

Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 63, 2014: 64–76  
(Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 63, 2014)  
Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences No 63, 2014: 64–76  
(Sci. Rev. Eng. Env. Sci. 63, 2014)

**Agnieszka WYSOCKA-CZUBASZEK**

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Politechnika Białostocka  
Department of Environmental Protection and Management, Białystok University  
of Technology

**Wioleta WOJNO**

## **Sezonowa zmienność chemizmu wody w małej rzece w zlewni zurbanizowanej\***

### **Seasonal changes of water chemistry in a small river in an urban catchment**

**Słowa kluczowe:** zlewnia zurbanizowana, rzeka Biała, chemizm wody

**Key words:** urban catchment, Biała River, water chemistry

#### **Wprowadzenie**

Rzeki w zlewniach zurbanizowanych są często silnie przekształcane, tracą swój naturalny charakter, mają zazwyczaj wyprostowane koryta, zabudowane technicznie brzegi, są też pozbawiane stref ekotonowych (Groffman i Crawford, 2003, Sweeney i in., 2004). Urbanizacja zlewni wywołuje zmiany warunków hydrologicznych, w znaczący sposób zmienia się odpływ wód gruntowych i powierzchniowych do cieku, powodując

zmniejszenie przepływów minimalnych, a nawet ich zanik, oraz zwiększenie częstotliwości i wielkości wysokich stanów wód, a tym samym powodzi (Molenda, 2006a, Błaszczuk i Nowakowska-Błaszczuk, 2011).

Cieki w zlewniach zurbanizowanych, zwłaszcza w dużych miastach, stają się głównymi odbiornikami ścieków i silnie zanieczyszczonych spływów powierzchniowych, co powoduje, że pogarszają się ich warunki chemiczne i higieniczno-sanitarne (Bis i Frączek, 2008, Błaszczuk i Nowakowska-Błaszczuk, 2011).

Przepływająca przez Białystok rzeka Biała jest przykładem małej rzeki, której znaczenie przyrodnicze powoli zanika. Rzeka jest silnie uregulowana, niektóre jej odcinki są prostoliniowe

\*Praca zrealizowana w ramach pracy statutowej nr S/WBiŚ/1/11.

z ukształtowanymi technicznie brzegami oraz wylotami kanalizacji deszczowej. Pełni ona głównie rolę odbiornika wód deszczowych, a docierające do niej zanieczyszczenia mogą mieć wpływ na jej stan przez zróżnicowany czas. Celem pracy jest zbadanie sezonowej zmienności składu chemicznego wód Białej wzdłuż biegu rzeki, w części przepływającej przez miasto.

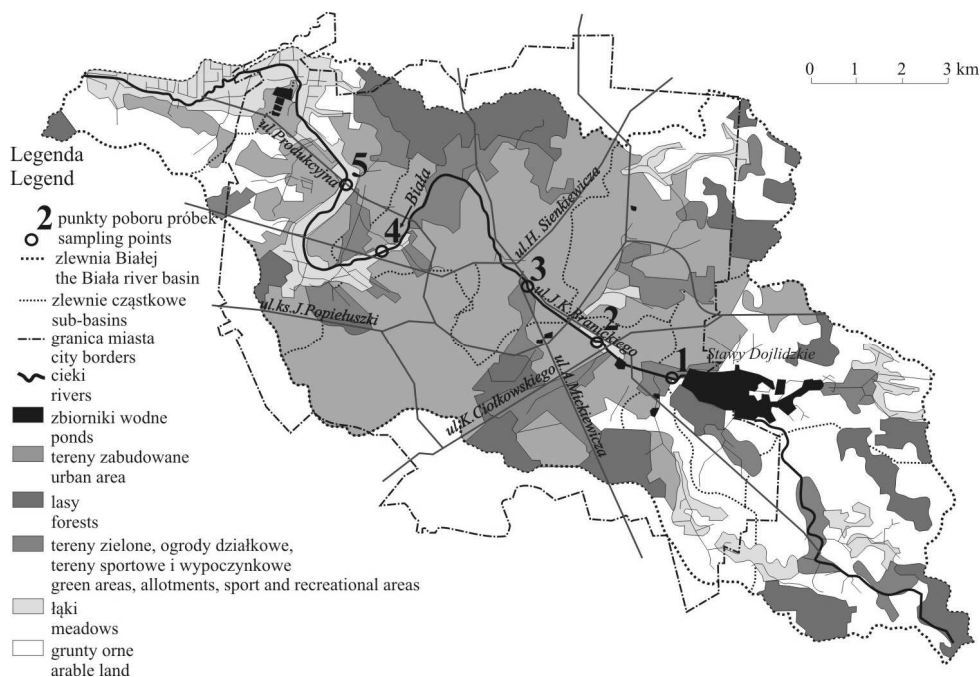
## Material i metody

Rzeka Biała jest rzeką IV rzędu, lewostronnym dopływem Supraśli, bierze swój początek niedaleko wsi Protasy. Jej długość wynosi 32,7 km. Stałe dopływy Białej to: ciek spod Dojlid Górnych, Dolistówka i Bażantarka. Pozostałe dopływy mają charakter okresowy. Zlewnia rzeki od źródeł do ujścia do rzeki Supraśl ma powierzchnię 133,7 km<sup>2</sup>, z czego w granicach Białegostoku leży 65,8% jej powierzchni. W zlewni Białej wyróżnia się trzy części o odmiennym charakterze. Część górna o powierzchni 28,6 km<sup>2</sup>, do przekroju ujęcia wody dla Stawów Dojlidzkich, ma charakter rolniczy. Długość rzeki na tym odcinku wynosi ok. 6 km. Środkową, największą część zlewni o powierzchni 88 km<sup>2</sup> zajmuje miasto Białystok. Długość rzeki na terenie miasta wynosi ok. 20 km. W niewielkiej, dolnej części, poniżej oczyszczalni miejskiej, rzeka zmienia swój charakter, a w zlewni dominują tereny otwarte (Tyszewski i Kardel, 2009).

