



Final Report 2023

Annex D4

Annex D4 includes a report of assessment of the effectiveness of the adaptation measures for water quality improvement

1 deliverable for Action D4:

Final monitoring report (post investment phase of the monitoring)



The deliverable for D4 Actions – final monitoring report consists of four reports on microbiological and toxicological parameters showing that the implemented in the project ecosystem-based solutions improved the chemical and physical quality of water.

I. Report - physicochemistry

This report concerns the assessment of the impact of investments made under the LIFERADOMKLIMA-PL project (LIFE14CCA/PL/000101) on the physical and chemical condition of the waters of the Mleczna River catchment area in the city of Radom in order to assess the effectiveness and optimization of the implemented projects.

Monitoring of physicochemical parameters was carried out in the period from June 2021 to October 2022, at 12 basic sites (marked from R1 to R12) to assess the water level in the post-investment period in the project and compare it with the water level at the same sites in the pre-investment period, and at 14 sites supplementary tests in order to assess the effectiveness of individual solutions. The choice of monitoring points was dictated by the location of the project's investment areas and the need to assess the effectiveness of their functioning.

Sampling took place from June 2021 to October 2022, 1-2 times a month depending on weather conditions (additional sampling during rainfall). Its purpose was to assess the state of water in the designated basic sites. Analyzes and assessment of physical and chemical parameters were carried out in the laboratory of Municipal Waterworks in Radom Sp. z o. o. Supplementary monitoring included in situ measurement of parameters (water temperature, dissolved oxygen concentration, conductivity and pH) using a WTW meter.

The concentration of iron was the indicator for which higher concentrations were usually recorded in the post-investment monitoring than before the investments. The average reduction of iron for the entire period after the procedures performed in the colmatation joints was approx. 29%.

In the case of nitrogen and total phosphorus, lower concentrations were recorded in post-investment monitoring at most sites compared to pre-investment monitoring. Reconstruction of ponds, oxygenation of water, intensification of the process of photosynthesis and assimilation of nutrients by plants contributed to the reduction of total nitrogen content in water by approx. 31% on average, ammonium nitrogen in water throughout the season by approx. by about 24%. The average reduction of total phosphorus in the entire post-investment period was over 12%.

The reconstruction of the colmatation ponds improved the oxygen conditions of the water flowing out of the ponds. The increase in oxygen concentration between sites R3-1 and R3-2 indicates a positive effect of the oxygenation zone, mainly in the period without precipitation.

The average suspension reduction in the entire post-investment period was approx. 39%. While the amount of suspended solids transported by the Mleczna River to the colmatation ponds in 2021/2022



was almost twice as low as in 2016, its reduction in the colmatation ponds after the reclamation treatments did not reach the assumed coefficient of 50%. However, the 39% reduction achieved should be considered satisfactory, especially since in 2016 an increase of 32% was observed. Taking these two dependencies into account, the amount of reduction will exceed the assumed threshold of 50%.

According to the assumptions of the project, the improvement of the physicochemical condition of waters was to be demonstrated for two tasks: reconstruction of colmatation ponds and sealing of the A0 channel. However, the above results indicate that the improvement of water quality was also observed at other measurement points within which the project implementations were carried out. The monitoring carried out in 2021/2022 showed that the solutions implemented under the project for most of the analyzed parameters are characterized by effective reduction of pollutants transported by river systems, improving its quality in these ecosystems. In some cases, the expected effect related to the reduction of pollutants was not observed, which may be the result of:

- low rainfall and drought developing in 2022 - from the middle of the year the water level in the rivers decreased, which was most visible in the Cerekwianka
- too short a period between the time related to the completion of the investment and the commencement of monitoring activities, where the first year is a period of stabilization of self-cleaning processes, which is additionally overlapped with changing meteorological and hydrological conditions, and most implementations are based on plant systems that need at least two /three years to full adaptation.

Recommendations:

- monitor the level of sediment filling
- annually remove part of the macrophytes
- try to maintain a constant flow through the colmatation joints,
- increase the intensity of educational activities of people resting by the reservoir, so that they do not introduce pollutants into the reservoir.

II. Report – biological elements.

As part of the last stage of the LIFERADOMKLIMA-PL project (LIFE14CCA/PL/000101), monitoring studies of the Mleczna, Kosówka and Cerekwianka watercourses and the "Borki" reservoir located in the city of Radom were carried out. As part of the commissioned research, the following analyzes were performed:

1. Assessment of the ecological status/potential of the above-mentioned watercourses and the "Borki" reservoir in the city of Radom on the basis of diatomaceous phytobenthos determined at 8 measurement and control points in two research seasons (spring, autumn)

Project "Adaptation to climate change through sustainable management of water of the urban area of Radom City" is co-financed by European Union under the LIFE Program and the National Fund for Environmental Protection and Water Management.
LIFE14 CCA/PL/000101 LIFERADOMKLIMA-PL



2. Evaluation of the ecological potential of the "Borki" dam reservoir based on a comprehensive determination of phytoplankton
3. Assessment of the ecological status of the above-mentioned watercourses and the "Borki" reservoir in the city of Radom on the basis of benthic macroinvertebrates
4. Evaluation of the hydromorphological condition of the Mleczna River section after hydrotechnical works carried out according to the River Habitat Survey (RHS) method
5. Comprehensive determination of zooplankton in the "Borki" dam reservoir along with the assessment of ecological potential

Ad.1. The ecological status of waters is a term describing the purity of these waters in terms of both biological and chemical properties. In the case of using biological indicators, the assessment of the ecological status of rivers is based on determining the structure of organisms living in them in terms of species and quantity. The assessment may cover one group of aquatic organisms, for example benthic algae, or several such as: phytoplankton, macroinvertebrates, aquatic plants, fish. The assessment of the status of surface waters is presented through the assessment of the ecological status - when the research concerns waters of a natural character, unaltered by man, or through the ecological potential - in the case of waters that have been significantly changed as a result of human activity.

In this study, the assessment of the ecological status/potential of selected ecosystems in the city of Radom was carried out on the basis of the species and quantitative composition of microalgae - diatoms inhabiting the bottom. For this purpose, the collected samples were subjected to chemical reactions leading to obtaining preparations enabling their taxonomic identification. Based on the obtained results, the values of diatomaceous indices were calculated, such as: IO (Multimetric Diatomaceous Index), GR (Reference Species Abundance Index), SI (Saprobic Index) and TI (Trophic Index). The obtained values indicate the diversified nature of the studied watercourses and reservoirs. The conducted biological analyzes showed that in the spring season the best water quality was recorded in the Mleczna River at the Kładka site, as well as in the Borki reservoir in most months of the autumn 2021, spring and autumn 2022 seasons.

Ad.2. In this study, the ecological potential of the Borki reservoir was biologically assessed. This is due to the fact that it is an artificial ecosystem, created as a result of human activity. The analysis concerned microalgae found in the water column of the reservoir, called phytoplankton. Numerous groups of algae and cyanobacteria were found in the tested samples, which were used to carry out specialist water quality analyzes using the multimetric phytoplankton indicator IFPL. The numerical values of this indicator showed that the water quality in the Borki reservoir oscillated between very good and good, regardless of the research season.

Ad.3. Both the analysis of the structure of benthic macroinvertebrates caught in two research cycles at individual sites and their numbers, as well as the biological indicators calculated on this basis, show



a varied picture of the purity of the analyzed watercourses and the reservoir. The latest research results obtained after the works carried out in the catchments and in the watercourses themselves indicate an improvement in biotic conditions compared to previous years. Comparing the two research cycles, it is possible to state an improvement in water quality assessed with indicators based on invertebrate macrofauna assemblages. It can be assumed that the state of water quality is no longer solely and directly related to the type of catchment, but also to the processes that took place during the hydrotechnical treatments carried out under this Project.

The Kosówka River and the Mleczna River, both above and below the Borki Reservoir, are characterized by good water conditions. The Borki reservoir itself shows an increase in the quality class and thus fits into the area of increased purity of surface waters. Treatments carried out above the Borki reservoir, such as, for example, the intake of a tributary from the A0 Canal to Mleczna near Sucha Street into a gabion-lined canal, as well as the reconstruction of colmatation ponds, could have contributed to the formation of favorable conditions for the occurrence of characteristic macroinvertebrate assemblages, including those with high sensitivity to contamination. Going down the catchment of the Mleczna River, we come across the Cerekwianka stream, which is its left-bank tributary. The project assumed the construction of floodplain polders above the estuary of Cerekwianka to Mleczna. Biological indicators, which are the basis for assessing the water purity of the watercourse, indicated an improvement in the quality of Cerekwianka water compared to 2016.

The Lake Macroinvertebrate Index for the Borki reservoir indicated an increase in the water purity class of the reservoir, among others due to caddisfly larvae from the Leptoceridae family found there, whose species are sensitive to pollution and are referred to as "good bioindicators". In the qualitative sample taken from the colmatation pond connected to the Borki reservoir, the presence of taxa sensitive to pollution was found, which may indicate the creation of a buffer zone between the river supplying it and the Borki reservoir, as well as the existence of good ecological conditions. The high quality index in this case was probably determined by the significant share of caddisflies from the Hydropsychidae family, which are bioindicating organisms. The emergence of this highly sensitive family of species could probably be related to the transformation of a part of the Mleczna River bed, through the so-called "meandering" and deflectors, and the introduction of a new, suitable habitat in the form of ramps made of gravel and stone.

Ad.4. Watercourses are characterized by a differentiated class of hydromorphological state. Along with the decrease in the HQA (Habitat Quality Assessment) index and the increase in HMS (Habitat Modification Score), the condition of the examined river sections deteriorates. In this case, a significant increase in the HMS index for the transformed section of the RHS (River Habitat Survey) of the Mleczna River had a decisive influence on classifying it to the IV class of hydromorphological status. Significant changes in the profiling and strengthening of the banks and the riverbed itself caused an increase in the degree of modification, and thus a decrease in the class. However, this result cannot be final, because both the catchment area and the river itself are subject to seasonal periods of hydrological diversity, which may in the future result in the adaptation of the changes made and the formation of

Project "Adaptation to climate change through sustainable management of water of the urban area of Radom City" is co-financed by European Union under the LIFE Program and the National Fund for Environmental Protection and Water Management.
LIFE14 CCA/PL/000101 LIFERADOMKLIMA-PL



various morphological elements, increasing the degree of naturalness. The current hydromorphological state of the RHS section is a transitional state and is not equivalent to the ecological state and biological diversity of a given area.

The development of morphological elements of rivers is closely related to the possibility of separating diversified microhabitats. The more natural features a river has in its morphology (e.g. side channels, pools, natural damming, bank and mid-channel outcrops), the greater the probability of creating favorable conditions for the life of organisms, including macrophytes, benthic macroinvertebrates and fish. In the case of the Mleczna River, the changes made may initiate processes bringing the river closer to its natural character, however, the time needed for this, so far, remains undetermined.

Ad.5. The composition of zooplankton in the analyzed samples is typical for shallow, eutrophic water reservoirs. It is characterized by a high share of species characteristic of high trophic. Bacterivorous species predominate among rotifers. The tests also identified a predatory species of rotifers - *Asplanchna priodonta*. This species appears in large numbers in reservoirs rich in dead organic matter and also willingly feeds on detritus (large amounts of which have been observed in samples). Claw flies are mainly represented by ineffective filter feeders - these species willingly feed on bacteria and protozoa, i.e. they are partly or completely part of the detritus chain (the so-called microbial loop). This means that they do not significantly affect the density of algae. Copepods are dominated by predatory species from the order Cyclopoida. Attention is drawn to the high density of nauplii. The density ratio of copepods to cladocerans is high, which is also a characteristic of eutrophic ecosystems. The samples are poor in species.

Compared to analogous analyzes carried out in the Borki reservoir in 2016, the zooplankton species composition has not changed. It is noteworthy, however, that the zooplankton density and biomass values in 2022 are about three times lower than in 2016. After the investment, there was a change in biotic factors, such as the availability and type of food, trophic conditions, predation and competition. These factors affect zooplankton density and biomass. Stabilizing environmental conditions may favor an increase in the density and biomass of zooplankton and the reconstruction of the species composition of zooplankton towards species that effectively control algae biomass (e.g. clawed moths of the genus *Daphnia*). Therefore, it is recommended to repeat zooplankton tests in the Borki reservoir in subsequent growing seasons.

III. Report – microbiological assessment and analysis of occurrence of cyanobacteria.

1. Microbiological assessment.

During the monitoring of the sanitary condition of water in the Borki reservoir and the Mleczna River, analyzes of the number of fecal indicator bacteria (FIB) were carried out at selected sampling points. The number of so-called indicator bacteria is taken as a determinant of sanitary purity of water and the probability of presence of potentially pathogenic bacteria in it.



Throughout the monitoring period, the number of *E. coli* and fecal streptococci in the area of bathing areas located on the Borki reservoir was very low or no cells of these bacteria were detected at all.

These results indicate that the reconstruction of the colmatation ponds between the monitored point above the Borki reservoir on the Mleczna River and the point, located in the initial section of the reservoir, fulfill the intended function and prevent the entry of potentially pathogenic bacteria to the rest of the waters, including several swimming pools.

Comparing the current results of water monitoring (2022) to those obtained in 2016, it can be stated that the sanitary condition of water in the Borki reservoir, especially in the area of bathing areas, in the summer months has clearly improved compared to the period before the investment (2016).

2. Analysis of occurrence of cyanobacteria.

In 2016, during the April-November monitoring period, toxic cyanobacteria, including the genus *Microcystis*, capable of producing cyanobacterial hepatotoxins - microcystins, were detected in the Borki Reservoir. The problem started in April and lasted until September. At that time, biologically active microcystins were also noted. In addition, in November, the presence of microcystins was still confirmed in the chromatographic analysis.

In 2022, during the April-October monitoring period, blue-green algae were detected in the Borki Reservoir, but only sporadically the genus *Microcystis*, no toxinogenic genotypes were detected, nor was biological activity or the presence of microcystins confirmed in any of the analyzed water samples.

No threat from toxic, microcystin-producing cyanobacteria, including the genus *Microcystis*, in the Borki Reservoir, after investment works under the LIFERADOMKLIMA-PL project, proves the proper design and implementation of the above-mentioned. reclamation treatments related to, among others, with the construction of systems reducing the excess of nutrients - nitrogen and phosphorus compounds getting from urban areas to the surface waters of the reservoir.

IV. Report - the functioning of the cleaning system waters from the A0 Channel

The main purpose of the report is to present the effectiveness of the solution, which is a system of Permeable Reactive Barriers for pre-treatment of water from the A0 channel, which are used to increase the flow in the Mleczna River, thus supplying the Borki reservoir in Radom. The arrangement of these barriers is part of the Sequential Sedimentation and Biofiltration System, which has been adapted to local conditions.



This system has been integrated with a hydrotechnical solution in the form of an underground swirl settling tank for the initial pre-treatment of water and the elimination of mainly pollutants suspended in the water column.

The monitoring was carried out in the period from June 30, 2022 to September 19, 2022. In total, 140 water samples were collected for analysis in 5 monitoring campaigns.

It should be emphasized that the optimal operation of the biofiltration part may occur even several years after the system is launched, due to the long time associated with the colonization of the new area by planted species, but also inter-individual and inter-species competition, characteristic of newly created wetlands.

Conclusions:

1. The applied system effectively reduces, on average, about 1/3 of the phosphate load transported from the A0 channel. Taking into account the work of the biofilter, in total the system removes over 70% of phosphates. The concentration of phosphates is very low and does not adversely affect the quality of the waters of the Mleczna River.
2. Probably due to the high concentration of calcium ions in the water flowing down the A0 channel, additionally increased by the action of filtration materials, there is a positive effect of the decrease in the concentration of phosphates (and at the same time total phosphorus) in Mleczna.
3. High water pollution in the A0 channel with dissolved forms of nitrogen is not fully compensated by the filtration materials. The effectiveness of the system in this respect should develop along with the development of the biofiltration zone and biofilm inside the barriers. The pilot control of the effectiveness of this system already in this period showed high efficiency in the removal of nitrogen compounds, probably as a result of the developed periphyton.
4. Intensive development of the biofilm in the PBR results in its low stability in the initial period and the risk of releasing organic matter into the flowing waters. The result of this phenomenon is the low efficiency of the system for the removal of suspended solids and suspended organic matter.
5. PBRs also showed effectiveness against nitrates and ammonium ions - on average, during the September monitoring campaign, PBRs removed 11% and 33% of these compounds, respectively.



Project "Adaptation to climate change through sustainable management of water of the urban area of Radom City" is co-financed by European Union under the LIFE Program and the National Fund for Environmental Protection and Water Management.
LIFE14 CCA/PL/000101 LIFERADOMKLIMA-PL



Dr Katarzyna Szulc

**Raport z badań monitoringowych
w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL
(LIFE14CCA/PL/000101) - 2022 r.**

Łódź 2022



AUTORZY BADAŃ:

Część I

Autorzy: Dr Katarzyna Szulc, Dr Bogusław Szulc

- Ocena stanu/potencjału ekologicznego wybranych cieków wodnych oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie fitobentosu okrzemkowego oznaczonego w 8 punktach pomiarowo-kontrolnych w dwóch sezonach badawczych (wiosna, jesień)
- Ocena potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na podstawie kompleksowego oznaczenia fitoplanktonu

Część II

Autor: Dr Katarzyna Kwiatkowska, Inż. Sara Szczepaniak, Julia Wawrzyniak

- Ocena stanu ekologicznego wybranych cieków oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie makrobezkręgowców bentosowych
- Ocena stanu jakości hydromorfologicznej odcinka wybranych cieków Radomia zgodnie z oczekiwaniami Ramowej Dyrektywy Wodnej według metody River Habitat Survey (RHS)

Część III

Autor: Prof. nadzw. Uł, Dr hab. Adrianna Wojtal-Frankiewicz

- Kompleksowe oznaczenia zooplanktonu w zbiorniku zaporowym „Borki” wraz z oceną potencjału ekologicznego



SPIS TREŚCI

Spis treści

1. WSTĘP.....	5
2. Część I - Fitobentos i fitoplankton	6
2.1. ZAKRES WYKONANYCH PRAC	6
2.1.1. Ocena stanu/potencjału ekologicznego wybranych cieków wodnych oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie fitobentosu okrzemkowego w latach 2021, 2022	6
2.1.1.1. WSTĘP.....	6
2.1.1.2. METODYKA	6
2.1.1.3. WYNIKI.....	7
2.1.2. Analiza porównawcza wyników oceny stanu/potencjału ekologicznego wybranych cieków wodnych oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie fitobentosu okrzemkowego z lat 2016, 2021, 2022.....	11
2.1.2.1. Analiza ilościowa okrzemek bentosowych	11
2.1.2.2. Biologiczna ocena jakości wody w wybranych ekosystemach wodnych.....	11
2.1.2.3. PODSUMOWANIE	12
2.1.3. Ocena potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na podstawie kompleksowego oznaczenia fitoplanktonu w latach 2021, 2022	14
2.1.3.1. WSTĘP.....	14
2.1.3.2. METODYKA	14
2.1.3.3. WYNIKI.....	15
2.1.4. Analiza porównawcza wyników oceny potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na podstawie kompleksowego oznaczenia fitoplanktonu z lat 2016, 2021, 2022	17
2.1.4.1. Analiza jakościowa i ilościowa	17
2.1.4.2. Analiza biomasy glonów i sinic	18
2.1.4.3. Biologiczna ocena jakości wody	19
2.1.4.4. PODSUMOWANIE	20
2.2. LITERATURA.....	20
3. Część II – Makrobezkręgowce i RHS	21
3.1. Ocena stanu ekologicznego wybranych cieków oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie makrobezkręgowców bentosowych.....	21
3.1.1. Wstęp	21
3.1.2. Teren badań.....	22
3.1.2.1. Zbiornik Borki.....	22
3.1.2.2. Modyfikacje geomorfologiczne wykonane w etapie działań wdrożeniowych.....	23
3.1.2.3. Opis stanowisk.....	25
3.1.3. Metody badań	34
3.1.3.1. Prace terenowe	34
3.1.3.2. Prace laboratoryjne	35
3.1.3.3. Analiza statystyczna i indeksy biotyczne	35
3.1.3.4. Metody wielowymiarowe.....	37
3.1.4. Wyniki.....	38
3.1.4.1. Struktura i liczebność	38
3.1.4.2. Analiza skupień.....	40
3.1.4.3. Indeksy biotyczne i klasy czystości wód	41
3.1.5. Podsumowanie	42
3.1.6. Literatura	44
4. Część III - Zooplankton.....	61



4.1. Kompleksowe oznaczenia zooplanktonu w zbiorniku zaporowym „Borki” wraz z oceną potencjału ekologicznego.....	61
4.1.1. MATERIAŁ I METODY	61
4.1.2. WYNIKI.....	62



1. + ' (J \$

W ramach ostatniego etapu realizacji projektu **LIFERADOMKLIMA-PL (LIFE14CCA/PL/000101)** wykonano badania monitoringowe cieków wodnych Mleczna, Kosówka i Cerekwianka oraz zbiornika „Borki” znajdującego się na terenie miasta Radomia.

W ramach zleconych badań wykonano:

- Ocena stanu/potencjału ekologicznego ww. cieków wodnych oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie fitobentosu okrzemkowego oznaczonego w 8 punktach pomiarowo-kontrolnych w dwóch sezonach badawczych (wiosna, jesień)
- Ocena potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na podstawie kompleksowego oznaczenia fitoplanktonu
- Ocena stanu ekologicznego ww. cieków oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie makrobezkręgowców bentosowych
- Ocena hydromorfologicznego stanu odcinka rzeki mlecznej po przeprowadzonych pracach hydrotechnicznych według metody River Habitat Survey (RHS)
- Kompleksowe oznaczenia zooplanktonu w zbiorniku zaporowym „Borki” wraz z oceną potencjału ekologicznego

Wykonawcą prac była firma ALGIN Katarzyna Szulc. Zlecone prace zakładały badania laboratoryjne wraz z opracowaniem wyników. Pobór prób wykonał zespół z Katedry UNESCO Ekohydrologii i Ekologii Stosowanej UŁ.

Oceny stanu/potencjału ekologicznego dokonano na podstawie rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475).



2. Fitobentos i fitoplankton

2.1. ZAKRES WYKONANYCH PRAC

2.1.1. Ocena stanu i potencjału ekologicznego wybranych cieków w Radomiu w latach 2021, 2022

2.1.1.1. YUV R

W celu dokonania biologicznej oceny stanu/potencjału ekologicznego wykonano oznaczenia fitobentosu okrzemkowego w ciekach wodnych na terenie miasta Radomia w 6 punktach pomiarowo-kontrolnych w trzech sezonach badawczych (jesień 2021, wiosna, jesień 2022).

Zlecenie obejmowało wykonanie preparatów stałych, identyfikację taksonomiczną, obliczenie indeksu IO i wykonanie oceny stanu/potencjału ekologicznego badanych ekosystemów.

2.1.1.2. METODYKA

Z uwagi na konieczność wykonania analiz porównawczych wyników otrzymanych w roku 2016 i 2021-2022, analizy biologiczne wykonano zgodnie załącznikiem nr 7 rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 roku zmieniającego rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U.2016 poz. 1178) oraz zgodnie z obecnie obowiązującym rozporządzeniem jest Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475). Różnice w wartościach granicznych dla stanu/potencjału ekologicznego wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych dla jednolitych części wód rzecznych typu wód powierzchniowych RzN pomiędzy Dz.U. 2016 i Dz.U 2021 oraz wartościach granicznych dla stanu/potencjału ekologicznego wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych wchodzących w skład elementów biologicznych dla jednolitych części wód rzecznych wyznaczonych jako silnie zmienione jednolite części wód powierzchniowych, będących zbiornikami zaporowymi pomiędzy ww. Rozporządzeniami zawarto w tabeli (Tab. 1).

Tab. 1 Wartości graniczne dla stanu/potencjału ekologicznego dla jednolitych części wód rzek nizinnych typu RzN i zbiorników zaporowych wg . Dz. U. 2021 poz. 1475 oraz Dz.U.2016 poz. 1178

	Wartość graniczna dla stanu/potencjału ekologicznego				
	BARDZO DOBRY	DOBRY	UMIARKOWANY	SŁABY	ZŁY
	rzeki nizinne				
IO (Dz. U. 2016)	>0,54	≥0,39	≥0,30	≥0,15	<0,15
IO (Dz. U. 2021)	>0,54	≥0,39	≥0,30	≥0,15	<0,15
	zbiorniki				
IO (Dz. U. 2016)	> 0,70	≥ 0,59	≥0,4	≥0,15	<0,15
IO (Dz. U. 2021)	>0,75	≥0,65	≥0,45	≥0,20	<0,20

Metodyka: Mikroskopowa

Analiza laboratoryjna zgodnie z normą PN-EN 13946_2014-05E, PN-EN 14407_2014-05E

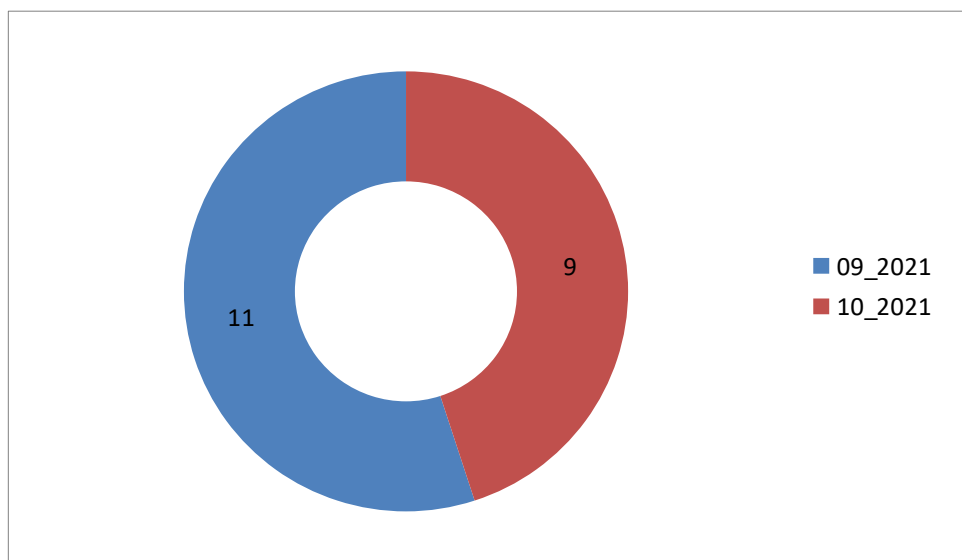
Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego jednolitych części wód rzek i jezior oraz potencjału ekologicznego sztucznych i silnie zmienionych jednolitych części wód płynących Polski na podstawie badań fitobentosu (GIOŚ 2010 lub ich aktualizacja).

2.1.1.3. WYNIKI

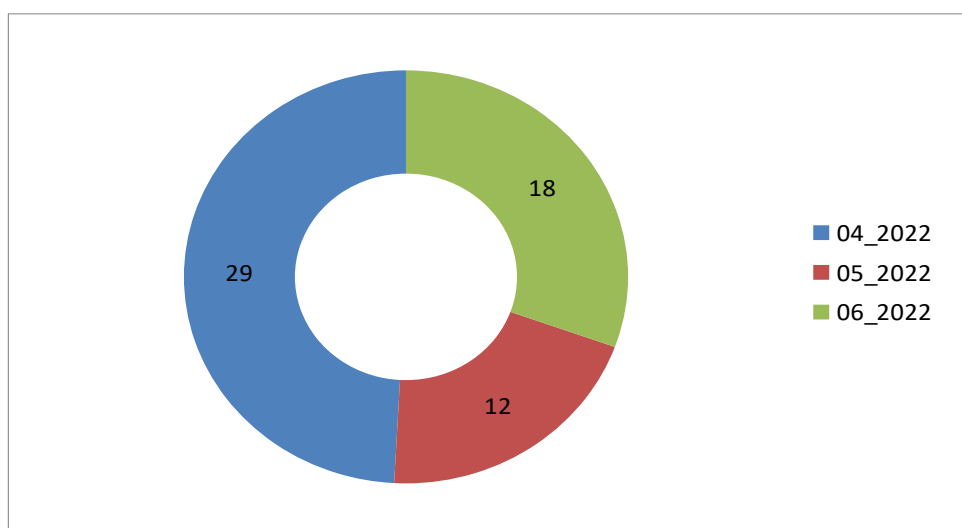
A

Próby do analiz pobrano z 6 stanowisk – 4 zlokalizowanych na wybranych ciekach wodnych i 2 zlokalizowanych na zbiornikach: kolmatacyjnym i Borki. Łącznie analizie poddano 14 prób bentosowych (9 dla zbiornika Borki w okresie 09.2021-10.2021, 1 dla zbiornika kolmatacyjnego z 10.2022 i 4 z rzek Mleczna (w próby), Cerekwianka i Kosówka wszystkie pobrane w 10.2022). W próbach bentosowych pochodzących z 4 rzecznych stanowisk łącznie zidentyfikowano 56 taksonów reprezentowanych przez 18 rodzajów. Wśród okrzemek z rządu Centrales zidentyfikowano 3 gatunki (3 rodzaje), zaś 53 gatunków należało do Pennales (15 rodzajów). Na stanowisku zlokalizowanym na zbiorniku Borki łącznie oznaczono 77 gatunków okrzemek, zaliczanych do 31 rodzajów. Wśród okrzemek z rządu Centrales zidentyfikowano 2 gatunki (2 rodzaje), zaś 75 gatunków należało do Pennales (29 rodzaje).

