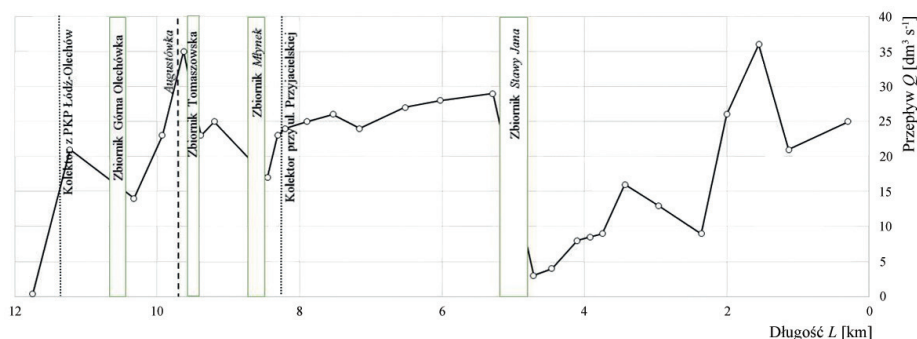
Pomiary wykonane w I etapie badań, w dniu 16 kwietnia, wykazały, że natężenie przepływu wody w Olechówce mieści się w granicach od $0,4 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$ w najwyższym p.p.k. do $36 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1}$ w dolnym odcinku rzeczki (rys. 2).

Zauważalne są następujące zjawiska:

- napełnianie zbiorników retencyjnych wodą – przepływy powyżej zbiorników są wyraźnie wyższe od rejestrowanych poniżej budowli piętrzących. Największa różnica wystąpiła w przypadku największego zbiornika – Stawów Jana;
- na wielkość przepływu Q Olechówki ma wpływ Augustówka oraz większe kolektory ściekowe;
- na odcinkach pozbawionych uszczelnionego koryta i wylotów kolektorów ściekowych, tj. pomiędzy p.p.k. 6 i 7 oraz p.p.k. 9 i 11, stwierdzono przyrost natężenia przepływu, co może świadczyć o aktywnym drenażu korytowym z przyległych fragmentów zlewni;
- w dolnym odcinku rzeki stwierdzono wystąpienie dwóch fal wezbraniowych, w obrębie jednej z nich wystąpił najwyższy zarejestrowany przepływ.

W związku z niebezpieczeństwem, jakie stanowiły wezbrane wody Olechówki rano 6 maja 2015 roku, pomiarów natężenia przepływu i badań hydrochemicznych nie wykonano. Ograniczono się tylko do poboru prób wody, co nastąpiło na wszystkich p.p.k. o godz. 9.05. Tego dnia nad ranem przechodził nad Łodzią ciepły front, czemu towarzyszyły opady, szczególnie intensywne w południowych dzielnicach miasta. W pasie od ul. Pabianickiej przez Graniczną do ul. Zygmunta w ciągu 4 godzin (5.30-9.30) spadło od 10,5 do 14 mm deszczu (Piotrowski 2016).

Natężenie przepływu wody w korycie Olechówki w dniu 6.05.2015 roku oszacowano na podstawie modelowych krzywych przepływów w korycie złożonym



Rys. 2. Zmiany natężenia przepływu Olechówki w dniu 16.04.2015 roku

zawartych w (UM Łódź 2000). Ograniczono się przy tym do punktów reprezentujących te same miejsca, w których prowadzono badania hydrochemiczne. Na podstawie rekonstrukcji, przeprowadzonej przy użyciu dokumentacji fotograficznej z 16.04 i 6.05.2015 roku oraz w odniesieniu do warunków panujących 16.04.2015 roku, określono wielkość napełnienia koryta wodą w czasie wezbrania (t). Na tej podstawie z krzywej przepływu wyznaczono wielkość Q (tabl. 1).