Próbki wody pobierano w 5 punktach, w miejscach dostępnych, w obrębie miasta (rys. 1). Punkt 1 na rzece Białej znajduje się w przekroju położonym poniżej Stawów Dojlidzkich i wylotu kana-

lizacji deszczowej. W bliskim otoczeniu punktu występują niezagospodarowane łąki oraz ogródki działkowe. Punkt 2 zlokalizowano przy ul. Branickiego. Dolina rzeki w tej części porośnięta jest przez szuwar trzcinowy i turzycowy oraz łożowisko. W pobliżu koryta rzeki znajduje się ścieżka rowerowa. Punkt 3 został zlokalizowany również przy ul. Branickiego, w części płynącej wzdłuż granicy niewielkiego Parku Starego im. Księcia Józefa Poniatowskiego, równoległe do ul. Branickiego. Jest to jedna z większych arterii komunikacyjnych w mieście o dużym natężeniu ruchu kołowego. Na tym odcinku rzeki znajdują się liczne wyloty kanalizacji deszczowej, a zlewnia obejmuje zurbanizowany obszar w pobliżu śródmieścia. Punkt 4 znajdował się przy ul. Wierzbowej, w silnie zabudowanej części miasta, ale już poza jego ścisłym centrum. Ostatni, punkt 5 został zlokalizowany przy ul. Produkcyjnej. W tej części doliny występują nieużytkowane łąki i turzycowiska.

Próbki wody ze wszystkich punktów pobrano 5-krotnie od maja 2009 do marca 2010 roku. W terenie pomierzono w wodzie: temperaturę, pH i przewodność elektrolityczną EC<sub>25</sub>. W pobranych próbkach wody do badań laboratoryjnych, w ciągu 8 godzin od ich poboru, oznaczono: stężenie azotanów, fosforanów i chlorków – spektrofotometrycznie przy użyciu zestawu odczynników Aquanal firmy Riedel-de Häen; zawartość wodorowęglanów miareczkowo za pomocą 0,1M HCl oraz stężenie jonów amonowych metodą nessleryzacji. Przed pomiarami próbki sączono przez sączki ilościowe średnie. Próbki utrwalano przez zakwaszenie stężonym kwasem siarkowym



RYSUNEK 1. Lokalizacja punktów poboru próbek (opracowanie własne na podstawie Tyszewski i Kardel, 2009)

FIGURE 1. Location of sampling points (own work based on Tyszewski and Kardel, 2009)

i w ciągu 6 miesięcy od ich poboru wykonano oznaczenia następujących jonów: wapń, magnez, potas i sód metodą absorpcyjnej spektrofotometrii płomieniowej (ASA). Do oceny związków pomiędzy oznaczonymi właściwościami fizykochemicznymi wykorzystano nieparametryczny współczynnik korelacji Spearmana przy poziomie istotności  $p = 0,05$ .

## Wyniki i dyskusja

Przewodność elektrolityczna była, w całym okresie badawczym, najmniejsza w punkcie 1 (średnio  $459 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Następnie wzrastała ona w kolejnych punktach usytuowanych na rzece i w ostatnim punkcie osiągała wartość średnią  $838 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (tab. 1). Wzrastająca

wartość przewodności elektrolitycznej może świadczyć o małej zdolności cieku do samooczyszczania. Wartość pH we wszystkich badanych punktach była podobna. Największe wahania zaobserwowano w punkcie 1, od 5,7 w listopadzie 2009 roku do 7,8 w maju tego samego roku, natomiast w pozostałych punktach pH było bardzo podobne przez cały okres badawczy.

Zawartość azotu azotanowego była zazwyczaj najmniejsza w punkcie 1, następnie wzrastała w kolejnych punktach. W badanym okresie najwyższe stężenie azotu azotanowego w większości punktów odnotowano w maju i lipcu 2009 oraz w marcu 2010 roku (rys. 2). Stężenie azotu amonowego w wodach rzeki Białej rosło w ciągu roku. Zawartość  $\text{N-NH}_4^+$