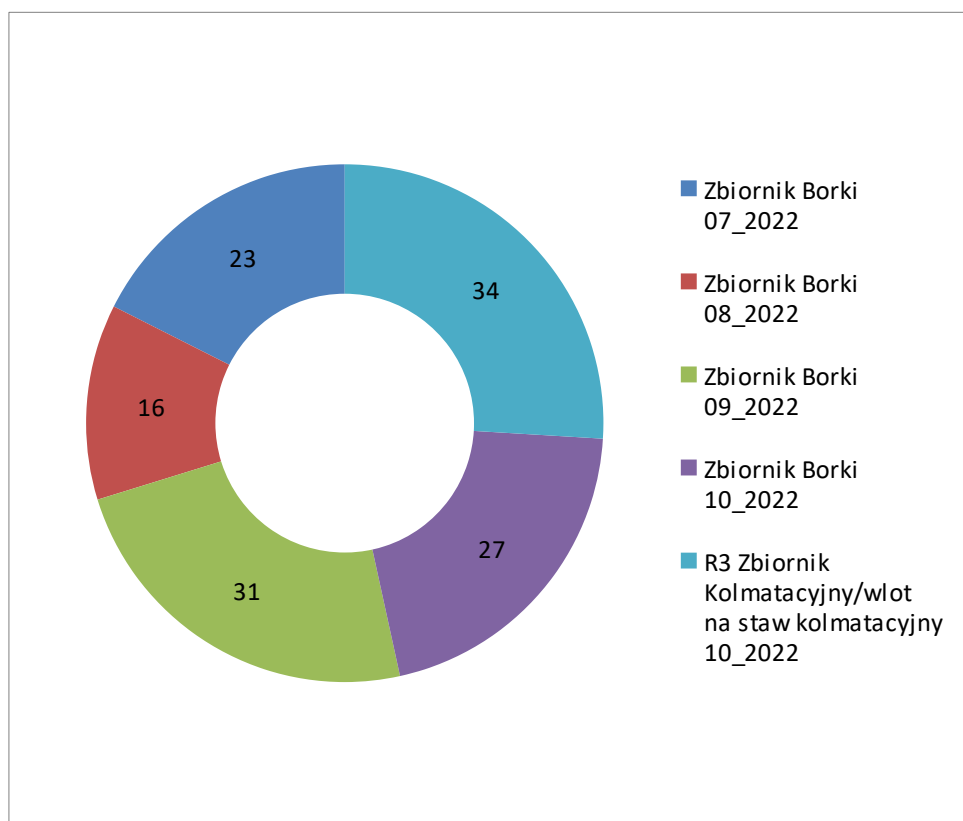
Poszczególne stanowiska poboru prób różniły się pod względem bogactwa składu gatunkowego (Ryc. 1, 2, 3, 4). W próbach pochodzących ze stanowisk zlokalizowanych na zbiornikach najwyższą liczbę taksonów zanotowano w zbiorniku kolmatacyjnym w październiku 2022 (34), oraz w kwietniu, wrześniu i październiku 2022 w zbiorniku Borki (29; 31 i 27). W przypadku prób pobranych z rzek najwyższą liczbę taksonów oznaczono w Mlecznej (stanowisko Kładka) 31 oraz w Kosówce (30).



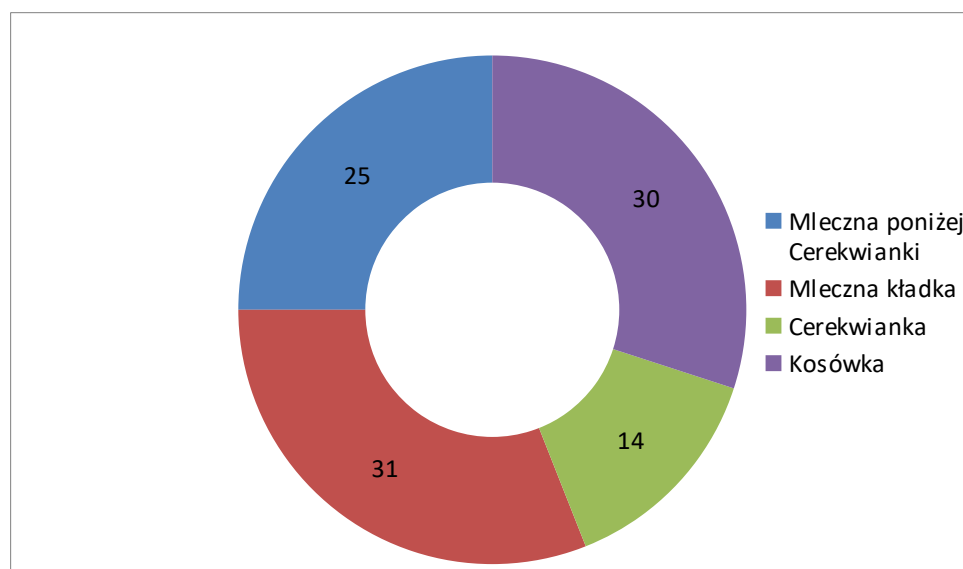
Ryc. 1. Liczba oznaczonych taksonów okrzemek bentosowych na zbiorniku Borki w sezonie jesiennym 2021



Ryc. 2. Liczba oznaczonych taksonów okrzemek bentosowych na zbiorniku Borki w sezonie wiosennym 2022



Ryc. 3. Liczba oznaczonych taksonów okrzemek bentosowych na wybranych zbiornikach w sezonie jesiennym 2022



Ryc. 4. Liczba oznaczonych taksonów okrzemek bentosowych na wybranych stanowiskach rzecznych w sezonie jesiennym (10_2022)

Analiza jakościowa i ilościowa zbiorowisk fitobentosowych przeprowadzona na wybranych stanowiskach badawczych posłużyła do obliczenia wartości indeksów okrzemkowych oraz do oceny stanu/potencjału ekologicznego wybranych cieków wodnych i zbiorników „Borki” i kolmatacyjnego na terenie miasta Radomia (Tab. 2).

Do wykonania biologicznej oceny jakości wody wykorzystano indeksy: IO (Multimetryczny Indeks Okrzemkowy), GR (Wskaźnik Obfitości Gatunków Referencyjnych), SI (Indeks Saprobowy) i TI (Indeks Troficzny).

Tab. 2 Zestawienie wartości liczbowych indeksów IO, GR, SI i TI wraz z oceną stanu/potencjału ekologicznego (wg Dz.U.2016 poz. 1178 i Dz. U. 2021 poz. 1475).

	NAZWA STANOWISKA	IO	GR	SI	TI	OCENA (Dz U. 2016)	OCENA (Dz U. 2021)
sezon jesienny 2022	KOSÓWKA	0,36	0,10	2,03	2,75	UMIARKOWANY	UMIARKOWANY
	MLECZNA poniżej Cerekwianki	0,42	0,36	2,08	2,95	DOBRY	DOBRY
	MLECZNA (kładka)	0,50	0,53	1,99	2,85	DOBRY	DOBRY
	CEREKWIANKA	0,36	0,05	1,69	3,03	UMIARKOWANY	UMIARKOWANY
	ZBIORNIK KOLAMATACYJNY	0,49	-	-	-	DOBRY	DOBRY
	NAZWA STANOWISKA	IO				OCENA (Dz U. 2016)	OCENA (Dz U. 2021)
09_2021	zbiornik BORKI	0,45				UMIARKOWANY	UMIARKOWANY
10_2021	zbiornik BORKI	0,69				DOBRY	DOBRY
04_2022	zbiornik BORKI	0,72				BARDZO DOBRY	DOBRY
05_2022	zbiornik BORKI	0,63				DOBRY	UMIARKOWANY
06_2022	zbiornik BORKI	0,57				UMIARKOWANY	UMIARKOWANY
07_2022	zbiornik BORKI	0,56				UMIARKOWANY	UMIARKOWANY
08_2022	zbiornik BORKI	0,67				DOBRY	DOBRY
09_2022	zbiornik BORKI	0,65				DOBRY	DOBRY
10_2022	zbiornik BORKI	0,66				DOBRY	DOBRY

Zgodnie z przeprowadzoną analizą najlepszą jakość wody w ekosystemach rzecznych zanotowano w rzece Mlecznej na stanowisku Kładka i poniżej rzeki Cerekwianki. Wody rzek Kosówki i Cerekwianki oceniono na umiarkowany stan ekologiczny.

Zgodnie z Rozporządzeniem z roku 2016, w badaniach prowadzonych na zbiorniku Borki wykazano bardzo dobry potencjał ekologiczny w kwietniu 2022, dobry potencjał ekologiczny w październiku 2021, w maju oraz w sierpniu, wrześniu i październiku 2022. Potencjał umiarkowany wystąpił w we wrześniu 2021 oraz w szczycie sezonu letniego w czerwcu i lipcu 2022. Potencjał ekologiczny zbiornika kolmatacyjnego oznaczono na dobry sezonie jesiennym 2022.

Analiza uzyskanych wyników przeprowadzona w oparciu o Rozporządzenie Ministra 2021 roku nie zmieniła stanu/potencjału ekologicznego w rzekach i zbiorniku kolmatacyjnym, a w zbiorniku Borki zmianie uległ potencjał ekologiczny kwietniu 2022 z bardzo dobrego na dobry i w maju 2022 z dobrego na umiarkowany.



2.1.2. C p c n k | c " r q t » y p c y eu| vcc"pyw{1prkqm»gyp"eq ecgEpw" g m q n q i k e e k g m» y " y q f p { e j "šqDtqct|m'k jö d kpqct"p'k gntc g p k g " o k c u v c " T c fitobentosu okrzemkowego z lat 2016, 2021, 2022

2.1.2.1. C p c n k | c " k n q e ktqsowych q m t | g o g m" d g p

Porównaniu poddano wyniki analiz ilościowych okrzemek bentosowych oznaczonych na stanowisku zbiornik Borki uzyskane odpowiednio w sezonach: wiosna 2016 i 2022 oraz jesień 2016, 2021 i 2022; a także na stanowiskach: rzeka Mleczna st. 4 i 6, rzeka Cerekwianka oraz rzeka Kosówka w sezonie jesiennym 2016 i 2022 (Tab. 3).

Tab. 3 Zestawienie liczby oznaczonych gatunków okrzemek bentosowych na wybranych stanowiskach w sezonach badawczych wiosna / jesień 2016, 2021 i 2022

	Zbiornik Borki	Mleczna st.4	Mleczna st. 6	Cerekwianka	Kosówka
Wiosna 2016	44	36	37	22	39
Wiosna 2022	Min. 18 / max. 29	-	-	-	-
Jesień 2016	24	52	48	33	50
Jesień 2021	Min. 9 / max. 11	-	-	-	-
Jesień 2022	Min. 16 / max. 31	31	25	14	30

Z uzyskanych wartości wynika, iż liczba gatunków okrzemek bentosowych uległa zmniejszeniu, co stanowi pozytywny aspekt przeprowadzonych prac inwestycyjnych, w wyniku których prawdopodobnie redukcji uległa pula dostępnych substancji biogenych w osadach dennych niezbędnych do rozwoju flory okrzemkowej bentosu. Równocześnie warto zauważyć, iż materiał przekazany do analiz był pobierany przez inny zespół badaczy, a w otrzymanych próbach dominował piasek oraz inna materia nieorganiczna. Ten aspekt również mógł mieć wpływ na bogactwo zbiorowisk okrzemkowych znajdujących się w zebranych materiale.

2.1.2.2. D k q n q i k e | p c " q e g p c " l c m q e k " y q f { " y " y { d t c p { e

Analizie porównawczej poddano także wartości liczbowe indeksów IO, GR, SI i TI wraz z oceną stanu/potencjału ekologicznego na wybranych stanowiskach poboru prób. Z uzyskanych wyników wnioskować można, iż stan/potencjał ekologiczny zbiornika Borki uległ wyraźnemu podwyższeniu z poziomu umiarkowanego (wiosna 2016) do poziomu dobrego/umiarkowanego na wiosnę 2022; a także z poziomu słabego notowanego na jesień 2016 do poziomu dobrego (jesień 2022). Analizując wyniki indeksów otrzymane na rzekach: Mleczna, Cerekwianka i Kosówka w podsumowaniu warto zaznaczyć, iż stan/potencjał ekologiczny rzeki Kosówki pozostał niezmiennie na poziomie umiarkowany; zaś w rzekach Mleczna i Cerekwianka uległ pogorszeniu odpowiednio z dobrego na umiarkowany i bardzo dobrego na dobry (Tab. 4).

Tab. 4 Zestawienie wartości liczbowych indeksów IO, GR, SI i TI wraz z oceną stanu/potencjału ekologicznego dla badanych ekosystemów wodnych wg Rozporządzenia Ministra z 2016 roku (Dz.U.2016 poz. 1178).

SEZON	NAZWA STANOWISKA	IO	GR	SI	TI	OCENA (Dz U. 2016)	
sezon jesienny	2016	KOSÓWKA	0,39	0,31	2,08	3,13	UMIARKOWANY
		MLECZNA poniżej Cerekwianki	0,45	0,38	1,93	2,93	DOBRY
		MLECZNA kładka	0,64	0,7	1,57	2,44	BARDZO DOBRY
		CEREKWIANKA	0,52	0,57	1,9	2,86	DOBRY
	2022	KOSÓWKA	0,36	0,10	2,03	2,75	UMIARKOWANY
		MLECZNA poniżej Cerekwianki	0,42	0,36	2,08	2,95	UMIARKOWANY
		MLECZNA (kładka)	0,50	0,53	1,99	2,85	DOBRY
		CEREKWIANKA	0,36	0,05	1,69	3,03	UMIARKOWANY

SEZON	NAZWA STANOWISKA	IO	OCENA (Dz U. 2016)	
sezon wiosenny	2016	zbiornik BORKI	0,57	UMIARKOWANY
	04_2022	zbiornik BORKI	0,72	DOBRY
	05_2022	zbiornik BORKI	0,63	DOBRY
	06_2022	zbiornik BORKI	0,57	UMIARKOWANY
	07_2022	zbiornik BORKI	0,56	UMIARKOWANY
sezon jesienny	2016	zbiornik BORKI	0,4	SŁABY
	09_2021	zbiornik BORKI	0,45	UMIARKOWANY
	10_2021	zbiornik BORKI	0,69	DOBRY
	08_2022	zbiornik BORKI	0,67	DOBRY
	09_2022	zbiornik BORKI	0,65	DOBRY
	10_2022	zbiornik BORKI	0,66	DOBRY

2.1.2.3. PODSUMOWANIE

Zarówno analiza jakościowa i ilościowa zbiorowisk okrzemek bentosowych, jak i obliczone na tej podstawie wskaźniki biologiczne prezentują zróżnicowany charakter badanych cieków i zbiorników, jak i ukazują różnice w jakości wód analizowanych ekosystemów.

Na podstawie analizy zbiorowisk fitobentosowych badanych ekosystemów można stwierdzić, iż w sezonie wiosennym najlepszą jakość wody zanotowano w rzece Mlecznej na stanowisku Kładka, a także w zbiorniku Borki w większości miesięcy sezonów jesiennego 2021, wiosennego i jesiennego 2022.

Przeprowadzone badania wskazują także na stanowiska o najniższym stanie/potencjale ekologicznym wód. Zgodnie z otrzymanymi wynikami najgorszą jakość wody zanotowano w rzekach Kosówka i Cerekwianka w sezonie jesiennym 2022, w tym samym sezonie także w zbiorniku kolmatacyjnym. W przypadku zbiornika Borki umiarkowany potencjał ekologiczny zanotowano we wczesnej części sezonu jesiennego 2021 oraz w szczycie letnim sezonu 2022.

Porównując wyniki z lat 2016, 2021 i 2022 warto zaznaczyć w podsumowaniu, iż stan/potencjał ekologiczny zbiornika Borki uległ wyraźnemu podwyższeniu, rzeki Mlecznej pozostał



niezmiennie na poziomie umiarkowany – dobry; zaś w rzekach Cerekwianka i Kosówka (stanowisko referencyjne bez wdrożonych rozwiązań) uległ pogorszeniu z dobrego na umiarkowany.

OPIS W JĘZYKU NIESPECJALISTYCZNYM

Stan ekologiczny wód jest terminem opisującym czystość tych wód pod względem zarówno biologicznym jak i chemicznym. W przypadku wykorzystania wskaźników biologicznych, ocena stanu ekologicznego rzek odbywa się na podstawie określenia struktury żyjących w nich organizmów pod względem gatunkowym i ilościowym. Ocena może obejmować jedną grupę organizmów wodnych, na przykład glonów bentosowych lub kilka, takich jak: fitoplankton, makrobezkręgowce, rośliny wodne, ryby. Ocenę stanu wód powierzchniowych prezentuje się poprzez ocenę stanu ekologicznego – gdy badania dotyczą wód o charakterze naturalnym, nie zmienionym przez człowieka, lub poprzez potencjał ekologiczny – w przypadku wód, które zostały w znacznym stopniu zmienione na skutek działalności człowieka.

W niniejszych badaniach ocenę stanu/potencjału ekologicznego wybranych ekosystemów na terenie miasta Radomia przeprowadzono na podstawie składu gatunkowego i ilościowego mikroglonów – okrzemek zasiedlających dno. W tym celu pobrane próby poddano reakcjom chemicznym prowadzącym do uzyskania preparatów umożliwiających ich identyfikację taksonomiczną. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono wartości indeksów okrzemkowych takich jak: IO (Multimetryczny Indeks Okrzemkowy), GR (Wskaźnik Obfitości Gatunków Referencyjnych), SI (Indeks Saprobowy) i TI (Indeks Troficzny). Otrzymane wartości wskazują na zróżnicowany charakter badanych cieków i zbiorników. Przeprowadzone analizy biologiczne wykazały, iż w sezonie wiosennym najlepszą jakość wody zanotowano w rzece Mlecznej na stanowisku Kładka, a także w zbiorniku Borki w większości miesięcy sezonów jesienno-wiosennego i jesienno-wiosennego 2022.

LITERATURA

1. Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2010. Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego jednolitych części wód rzek i jezior oraz potencjału ekologicznego sztucznych i silnie zmienionych jednolitych części wód płynących Polski na podstawie badań fitobentosu. Wrocław: 79ss.
2. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475).
3. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016r. zmieniające rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U.2016 poz. 1178)
4. PN-EN 14407_2014-05E. Jakość wody. Wytyczne dotyczące identyfikacji i oznaczania ilościowego próbek okrzemek bentosowych z rzek i jezior
5. Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego jednolitych części wód rzek i jezior oraz potencjału ekologicznego sztucznych i silnie zmienionych jednolitych części wód płynących Polski na podstawie badań fitobentosu (GIOŚ 2010 lub ich aktualizacja)

2.1.3. Kompleksowe oznaczenia fitoplanktonu w latach 2021, 2022

2.1.3.1. Y U V R

W celu dokonania oceny potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” wykonano kompleksowe oznaczenia fitoplanktonu.

Zlecenie obejmowało wykonanie preparatów (w tym preparatów stałych okrzemkowych), identyfikację taksonomiczną, obliczenie biomasy fitoplanktonu, obliczenie indeksu PMPL oraz wykonanie oceny potencjału ekologicznego badanych ekosystemów.

2.1.3.2. METODYKA

Analizę preparatów przeprowadzono w oparciu o próby zintegrowane z 3 wybranych stanowisk na zbiorniku Borki. Oczyszczanie okrzemek i przygotowanie preparatów trwałych wykonano zgodnie z obowiązującymi w Polsce normami i rekomendowaną metodyką do badań fitoplanktonu (Picińska-Fałtynowicz & Błachuta 2012).

Z uwagi na konieczność wykonania analiz porównawczych wyników otrzymanych w roku 2016 i 2021-2022, analizy biologiczne wykonano zgodnie załącznikiem nr 7 rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 roku zmieniającego rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U.2016 poz. 1178) oraz zgodnie z obecnie obowiązującym rozporządzeniem jest Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475). Różnice w wartościach granicznych dla klas jakości wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych dla jednolitych części wód rzecznych typu wód powierzchniowych RzN pomiędzy Dz.U. 2016 i Dz.U 2021 oraz wartościach granicznych dla klas jakości wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych wchodzących w skład elementów biologicznych dla jednolitych części wód rzecznych wyznaczonych jako silnie zmienione jednolite części wód powierzchniowych, będących zbiornikami zaporowymi pomiędzy ww. Rozporządzeniami zawarto w tabeli (Tab. 5).

Tab. 5 Granice klas potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych na podstawie indeksu IFPL wg . Dz. U. 2021 poz. 1475 oraz Dz.U.2016 poz. 1178

IFPL (Dz. U. 2016)	> 0,8	> 0,6	> 0,4	> 0,2	< 0,2
IFPL (Dz. U. 2021)	≥0,96	≥0,79	≥0,47	≥0,16	<0,16
klasyfikacja IFPL	I	II	III	IV	V
OCENA	BARDZO DOBRY	DOBRY	UMIARKOWANY	SŁABY	ZŁY

Metodyka: Mikroskopowa

Analiza laboratoryjna zgodnie z normami:
PN-EN 15204:2006, PN-ISO 10260. 2002.

Metodyka monitoringu i oceny potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych na podstawie elementów biologicznych (GIOŚ 2010 lub ich aktualizacja).

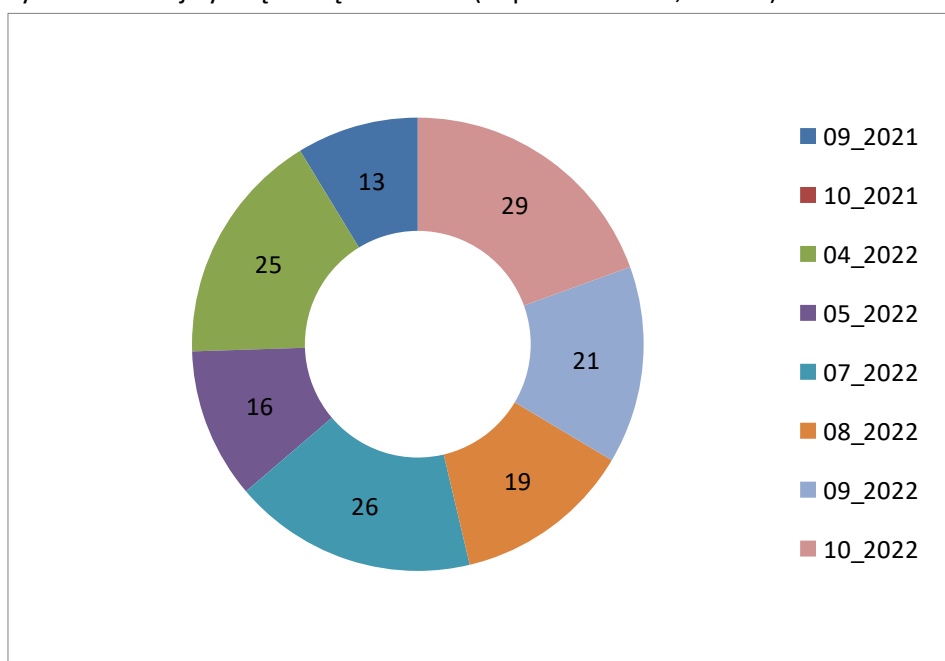
2.1.3.3. WYNIKI

A

łącznie analizie poddano 16 prób - 8 prób fitoplanktonowych oraz 8 prób okrzemek fitoplanktonowych.

1. Analiza okrzemek planktonowych

W próbach okrzemkowych łącznie zidentyfikowano 63 taksony reprezentowane przez 31 rodzajów. Wśród okrzemek z rzędu *Centrales* zidentyfikowano 4 gatunki (4 rodzaje) zaś 59 gatunków należało do *Pennales* (27 rodzajów). Poszczególne daty poboru prób różniły się pod względem składu gatunkowego (Ryc. 5). W próbach pochodzących z kwietnia, lipca i października 2022 zidentyfikowano najwyższą liczbę taksonów (odpowiednio 25; 26 i 29).

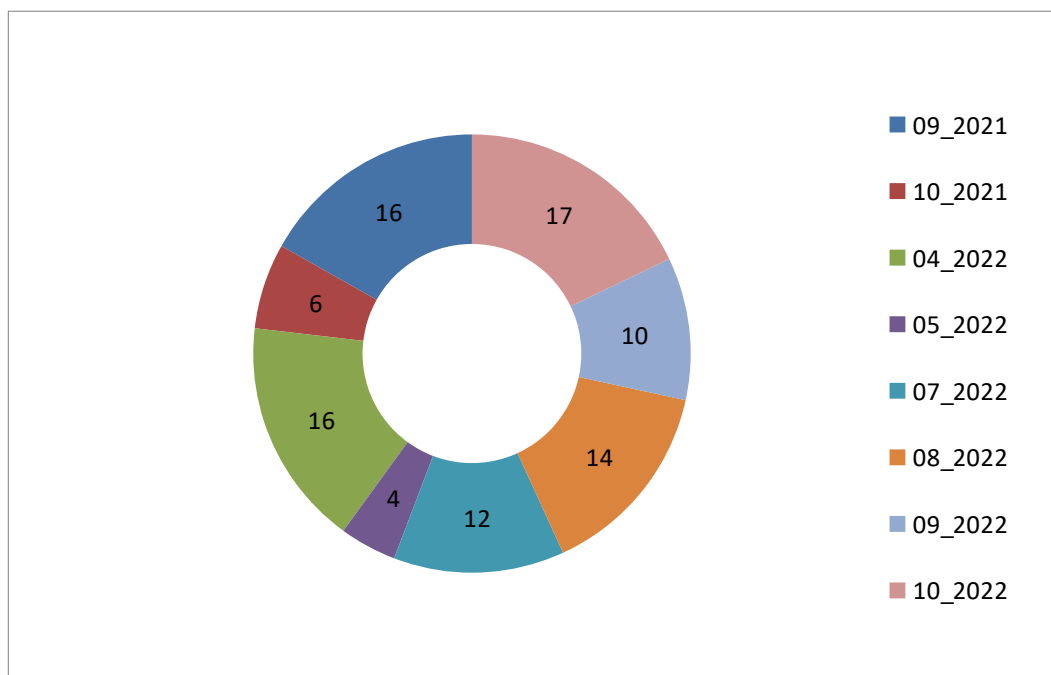


Ryc. 5. Liczba oznaczonych taksonów okrzemek planktonowych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku "Borki" w latach 2021-22

2. Analiza glonów i sinic planktonowych

W analizowanych próbach łącznie zidentyfikowano 31 taksonów glonów i 3 taksony sinic. Poszczególne daty poboru prób różniły się znacznie pod względem składu gatunkowego (Ryc. 6).

W próbach pochodzących z września 2021 oraz kwietnia, sierpnia i października 2022 zidentyfikowano najwyższą liczbę taksonów, lecz w miesiącach tych próby obfitowały też w przedstawicieli Sinic z rodzaju *Aphanocapsa*, *Chroococcus* i *Microcystis*. Najniższą liczbę taksonów (6; 4), odnotowano w październiku 2021 i maju 2022.



Ryc. 6. Liczba oznaczonych taksonów glonów i Cyanobakteria planktonowych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku „Borki” w latach 2021-22

Analiza jakościowa i ilościowa zbiorowisk fitoplanktonowych posłużyła do obliczenia wartości multimetrycznego wskaźnika fitoplanktonowego IFPL oraz do oceny potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na terenie miasta Radomia (Tab. 6).

Tab. 6. Zestawienie wartości liczbowych multimetrycznego wskaźnika fitoplanktonowego IFPL, ich klasyfikacja i wynikające z niej klasy jakości wód wraz z oceną potencjału ekologicznego (wg Dz.U.2016 poz. 1178 oraz Dz. U. 2021 poz. 1475).