Tablica 1

**Szacunkowe wielkości Q podczas wezbrania opadowego
na Olechówce w dniu 6.05.2015 roku**

Lp.	p.p.k.	t [m]	Przepływ Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]
1	1	0,5	1,6
2	12	0,7	1,3
3	16	0,8	4,0
4	21	1,1	7,5
5	29	2,1	21,0

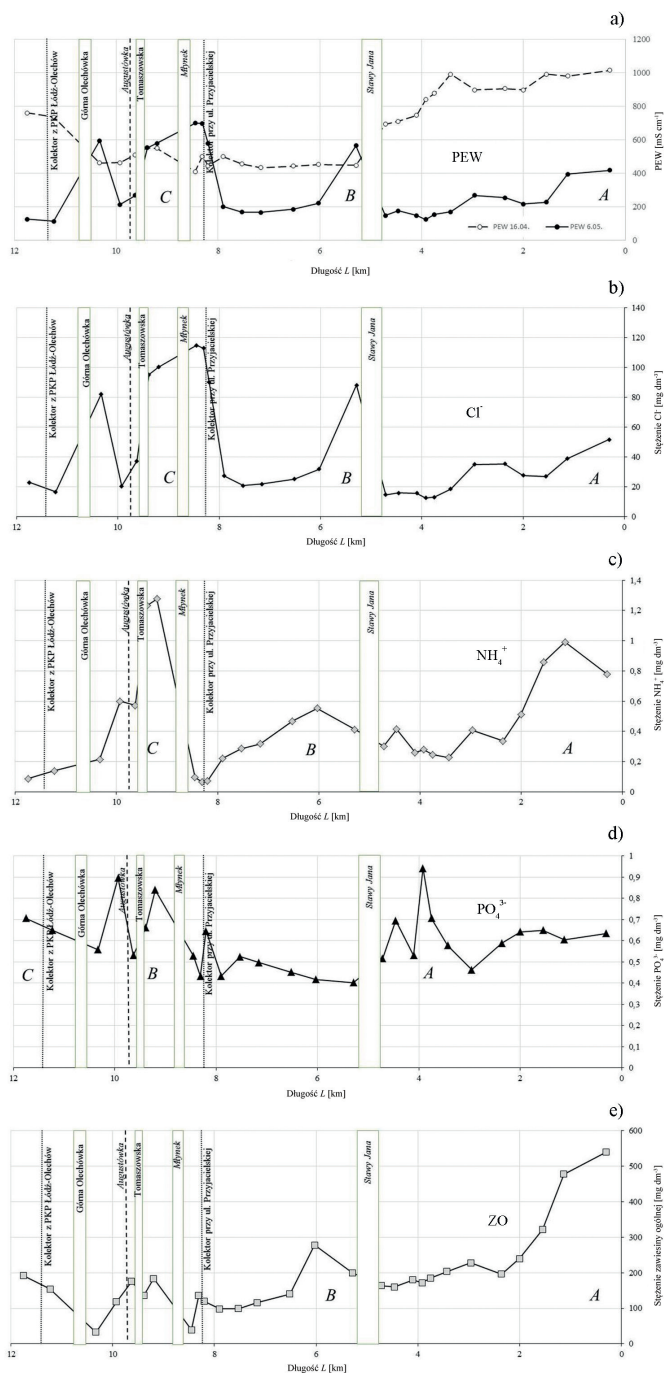
3.2. Warunki hydrochemiczne

Zmiany PEW wzdłuż biegu rzeki w obu terminach badawczych przedstawiono na rys. 3a. Obserwacje wskazują na:

- wyższe wartości PEW w I terminie przy niskich przepływach niż w drugim terminie w czasie wezbrania;
- wysokie wartości PEW w I terminie występowały już w górnym odcinku rzeki; ulegały obniżeniu na odcinku środkowym, gdzie znajdują się zbiorniki retencyjne. Poniżej Stawów Jana wartości PEW rosło skokowo i tendencja ta utrzymała się już do ujścia;
- najniższe wartości PEW w II terminie wystąpiły w górnym odcinku rzeki i stopniowo rosły do ujścia, za wyjątkiem odcinka pomiędzy zbiornikami retencyjnymi, gdzie uległy skokowemu wzrostowi.

