

<sup>1</sup>Katedra Hydrologii i Gospodarki Wodnej, Instytut Nauk o Ziemi, Uniwersytet Łódzki  
90-139 Łódź, ul. Narutowicza 88, e-mail: adam.bartnik@geo.uni.lodz.pl

<sup>2</sup>Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Łodzi, ul. Lipowa 16, 90-743 Łódź  
e-mail: piotr.moniewski@geo.uni.lodz.pl

ADAM BARTNIK<sup>1</sup>, PIOTR MONIEWSKI<sup>2</sup>

## Funkcjonowanie osadników i zbiorników przepływowych w warunkach zlewni miejskiej i podmiejskiej (Sokołówka i Dzierżązna)

---

Operation of the settling ponds and flow-through reservoirs in urban and suburban catchment  
(Sokołówka and Dzierżązna catchment case)

**Słowa kluczowe:** sztuczne zbiorniki wodne, jakość wody, obszary zurbanizowane, antropopresja

**Key words:** ponds, water quality, urban area, anthropopression

### WSTĘP

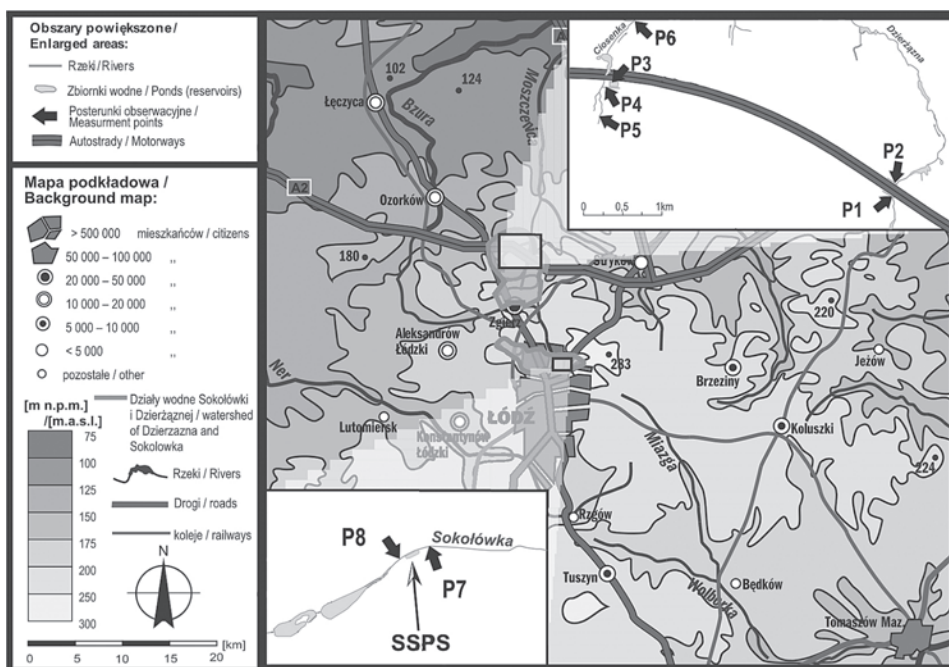
Występowanie niewielkich, sztucznych zbiorników wodnych jest typowe dla krajobrazu małej zlewni rolniczej. Dawne piętrzenia młyńskie służą dziś głównie rekreacji i hodowli ryb. Ponadto są one bardzo ważnym elementem systemu hydrologicznego małych rzek, wyrównując odpływ i kształtując cechy fizykochemiczne wody. Także w przestrzeni miejskiej, w parze z krajobrazową funkcją zbiorników idzie ich funkcjonowanie w warunkach silnej antropopresji. Skanalizowane rzeki na miejskich odcinkach zbierają zanieczyszczenia spłukiwane z powierzchni terenu oraz pochodzące z sieci kanalizacji deszczowej, a niekiedy także przesiąki z kanalizacji sanitarnej.

### METODY I ODSZAR BADAŃ

Przykładami systemów hydrologicznych funkcjonujących w takich warunkach środowiskowych są zlewnie Dzierżąznej i Sokołówki. Pierwsza z nich położona jest na północ od Zgierza, w strefie oddziaływania aglomeracji miejskiej

Łodzi (Ryc. 1). Mimo rolniczo-leśnego charakteru, znaczący wpływ na jakość wody ma zabudowa lotniskowa oraz przecinająca zlewnię autostrada A2. Zlewnia Sokołówki leży natomiast w samej Łodzi i jest odbiornikiem wód z kanalizacji deszczowej, z północnej części miasta. Przepływy tej rzeki są bardzo zmienne, a jej wody silnie obciążone zanieczyszczeniami i zawiesiną (Bartnik, Moniewski 2012). W obu zlewniach istotną rolę w poprawie cech jakościowych wody odprowadzanej do cieków pełnią sztuczne zbiorniki wodne. W zlewni Dzierżanej funkcjonuje bowiem kilka zbiorników retencyjno-infiltracyjnych regulujących odpływ z autostrady A2, jak również kaskady sztucznych zbiorników przepływowych, budowanych jako zbiorniki hodowlane i krajobrazowe, jednakże w znaczący sposób wpływających na jakość wód Dzierżanej i jej największego dopływu – Ciosenki (Bartnik et al. 2013).

W dolinie Sokołówki w maju 2011 roku oddano w użytkowanie przebudowany zbiornik-osadnik „Folwarczna” (Ryc. 1). Pierwotną jego funkcją była sedimentacja zawiesiny mineralnej (głównie piasku), co miało chronić znajdujące się poniżej stawy parkowe przed zamulaniem (Kujawa i in. 2010). Przebudowa miała na celu poprawę sprawności osadnika w zakresie redukcji związków biogenych.



Ryc. 1. Lokalizacja posterunków pomiarowych w zlewniach badawczych Dzierżanej (P1-P6) i Sokołówki (P7 i P8)

Fig. 1. The location of measurement points in the Dzierżana (P1-P6) and Sokołówka (P7 and P8) research catchments

Jej koncepcja powstała w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii w Łodzi (ERCE). W efekcie, powstał tzw. zbiornik biofiltracyjny (lub biofiltr), stanowiący główną część tzw. systemu SSBS (The Sokolowka Sequential Biofiltration System), którego zadaniem jest przechwytywanie części wód rzecznych i redukcja ładunku zanieczyszczeń (Negussie i in. 2012). Poniżej niego funkcjonuje kaskada złożona z 3 zbiorników przepływowych i jednego lateralnego, przyczyniających się do dalszej modyfikacji (poprawy) cech fizyko-chemicznych wód Sokołówki (Bartnik i in. 2013). Wcześniej prowadzone badania wpływu kaskady zbiorników przepływowych na wybrane cechy fizykochemiczne wód Sokołówki (Bartnik, Tomalski 2012) udowodniły przede wszystkim istnienie sezonowych, cyklicznych zmian poszczególnych parametrów w ciągu roku. Umożliwiły również analizę porównawczą przebiegu ich zmienności przed i za zbiornikami różnych typów. Najłatwiej zauważalnym efektem oddziaływania kaskady zbiorników na Sokołowce jest zmniejszenie dyspersji wszystkich obserwowanych cech fizykochemicznych wody rzecznej. W większości przypadków redukują one też konduktywność wód rzecznych i ilość niesionej rzeką zawiesiny.