	09_2021	10_2021	04_2022	05_2022	07_2022	08_2022	09_2022	10_2022
IFPL	0,84	0,9	0,88	0,85	0,74	0,77	0,85	0,83
klasyfikacja IFPL	I	I	I	I	II	II	I	I
OCENA DzU. 2016	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY	DOBRY	DOBRY	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY
klasyfikacja IFPL	II	II	II	II	III	III	II	II
OCENA DzU. 2021	DOBRY	DOBRY	DOBRY	DOBRY	UMIARKOWANY	UMIARKOWANY	DOBRY	DOBRY

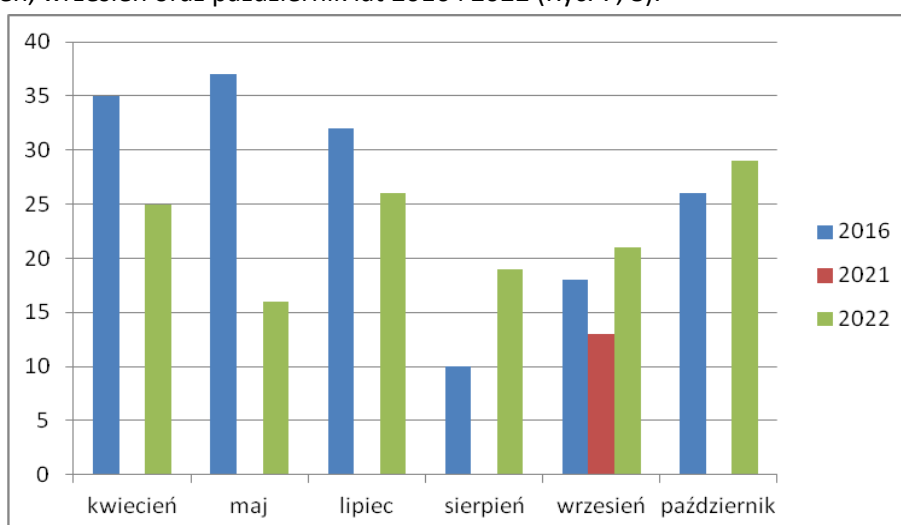
Zgodnie z przeprowadzoną analizą bazującą na Rozporządzeniu Ministra z 2016 roku, jakość wody na zbiorniku zaporowym Borki kształtowała się na poziomie dobrym i bardzo dobrym we wszystkich

badanych miesiącach. Według zakresów ujętych w Rozporządzeniu z 2021 roku jakość wody nadal pozostawała na poziomie dobrym, poza miesiącami lipiec i sierpień kiedy wykazano poziom umiarkowany.

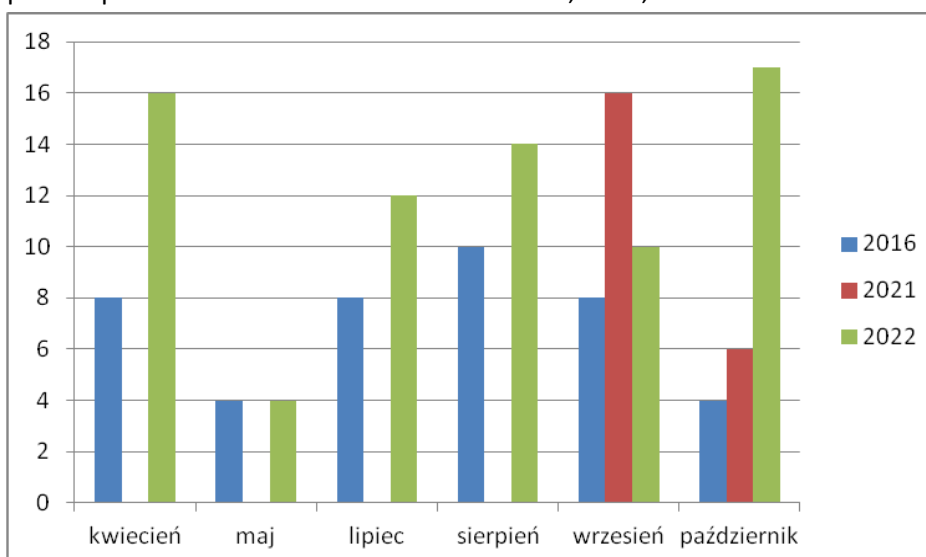
2.1.4. Analiza r q t » y p c y e | c " c e n y p k m g p ě l q c € w " g m q n q i k e | p g | c r q t q y g i q a' p o d s t a w i e k o m p l e k s o w e g o o z n a c z e n i a f i t o p l a n k t o n u z l a t 2 0 1 6 , 2 0 2 1 , 2 0 2 2

2.1.4.1. C p c n k | c " l c m q e k q y c " k " k n q e k q y c "

Porównaniu poddano wyniki analiz ilościowych okrzemek planktonowych oraz glonów i sinic znaczonych na stanowisku zbiornik Borki uzyskanych odpowiednio w miesiącach kwiecień, maj, lipiec, sierpień, wrzesień oraz październik lat 2016 i 2022 (Ryc. 7, 8).



Ryc. 7 Zestawienie liczby oznaczonych taksonów okrzemek planktonowych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku "Borki" w latach 2016, 2021, 2022



Ryc. 8. Zestawienie liczby oznaczonych taksonów glonów i Cyanobakteria planktonowych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku "Borki" w latach 2016, 2021, 2022

Analizując uzyskane wyniki można stwierdzić, iż w przypadku okrzemek planktonowych w sezonie wiosennym 2016 zanotowano zwiększony udział taksonów w porównaniu z tym samym sezonem roku 2022.

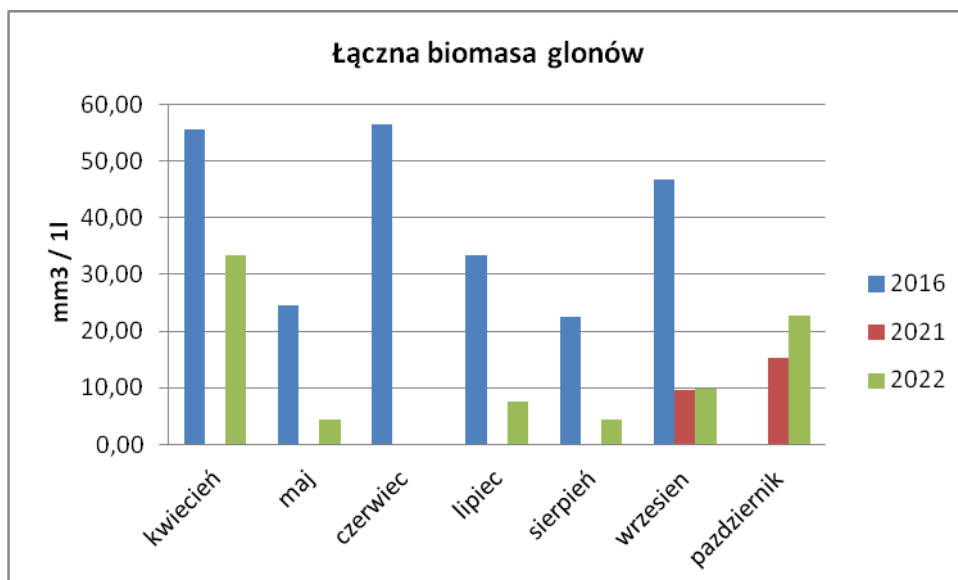
W przypadku sezonu jesiennego analiza wykazała tendencję odwrotną, a udział taksonów okrzemek planktonowych był wyższy w roku 2022 niż w 2016.

Analiza składu gatunkowego glonów i Cyanobakteria wykazała również wzrost liczby ich taksonów w bieżącym roku w porównaniu z wynikami uzyskanymi w obu sezonach badawczych roku 2016.

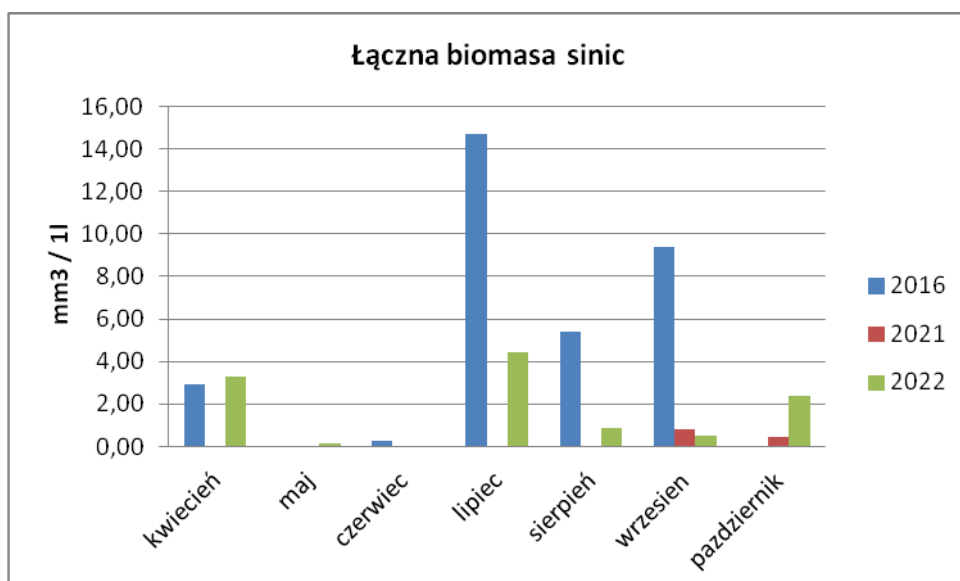
Porównując skład gatunkowy prób pochodzących z dwóch okresów badawczych (2016 i 2022) widać wyraźnie, że struktura gatunkowa poszczególnych prób uległa znacznej zmianie. **W okresie badawczym 2016 dominowały głównie taksony charakterystyczne dla wód w znacznym stopniu zanieczyszczonych. W wyniku przeprowadzonych prac renaturyzacyjnych jakość wód zbiornika „Borki” uległy znacznej poprawie.** Spowodowało to również przebudowanie składu gatunkowego zarówno okrzemek planktonowych, glonów jak i sinic. Wzrost liczby oznaczonych taksonów wrażliwych w roku 2022 w stosunku do roku 2016, takich jak np. *Staurosira pinnata* Ehrenberg, *Planothidium rostratum* (Oestrup) Lange-Bertalot, *Melosira varians* Agardh, *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing oraz obecność wśród dominantów gatunków wrażliwych pozwala stwierdzić, iż jakość wody badanych ekosystemów uległa poprawie w stosunku do jakości wody z 2016 roku.

2.1.4.2. C p c n k | c " d k q o c u { " i n q p » y " k " u k p k e

Porównaniu poddano wyniki analiz biomasy glonów i sinic oznaczonych na stanowisku zbiornik Borki uzyskanych odpowiednio w miesiącach poboru prób lat 2016, 2021, 2022 (Ryc. 9, 10). Przeanalizowaną łączną biomasę glonów i sinic oraz przeprowadzono analizę każdego z ww. elementów osobno.



Ryc. 9 Zestawienie biomasy glonów oznaczonych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku "Borki" w latach 2016, 2021, 2022



Ryc. 10 Zestawienie biomasy sinic oznaczonych w poszczególnych miesiącach poboru prób w zbiorniku "Borki" w latach 2016, 2021, 2022

Na podstawie uzyskanych wyników można zauważyć, iż łączna biomasa glonów i sinic oznaczona w próbach z lat 2021 i 2022 była znacząco niższa niż w roku 2016. Podobna tendencja zachowała się w przypadku osobnej analizy biomasy glonów i biomasy sinic pokazując wyraźnie niższe wartości w próbach pochodzących z lat 2021 i 2022 w porównaniu z próbkami z roku 2016.

2.1.4.3. Biologicznej jakości wody

Analizie porównawczej poddano także wyniki biologicznej oceny jakości wody przeprowadzonej w oparciu o wartości multimetrycznego wskaźnika fitoplanktonowego IFPL oraz ocenę potencjału ekologicznego zbiornika zaporowego „Borki” na terenie miasta Radomia (Tab. 7).

Tab. 7. Zestawienie wartości liczbowych multimetrycznego wskaźnika fitoplanktonowego IFPL, ich klasyfikacja i wynikające z niej klasy jakości wód wraz z oceną potencjału ekologicznego w latach 2016 i 2022 wg Rozporządzenia Ministra z 2016 roku (Dz.U.2016 poz. 1178).

	04_2016	05_2016	07_2016	08_2016	09_2016	10_2016
IFPL	0,48	0,8	0,21	0,22	0,21	0,35
klasyfikacja IFPL	III	II	IV	IV	IV	IV
OCENA	UMIARKOWANY	DOBRY	SŁABY	SŁABY	SŁABY	SŁABY
	04_2022	05_2022	07_2022	08_2022	09_2022	10_2022
IFPL	0,88	0,85	0,74	0,77	0,85	0,83
klasyfikacja IFPL	I	I	II	II	I	I
OCENA	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY	DOBRY	DOBRY	BARDZO DOBRY	BARDZO DOBRY



Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, iż potencjał ekologiczny zbiornika Borki uległ podwyższeniu z poziomu słaby - umiarkowany do poziomu bardzo dobry - dobry we wszystkich miesiącach poddanych ocenie.

2.1.4.4. PODSUMOWANIE

Zarówno analiza jakościowa i ilościowa zbiorowisk okrzemek planktonowych, jak i pozostałych glonów i sinic oraz obliczone na tej podstawie wskaźniki biologiczne wskazują na bardzo dobry potencjał ekologiczny i bardzo dobrą jakość wody w zbiorniku zaporowym Borki oscylującą na poziomie I-II klasy jakości wód. Dobrą jakość wody w zbiorniku zaporowym Borki potwierdzają również niewielkie zmiany w składzie gatunkowymi glonów i sinic, z nieznaczną obecnością przedstawicieli Cyanobacteria.

OPIS W JĘZYKU NIESPECJALISTYCZNYM

W niniejszych badaniach biologicznej ocenie poddano potencjał ekologiczny zbiornika Borki. Wynika to z faktu, iż jest to ekosystem sztuczny, powstały w wyniku działalności człowieka. Analiza dotyczyła mikroglonów występujących w toni wodnej zbiornika zwanych fitoplanktonem.

W badanych próbach stwierdzono występowanie licznych grup glonów i sinic, które posłużyły do przeprowadzenia specjalistycznych analiz jakości wody przy użyciu multimetrycznego wskaźnika fitoplanktonowego IFPL. Wartości liczbowe niniejszego wskaźnika wykazały, iż jakość wody w zbiorniku zaporowym Borki oscylowała na poziomie bardzo dobrym i dobrym, bez względu na sezon badawczy.

2.2. LITERATURA

1. Metodyka monitoringu i oceny potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych na podstawie elementów biologicznych (GIOŚ 2010 lub ich aktualizacja).
2. Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2012. Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia monitoringu i oceny potencjału ekologicznego zbiorników zaporowych w Polsce. Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Wrocław: 65ss.
3. PN-EN 15204:2006. Jakość wody -- Wytyczne do oznaczania ilościowego fitoplanktonu z użyciem odwróconego mikroskopu (metoda Utermöhla)
4. PN-ISO 10260. 2002. Jakość wody. Pomiar parametrów biochemicznych. Spektrometryczne oznaczanie stężenia chlorofilu a.
5. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2021 poz. 1475).
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016r. zmieniające rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U.2016 poz. 1178)
7. Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28(1): 117-133

3. Ciepłota! Światło! Tlen! Woda! Żywność! Światło! Tlen! Woda! Żywność!

3.1. Ocena jakości wód powierzchniowych w oparciu o wskaźniki biologiczne

3.1.1. Yu v r

Po transpozycji założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej do prawa polskiego, Polska zobowiązała się do zmiany dotychczas istniejącego systemu oceny i klasyfikacji wód, w którym za podstawowe uważa się komponenty fizyczno-chemiczne. Zaczęto wdrażać wieloelementowe systemy oceny jakości wód – podstawowe kryterium fizykochemiczne stało się grupą wskaźników wspierających wraz z nowymi składnikami hydromorfologicznymi, a podstawą oceny stały się wskaźniki biologiczne. Czynniki biologiczne zaczęły odgrywać zasadniczą rolę w ocenie stanu czystości wód (Grzybkowska 1999, Soszka i Kudelska 2000). Według Kownackiego (2000), najbardziej miarodajne systemy biologicznej oceny jakości wód oparte są na organizmach wskaźnikowych. Zazwyczaj są to pojedyncze osobniki, ich fragmenty lub całe populacje (makrofitów, fitoplanktonu, zoobentosu), posiadające następujące cechy:

- łatwość w identyfikacji;
- szeroki zasięg występowania;
- niski stopień mobilności;
- dobrze rozpoznane właściwości ekologiczne;
- wysoka liczebność;
- odpowiednie do badań w laboratorium;
- wysoka wrażliwość na czynniki stresowe;
- wysoka zdolność do kwantyfikacji i standaryzacji.

Słodkowodne makrobezkręgowce bentosowe to organizmy przystosowane do życia na dnie lub w dnie zbiorników jeziornych i wód płynących. Pełnią ważną rolę w tych ekosystemach, żywiąc się, w zależności od przynależności do gildii, pożywieniem pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego. Dzięki posiadaniu wszystkich cech „dobrego indykatora”, są powszechnie stosowane w badaniu warunków w ekosystemach rzecznych oraz w porównywaniu tych ekosystemów. Zwierzęta denne nie występują w izolowanych populacjach, lecz są częścią biocenozy i zajmują określone siedliska lub mikrosiedliska. Dlatego przy ocenie jakości wód określono cechy populacji (parametry biocenotyczne), mające znaczenie dla końcowej oceny. Są to: zagęszczenie organizmów (osobniki/m²), różnorodność gatunkowa oraz dominacja (określająca wielkość wpływu wywieranego przez dany gatunek na pozostałe gatunki zespołu). Zagęszczenie organizmów zmienia się w zależności od warunków abiotycznych badanej rzeki (szybkość nurtu, temperatura, natlenienie, typ osadów dennych), biotycznych (np. presja drapieżników) oraz za sprawą zanieczyszczenia wody. Poszczególne grupy organizmów mogą reagować na zmiany w środowisku spadkiem lub wzrostem liczebności (Kownacki 2000). Powszechna jest opinia, że wraz ze wzrostem oddziaływania człowieka na dany ekosystem, spada jego różnorodność gatunkowa. Nie zawsze musi być to regułą, gdyż mała liczba gatunków w danym środowisku nie musi świadczyć o jego zanieczyszczeniu lecz o charakterze genetycznym

ekosystemu (liczba taksonów w czystej rzece nizinnej o podłożu piaszczystym jest porównywalna z liczbą taksonów w silnie zanieczyszczonej rzece podgórskiej o podłożu kamienistym). Dlatego oceniając lub klasyfikując daną rzekę lub strumień, należy zwrócić uwagę również na parametry abiotyczne, wskazujące na ingerencję człowieka (Kownacki 2000). Ostatnim parametrem biocenotycznym jest dominacja poszczególnych gatunków. Zróżnicowanie w stopniu dominacji konkretnej grupy organizmów może odzwierciedlać zarówno przystosowanie do warunków środowiska (grupy mniej i bardziej wrażliwe na zmiany środowiska), jak i zdolność konkurencji z innymi gatunkami (Kownacki 2000, Gorzel i Kornijów 2004). Celem pracy było określenie istniejącego stanu wód powierzchniowych płynących w granicach administracyjnych miasta Radomia, na podstawie żyjących w nich zgrupowań makrobezkręgowców bentosowych po przeprowadzonych przekształceniach technologicznych, wykonanych w ramach niniejszego Projektu.

3.1.2. V g t g p " d c f c

Według podziału Kondrackiego (2001) Radom położony jest na Wzniesieniach Południowomazowieckich, przy czym większa część miasta leży na Równinie Radomskiej, natomiast północny kraniec na Równinie Kozienickiej. Równina Radomska jest najbardziej wysuniętą na wschód częścią Wzniesień Mazowieckich i od południa graniczy z makroregionem Wyżyna Kielecka, od wschodu z makroregionem Wyżyna Lubelska, a od północy z Nizinami Środkowomazowieckimi. Miasto zlokalizowane jest na równinie denudacyjnej o zdegradowanej warstwie utworów czwartorzędowych o podłożu jurajskim i kredowym (Eliasz i in. 2011).

Miasto jest zróżnicowane pod względem hipsometrycznym. Najwyższy punkt zlokalizowany jest w południowo – zachodniej części miasta i osiąga 186,25 m n.p.m., najniższy położony teren znajduje się w zachodniej części miasta, a jego rzędna wynosi 153,75 m n.p.m. Deniwelacja terenu wynosi 32,5 m.

Po obszarze administracyjnym miasta płynie 9 cieków: Mleczna, Pacynka, Mnich, Kosówka, Potok Malczewski (ciek źródłowy rzeki Mlecznej), Potok Południowy, Potok Północny, Strumień Godowski (okresowy ciek rzeki źródłowy Mlecznej) oraz rzeka Cerekwianka zwana Strumieniem Halinowskim. Część strumieni i rzek została ujęta w otwarte kanały. Głównym ciekim jest rzeka Mleczna, na której znajduje się zbiornik rekreacyjny Borki. Nieliczne rzeki, takie jak Kosówka płyną swoim naturalnym korytem z licznymi rozwiniętymi formami hydrogeologicznymi. Zabudowa zlewni bezpośredniej rzek jest zazwyczaj skoncentrowana i gęsta. Nie dotyczy to jednak obszaru położonego na południowym zachodzie miasta, gdzie w roku 2009 utworzono Obszar Chronionego Krajobrazu rzeki Kosówki.

3.1.2.1. Zbiornik Borki

Zbiornik Borki powstał w latach 70' XX w. jako miejsce dla celów rekreacyjnych. Powierzchnia zalewu wynosi około 9 ha i jest to największy akwen wodny położony na terenie miasta Radomia. Struktura dna i obszarów przyległych została poddana modernizacji w latach 1999-2001. Dokonano wówczas uszczelnień, aby zapobiec utracie wody. Dla poprawy stanu wód zbiornika, przy jego południowym krańcu zbudowano stawy kolmatacyjne o powierzchni około 2 ha. Wody z rzeki Mlecznej przed bezpośrednim zasileniem zbiornika, przepływają przez osadniki, gdzie następuje

wstępne osadzanie się sedimentów i zawiesin niesionych przez rzekę. Stawy kolmatacyjne okazały się istotnym siedliskiem dla wielu cennych zwierząt bezkręgowym min. motyli i ważek. W północno-wschodniej części zalewu Borki znajduje się plaża oraz molo. Brzegi zbiornika porasta roślinność wodna reprezentowana głównie przez zbiorowiska trzciny, pałki wodnej oraz sity. Skarpy brzegowe są słabo nachylone i okresowo poddawane zabiegom pielęgnacyjnym min. wykaszaniu. Stosunkowo duża powierzchnia zbiornika sprawia, że spotkać tu można liczne gatunki ptaków wodno-błotnych.

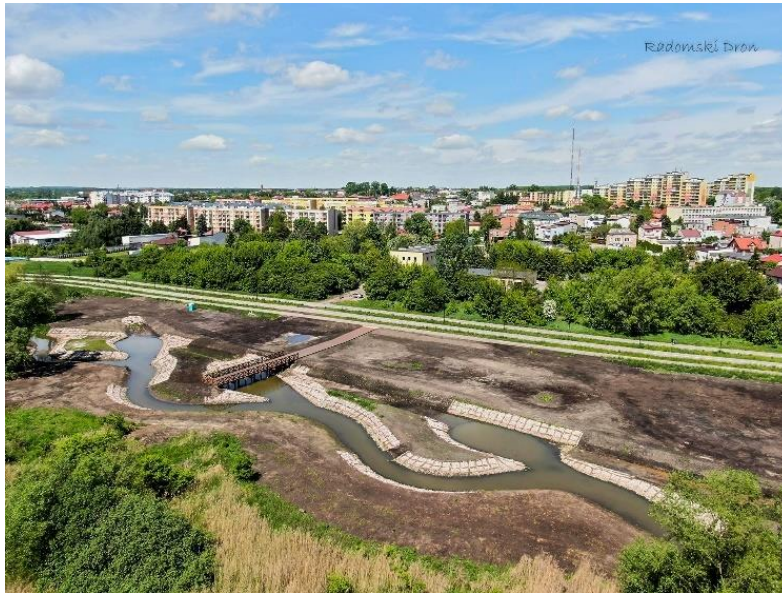
3.1.2.2. O q f { h k m c e l g " i g q o q t h q n q i k e | p g " y { m q p c p g " y " g

Działania wdrożeniowe w ramach realizacji Projektu RadomKlima obejmowały, między innymi, 4 zadania inwestycyjne. Polegały one na: budowie polderów na rzece Cerekwiance (fotografia 1), budowie zbiornika retencyjnego i zagospodarowaniu obszaru zalewowego na Potoku Północnym, na wykonaniu remeandryzacji odcinka rzeki Mlecznej (fot. 2) poniżej zbiornika Borki i poniżej dopływu Cerekwainki wraz z budową sekwencyjnego systemu biofiltracyjnego na jednym z wylotów kolektorów deszczowych oraz przebudowa stawów kolmatacyjnych wraz ze zbiornikiem Borki dla zwiększenia procesu samooczyszczania wód oraz redukcji wezbrań występujących na systemach rzecznych w obszarze miasta.



Fot.1. Polder zalewowy na rzece Cerekwiance (źródło: <https://life.radom.pl/pl/galeria>).

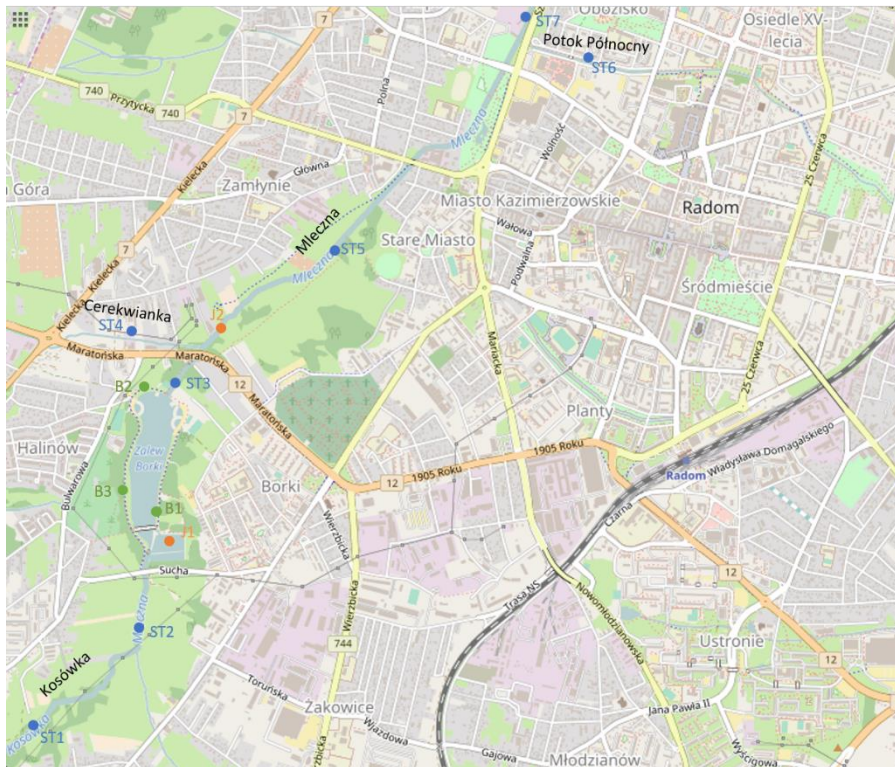
Projekt obejmował także działania dotyczące adaptacji miasta poprzez budowę błękitno-zielonej infrastruktury do spowalniania odpływu wody deszczowej.



Fot.2. Meandryzacja rzeki Mleczna w okolicy Bulwarów Północnych (źródło: <https://life.radom.pl/pl/galeria>).

3.1.2.3. Opis stanowisk

Próby bentosowe pobrano z 10 stanowisk reprezentatywnych dla cieków: Kosówka, Mleczna, Cerekwianka i Potok Północny oraz ze stanowisk wyznaczonych na zbiorniku Borki (Mapa 1).



Mapa 1. Lokalizacja punktów poboru prób makrobezkręgowców bentosowych w wodach płynących – punkty niebieskie, w zbiorniku Borki – punkty zielone oraz próby jakościowe – punkty pomarańczowe. (© autorzy OpenStreetMap <http://openstreetmap.org/copyright>, naniesione punkty i opracowanie K. Kwiatkowska)

ST1 – rzeka Kosówka

Stanowisko położone w pobliżu ulic Owalnej i Młyńskiej (Foto 3). Wybrany odcinek rzeki cechował się występowaniem naturalnych elementów hydromorfologicznych związanych z dość gęsto porośniętym terenem zlewni bezpośredniej. Nad strumieniem obserwowano zwisające konary i liczne gałęzie, a dno opisano jako zróżnicowane pod względem substratów. Zidentyfikowano występowanie piasku (60% powierzchni odcinka), mułu (25%), roślin brzegowych (5%) oraz grubocząsteczkowej materii organicznej (20%). Zacienienie brzegu lewego wynosiło 60%, natomiast brzegu prawego 40%. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 3. Fragment odcinka rzeki Kosówki (fot. K.Kwiatkowska 2022).

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne badane na poszczególnych stanowiskach w sezonie jesiennym roku 2022 (pomiarzy dr Sebastian Szklarek).

Oznaczenie stanowiska	Rzeka	Temp. °C	pH	Przewodnictwo	DO
ST1	Kosówka	13,5	7,9	547	6,1
ST2	Mleczna	13,8	8,0	563	5,55
ST3	Mleczna	13,4	7,93	418	6,29
ST4	Cerekwianka	12,1	7,6	709	4,51
ST5	Mleczna	14,8	7,7	568	6,31
ST6	Potok Północny	14,9	7,8	549	4,81
ST7	Mleczna	14,4	7,6	534	5,52

ST2 – rzeka Mleczna powyżej zbiornika Borki

Stanowisko zlokalizowane na rzece Mlecznej, powyżej zbiornika Borki, poniżej dopływu rzeki Kosówki (Fot. 4). Odcinek rzeki Mlecznej otoczony łąkami wilgotnymi, o prostej strukturze roślinności brzegowej porośniętej w większości trzciną *Phragmites* sp. z domieszką mozgi *Phalaris* sp. Dno koryta w połowie (50%) pokryte piaskiem, z obszarami mulistymi (25%) występującymi głównie przy brzegach. Zajęcie strefy brzegowej przez rośliny można określić na 25%. Miejsce poboru: poniżej meandru, przed dopływem kanału pokrytego gabionem. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot.4. Rzeka Mleczna powyżej zbiornika Borki, poniżej ujścia rzeki Kosówki (fot. K.Kwiatkowska 2022).