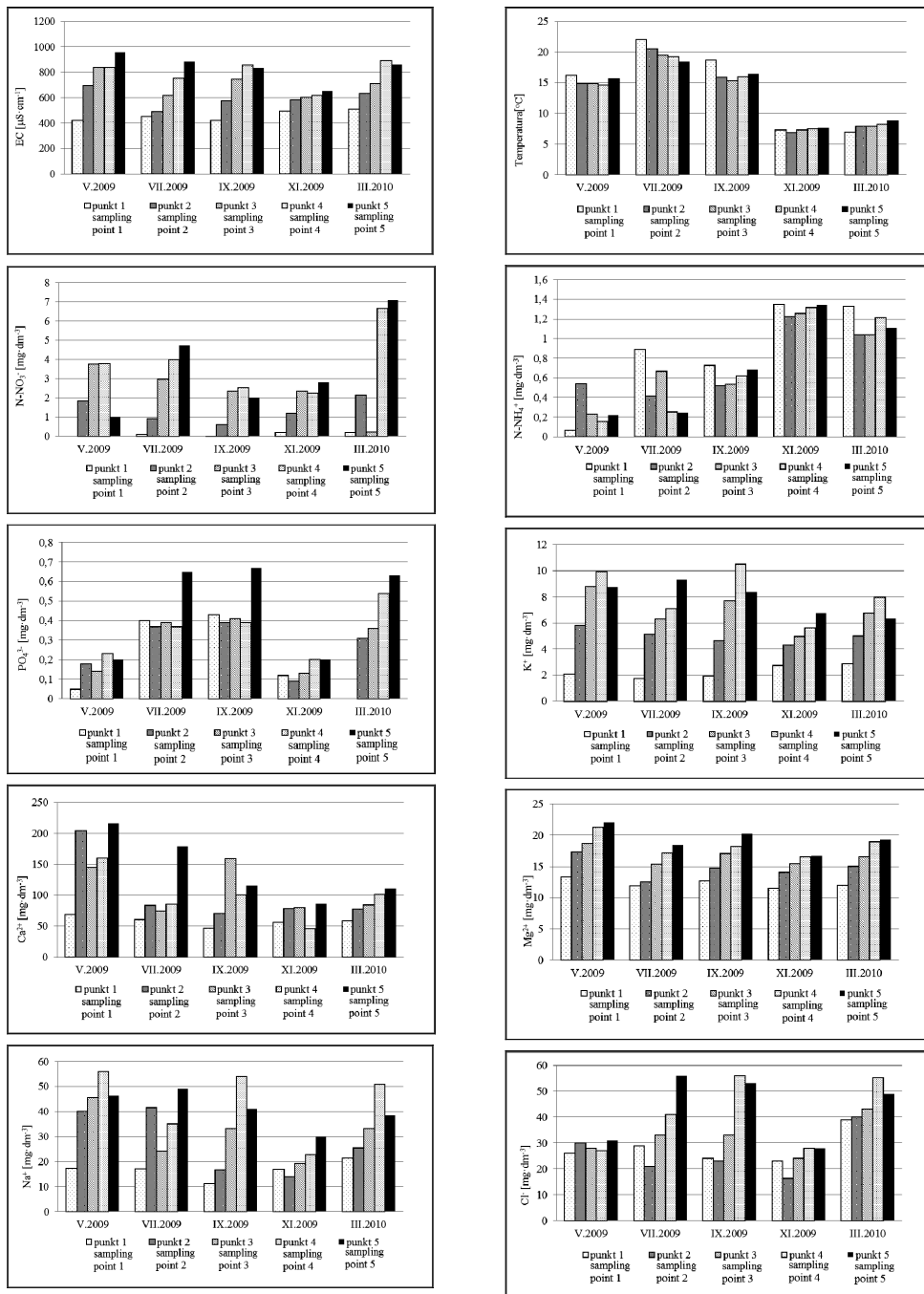
TABELA 1. Przedziały i średnie wartości wybranych właściwości fizyko-chemicznych wody w rzece Białej

TABLE 1. Range and mean values of selected physico-chemical parameters measured in the Biała River

Cechy Parameters		Punkty poboru próbek Sampling points				
		1	2	3	4	5
Temp.	°C	14,2 7,0–22,0	13,2 6,9–20,5	13,0 7,3–19,5	13,1 7,5–19,2	13,4 7,6–18,4
pH	–	7,1 5,7–7,8	7,1 6,1–7,5	7,3 6,6–7,6	7,3 6,8–7,6	7,2 6,7–7,6
EC <sub>25</sub>	μS·cm <sup>-1</sup>	459 419–508	596 490–696	701 600–837	791 617–890	838 652–957
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	0,11 0,00–0,21	1,35 0,60–2,14	2,33 0,23–3,76	3,84 2,26–6,64	3,52 0,99–7,08
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		0,87 0,07–1,35	0,75 0,42–1,22	0,75 0,23–1,26	0,71 0,16–1,32	0,72 0,22–1,34
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		0,20 0,00–0,43	0,27 0,09–0,39	0,29 0,13–0,41	0,35 0,20–0,54	0,47 0,20–0,67
Cl <sup>-</sup>		28,2 23,0–39,0	26,1 16,3–40,0	32,2 24,0–43,0	41,4 27,0–56,0	43,4 28,0–56,0
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		208,7 170,9–256,3	319,7 234,9–460,7	325,8 256,3–433,2	341,1 265,4–457,7	353,3 299,0–469,9
Ca <sup>2+</sup>		58,1 46,8–68,6	102,6 70,6–204,0	108,3 73,9–159,3	98,3 45,9–160,1	141,5 85,8–216,0
Mg <sup>2+</sup>		12,2 11,5–13,2	14,7 12,4–17,3	16,6 15,3–18,6	18,4 16,5–21,2	19,3 16,8–22,1
K <sup>+</sup>		2,3 1,7–2,9	5,0 4,3–5,8	6,9 5,0–8,8	8,2 5,6–10,5	7,9 6,3–9,3
Na <sup>+</sup>		16,9 11,3–21,7	27,6 14,1–41,7	31,3 19,3–45,5	43,8 22,9–55,9	41,0 29,9–49,0

w poborze majowym była najmniejsza w punkcie 1, największa w punkcie 2 i podobna w pozostałych punktach. W lipcu największą wartość tego jonu stwierdzono w punkcie 1, w dalszym biegu rzeki stężenie N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> malało, za wyjątkiem punktu 3. W pozostałych miesiącach stężenie azotu amonowego w rzece było podobne we wszystkich punktach poboru. Największe zawartości azotu amonowego, w ciągu całego okresu badawczego, stwierdzono w wodach pobranych w listopadzie 2009 oraz w marcu 2010 roku, w okresach

małej aktywności biologicznej. Stężenie fosforanów zazwyczaj było podobne w wodach na całej długości badanego odcinka rzeki, z wyjątkiem poboru w marcu 2010 roku, gdzie zawartość fosforanów rosła wraz z jej biegiem. Jedynie w punkcie 5 w poborach lipcowym, wrześniowym i marcowym stężenie fosforanów było wyższe od zawartości tych jonów w pozostałych punktach poboru (rys. 2). Najniższe stężenia fosforanów w całej rzece stwierdzono w listopadzie 2009 roku. Stężenie potasu w wodach rzeki Białej było najniższe w punkcie 1,