Stężenia chlorków wyraźnie rosły poniżej zbiorników retencyjnych położonych w górnej części rzeki (rys. 3b). Po przepłynięciu Zbiornika Tomaszowska i Młynek wzrost stężeń Cl^- wyniósł niemalże 100 mg dm^{-3} , a PEW wzrosło z $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ do $700 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Jon amonowy wykazał dużą zmienność stężeń. Najwyższe wartości wystąpiły poniżej Zbiornika Tomaszowska ($1,23$ i $1,28 \text{ mg dm}^{-3}$), a najniższe poniżej Zbiornika Młynek ($0,1$ i $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$) – rys. 3c. W przebiegu stężeń NH_4^+ zaznaczają się trzy



Rys. 3. Wartości badanych elementów hydrochemicznych na biegu Olechówki w dniu 6.05.2015 roku o godz. 9.05; a) PEW, b) jonu chlorkowego, c) jonu amonowego, d) fosforanów, e) zawiesiny ogólnej

kulminacje: pierwsza, wspomniana wyżej, poniżej Zbiornika Tomaszowska, druga bezpośrednio powyżej ujścia Olechówki do Jasienia i trzecia, najmniejsza, powyżej Stawów Jana. Kulminacje te są przesunięte o 1-2 p.p.k. wstecz w stosunku do kulminacji wartości PEW. Stężenia amonu są niższe za zbiornikami Młynek i Stawy Jana, natomiast wyższe za Zbiornikiem Górna Olechówka i wspomnianym Zbiornikiem Tomaszowska.

Fosforany rejestrowano w wezbranych wodach Olechówki w zakresie od $0,40 \text{ mg dm}^{-3}$ powyżej Stawów Jana do $0,94 \text{ mg dm}^{-3}$ na Rudzie Pabianickiej (p.p.k. 20) – rys. 3d. Stężenia zmieniały się skokowo zwłaszcza w kulminacjach, które wystąpiły na odcinku górnym rzeki pomiędzy zbiornikami i poniżej Stawów Jana. W odniesieniu do przebiegu zmian wartości PEW i stężeń NH_4^+ na biegu Olechówki można zauważyć, że kulminacje stężeń fosforanów są przesunięte wstecz o 8-9 p.p.k.

Zmiany stężeń zawiesiny ogólnej w środkowym i dolnym odcinku nawiązywały do przebiegu stężeń amonu – kulminacje odpowiadały sobie bezpośrednio (rys. 3e). Natomiast w górnym biegu, poprzez oddziaływanie zbiorników zatrzymujących zawiesinę, taka relacja nie stała się czytelna.

W zbiorze elementów hydrochemicznych wód rzecznych Olechówki w czasie ich wezbrania w dniu 6.05.2015 roku PEW silnie koreluje z jonem chlorkowym, a amon z zawiesiną ogólną, przy czym ta relacja jest dużo słabsza (tabl. 2). Jon chlorkowy determinuje więc wartość PEW wód Olechówki.

Wzajemne przesunięcia kulminacji wartości elementów hydrochemicznych nasuwają przypuszczenie, że jest to świadectwo schodzenia Olechówką fal wezbraniowych, w których zaznacza się pewien charakterystyczny obraz reakcji zlewniowej – następstwo zmian. Kolejne epizody wezbraniowe zaznaczono na wykresach (rys. 3a-3e) dużymi literami alfabetu (A-C). W pierwszej kolejności rosną stężenia chlorków i w ślad za nimi PEW. Następnie rosną stężenia zawiesiny ogólnej i jonu amonowego. Na końcu w obserwowanej sekwencji – fosforanów.

Tablica 2

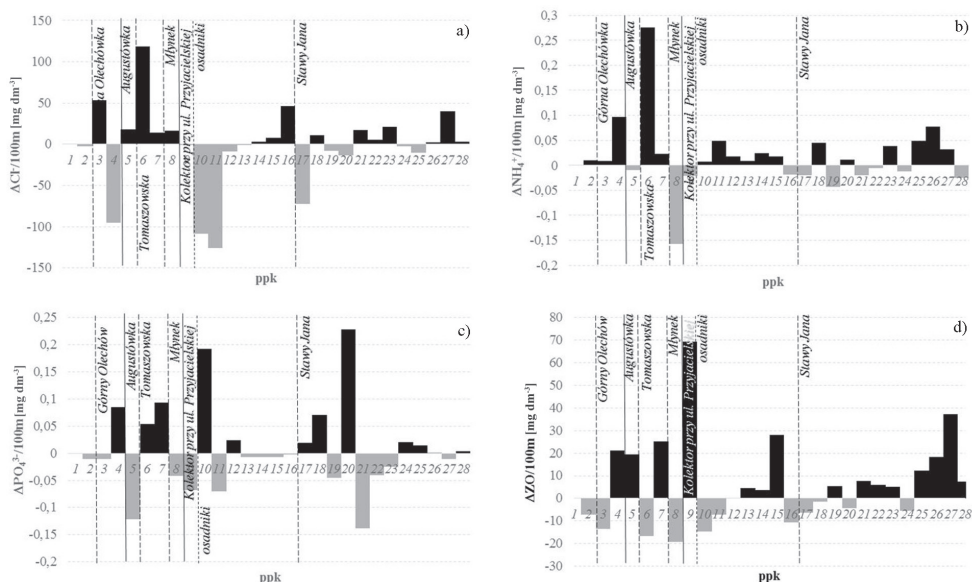
**Analiza korelacji elementów hydrochemicznych wód Olechówki
w czasie wezbrania opadowego w dniu 6.05.2015 roku, istotność $p < 0,05$**