ST3 rzeka Mleczna poniżej zbiornika Borki

Stanowisko zlokalizowane w pobliżu ulicy Mącznej – poniżej zbiornika Borki i powyżej wylotu z Kanału A0 (Fot.5). Odcinek rzeki uregulowany i umocniony faszyną. Oba brzegi profilowane porośnięte trawnikiem, przy czym brzeg lewy porośnięty szpalerem topoli (*Populus* sp.), a szczyt brzegu prawego licznymi zakrzewieniami. Zacienienie brzegu lewego wynosi 50%, a brzegu prawego 20%. Na dnie koryta stwierdzono występowanie czterech substratów. Powierzchnię dna w znacznej części (65%) pokrywał muł i detrytus. Przy brzegach zidentyfikowano nagromadzenia samego detrytus (20%), a rośliny brzegowe zajmowały 10% powierzchni odcinka. Stwierdzono także rośliny zanurzone w udziale 5% powierzchni. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 5. Rzeka Mleczna poniżej zbiornika Borki, w pobliżu ulicy Mącznej (fot. K.Kwiatkowska 2022).

ST4 – rzeka Cerekwianka

Odcinek rzeki biegnący równolegle do ulicy Maratońskiej w odległości około 35 m od jezdni (Fot.6). Strumień niewielkiej szerokości (1,2 m) gęsto porośnięty roślinnością brzegową (25%) oraz roślinnością zanurzoną (30%), w osiowej części pokryte detrytusem i mułem (30%) oraz z występującymi przy brzegach konglomeratami liści (15%). Brzegi porośnięte niskimi trawami (*Poaceae*). Koryto zacienione w 30%. Miejsce poboru: poniżej utworzonego w ramach projektu polderu zalewowego, powyżej ujścia do rzeki Mlecznej. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 6. Rzeka Cerekwianka biegnąca wzdłuż jezdni ulicy Maratońskiej (fot. K.Kwiatkowska 2022).

ST5 – rzeka Mleczna – Bulwary

Stanowisko zlokalizowane poniżej zmeandrowanego odcinka Bulwarów nad Mleczną, częściowo obejmujące rampę w postaci narzutu kamiennego dla podwyższenia dna rzeki i zwiększenia retencji krajobrazowej wykonanej w ramach projektu LIFEARDOMKLIMA-PL (Fot. 7). Odcinek uregulowany o profilowanych brzegach. Przewarżającą część dna stanowił żwir i kamienie (70%). Część dna odcinka pokrywał piasek z domieszką grubocząsteczkowej materii organicznej (15%). Przy brzegach stwierdzono pędy roślin brzegowych (głównie mozga *Phalaris* sp.) zajmujące 5% powierzchni odcinka, podobnie jak rośliny brzegowe stanowiące również 5%. Dno i brzegi koryta bezpośrednio niezacienione. Bliskie otoczenie o charakterze rekreacyjnego zieleńca miejskiego. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 7. Odcinek rzeki Mleczna poniżej Bulwarów nad Mleczną (fot. K.Kwiatkowska 2022).

ST6 – Potok Północny

Stanowisko zlokalizowane równoległe do ulicy Rodziny Winczewskich, płynący około pięć metrów od jezdni (Fot. 8). Ciek profilowany o nieumocnionych brzegach pokrytych trawnikiem. Na dnie stwierdzono substrat denny, w przeważającej części składający się ze żwiru i kamieni pokrytych glonami nitkowatymi (95%) oraz roślin brzegowych (5%). Odcinek niezacieniony w bliskim sąsiedztwie wybetonowanego parkingu i przystanku autobusowego. Otoczenie całkowicie przekształcone i zabudowane. Niewielka warstwa wody w cieku (10 cm). Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 8. Potok Północny – odcinek badawczy (fot. K.Kwiatkowska 2022).

ST7 – rzeka Mleczna zamknięcie zlewni

Stanowisko położone poniżej dopływu Potoku Północnego równoległe do ulicy Szarych Szeregów (Fot. 9). W tym miejscu rzeka Mleczna niesie wody z całej badanej zlewni. Brzegi oraz koryto profilowane, nieumocnione, chociaż przy brzegach stwierdzono pozostałości faszyny. Brzegi porośnięte trawami (*Poaceae* sp.). Koryto niezacienione. Dno koryta pokryte żwirem (60%) i piaskiem (20%), z widocznymi gdzieś konglomeratami grubocząsteczkowej materii organicznej (15%). Rośliny brzegowe jednorodne (mozga *Phalaris* sp.) o pokryciu nie przekraczającym 5% powierzchni odcinka. Podstawowe parametry fizykochemiczne zmierzone dla sezonu jesiennego, w Tabeli 1.



Fot. 9. Rzeka Mleczna poniżej ujścia Potoku Północnego (fot. K.Kwiatkowska 2022).

Pobrano dwie próby jakościowe. Pierwsza z nich została pobrana w zbiorniku kolmatacyjnym przy zbiorniku Borki (J1), celem zbadania ogólnego bogactwa zwierząt w wodach stagnujących mających bezpośrednie połączenie ze zbiornikiem Borki. Drugą z nich pobrano w rzece Mlecznej tuż poniżej ujścia rzeki Cerekwianki (J2).

Zbiornik Borki

Stanowisko B1

Stanowisko położone na wschodnim brzegu zbiornika. Przeważająca część litoralu odcinka porośnięta przez makrofity wynurzone (70%). Pozostała część o substracie dna piaszczysto-detrytusowym (30%) (Fot. 10).



Fot. 10. Stanowisko 1 zlokalizowane na wschodnim brzegu zbiornika Borki (fot. K.Kwiatkowska 2022).

Stanowisko B2

Stanowisko położone na północnym brzegu zbiornika. Wyznaczony obszar litoralu w części pokryty piaskiem (30%) z domieszką mułu (5%) oraz płytą betonową (40%). Makrofitów wynurzonych (trzcina *Phragmites* sp.) stanowiły 25% powierzchni (Fot. 11).



Fot. 11. Stanowisko 2 zlokalizowane na północnym brzegu zbiornika Borki. Kolorem czerwonym oznaczono strefę poboru (źródło: <https://www.google.pl/maps/place/Radom>, opracowanie K.Kwiatkowska).

Stanowisko B3

Wyznaczony obszar położony na zachodnim brzegu zbiornika, w przeważającej części pokryty piaskiem (80%) ze znaczącym udziałem roślin brzegowych trzciny *Phragmites* sp. (20%) (Fot. 12).



Fot. 12. Stanowisko 3 zlokalizowane na zachodnim brzegu zbiornika Borki (fot. K.Kwiatkowska 2022).

3.1.3. Og v q f { " d c f c

3.1.3.1. Prace terenowe

Próby makrobezkręgowców bentosowych pobierano wiosną i jesienią 2022 roku z dwunastu miejsc, zlokalizowanych na ciekach i zbiornikach położonych w granicach administracyjnych miasta Radomia. Pobory prób przeprowadzono według standardowej procedury holenderskiej (Verdonschot 1990, Nijboer i in. 2006) i na podstawie zmodyfikowanego Lake Macroinvertebrate Index (Soszka i Koprowska 2012). Na wybranym, reprezentatywnym 25 m odcinku rzeki, dokonano oceny procentowego pokrycia dna substratami. Próby pobierano przy pomocy siatki hydrobiologicznej o długości krawędzi 25 cm, frontalnie do kierunku przepływu wody. Siatkę zagłębianą na 3-4 cm i przesuwano na odległość wyznaczoną w oparciu o wstępnie określone bogactwo makrobezkręgowców (Verdonschot 1990). Z substratów zamieszkiwanych przez niewielką liczbę makrobezkręgowców próbę pobierano z większej powierzchni niż w przypadku substratów, w których makrobezkręgowce występowały obficie. Na przykład, z piasku próby były pobierane z większej powierzchni, niż z detrytus. Pobrano siedem prób ilościowych z cieków (z podziałem na poszczególne substraty: jedna podpróba z danego substratu w jednym pojemniku), dwie próby jakościowe – ze wszystkich możliwych substratów, lecz umieszczone w jednym pojemniku oraz trzy próby ze zbiornika Borki. Na wyznaczonym obszarze o powierzchni 25 m² litoralu (25 m brzegu x 1 m



w głąb zbiornika) szacowano substrat dna. Próby te pobierano „na czas”. Przyjęto, że maksymalny czas poboru ze wszystkich stwierdzonych substratów wyniesie jedną minutę. Następnie przeliczono procentowe pokrycie każdego ze substratów na sekundy i w tym czasie pobierano próbę z dna. Wszystkie zebrane próby konserwowano na miejscu 4% roztworem formaldehydu, a następnie przewożono do laboratorium.

3.1.3.2. Prace laboratoryjne

Uzyskany materiał przepłukano na sitach o średnicy oczek: 0,5 mm, 2 mm i 10 mm. Większe fragmenty roślin usunięto, przepłukując je wcześniej. Kolejne otrzymane frakcje wielkościowe umieszczano na kuwetach i wybierano wszystkie zwierzęta znajdujące się w badanym materiale. Materiał zakonserwowano roztworem 75% alkoholu etylowego i zaetykietowano odpowiednio do stanowiska i frakcji. Gdy liczba zwierząt z danej frakcji, zebranych na określonym stanowisku była bardzo duża (stwierdzenie subiektywne), zebrany materiał dzielono na podpróby. Do podziału posłużono się kuwetą i ramką do odcinania pola powierzchni (Bis 2007). Przybliżoną liczbę osobników, znajdujących się w całej próbie z danej frakcji, uzyskano mnożąc liczbę osobników z przejrzanej całości próby przez liczbę będącą odwrotnością ułamka jaką (w stosunku do całej próby) stanowiła przejrzana część. Przy oznaczaniu zwierząt posłużono się kluczami do identyfikacji fauny bezkręgowej wód słodkich według: Rozkošny (1980), Fitter i Manuel (1986), Wallace i in. (1990), Edingcton i Hildrew (1995), Czachorowski i Pietrzak (2003), Eiseler (2005), Greenhlgħ i Ovenden (2007). Identyfikację zwierząt przeprowadzono do poziomu rzędów oraz rodzin. Wyjątek stanowiły Oligochaeta, pozostawione w randze podgromady.

3.1.3.3. Analiza statystyczna i indeksy biotyczne

Wyselekcjonowany i oznaczony materiał poddano analizie statystycznej, opisowej oraz wielowymiarowej. Wyliczono indeksy biotyczne i różnorodności. Dało to podstawę do wyznaczenia aktualnego stanu makrofauny bezkręgowej w danych mikrohabitatach. Do tego celu posłużono się następującymi metodami: BMWP – PL, indeks różnorodności Margalefa, wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera.

BMWP–PL, to system punktacji, wyliczany na podstawie tabeli standardowej (Tab. 3). Zawiera ona listę rodzin bezkręgowców z przypisanymi im odpowiednimi wartościami liczbowymi od 0 do 10, w zależności od stopnia wrażliwości na zanieczyszczenia wody. Wynik otrzymywany jest przez zsumowanie poszczególnych punktów, przypisanych taksonom znajdującym się w badanej próbie, a następnie odniesienia do zakresów punktacji podanych dla metody (Tab. 4). System uwzględnia liczbę grup zebranych podczas badania, a na wynik istotnie wpływają takie czynniki jak np. dokładność i sposób poboru prób (Gorzal i Kornijów 2004, Kownacki i Soszka 2004).

Tab. 3. Wykaz rodzin wraz z ich punktacją w systemie BMWP-PL
(Kownacki i Soszka 2004).

Rodziny	Punktacja	
<i>Ephemeroptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Ameletidae, Glossosomatidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Blephariceridae, Thaumaleidae,	10
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i>	Behningiidae, Taeniopterygidae, Cordulegastridae, Goeridae, Lepidostomatidae,	9
<i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Astacidae, Oligoneuriidae, Heptageniidae (rodzaje Epeorus, Rhithrogena), Capniidae, Perlidae, Chloroperlidae, Philopotamiidae, Athericidae,	8
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Siphonuridae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Caenidae, Perlodidae, Leucridae, Calopterygidae, Gomphidae, Rhyacophilidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Limnephilidae, Elmidae, Aphelocheiridae, Viviparidae Unionidae, Dreissenidae,	7
<i>Hirudienea</i> <i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Piscicolidae, Gammaridae, Corophiidae, Baetidae, Heptageniidae (z wyjątkiem rodzajów Epeorus i Rhithrogena), Nemouridae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Limoniidae, Simuliidae, Empididae, Neritidae, Bithyniidae,	6
<i>Crustacea</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Cambaridae Hydropsychidae, Psychomyidae, Gyrinidae, Dytiscidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Mesoveliidae, Veliidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Tipuliidae, Hydrobiidae	5
<i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Ceratopogonidae, Valvatidae, Planorbidae, Sphaeriidae,	4
<i>Hirudinea</i> <i>Crustacea</i> <i>Megaloptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Glossiphonidae, Erpobdellidae, Hirudinidae, Asellidae, Sialidae, Chironomidae, Ancylidae, Physidae, Lymnaeidae,	3
<i>Oligochaeta</i> <i>Diptera</i>	wszystkie Oligochaeta, Culicidae,	2
<i>Diptera</i>	Syrphidae, Psychodidae	1

Tab. 4. Zakresy punktacji klas BMWP-PL (Kownacki i Soszka 2004).

Klasa BMWP-PL	Zakres punktacji
I	Powyżej 100
II	70 - 99
III	40 - 69
IV	10 - 39
V	Poniżej 10

Indeks różnorodności Margalef'a jest uzupełnieniem systemu BMWP-PL. Obliczany na podstawie ilorazu liczby rodzin występujących na stanowisku s (również tych nie ujętych w tabeli BMWP-PL) i całkowitego średniego zagęszczenia fauny na stanowisku N w przeliczeniu na powierzchnię 1 m^2 . Uzyskaną wartość odnosi się do skali wartości ujętej w Tabeli 5 (Gorzal i Kornijów 2004, Kownacki i Soszka 2004).

$$d = \frac{s}{\log N}$$

Tab. 5. Zakresy wartości klas indeksu różnorodności Margalef'a (Kownacki i Soszka 2004).

Klasa jakości	Zakres wartości
I	Powyżej 5,50
II	4,00 - 5,49
III	2,50 - 3,99
IV	1,00 - 2,49
V	Poniżej 1,00

Wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera określa prawdopodobieństwo, że wylosowane z próby osobniki, będą należały do różnych taksonów. Jeśli występuje jeden takson (gatunek), wówczas wskaźnik przyjmuje wartość 0, a maksymalną wartość osiąga gdy taksony występują w jednakowych liczebnościach. Określa się go wzorem (Kasprzak i Niedbała 1981):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

gdzie: S - liczba gatunków, $p_i = \frac{n_i}{n}$, n_i - liczba osobników i -tego gatunku lub taksonu, n - całkowita liczba osobników.

Lake Macroinvertebrate Index (LMI) jest średnią arytmetyczną pięciu składowych: ASPT_PL, indeks Shannona-Wienera, udział % Trichoptera, udział % Diptera oraz EPT/Diptera. Sposób obliczania poszczególnych składowych oraz zakresy wartości klas indeksu przedstawiono w pracy Soszki i Koprowskiej (2012).

3.1.3.4. Metody wielowymiarowe

Na podstawie wyników liczebności makrobezkręgowców bentosowych opracowano drzewo podobieństw badanych stanowisk. Analizę hierarchicznego grupowania przeprowadzono metodą Warda, dendrogram sporządzono wybierając odległość euklidesową.

3.1.4. Wyniki

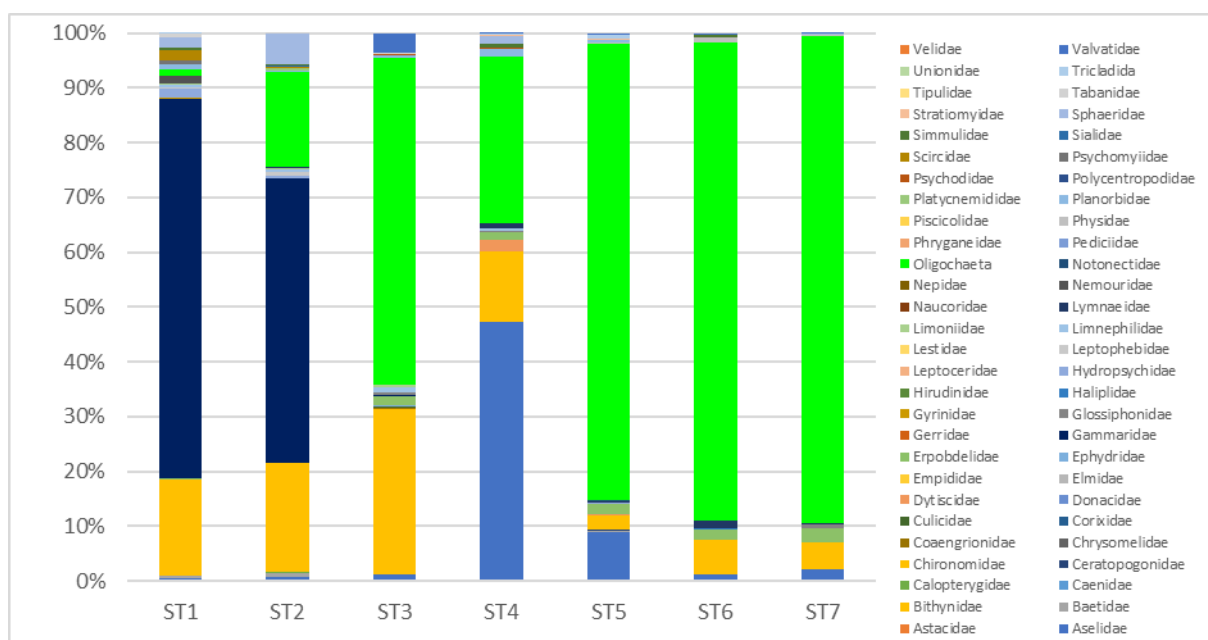
3.1.4.1. U v t w m v w t c " k " n k e | g d p q

Łącznie w 2022 roku w okresie wiosennym i jesiennym, ze wszystkich stanowisk badawczych włączając zbiornik Borki, zebrano 15801 zwierząt należących do 51 rodzin. Sumaryczna liczebność złowionych organizmów była o 23,2% niższa do liczebności zwierząt złowionych w roku 2016. Jednakże w obydwu cyklach badawczych stwierdzono taksony nie pokrywające się. W roku 2022 najwięcej makrobezkręgowców bentosowych złowiono na stanowisku ST1 (rzeka Kosówka) – 2346 osobników oraz w zbiorniku Borki – 2888 osobników, a najmniej na stanowisku ST6 (Potok Północny) – 936 osobników i ST3 (rzeka Mleczna poniżej zbiornika Borki) – 1824 osobniki, jednocześnie było to stanowisko o największym zróżnicowaniu. Najmniej taksonów złowiono na stanowisku ST6 (Potok Północny). Podobne wyniki zaobserwowano w cyklu badawczym w roku 2016. Obliczony dla poszczególnych stanowisk Shannona-Wienera osiągnął największą wartość na stanowiskach ST1 i ST2. Najniższą wartość wskaźnika zanotowano na stanowiskach ST6 i ST7. Porównanie wyników wskaźnika dla lat badawczych 2016 oraz 2022 przedstawiają tabele 6 i 7.

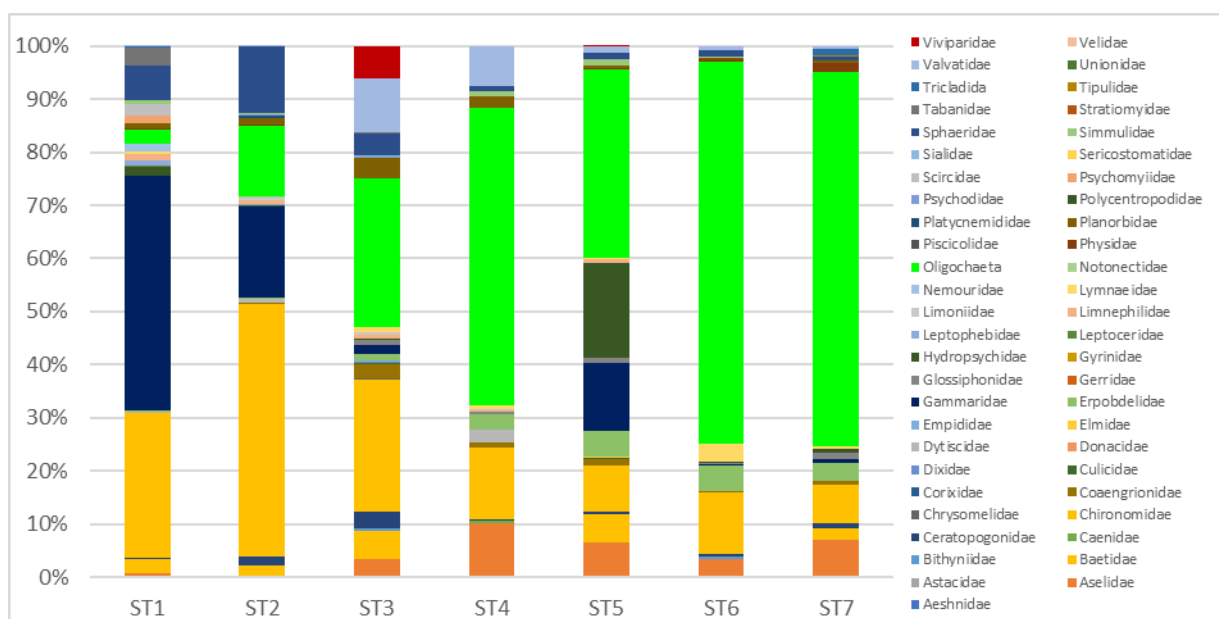
W wyniku poboru prób jakościowych pobranych w roku 2022, tak jak w roku 2016, w stawie kolmatacyjnym J1 i poniżej ujścia Cerekwianki do rzeki Mlecznej J2 nie stwierdzono obecności *Hirudo medicinalis*. Jesienią 2022 w stawie kolmatacyjnym J1 stwierdzono występowanie dwóch rodzin jętek, w tym osobniki należące do rodziny Leptophlebiae.

W zależności od roku badawczego, udział poszczególnych taksonów był zróżnicowany (Rycina 1 i 2). W roku 2016 stanowiska ST5, ST6 oraz ST7 charakteryzowały się znacznym, ponad 50%, udziałem Oligochaeta, podczas gdy na stanowiskach od ST1 do ST4, takson ten był mniej liczny. W cyklu badawczym 2022 stwierdzono zredukowanie udziału procentowego Oligochaeta w porównaniu do 2016 na większości z badanych stanowisk. Najbardziej znaczącą redukcję udziału zanotowano na stanowiskach ST3 i ST5, podczas gdy na stanowisku ST4 udział ten wzrósł prawie dwukrotnie. W 2022 roku, podobnie jak w 2016, na stanowisku ST1 również stwierdzono widelnice z rodziny Nemouridae, jednakże ich obecność w 2022 notowano także na stanowisku ST2. Tak samo jak w 2016, w roku 2022 stanowisko ST1 i ST2 odznaczało się znacznym udziałem procentowym rodziny Gammaridae, dodatkowo udział tej rodziny stwierdzono także na stanowisku ST3, ST5 i ST7.

W obydwu cyklach badawczych na każdym z badanych stanowisk stwierdzono występowanie Chironomidae.



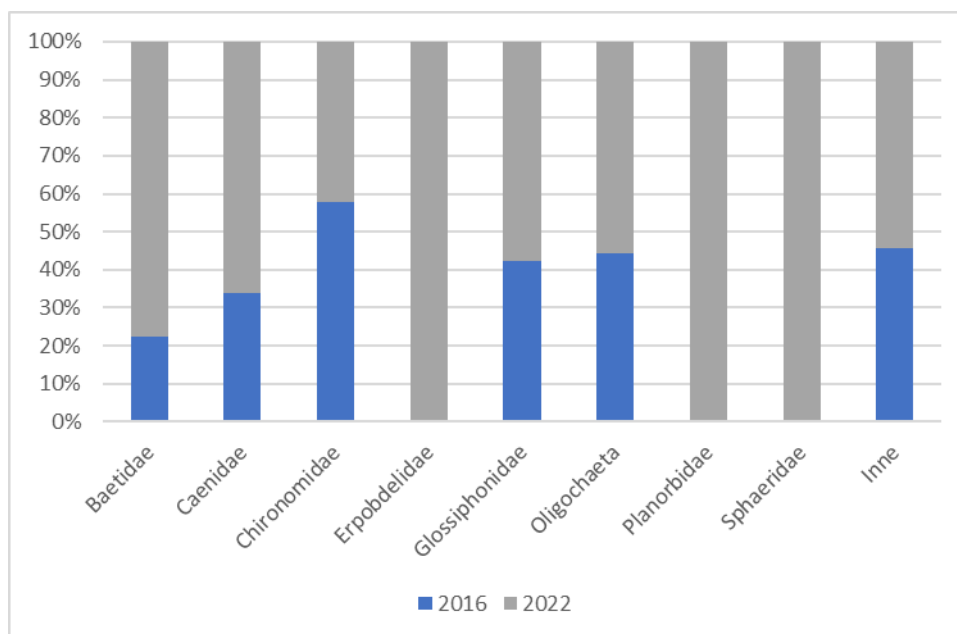
Ryc. 1. Skumulowany wykres przedstawiający udział poszczególnych taksonów złowionych w roku 2016 (opracowanie K. Kwiatkowska).



Ryc. 2. Skumulowany wykres przedstawiający udział poszczególnych taksonów złowionych w roku 2022 (opracowanie K. Kwiatkowska).

W roku 2022 taksonami niedominującymi, ale mającymi znaczenie w ocenie jakości wód były, obecne na stanowisku ST1 i ST2 larwy *Nemouridae* oraz chruściki *Hydropsychidae* na stanowisku ST5. Układ struktury taksonomicznej na poszczególnych stanowiskach jest zróżnicowany w odniesieniu do lat badawczych, jednak w roku 2022 i 2016 dominuje podobny wzór dominacji poszczególnych grup taksonomicznych. Istotną różnicą na stanowisku ST4 w roku 2022 było znaczące 38% zredukowanie ich udziału wśród złowionej fauny bezkręgowej. Wyłącznie w roku 2022 na stanowisku ST3 złowiono ślimaki należące do rodziny *Viviparidae*, ważki z rodziny *Aeshnidae* oraz muchówki *Dixidae*.

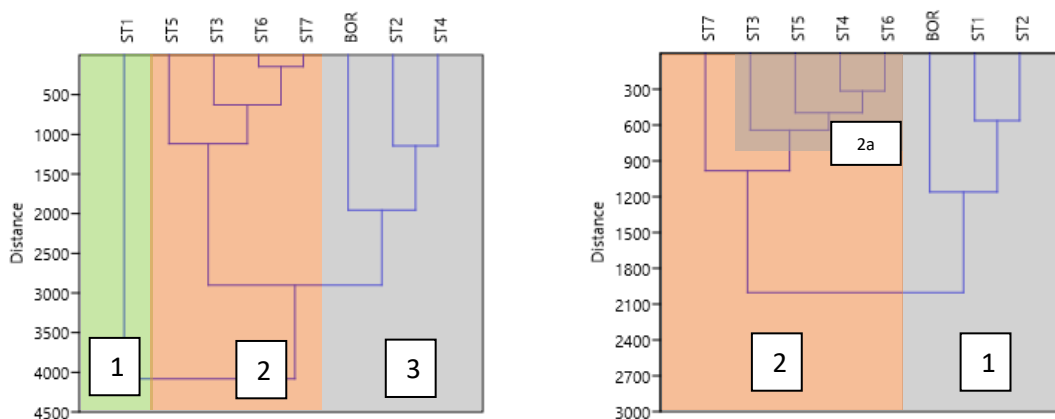
W zbiorniku Borki w roku 2016 złowiono 3344, a w 2022 roku 2888 osobników, makrobezkręgowców bentosowych, należących, odpowiednio do 26 oraz 28 rodzin. W roku 2022 stwierdzono zwiększenie udziału procentowego najliczniej występujących taksonów, w tym dominację 3 taksonów, nie mających znaczącego udziału w roku 2016 – Erpobdelidae, Planorbidae oraz Sphaeriidae (ryc.3).



Ryc. 3. Udział procentowy taksonów złowionych w zbiorniku Borki w latach badawczych 2016 i 2022. Ze względu na niewielką liczebność niektórych rodzin, te o udziale >1% ujęto w jedną grupę – Inne (opracowanie K. Kwiatkowska).