Zlewnię Dzierżąznej przecina równoleżnikowo 7-kilometrowy pas autostrady A2 (Ryc. 1), oddanej do użytku w sierpniu 2006 r. Jej system odwodnienia składa się z kilku elementów. Należą do nich przede wszystkim rowy opaskowe, biegnące wzdłuż nasypu drogowego, do których odpływa woda z asfaltowej nawierzchni. Zarówno skarpy nasypów, jak i dna rowów zostały obsiane trawą, która stanowi pierwszy filtr zatrzymujący zanieczyszczenia i osady. Rowami, wody opadowe są odprowadzane grawitacyjnie w kierunku obniżen terenowych, którymi są doliny rzeczne oraz sucha dolina położona w strefie wododziałowej. Rowy zakończone są urządzeniami podczyszczającymi wody odpływające z autostrady – piaskownikami i separatorami olejowymi. Wstępnie oczyszczone ścieki deszczowe kierowane są następnie do wód powierzchniowych lub podziemnych przy zastosowaniu różnych rozwiązań technicznych.

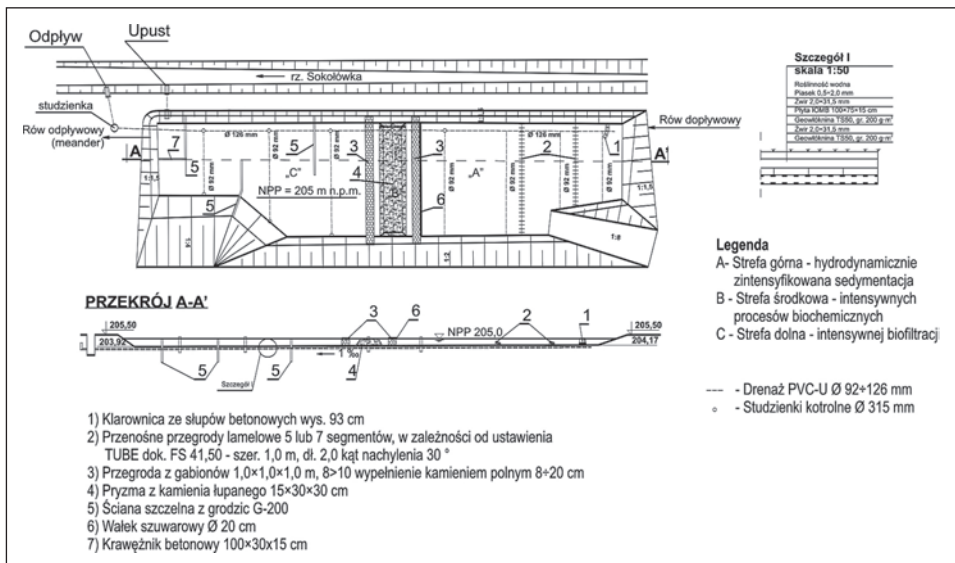
W dolinie Dzierżąznej wyloty kolektorów odprowadzających wodę z autostrady zostały skierowane krótkimi, kamiennymi korytami bezpośrednio do rzeki powyżej i poniżej mostu, stanowiącego jednocześnie korytarz ekologiczny dla zwierząt migrujących wzdłuż cieku (na Ryc. 1 nr P1 i P2 wskazują miejsca ich ujścia do rzeki). Nie zastosowano tu dalszego oczyszczania ścieków komunikacyjnych z uwagi na już nienajlepszą jakość wód rzecznych, obciążonych zanieczyszczeniami komunalnymi przedostającymi się z górnej części zlewni (z miejscowości Zgierz i Dąbrówka).

W miejscu, gdzie autostrada A2 przecina dolinę Ciosenki wybudowano trzy zbiorniki retencyjno-ewaporacyjne o łącznej powierzchni 2,9 tys. m<sup>2</sup>. Są one położone na terasie zalewowej rzeki i stale wypełnione wodą, gdyż ich dna znajdują się poniżej zwierciadła wód aluwialnych. Takie rozwiązanie podyktowane było istnieniem dużego stawu hodowlanego, istniejącego przy młynie w Ciosnach,

którego cofka sięga powyżej mostu autostradowego. Usytuowanie zbiorników w bezpośredniej bliskości rzeki wpływa niestety na zmniejszenie ich pojemności użytkowej (Moniewski i in. 2007). W trakcie budowy autostrady zweryfikowano założenia projektowe i podwyższono obwałowania pozostałych dwóch zbiorników retencyjno-ewaporacyjnych zlokalizowanych w dolinie Ciosenki, zwiększając ich pojemność, nie zmieniając jednak konstrukcji trzeciego, co skutkuje niekontrolowanym przelewaniem się z niego (P3) nieoczyszczonych ścieków bezpośrednio do stawu. Sytuacje takie mają miejsce tylko epizodycznie. Stałym odbiornikiem wód jest w tym przypadku przepływający obok niewielki ciek (P4), oddzielony od osadnika przepuszczalną groblą. Jego wody łączą się z wodami Ciosenki obficie wypływającymi ze źródłiska w Rosanowie (powyżej P5).

Rezultatem wybudowania autostrady był przyrost powierzchni nieprzepuszczalnych w zlewni o około 0,5%, a w stosunku do części zlewni położonej poniżej autostrady – o 1,5%. Przewidziana projektem ewaporacja ze zbiorników ma niewielkie znaczenie dla odprowadzania wody, powodując raczej efekt odwrotny, czyli wzrost stężenia rozpuszczonych w niej związków.

Zbudowany w dolinie Sokołówki biofiltr systemu SSBS, składa się z 3 stref funkcjonalnych (Ryc. 2), wydzielonych za pomocą przegród z koszy siatkowo-kamiennych (Kujawa i in. 2010). W ten sposób powstały strefy: górna (o powierzchni 344 m<sup>2</sup>) – hydrodynamicznie zintensyfikowanej sedimentacji, środkowa (73 m<sup>2</sup>) – intensywnych procesów biogeochemicznych i dolna (325 m<sup>2</sup>)



Ryc. 2. Schemat budowy biofiltra systemu SSBS (za: Kujawa i in., 2010, zmienione)

Fig. 2. Schematic diagram of the biofilter of the SSBS system (after Kujawa et al., 2010; changed)

– intensywnej biofiltracji. W celu zintensyfikowania procesu osadzania zawiesiny mineralnej w strefie górnej zostały dodatkowo zainstalowane osadniki wielostrumieniowe (lamele i klarownice). W strefie środkowej ułożono przyzmy naturalnego materiału sorbującego w postaci kamienia wapiennego. W strefie biofiltracyjnej, w warstwie piasku, zasadzone zostały rośliny wodne w ilości ok. 15 szt. na m<sup>2</sup>. Są to głównie: trzcina pospolita i pałka szerokolistna.