	PEW	Cl^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	ZO
PEW	-	0,982/p = 0,00	0,186/p = 0,343	-0,145/p = 0,47	-0,092/p = 0,642
Cl^-		-	0,163/p = 0,41	-0,145/p = 0,46	-0,185/p = 0,642
NH_4^+			-	0,286/p = 0,14	0,488/p = 0,008
PO_4^{3-}				-	0,062/p = 0,754
ZO					-

Ze względu na nierównomierne rozmieszczenie p.p.k., zbiorników retencyjnych, wylotów rowów i kolektorów ściekowych, podjęto próbę zobiektywizowania obrazu zmian hydrochemicznych na biegu Olechówki i ukazania ich dynamiki. Zastosowano w tym celu przeliczenie wielkości zmiany wartości elementu hydrochemicznego pomiędzy poszczególnymi p.p.k. i przeliczono tę wielkość na 100 m biegu rzeki. Uzyskany obraz pozwala wskazać odcinki, miejsca, gdzie obraz hydrochemiczny zmienia się bardzo dynamicznie – rys. 4. W tych lokalizacjach zaznacza się oddziaływanie czynników kształtujących zasoby wodne Olechówki w warunkach wezbraniowych.

Najbardziej dynamiczne zmiany w zakresie wszystkich wskaźników zachodzą pomiędzy zbiornikami retencyjnymi w górnej części cieku i mają charakter różnokierunkowy (rys. 4 a-d). Poza zbiornikami, warunki hydrochemiczne Olechówki kształtują tam również Augustówka i kolektory ściekowe. Mniejszą dynamikę reprezentuje odcinek ujściowy, zmiany dotyczą tam zasadniczo tylko amonu i zawiesiny ogólnej (rys. 4b, d). Trzeci odcinek znajduje się poniżej Stawów Jana i dotyczy tylko fosforanów (rys. 4c).

Zestawienie zmian hydrochemicznych podczas wezbrania Olechówki (rys. 3) wraz z oceną gradientów (rys. 4) pozwala ocenić reakcję zbiorników retencyjnych na wezbranie. PEW i chlorki wskazują na zasilenie rzeki w sole mineralne. Podobna



Rys. 4. Dynamika zmian badanych parametrów hydrochemicznych Olechówki pomiędzy poszczególnymi punktami pomiarowo-kontrolnymi w trakcie wezbrania w dniu 6.05.2015 roku; a) jon chlorkowy, b) jon amonowy, c) fosforany, d) zawiesina ogólna

reakcja została zarejestrowana w Potoku Służewieckim (Bojakowska i in. 2012). Dopływająca masa wód wezbraniowych działa na zbiornik niczym tłok i wypycha z głębszych partii zachowane tam zasolone wody z sezonu zimowego i roztopów. W Stawach Jana, opróżnianych na zimę, tego typu zjawisko nie wystąpiło.