3.1.4.2. C p c n k | c " u m w r k g

Na podstawie przeprowadzonej analizy skupień sporządzonej dla poszczególnych lat badawczych 2016 i 2022 można stwierdzić występowanie grup stanowisk badawczych (ryc. 4). W roku 2016 można stwierdzić wyróżniające się stanowisko ST1, wyraźnie wyodrębnione spośród innych stanowisk. Druga grupa (2) obejmuje stanowiska ST5, ST3, ST6, ST7. Stanowiska ST2, ST4 oraz zalew Borki ujęte są w grupę trzecią (3), przy czym zalew Borki wyróżnia się od pozostałych stanowisk. W roku 2022 stanowiska ST1, ST2 oraz zalew Borki grupują się jako te o największym podobieństwie i tworzą grupę pierwszą (1). W grupie drugiej (2) gromadzą się pozostałe stanowiska, jednakże da się tu wyodrębnić podgrupę (2a) stanowisk o znaczącym podobieństwie pod względem taksonomicznym (największym pomiędzy ST4 i ST6) oraz o wyodrębniającym się z podgrupy stanowisku ST7 o najmniejszym do podgrupy (2a) podobieństwie.



Ryc. 4. Drzewa podobieństw badanych stanowisk (odpowiednio od lewej): 2016 roku oraz 2022 roku, stworzone na podstawie liczebności stwierdzonych taksonów (opracowanie K. Kwiatkowska).

3.1.4.3. Indeksy biotyczne k " m n c u { " e | { u v q e k " y » f

Przeprowadzona analiza obecności i liczebności poszczególnych taksonów na stanowiskach umożliwiła zaklasyfikowanie wód w ciekach do określonych klas czystości. Obliczony wskaźnik BMWP_PL dla poszczególnych stanowisk charakteryzował się zróżnicowaniem w zależności od cyklu badawczego w danym roku (tab. 6).

Tab. 6. Zestawienie wartości liczbowych wskaźników BMWP_PL, indeksu Margalefa i Lake Macroinvertebrate Index oraz wynikające z nich klasy czystości wód dla lat badawczych 2016 i 2022 (opracowanie K. Kwiatkowska).

	2016	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6	ST7	BOR
BMWP_PL		111	101	64	53	58	48	56	93
Klasa wód (BMWP_PL)		I	I	III	III	III	III	III	-
Indeks Margalefa		8,93	8,51	6,6	6,1	6,9	4,7	5,87	-
Klasa wód (Indeks Margalefa)		I	I	I	I	I	II	I	-
LMI									0,151
Q u v c v g e p c " m n		I	I	II	II	II	III	II	V
	2022	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6	ST7	BOR
BMWP_PL		130	134	143	91	103	79	81	130
Klasa wód (BMWP_PL)		I	I	I	II	I	II	II	-
Indeks Margalefa		10,9	10,4	12	8,5	8,7	6,7	8,25	-
Klasa wód (Indeks Margalefa)		I	I	I	I	I	I	I	-
LMI									0,196
Q u v c v g e p c " m n		I	I	I	I-II	I	I-II	I-II	IV

Najwyższym wskaźnikiem czystości wód, obliczonym zarówno na podstawie BMWP_PL, jak i wynikającym z Indeksu Margalef'a, w roku 2022 charakteryzowały się stanowiska ST1, ST2, ST3 i ST5. Stanowisko poniżej ST4 wykazało II klasę czystości według wskaźnika BMWP_PL. Pozostałe stanowiska zlokalizowane na ciekach wykazały ostateczną klasę czystości wód pomiędzy I, a II, co w znacznym stopniu wskazuje na podwyższenie klas czystości wód wykazanych w roku 2016. Lake Macroinvertebrate Index zastosowany dla stanowiska Borki, w roku 2016 wskazał na bardzo zły stan jakości wód, natomiast w roku 2022 nastąpiło podniesienie klasy czystości o I stopień – stan słaby. Jednocześnie trzeba mieć na uwadze, że wskaźnik LMI zastosowany dla określenia stanu czystości wód zbiornika Borki jest obliczany na podstawie wielu czynników i bierze pod uwagę takie elementy, jak choćby udział procentowy larw chrzączek czy muchówek. Dlatego wysoka wartość jednego z czynników składowych, na przykład BMWP_PL, nie przesądza o ostatecznej wysokiej klasie wód.

3.1.5. Podsumowanie

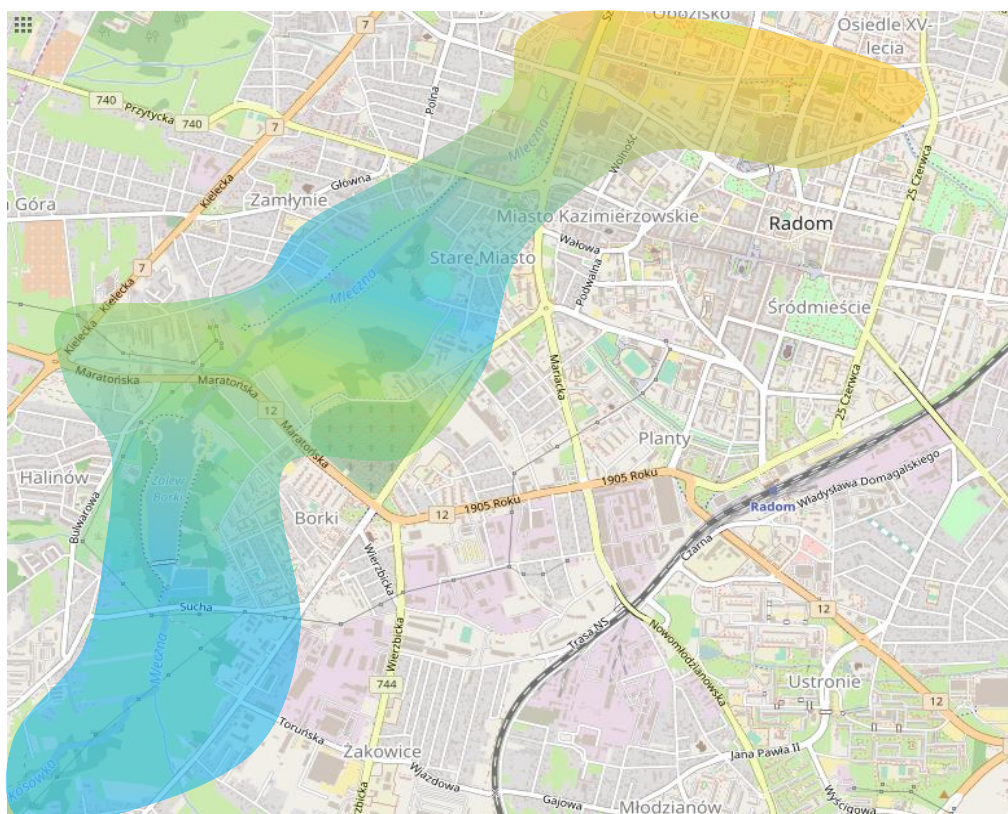
Zarówno analiza struktury makrobezkręgowców bentosowych złowionych w dwóch cyklach badawczych na poszczególnych stanowiskach jak i ich liczebności, a także obliczone na tej podstawie wskaźniki biologiczne ukazują zróżnicowany obraz czystości analizowanych cieków i zbiornika. Otrzymane najnowsze wyniki badań przeprowadzonych po zrealizowanych pracach w zlewniach i w samych ciekach, wskazują na poprawę warunków biotycznych w stosunku do lat ubiegłych. Porównując obydwa cykle badawcze można stwierdzić poprawę jakości wód ocenianą wskaźnikami, których podstawą są zgrupowania makrofauny bezkręgowej. Można przypuszczać, że stan jakości wód nie jest już wyłącznie i bezpośrednio związany z typem zlewni, ale też z procesami jakie zaszły podczas zabiegów hydrotechnicznych przeprowadzonych w ramach niniejszego Projektu. Dobry stan wód cechuje rzekę Kosówkę oraz rzekę Mleczną, zarówno powyżej, jak i poniżej zbiornika Borki. Sam zbiornik Borki wykazuje podniesienie klasy jakości i tym samym wpisuje się w obszar podwyższonej czystości wód powierzchniowych. Zabiegi przeprowadzone powyżej zbiornika Borki, takie jak na przykład ujęcie dopływu z Kanału A0 do Mlecznej w pobliżu ulicy Suchej w kanał wyłożony gabionem, a także przebudowa stawów kolmatacyjnych, mogły mieć udział w kształtowaniu się dogodnych warunków dla występowania charakterystycznych zgrupowań makrobezkręgowców, w tym takich o wysokiej wrażliwości na zanieczyszczenia. Idąc w dół zlewni rzeki Mlecznej, napotykamy ciek Cerekwianka, będący jej lewobrzeźnym dopływem. Projekt zakładał budowę polderów zalewowych powyżej ujścia Cerekwianki do Mlecznej. Wskaźniki biologiczne będące podstawą do oceny stanu czystości wód cieku wskazały na polepszenie jakości wód Cerekwianki według indeksu BMWP_PL w stosunku do roku 2016, jednakże stanowisko ST4 wykazuje klasę niższą niż stanowiska ST1-ST3. Klasa czystości wód w rzece Cerekwiance nie wpłynęła jednak znacząco na klasę czystości stanowiska ST5 zlokalizowanego na rzece Mlecznej, uznanego w badaniach z 2016, za stanowisko „graniczne” czystości wód. Badania z roku 2022 wskazują na przesunięcie „granic” pogarszającego się stanu wód w okolicy stanowiska ST6 (Potok Północny) i ST7 (rzeka Mleczna poniżej strefy zurbanizowanej), gdzie zabudowa zlewni jest najbardziej zwarta i sztucznie przekształcona działalnością człowieka, a wody cieków w tych lokalizacjach nie miały jeszcze odpowiednio dużo czasu na ustabilizowanie parametrów fizycznych i chemicznych po wykonanych zabiegach hydrotechnicznych.

Wysoka klasa czystości wód otrzymana dla początkowych stanowisk ST1, ST2 i ST3, a także ST5 wynika z względnie dużego zróżnicowania taksonomicznego oraz występowania rodzin zwierząt bezkręgowych przystosowanych do życia w wodach nieprzekształconych. Przykładem może być

obecność na stanowisku ST1 i ST2 larw widelnic Plecoptera z rodziny Nemouridae oraz jętek należących do rodziny Leptophebiidae, a na stanowisku ST3 taksonów niewystępujących na innych stanowiskach – ślimaków z rodziny Viviparidae, ważek z rodziny Aeshnidae oraz muchówek Dixidae. Stanowiska ST1 oraz ST2 można traktować jako miejsca referencyjne. Lake Macroinvertebrate Index dla zbiornika Borki wskazał na podniesienie klasy czystości wód zbiornika, między innymi za sprawą występujących tam larw chruścika z rodziny Leptoceridae, której gatunki są wrażliwe na zanieczyszczenia i są określane mianem „dobrych bioindykatorów”. Także sumaryczny wynik BMWP_PL dla tego stanowiska, 130, wskazywał na występowanie innych wrażliwych grup zwierząt, jak choćby rodziny Unionidae. W próbie jakościowej pobranej ze stawu kolmatacyjnego, połączonego ze zbiornikiem Borki, stwierdzono występowanie taksonów wrażliwych na zanieczyszczenia, co może świadczyć o utworzeniu się tam strefy buforowej pomiędzy zasilającą go rzeką i zbiornikiem Borki, a także o zaistnieniu dobrych warunkach ekologicznych. Istotną i ciekawą, a zarazem pozytywną zmianą cechuje się jakość wód na stanowisku ST5. Wysoki wskaźnik jakości w tym przypadku był prawdopodobnie zdeterminowany znaczącym udziałem chruścików z rodziny Hydropsychidae, stanowiących organizmy bioindykacyjne. Pojawienie się tej wysokowrażliwej rodziny gatunków przypuszczalnie mogło mieć związek z przekształceniem części koryta rzeki Mleczna powyżej miejsca poboru ST5, poprzez tzw. „meandryzację” i deflektory oraz wprowadzenie nowego, odpowiedniego siedliska w postaci ramp z narzutu żwirowo-kamiennego.

Interesujący zdaje się być wynik analizy wielowymiarowej. Zwraca tu uwagę, wyodrębnienie się dwóch grup stanowisk – grupy stanowisk o bardzo dobrym i dobrym stanie wód, w tym zbiornika Borki zlokalizowanych w południowo-zachodniej i częściowo środkowo-zachodniej części miasta, a także grupy zawierającej stanowiska zlokalizowane na północy miasta, o widocznym stopniu przekształcenia antropogenicznego. Na podstawie drzewa podobieństw oraz wartości wskaźników biotycznych rzeka Kosówka oraz rzeka Mleczna w górnym biegu stanowią oś czystości wód, z pogorszeniem w kierunku wzrastającego przekształcenia antropogenicznego. Zupełnie odrębna na tle rzek pod względem makrobezkręgowców wydaje się być rzeka Mleczna w punkcie zbierającym wody ze wszystkich powyższych punktów badawczych, która na kladogramie wyodrębnia się od innych stanowisk. Na tej podstawie można poprowadzić gradient zmian czystości wód, z dwoma obszarami ich czystości i rzeką Mleczną jako osią łączącą (mapa 2.).

Trudno jednoznacznie ocenić wpływ przeprowadzonych prac hydrotechnicznych na kształtowanie się zbiorowisk makrobezkręgowców bentosowych w ciekach oraz w zbiorniku Borki. Jednakże wskaźniki biologiczne jednoznacznie wykazują, że od roku 2016 nastąpiło polepszenie jakości wód na badanych stanowiskach. Prace w zlewniach rzeki Mlecznej oraz w jej korycie i zlewniach jej dopływów mogły zmienić zarówno warunki chemiczne (np. zmniejszenie stężenia azotanów), jak i fizyczne (np. zmiana uziarnienia podłoża) koryta oraz wód w nim płynących, a w efekcie zmianę układu zgrupowań makrobezkręgowców bentosowych. Z uwagi na wielką wrażliwość oraz dynamikę układów hydrobiologicznych, wskazuje się konieczność dalszych badań monitoringowych jako istotnych w określaniu zmian w ekosystemach wód powierzchniowych miasta Radomia.



Mapa 2. Obszary czystości wód na terenie miasta Radomia wyznaczone na podstawie badań. Kolor niebieski oznacza strefę wód o dobrej jakości, kolor zielony strefę wód o nieznacznym spadku jakości, kolor żółty strefę wód o jakości pogarszającej się (© autorzy OpenStreetMap <http://openstreetmap.org/copyright>, naniesiona grafika i opracowanie K. Kwiatkowska).

3.1.6. Literatura

1. Bis B. 2007. Metodyka Poboru Reprezentatywnego prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej z różnych typów wód oraz standardowych procedur laboratoryjnych dla celów monitoringu ekologicznego rzek zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Opracowanie przygotowane na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. PPH EXALL SP. Z O.O., 97 ss.
2. Czachorowski S., Pietrzak L., 2003. Klucz do oznaczania rodzin chruścików (Trichoptera) występujących w Polsce. Larwy. Wydawnictwo Mantis, Olsztyn, 32 ss.
3. Edington J. M., Hildrew A. G., 1995. Revised key to the caseless caddis larve of the British Iseles with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, Cumbria, 134 ss.
4. Eiseler B., 2005. Lauterbornia. Internationale zeitschrift fur faunistik und floristic binnengewasser Europas. Dinkelscherben, 112 ss.
5. Eliaz R., Koba J., Wierzbicka M., Wójtowicz A., Wierzbicki Z., Żardecka E., Dzedzic A., Siek E., 2011. Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza doliny rzeki Kosówki w granicach Gminy Miasta Radomia oraz doliny rzeki Mlecznej na odcinku od ujścia rzeki Kosówki do ulicy Maratońskiej oraz terenu obejmującego zalew „Borki”. <http://bip.radom.pl/ra/srodowisko/zielen/opracowania-dotyczace-s/32769,Inwentaryzacja-przyrodnicza-Obszaru-Chronionego-Krajobrazu-quotDolina-Kosowkiquo.html>
6. Fitter R., Manuel R., 1986. Freshwater life of Britain and North-West Europe. William Collins sons and C.o Ltd., London, 256 ss.
7. Gorzel M., Kornijów R., 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. Kosmos. 53, 2 (263): 183-191.
8. Greenhalgh M., Ovenden D., 2007. Freshwater life. Britain and Northern Europe. Harper Collins Publishers, London, Great Britain, 256 ss.



9. Grzybkowska M., 1999. Makrobezkręgowce w ocenie jakości wody rzek. [W]: Ochrona środowiska i żywych zasobów przyrody. Wybrane zagadnienia. Olaczek R., Warcholińska A.W. (red.). Wyd. Uniw. Łódź., Łódź, 273-299.
10. Kasprzak K., Niedbała, 1981. Wskaźniki biocenotyczne stosowane przy porządkowaniu i analizie danych w badaniach ilościowych. [W]: Górny M., Grüm L. (red.). Metody stosowane w zoologii gleby. PWN, Warszawa, 400-401.
11. Kownacki A., 2000. Diversity of benthic macroinvertebrates as a monitoring method for polluted rivers. *Acta Hydrobiologica*. 42, 3/4: 207-214.
12. Kownacki A., Soszka H., 2004. Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach. Warszawa, 51 ss.
13. Nijboer R., Verdonschot P., Piechocki A., Tończyk G., Klukowska M., 2006. Characterisation of pristine Polish River systems and their use as reference conditions for Dutch river systems. Alterra, Wageningen, 221 ss.
14. Rozkošný R., 1980. Klič vodních larev hmyzu. Československa Akademie Věd, Praha, 382 ss.
15. Soszka H., Koprowska K., 2012. Wytyczne do oceny jezior na podstawie makrofauny bezkręowej. http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/wytyczne_LMI.pdf
16. Soszka H., Kudelska D., 2000. Macroinvertebrate-based biological methods of assessing river quality applied widely in European countries. *Acta Hydrobiologica*. 42, 3/4: 263-272.
17. Verdonschot, P. F. M., 1990. Ecological Characterization of Surface Waters in the Province of Overijssel (The Netherlands). Thesis, Wageningen, 1–255 pp.
18. Wallace I. D., Wallace B., Philipson G. N., 1990. A key to the case-bearing caddis larve of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association, Cumbria, 237 ss.

3.2. Ocena hydromorfologicznego stanu odcinka rzeki mleczej po

rt | grt qycf | qp { ej " rt c e e j " j { yfRiver Habitat Survey | p { e j " y
(RHS)

3.2.1. Yu v r

Ocena jakości wód płynących na podstawie ich hydromorfologii wykorzystuje stałe, ściśle zdefiniowane elementy biotyczne i abiotyczne, występujące w dolinie rzecznej oraz samym cieku, dzięki czemu jest to metoda precyzyjna i powtarzalna (Raven i in., 1998a, 1998b). Za jej pomocą uzyskujemy obiektywne dane środowiskowe, mogące stanowić podstawę dalszych analiz statystycznych. W oparciu o otrzymane wyniki, metoda pozwala na zaklasyfikowanie wybranego odcinka strumienia lub rzeki do danej klasy, a tym samym jest użyteczna podczas prowadzenia monitoringu.

River Habitat Survey (RHS) jest najpowszechniej używanym narzędziem opartym na parametrach hydromorfologicznych, określającym jakość wód płynących, spośród szerokiego wachlarza systemów stosowanych w Europie (Raven i in. 1998a, 1998b; Environment Agency 2003). W Polsce metodę tą stosuje się od połowy lat 90. XX w. W wyniku badań z wykorzystaniem hydromorfologicznej oceny wód płynących, na terytorium kraju przebadano ponad tysiąc odcinków strumieni i rzek, tym samym wykazując użyteczność metody w warunkach polskich. Obecnie system RHS stosuje się w szczególności na potrzeby wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej (Dyrektywa 2000/60/WE), ale również w różnego rodzaju lokalnych przedsięwzięciach ekologicznych, monitoringu przyrodniczym, planach renaturyzacji wód powierzchniowych, czy szeroko pojętych badaniach naukowych (Trząski i Mana 2008).

Ocena cieku dokonywana jest przede wszystkim na podstawie elementów środowiskowych otrzymanych z obserwacji pięciusetmetrowego odcinka cieku i jego najbliższego otoczenia oraz na podstawie wstępnej analizy położenia wybranego odcinka. Metoda umożliwia kwantyfikację otrzymanych danych, ich porównanie, klasyfikację i wyznaczenie trendów zmian. W tym celu proponuje się dwa syntetyczne indeksy: wskaźnik przekształcenia siedliska (Habitat Modification Score – HMS) określający zakres przekształceń morfologii cieku oraz wskaźnik naturalności siedliska (Habitat Quality Assessment - HQA), na którego wartość wpływa obecność i różnorodność naturalnych elementów cieku i doliny rzecznej (Łabaj i Hamerla 2012).

W wyniku zastosowania indeksów w formie liczbowej możliwe jest ich odniesienie do warunków referencyjnych oraz klasyfikacja badanych strumieni i rzek w systemie jakości warunków hydromorfologicznych, zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Taka klasyfikacja wymaga

porównania z wynikami badań przeprowadzonych na najbardziej naturalnych rzekach danego rodzaju (Jusik i in. 2014).

3.2.2. Ocena stanu hydromorfologicznego cieków przed ingerencją w ich zlewnie i koryta, dokonana w roku 2016, umożliwiła porównanie ze sobą niektórych wybranych elementów rozwinięcia rzek. Obecnie, cieki te (z wyjątkiem Kosówki), są przekształcone przez człowieka w stopniu znacznym, a na Potoku Północnym w miejscu poprzedniego odcinka badawczego występuje zbiornik. W takiej sytuacji, ponownej ocenie stanu hydromorfologicznego poddano jedynie zmodyfikowany fragment rzeki Mlecznej biegnący wzdłuż szlaku rekreacyjnego „Bulwary nad Mleczną”. W trakcie prac inżynierskich, odcinek został poddany znaczącym przekształceniom hydromorfologicznym, mającym na celu zmniejszenie prędkości przepływu wód oraz stworzenie warunków dla wykształcenia się zróżnicowanych mikrohabitatów. W efekcie dokonano meandryzacji koryta oraz utworzono „zatoki” mające pełnić rolę starorzeczy z niewielką wymianą wód i wysoką efektywnością sedimentacji. Dokonano umocnień brzegowych na około 350 – metrowym odcinku, a w środkowej części zbudowano kładkę widokową (fot.1).



Fot.1. Odcinek Mlecznej po wykonanych modyfikacjach hydrotechnicznych (fot. Sebastian Szklarek 2022).



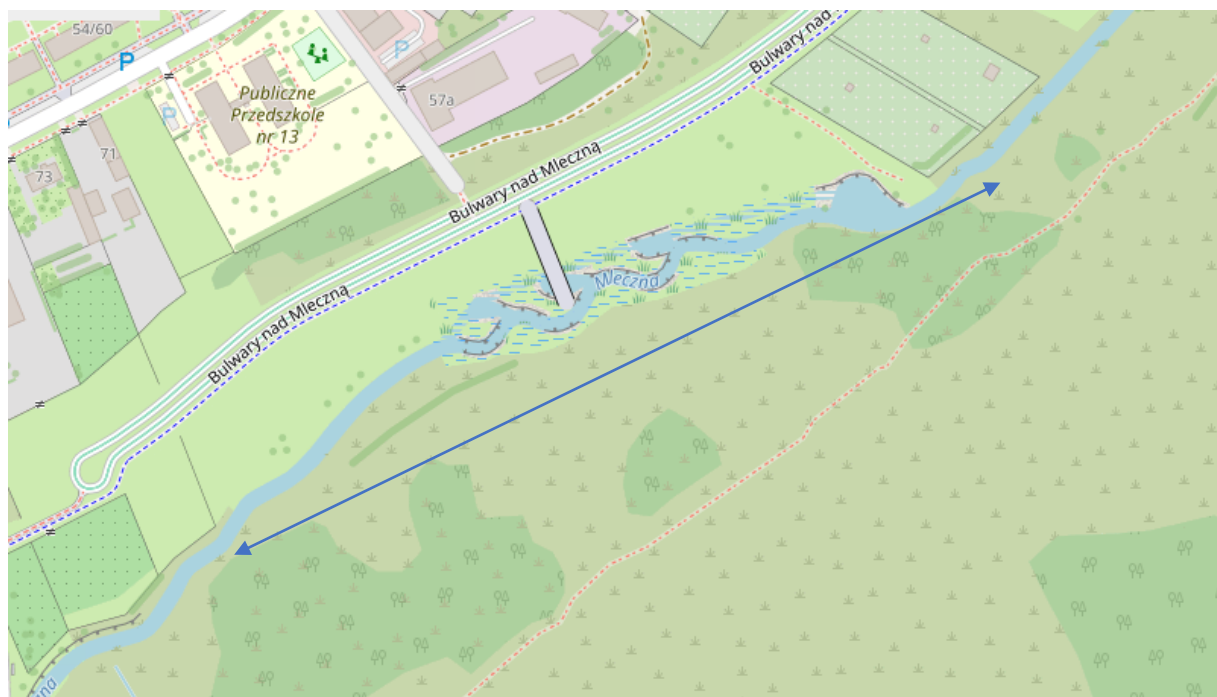
Na całej długości odcinka wprowadzono pięć deflektorów oraz dwie rampy w postaci narzutu kamiennego dla podwyższenia dna rzeki i zwiększenia retencji krajobrazowej. Z uwagi na wysoki stopień przekształcenia brzegów oraz samego koryta ciek, spodziewany wynik syntetycznych indeksów oraz wskazany na tej podstawie stan hydromorfologiczny badanego odcinka rzeki Mlecznej może ulec obniżeniu względem badań przeprowadzonych w roku 2016.

3.2.3. Og v q f c " d c f c

RHS przeprowadzono na wyznaczonym 500-metrowym odcinku ciek Mleczna, zgodnie z wytycznymi zawartymi w „Podręczniku do badań terenowych według metody River Habitat Survey w warunkach Polski” (Szoszkiewicz i in. 2010). Badaniami objęto odcinek rzeki poddany przekształceniom hydrotechnicznym oraz zmianom elementów hydromorfologii otoczenia, brzegów oraz koryta. Pierwszy etap prac obejmował określenie podstawowych cech morfologicznych koryta i brzegów w dziesięciu profilach kontrolnych, rozmieszczonych co 50 m. Oceniano elementy abiotyczne, między innymi: dominujący typ przepływu, substrat dna i brzegów, sposób akumulacji sedymentu, typy przekształceń i umocnień technicznych skarp i koryta oraz biotyczne obejmujące głównie strukturę roślinności wodnej i brzegowej oraz użytkowanie brzegów. W kolejnym etapie dokonywano syntetycznego opisu 500-metrowego odcinka, w którym uzupełniano opis o parametry doliny, koryta, a także obecność i liczbę budowli wodnych. Zebrane w ten sposób dane poddano analizie, w tym wyliczeniu indeksów HMS i HQA.

3.2.4. Lokalizacja wybranego odcinka RHS

Badania przeprowadzono na wytypowanym odcinku RHS 1 – Mleczna wyznaczonym około 800 m poniżej zbiornika Borki, gdzie Mleczna płynie po obszarze podmokłym (51.398751N, 21.123777E - 51.401010 N, 21.129521E) (Mapa. 1).



Mapa 1. Lokalizacja badanego 500 – metrowego odcinka rzeki Mlecznej. Niebieską strzałką oznaczono rozpiętość odcinka. (© autorzy OpenStreetMap <http://openstreetmap.org/copyright>, naniesione elementy i opracowanie – K. Kwiatkowska).

3.2.5. Charakterystyka rzeki Mleczna

Rzeka **Mleczna** ma długość 27,8 km i jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Radomki. Ciek bierze początek z kilku strumieni źródłkowych mających swoje wypływy w okolicach miejscowości Maków Nowy. W ostatnich latach górny bieg rzeki, przez większość roku ma charakter okresowy, woda występuje tu tylko w czasie wiosennych roztopów lub po nawalnych deszczach. Dolina rzeczna jest rozległa i płaska, a jej szerokość dochodzi niekiedy do 1 km. Przez większość swojego biegu (19,6 km) ciek płynie przez obszar zurbanizowany, w granicach administracyjnych miasta Radomia (http://www.wazki.pl/radom_mleczna.html). Krajobraz jest tu silnie przekształcony, a koryto rzeczne na tym obszarze jest uregulowane i niekiedy umocnione. Na rzece zlokalizowany jest zbiornik zaporowy Borki o charakterze retencyjno-rekreacyjnym. Wody z rzeki Mlecznej przed bezpośrednim zasileniem zbiornika, przepływają przez stawy kolmatacyjne o powierzchni około 2 ha, gdzie następuje wstępne osadzanie się sedymentów i zawieszin niesionych przez rzekę. Koryto ciek za zbiornikiem Borki jest uregulowane, a jego brzegi na dłuższym odcinku są umocnione faszyną. Dalej w odległości około 1,2 km rzeka przepływa przez obszar podmokły, gdzie występują liczne wysięki i młaki. Następnie, sposób zagospodarowania zlewni zmienia się i otoczenie stanowią prawie



wyłącznie zabudowania mieszkalne i przemysłowe z występującymi gdzieś terenami zielonymi.