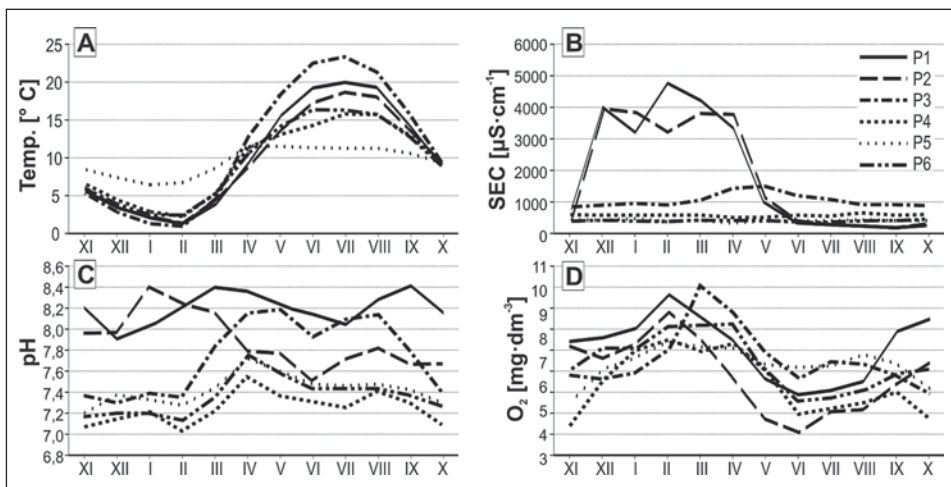
Monitoring wód do celów niniejszego opracowania prowadzono w szeregu punktów pomiarowych (Ryc. 1), kontrolowanych co dwa tygodnie w zlewni Dzierżącej oraz raz w miesiącu – w dolinie Sokołówki. Badanie cech fizykochemicznych wód z odwodnienia autostrady, wskutek braku technicznych możliwości regularnego poboru wody z rowów opaskowych doprowadzających wodę do zbiornika, prowadzono w kolektorach odprowadzających ją bezpośrednio do Dzierżącej (P1 i P2). Zamontowano w nich łapaczki o pojemności około 0,5 dm<sup>3</sup>, przechwytyjące wodę wypływającą z separatorów. Z osadnika (P3) dwukrotnie w ciągu miesiąca pobierano wodę powierzchniową do pojemnika w objętości około 5 dm<sup>3</sup> (zimą pobór z przerębla) i w nim dokonywano pomiarów. Równocześnie prowadzono monitoring pobliskiego cieku (P4), infiltracyjnie odbierającego wodę z osadnika. Dla oceny wpływu ścieków deszczowych na wody rzeczne, a także pracy osadnika i zbiornika przepływowego w Ciosnach monitorowano cechy fizykochemiczne wód Ciosenki w dwóch przekrojach: powyżej autostrady, na odcinku źródłiskowym (P5) oraz poniżej, w jej środkowym biegu (P6).

W przypadku zlewni Sokołówki i oceny funkcjonowania biofiltra systemu SSBS, pomiarów dokonywano w kanale lateralnym doprowadzającym wodę do zbiornika (P7) i na wypływie z niego (P8). W przypadku, gdy odpływ nie występował, z uwagi na niewielki dopływ równoważony całkowicie przez ewapotranspirację, wodę pobierano bezpośrednio ze zbiornika, tuż przy upuszczeniu powierzchniowym. W obu zlewniach pomiary wykonywano przy użyciu urządzeń wielofunkcyjnych firm Elmetron i WTW, bezpośrednio w terenie.

## WYNIKI BADAŃ

Badane w latach 2003–2013 cechy fizykochemiczne wody w zlewni Dzierżącej charakteryzowały się dużą zmiennością sezonową i przestrzenną. W pierwszym okresie funkcjonowania odwodnienia autostrady, cechy fizykochemiczne wody nie różniły się istotnie od stanu wyjściowego. Zmianę spowodował dopiero pierwszy okres zimowej eksploatacji drogi na przełomie 2006 i 2007 roku. Do wód powierzchniowych i podziemnych zaczęły wówczas trafiać ścieki o cechach nie notowanych dotąd w środowisku wodnym tej zlewni.

Sezonowa zmienność temperatury wody (Ryc. 3A) pozostaje w ścisłej zależności od zmian średniej dobowej temperatury powietrza, ale przede wszystkim od



Ryc. 3. Zmiany sezonowe wybranych parametrów fizykochemicznych wody w punktach pomiarowych zlokalizowanych w zlewni Dzierżąznej, w sąsiedztwie autostrady A2. Lokalizację punktów przedstawiono na rys.1 i opisano w tekście: A – temperatura wody, B – konduktywność (SEC), C – odczyn, D – stężenie rozpuszczonego tlenu

Fig. 3. Seasonal changes of the selected physicochemical parameters of the water at the measurement points located in the Dzierżązna catchment, next to the A2 motorway. The location of the P1-P6 points are shown in the Figure 1 and described in the text. A – water temperature B – conductivity (SEC), C – pH, D – the concentration of dissolved oxygen

ekspozycji na bezpośrednie promieniowanie słoneczne i intensywności przepływu wody. Wyraźnie można to zauważyć na przykładzie wód odpływających po obu stronach autostrady (P1, P2). W półroczu chłodnym mają one niemal taką samą średnią temperaturę, natomiast w półroczu letnim temperatura wody odpływającej z południowej strony nasypu drogowego jest wyższa średnio o  $1,1^{\circ}\text{C}$ . Nasłonecznienie powoduje także, że najwyższą średnią temperaturę ( $11,7^{\circ}\text{C}$ ) charakteryzowała się woda w osadniku (P3), w którym następuje jej stagnacja. Latem, powierzchnia tego słabo zacienionego zbiornika silnie się nagrzewa, a średnia z maksimum rocznych temperatury sięga  $26,2^{\circ}\text{C}$ . Z kolei, w okresie zimowym temperatura wody jest wyjątkowo niska (średnia z minimów wynosi  $0,3^{\circ}\text{C}$ ), a na powierzchni zbiornika tworzy się pokrywa lodowa o grubości dochodzącej do 30 cm. Średnia temperatura wód osadnika w półroczu zimowym byłaby jeszcze niższa, gdyby nie bezpośrednie promieniowanie słoneczne docierające do jego powierzchni w kwietniu przez słabo jeszcze ulistnione otoczenie zbiornika. W przebiegu rocznym średnia temperatura kwietnia dla punktu P2 ( $13,0^{\circ}\text{C}$ ) jest już znacznie wyższa niż w pozostałych punktach pomiarowych.

Termiczne oddziaływanie wód zbiornika zauważane jest przy porównaniu temperatury wody w punktach P4 i P5. Oba ciekie zasilane są wypływami wód pod-

ziemnych i charakteryzują się zbliżoną średnią roczną temperaturą wody równą przeciętnej temperaturze powietrza w badanym okresie. Jednak wody źródłiska Rosanów (P5) charakteryzują się o wiele niższą amplitudą roczną wahań temperatury, wynoszącą zaledwie  $2,7^{\circ}\text{C}$ . W cieku (P4) zasilanym nie tylko źródłami, ale w dużym stopniu także przesiakami wód z osadnika, amplituda wahań temperatury przekracza  $10^{\circ}\text{C}$ . Niewielki przepływ tego cieku (rzędu  $5\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) powoduje, że jego wody nie mają wpływu na zmianę temperatury wód Ciosenki, tym bardziej, że pomiędzy jego ujściem a kolejnym punktem kontrolnym, znajduje się duży zbiornik przepływowy i to on, w największym stopniu, kształtuje temperaturę wody w punkcie P6. Ma ona taką samą wartość średnią jak w źródłisku Rosanów (P5), ale znacznie wyższą amplitudę roczną.

