

Okresowa zmienność jakości wód opadowych w zbiornikach przydrożnych oraz możliwość wykorzystania zgromadzonej wody

Periodic variations in stormwater quality in roadside reservoirs and possible uses of stored water

Tomasz Zubala^{*})

Słowa kluczowe: woda deszczowa, zanieczyszczenie, odwodnienie, zbiornik, odzysk wody

Streszczenie

W wielu miejscach na świecie obserwuje się rosnące deficyty wodne i problemy z zaspokojeniem niektórych potrzeb. Z tego powodu, coraz częściej wykorzystywana jest woda szara i woda deszczowa. Zbiorniki gromadzące spływy z powierzchni uszczelnionych są rozpatrywane, jako potencjalne źródła wody dla niektórych odbiorców. W pracy dokonano oceny stopnia zanieczyszczenia oraz zmienności jakości wód deszczowych gromadzonych i podczyszczanych w uszczelnionych stawach przy nowych drogach w aglomeracji lubelskiej (południowo-wschodnia Polska). Oceniono również potencjalne zagrożenia i możliwości ponownego użycia wód. W badaniach uwzględniono zmiany natężenia ruchu samochodowego i warunków pogodowych. Badania jakościowe prowadzono sezonowo. Analizami objęto m.in. wybrane wskaźniki fizyczne, biogenne i zasolenia. Wykazano dużą zmienność koncentracji zawiesin ogólnych, NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , TP, i Cl^- (74-216 %). W niektórych terminach pomiarowych stwierdzono niepokojące wartości przewodności, pH, zawiesin, TP, Cl^- i ChZT. W warunkach badań zmienność jakości wód deszczowych była większa w pierwszej fazie eksploatacji systemu zbiorników, a poziom średniego zanieczyszczenia stabilizował się w ciągu kilku lat od jego wybudowania. Zmiany natężenia ruchu samochodowego nie wpływały znacząco na wielkość zanieczyszczenia retencjonowanych wód. Duża zmienność zanieczyszczenia wód utrudnia precyzyjne wyznaczenie okresów, w których ich wykorzystanie wiąże się z najmniejszym ryzykiem. Zarządzanie wodami deszczowymi powinno opierać się na wnikliwych analizach ich jakości (stały monitoring) oraz ocenie ewentualnego zagrożenia dla środowiska.

Keywords: rainwater, pollutant, drainage, reservoir, water reuse

Abstract

In many places around the world, there are growing water deficits and problems in satisfying certain needs. For this reason, gray water and rainwater are increasingly used. Reservoirs collecting runoff from impervious surfaces are considered as potential sources of water for some recipients. This paper evaluates the pollution level and variations in the quality of rainwater collected and pre-treated in sealed ponds located next to new roads in the metropolitan area of Lublin (south-eastern Poland). Potential threats and possibilities of water reuse were also assessed. The studies took into account changes in traffic intensity and weather conditions. Qualitative research was conducted seasonally. The analyzes included, among others: selected physical, biogenic and salinity indicators. High variations in the concentration of total suspended solids, NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , TP, and Cl^- were observed (74-216 %). On some measurement dates disturbing conductivity, pH, suspended solids, TP, Cl^- and COD values were found. Under the test conditions, variations in stormwater quality was greater at the first stage of using the system of reservoirs, and the mean level of pollution stabilized several years after its construction. Changes in traffic intensity did not significantly affect on the degree of contamination of the stored water. The high variability of water pollution makes it difficult to precisely identify periods in which the use of ponds poses the lowest risk. Rainwater management should be based on thorough analyses of water quality (constant monitoring) and the evaluation of possible threats to the environment.

1. WSTĘP

Wśród istotnych problemów środowiskowych, związanych z budową i eksploatacją dróg, można wymienić zajmowanie i uszczelnianie terenu oraz emisję zanieczyszczeń komunikacyjnych [34]. Wiąże się z tym m.in. zahamowanie infiltracji wód opadowych do gruntu, szybkie spływy powierzchniowe i ograniczenie retencji wodnej [31],[23]. W takich warunkach dochodzi często do spowolnienia procesów odnowy wód podziemnych i samooczyszczania. Według krajowego Prawa ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627), istnieje obowiązek zbierania i bezpiecznego zagospodarowania wód opadowych odpływających z terenów zanieczyszczonych. Do takich obiektów należą drogi z dużym natężeniem ruchu samochodowego oraz parkingi. Z tego względu, w ostatnich latach zaczęto stosować

przydrożne systemy gromadzenia, podczyszczania i infiltracji wód opadowych. Ich głównymi elementami są proste konstrukcje, jak osadniki, niecki infiltracyjne i stawy retencyjne. W urządzeniach tych zachodzą procesy samooczyszczania naturalnego [33],[20].

Istnienie dużej ilości czynników losowych sprawia, że wykonanie trafnej prognozy jakości wód deszczowych i określenie ewentualnych zagrożeń z ich strony jest bardzo trudne. Jednak, ze względu na potrzebę racjonalnego gospodarowania zasobami wodnymi, w tym szukania nowych źródeł wody na obszarach deficytowych, konieczne jest rozważenie możliwości wykorzystania wód deszczowych w miejscu ich powstawania i gromadzenia [29]. Brakuje badań dotyczących sezonowej zmienności jakości i z tym związanej oceny zagrożenia w ujęciu długookresowym. Przepro-

^{*} Tomasz Zubala, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Katedra Inżynierii Środowiska i Geodezji, ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Polska, e-mail: tomasz.zubala@up.lublin.pl, Tel.: +48815248147, ORCID: 0000-0001-8308-3515

wadzenie analiz ilościowych i jakościowych pozwoli w przyszłości na opracowanie dokładnych wytycznych w zakresie gospodarki wodami opadowymi na terenach zurbanizowanych.

Celem badań była ocena czasowej zmienności jakości wód opadowych, gromadzonych i podczyszczanych w zbiornikach zlokalizowanych przy nowych drogach aglomeracji miasta Lublin. Analizowane zbiorniki są połączone ze sobą i stanowią końcowy element systemu odwodnienia, z którego nadmiar wód opadowych trafia do gruntu. Określono jakość wód w pierwszych latach po wybudowaniu systemu, z uwzględnieniem zmian w natężeniu ruchu samochodowego oraz oceniono możliwości powtórnego wykorzystania tych wód. Stopień zanieczyszczenia oraz ewentualne wahania jakości wód mogą ograniczać ich swobodne wykorzystanie w dowolnym czasie. Zebrane wyniki powinny stanowić cenny materiał źródłowy dla specjalistów z dziedziny inżynierii środowiska i gospodarki wodnej.

2. Materiał i metody

2.1. Warunki ogólne

Analizowane sekcje dróg i łącznice drogowe zlokalizowane są przy granicy Lublina. Droga krajowa eksploatowana jest od wielu dekad, jednak kilka lat temu dokonano modernizacji, obejmującej budowę systemu odwodnienia. Droga ekspresowa stanowi w tej sekcji obwodnicę miasta, oddaną do użytku w 2014 r. Zarówno droga krajowa, jak i droga ekspresowa mają po dwie jezdnie i cztery pasy ruchu na odcinkach, z których wody deszczowe spływają do badanych zbiorników – R1 i R2 (rys. 1). W obrębie dróg znajdują się również trawiaste pasy dzielące oraz pobocza gruntowe. Warstwy ścieralne jezdni wykonano z betonu asfaltowego.