W przypadku zawiesiny ogólnej wszystkie obserwowane zbiorniki zareagowały obniżając jej stężenia. Obserwowane lokalnie obniżenie stężeń amonu mogło nastąpić w wyniku nitryfikacji, rozcieńczenia lub, w sytuacjach szczególnych (zakwit sinicowy), asymilacji biologicznej. Czas zatrzymania wody w zbiorniku wpływa na efektywność nitryfikacji (Gołdyn 2000). W zbiornikach położonych na Olechówce zarysował się związek czasu retencji z kierunkiem zmian stężenia amonu. Tam, gdzie czas ten jest dłuższy (230-240 h: Młynek i Stawy Jana) następuje obniżenie stężenia NH_4^+ , natomiast w tych obiektach, gdzie jest krótszy (180-190 h, Górna Olechówka i Tomaszowska) stężenia rosną. Różnica czasowa nie wydaje się jednak duża, tym bardziej, że czasy te zostały wyznaczone dla warunków przeciętnych, jakie wystąpiły w I terminie pomiarowym. Należy więc założyć, że zmiany stężeń amonu są efektem mieszania się wód o różnej historii (wezbraniowe, przedwezbraniowe, rzeczne z kanalizacji, ze zbiornika retencyjnego). Fosforany podkreślają przeciwstawność reakcji dwóch sąsiednich zbiorników: Tomaszowska i Młynek. Pierwszy przyczynia się do podwyższenia stężeń obu jonów, a Młynek zmniejsza ich stężenia. W Zbiorniku Tomaszowska woda utrzymywana jest przez cały rok. Przy dużym dopływie zanieczyszczeń w warstwie naddennej mogą powstawać warunki beztlenowe, które sprzyjają uwalnianiu fosforanów do toni wodnej. Przy ograniczonym mieszaniu, wywołanym różnicami zasolenia wód, mogą one podlegać akumulacji i dopiero gwałtowny dopływ wód wezbraniowych może je ze strefy naddennej usunąć wraz z wymianą wody.

Udokumentowany chwilowy stan hydrochemiczny Olechówki w czasie epizodu wezbraniowego, w porównaniu do innych rzek miejskich w Polsce, stawia badaną rzekę pod względem:

- PEW: w dolnych zakresach charakterystycznych dla zanieczyszczonych rzek dużych ośrodków miejskich i przemysłowych: Kłodnicy (Nocoń i in. 2006), Wilgi (Gliniak i in. 2014), Potoku Służewieckiego (Bojakowska i in. 2012) i w spektrum zmian rejestrowanych w takich rzeczkach jak Strzyża w Gdańsku (Zdziuch i in. 2011), Biała w Białymstoku (Wysocka-Czubaszek, Wojno 2014) czy w Sudole Dominikańskim – podmiejskiej rzeczce Krakowa (Kanownik, Rajda 2008);
- stężenia chlorków: wyraźnie poniżej zakresu, jaki reprezentują Wilga i Potok Służewiecki, a w spektrum stężeń zarejestrowanych w Sufragańcu (Ciupa 2012), Białej, Strzyży i Sudole Dominikańskim;

- stężenia amonu i fosforanów: znacznie poniżej wartości stwierdzonych w Kłodnicy, a w zakresach udokumentowanych w Białej;
- zawiesiny ogólnej: w skrajnie dolnej części zakresu określonego w Kłodnicy, a na poziomie wartości występujących w Strzyży. Na uwagę zasługuje fakt, że Olechówka reprezentuje gorszy stan od stwierdzonego w Potoku Służewieckim.

Jak wynika z powyższego przeglądu, Olechówka w czasie wezbrania reprezentowała stan odpowiadający zanieczyszczeniu cieków płynących przez obszary słabszej presji miejskiej, biorących początek na terenach podmiejskich.

4. PODSUMOWANIE

1. Przeprowadzone badanie, dokumentujące chwilowy stan całej rzeki miejskiej, pozwala wskazać dużą rolę zbiorników retencyjnych w kształtowaniu oblicza hydrochemicznego cieków, przy czym są to oddziaływania złożone, różnokierunkowe, nie zawsze przyczyniające się do poprawy jakości zasobów.
2. Analiza wzajemnego położenia kulminacji wartości poszczególnych elementów hydrochemicznych w wodach Olechówki podczas wezbrania nasunęła przypuszczenie o charakterystycznej reakcji zlewni miejskiej na wzmożone zasilanie opadowe. W pierwszej kolejności wynoszone są z niej sole mineralne, następnie zanieczyszczenia mechaniczne, a w ślad za nimi substancje będące pochodną obecności zanieczyszczeń organicznych.
3. Wykonane prace przyczyniły się do ukazania oblicza rzeki, które w standardowych badaniach monitoringowych, o określonym reżimie przestrzennym i przebiegu czasowym, nie jest możliwe do zrealizowania. Ograniczeniem takiej metody badawczej jest konieczność dysponowania dużą grupą badaczy. Do powyższych prac zaangażowanych były łącznie 64 osoby, studenci II i III r. studiów stacjonarnych pierwszego stopnia na kierunku Geomonitoring na Wydziale Nauk Geograficznych UŁ.