W analizowanej części zlewni autostrada jest najbardziej znaczącym ogniskiem zanieczyszczeń komunikacyjnych. Pomiarzy konduktywności (SEC) wskazują, że największą średnią roczną konduktywnością charakteryzują się wody w punktach najbliższych autostrady (Ryc. 3B). Średnie roczne przewodności odpływu z rowów opaskowych (P1, P2) wynoszą około  $1,8\text{--}1,9\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ , przy czym obserwowano bardzo dużą jej zmienność, zależną od częstości i intensywności opadów śniegu oraz od długości okresu występowania ujemnych temperatur. W półroczu chłodnym konduktywność wód odpływających z autostrady rośnie do kilkunastu  $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  (maksymalnie zmierzono  $21,3\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Natomiast w półroczu letnim, podczas intensywnych opadów konwekcyjnych konduktywność maleje do zaledwie kilkudziesięciu  $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  – wartości porównywalnych z przewodnością wody opadowej. Świadczy to o pochodzeniu zanieczyszczeń niemal wyłącznie z zimowego utrzymania drogi.

Inaczej przebieg konduktywności wygląda w wodach osadnika (P3). Wprawdzie średnia jej wartość nie osiąga tak wysokiego poziomu jak w kolektorach doprowadzających, niemniej przez cały rok przekracza  $1\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Osadnik zasilany jest bowiem nie tylko dopływem zanieczyszczeń pochodzących z autostrady ale także, przy niskim poziomie zwierciadła – wodami podziemnymi, jak również opadami przechwytywanymi przez jego powierzchnię oraz zlewnię bezpośrednią. Mogłoby się zatem wydawać, że podczas zwiększonego zasilania wodami opadowymi (półrocze ciepłe) konduktywność wody powinna być mniejsza niż w półroczu chłodnym. Wyniki pomiarów jednak temu przeczą. W cieplej połowie roku konduktywność wód osadnika jest wyższa o  $80\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ . W odróżnieniu od pozostałych zbiorników znajdujących się w zlewni, mimo niewielkiej głębokości ( $1,2\text{ m}$ ), wody osadnika charakteryzują się pionowym uwarstwieniem, zarówno gęstościowym, jak i termicznym. Fakt ten zauważono podczas pomiarów prowadzonych w pierwszym okresie zimowym (2006/2007). Mimo dopływu zasolonych wód z autostrady konduktywność powierzchniowej warstwy wody w osadniku pozostawała stabilna, oscylując wokół  $0,35\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ . W marcu 2007 r., gdy po wytopieniu się resztek pokrywy lodowej temperatura wody przekroczyła  $6^{\circ}\text{C}$ , w osad-

niku nastąpił wzrost jej konduktywności do  $1,66 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  w przeciągu dwóch tygodni, a w ciągu następujących dwóch – do  $1,91 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ . W kolejnych latach taka miksja zachodziła praktycznie każdej wiosny (z mniejszą już intensywnością), co wskazuje na odkładanie się zasolonych, chłodnych ścieków deszczowych w przydennej strefie zbiornika. W rezultacie, na początku każdego półrocza ciepłego konduktywność powierzchniowej warstwy wód osadnika była wyższa niż w półroczu chłodnym.

Podobnego procesu nie zaobserwowano w żadnym z pozostałych punktów badawczych, jednak proporcjonalnie do sezonowych zmian konduktywności wód osadnika obserwowano zmiany przewodnictwa płynącego obok cieku (P4). Także i tu, w półroczu ciepłym, rejestrowano konduktywność wyższą o blisko  $20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Z kolei, podziemne zasilanie źródłiska w Rosanowie (P5) przez cały rok gwarantowało stabilną konduktywność wody. Jej zmiana następowała dopiero poniżej przepływowego zbiornika w Ciosnach. Średnia przewodność wód Ciosenki w półroczu ciepłym była tam o  $30 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  mniejsza, mimo parowania z dużej powierzchni tego zbiornika, jak i pozostałych stawów włączonych w system przepływu wody w tym kompleksie. Warto zauważyć, że w półroczu chłodnym obniżenie konduktywności pomiędzy punktami P5 i P6 było nieznaczne, natomiast w cieplej połowie roku różnica ta wyniosła średnio  $36 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Tab. 1). Redukcja konduktywności następuje dzięki roślinności wodnej, która w płytkich i względnie ciepłych zbiornikach znajduje doskonałe warunki wegetacji.

Podobny do konduktywności rozkład przestrzenny posiada odczyn wody (Ryc. 3C). Także i w przypadku tej cechy lekko zasadowym odczynem wyróżniają się wody monitorowane w punktach związanych z odwodnieniem autostrady. Podobnie, również w półroczu letnim obserwowano na ogół mniej zasadowy odczyn w kolektorach (P1, P2), odwrotnie niż w wodach osadnika (P3). W ciekach zasilanych drogą podziemną (P4, P5) różnica pomiędzy półroczami była nieznaczna (latem pH przesunięte w kierunku zasadowego o 0,07 jednostki). Nieco większą zmianę (0,12 pH) zanotowano w wodach Ciosenki (P6), zapewne za sprawą prowadzonej w stawach hodowli ryb. Mimo to odczyn wody poniżej zbiornika jest mniej zasadowy niż w osadniku czy nawet w źródłisku, które z kolei pozostaje pod wpływem zanieczyszczeń bytowych przenikających z letniskowej zabudowy Rosanowa.

Odmienne przebieg wykazuje stężenie tlenu rozpuszczonego (Ryc. 3D). Jego najwyższy średni poziom odnotowano w kolektorze P1 oraz w wodach osadnika (P3). Trafiają tam dobrze natlenione, chłodne wody odpływające z autostrady. Niższym stężeniem tlenu odznaczają się przekroje (P4, P5) cieków zasilanych podziemnie. Poniżej zbiornika w Ciosnach (P6) tlenu jest średnio nieco więcej niż w źródłisku Rosanów (P5). Efekt napowietrzenia wody (dyfuzja, kaskada) jest wyraźnie widoczny w półroczu zimowym (wzrost o  $0,88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), natomiast w pół-



Tabela 1. Średnie charakterystyki fizykochemiczne wody w latach 2006–2013  
 Table 1. The mean physicochemical characteristics of water in years 2006–2013

Parametr / parameter	Jednostka / unit	Okres / period	Numer punktu / number of point					
			P1	P2	P3	P4	P5*	P6*
Temperatura / temperature	T [°C]	XI-X	10,2	9,7	11,7	9,6	9,7	9,7
		XI-IV	4,2	4,3	4,8	5,6	8,3	5,2
		V-X	16,2	15,1	18,6	13,7	11,0	14,2
Konduktywność / conductivity	SEC [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	XI-X	1890	1776	1065	571	416	396
		XI-IV	3384	3166	1026	561	415	410
		V-X	396	387	1105	580	417	381
Odczyn / acidity	pH	XI-X	8,19	7,88	7,74	7,24	7,42	7,36
		XI-IV	8,18	8,08	7,56	7,21	7,39	7,30
		V-X	8,20	7,68	7,91	7,28	7,45	7,42
Tlen rozpuszczony / dissolved oxygen	$\text{O}_2$ [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^3$ ]	XI-X	7,63	6,38	7,11	6,05	6,85	6,93
		XI-IV	8,50	8,08	7,64	6,80	6,97	7,85
		V-X	6,75	5,16	6,57	5,30	6,72	6,02
Mętność / turbidity	NTU	XI-X	-	-	5,38	2,51	1,53	2,96
		XI-IV	-	-	4,56	1,59	1,38	2,77
		V-X	-	-	6,20	3,42	1,68	3,14

\* pomiary w latach 2003–2013 / measured in the years 2003–2013; - pomiarów nie wykonywano / measurements have not been conducted

roczu ciepłym stężenie tlenu maleje o  $0,7 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , ponieważ średnia temperatura wody w tym okresie wzrasta na tym odcinku o  $3,2^\circ\text{C}$ .