Rys. 1. Lokalizacja zbiorników wód deszczowych (R1, R2) (www.geoportal.gov.pl)
Fig. 1. Location of stormwater reservoirs (R1, R2)

Średnie natężenie ruchu w 2016 r. w sąsiedztwie R1 wynosiło w godzinach szczytu (15:00-17:00) 4904 samochodów, natomiast w 2018 r. 4569 samochodów (ZDiM w Lublinie 2022). Spadek liczby pojazdów wynika z przejścia części ruchu samochodowego przez nową obwodnicę, przy której znajduje się zbiornik R2. Natężenie ruchu we wschodniej części obwodnicy wynosiło w 2015 r. 11073 (powyżej węzła z R2) i 24661 pojazdów (poniżej węzła z R2) w ciągu doby (GDDKiA 2016). W 2020 r. wartości te wzrosły kolejno do 18262 i 32904 pojazdów w ciągu doby (GDDKiA 2021).

Wraz z drogami do eksploatacji oddano systemy zbierania i oczyszczania wód opadowych (2014 r.), w skład których wchodzi badane zbiorniki (R1, R2) (rys. 1). System odwodnienia bazuje na przepływie grawitacyjnym. Zadaniem zbiorników jest redukcja fali spływu wód opadowych przed ich skierowaniem do odbiornika ostatecznego oraz obniżanie stężenia zanieczyszczeń. Usuwanie zanieczyszczeń odbywa się w środowisku wodnym i gruntowym,

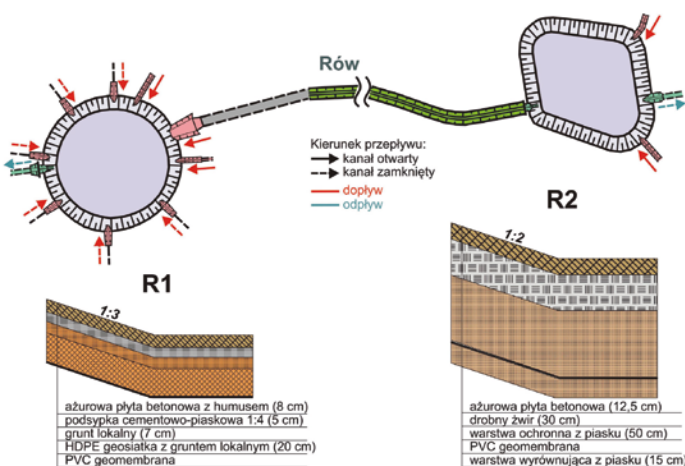
w naturalnych procesach samooczyszczania (np. sedimentacja, rozcieńczenie, mieszanie, sorpcja, reakcje chemiczne i biologiczne).

Teren ten wchodzi w skład obszaru ochronnego Głównego Zbiornika Wód Podziemnych „Niecka Lubelska”. Jest to jeden z największych naturalnych użytkowych zbiorników wód podziemnych w Polsce o wysokim stopniu zagrożenia [21]. Między innymi z tego względu dna studiowanych zbiorników zostały uszczelnione, podobnie, jak rów, który łączy obydwie zbiorniki.

W skład systemów doprowadzających wody opadowe do badanych zbiorników wchodzi wpusty drogowe ze studzienkami osadnikowymi, zlokalizowane przy krawężniach jezdni, przykanaliki, szczelna kanalizacja kryta (pod pasem dzielącym jezdnie), rowy szczelne (w obrębie łącznic) oraz studnie rewizyjne [3],[4].

2.2. Zbiorniki wód deszczowych

Odległość między analizowanymi zbiornikami wynosi 480 m w linii prostej. Są one połączone ze sobą szczelnym rowem, którego dno jest nachylone w kierunku zbiornika R1 (rys. 2). Średni spadek dna rowu wynosi 0,4 %, a głębokość waha się od 0,5 do 1,1 m. Parametry te określono na podstawie terenowych pomiarów geodezyjnych (wykorzystano odbiornik GNSS Topcon HiPer V). W okresie badań nie stwierdzano przepływów wody pomiędzy zbiornikami, co oznacza, że nie dochodziło do mieszania tych wód. W przypadku wystąpienia intensywnych opadów deszczu, nadmiar wody przelewał się poza zbiorniki i był wprowadzany do gruntu w ich bliskim sąsiedztwie. Ze względu na krótki czas działania systemu zbierania wód deszczowych, jak dotąd nie uformowała się warstwa osadów dennych.



Rys. 2. Schemat systemu zagospodarowania wód opadowych i konstrukcji dna R1 i R2 [3],[4]
Fig. 2. Scheme of the rainwater management system and bottom structure of R1 and R2

2.3. Warunki klimatyczne

W analizach warunków klimatycznych, występujących w rejonie badań, uwzględniono sumy opadów atmosferycznych oraz temperatury powietrza, które decydują w dużej mierze o przebiegu i wielkości spływów opadowych. Niezbędne dane pozyskano z opracowań Głównego Urzędu Statystycznego w Warszawie (GUS 2017, 2018, 2020, 2021). Pod uwagę wzięto okresy, w trakcie których wykonywano analizy retencjonowanych wód opadowych. Pierwszy z nich obejmuje lata 2016-2017, a drugi 2019-2020. Dokonano również odrębnej oceny warunków klimatycznych panujących w chłodnych (styczeń-marzec i październik-grudzień) i ciepłych okresach roku (kwiecień-wrzesień).

2.4. Pobór próbek i analizy jakości wód

Analizy właściwości fizyczno-chemicznych wód opadowych, gromadzonych w zbiornikach przydrożnych, prowadzono sezonowo (łącznie 16 terminów pomiarowych). Próbki wody pobierano

Tabela 1. Miesięczne i roczne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie temperatury powietrza w okresie badań (2016-2017 i 2019-2020) (GUS 2017, 2018, 2020, 2021)

Table 1. Monthly and annual sums of precipitation and average air temperatures during the study period (2016-2017 and 2019-2020)

| | Okres | I | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IX | X | XI | XII | I-XII |
|------------------|-----------|------|------|-----|-----|------|------|------|------|------|------|-----|------|-------|
| Opad (mm) | 2016 | 35 | 61 | 59 | 35 | 33 | 52 | 138 | 45 | 12 | 116 | 48 | 64 | 698 |
| | 2017 | 15 | 40 | 34 | 56 | 41 | 30 | 87 | 55 | 88 | 92 | 46 | 29 | 613 |
| | 2019 | 46 | 16 | 22 | 32 | 102 | 20 | 30 | 83 | 50 | 31 | 59 | 42 | 533 |
| | 2020 | 31 | 50 | 21 | 4 | 71 | 91 | 54 | 100 | 63 | 87 | 10 | 21 | 603 |
| | 1971-2010 | 32 | 30 | 37 | 39 | 63 | 69 | 82 | 69 | 63 | 43 | 38 | 33 | 598 |
| Temperatura (°C) | 2016 | -4,2 | 3,0 | 3,5 | 8,9 | 14,4 | 18,3 | 18,9 | 17,8 | 15,2 | 6,7 | 2,2 | -0,2 | 8,7 |
| | 2017 | -5,7 | -1,7 | 5,4 | 7,0 | 13,5 | 17,7 | 18,1 | 19,1 | 13,6 | 8,9 | 3,7 | 1,6 | 8,4 |
| | 2019 | -3,4 | 2,1 | 4,9 | 9,4 | 12,8 | 21,3 | 18,3 | 19,7 | 14,1 | 10,5 | 5,9 | 2,4 | 9,8 |
| | 2020 | 0,9 | 2,6 | 4,2 | 8,4 | 10,8 | 18,3 | 18,5 | 19,9 | 15,0 | 10,3 | 4,6 | 1,1 | 9,6 |
| | 1971-2010 | -3,1 | -2,0 | 2,0 | 8,0 | 13,5 | 16,1 | 18,5 | 17,7 | 13,0 | 7,8 | 3,0 | -1,6 | 7,7 |

metodą czerpakową, w połowie długości zbiorników w trakcie pogody bezdeszczowej. W obydwu zbiornikach wodę pobierano w tym samym dniu w odstępie około 15 minut. Analizy wykonywano w Laboratorium Wód i Ścieków Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, przy użyciu spektrofotometru Nanocolor VIS (Macherey-Nagel), fotometru LF 300 (Slandi) i miernika wieloparametrowego Orion Star A329 (Thermo Scientific). W próbkach wody oznaczano: przewodność elektrolityczną (konduktometrycznie), pH (potencjometrycznie), zawiesinę ogólną (metodą suszarkowo-wagową), tlen rozpuszczony (O₂), BZT₅ (metodą rozcieńczeń), ChZT (metodą dwuchromianową), azot ogólny (TN), jony amonowe (NH₄⁺), azotany (NO₃⁻), azotyny (NO₂⁻), fosfor ogólny (TP), fosforany (PO₄³⁻), potas (K⁺), chlorki (Cl⁻) (fotometrycznie).

nowe (NH₄⁺), azotany (NO₃⁻), azotyny (NO₂⁻), fosfor ogólny (TP), fosforany (PO₄³⁻), potas (K⁺), chlorki (Cl⁻) (fotometrycznie).