Inwentaryzacja przyrodnicza doliny rzeki Mlecznej wykazała występowanie cennych gatunków fauny i flory (Wierzba i in. 2013). Pośród flory zanotowano występowanie storczyków *Dactylorhiza* sp. oraz rzadko stwierdzanego w tym regionie trzcinnika prostej *Calamagrostis stricta*. Opracowanie entomologiczne odnoszące się do doliny rzeki Mlecznej wykazuje obecność chrząszcza wpisanego na Czerwoną Listę Gatunków Ginących i Zagrożonych w Polsce: *Omophron limbatum*, a także rzadko spotykanego przedstawiciela rodziny kózkowatych, zielarki *Phytoecia icterica*. Fauna motyli Lepidoptera doliny Mlecznej została stosunkowo dobrze opracowana. Stwierdzono tu występowanie objętego ochroną gatunkową modraszka telejusa *Maculinea teleius*, czerwonończyka fioletka *Lycaena helle*, czerwonończyka nieparka *Lycaena dispar* oraz rzadkiego w skali kraju gatunku *Chamaesphex leucopsiformis* (Radom-Krzewień) (Bąkowski i in. 2003). Wśród ważek, w dolinie Mlecznej wykazano dwa gatunki objęte ochroną – zalotkę większą *Leucorrhinia pectoralis* i trzeplę zieloną *Ophiogomphus cecilia*. Również na tym obszarze zanotowano chronione ślimaki: poczwarówkę jajowatą *Vertigo moulinsiana* i zwięzioną *Vertigo angustior*. Fauna płazów reprezentowana jest licznie przez typowe gatunki żab i ropuch. Jedynym stwierdzonym przedstawicielem gadów jest jaszczurka zwinka *Lacerta agilis*. Pośród awifauny, dolinę zamieszkuje 68 gatunków lęgowych, w tym błotniak stawowy *Circus aeruginosus*, derkacz *Crex crex*, dzięcioł czarny *Dryocopus martius*.

3.2.6. Syntetyczny opis odcinka na podstawie River Habitat Survey

Wybrany odcinek rzeki Mlecznej charakteryzował się znacząco wyprofilowanym korytem, powyżej 33% długości RHS i parametr ten nie uległ zmianie. W badaniach przeprowadzonych w roku 2022 w pięciu profilach kontrolnych dominował gładki przepływ wody (w siedmiu w roku 2016), a w pięciu dało się dostrzec nieco wzburzoną powierzchnię lustra wody, tworzące „zmarszczki” przemieszczające się w dół rzeki. Spokojny przepływ laminarny notowano przed deflektorami, natomiast po przekroczeniu progów woda zwiększała swoją szybkość, a nurt przez około 5-8 metrów stawał się wartki. Niekiedy rzeka zwalniała swój bieg tuż przed zaporą utworzoną z gałęzi i detrytusu. Wzdłuż odcinka zanotowano również naturalne spiętrzenie spowodowane nagromadzeniem detrytusu w deflektorze. Na ponad połowie odcinka RHS nie można było stwierdzić materiału dna, ze względu na znaczne zmętnienie wód. W ostatnich kilkuset metrach dominującymi substratami były piasek oraz drobne kamienie i żwir. W roku 2016 w odległości około od 200 m do 300 m odcinka RHS charakteryzowało się występowaniem naturalnych meandrów i tu nie stwierdzono profilowania brzegów i dna. Porównując tożsamy fragment rzeki opisany w roku 2022, można zauważyć znaczący wzrost udziału brzegów umocnionych gabionem oraz profilowanych, w formie łuków meandrów.



Pomimo tego na całym badanym odcinku stwierdzono występowanie jednego odsypu meandrowego nieutrwalonego roślinnością, i to w początkowej, górnej części rzeki przed zastosowaniem meandryzacji. Teren w pasie do 50 m od szczytów brzegów zdominowany był przez ziołorośla wysokie oraz zakrzaczenia, natomiast stoki brzegów dodatkowo porośnięte były przez drzewa i krzewy, co kwalifikowało strukturę roślinności do kategorii prostej lub jednorodnej (w przypadku samych ziołorośli wysokich). W czasie prowadzenia badań stwierdzono kilka typów roślinności dominującej w korycie. Najliczniej występowały rośliny zanurzone o liściach silnie podzielonych, zanurzone szerokolistne, a także rośliny wynurzone oraz glony strukturalne. Na brzegu lewym stwierdzono występowanie nasadzeń drzew charakterystycznych dla doliny rzecznej. Obecne na brzegach o łagodnym stoku zadrzewienia w formie półciątej, stwarzały warunki niejednorodnego zacienienia koryta, a zwisające konary i powalone pojedyncze drzewa były cennym elementem im towarzyszącym. Innymi ważnymi elementami środowiska stwierdzonymi wzdłuż opisywanego odcinka były miejsca wsięku wód podziemnych w formie niewielkich podsiąków, stwierdzone na terenie do 50 m od szczytu prawego brzegu. W niektórych profilach kontrolnych stwierdzono wyraźne skutki antropopresji w postaci wykaszania roślinności brzegowej. Zabieg ten był zastosowany do całego obszaru skarp brzegowych badanego odcinka i w znacznym stopniu zubożył strukturę roślinności porastającej skarpy. Elementem, wprowadzonym w ramach Projektu było również moło widokowe, które zostało zakwalifikowane do modyfikujących budowli wodnych. Cały odcinek oceniono jako „poddany pracom renaturyzacyjnym”. Nie zanotowano roślin inwazyjnych.

3.2.7. Q e g p c " y u m c p k m q y c " d c f c p { e j " q f e k p m » y

3.2.7.1. HQA ó y u m c p k m " p c v w t c n p q e k " u k g f n k u m c

Poniżej przedstawiono zestawienie punktacji dla poszczególnych odcinków (Tabela 1) wraz z punktami cząstkowymi przyznanymi za poszczególne elementy naturalne występujące w korycie oraz na brzegach mające wpływ na wartość obliczonego wskaźnika. Dla lepszego porównania przedstawiono także wyniki dla Kosówki, jako rzeki referencyjnej o najwyższym stopniu jakości hydromorfologicznej odcinka oraz rzeki Mlecznej sprzed modyfikacji.

Tabela 1. Punktacja przyznana poszczególnym odcinkom za poszczególne stwierdzone elementy morfologiczne (opracowanie K. Kwiatkowska). „Suma” oznacza wartość wskaźnika HQA dla poszczególnych odcinków rzek: KOS2016 – Kosówka, wynik badań przeprowadzonych w roku 2016, MLE2016 – Mleczna, wynik badań przeprowadzonych w roku 2016, MLE2022 – Mleczna, wynik badań przeprowadzonych w roku 2022. *Czyste, referencyjne odcinki rzek Polski zwykle nie przekraczają sumy 90 punktów, a najczęściej mieszczą się w przedziale 60-75 punktów HQA (Szozkiewicz i in. 2010).

Parametr	KOS2016	MLE2016	MLE2022	Zakres
Typ przepływu	5	5	6	0-13
Materiał dna koryta	4	4	4	0-10
Naturalne elementy morfologiczne koryta	7	3	6	0-17
Naturalne elementy morfologiczne brzegów	4	4	10	0-31
Struktura roślinności brzegowej	12	12	11	0-12
Odsypy meandrowe	1	1	0	0-2
Grupy roślin wodnych	11	10	11	0-12
Użytkowanie terenu w pasie 50 m od szczytu brzegu	2	0	0	0-14
Zadrzewienia i elementy morfologiczne im towarzyszące	11	7	1	0-19
Cenne przyrodniczo elementy środowiska rzecznoego	5	5	5	0-5
U W O C " R W P M V ~ Y " J S C	62	51	54	0-135*

Wynik wskaźnika HQA dla wybranych odcinków RHS wykazuje zróżnicowanie. Najwyższy wskaźnik naturalności obliczono dla rzeki Kosówki w roku 2016. Spowodowane jest to głównie przez naturalny nieprofilowany charakter koryta i brzegów cieku oraz użytkowanie zlewni bezpośredniej. Taki stan sprzyja wykształcaniu się naturalnych form modyfikujących przepływ (meandry, odsypy, podcięcia brzegów), a tym samym umożliwia rozwój zróżnicowanej roślinności wodnej i ziemnowodnej. Względnie naturalne otoczenie cieku oraz brak bezpośrednich działań utrzymaniowych ze strony człowieka w tym otoczeniu, zachowuje umiarkowaną naturalność rzeki Kosówki na tym odcinku. Stanowisko RHS 1 - Kosówka może być uznane za referencyjne pod względem hydromorfologicznym dla pozostałych badanych odcinków rzek.

Wynik wskaźnika naturalności siedliska odcinka rzeki Mlecznej w roku 2016 poniżej zbiornika Borki wskazał na umiarkowane zróżnicowanie naturalnych elementów morfologicznych w korycie i w otoczeniu cieku. Na wynik wskaźnika wpłynęła głównie zmniejszona liczba naturalnych elementów modyfikujących koryto i brzegi cieku (odsypy meandrowe, brzegowe, śródkorytowe) spowodowana profilowaniem koryta. Jednak w wielu miejscach zachowała się zróżnicowana struktura roślinności brzegowej oraz liczne zadrzewienia wraz z cechami im towarzyszącymi np. zwisające konary, co pozytywnie oddziałuje na środowisko rzeki. Występujące naturalne elementy świadczą o umiarkowanie przekształconym stanie hydromorfologicznym odcinka. Powtórne badanie oceny stanu



hydromorfologicznego rzeki Mleczej w 2022 roku wskazało na wyższe zróżnicowanie naturalnych elementów morfologicznych w porównaniu do tych ocenionych w roku 2016, co bezpośrednio przełożyło się na zwiększenie wyniku indeksu HQA. Efekt zwiększającej się liczby naturalnych elementów brzegów mógł zostać zapoczątkowany pracami hydrotechnicznymi (np. odsypy brzegowe), jednakże w wyniku zmiany hydrauliki rzeki, nie można wykluczyć ich naturalnego powolnego formowania się.

3.2.7.2. HMS ó y u m c p k m " r n t a s i e g l i s k u | v c € e g

W Tabeli 2. przedstawiono wynik syntetycznego wskaźnika przekształcenia siedliska, który charakteryzuje opisywane cieki oraz przedstawia w sposób miarodajny stopień antropogenicznych zmian w hydromorfologii rzek. Stanowi on sumę wartości częściowych wszystkich kategorii przedstawionych w Tabeli 2, przy czym punkty dla każdego parametru przyznaje się zgodnie z wytycznymi RHS przedstawionymi w Podręczniku do badań terenowych według metody River Habitat Survey w warunkach Polski (Szoszkiweicz i in. 2010). Każdy parametr punktuje się w zależności czy występuje w jednym, czy w kilku profilach kontrolnych, osobno ocenia się także liczbę budowli piętrzących oraz przekształceń. Wskaźnik HMS przyjmuje wartości od 0 do 100, gdzie 0 to brak zmian antropogenicznych, a 100 – możliwa ich maksymalna liczba.

Tabela 2. Wartość syntetycznego wskaźnika przekształcenia siedliska HMS dla danego siedliska (suma punktów): KOS2016 – Kosówka, wynik badań przeprowadzonych w roku 2016, MLE2016 – Mleczna, wynik badań przeprowadzonych w roku 2016, MLE2022 – Mleczna, wynik badań przeprowadzonych w roku 2022 (opracowanie K. Kwiatkowska).

Parametr		KOS2016	MLE2016	MLE2022
Przekształcenia zaobserwowane w profilach kontrolnych	umocnienie brzegów	0	0	8
	umocnienie dna koryta	0	0	2
	wyprofilowanie brzegów lub dna	0	8	10
	koryto wielodzielne	0	0	1
	obwałowanie na skarpie brzegowej	0	0	0
	przepust	0	0	0
	budowla piętrząca/przeprawa	0	0	8
	brzeg rozdeptany przez zwierzęta hodowlane	0	0	0
Budowle wodne niezarejestrowane w profilach kontrolnych	kładka dla pieszych	0	0	0
	most drogowy lub kolejowy	0	0	0
	ostroga	0	0	0
	budowla piętrząca/przeprawa	0	0	0
	przepust	8	0	0
	woda spiętrzona na skutek budowli piętrzących	0	0	0
	koryto znacząco pogłębione	0	0	0
Przekształcenia zaobserwowane podczas oceny syntetycznej, niezarejestrowane w profilach kontrolnych	materiał dna koryta pochodzenia antropogenicznego	0	0	4
	umocniony cały profil brzegu	0	0	0
	profilowany brzeg	0	2	2
	wielodzielny profil brzegu	0	0	0
	obwałowanie na skarpie brzegowej	0	0	0
	obwałowanie poza skarpią brzegową	0	0	0
	usuwanie roślin z koryta	0	0	0
	wykaszenie brzegów	0	1	1
U W O C " R W P M V ~ Y	8	11	36	

Wskaźniki przekształcenia siedliska dla Kosówki i Mlecznej ocenione w roku 2016 przyjmują niskie wartości. Wynika to z braku istotnych modyfikacji koryta i brzegów cieków, w postaci ich umocnień, wpływających na wartość HMS. Z uwagi na zwiększoną liczbę modyfikacji hydrotechnicznych, odcinek rzeki Mlecznej badany w roku 2022 istotnie odbiega od poprzedniego pod kątem ilości zmian długości profilowanego i dodatkowo umocnionego gabionem odcinka. Trudno ocenić typ wpływu antropogenicznych przekształceń koryta rzeki Mlecznej na fragment zlokalizowany poniżej, gdyż prawdopodobnie dzięki zmianie charakteru podłoża wytworzyły się dogodne warunki dla bytowania larw *Hydropsyche* sp., a tym samym ocena stanu biologicznego odcinka rzeki wykazała znaczący wzrost różnorodności biologicznej.

3.2.7.3. Ocena stanu hydromorfologicznego

Zastosowanie wskaźników HQA oraz HMS umożliwia klasyfikację cieków do jednej z pięciu klas stanu hydromorfologicznego (Tabela 3). Należy jednak zaznaczyć, że wskaźniki te opisują jedynie stan elementów hydromorfologicznych, a nie ekologicznych. Do biologicznej oceny stanu jakości ekosystemów wykorzystywane są przede wszystkim takie organizmy wodne jak: fitoplankton, makrofity i fitobentos, makrobezkręgowce bentosowe oraz ryby. Elementy środowiska cieków opisane metodą RHS są uzupełnieniem dla szerszej ewaluacji stanu ekosystemów wodnych. Metoda umożliwia wyróżnienie odcinków rzek o względnie naturalnych parametrach i na tej podstawie wyznaczenie miejsc referencyjnych w porównaniu do innych odcinków badanych.

Tabela 3. Granice klas stanu hydromorfologicznego wyznaczone na podstawie wartości wskaźników HQA i HMS opracowanych dla rzek Polski (Jusik i in. 2014).

		Kategorie wartości wskaźnika HQA				
		bardzo naturalny HQA ≥ 57	naturalny HQA = 50-56	umiarkowanie naturalny HQA = 37-49	słabo naturalny HQA = 30-36	mało naturalny HQA < 30
Kategorie wartości wskaźnika HMS	naturalny HMS = 0-2	I	II	II	III	III
	słabo zmodyfikowany HMS = 3-8	II	II	III	III	IV
	umiarkowanie zmodyfikowany HMS = 9-20	III	III	III	IV	IV
	znacząco zmodyfikowany HMS = 21-44	III	IV	IV	IV	V
	silnie zmodyfikowany HMS ≥ 45	IV	IV	V	V	V

Badane odcinki rzek na podstawie obliczonych wskaźników HQA i HMS można zaliczyć do następujących klas hydromorfologicznych:

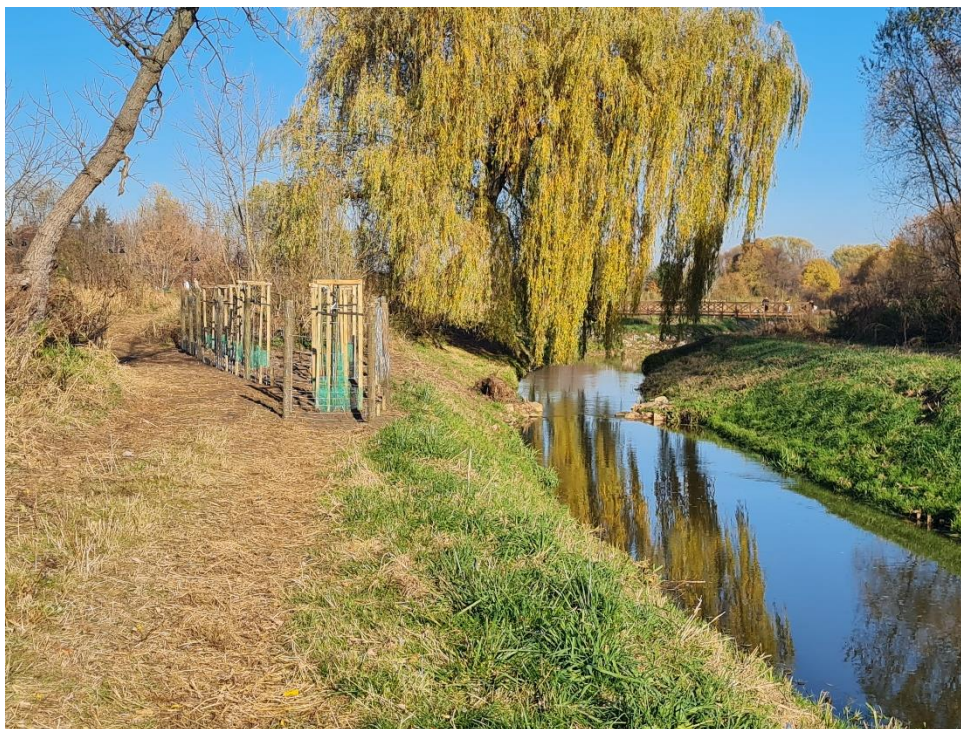
- Kosówka 2016 – klasa II
- Mleczna 2016 – klasa III
- **Mleczna 2022 – klasa IV**



3.2.8. Podsumowanie

Cieki charakteryzuje zróżnicowana klasowość stanu hydromorfologicznego. Wraz ze spadkiem wskaźnika HQA i wzrostem HMS odnotowuje się pogarszanie stanu badanych odcinków rzek. W tym przypadku znaczący wzrost indeksu HMS dla przekształconego odcinka RHS rzeki Mlecznej wpłynął decydująco na zaklasyfikowanie go do IV klasy stanu hydromorfologicznego. Znaczące zmiany w profilowaniu i umocnieniu brzegów oraz samego koryta rzeki spowodowały wzrost stopnia zmodyfikowania, a tym samym spadek klasy. Wynik ten jednak nie może być ostateczny, gdyż zarówno zlewnia jak i sama rzeka podlegają sezonowym okresom zróżnicowania hydrologicznego, co może w przyszłości powodować zaadaptowanie wykonanych zmian i wykształcenie rozmaitych elementów morfologicznych, zwiększających stopień naturalności. Obecny stan hydromorfologiczny odcinka RHS jest bowiem stanem przejściowym i nie jest równoważny ze stanem ekologicznym i zróżnicowaniem biologicznym danego obszaru. Rozwinięcie elementów morfologicznych rzek jest ściśle powiązane z możliwością wyodrębniania się zróżnicowanych mikrosiedlisk. Im więcej rzeka posiada cech naturalnych w swojej morfologii (np. kanały boczne, zastoiska, naturalne spiętrzenia, odsypy brzegowe i śródkorytowe), tym większe prawdopodobieństwo tworzenia się dogodnych warunków dla życia organizmów, w tym makrofitów, makrobezkręgowców bentosowych i ryb. W przypadku rzeki Mlecznej, dokonane zmiany mogą zapoczątkować procesy przybliżające rzekę do jej naturalnego charakteru, jednakże czas do tego potrzebny, jak na razie, zostaje bliżej nieokreślony.

3.2.9. Dokumentacja fotograficzna



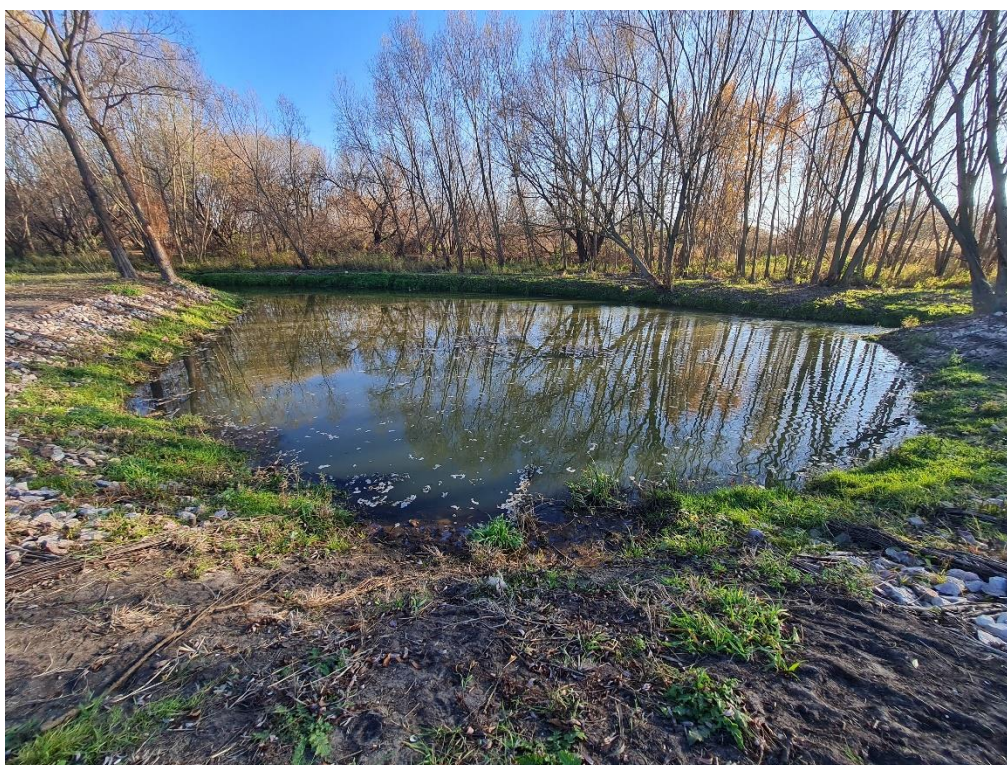
Fot.2. Początkowy profil kontrolny – nasadzenia drzew na brzegu lewym (fot. K. Kwiatkowska 2022).



Fot.3. Deflektor w pierwszym profilu badawczym – strefa przepływu gładkiego przed progiem i wartkiego za progiem (fot. K. Kwiatkowska 2022).



Fot.4. Fragment brzegu meandra umocnionego gabionem i kiską faszynową (fot. K. Kwiatkowska 2022).



Fot.5. Starorzecze wykonane w wyniku prac hydrotechnicznych (fot. K. Kwiatkowska 2022).



Fot.6. Strefa wartkiej wody nad rampą z narzutu kamiennego (fot. K. Kwiatkowska 2022).



3.2.10. Literatura

- Bąkowski M, Hołowiński M., Miłkowski M., (2003): Przezierniki (*Lepidoptera: Sesiidae*) Puszczy Kozienickiej. *Wiad. Entomol.* 21 (4), 229-240.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- Elias R., Koba J., Wierzbicka M., Wójtowicz A., Wierzbicki Z., Żardecka E., Dziedzic A., Siek E. (2011a): Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza doliny rzeki Kosówki w granicach Gminy Miasta Radomia oraz doliny rzeki Mlecznej na odcinku od ujścia rzeki Kosówki do ulicy Maratońskiej oraz terenu obejmującego zalew „Borki”. <http://bip.radom.pl/ra/srodowisko/zielen/opracowania-dotyczace-s/32769,Inwentaryzacja-przyrodnicza-Obszaru-Chronionego-Krajobrazu-quotDolina-Kosowkiquo.html>
- Environment Agency (2003): River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual. River Habitat Survey Manual. 2003 version. Bristol, Environment Agency.
- Jusik S. (2007): Zastosowanie metody RHS w ocenie rzek na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej i do celów naukowo-badawczych. Ocena hydromorfologiczna rzek w oparciu o RHS, Białystok-Siemianówka, 29–31.
- Jusik S., Bryl Ł., Przesmycki M., Kasprzak M. (2014): Ewolucja metody oceny stanu hydromorfologicznego rzek RHS-PL w Polsce. *Inżynieria i Ochrona Środowiska* t. 17, nr 1, 41–62.
- Łabaj P., Hamerla A. (2012): Ocena warunków hydromorfologicznych rzek w zlewniach zurbanizowanych metodą River Habitat Survey. *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko* nr 1, 109–121.
- Raven P.J., Holmes N.T., Dawson F.H., Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I., Rouen K.J., (1998a): River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Bristol, UK, Environment Agency.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Everard M. (1998b): Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* Vol.8, s. 477–499.
- Szoszkiewicz K., Zgoła T., Jusik S., Hryc-Jusik B., Dawson F.H., Raven P., (2010): Hydromorfologiczna ocena wód płynących (River Habitat Survey), Wyd. 5 (zmienione), Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań-Warrington, s. 1-133.
- Trząski L., Mana V. (2008): Ocena hydromorfologicznego stanu rzeki Boberek metodą RHS (River habitat Survey). *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko* nr 1, 53–62.
- Wierzba M., Wysokińska U., Obłozą P., Urbanek A., Kryński K., Kołodziejak-Pawlonka A., Chmielewski S., Strużyński W., Miłkowski M., Kuropieska R., Śliwińska K., Tęcza R., Jastrzębski P. (2013): Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza doliny rzeki Mlecznej na odcinku od ul. Mieszka I do granic administracyjnych Radomia (pow. 268,3 ha) oraz od linii kolejowej do granic administracyjnych Radomia Wraz z doliną cieką Godowskiego (pow. 157 ha). http://www.radom.pl/data/other/inwentaryzacja_i_waloryzacja_pbe_natura_.pdf
- http://www.wazki.pl/radom_mleczna.html



4. Zooplankton

4.1. Ocena jakości wody w zbiorniku zaporowym Borki

4.1.1. Ocena jakości wody w zbiorniku zaporowym Borki

P

Próby pobierane były z trzech stanowisk: wlot (R6), środek (R7) i tama (R8) w zbiorniku zaporowym Borki, za pomocą czepacza o pojemności 10 litrów. Wszystkie próby przesączone przez siatkę planktonową o średnicy oczek 64 μm , a następnie utrwalono płynem Lugola. Próby zagęszczono do 10 ml.

Zooplankton oznaczano pod mikroskopem Nikon z użyciem szkła podstawowego z komorą o pojemności 1 ml i podziałką 1/1 mm, pod okulariem z podziałką 0 – 1 mm. Osobniki występujące w próbie oznaczane były do gatunku lub rodzaju (za wyjątkiem widłonogów).

Analiza paramet

Zagęszczenie (liczba osobników zooplanktonu w 1 litrze wody) obliczona została ze wzoru:

$$N = X V_z / V_k V_p$$

gdzie:

X – liczba policzonych osobników w komorze szkła podstawowego

V_z – objętość zagęszczu, z którego zaczerpnięto podpróbę do zliczenia liczebności [ml]

V_k – objętość komory [ml]

V_p – objętość próby wody poddanej zagęszczeniu [l]

Biomasę (mg mokrej masy/l) poszczególnych gatunków liczone ze wzoru:

$$B = N * M$$

gdzie:

N – zagęszczenie [os/l]

M – średnia mokra masa jednego osobnika danego gatunku [mg/os], o określonej długości [mm]

4.1.2. WYNIKI

Skład zooplanktonu w analizowanych próbach jest typowy dla płytkich, eutroficznych zbiorników wodnych. Charakteryzuje się on wysokim udziałem gatunków charakterystycznych dla wysokiej trofii, jak:

- w grupie wrotków (Rotatoria): *Keratella cochlearis* (z ok. 20% udziałem formy *tecta* – wskaźnika wód eutroficznych), *Keratella quadrata*, *Filinia terminalis* oraz gatunków z rodzaju *Polyarthra* sp. i *Brachionus* sp.;
- w grupie widłonogów (Copepoda): głównie przedstawiciele rzędu Cyclopoida oraz formy larwalne – *naupli*;
- w grupie wioślarek (Cladocera): *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Diaphanosoma branchyurum*.

Są to organizmy drobnych rozmiarów. Wśród wrotków dominują gatunki bakteriożerne. W próbach zidentyfikowano również drapieżny gatunek wrotka – *Asplanchna priodonta*. Gatunek ten pojawia się licznie w zbiornikach bogatych w martwą materię organiczną i chętnie żeruje również na detrytusie (którego duże ilości zaobserwowano w próbach).

Wioślarki reprezentowane są głównie przez mało efektywnych filtratorów – gatunki te chętnie żerują na bakteriach i pierwotniakach, czyli są częściowo lub całkowicie elementem łańcucha detrytusowego (tzw. pętli mikrobiologicznej), a ich rola w łańcuchu spasań jest ograniczona. Oznacza to, że nie wpływają one znacząco na zagęszczenie glonów. Udział wioślarek z rodzaju *Daphnia* jest znikomy – pojawiły się latem na stanowisku R8.