RYSUNEK 2. Sezonowe zmiany chemizmu wody w punktach poboru próbek  
 FIGURE 2. Seasonal variability of water chemistry in sampling points

a następnie systematycznie wzrastało w kolejnych punktach (rys. 2). Najmniejszą zawartość potasu odnotowano w listopadzie 2009 i marcu 2010 roku.

Zawartość wapnia i magnezu w wodzie była najmniejsza w punkcie 1 i wzrastała w dół biegu rzeki. Zawartość wapnia w górnej części Białej wynosiła 46,8–68,6 mg·dm<sup>-3</sup>, a w dolnej części od 85,8 do 216 mg·dm<sup>-3</sup> (tab. 1). Stężenie magnezu w punkcie 1 wahało się od 11,5 do 13,2 mg·dm<sup>-3</sup>, a w punkcie 5 wynosiło od 16,8 do 22,1 mg·dm<sup>-3</sup>. Wody w punkcie 1 wykazywały znaczną stabilność w odniesieniu do zawartości wapnia, natomiast w innych punktach zmiany stężenia tego pierwiastka były znaczne. Największe wahania zawartości Ca<sup>2+</sup> zaobserwowano w punktach 2 oraz 5. Stężenia magnezu w poszczególnych punktach poboru w czasie okresu badawczego wahały się w niewielkim zakresie (tab. 1).

Stężenie chlorków w maju 2009 roku było podobne na całym badanym odcinku rzeki. W lipcu i we wrześniu wartości Cl<sup>-</sup> były podobne w punktach 1–3, natomiast w punktach 4 i 5 stężenie tego jonu wzrosło. W listopadzie zawartość chlorków w rzece była podobna do wartości odnotowanych w maju. Natomiast najwyższe stężenia tego jonu, wzrastające z biegiem rzeki, stwierdzono w marcu 2010 roku. Stężenia sodu, podobnie jak wielu innych pierwiastków, były najniższe w punkcie 1 i systematycznie wzrastały w dół biegu rzeki. W okresie badawczym najmniejsze wartości odnotowano w listopadzie 2009 roku, natomiast największe w maju 2009 roku. W pozostałych okresach poboru próbek stężenie tego pierwiastka było podobne (rys. 2).

Najniższe stężenie wodorowęglanów odnotowano w punkcie 1, w kolejnych punktach wahało się od 234,9 do 469,9 mg·dm<sup>-3</sup>. Najwyższe stężenia tego jonu stwierdzono w maju 2009 roku. W kolejnych 3 pobranych próbkach zawartość HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> w wodach rzeki Białej wynosiła ok. 300 mg·dm<sup>-3</sup>, a w marcu 2010 roku wzrosła do prawie 400 mg·dm<sup>-3</sup>.

Uzyskane dane pozwoliły na przeprowadzenie analizy korelacji przy wykorzystaniu współczynnika korelacji Spearmana. Wyniki analizy podano w tabeli 2. Przewodność elektrolityczna zależała przede wszystkim od stężenia wodorowęglanów, jonów wapnia, magnezu, sodu i potasu oraz jonów chlorkowych i azotanowych, natomiast nie wykazywała takiej zależności od stężenia fosforanów. Azot azotanowy był dodatnio skorelowany z chlorkami, wodorowęglanami oraz jonami Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> i K<sup>+</sup>. Azot amonowy wykazywał słabą ujemną korelację z jonami wapnia, potasu i sodu. Stężenie fosforanów było dodatnio skorelowane ze stężeniem chlorków. Pozostałe jony, czyli wodorowęglany oraz jony Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> i K<sup>+</sup>, były silnie ze sobą dodatnio skorelowane.

Brak danych dotyczących chemizmu wody rzeki Białej przepływającej przez zlewnię o charakterze rolniczym uniemożliwia przeprowadzenie porównania wyników z części zurbanizowanej z odcinkiem o zlewni niezabudowanej. Opracowanie Tyszewskiego i Kardela (2009) obejmuje jedynie część rzeki przepływającą przez Białystok.