Dokonując oceny jakości gromadzonych wód opadowych, wyznaczano skrajne i średnie wartości analizowanych wskaźników dla systemu zbiorników i każdego zbiornika oddzielnie. Statystyczną zmienność wyników ustalono w oparciu o wartości odchylenia standardowego i współczynnika zmienności. Nieparametryczny test Mann-Whitney umożliwił porównanie zawartości zanieczyszczeń w obydwu zbiornikach oraz określenie istotności różnic jakości wód pomiędzy latami mokrymi – z ponad przeciętną sumą opadów (2016-2017) i latami z obniżoną i przeciętną sumą opadów (2019-2020). Porównano również wartości zmiennych jakości wód w sezonie chłodnym i ciepłym.

3. Wyniki badań

3.1. Warunki klimatyczne

W pierwszych dwóch latach obserwacji roczne sumy opadów atmosferycznych przekraczały średnią roczną wartość określoną dla wielolecia (tab. 1). W przypadku roku 2016 różnica była największa i wyniosła 100 mm. Rok 2019 (trzeci z wybranych lat badań) był najmniej obfity w opady, z roczną sumą znacznie niższą niż w roku przeciętnym (1971-2010). W tym roku odnotowano też wyjątkowo wysokie temperatury powietrza atmosferycznego. Średnia roczna temperatura wyniosła 9,8 °C i była wyższa od średniej w wieloleciu o 2,1 °C. W ostatnim roku badań wysokość opadów była zbliżona do średniej z wielolecia. Z wyjątkiem roku 2016, w ciepłych okresach (kwiecień-wrzesień) odnotowywano znacznie wyższe opady

Tabela 2. Charakterystyczne wartości podstawowych wskaźników jakości wód deszczowych w zbiornikach 1 (n=16) i 2 (n=16) (statystyczną istotność różnic zmienności jakości określono dla poziomu α=0,05 – test Mann-Whitney)

Table 2. Characteristic values of basic indicators of rainwater quality in reservoirs 1 (n=16) and 2 (n=16) (statistical significance of differences in quality variables was determined for the level α=0.05 – Mann-Whitney test)

| Zmienna | Okres | Minimum | Maksimum | Średnia | Różnica % | Odchylenie standard. | Współcz. zmienności | Istotność różnicy |
|--|-------|---------|----------|---------|-----------|----------------------|---------------------|-------------------|
| Przewodność (μS·cm ⁻¹) | 1 | 392,6 | 1452,0 | 912,6 | +45,9 | 371,8 | 40,7 | - |
| | 2 | 347,0 | 2444,0 | 1331,6 | | 717,1 | 53,9 | |
| pH | 1 | 7,0 | 9,9 | - | - | 0,8 | 9,5 | - |
| | 2 | 6,9 | 9,7 | - | | 1,0 | 12,3 | |
| Zawiesina (mg·dm ⁻³) | 1 | 2,0 | 60,0 | 15,6 | +109,6 | 19,0 | 121,8 | - |
| | 2 | 3,7 | 113,0 | 32,6 | | 34,5 | 105,9 | |
| O ₂ (mg·dm ⁻³) | 1 | 6,5 | 14,6 | 10,6 | -1,2 | 2,4 | 22,6 | - |
| | 2 | 6,8 | 12,9 | 10,4 | | 2,2 | 21,1 | |
| BZT ₅ (mg·dm ⁻³) | 1 | 1,3 | 5,7 | 3,5 | +98,2 | 1,6 | 45,4 | + |
| | 2 | 4,4 | 9,5 | 6,9 | | 1,7 | 25,2 | |
| ChZT _{Cr} (mg·dm ⁻³) | 1 | 14,0 | 33,0 | 23,0 | +95,7 | 7,5 | 32,7 | + |
| | 2 | 27,0 | 67,0 | 45,0 | | 11,1 | 24,8 | |
| TN (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,50 | 1,90 | 1,18 | +77,3 | 0,4 | 37,1 | + |
| | 2 | 1,07 | 3,63 | 2,09 | | 1,0 | 46,4 | |
| NH ₄ ⁺ (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,01 | 0,64 | 0,16 | -29,5 | 0,2 | 123,2 | - |
| | 2 | 0,04 | 0,15 | 0,11 | | 0,03 | 30,4 | |
| NO ₃ ⁻ (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,10 | 0,66 | 0,39 | 0,0 | 0,2 | 46,1 | - |
| | 2 | 0,20 | 0,60 | 0,39 | | 0,1 | 29,9 | |
| NO ₂ ⁻ (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,01 | 0,72 | 0,11 | +24,2 | 0,2 | 215,7 | - |
| | 2 | 0,01 | 0,79 | 0,14 | | 0,3 | 187,3 | |
| TP (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,15 | 1,61 | 0,68 | +55,6 | 0,5 | 77,5 | - |
| | 2 | 0,23 | 3,10 | 1,06 | | 1,0 | 94,1 | |
| PO ₄ ³⁻ (mg·dm ⁻³) | 1 | 0,04 | 0,70 | 0,27 | +52,4 | 0,2 | 87,3 | - |
| | 2 | 0,09 | 0,70 | 0,40 | | 0,2 | 56,9 | |
| K ⁺ (mg·dm ⁻³) | 1 | 4,48 | 18,00 | 10,80 | +19,1 | 4,4 | 41,0 | - |
| | 2 | 7,00 | 20,86 | 12,86 | | 3,9 | 30,7 | |
| Cl ⁻ (mg·dm ⁻³) | 1 | 40,0 | 491,0 | 196,9 | +55,6 | 145,7 | 74,0 | - |
| | 2 | 41,0 | 747,0 | 306,3 | | 279,4 | 91,2 | |

niż w okresach chłodnych (styczeń-marzec i październik-grudzień). Najwyższą miesięczną sumę opadów odnotowano w lipcu 2016 r. (138 mm – 19,8% opadu rocznego). Najwyższym średnim miesięcznym opadem w czteroletnim okresie badań charakteryzował się październik (81,5 mm) i był dwukrotnie większy niż średnia dla tego miesiąca w wieloleciu. W analizowanym okresie, najniższe średnie miesięczne opady zarejestrowano w styczniu i kwietniu (31,8 mm). Duże różnice między minimalnymi i maksymalnymi miesięcznymi opadami atmosferycznymi skutkowały znacznym zróżnicowaniem wielkości spływów opadowych i zasilania zbiorników przydrożnych.