Wraz ze ściekami opadowymi płynie także zawiesina, której ilość, z uwagi na zastosowanie łapaczek, nie była mierzona. Pewna jej część zostaje w rowach opaskowych i piaskownikach, jednak w większości dociera ona także do osadnika (P3), zaprojektowanego właśnie w celu depozycji najdrobniejszych cząstek. Właśnie z tego względu mętność jego wód jest najwyższa. Z drugiej strony, z oczywistych powodów, zasilane podziemnie ciekły odznaczają się 2–3 krotnie mniejszą mętnością wody, dostarczając niewielką ilość unosiny. Odклада się ona z cofce zbiornika w Ciosnach, jednak poniżej niego (P6), jej ilość nie zmniejsza się, a wręcz rośnie, bowiem hodowla ryb także jest źródłem zawiesiny. We wszystkich badanych punktach obserwuje się przy tym wzrost mętności wody w półroczu letnim, ze względu na większą intensywność opadów i dynamikę przepływu wody (Moniewski 2015).

W przypadku zlewni Sokołównki i systemu SSBS, zasadnicze pomiary, będące podstawą niniejszego opracowania, rozpoczęto w czerwcu 2011 r., tuż po zakończeniu remontu zbiornika i kontynuowano je do lutego 2013 r. W trakcie całego okresu zbiornik w znaczący sposób wpływał na cechy fizykochemiczne zasilających go wód rzecznych. Należy przy tym zaznaczyć, że stopień zanieczyszczenia wód dopływających do biofiltra jest bardzo duży. W Atlasie Miasta Łodzi, wody

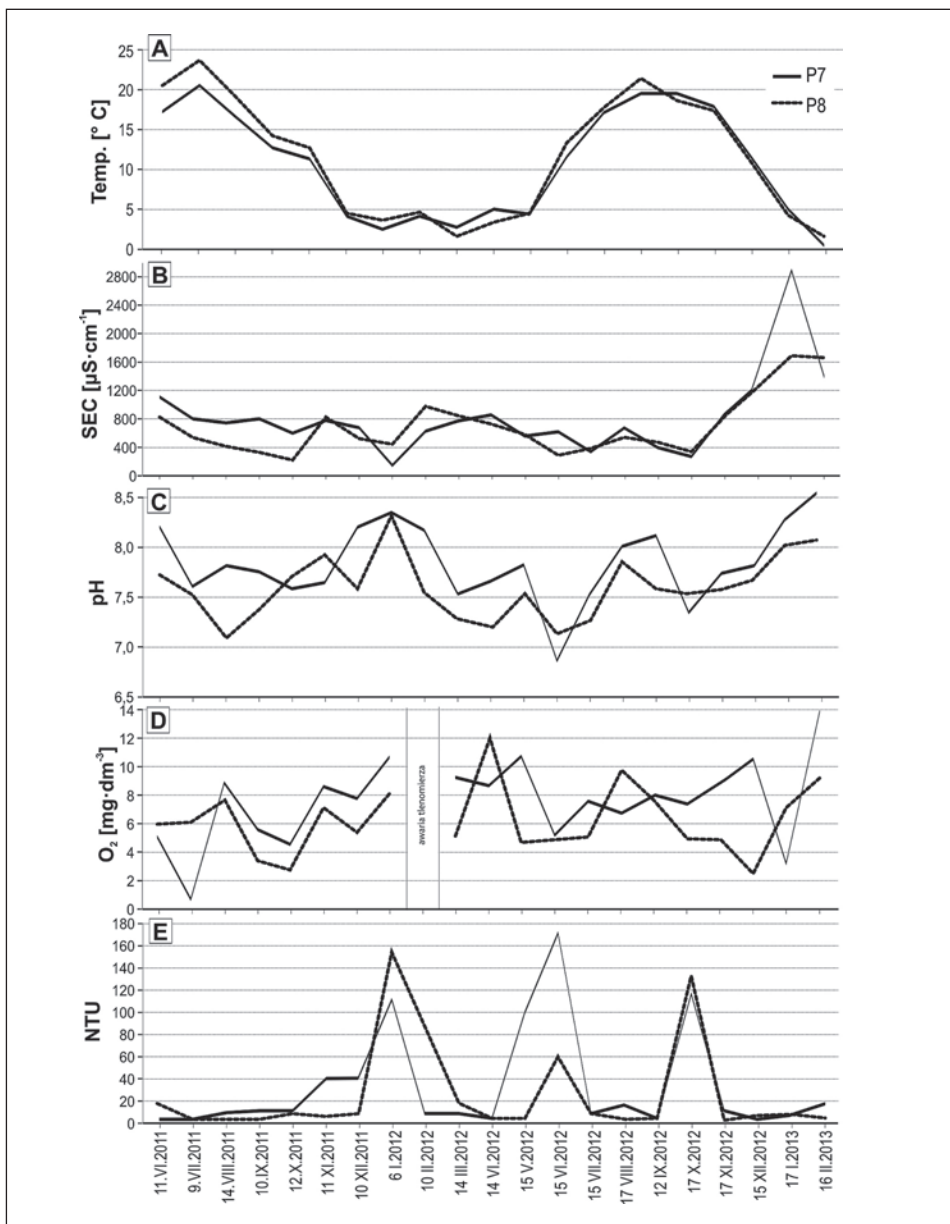
Sokołówki zaliczone są do pozaklasowych (Jokiel, Maksymiuk 2002). Według prowadzonych w latach 90. XX w. przez WiOŚ badań jakości wody Sokołówki w przekroju ulicy Folwarcznej (tuż powyżej zbiornika), głównymi parametrami decydującymi o pozaklasowości były: substancje organiczne, biogenne, specyficzne, zawiesiny i miano Coli (Diehl 1997).

Wpływ zbiornika SSBS na temperaturę wody przedstawia Ryc. 4A. Niemal przez cały okres obserwacyjny notowano wzrost temperatury wody poniżej biofiltra, przeciętnie o ok. 0,25 °C. Najwyższe temperatury zanotowano tuż po rozpoczęciu funkcjonowania zbiornika (w lipcu 2011 r.), prawdopodobnie za sprawą nie w pełni jeszcze wówczas rozwiniętej roślinności i konieczności napełnienia systemu po jego uruchomieniu. Z tego też względu, początkowy okres należy traktować jako kalibracyjny, a wyniki pomiarów interpretować ostrożnie. Na podstawie obserwacji z 2012 r. możemy jednak zauważyć 4 etapy przebiegu temperatury wody Sokołówki pod wpływem zbiornika SSBS. Pierwszy z nich trwający do kwietnia 2012 r. to etap wychładzania wody rzecznej przez zbiornik, drugi (IV–VII), kiedy dochodziło do nagrzewania się wody, trzeci (VIII–XI), okres ponownego efektu ochładzającego oraz czwarty (XI–I), gdy woda wypływająca ze zbiornika była cieplejsza od wpływającej.