Wartości EC<sub>25</sub> oraz stężenia poszczególnych jonów były podobne do uzyskanych przez Tyszewskiego i Kardela (2009) w latach 2008–2009 w różnych

TABELA 2. Macierz korelacji pomiędzy oznaczonymi parametrami wody  
 TABLE 2. Correlation matrix of measured parameters

Wyszczególnienie Specification	Temp.	pH	EC <sub>2,5</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
Temp.	1,000	0,337	-0,029	-0,028	<b>-0,656</b>	<b>0,579</b>	0,154	-0,215	0,120	0,040	0,109	0,189
EC <sub>2,5</sub>			1,000	<b>0,767*</b>	-0,255	0,380	<b>0,688</b>	<b>0,813</b>	<b>0,826</b>	<b>0,935</b>	<b>0,910</b>	<b>0,834</b>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				1,000	-0,097	0,367	<b>0,493</b>	<b>0,539</b>	<b>0,580</b>	<b>0,710</b>	<b>0,736</b>	<b>0,637</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>					1,000	-0,165	-0,044	-0,262	-0,492	-0,375	-0,405	-0,447
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>						1,000	<b>0,537</b>	0,096	0,262	0,349	0,342	0,314
Cl <sup>-</sup>							1,000	0,391	<b>0,434</b>	<b>0,555</b>	<b>0,583</b>	<b>0,580</b>
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>								1,000	<b>0,800</b>	<b>0,857</b>	<b>0,727</b>	<b>0,703</b>
Ca <sup>2+</sup>									1,000	<b>0,852</b>	<b>0,818</b>	<b>0,811</b>
Mg <sup>2+</sup>										1,000	<b>0,887</b>	<b>0,808</b>
K <sup>+</sup>											1,000	<b>0,897</b>
Na <sup>+</sup>												1,000

\*Wartości pogrubione oznaczają korelacje istotne przy poziomie istotności p = 0,05/\*Bold values are statistically significant at p = 0,05.

punktach Białej. Przewodność elektrolityczna wahała się wówczas od 394 do 1129  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , a w większości poborów zawierała się w przedziale od ok. 400 do ok. 800  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Podobne badania, prowadzono od maja do października 2003 roku na małej rzece Drwince przepływającej przez południowo-wschodnią dzielnicę Krakowa, w której zlokalizowane są osiedla mieszkaniowe, głównie domów jednorodzinnych. Na tym obszarze występuje gęsta sieć dróg, z czego część charakteryzuje się dużym nasileniem ruchu samochodowego. Badania przeprowadzone w wodach tego ciek, wykazały znacznie większe zanieczyszczenie wód ze źródeł antropogenicznych niż w rzece Białej. Przewodność elektrolityczna w Drwince wynosiła od 870 do 1882  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Rajda i Kanownik, 2006), podczas, gdy średnie wartości  $\text{EC}_{25}$  rzeki Białej, ze wszystkich punktów poboru w badanym okresie, wynoszą od 589 do 749  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Przyczyną zanieczyszczeń rzeki Drwinki były liczne wysypiska odpadów zlokalizowane na brzegach ciek oraz spalanie paliw płynnych i gazowych w mieszkaniach i pojazdach, a także spalanie kłopotliwych odpadów przez mieszkańców (Rajda i Kanownik, 2006). Brzegi rzeki Białej nie są silnie zanieczyszczone, jedynie na odcinku od ul. Radzymańskiej do wiaduktu kolejowego, w okolicy ogrodów działkowych, miejscami koryto jest zasypywane odpadami organicznymi (Tyszewski i Kardel, 2009).

Wyniki badań wskazują na większe zanieczyszczenie wody rzeki Białej wczesną wiosną oraz w okresie letnim. Wiosenny wzrost wartości  $\text{EC}_{25}$  a także jonów chlorkowych należy wiązać ze spływami wód roztopowych niosących

duży ładunek zanieczyszczeń, zwłaszcza rozpuszczonych soli używanych do oczyszczania ulic (Dojlido, 1995). Badania przewodności elektrolitycznej i stężeń chlorków w ściekach opadowych spływających z powierzchni dróg i parkingów przy centrum handlowym w Czeglodzi wykazały, że bardzo duże wartości  $\text{EC}_{25}$  w okresie zimowym są związane z dużą zawartością jonów chlorkowych i sodowych w ściekach roztopowych (Molenda, 2006b). Również w Kielcach w zimie obserwuje się znaczne zanieczyszczenie wód powierzchniowych chlorkiem sodu, wykorzystywanym do zimowego utrzymania dróg. Rowy przydrożne i kanały odprowadzają wówczas wody o zasoleniu sięgającym 0,5% (Ciupa, 2006, 2009).

W badanym okresie średnie pH wody rzeki Białej było bardzo podobne we wszystkich punktach poboru. Jedynie w lipcu odczyn wód był nieco wyższy. Nie wystąpiło zmniejszenie pH wiosną na skutek dopływu do rzeki wód roztopowych, doprowadzających znaczny ładunek jonów wodorowych, które stwierdził Molenda (2006a) w rzece Mleczna. Wody roztopowe spływającego z obszaru Białegostoku do rzeki Białej mają pH w granicach 6,29–9,16 (Królikowski i Tuz, 1999).

Stężenia jonów azotanowych i amonowych w wodach powierzchniowych wskazują na ekologiczny stan rzeki („Dyrektywa 2000/60/WE”, 2000). Większa zawartość azotu azotanowego w okresie letnim oraz wiosną wskazuje na małą biologiczną aktywność w rzece. Koryto Białej jest uregulowane, a jej brzegi są wybetonowane, w wielu miejscach roślinność wodna nie występuje wcale albo w niewielkich