Średnia roczna temperatura powietrza atmosferycznego w okresie badań była wyższa o 1,4 °C od średniej z wielolecia (tab. 1). Szczególnie wysokie temperatury odnotowano w latach 2019 i 2020 – średnie roczne wartości zbliżyły się do 10 °C. Średnia temperatura w sezonie ciepłym wyniosła 15,4 °C, a w sezonie chłodnym 2,9 °C. W przypadku sezonu chłodnego nastąpił wyraźny wzrost temperatury w porównaniu do średniej wartości w wieloleciu. W okresie badań, najcieplejszym miesiącem był sierpień (19,1 °C), a najchłodniejszym styczeń (-3,1 °C).

3.2. Ogólna charakterystyka jakości wód deszczowych w systemie zbiorników

Jakość wody deszczowej w analizowanym systemie zbiorników (R1 i R2 łącznie), charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem. Dotyczy to szczególnie wskaźników biogennych (tab. 2). Wysokie współczynniki zmienności, przekraczające 100%, odnotowano w przypadku NH_4^+ , NO_2^- i zawiesiny. Stosunkowo wysoka zmienność cechowała też stężenia TP, PO_4^{3-} i Cl^- (70-95%). Wielkość tego parametru statystycznego dla pozostałych wskaźników wynosiła od 10,7% (pH) do 52,8% (przewodność). Zaobserwowano podobne tendencje w zakresach zmienności jakości wód deszczowych w poszczególnych zbiornikach. Najwyższe współczynniki zmienności określono dla NO_2^- : 215,7% (R1) oraz 187,3% (R2).

Najniższe zróżnicowanie wielkości dotyczyło pH i wyniosło kolejno: 9,5 i 12,3%.

Wśród czternastu analizowanych wskaźników jakości wody aż w dziesięciu przypadkach stwierdzono ich wyższe średnie wartości w R2. Jednak statystycznie istotne różnice wystąpiły tylko między wartościami BZT₅, ChZT i TN (tab. 2). Może to świadczyć o większym zanieczyszczeniu materią organiczną wód deszczowych, gromadzonych w R2. W zbiorniku tym zaobserwowano wyjątkowo wysokie wartości przewodności elektrolitycznej, sięgające nawet 2444 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (lipiec 2019). Wartość 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ została przekroczona w blisko 65% analizowanych próbek. W R1 podobna sytuacja miała miejsce tylko w 25% terminów pomiarowych. Wzrostowi przewodności w danym terminie pomiarowym towarzyszył wzrost koncentracji Cl^- . W analizowanych wodach pH było zasadowe. W półroczu ciepłym w kilku próbkach został przekroczony poziom 9,0 (sierpień 2016 i czerwiec 2017). Zawartości zawiesin w gromadzonych wodach deszczowych nie były wysokie i wynosiły średnio 15,6 (R1) i 32,6 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (R2). Maksymalną koncentrację odnotowano w R2 w lipcu 2019 roku (113,0 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). O ile koncentracja azotu w analizowanych zbiornikach nie budzi większych obaw, tak zawartość fosforu osiągała w niektórych terminach niepokojące poziomy. Szczególnie dotyczyło to TP, którego stężenie znacznie przekroczyło 1,00 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ w 25% próbek. Maksymalna wartość tej zmiennej wyniosła 3,10 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (R2 – marzec 2017). Przy objętości czynnej zbiornika 2310 m^3 , retencja fosforu wyniosła wtedy 7,16 kg. Koncentracja tlenu rozpuszczonego w badanych wodach utrzymywała się na zadowalającym poziomie (średnio 10,5 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Maksymalną wartość zmienna ta osiągnęła w R1 – 14,6 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (grudzień 2019). W R1 zapotrzebowanie na tlen było znacznie niższe niż w R2. Różnice w przeciętnych wartościach BZT₅ i ChZT wyniosły kolejno 3,4 i 22,0 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. W R2 ChZT przekroczyło 40,0 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ w blisko 90% terminów pomiarowych.

Tabela 3. Charakterystyczne wartości podstawowych wskaźników jakości wód deszczowych w zbiornikach w okresach 2016-2017 (1) (n=16) i 2019-2020 (2) (n=16) (statystyczną istotność różnic zmiennych jakości określono dla poziomu $\alpha=0,05$ – test Mann-Whitney)

Table 3. Characteristic values of basic indicators of rainwater quality in reservoirs in the periods 2016-2017 (1) (n=16) and 2019-2020 (2) (n=16) (statistical significance of differences in quality variables was determined for the level $\alpha=0.05$ – Mann-Whitney test)

| Zmienna | Okres | Minimum | Maksimum | Średnia | Różnica % | Odchylenie standard. | Współcz. zmienności | Istotność różnicy |
|---|-------|---------|----------|---------|-----------|----------------------|---------------------|-------------------|
| Przewodność ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 1 | 347,0 | 1927,0 | 950,4 | +36,1 | 642,2 | 67,6 | - |
| | 2 | 827,7 | 2444,0 | 1293,8 | | 522,5 | 40,4 | |
| pH | 1 | 6,9 | 9,9 | - | - | 1,2 | 15,0 | - |
| | 2 | 7,9 | 8,9 | - | | 0,4 | 4,5 | |
| Zawiesina ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 2,0 | 60,0 | 16,0 | +101,1 | 19,5 | 122,0 | - |
| | 2 | 4,1 | 113,0 | 32,2 | | 34,5 | 107,1 | |
| O_2 ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 6,5 | 12,9 | 10,7 | -3,0 | 2,1 | 19,8 | - |
| | 2 | 6,8 | 14,6 | 10,3 | | 2,5 | 23,7 | |
| BZT ₅ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 1,7 | 9,5 | 5,8 | -18,5 | 3,0 | 51,9 | - |
| | 2 | 1,3 | 6,6 | 4,7 | | 1,7 | 35,5 | |
| ChZT _{cr} ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 14,0 | 48,0 | 31,3 | +17,6 | 15,1 | 48,2 | - |
| | 2 | 21,0 | 67,0 | 36,8 | | 14,6 | 39,7 | |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,50 | 2,90 | 1,53 | +14,1 | 0,7 | 46,3 | - |
| | 2 | 0,79 | 3,63 | 1,74 | | 1,0 | 59,6 | |
| NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,01 | 0,64 | 0,17 | -33,3 | 0,2 | 121,2 | - |
| | 2 | 0,10 | 0,14 | 0,11 | | 0,02 | 14,6 | |
| NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,35 | 0,66 | 0,46 | -28,6 | 0,1 | 20,1 | - |
| | 2 | 0,10 | 0,60 | 0,33 | | 0,2 | 51,4 | |
| NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,03 | 0,79 | 0,23 | -89,1 | 0,3 | 141,7 | + |
| | 2 | 0,01 | 0,06 | 0,03 | | 0,02 | 80,0 | |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,15 | 3,10 | 1,12 | -45,4 | 1,1 | 94,6 | - |
| | 2 | 0,17 | 0,88 | 0,61 | | 0,3 | 43,2 | |
| PO_4^{3-} ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,04 | 0,70 | 0,21 | +124,2 | 0,2 | 103,6 | + |
| | 2 | 0,10 | 0,70 | 0,46 | | 0,2 | 39,9 | |
| K^+ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 9,68 | 20,86 | 14,09 | -32,2 | 3,7 | 26,4 | + |
| | 2 | 4,48 | 13,84 | 9,56 | | 3,5 | 36,2 | |
| Cl^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 40,0 | 747,0 | 301,5 | -33,1 | 305,8 | 101,5 | - |
| | 2 | 123,1 | 330,0 | 201,8 | | 83,0 | 41,2 | |

3.3 Jakość wód deszczowych w kolejnych etapach eksploatacji

Porównanie danych z okresów 2016-2017 i 2019-2020 potwierdziło istnienie odmiennych rozkładów wartości analizowanych cech jedynie w przypadku PO_4^{3-} (wzrost stężenia), NO_2^- i K^+ (spadek stężenia). Oznacza to brak istotnych różnic między wartościami zdecydowanej większości porównywanych zmiennych w dwóch uwzględnionych fazach funkcjonowania systemu (tab. 3). W nowych systemach zagospodarowania wód opadowych poziom średniego zanieczyszczenia nie zmienia się znacząco z biegiem czasu.