Widłonogi zdominowane są przez gatunki drapieżne z rzędu Cyclopoida. Uwagę zwraca duże zagęszczenie *naupli*. Stosunek zagęszczenia widłonogów do wioślarek jest wysoki, co również jest cechą typową dla eutroficznych ekosystemów.

Próby są ubogie gatunkowo. Najniższą liczbę gatunków zaobserwowano na stanowisku R6 (wlot), zaś największe zróżnicowanie gatunkowe występuje przy zaporze, na stanowisku R8. Zagęszczenie i biomasa badanych organizmów zmieniają się sezonowo (Fig. 1).

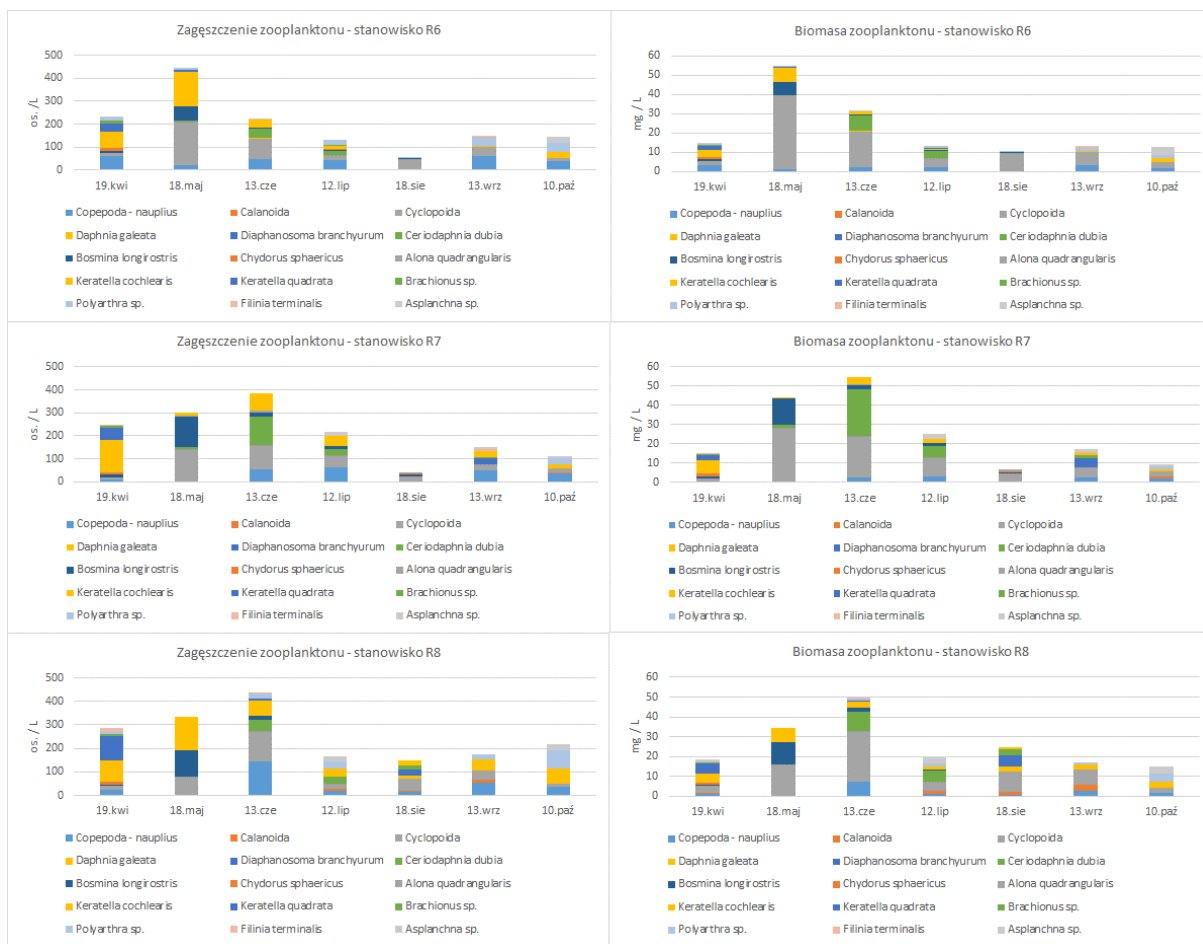


Fig. 1. Dynamika zagęszczenia i biomasy zooplanktonu na trzech stanowiskach zbiornika Borki w 2022 roku.

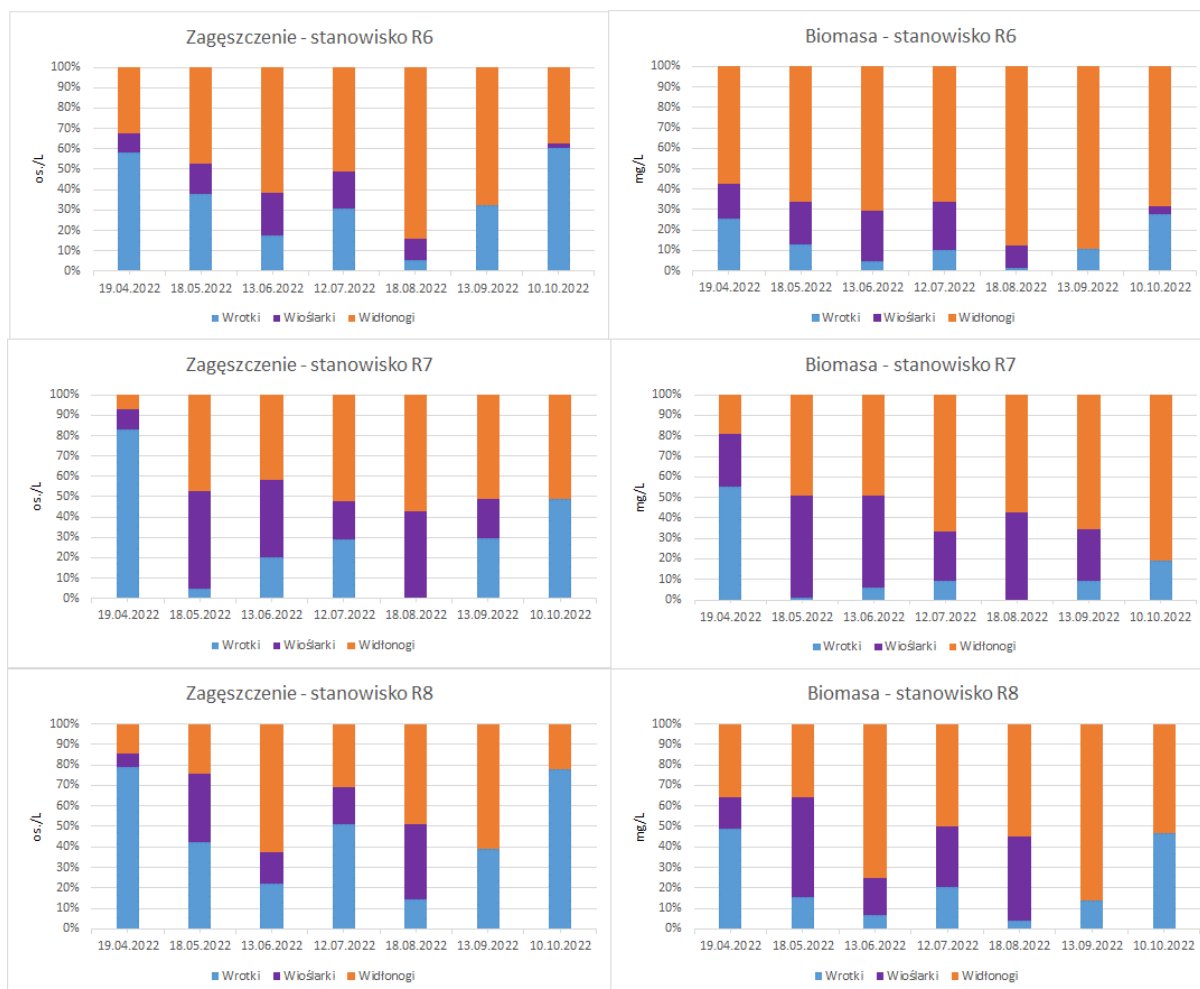


Fig. 2. Porównanie udziału procentowego w zagęszczeniu i biomacie widłonogów, wioślarek i wrotków na trzech stanowiskach badawczych zbiornika Borki, w 2022 roku.

W porównaniu z analogicznymi analizami wykonanymi w zbiorniku Borki w 2016 roku, skład gatunkowy zooplanktonu nie uległ zmianie. Procentowy udział trzech grup zooplanktonu zmienił się na stanowisku R6 (wlot) – obecnie obserwowany jest większy udział widłonogów niż wioślarek. Natomiast na pozostałych stanowiskach udział ten jest bardzo podobny, jak w próbach z 2016 roku (Fig. 2). Uwagę zwraca jednak fakt, że wartości zagęszczenia i biomasy zooplanktonu są w 2022 roku ok. trzykrotnie niższe niż w 2016 roku.

Po inwestycji nastąpiła zmiana czynników biotycznych, jak np. dostępności i rodzaju pokarmu, warunków troficznych, drapieżnictwa i konkurencji. Czynniki te mają wpływ na zagęszczenie i biomasy zooplanktonu. Stabilizujące się warunki środowiskowe mogą sprzyjać wzrostowi zagęszczenia i biomasy zooplanktonu oraz przebudowie składu gatunkowego zooplanktonu w kierunku gatunków efektywnie kontrolujących biomasę glonów (np. wioślarek z rodzaju *Daphnia*). W związku z tym, rekomendowane jest powtórzenie badań zooplanktonu w zbiorniku Borki w kolejnych sezonach wegetacyjnych.



Ocena stanu/potencjału ekologicznego wybranych cieków oraz zbiornika „Borki” na terenie miasta Radomia na podstawie parametrów fizykochemicznych po wdrożeniu inwestycji zaplanowanych w projekcie LIFE

Źródło finansowania: Projekt LIFE14 CCA/PL/000101 pn.: „Adaptacja do zmian klimatu poprzez zrównoważoną gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia.”

Autorzy:

dr Sebastian Szklarek
dr Agnieszka Bednarek

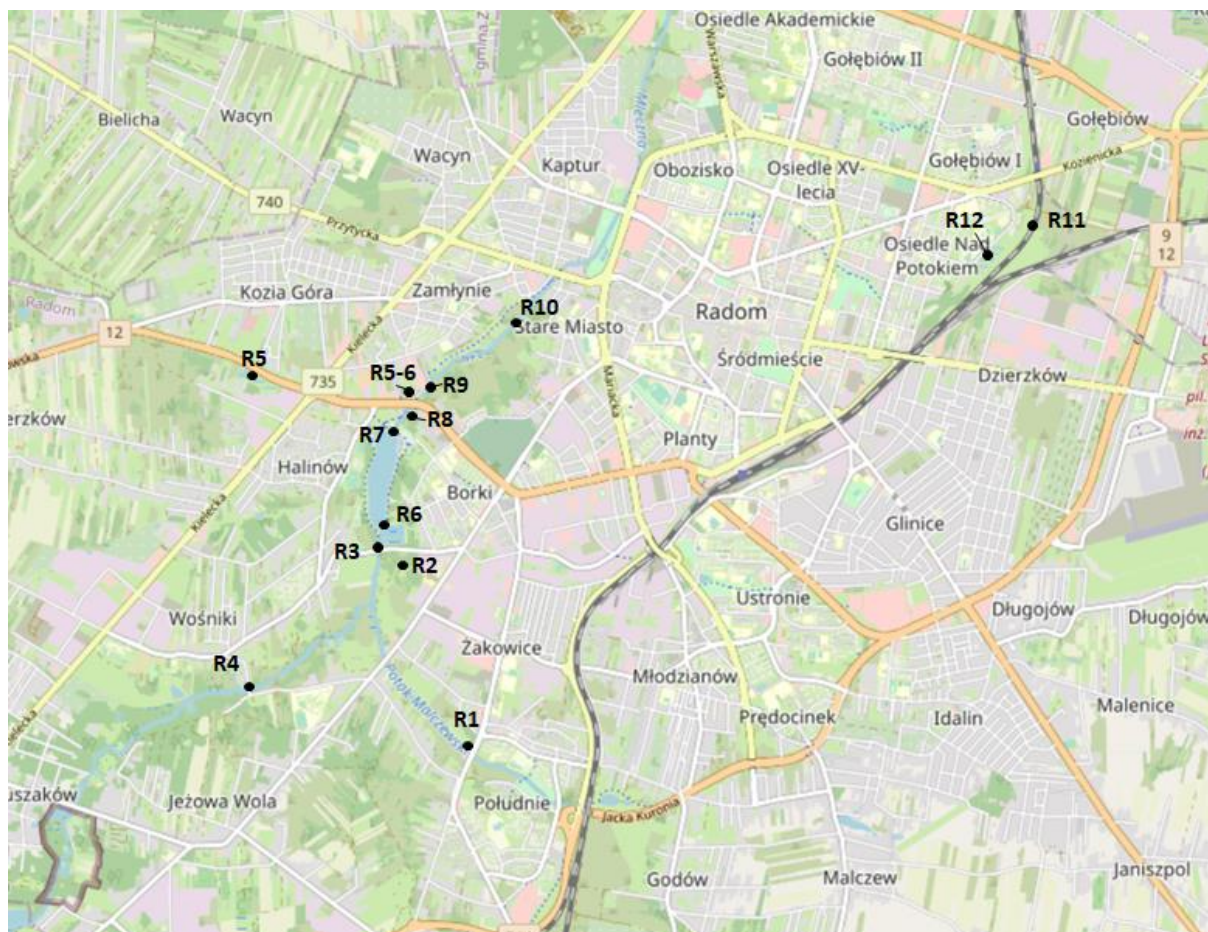
Łódź, 2022

1. PRZEDMIOT OPRACOWANIA

Przedmiotem opracowania jest ocena stanu fizykochemicznego wód zlewni rzeki Mlecznej w obszarze miasta Radomia w celu oceny skuteczności oraz optymalizacji rozwiązań wdrożonych w ramach realizacji projektu **LIFERADOMKLIMA-PL (LIFE14CCA/PL/000101)**.

Monitoring parametrów fizykochemicznych wykonano w okresie od czerwca 2021 do października 2022 roku, na 12 podstawowych stanowiskach (oznaczonych od R1 do R12) dla oceny stanu wód w okresie poinwestycyjnym w projekcie i porównaniu ze stanem wód na tych samych stanowiskach w okresie przedinwestycyjnym oraz na 14 stanowiskach uzupełniających w celu oceny skuteczności funkcjonowania poszczególnych rozwiązań. Opis i lokalizację stanowisk przedstawiono odpowiednio w Tabeli nr 1 (wszystkie) i na Rycinie 1/Rycina 1 (tylko podstawowe). Wybór punktów monitoringowych był podyktowany lokalizacją obszarów inwestycji projektu i koniecznością wykonania oceny efektywności ich funkcjonowania. Zadania inwestycyjne zrealizowane w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL obejmowały:

- Zadanie C1 w projekcie – Adaptacja **stawów kolmatacyjnych** i jazu koźłowego przy zbiorniku Borki dla spowolnienia przepływu wód wezbraniowych oraz redukcji transportu zanieczyszczeń.
- Zadanie C2 w projekcie – Adaptacja **zbiornika Borki** do łagodzenia ekstremalnych przepływów.
- Zadanie C3 w projekcie – Konstrukcja wielofunkcyjnego obszaru na Potoku Północnym dla poprawy jakości wody, złagodzenie przepływów i wzmocnienia różnorodności biologicznej – **ocena skuteczności tego rozwiązania w zakresie poprawy jakości wody nie była możliwa z uwagi na zakończenie inwestycji we wrześniu 2022 roku.**
- Zadanie C4 w projekcie – Renaturyzacja odcinka **rzeki Mlecznej** dla adaptacji do zmiany klimatu.
- Zadanie C5 w projekcie – Adaptacja **kanalu deszczowego A0** poprzez uszczelnienie istniejącego kolektora i zastosowanie systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego.
- Zadanie C6 w projekcie – Budowa innowacyjnych rozwiązań w zakresie błękitno-zielonej infrastruktury dla zagospodarowania wód opadowych w przestrzeni miejskiej – **budowa polderu zalewowego na rzece Cerekwiance**

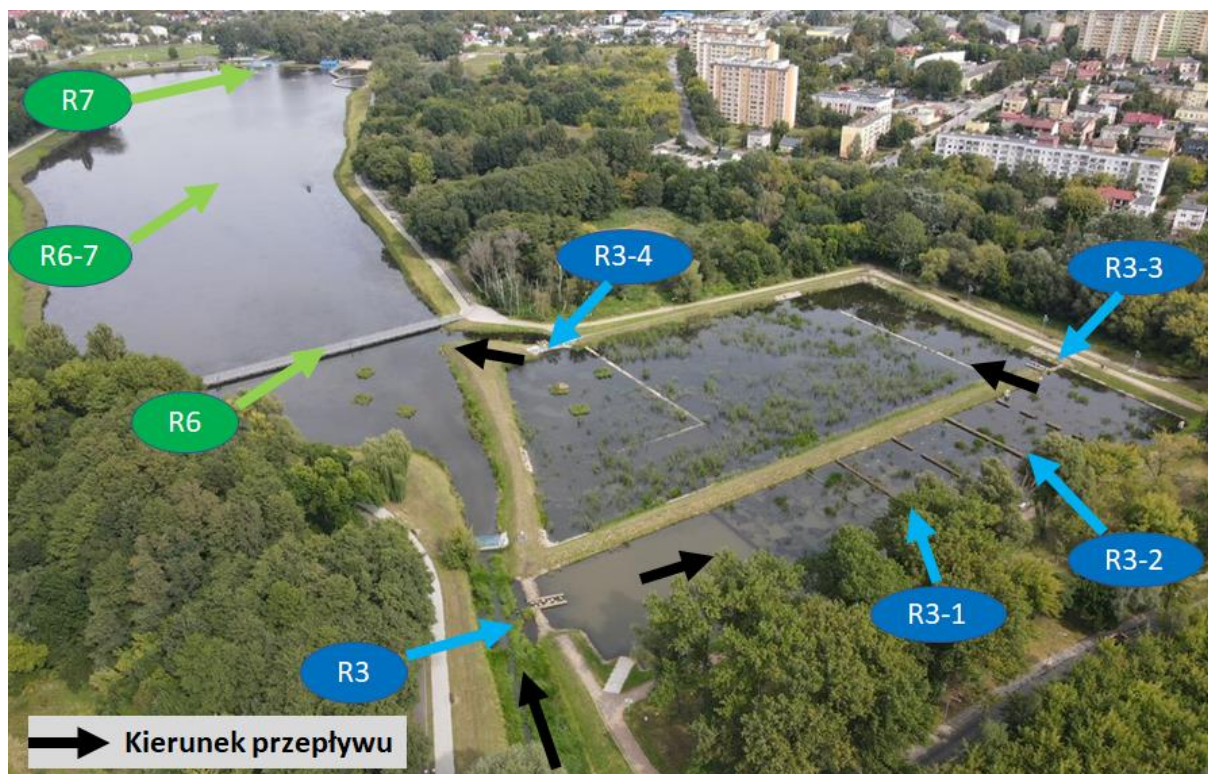


Rycina 1 lokalizacja podstawowych punktów poboru próbek wody na wybranych rzekach oraz w zbiorniku borki na terenie miasta radomia (©autorzy openstreetmap <http://www.openstreetmap.org/copyright>, naniesione punkty - opracowanie własne).

Punkty R1, R2, R8 (Rycina 1) miały na celu ocenę jakości wód w kanale deszczowym A0 (kolektor A0), który w ramach zadania C5 uszczelniono, a w pobliżu przepompowni przy ulicy Suchej (punkt R2) wykonano system sedymentacyjno-biofiltracyjny umożliwiający pozyskiwanie wody z podziemnego kolektora oraz jej transportowanie po oczyszczeniu do rzeki Mlecznej i zbiornika Borki – system oddano do użytku w lipcu 2022 roku, a ocena jego funkcjonowania została przedstawiona w osobnym raporcie.

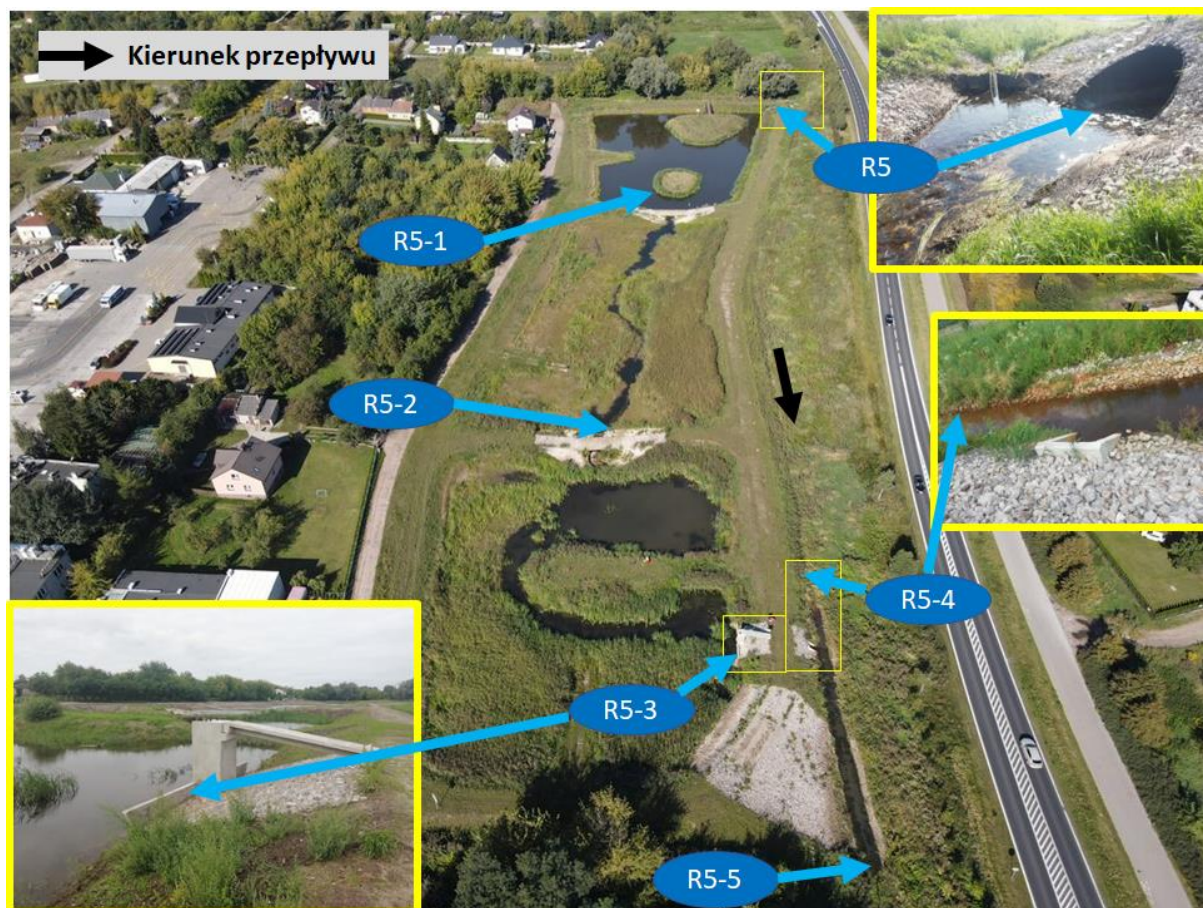
Punkty R3, R6, R7 wyznaczono do oceny stanu jakości wód dla zadania C1 „Adaptacja stawów kolmatacyjnych i jazu kozłowego przy zbiorniku Borki” i C2 „Adaptacja Zbiornika Borki do łagodzenia ekstremalnych przepływów” (Rycina 1). W celu oceny skuteczności usuwania zanieczyszczeń przez stawy kolmatacyjne wyznaczono punkty uzupełniające od R3-1 do R3-4 oraz dodatkowy punkt R6-7 zlokalizowany na środku zbiornika Borki, w celu oceny skuteczności rozwiązań w redukcji transportowanych zanieczyszczeń (Rycina 2).

Punkt R4 zlokalizowany na rzece Kosówce to referencyjny punkt monitoringowy wyznaczony w celu oceny jakości wód wpływających do rzeki Mlecznej z obszaru pozamiejskiego (Rycina 1).



Rycina 2 Punkty poboru próbek wody na stawach kolmatacyjnych (kolor niebieski) i na zbiorniku Borki (kolor zielony) w Radomiu (zdjęcie: S. Szklarek).

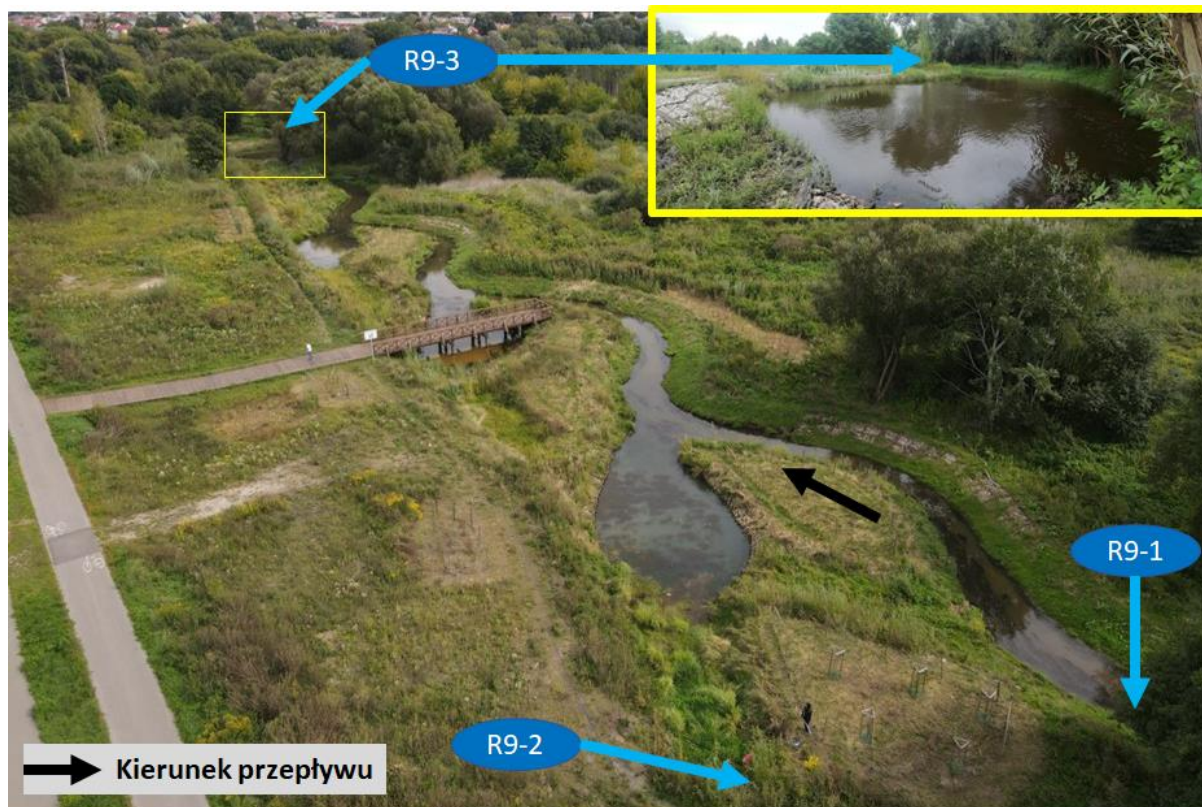
Punkt R5 wyznaczono w celu oceny jakości wód wprowadzanych z obszaru pozamiejskiego przez rzekę Cerekwiankę (Rycina 1) – w monitoringu przed inwestycyjnym funkcję tą pełnił punkt R5-5. Zlokalizowano go na wlocie wykonanego w ramach projektu polderu zalewowego przy Cerekwiance – zadanie C6 „Budowa innowacyjnych rozwiązań w zakresie błękitno-zielonej infrastruktury dla zagospodarowania wód opadowych w przestrzeni miejskiej”. W celu oceny efektywności usuwania zanieczyszczeń przez to rozwiązanie wyznaczono punkty uzupełniające od R5-1 do R5-5 (Rycina 3) oraz ostatni punkt R5-6 (Rycina 1, Tabela 1), zlokalizowano na rzece Cerekwiance przed doływem do rzeki Mlecznej.



Rycina 3 Punkty poboru próbek wody na polderze zalewowym na rzece Cerekwiance w Radomiu (zdjęcia: S. Szklarek).

Punkty R9 i R10 wyznaczono na początku i końcu około kilometrowego odcinka rzeki Mlecznej, który w ramach zadania C4 poddano renaturyzacji i adaptacji do zmiany klimatu. W celu oceny wpływu inwestycji na poprawę jakości wody na tym odcinku wyznaczono punkty uzupełniające od R9-1 do R9-3 (Rycina 4).