ilościach tylko na dnie rzeki. Większa zawartość azotanów w okresie niżówek jest również prawdopodobnie związana z brakiem efektu rozcieńczenia. W północno-wschodniej Polsce w okresie letnim występują głównie opady ulewne i nawałne (Górniak, 2000), bezpośrednio po których następuje gwałtowny wzrost przepływów w rzece. Jednakże w ciepłej części roku przeważają okresy występowania przepływów, stanów i głębokości wody o bardzo małych wartościach (Tyszewski i Kardel, 2009), co związane jest z długimi okresami suszy. Latem większe wartości  $EC_{25}$  mogły być powiązane z podwyższoną zawartością azotu azotanowego. Z kolei jesienią, kiedy opady są bardziej równomiernie rozłożone w czasie, stężenie azotu azotanowego jest niższe z powodu efektu rozcieńczenia większymi przepływami wody. Podobną sezonową zmienność stężenia azotanów zaobserwowano w małej zurbanizowanej rzece w Anglii (Worrall i Burt, 1998). Natomiast największe zawartości omawianego jonu w rzece Białej stwierdzono jedynie w dwóch ostatnich punktach, które były położone w części, gdzie rzeka przepływa przez park oraz łąki. Znacznie podwyższona zawartość jonów azotanowych w tych punktach może wynikać z transportu azotanów wymywanych z powierzchni rozmarzających gleb, z wodami spływu powierzchniowego i wodami gruntowo-glebowymi w czasie tajania śniegu, przed rozpoczęciem wegetacji (Banaszuk, Krasowska i Kamocki, 2009).

Średnia zawartość jonu amonowego w wodach rzeki Białej w badanym okresie wahała się od 0,31 do 1,67  $mg \cdot dm^{-3}$ . Najmniejszą wartość  $N-NH_4^+$  w rzece Białej odnotowano w maju, co mogło

być rezultatem dobrego natlenienia wód, które przyspieszyło z kolei tempo przemian chemicznych i biochemicznych związków amonowych. Jesienią intensywność produkcji biologicznej spada. Oznacza to mniejsze zapotrzebowanie na związki azotu znajdujące się w wodzie, przez co jego ilość w wodzie wzrasta (Brilly, Rusjan i Vidmar, 2006). Dodatkowo azot dostarczany był do wód na skutek rozkładu wytworzonej latem materii organicznej (Kajak, 1998).

Średnie stężenia fosforanów w wodach rzeki Białej w badanym okresie zawierały się w przedziale od 0,15 do 0,46  $mg \cdot dm^{-3}$ . W okresie letnim stężenie fosforanów było kilkakrotnie wyższe niż w miesiącach zimowych. Podobną zmienność stężeń fosforanów zaobserwowali Hejduk i Banasik (2008) w rzece położonej na terenach rolniczych. Zanieczyszczenie fosforem wód na obszarach rolniczych jest związane z jego dostawą w wyniku spływów powierzchniowych i erozji gleb (Koćmit, Winkler, Deumlich, Kamińska i Podlasiński, 2001, Wysocka-Czubaszek i Banaszuk, 2006). Jednakże, jak wykazał Ballo i współautorzy (2009), również miejskie spływy powierzchniowe, które trafiają do odbiorników takich jak rzeka Biała, mogą zawierać znaczne ilości fosforu. Badania prowadzone w Poznaniu wykazały, że najwyższe stężenia fosforanów w wodzie występowały na terenach osiedli mieszkaniowych (Dondajewska, Gołdyn i Barałkiewicz, 2009), co wiąże się z tym, że głównym źródłem fosforu na obszarach zurbanizowanych są trawniki i ogrody, a dodatkowo spływy z ulic (Gilbert i Clausen, 2006).

W okresie badawczym średnie stężenie jonów chlorkowych w wodach rzeki

Białej wahało się w granicach od 23,9 mg·dm<sup>-3</sup> w listopadzie do 45,2 mg·dm<sup>-3</sup> w marcu. Taka duża zawartość chlorków na wiosnę może być spowodowana dopływem do rzeki wód z roztopiającego się śniegu, który jest silnie zanieczyszczony solą wykorzystywaną do oczyszczania ulic. W badanym okresie stężenie jonów sodu w wodach rzeki Białej wynosiło od 20,63 do 41,08 mg·dm<sup>-3</sup>. Zwiększające się w dół rzeki Białej ilości jonów sodu pochodzą najprawdopodobniej ze ścieków deszczowych oraz w wyniku ich akumulacji w korycie, ponieważ mają one niewielką możliwość przekształcenia się w wodzie i wykorzystywania ich przez makrofity. Ponadto, na wiosnę jonów sodu jest więcej, co związane jest z zimowym utrzymywaniem dróg na obszarze miasta. Podwyższone stężenia jonów chlorkowych i sodowych stwierdzono również w ściekach roztopowych spływających z powierzchni dróg i parkingów przy centrum handlowym w Czeladzi (Molenda, 2006b) oraz w Kielcach (Ciupa, 2006, 2009).

Średnia zawartość wapnia w badanych wodach wynosiła od 58,1 mg·dm<sup>-3</sup> w punkcie 1 do 141,5 mg·dm<sup>-3</sup> w punkcie 5, co wskazuje na wzrost stężenia tego jonu na terenach zurbanizowanych. Podobnie w Kielcach średnie roczne stężenie wapnia osiągnęło 86,3 i 79,0 mg·dm<sup>-3</sup> w przekrojach poniżej obszaru zurbanizowanego, podczas gdy w zlewniach o niższym stopniu urbanizacji było niższe i wynosiło 20,6–59,6 mg·dm<sup>-3</sup>. Zwiększona zawartość wapnia była głównie rezultatem dostawy węgla wapnia wymywanego z materiałów użytych do budowy dróg, parkingów, chodników i budynków (Ciupa, 2009). Zawartość magnezu

w wodach rzeki Białej była stabilna w ciągu roku i wynosiła średnio od 12,2 do 19,3 mg·dm<sup>-3</sup>. Stężenie magnezu w wodach płynących jest zazwyczaj znacznie niższe od zawartości wapnia i wynosi najczęściej poniżej 40 mg·dm<sup>-3</sup> (Dojlido, 1995), mała zmienność przestrzenna i czasowa stężeń wynikała zapewne z tego, że pochodził on głównie z ługowania gleb, a w drugiej kolejności z zanieczyszczeń (Ciupa, 2009).