W latach 2016-2017 zróżnicowanie wartości wskaźników zanieczyszczenia wód było większe niż w latach 2019-2020. W pierwszym okresie obserwacji wyższe współczynniki zmienności odnotowano w przypadku dziesięciu analizowanych parametrów. Stan ten wynika prawdopodobnie z panujących warunków pogodowych. W latach 2016-2017 wystąpiły stosunkowo wysokie opady deszczu (tab. 1), co skutkowało większymi spływami powierzchniowymi. W efekcie, mogło dochodzić zarówno do intensywnego wypłukiwania zanieczyszczeń z powierzchni odwadnianych, jak i rozcieńczenia retencjonowanych wód klarownymi spływami, formującymi się w trakcie długotrwałych opadów deszczu.

W piątym i szóstym roku po oddaniu zbiorników do eksploatacji odnotowano wysoką średnią wartość przewodności elektrolitycznej, wynoszącą $1293,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tab. 3). W 50% pobranych próbek przewodność przekroczyła $1300,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. W pozostałych próbkach zbliżyła się do $1000,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Jedynie w 2016 roku w obydwu zbiornikach notowano wartości poniżej $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. W obydwu fazach eksploatacji pH było lekko zasadowe. Przez cały okres obserwacji na wysokim poziomie utrzymywała się koncentracja tlenu rozpuszczonego (średnio $10,5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Zauważono wyraźny

wzrost zanieczyszczenia retencjonowanych wód deszczowych przez fosforany. Jest to niepokojące zjawisko, które może mieć związek z postępującymi procesami eutrofizacji. Różnica między średnimi stężeniami Cl^- w obydwu okresach obserwacji wyniosła około $100 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Wyższa zawartość chlorków w latach 2016-2017 wynikała prawdopodobnie z dłuższego utrzymywania się niekorzystnych warunków pogodowych (opady śniegu, przymrozki), wymuszających stosowanie soli do zwalczania śliskości na odwadnianych powierzchniach (tab. 1).

Mimo spadku natężenia ruchu samochodowego w sąsiedztwie R1 i spodziewanego obniżenia presji transportu, nie odnotowano wielu istotnych różnic w wartościach wskaźników zanieczyszczeń w tym zbiorniku w poszczególnych fazach obserwacji. Analiza statystyczna potwierdziła tylko wzrost ChZT oraz spadek stężenia NO_2^- . Oprócz PO_4^{3-} , średnie koncentracje pozostałych wskaźników biogennych były niższe w latach 2019-2020. Na obwodnicy w pobliżu R2 nastąpiło z kolei znaczne zwiększenie natężenia ruchu w drugim okresie obserwacji. Uwzględniając średnie wartości zanieczyszczeń, widoczny jest wzrost przewodności, zawiesiny oraz niektórych wskaźników biogennych (TN , NH_4^+ i PO_4^{3-}). Niższe są natomiast koncentracje tlenu i wielkość BZT₅. Przy czym, jedynie w przypadku ostatniego wskaźnika wykazano różnicę istotną statystycznie.

3.4. Jakość wód deszczowych w półroczach ciepłych i chłodnych

W okresie badań wody deszczowe wykazywały większe zanieczyszczenie w półroczu ciepłym niż w półroczu chłodnym. Mimo, że statystycznie istotne różnice stwierdzono tylko pomiędzy wartościami pH, O_2 , TN i NO_2^- , to aż dwanaście wskaźników jakości wody osiągnęło wyższe średnie poziomy w półroczu ciepłym (tab. 4).

Tabela 4. Charakterystyczne wartości podstawowych wskaźników jakości wód deszczowych w zbiornikach w półroczu ciepłym (1) (n=16) i chłodnym (2) (n=16) (statystyczną istotność różnic zmiennych jakości określono dla poziomu $\alpha=0,05$ – test Mann-Whitney)

Table 4. Characteristic values of basic indicators of rainwater quality in reservoirs in the warm (1) (n=16) and cold (2) half-year period (n=16) (statistical significance of differences in quality variables were determined for the level $\alpha=0.05$ – Mann-Whitney test)

| Zmienna | Pólr. | Minimum | Maksimum | Średnia | Różnica % | Odchylenie standard. | Współcz. zmienności | Istotność różnicy |
|---|-------|---------|----------|---------|-----------|----------------------|---------------------|-------------------|
| Przewodność ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 1 | 472,5 | 2444,0 | 1293,2 | -26,5 | 652,0 | 50,4 | - |
| | 2 | 347,0 | 1927,0 | 951,0 | | 510,7 | 53,7 | |
| pH | 1 | 7,9 | 9,9 | - | - | 0,7 | 7,6 | + |
| | 2 | 6,9 | 8,9 | - | | 0,8 | 10,5 | |
| Zawiesina ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 2,0 | 113,0 | 35,4 | -64,1 | 36,5 | 103,1 | - |
| | 2 | 3,7 | 25,5 | 12,7 | | 9,4 | 73,9 | |
| O_2 ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 6,5 | 11,5 | 8,8 | +37,6 | 1,7 | 19,4 | + |
| | 2 | 11,1 | 14,6 | 12,2 | | 1,1 | 9,3 | |
| BZT ₅ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 1,3 | 9,5 | 5,4 | -6,7 | 2,6 | 47,2 | - |
| | 2 | 1,7 | 9,1 | 5,0 | | 2,4 | 47,6 | |
| ChZT _{cr} ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 14,0 | 67,0 | 38,5 | -23,4 | 16,8 | 43,5 | - |
| | 2 | 14,0 | 43,0 | 29,5 | | 11,4 | 38,7 | |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 1,30 | 3,63 | 2,18 | -49,9 | 0,9 | 40,9 | + |
| | 2 | 0,50 | 1,66 | 1,09 | | 0,4 | 34,3 | |
| NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,01 | 0,64 | 0,16 | -26,8 | 0,2 | 125,8 | - |
| | 2 | 0,06 | 0,17 | 0,12 | | 0,03 | 27,9 | |
| NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,20 | 0,60 | 0,41 | -11,5 | 0,1 | 30,4 | - |
| | 2 | 0,10 | 0,66 | 0,37 | | 0,2 | 46,4 | |
| NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,02 | 0,79 | 0,23 | -88,5 | 0,3 | 142,8 | + |
| | 2 | 0,01 | 0,06 | 0,03 | | 0,02 | 76,0 | |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,17 | 1,99 | 0,77 | +24,6 | 0,7 | 87,2 | - |
| | 2 | 0,15 | 3,10 | 0,96 | | 0,9 | 96,9 | |
| PO_4^{3-} ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 0,10 | 0,70 | 0,36 | -11,6 | 0,2 | 69,6 | - |
| | 2 | 0,04 | 0,70 | 0,31 | | 0,2 | 75,0 | |
| K^+ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 4,48 | 18,00 | 12,16 | -5,4 | 4,0 | 33,2 | - |
| | 2 | 6,00 | 20,86 | 11,50 | | 4,6 | 39,9 | |
| Cl^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1 | 40,0 | 713,0 | 295,4 | -29,6 | 225,6 | 76,4 | - |
| | 2 | 58,2 | 747,0 | 207,9 | | 225,4 | 108,5 | |

W półroczu ciepłym wysoką zmienność, przekraczającą 100%, obserwowano w przypadku zawiesiny, NH_4^+ i NO_2^- , a w półroczu chłodnym Cl^- . W obydwu półroczach stosunkowo duże zróżnicowanie dotyczyło również koncentracji TP (87,2 i 96,9%). Zarówno w półroczu ciepłym, jak i chłodnym współczynniki zmienności poniżej 50% odnotowano dla pH, O_2 , BZT_5 , ChZT , TN, NO_3^- i K^+ (tab. 4).