System SSBS przyczyniał się do redukcji przewodności elektrolitycznej wody w ciągu roku średnio o 119  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Ryc. 4B). Największą skuteczność miał on w tym względzie w okresie zimowym (ok. 14 %), zaś w półroczu letnim jego oddziaływanie było zmienne. Z pewnością związane jest to z okresowym przepłukiwaniem wód zgromadzonych w biofiltrze przez stosunkowo mało zasolone wody opadowe dopływające doń w sposób epizodyczny. Zwiększenie konduktywności miało też miejsce zimą 2012 roku. Spowodowane to było prawdopodobnie gniciem roślinności wodnej, która nie została wówczas wycięta przed sezonem zimowym. Gruntowego czyszczenia czaszy biofiltra z osadów dennych oraz wykoszenia roślinności dokonano po raz pierwszy dopiero w listopadzie 2012 r.

Największe zanotowane wartości konduktywności wody dopływającej do biofiltra Sokołówką były z pewnością związane z rozpuszczonymi w niej środkami zimowego utrzymania dróg. Zwraca też uwagę, że mimo usuniętej roślinności biofiltr i wówczas (styczeń 2013 r.) przyczynił się do redukcji ich zawartości, zapewne poprzez ich akumulację w czaszy zbiornika. W ostatnim miesiącu obserwacji zanotowano natomiast efekt odwrotny – płukania zbiornika przez nieco mniej zasolone wody i zwiększenie konduktywności na wyjściu z systemu.

Przez niemal cały monitorowany okres funkcjonowania biofiltra (oprócz okresu tuż po jego remoncie oraz czerwca i października 2012 r.) zbiornik powodował niewielkie zakwaszenie wody o niespełna 0,1 jednostki pH. Nieco większą różnicę pomiędzy wodą dopływającą i odpływającą z systemu (o niespełna 0,3 jednostki pH) obserwowano w półroczu zimowym (Ryc. 4C). W półroczu letnim wzrost



Ryc. 4. Zmiany wybranych parametrów fizykochemicznych wody Sokołówki przed (P7) i za (P8) biofiltrem systemu SSBS w okresie od czerwca 2011 do lutego 2013 r.: A – temperatura wody, B – konduktywność (SEC), C – odczyn, D – stężenie rozpuszczonego tlenu, E – mętność (NTU)

Fig. 4. Changes of the selected physicochemical parameters of Sokołówka river water before (P7) and after (P8) biofilter SSBS system in the period from June 2011 to February 2013: A – water temperature, B – conductivity (SEC), C – pH, D – the concentration of dissolved oxygen E – turbidity (NTU)

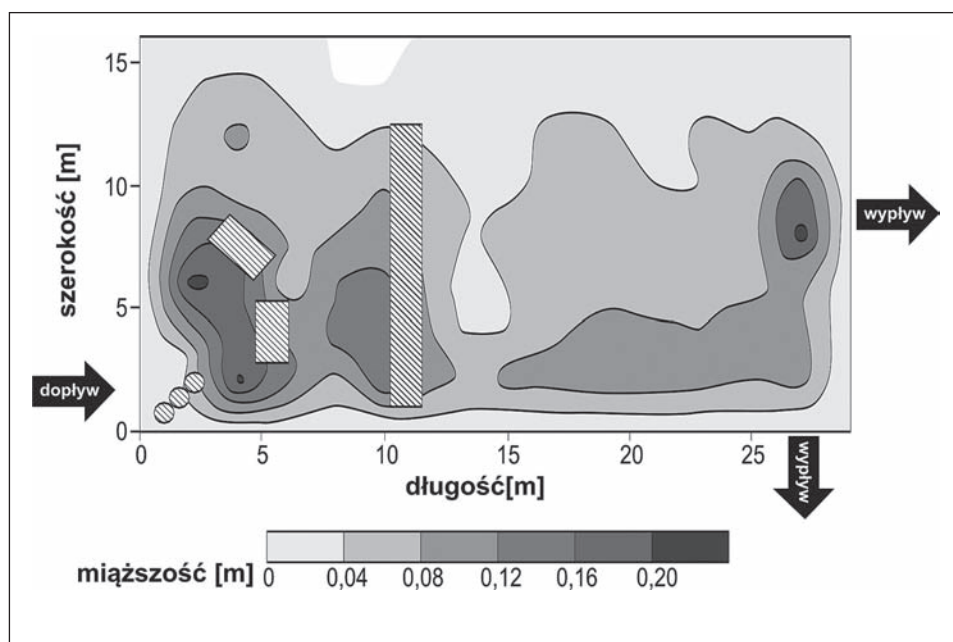
odczynu wody za biofiltrem wynosił jedynie ok. 0,02 jednostki pH. Odmienne obserwacje poczynił M. Rzętała (2008). Wskazuje on na alkalizacyjną rolę wód zbiornikowych w stosunku do wód płynących w wyniku procesów fotosyntezy zachodzących w akwenach. W przypadku biofiltra niebanalną rolę w tym względzie ma prawdopodobnie ilość roślinności w stosunku do objętości wody. W tym względzie strefa biofiltracyjna bardziej przypomina mokradło niż zbiornik wodny. Intensywnie zachodzące tu procesy biologicznego rozkładu dopływających wodą biogenów dodatkowo przyczyniają się do rozrostu roślinności. Jej ilość liczona w suchej masie organicznej w okresie od maja do października 2012 roku wzrosła od ok. 50 do 1700 g·m<sup>-2</sup> w przypadku pałki szerokolistnej i do prawie 2200 g·m<sup>-2</sup> trzciny pospolitej (dane na podstawie niepublikowanych materiałów ERCE).

Większość zbiorników przepływowych wpływa również na zawartość nasycenia tlenem wód rzecznych. Zwykle obserwuje się jego redukcję z uwagi na zużycie biologiczne. W przypadku sztucznych zbiorników z przelewem powierzchniowym wody na urządzeniu piętrzącym, obserwujemy również często zjawisko natleniania wód spadających z wysokości piętrzenia (Bartnik, Moniewski 2012). Przez niemal cały okres pomiarów notowano redukcję nasycenia wody tlenem, średnio w ciągu roku o około 30% w stosunku do wód wpływających (Ryc. 4D). Wyjątkiem były czerwiec i sierpień 2012 r., kiedy to na skutek ewapotranspiracji i bardzo małych opadów do zbiornika dopływała Sokołówką bardzo niewielka ilość wód drenazowych, a także styczeń, gdy pokrywa lodowa zbiornika uległa częściowemu roztopieniu. W półroczu letnim redukcja zawartości tlenu przez zbiornik osiągała poziom niemal 20%, na skutek jego zużywania przez organizmy wodne oraz wzrost przeciętnej temperatury wody. W półroczu zimowym wzrost redukcji zawartości tlenu w wodzie do ok. 40% był prawdopodobnie związany z niemal całkowitym ustaniem dopływu wody korytem Sokołówki podczas całkowitego zlodzenia rzeki i zbiornika. W tym czasie, tlen rozpuszczony w wodzie stagnującej w biofiltrze był zużywany na rozkład pozostałości roślin wykoszonych w akwencie. Duża część z nich nie została jednak usunięta z czaszy biofiltra, powodując wtórne zanieczyszczenie wód. Jak zauważa W. Mioduszewski (2007), ilość tlenu zawartego w wodzie po przejściu przez zbiornik wodny powinna być mniejsza w wyniku rozkładu materii organicznej, przeciwnie do wniosków wyciągniętych przez M. Rzętałę (2008), według którego zbiorniki, w których zachodzi proces fotosyntezy powodują podwyższenie ilości zawartego w wodzie tlenu.