Badania chemizmu wody wykazały, że rzeka Biała na obszarze miasta jest w niskim stopniu zanieczyszczona. Stężenia substancji biogenicznych w wodach rzeki Białej na terenie miasta są nieznaczne. Podwyższone stężenie chlorków i sodu obserwuje się głównie wiosną, co spowodowane jest spływem do rzeki wód roztopowych zawierających znaczne ilości soli z zimowego oczyszczania ulic. Jednakże w ciągu roku występowały znaczne wzrosty stężeń badanych jonów w różnych punktach miasta, co może świadczyć o zanieczyszczeniach antropogenicznych wprowadzanych do rzeki. Ekosystemy rzeczne są zintegrowane funkcjonalnie z odwadnianą przez siebie zlewnią. Sposób i intensywność działań prowadzonych przez człowieka na terenie zlewni ma znaczny wpływ na jakość przepływającej wody. Rzeka Biała prawie na całej długości płynie w uregulowanym korycie, pozbawiona jest przejściowych stref ekotonowych zwiększających zdolności buforowe obszaru (Tyszewski i Kardel, 2009). Zmiany chemizmu rzeki Białej w ciągu roku wyraźnie odbiegają od takich zmian w rzekach przepływających przez tereny wiejskie. Stężenia fosforanów i azotanów jakie zwykle występują w wodach rzek z terenów wiejskich

mogą być nawet kilkakrotnie wyższe niż w rzece Białej, co spowodowane jest spływem powierzchniowym z pól nawożonych nawozami organicznymi i mineralnymi zawierającymi duże ilości tych jonów (Dąbkowski i Pawłat-Zawrzykraj, 2003). Natomiast na zmienność składu chemicznego wód rzeki Białej mają wpływ przede wszystkim ścieki opadowe odprowadzane do niej z terenu miasta.

## Wnioski

Po analizie wyników przeprowadzonych badań nasuwają się następujące wnioski:

1. Rzeka Biała nie jest mocno zanieczyszczona. Skład chemiczny jej wód na obszarze miasta jest uzależniony głównie od dopływu wód opadowych z kanalizacji deszczowej.
2. W okresie wiosennym do rzeki dostają się znaczne ilości chlorków i sodu, które są wynikiem zimowego utrzymywania dróg. W okresie letnim odnotowano wzrost stężeń fosforanów i azotanów. Spowodowane jest to najprawdopodobniej małą aktywnością biologiczną w korycie rzeczonym oraz niskim stanami wód.
3. Rzeka na obszarze miasta nie jest w sposób znaczący zagrożona procesem eutrofizacji, ze względu na niskie stężenia substancji biogennych, które jednakże okresowo przekraczają wartości graniczne dla dobrego stanu jakości wody (azot azotanowy i fosforany).
4. Zmiany chemizmu wód rzeki Białej w przebiegu rocznym odbiegają od

zamian w rzekach przepływających przez zlewnie rolnicze.

## Literatura

- Ballo, S., Liu, M. i Chang, J. (2009). Pollutants in stormwater runoff in Shanghai (China): Implications for management of urban runoff pollution. *Progress in Natural Science*, 19, 873-880. doi:10.1016/j.pnsc.2008.07.021.
- Banaszuk, P., Krasowska, M. i Kamocki, A. (2009). Źródła azotu i fosforu oraz drogi ich migracji podczas wezbrania roztopowego w małej zlewni rolniczej. *Woda – Środowisko – Obszary wiejskie*, 9 4(28), 5-26.
- Bis, H. i Frączek, K. (2008). Stan sanitarno-higieniczny rzeki Białuchy przepływającej przez Kraków. *GAZ WODA I TECHNIKA SANITARNA*, 6, 35-38.
- Błaszczuk, P. i Nowakowska-Błaszczuk, A. (2011). Wpływ odprowadzania wód deszczowych z terenów zurbanizowanych na osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych. *GAZ WODA I TECHNIKA SANITARNA*, 7-8, 254-259.
- Brilly, M., Rusjan, S. i Vidmar, A. (2006). Monitoring the impact of urbanisation on the Glinscica stream. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31, 1089-1096. doi:10.1016/j.pce.2006.07.005.
- Ciupa, T. (2006). Wpływ użytkowania na transport chlorków i sodu w małych zlewniach na przykładzie Silnicy i Sufragańca (Kielce). W L. Krzysztofiak (red.), *Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów Polski w warunkach narastającej antropopresji* (strony 297-307). Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska.
- Ciupa, T. (2009). Rola zagospodarowania terenu w tym urbanizacji na koncentrację głównych jonów w wodach rzeki Silnicy i Sufragańca (Kielce). *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 38, 44-53.
- Dąbkowski, S.L. i Pawłat-Zawrzykraj, A. (2003). Jakość wód Raszynki i jej dopływów. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 3 z specj. (6), 111-123.