Retencjonowana woda deszczowa miała niepokojąco wysokie wartości przewodności w półroczu ciepłym (średnio $1293,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). pH kilku próbek zbliżone było do 10 (sierpień 2016 i czerwiec 2017). Zawartość tlenu rozpuszczonego w półroczu chłodnym była o 37,6% wyższa niż w półroczu ciepłym. Najniższe wysycenie tlenem wystąpiło w sierpniu 2016 r. – osiągnęło $6,5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Pozostałe wskaźniki tlenowe w wielu terminach pomiarowych przyjmowały niezadowalające wartości, co szczególnie dotyczyło półroczy ciepłych. Przeciętne zapotrzebowanie na tlen wyniosło wtedy $5,4 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (BZT_5) i $38,5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (ChZT). Oprócz TP, wszystkie wskaźniki biogenne miały wyższe przeciętne stężenia w półroczu ciepłym niż w półroczu chłodnym. Wśród wymienionych wskaźników największe zagrożenie dla naturalnych odbiorników wodnych stanowił TP (ryzyko eutrofizacji w obydwu półroczach).

Najwyższą koncentrację Cl^- odnotowano w próbce z półroczu chłodnego. Wyniosła ona aż $747,0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (R2), co przy pojemności czynnej zbiornika 2310 m^3 , daje całkowitą retencję 1726 kg Cl^- . Jednak przeciętna zawartość tego składnika była o $87,5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ wyższa w półroczu ciepłym niż w chłodnym. Zjawisko to wynika z częstszego stosowania soli, zwalczającej śliskość pośniegową, w drugiej połowie zimy i kumulowania się tego zanieczyszczenia w wodach zbiorników na przełomie zimy (pora chłodna) i wiosny (pora ciepła). W cieplej porze następuje również wzrost parowania i zmniejszenie objętości retencjonowanej wody, co sprzyja zwiększaniu stężeń niektórych zanieczyszczeń.

4. Dyskusja

W polskim prawodawstwie nie określono zasad i norm, pozwalających na kompletną ocenę jakości wody opadowej, z uwzględnieniem wszystkich zanieczyszczeń, które mogą w niej występować. Według Rozporządzenia [6] zawartości zawiesin i węglowodorów ropopochodnych w wodach opadowych odprowadzanych do odbiorników wodnych nie powinny przekraczać kolejno $100 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ i $15 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. W badanych wodach opadowych koncentracja zawiesin tylko w jednym terminie przekroczyła poziom dopuszczalny – osiągnęła wartość $113 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (R2 – lipiec 2019) (tab. 2). Średnie stężenie tego składnika było znacznie niższe i wyniosło $24,1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (R1-R2) (tab. 5). Dodatkowo, przeciętne wartości wszystkich analizowanych zanieczyszczeń w stawach deszczowych odpowiadały normom określonym dla ścieków odprowadzanych z oczyszczalni w aglomeracji [6].

Prezentowane w literaturze naukowej wyniki analiz jakości wód deszczowych z terenów zurbanizowanych (w tym infrastruktury komunikacyjnej), dotyczą zwykle starszych systemów zagospodarowania. Brakuje natomiast danych o poziomach zanieczyszczeń i ich zmienności w nowych obiektach retencji i oczyszczania. W wielu badaniach uwzględniono zjawiska, zachodzące tylko w wybranych porach roku. Istnieje luka, która utrudnia wykonywanie prognoz jakości wód w rozwiązaniach analogicznych, w ich wczesnych fazach funkcjonowania. Ze względu na brak innych możliwości, uzyskane wyniki zestawiono z wartościami zanieczyszczeń w starszych systemach stawów deszczowych (tab. 5).

Średnie wartości wskaźników jakości przechwytywanych wód deszczowych, zamieszczone w tab. 5, są w większości przypadków zbliżone. Przewodność osiągnęła stosunkowo wysoki poziom – najwyższy w systemie prezentowanym w tej pracy (R1-R2). Warunki tlenowe nie budzą zastrzeżeń w żadnym z obiektów. Duża ilość tlenu rozpuszczonego jest korzystnym zjawiskiem, sprzyjającym procesom samooczyszczania [15]. Składnik ten wpływa na jakość wody, uczestnicząc w reakcjach biologicznych i chemicznych. Z drugiej strony, zmiany koncentracji O_2 mogą skutkować zmianami pH, intensywności sorpcji i reakcji redoks zanieczyszczeń, a tym samym sprzyjać ich migracji i transformacji w obrębie

Tabela 5. Porównanie średnich wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach deszczowych w systemie R1-R2 (badania własne) z poziomami zanieczyszczeń w wybranych zbiornikach wód deszczowych na terenach z infrastrukturą drogową (dane literaturowe)

Table 5. Comparison of average values of pollution indicators in rainwater of the R1-R2 system (own studies) with levels of pollution in selected rainwater reservoirs in areas with road infrastructure (literature data)

| Zmienna | R1-R2 (badania własne) | ChianDET, Xenopoulos (2016) | Herrmann (2012) | Le Viol i in. (2009) | Schwartz i in. (2017) |
|---|------------------------|-----------------------------|-----------------|----------------------|-----------------------|
| Przewodność ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 1122,1 | 738,3 | - | 960,0 | - |
| pH | 6,9-9,9 | 8,0 | - | 8,2 | - |
| Zawiesina ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 24,1 | 18,3 | 10,0 | - | 95,0 |
| O_2 ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 10,5 | 9,8 | - | - | - |
| BZT_5 ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 5,2 | - | - | - | - |
| ChZT ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 34,0 | - | - | - | 36,0 |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 1,63 | - | 2,20 | - | 1,80 |
| NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 0,14 | 0,08 | 0,33 | - | 0,13 |
| NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 0,39 | 0,50 | 1,10 | 4,23 | 0,40 |
| NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 0,13 | 0,06 | - | 0,08 | - |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 0,87 | 0,13 | 0,13 | - | 0,23 |
| PO_4^{3-} ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | 0,33 | - | 0,07 | 0,59 | 0,06 |
| "-" brak danych | | | | | |

zbiorników [28]. W badanych stawach wyraźnie wyższe wysycenie tlenem występowało w półroczach chłodnych. Jedną z przyczyn tego zjawiska mogły być znaczne spadki temperatur jesienią i zimą, sprzyjające zwiększonej naturalnej rozpuszczalności O_2 w wodzie (tab. 1). W porównaniu do wyników uzyskanych przez innych autorów, w badanych wodach deszczowych stwierdza się nieco niższą zawartość TN i kilkukrotnie wyższą koncentrację TP (tab. 5). Fosfor stanowi największy problem wśród wszystkich biogenów objętych analizami. Z tego względu należy zachować szczególną ostrożność przy ewentualnym odprowadzaniu przechwyconych wód deszczowych do odbiorników naturalnych (zagrożenie eutrofizacją). Według niektórych autorów omawiane zanieczyszczenie może pochodzić z erozji gleby i mineralizacji materii organicznej [30]. W obiekcie badawczym nie stwierdzono jednak zjawisk erozyjnych. Stawy te są nowymi konstrukcjami, wyposażonymi w skuteczne zabezpieczenia techniczne i biologiczne.