Jedną z głównych, pierwotnych funkcji systemu SSBS miała być redukcja materiału mineralnego niesionego rzeką w kierunku znajdujących się poniżej stawów parkowych. W ciągu roku zbiornik na ogół spełniał swoją rolę (Ryc. 4E). Mętność wody za biofiltrem była średnio w ciągu roku niższa o ok. 17 jednostek NTU. Zmniejszenie ilości materii zawieszony zachodziło w zbiorniku głównie w półroczu letnim (średnio o niemal 50%), zaś w chłodnej połowie roku, nieco mniej

– przeciętnie o ok. 19%. Zwraca jednak uwagę początkowy okres funkcjonowania biofiltra, kiedy to jego działanie w tym względzie było odwrotne, poniżej zbiornika notowano pogorszenie właściwości optycznych wody. W styczniu 2012 roku miały miejsce wysokie opady deszczu, które nałożyły się na roztopy. W efekcie, znaczna ilość materiału mineralnego spływała do rzeki i osadnika wraz ze spływem powierzchniowym, dodatkowo płucząc go z nagromadzonych szczątków roślin, wyciętych po sezonie wegetacyjnym.

W listopadzie 2012 roku dokonano czyszczenia czaszy zbiornika biofiltracyjnego. Pracownicy ERCE wykonali wówczas pomiary miąższości zdeponowanego w nim osadu. Sytuacja przedstawiona na Ryc. 5, będąca wynikiem interpolacji pomiarów punktowych obrazuje rozkład osadów w obrębie czaszy zbiornika. Zwraca przy tym uwagę znaczący wpływ rozmieszczenia tzw. deflektorów na strefy depozycji materiału mineralnego. Wzrost nagromadzenia osadów mineralno-organicznych w dolnej części zbiornika wskazuje na konieczność montażu tam w przyszłości urządzeń zapobiegających wydostawaniu się ich do ciekłu.



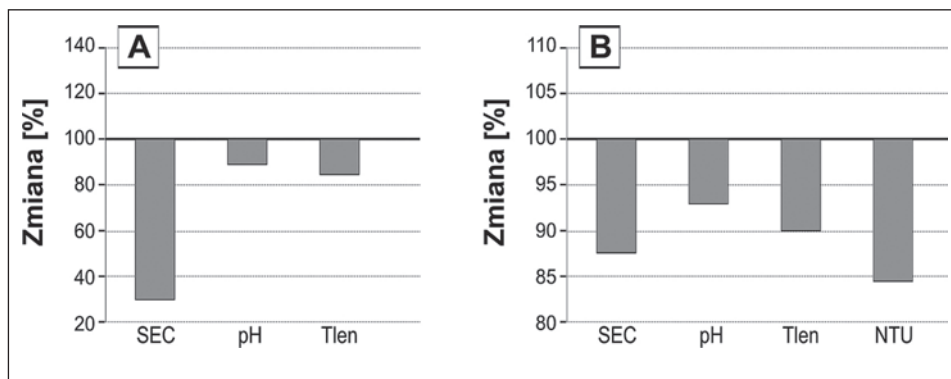
Ryc. 5. Rozkład zdeponowanego materiału mineralnego na dnie biofiltra systemu SSBS. Powierzchnie zakreskowane przedstawiają przegrody intensyfikujące depozycję (oprac. na podst. Negussie i in., 2013 oraz materiałów ERCE)

Fig. 5. Distribution of the mineral sediment deposited on the bottom of the biofilter SSBS system. The hatched surfaces represent the lamellar barriers intensifying the deposition (on the basis of Negussie et al., 2013 and the ERCE materials)

## PODSUMOWANIE

Skuteczność funkcjonowania opisanych obiektów i systemów można zweryfikować, porównując parametry strumienia wody opuszczającego strefę zbiornika z cechami ścieków kierowanych do niego w celu oczyszczenia. Można zauważyć, że wszystkie mierzone parametry ulegają obniżeniu po przejściu przez oba zbiorniki (Ryc. 6). Wskutek mechanicznej sedymentacji w największym stopniu redukcji ulega ilość transportowanych wodą unosin – za biofiltrem średnio jest ich o 16% mniej niż w nieoczyszczonych wodach Sokołówki (w zlewni Dzierżąnej element ten nie był mierzony). Odczyn wody w obu zbiornikach zmienia się w podobnym stopniu – procesy redukcji związków odpowiedzialnych za zasadowość wody w osadniku powodują, że ujemny logarytm stężenia jonów hydroniowych maleje o 10%, a w biofiltrze – o 7%.

Także stężenie tlenu zmienia się wskutek oddziaływania zbiorników, jednak bilans tlenowy nie jest dodatni, jak można sądzić, biorąc pod uwagę dyfuzję cząsteczkową tlenu na otwartej powierzchni zbiornika czy jego produkcję przez roślinność wodną. Specyfika zbiorników i ich duże obciążenie osadem powodują wzrost zużycia tlenu w celu redukcji zanieczyszczeń. W rezultacie, w cieku płynącym obok osadnika notowano średnio o 13% mniejsze stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, a poniżej biofiltra było go o 10% mniej. Natomiast



Ryc. 6. Średnie zmiany wybranych parametrów fizykochemicznych wód odprowadzanych z terenu autostrady A2 do systemu rzeki Dzierżąnej: (A) (uśrednione różnice pomiędzy wielkościami notowanymi w rowach opaskowych (P1, P2) i cieku odwadniającego osadnik przy autostradzie (P4) wyrażone w procentach) i Sokołówki (B) na skutek funkcjonowania biofiltra systemu SSBS (uśrednione różnice wielkości parametrów notowanych przed (P7) i za (P8) biofiltrem wyrażone w procentach)

Fig. 6. Mean changes of the selected physicochemical parameters of water discharged from the area of the A2 motorway to the Dzierżąna river system: (A) (averaged differences between the values listed in dewatering ditches (P1, P2) and the stream flowing from the sedimentation pond near the A2 motorway (P4), expressed as a percentage) and Sokołówka (B) as a result of the biofilter SSBS system operation (averaged differences between the water parameters recorded before (P7) and after (P8) biofilter expressed as a percentage)

największa różnica pomiędzy zbiornikami jest widoczna w obniżeniu poziomu konduktywności wody. Mechaniczna depozycja zanieczyszczeń i biofiltracja wody zmniejsza przewodnictwo wody o około 12%, natomiast różnica pomiędzy konduktywnością dopływów z odwodnienia autostrady a przewodnictwem wody w cieku wynosi aż 69%. Tylko w pewnym stopniu można wytłumaczyć ją zatrzymywaniem substancji rozpuszczonych w samym osadniku, bowiem wzrastające na początku jego eksploatacji stężenie ustaliło się po pewnym czasie na względnie stałym poziomie. Duża ruchliwość jonów chlorkowych w środowisku wodnym pozwala przypuszczać, że dobrze rozpuszczalne substancje wydostają się z osadnika także poprzez wody aluwialne, wskutek różnicy w położeniu zwierciadła wody w stosunku do stawu w Ciosnach, dlatego strefa ich migracji jest szeroka, a stężenie – mniejsze.