CURRENT HYDROCHEMICAL IMAGE OF RIVER CITY IN THE CASE OF THE OLECHÓWKA RIVER (ŁÓDŹ)

Summary

1. The study, documenting the current state of the river city can indicate a major role of reservoirs in shaping the hydrochemical face of examined watercourse, which are complex interactions, multidirectional, not always contribute to improving the quality of water resources.

2. Analysis of the relative position of the culmination of the hydrochemical elements in the Olechówka River during floods led to the expectation of the characteristic reaction catchment urban runoff increased power. The first are being carried the mineral salts, then the mechanical contaminants, and followed them substances that are derived from the presence of organic impurities.

3. Completed work helped to show the current image of the river, which normally carried out monitoring research, a specific regime of spatial and temporal course, it is impossible to realize. The limitation of this test method is the need to have a large group of researchers. To these works involved were a total of 64 people, students of II and III year of the full-time undergraduate degree in Geomonitoring at the Faculty of Geographical Sciences, University of Łódź.

BIBLIOGRAFIA

- Bojakowska I., Lech D., Jaroszczyńska J., 2012, *Wskaźnik zasolenia w wodach Potoku Służewieckiego i Jeziora Wilanowskiego*, *Górnictwo i Geologia*, 7 (2), 85-99
- Ciupa T., 2012, *Znaczenie dróg na obszarze zurbanizowanym w kształtowaniu odpływu i transportu fluwialnego (Kielce)*, *Lanform Analysis*, 19, 17-28
- Gliniak M., Pawul M., Sobczyk W., 2014, *Wpływ transportu i składowisk przemysłowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” na stan i jakość wody rzeki Wilga w Krakowie*, *Logistyka*, 4, 4295-4302
- Gołdyn R., 2000, *Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań, 186 s.
- Kanownik W., Rajda W., 2008, *Źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowych w zlewni potoku Sudół Dominikański*, *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 7 (2), 3-14
- Mańczak H., 1972, *Techniczne podstawy ochrony wód przed zanieczyszczeniem*, Skrypty Politechniki Wrocławskiej, Wrocław
- Nocón W., Kostecki M., Kozłowski J., 2006, *Charakterystyka hydrochemiczna rzeki Kłodnicy*, *Ochrona Środowiska*, 28 (3), 39-44
- Piotrowski P., 2016, *Wyniki pomiarów wysokości opadów atmosferycznych na terenie Łodzi w roku 2015*, Katedra Meteorologii i Klimatologii, WNG UŁ, Łódź, materiały niepublikowane
- UM Łódź, 2000, *Projekt generalny rzeki Olechówki*, Wydział Gospodarki Komunalnej Urzędu Miasta Łodzi, materiały niepublikowane
- PIOŚ, 1996, *Program regionalnego monitoringu wód powierzchniowych dla zlewni wybranej rzeki*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Zamość

- Witczak S., Kmieć E., Kania J., 2013, *Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania*, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa
- Wysocka-Czubaszek A., Wojno W., 2014, *Sezonowa zmienność chemizmu wody w małej rzece w zlewni zurbanizowanej*, Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 3, 64-76
- Zdziuch D., Jezierska M., Wołodkiewicz J., Kowitz B., 2011, *Ładunek zanieczyszczeń odprowadzany z terenu Gminy Gdańsk do Zatoki Gdańskiej*, [w:] Ocena stanu środowiska w mieście Gdańsku za rok 2010, Urząd Miejski w Gdańsku, dostępne online: <http://www.gdansk.pl/zielony-gdansk/Ocena-stanu-srodowiska-w-miescie-Gdansk-u-za-rok-2010,a,22587> (15.07.2016), 36-38