Charakterystyczną cechą retencjonowanych wód opadowych jest ich odczyn zasadowy. Zjawisko to jest często związane z procesami fizyczno-chemicznymi, zachodzącymi w osadach dennych. Ze względu na brak osadów w badanych stawach (wczesna faza eksploatacji) alkalizacja mogła wynikać z samej obecności zawiesin alkalicznych lub innego specyficznego zanieczyszczenia w roztworze [2]. O zawartości zawiesin w gromadzonych wodach decydował nie tylko dopływ pyłów z powierzchni odwadnianych (zanieczyszczenia powietrza, produkty ścierania nawierzchni dróg i elementów pojazdów), ale również zakwit planktonu w ciepłych porach roku (źródło wewnętrzne). W okresach tych w badanych zbiornikach stwierdzano najwyższe koncentracje zawiesiny ogólnej. W przeciwieństwie do wyników uzyskanych przez innych autorów [27], w badanych wodach deszczowych nie stwierdzono korelacji między zawartościami zawiesin i nutrientów. Przy wysokich koncentracjach zawiesin często obserwowano wyjątkowo niskie stężenia azotu i fosforu. Zarówno w warunkach badań, jak i w podobnych systemach gromadzenia wód deszczowych, zagrożenia ze strony składników azotowych, odpływających z infrastruktury drogowej, były stosunkowo niewielkie.

Pod względem zawartości chlorków, wody deszczowe systemu R1-R2 w większości terminów pomiarowych charakteryzowały się niezadowala-

jąca jakością. Jest to jeden z najważniejszych czynników, ograniczających możliwość powtórnego wykorzystania spływów opadowych w warunkach badań. W 50% próbek stężenie Cl^- znacznie przekroczyło $200 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Maksymalne koncentracje mieściły się między najwyższymi wartościami podawanymi w pracach innych autorów [17]. Wprowadzanie wód opadowych w takim stanie wprost do odbiornika wodnego lub gruntowego mogłoby spowodować jego nadmierne zasolenie (Lazur i in. 2020). Sól działa negatywnie na rośliny nie tylko poprzez bezpośredni kontakt cieczy z częściami nadziemnymi (rozbrzydzi, rozdeszczowuje), ale również za pośrednictwem roztworów glebowych. Wysokie stężenie soli w podłożu zaburza proces poboru wody i przyswajania składników odżywczych przez korzenie roślin, powodując ich osłabienie i usychanie [22]. W warunkach badań, bezpieczne wykorzystanie wód opadowych możliwe jest w latach z beźśnieźnymi i ciepłymi zimami oraz w lecie i pierwszej połowie jesieni. Według [25] gleby mogą zatrzymywać Cl^- przez co najmniej 2,5-5 miesięcy po zastosowaniu soli drogowej. Stopniowe uwalnianie Cl^- z gleb tłumaczy utrzymywanie się przez znaczną część roku wysokich stężeń soli w niektórych wodach powierzchniowych i podziemnych.

Ze spływami roztopowymi w półroczach chłodnych wiąże się też wzrost przewodności elektrolitycznej. Wody roztopowe niosą ze sobą wysokie ładunki zanieczyszczeń, ponieważ na powierzchni zalegającego śniegu dochodzi do adsorpcji znacznych ilości zanieczyszczeń, w tym kumulowania środków zwalczających śliskość (Kuoppamäki i in. 2014).

Zarówno w analizowanych stawach przydrożnych, jak i niektórych innych obiektach zagospodarowania wód deszczowych, zaobserwowano znaczną zmienność jakościową retencjonowanych wód [1],[36]. Zjawisko to wynika z istnienia dużej ilości różnych czynników, decydujących o stopniu zanieczyszczenia spływów opadowych. Istotna może być zmienność warunków opadowych i termicznych na analizowanym obszarze [24] oraz sposób użytkowania terenu odwadnianego [33]. Stan taki utrudnia prognozowanie jakości wód deszczowych oraz wyznaczanie okresów, w których wykorzystanie tych wód będzie bezpieczne dla środowiska. Należy rozważyć konieczność stałego monitorowania stopnia zanieczyszczenia w przypadku wykorzystywania wód deszczowych do celów gospodarczych, np. nawadniania. Po usunięciu zawiesin w procesie sedimentacji, wody deszczowe można również przeznaczyć do zmywania nawierzchni drogowych, tworząc w ten sposób system z obiegiem zamkniętym. Możliwe jest też wykorzystanie retencjonowanych wód deszczowych do celów przeciwpożarowych. Potraktowanie wód deszczowych, jako alternatywnego zasobu przyczyniłoby się do oszczędności wody wodociągowej, co ma szczególne znaczenie w sytuacji rosnącego deficytu wodnego [7].

Przyszłe badania powinny uwzględnić m.in. ocenę wielkości retencji w zbiornikach przydrożnych oraz niezawodności analizowanych źródeł wody. Z tego względu należy ustalić zapotrzebowanie na wodę o określonej jakości oraz zdolność do gromadzenia wymaganej ilości wody. Konieczne jest rozpoczęcie pomiarów stanów wody w zbiornikach oraz wielkości parowania ze zwierciadła w odniesieniu do panujących warunków pogodowych (bilans wodny). Monitoring jakości wód należy rozszerzyć o składniki szczególnie niebezpieczne, jak metale ciężkie czy węglowodory aromatyczne. W początkowej fazie eksploatacji systemu zagospodarowania wód opadowych stężenia tych zanieczyszczeń mogą być bardzo małe – nawet poniżej granicy oznaczalności, jednak należy pamiętać, że charakteryzują się one dużą trwałością i zdolnością kumulacji w środowisku.

Podsumowanie

Stawy deszczowe, budowane przy nowych lub modernizowanych drogach, stają się trwałym elementem krajobrazu zurbanizowanego. Ich podstawowym zadaniem jest bezpieczne gromadzenie i oczyszczanie spływów z powierzchni uszczelnionych. W związku z rosnącym deficytem wodnym obiekty te powinny być traktowane, jako dodatkowe źródło wody dla mniej wymagających odbiorców. Opracowanie racjonalnego systemu zarządzania wodami deszczowymi z infrastruktury drogowej musi być

poprzedzone wnikliwymi analizami ich jakości oraz oceną ewentualnego zagrożenia dla środowiska.

Przeprowadzone badania wykazały duże zróżnicowanie jakości wód deszczowych w systemie zbiorników przydrożnych we wczesnej fazie ich eksploatacji. Znaczną zmiennością cechują się stężenia zawiesin ogólnych, NH_4^+ , NO_2^- , TP, PO_4^{3-} i Cl^- . Mimo podobnych parametrów konstrukcyjnych i małej odległości, dzielącej badane stawy, jakość retencjonowanych wód deszczowych jest różna. Wyższe średnie wartości zanieczyszczeń stwierdza się w zbiorniku odbierającym spływ z drogi o większym natężeniu ruchu. W porównywanych fazach eksploatacji nie odnotowano istotnych różnic między średnimi wartościami większości wskaźników jakości. Oznacza to, że w nowych zbiornikach poziom średniego zanieczyszczenia stabilizuje się w ciągu kilku lat od ich oddania do użytkowania. Mimo to, zmienność jakości jest większa w pierwszej fazie eksploatacji systemu zagospodarowania wód deszczowych. Zmiany natężenia ruchu samochodowego na odwadnianych odcinkach dróg nie wpłynęły istotnie na stopień zanieczyszczenia retencjonowanych wód. Jedynie różnice notuje się w przypadku BZT₅, ChZT i NO_2^- . Wody deszczowe wykazują większe zanieczyszczenie w półroczu ciepłym niż w półroczu chłodnym. Istotne różnice stwierdza się pomiędzy wartościami pH, O_2 , TN i NO_2^- . Mimo, że przeciętne wartości wszystkich analizowanych zanieczyszczeń w stawach deszczowych odpowiadały krajowym normom, to w pojedynczych terminach pomiarowych stwierdzono niepokojące wartości przewodności, pH, zawiesin, ChZT, TP i Cl^- . Ze względu na wysoką okresową koncentrację TP i Cl^- należy zachować szczególną ostrożność przy ostatecznym zagospodarowaniu wód deszczowych (zagrożenie eutrofizacją i halofitacją). Wysoka przewodność i Cl^- wiążą się ze spływami roztopowymi, niosącymi ze sobą wysokie ładunki zanieczyszczeń (m.in. środki do zwalczania śliskości pośniegowej). Z tego względu rekomenduje się wykorzystanie wód opadowych przede wszystkim w latach z beźśnieźnymi i ciepłymi zimami oraz w lecie i pierwszej połowie jesieni. Niestety, duża zmienność jakości retencjonowanych wód deszczowych utrudnia precyzyjne wyznaczanie okresów, w których ich wykorzystanie wiąże się z najmniejszym ryzykiem.