- Dojlido, J.R. (1995). *Chemia wód powierzchniowych*. Białystok: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.
- Dondajewska, R., Goldyn, R. i Barałkiewicz, D. (2009). The quality of rainwater runoff from urban area to a lowland river. W T. A. Jankowski, D. Absalon, R. Machowski i M. Ruman, *Przeobrażenia stosunków wodnych w warunkach zmieniającego się środowiska* (strony 117-128). Sosnowiec: Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U. WE z 2000 r. L327/1).
- Gilbert, J.K. i Clausen, J.C. (2006). Stormwater runoff quality and quantity from asphalt paver and crushed stone driveways in Connecticut. *Wat Res*, 40, 826-832. doi:10.1016/j.watres.2005.12.006.
- Górniak, A. (2000). *Klimat województwa podlaskiego*. Białystok: IMGW Oddział w Białymstoku.
- Groffman, P.M. i Crawford, M.K. (2003). Denitrification potential in urban riparian zones. *J Environ Qual*, 32, 1144-1149. doi:10.2134/jeq2003.1144.
- Hejduk, L. i Banasik, K. (2008). Zmienność stężenia fosforu w górnej części zlewni rzeki Zagożdżonki. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 42, 57-64.
- Kajak, Z. (1998). *Hydrobiologia-limnologia ekosystemy wód śródlądowych*. Warszawa: Wydawnictwa Naukowe PWN.
- Koćmit, A., Winkler, L., Deumlich, D., Kamińska, G. i Podlasiński, M. (2001). Obliczony zmyw gleby i ładunek substancji przenoszony erozyjnie do wód powierzchniowych w zlewni rzeki Płoni na Pomorzu Zachodnim. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln.*, 475, 125-132.
- Królkowski, A. i Tuz, P.K. (1999). Ocena stanu czystości wód małych rzek będących odbiornikami ścieków opadowych z terenu zurbanizowanego. *IV Kongres Kanalizatorów Polskich, Polkan '99*, 269-281.
- Molenda, T. (2006a). Wybrane problemy renaturyzacji cieków w zlewniach zurbanizowanych i uprzemysłowionych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, 4/3/2006, 429-438.
- Molenda, T. (2006b). Dynamika zmian wybranych zanieczyszczeń w spływach powierzchniowych zlewni zurbanizowanej. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, 4/3/2006, 117-124.
- Rajda, W. i Kanownik, W. (2006). Cechy fizykochemiczne i źródła zanieczyszczeń wody potoku na terenie zurbanizowanym. *Roczn. Glebozn.*, LVII 1/2, 164-170.
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., ... Horwitz, R.J. (2004). Riparian deforestation stream narrowing and loss of stream ecosystem services. *PNAS*, 101, 14132-14137. doi:10.1073/pnas.0405895101.
- Tyszewski, S. i Kardel, I. (2009). *Studium hydrograficzne doliny rzeki Białej*. Białystok: UM Białystok.
- Worrall, F. i Burt, T.P. (1998). Decomposition of river water nitrate time series – comparing the agricultural and urban signs. *Scien. Tot. Environ.*, 210-211, 153-162.
- Wysocka-Czubaszek, A. i Banaszuk, P. (2006). The amount of phosphorus transported with the eroded material to the swampy Narew River valley. *Pol. J. Environ. Stud.*, 15 5D, 726-728.

## Streszczenie

**Sezonowa zmienność chemizmu wody w małej rzece w zlewni zurbanizowanej.** Celem niniejszej pracy była ocena sezonowej zmienności składu chemicznego wód rzeki Białej przepływającej przez obszar zurbanizowany. Rzeka Biała nie jest silnie zanieczyszczona. Średnia wartość EC<sub>25</sub> wyniosła od 450 μS·cm<sup>-1</sup> w górnym biegu rzeki do 838 μS·cm<sup>-1</sup> w jej dolnym biegu. Stężenie N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> było najwyższe w większości punktów w maju i lipcu 2009 roku oraz w marcu 2010 roku. Stężenie N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> wahało się od 0,07 do 1,34 mg·dm<sup>-3</sup>. Najwyższe stężenia azotu amonowego stwierdzono w listopadzie 2009 roku i w marcu 2010 roku, w okresach małej aktywności biologicznej. Stężenie fosforanów zazwyczaj było podobne w wodach na całej długości badanego odcinka rzeki, a najmniejsze jego wartości

odnotowano w listopadzie 2009 roku. Stężenie chlorków wynosiło 16,3–56,0 mg·dm<sup>-3</sup>. Najwyższe stężenie jonów Cl<sup>-</sup>, związane z zimowym utrzymaniem dróg, stwierdzono w marcu 2010 roku.

## Summary

### **Seasonal changes of water chemistry in a small river in an urban catchment.**

The aim of this study was to assess the seasonal variability of the chemical composition in the Biała River flowing through the urban area. The Biała River is not heavily polluted. Average EC<sub>25</sub> ranged from 450 μS·cm<sup>-1</sup> in the upper course of the river to 838 μS·cm<sup>-1</sup> in its lower course. The highest nitrate concentration was found in most sampling points in May and July 2009 and in March 2010.

Ammonium concentration ranged from 0.07 to 1.34 mg·dm<sup>-3</sup>. The highest N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> was found in November 2009 and in March 2010, in the periods of the lowest biological activity. The concentration of phosphates was similar in the water on the studied section of river. The lowest PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> concentration was measured in November 2009. Chloride concentration ranged from 16.3 to 56.0 mg·dm<sup>-3</sup>. The highest Cl<sup>-</sup> concentration in March 2010 is the result of winter road maintenance.

### **Author's address:**

Agnieszka Wysocka-Czubaszek  
Politechnika Białostocka  
Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska  
ul. Wiejska 45A  
15-351 Białystok  
e-mail: a.wysocka@pb.edu.pl  
Poland