Sztuczne zbiorniki wodne spełniają wiele specjalistycznych funkcji. Pod tym względem analizowane osadniki należą do szczególnych obiektów, których przeznaczenie zostało z góry określone i które z tego powodu są w zasadzie zbiornikami jednozadaniowymi. Poprawa jakości ścieków przed ich wprowadzeniem do wód powierzchniowych lub podziemnych jest wymagana przepisami Ustawy Prawo Wodne. Szczególnie duża ilość zanieczyszczeń trafia do środowiska wodnego w momencie inicjowania spływu powierzchniowego po pierwszej fazie opadów. Dlatego zastosowanie zbiorników opóźniających wydostanie się zanieczyszczeń ze względnie izolowanego i ograniczonego w przestrzeni systemu (pas drogowy, zlewnia zurbanizowana) wydaje się skutecznym sposobem poprawy jakości środowiska wodnego.

#### LITERATURA

- Bartnik A., Moniewski P., 2012. *Basic physico-chemical water parameters of a small river and their changes caused by the presence of water reservoirs on the example of the Dzierzazna river*, [w:] A. Grześkowiak, B. Nowak, B. Grzonka (red.), *Anthropogenic and natural transformations of lakes*. vol.6, Wyd. IMGW-PIB, Poznań, 7–17
- Bartnik A., Moniewski P., Tomalski P., 2013. *Seasonality of the basic physical and chemical characteristics of water flowing through the cascades of small reservoirs*. *Limnological Review*, vol. 13, MS No 2, 63–71, doi: 10.2478/limre-2013-0007
- Bartnik A., Tomalski P., 2012. *The influence of small reservoirs of different functions on seasonal oscillations of the selected physico-chemical parameters of the urban river waters (the Sokolowka catchment, Lodz case)*, [w:] A. Grześkowiak, B. Nowak, B. Grzonka (red.), *Anthropogenic and natural transformations of lakes*. vol. 6, Wyd. IMGW-PIB, Poznań, 19–33.
- Diehl J., 1997. *Założenia polityki ekologicznej miasta Łodzi (Lokalna Agenda 21)*. Urząd Miasta Łodzi ; Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Miasta Łodzi , MA Oficyna Wydawniczo-Informatyczna, Łódź, 1–248.
- Jokiel P., Maksymiuk Z., 2002. *Komentarz do arkusza IX – Wody*, [w:] *Atlas Miasta Łodzi*. S. Liszewski (red.), UMŁ, Łódź

- Kujawa I., Kujawa M., Walerowski W., Kusiak E., 2010. *Projekt budowlany i wykonawczy przebudowy zbiornika-osadnika „Folwarczna” w Parku im. A. Mickiewicza w Łodzi, poprzez prowadzenie struktur biotechnicznych*. Aquaprojekt S.C. Biuro Inżynierii Wodnej i Melioracji, Łódź, 1–19 (maszynopis).
- Mioduszeński W., 2007. *Budowa stawów*. Oficyna Wydawnicza „Hoża”, Warszawa, 1–118.
- Moniewski P., 2015. *Rola zbiorników wodnych w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych na przykładzie Ciosenki*. Prace i Studia Geograficzne, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego t. 58, Warszawa (w druku).
- Moniewski P., Stolarska M., Tomalski P., 2007. *Zmiany warunków krążenia wody w zlewni Dzierżąznej pod wpływem budowy autostrady A2 w okolicach Łodzi*, [w:] Z. Michalczyk (red.), *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym. Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska*, tom VIII. Wyd. UMCS, Lublin. 394–401.
- Negussie Y.Z., Urbaniak M., Szklarek S., Lont K., Gągała I., Zalewski M., 2012. *Efficiency analysis of two sequential biofiltration systems in Poland and Ethiopia – the pilot study*. *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 12, no. 4, 271–285, doi: 10.2478/v10104-012-0028-9
- Rzętała M., 2008. *Ocena znaczenia turystyczno-rekreacyjnego zbiorników wodnych (na przykładzie regionu górnośląsko-ostrowskiego)*, [w:] *Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych*, 39. WBiOŚ UŚ, WNoZ UŚ, Katowice – Sosnowiec. 94–105.

## SUMMARY

The presence of small artificial water reservoirs is typical of the landscape of small agricultural catchments. The old mill dammings are used today mostly for recreation and fish farming. Moreover, they are a very important part of the hydrological system of small rivers, stabilizing and shaping the discharge and physico-chemical characteristics of water. Coupled with the landscape function of the ponds goes their functioning in conditions of strong human pressure in the urban space. A canalised rivers in the urban parts of its courses picks up rubbishes washed down from the surface and coming from a storm sewer system and sometimes from leachate from a sanitary sewage system.

An example of hydrological systems operating in such environments are Dzierżązna and Sokołówka catchments (Fig. 1). The first one is located north of Zgierz in the impact zone of the city of Łódź. Despite agro-forestry character, a significant impact on water quality is the chalets area and the A2 motorway crossing the catchment. The Sokołówka catchment is flowing through the urban area of the Łódź city. Both of the river flows are highly variable, and the water is heavily contaminated and has a high load of suspension (Tab. 1)

In both of the catchments the role of artificial reservoirs created to improve the quality of water is the important issue. In the Dzierżązna catchment the several retention and infiltration ponds are working for regulating the outflow from the A2 motorway. In the Sokołówka valley the biofilter has been recently built (Fig. 2). It was constructed in order to purify urban storm- and waste water (sequential biofiltration system of Sokołówka – SSBS). The main purpose of the constructed SSBS was to remove sediments, suspended solids, particulate pollutants, petroleum hydrocarbons, heavy metals, nutrients and bacterial contamination from storm-water runoff through sedimentation and filtration mechanisms.

The paper discusses the construction of both systems and technical solutions. To evaluate the effectiveness of their operation analyzed changes in the basic characteristics of physicochemical water parameters (water temperature, conductivity (SEC), pH, the concentration of dissolved oxygen, turbidity (NTU)) measured before and after both of cleansing systems in the year and multiyear (Fig. 3, Fig. 4).



Attention has been also paid to the distribution of the mineral sediment deposited on the bottom of the biofilter SSBS system (Fig. 5). It was found that lowering the temperature in the winter and the appearance of a compact ice cap adversely affect the ability of biofilm to absorb pollutants causing (relative to the hot half year) an increase of conductivity, a higher pH and reducing of oxygenation of water.

Identified mean changes of the selected physicochemical parameters of water discharged from the area of the A2 motorway to the Dzierżazna river system and as a result of the SSBS system operation to Sokółówka river (Fig. 6).

All the measured parameters are reduced after passing through both of systems. As a result of mechanical sedimentation the greatest reduction is suspended material transported by water – in the SSBS on average about 16% less than in untreated waters (in the Dzierżazna catchment this element was not measured). The pH of the water in both systems changes to the same extent – decreases by 10% in the Dzierżazna, and 7% in SSBS.