LITERATURA

- [1] Chianet A.S., Xenopoulos M.A. 2016. „Landscape and morphometric controls on water quality in stormwater management ponds”. *Urban Ecosystems* 19: 1645-1663.
- [2] Degtjarenko P. 2016. „Impacts of alkaline dust pollution on biodiversity of plants and lichens: from communities to genetic diversity”. *Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensiss* 306, University of Tartu Press.
- [3] DHV Polska. 2009. „Budowa drogi ekspresowej S17 odcinek Kurów-Lublin-Piaski. Zadanie nr 4”. GDDKiA Oddział w Lublinie, Lublin.
- [4] DrogMost Lubelski. 2009. „Budowa drogi ekspresowej S17 odcinek Kurów-Lublin-Piaski. Zadanie nr 5a”. GDDKiA Oddział w Lublinie, Lublin.
- [5] Dz. U. 2001 Nr 62 poz. 627: Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska.
- [6] Dz. U. 2019 poz. 1311: Rozporządzenie z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych.
- [7] Farreny R., Gabarrell X., Rieradevall J. 2011. „Cost-efficiency of rainwater harvesting strategies in dense Mediterranean neighbourhoods”. *Resources, Conservation and Recycling* 55 (7): 686-694.
- [8] GDDKiA (Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad). 2016. „Generalny Pomiar Ruchu w roku 2015”. <https://www.archiwum.gddkia.gov.pl/pl/2551/GPR-2015> (Dostęp: marzec 2022).
- [9] GDDKiA (Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad). 2021. „Generalny Pomiar Ruchu 2020/2021”. <https://www.gov.pl/web/gddkia/generalny-pomiar-ruchu-20202021> (Dostęp: wrzesień 2022).
- [10] GUS (Główny Urząd Statystyczny). 2017. „Ochrona środowiska 2017”. *Informacje i opracowania statystyczne*, Warszawa.
- [11] GUS (Główny Urząd Statystyczny). 2018. „Ochrona środowiska 2018”. *Analizy statystyczne*, Warszawa.
- [12] GUS (Główny Urząd Statystyczny). 2020. „Ochrona środowiska 2020”. *Analizy statystyczne*, Warszawa.

- [13] GUS (Główny Urząd Statystyczny). 2021. „Ochrona środowiska 2021”. *Analizy statystyczne*, Warszawa.
- [14] Herrmann J. 2012. „Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden”. *Limnologica* 42: 299-309.
- [15] Juang D.F., Tsai W.P., Liu W.K., Lin J.H. 2008. „Treatment of polluted river water by a gravel contact oxidation system constructed under riverbed”. *International Journal of Environmental Science and Technology* 5 (3): 305-314.
- [16] Kuoppamäki K., Setälä H., Rantalainen A.-L., Kotze D.J. 2014. „Urban snow indicates pollution originating from road traffic”. *Environmental Pollution* 195: 56-63.
- [17] Lam W.Y., Lembcke D., Oswald C. 2020. „Quantifying chloride retention and release in urban stormwater management ponds using a mass balance approach”. *Hydrological Processes* 34: 4459-4472.
- [18] Lazur A., VanDerwerker T., Koepenick K. 2020. „Review of Implications of Road Salt Use on Groundwater Quality – Corrosivity and Mobilization of Heavy Metals and Radionuclides”. *Water, Air, and Soil Pollution* 231 (9), article 474.
- [19] Le Viol I., Mocq J., Julliard R., Kerbirou C. 2009. „The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macro-invertebrates”. *Biological Conservation* 142: 3163-3171.
- [20] Maurer L., Zumsteg J., Lutz C., Ottermatte M.P., Wanko A., Heintz D., Villette C. 2021. „Towards a model for road runoff infiltration management”. *Clean Water* 4, article 44.
- [21] Mikołajków J., Sadurski A. 2017. „Główne zbiorniki wód podziemnych w Polsce”. Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- [22] Mokrani S., Nabti E., Cruz C. 2020. „Current Advances in Plant Growth Promoting Bacteria Alleviating Salt Stress for Sustainable Agriculture”. *Applied Sciences* 10 (20), article 7025.
- [23] Musz-Pomorska A., Sabat M., Widomski M.K. 2021. „Wpływ rodzaju nawierzchni na wybrane parametry hydrauliczne i jakościowe kanalizacji deszczowej”. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 7-8: 12-17.
- [24] Opher T., Friedler E. 2010. „Factors affecting highway runoff quality”. *Urban Water Journal* 7 (3): 155-172.
- [25] Robinson H.K., Hasenmueller E.A., Chambers L.G. 2017. „Soil as a reservoir for road salt retention leading to its gradual release to groundwater”. *Applied Geochemistry* 83: 72-85.
- [26] Schwartz D., Sample D.J., Grizzard T.J. 2017. „Evaluating the performance of a retrofitted stormwater wet pond for treatment of urban runoff”. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (6), article 256.
- [27] Wakida F.T., Martinez-Huato S., Garcia-Flores E., Piñon-Colin T.D.J., Espinoza-Gomez H., Ames-López A. 2014. „Pollutant association with suspended solids in stormwater in Tijuana, Mexico”. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11: 319-326.
- [28] Wang Y.K., Ji Z.H., Li X.Q., Long Z.W., Pei Y.S. 2022. „Comprehensive analysis of the migration and transformation of nutrients between sediment and overlying water in complex habitat systems”. *Science of the Total Environment* 852, article 158433.
- [29] Xu W.D., Fletcher T.D., Duncan H.P., Bergmann D.J., Breman J., Burns M.J. 2018. „Improving the multi-objective performance of rainwater harvesting systems using real-time control technology”. *Water* 10 (2), article 147.
- [30] Yang Y.-Y., Toor G.S. 2017. „Sources and mechanisms of nitrate and orthophosphate transport in urban stormwater runoff from residential catchments”. *Water Research* 112: 176-184.
- [31] ZDiM w Lublinie (Zarząd Dróg i Mostów w Lublinie). 2022. „Pomiary ruchu drogowego”. http://www.zdm.lublin.eu/?page_id=1716 (Dostęp: maj 2022).
- [32] Zgoła A., Chojecka J., Urbanek M., Hosaja M. 2020. „Zagospodarowanie wód opadowych i roztopowych na przykładzie mareckiego systemu kanalizacji deszczowej”. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 7-8: 23-31.
- [33] Zhang Q., Wang X., Hou P., Wan W., Ren Y., Ouyang Z., Yang L. 2013. „The temporal changes in road stormwater runoff quality and the implications to first flush control in Chongqing, China”. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (12): 9763-9775.
- [34] Zubala T. 2013. „Analiza efektywności oczyszczania oraz uwarunkowań techniczno-eksploatacyjnych oczyszczalni ścieków opadowych”. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2: 96-98.
- [35] Zubala T. 2022a. „Effect of transport infrastructure development on selected components of the environment of innercity river valley and the possibility of its revitalization (Lublin, Poland)”. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 44862-44873.
- [36] Zubala T. 2022b. „The working conditions and optimisation of a large rainwater harvesting and treatment system in an area at a risk of erosion”. *Water Resources Management* 36: 135-152.