Punkty R11 i R12 wyznaczone na Potoku Północnym służyć miały ocenie jakości wód wprowadzanych do centrum miasta ze wschodniej jego części oraz stanowić miały punkt wyjścia do oceny efektywności wdrożenia zadania C3 „Poprawa jakości wody, złagodzenie przepływów i poprawa różnorodności biologicznej w Potoku Północnym”. Jednakże z uwagi na przedłużające się prace inwestycyjne (pracę zakończono we wrześniu 2022 roku) zarówno ocena wpływu inwestycji na stanu wód w tym obszarze oraz efektywności usuwania zanieczyszczeń transportowanych rzeką dla tego zadania nie są możliwe.



Rycina 4 Punkty poboru próbek wody na renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej (zdjęcia: S. Szklarek).



Tabela 1 Lokalizacja i opis punktów poboru prób

Kod stanowiska	Kod działania projektowego i nazwa obszaru	Opis stanowiska	Współrzędne NE
R1	C5 - Kolektor A0	Komora ul. Starokrakowska	51°22.741 21°06.968
R2		Komora przepompowania ul. Sucha	51°23.064 21°07.049
R8		Wylot z kolektora deszczowego ul. Mączna	51°23.726 21°07.110
R3	C1 - stawy kolmatacyjne	Jaz Kozłów/Włot na staw kolmatacyjny I	51°23.182 21°06.917
R3-1		Staw kolmatacyjny I - powyżej strefy napowietrzania	
R3-2		Staw kolmatacyjny I - poniżej strefy napowietrzania	
R3-3		Odływ na staw kolmatacyjny II	
R3-4		Odływ ze stawu kolmatacyjnego II / przewał nad zalewem	51°23.251 21°06.971
R4	Kosówka	Stanowisko rzeczne przy ul. Owalnej	51°22.565 21°06.047
R5	C6 - Cerekwianka	Stanowisko rzeczne wlot na system	51°23.912 21°05.992
R5-1		Polder zalewowy poniżej strefy 1 – sedymentacyjnej	
R5-2		Polder zalewowy poniżej strefy 2 – biologicznej	
R5-3		Odływ z polderu zalewowego do rzeki	
R5-4		Rzeka powyżej odpływu z polderu zalewowego	
R5-5		Rzeka powyżej wylotu „Kozia Góra”	51°23.799 21°06.407
R5-6	Cerekwianka	Przed dopływem do rzeki Mlecznej	51°23.772 21°07.150
R6	C2 - Zbiornik Borki	Górna część zbiornika – kładka na zbiorniku	
R6-7		Środkowa część zbiornika – środek	
R7		Dolna część zbiornika – tama	51°23.726 21°06.993
R9	C4 - Mleczna	Poniżej dopływu rzeki Cerekwianki	51°23.776 21°07.161
R9-1		Poniżej deflektorów i narzutów kamiennych, a powyżej odcinka zmeandryzowanego	
R9-2		Wylot z kolektora deszczowego	
R9-3		Stanowisko rzeczne poniżej meandrów	
R10		Stanowisko rzeczne na odcinku uregulowanym poniżej projektowych wdrożeń - kładka/ Piotrówka	51°24.082 21°07.795
R11	C3 - Potok Północny	Stanowisko rzeczne poniżej wylotu z kolektora deszczowego przy ul. Małczyńskiej	51°24.338 21°11.399
R12		Stanowisko rzeczne poniżej obszaru wielofunkcyjnego wykonanego w projekcie i powyżej wylotu przy ul. Olsztyńskiej	51°24.352 21°11.084

2.1. ZMIANY PRAWNE I PLANISTYCZNE W TRAKCIE TRWANIA PROJEKTU

W trakcie realizacji projektu zaszły zmiany prawne i planistyczne w gospodarce wodnej. W poprzednim okresie planistycznym (aPGW 2016-2021) obszar objęty projektem zawierał się w jednolitej części wód powierzchniowych (JCWP) o kodzie PLRW20001725269 „Mleczna bez Pacynki”, o typie 17: potok nizinny piaszczysty. W ramach prac nad IIaPGW (2022-2027) połączono dwie JCWP Mlecznej (PLRW200017252689, PLRW20001725269), w jedną o numerze PLRW20001025269 i pod nazwą „Mleczna” (dalej: JCWP Mleczna).

W okresie tym nastąpiła też zmiana prawna rozporządzenia dotyczącego oceny stanu/potencjału ekologicznego wód powierzchniowych (Dz.U. 2021 poz. 1475). JCWP Mleczna należy do cieków o typie PNp - Potok lub strumień nizinny piaszczysty. W aktualnie obowiązującym rozporządzeniu do oceny stanu/potencjału ekologicznego bierze się pod uwagę następujące wskaźniki fizykochemiczne: tlen rozpuszczony, pięciodobowe zapotrzebowanie na tlen (BZT₅), ogólny węgiel organiczny (OWO), przewodność elektrolityczna właściwa w 20 °C (dalej: przewodność), azot amonowy, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy (ortofosforanowy) oraz fosfor ogólny (Tabela 2). W monitoringu zrealizowanym w 2016 roku, przed inwestycjami, zbiornik Borki można było zakwalifikować do typu 0 – „Typ nieokreślony – kanały i zbiorniki zaporowe”). W obecnie obowiązujących przepisach prawnych taki typ nie jest wyszczególniony. Potencjał ekologicznych JCWP będących zbiornikami zaporowymi klasyfikuje się zgodnie z wartościami dla JCWP rzecznych lub JCWP jeziornych. Czynnikiem decydującym jest charakter zbiornika zaporowego:

- dla silnie zmienionej części wód (SZCW) zbiornika zaporowego reolimnicznego (czas retencji poniżej 20 dni) lub przejściowego (czas retencji 20-40 dni) - wskazuje się typ rzeki, na której zbudowany jest zbiornik (JCWP poniżej zaporę);
- dla silnie zmienionej części wód (SZCW) zbiornika zaporowego limnicznego (czas retencji ponad 40 dni) – wskazuje się typ odpowiedni dla typu jeziora, z uwzględnieniem głębokości i możliwości wykształcenia stratyfikacji termicznej w zbiorniku (typ WSd_a lub WSd_b wg nowej typologii).

W oparciu o powyższy podział zbiornik Borki należy zakwalifikować do pierwszego typu zbiornika zaporowego reolimnicznego – zatem wartościami granicznymi do oceny potencjału będą wartości wyznaczone dla typu PNp - Potok lub strumień nizinny piaszczysty, który jest przypisany do rzecznej JCWP Mleczna.

Zgodnie z informacjami zawartymi w IIaPGW jakość wód dla JCWP Mleczna została określona jako umiarkowany potencjał ekologiczny (klasyfikacja na podstawie wyników monitoringu GIOŚ za lata 2014-2019), m.in. ze względu na przekroczenie wartości granicznych II klasy dla wskaźników fizykochemicznych: BZT₅, przewodność, azot ogólny i azot azotanowy. Ocenę potencjału JCWP Mleczna dokonuje się w oparciu o wyniki monitoringu z punktu pomiarowo-kontrolnego PL01S0701_1083 zlokalizowanego na północ od Radomia (około 11 km od centrum miasta). Jako główne źródła presji troficznych przyczyniające się do nieosiągnięcia dobrego stanu wód wskazano: **odpływ miejski (wody opadowe) oraz nawożenie i depozycja oraz źródła przemysłowe, źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone)**. Zatem realizacja projektu i działania wdrożone w obszarze Radomia powinny się przyczynić nie tylko do poprawy jakości wód w obszarze miasta, ale i do osiągnięcia dobrego stanu wód dla JCWP Mleczna.

Tabela 2 Wartości graniczne dla klas jakości wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych dla jednolitych części wód rzecznych typu wód powierzchniowych PNP (źródło: Dz.U. 2021 poz. 1475)

Numer wskaźnika	Nazwa wskaźnika	Jednostka	Wartość graniczna dla klasy jakości wód powierzchniowych				
			I	II	III	IV	V
3.	Elementy fizykochemiczne						
3.2.	WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI TIENOWE I ZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE						
3.2.1.	Tlen rozpuszczony	mg O ₂ /l	≥8,9	≥7,6	Nie ustala się		
3.2.2.	Pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT ₅)	mg O ₂ /l	≤2,3	≤3,5			
3.2.4.	Ogólny węgiel organiczny (OWO)	mg C/l	≤8,2	≤10,0			
3.3.	WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE ZASOLENIE						
3.3.2.	Przewodność elektrolityczna właściwa w 20°C	μS/cm	≤420	≤690	Nie ustala się		
3.5.	WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI BIOGENNE (SUBSTANCJE BIOGENNE)						
3.5.1.	Azot amonowy	mg N-NH ₄ /l	≤0,14	≤0,40	Nie ustala się		
3.5.3.	Azot azotanowy	mg N-NO ₃ /l	≤1,10	≤2,00			
3.5.5.	Azot ogólny	mg N/l	≤2,00	≤3,30			
3.5.6.	Fosfor fosforanowy (V) (ortofosforanowy)	mg P-PO ₄ /l	≤0,06	≤0,09			
3.5.7.	Fosfor ogólny	mg P/l	≤0,17	≤0,33			

2. OPIS METODYKI OCENY STANU WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Pobór próbek miał miejsce od czerwca 2021 do października 2022 roku, 1-2 razy w miesiącu w zależności od warunków atmosferycznych (dodatkowe pobory próbek podczas opadów). Został on zrealizowany przez Wodociągi Miejskie w Radomiu Sp. z o.o. i miał na celu ocenę stanu wód w wyznaczonych stanowiskach podstawowych (Rycina 1). Analizy i ocenę parametrów fizyko-chemicznych przeprowadzono w laboratorium Wodociągów Miejskich w Radomiu Sp. z o.o. zgodnie z normą PN-ISO 5667-6 maj 2003.

Monitoring uzupełniający wykonany był przez Uniwersytet Łódzki – średnio raz w miesiącu i miał on na celu ocenę skuteczności wdrożonych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL inwestycji (Rycina 2-4). Obejmował on pomiar parametrów in situ (temperatura wody, stężenie tlenu rozpuszczonego, przewodność oraz pH) przy użyciu miernika WTW. Pobrane próbki wody były analizowane przy wykorzystaniu aparatury firmy Dionex do wysokoprawnej chromatografii cieczowej.

W celu oceny funkcjonowania wdrożonych działań cały okres monitoringowy podzielono na dwa okresy: „po opadach” – gdy dobę przed poborem wystąpiły opady >0,1 mm (zarejestrowane na stacjach meteorologicznych utworzonych w ramach niniejszego projektu) i „okres bezopadowy” – gdy dobę przed poborem opady nie wystąpiły lub zmierzono ≤0,1 mm. Różnice poziomu wód pomiędzy wyznaczonymi okresami zaprezentowano na Rycina 5 na przykładzie funkcjonowania stawów kolmatacyjnych. Liczbę próbek pobranych na stanowiskach w poszczególnych okresach podano w Tabela 3. W przypadku niektórych uzupełniających punktów monitoringu liczba poborów była poniżej trzech w okresie po opadach, czego powodem była susza w 2022 roku i niewielka ilość dni opadowych od wiosny. Z tego powodu wartości podane w rozdziale z wynikami należy traktować jako wartości o dużym poziomie niepewności i potrzebny jest dalszy monitoring, aby w pełni ocenić funkcjonowanie inwestycji projektowych w okresach po opadach.

Ocenę stanu fizykochemicznego wód rzecznych wykonano zgodnie z załącznikiem nr 7 tabela nr 8 rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475).

Tabela 3 Liczba próbek pobranych na wszystkich stanowiskach w poszczególnych okresach monitoringu.

Kod stanowiska	Kod działania projektowego i nazwa obszaru	Liczba pobranych prób			
		Monitoring 2016 przed inwestycjami	Monitoring 2021/2022 po inwestycjach		
			Okres po opadach	Okres bezopadowy	Cały okres 2021/2022
R1	C5 - Kolektor A0	13	5	7	12
R2		13	6	7	13
R8		13	5	7	13
R3	C1 - stawy kolmatacyjne	13	9	18	27
R3-1		-	2	8	10
R3-2		-	2	8	10
R3-3		-	3	9	12
R3-4		13	9	17	26
R4	Kosówka	9	6	15	21
R5	C6 - Cerekwianka	-	7	14	21
R5-1		-	2	8	10
R5-2		-	2	8	10
R5-3		-	2	8	10
R5-4		-	2	8	10
R5-5		10	5	6	11
R5-6	Cerekwianka	-	5	6	11
R6	C2 - Zbiornik Borki	-	1	9	10
R6-7		-	-	9	9
R7		13	7	18	25
R9	C4 - Mleczna	11	6	16	22
R9-1		-	1	7	8
R9-2		-	1	7	8
R9-3		-	1	7	8
R10		11	6	16	22
R11	C3 - Potok Północny	11	5	12	17
R12		11	5	12	17



Rycina 5 Przykłady funkcjonowania stawów kolmatacyjnych (stanowiska poboru: R3 – Jaz Kozłów/Włot na staw kolmatacyjny I; R3-4 - odpływ na staw kolmatacyjny II ; R3-5 - odpływ ze stawu kolmatacyjnego II / przewał nad zalewem) w okresie po opadach i w okresie bezopadowym (zdjęcia: S.Szklarek)

3. WYNIKI

3.1. OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA PODSTAWOWYCH PUNKTÓW MONITORINGOWYCH

Poszczególne lata monitoringu mogą różnić się między sobą ze względu na odmienne warunki hydrometeorologiczne i działalność człowieka w zlewni. Różnice te odnotowano także w trakcie realizacji projektu – Tabela 4. Stanowisko R4 na Kosówce zostało zaplanowane jako punkt referencyjny wskazujący na stan jakości wód rzecznych dopływających do miasta w górnej części zlewni. Na przykładzie tego punktu widać, że monitoring po inwestycjach (lata 2021/2022) charakteryzował się wyższymi stężeniami azotu ogólnego, zawiesiny ogólnej i żelaza, w porównaniu do monitoringu przed inwestycjami (rok 2016). Wyniki tego stanowiska są ważnym elementem interpretacji rezultatów inwestycji na Kanale A0 oraz na stawach kolmatacyjnych. W przypadku inwestycji zrealizowanej na rzece Cerekwiance punktem odniesienia są wartości dla stanowiska R5-5. Dla tego punktu odnotowano również wyższe wartości dla azotu ogólnego, zawiesiny ogólnej i żelaza w monitoringu po inwestycjach. Wyższe wartości tych parametrów dla lat 2021/2022 odnotowano także na nowym stanowisku R5 (wlot na utworzony polder) – należy to wziąć pod uwagę w ocenie efektywności tego rozwiązania. W przypadku stanowisk monitoringowych zlokalizowanych na Potoku Północnym (R11 i R12) zaobserwowano wyższe stężenia zawiesiny ogólnej i żelaza oraz niższe dla azotu ogólnego i fosforu ogólnego. W roku 2022 monitoring podstawowy realizowany przez Wodociągi Miejskie w Radomiu Sp. z o.o. na tych punktach był przeprowadzany w trakcie prac inwestycyjnych, co mogło mieć wpływ na jakość wody poniżej tego obszaru. Jednakże wyniki dla tych czterech parametrów pokazują, że znacznie większy wpływ na jakość wód Potoku Północnego miały inne czynniki występujące w górnej części zlewni (od źródeł do stanowiska R11).

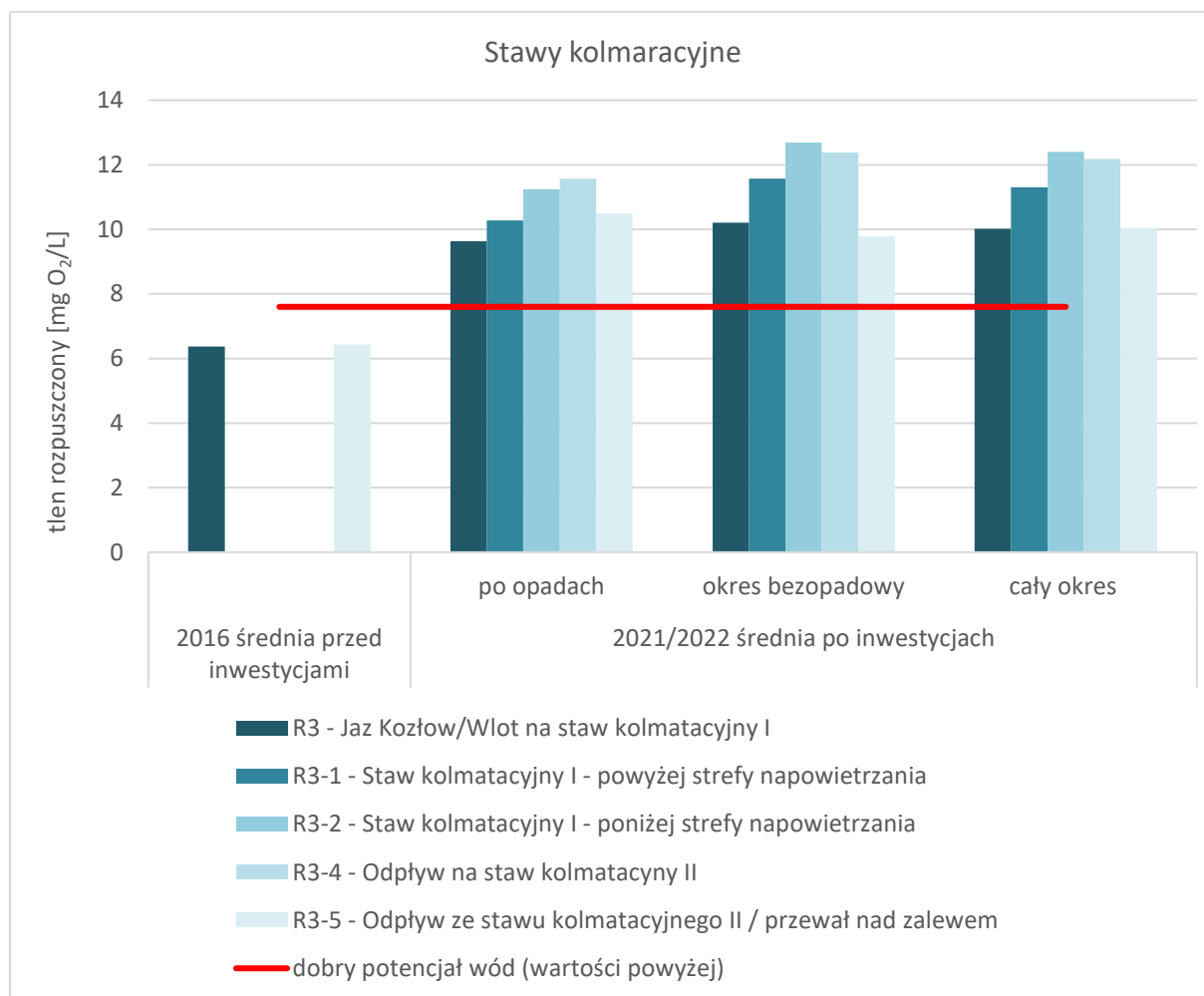
Stężenia żelaza było wskaźnikiem, dla którego odnotowano najczęściej wyższe stężenia w monitoringu po inwestycjach, niż przed inwestycjami. Jedynie w punktach do monitorowania efektywności zrealizowanych działań na Kanale A0, stawach kolmatacyjnych i zbiorniku Borki zaobserwowano niższe stężenia tego parametru. W przypadku azotu i fosforu ogólnego odnotowano niższe stężenia w monitoringu po inwestycjach na większości stanowisk w porównaniu do monitoringu przed inwestycjami. Dla zawiesiny ogólnej połowa stanowisk miała niższe stężenia, a druga połowa wyższe w monitoringu 2021/2022 w porównaniu do monitoringu zrealizowanego w roku 2016.

Tabela 4 Porównanie średnich stężeń (\pm odchylenie standardowe) azotu ogólnego, fosforu ogólnego, zawiesiny ogólnej i żelaza w monitoringu zrealizowanym przed i po inwestycjach dla podstawowych stanowisk monitoringowych. Wartości zaznaczone na czerwono dla azotu i fosforu przekraczają wartości graniczne dla dobrego stanu wód określone dla JCWP Mleczna w oparciu o obowiązujące rozporządzenie - Dz.U. 2021 poz. 147.

Obszar badań	Kod stanowiska	Średnie stęż. azotu ogólnego [mg/L]		Średnie stęż. fosforu ogólnego [mg/L]		Średnie stęż. zawiesiny ogólnej [mg/L]		Średnie stęż. żelaza [mg/L]	
		przed inwestycjami	po inwestycjach	przed inwestycjami	po inwestycjach	przed inwestycjami	po inwestycjach	przed inwestycjami	po inwestycjach
Kosówka	R4	1,74 \pm 0,64	2,46 \pm 3,60	0,31 \pm 0,27	0,23 \pm 0,18	15,56 \pm 15,65	24,90 \pm 22,60	0,11 \pm 0,02	1,41 \pm 0,54
Kanał A0	R1	4,59 \pm 3,72	3,50 \pm 2,81	0,35 \pm 0,16	0,20 \pm 0,15	19,42 \pm 24,59	26,21 \pm 16,90	3,02 \pm 2,51	3,05 \pm 2,17
	R2	4,26 \pm 4,26	3,36 \pm 2,36	0,40 \pm 0,24	0,24 \pm 0,23	25,77 \pm 18,51	30,85 \pm 27,87	5,55 \pm 1,78	3,40 \pm 2,38
Stawy kolmatacyjne	R3	2,41 \pm 0,68	1,90 \pm 1,17	0,30 \pm 0,13	0,20 \pm 0,14	20,83 \pm 10,74	13,26 \pm 4,83	0,95 \pm 0,6	0,92 \pm 0,55
	R3-4	3,10 \pm 1,60	1,26 \pm 1,05	0,30 \pm 0,21	0,17 \pm 0,15	27,43 \pm 17,87	8,11 \pm 2,97	0,77 \pm 0,35	0,66 \pm 0,60
Zbiornik Borki	R7	3,74 \pm 2,12	1,38 \pm 1,16	0,48 \pm 0,58	0,15 \pm 0,14	26,78 \pm 29,36	10,88 \pm 8,67	0,61 \pm 0,42	0,43 \pm 0,39
Kanał A0	R8	3,71 \pm 2,17	2,99 \pm 1,99	0,45 \pm 0,33	0,28 \pm 0,29	31,31 \pm 24,59	23,83 \pm 15,28	4,71 \pm 2,25	4,40 \pm 2,55
Cerekwianka	R5	-	3,54 \pm 3,54	-	0,13 \pm 0,09	-	17,00 \pm 13,17	-	0,85 \pm 0,92
	R5-5	2,13 \pm 1,17	4,74 \pm 3,43	0,29 \pm 0,20	0,18 \pm 0,12	17,24 \pm 13,90	19,11 \pm 11,62	0,16 \pm 0,05	1,10 \pm 0,85
	R5-6	-	3,80 \pm 3,55	-	0,13 \pm 0,10	-	16,50 \pm 6,54	-	1,58 \pm 1,23
Mleczna	R9	3,82 \pm 3,90	3,74 \pm 3,77	0,33 \pm 0,17	0,18 \pm 0,12	21,74 \pm 18,29	13,98 \pm 3,40	0,16 \pm 0,04	1,39 \pm 1,00
	R10	2,86 \pm 0,91	2,87 \pm 2,15	0,19 \pm 0,11	0,17 \pm 0,08	19,30 \pm 17,57	13,23 \pm 5,87	0,13 \pm 0,03	1,14 \pm 0,80
Potok Północny	R11	8,20 \pm 4,47	3,43 \pm 1,80	0,51 \pm 0,37	0,20 \pm 0,17	18,33 \pm 13,89	22,50 \pm 9,19	0,13 \pm 0,02	0,87 \pm 0,60
	R12	7,80 \pm 5,41	4,00 \pm 2,86	0,65 \pm 0,39	0,16 \pm 0,13	15,20 \pm 10,01	24,70 \pm 11,31	0,10 \pm 0,01	0,72 \pm 0,34

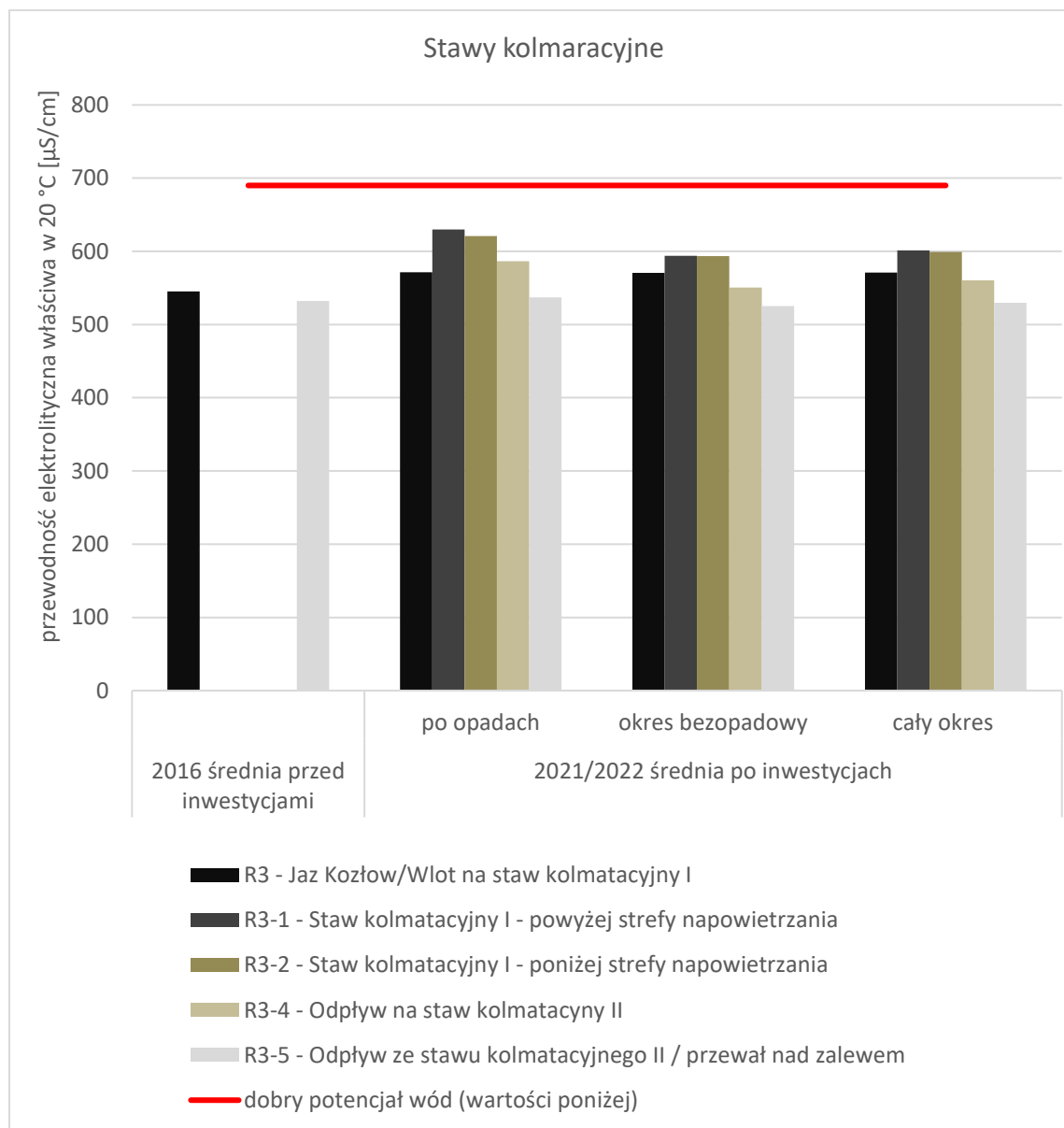
3.2. ZADANIE C1 - ADAPTACJA STAWÓW KOLMATACYJNYCH I JAZU KOZŁOWEGO PRZY ZBIORNIKU BORKI DLA SPOWOLNIENIA PRZEPIĘTYW WÓD WEZBRANIOWYCH ORAZ REDUKCJI TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ

W 2016 roku średnia ilość tlenu w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) była zbliżona i wynosiła odpowiednio 6,38 i 6,43 mg O₂/L (wzrost o 0,8%) (Rycina 6). W latach 2021/2022 odnotowano wyższe stężenie tlenu w dopływie do stawów (R3) zarówno w okresie po opadach jak i bezopadowym (średnia odpowiednio 9,63 mg O₂/L i 10,21 mg O₂/L). Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie tlenu wynosiło 10,50 mg/L w okresie po opadach (wzrost o 9,0%) i 9,78 mg/L w okresie bezopadowym (spadek o 4,2%). Przebudowa stawów kolmatacyjnych poprawiła warunki tlenowe wody odpływającej ze stawów, należy jednak pamiętać, że woda wpływająca do stawów też miała wyższy poziom natlenienia w porównaniu do wartości z 2016 roku, co może oznaczać zmienność warunków w dopływie lub być efektem innych działań podjętych w korycie rzeki Mlecznej (np. odmulenie dna). Wzrost stężenia tlenu pomiędzy stanowiskami R3-1 i R3-2 wskazuje na pozytywne oddziaływanie strefy natleniania głównie w okresie bezopadowym.



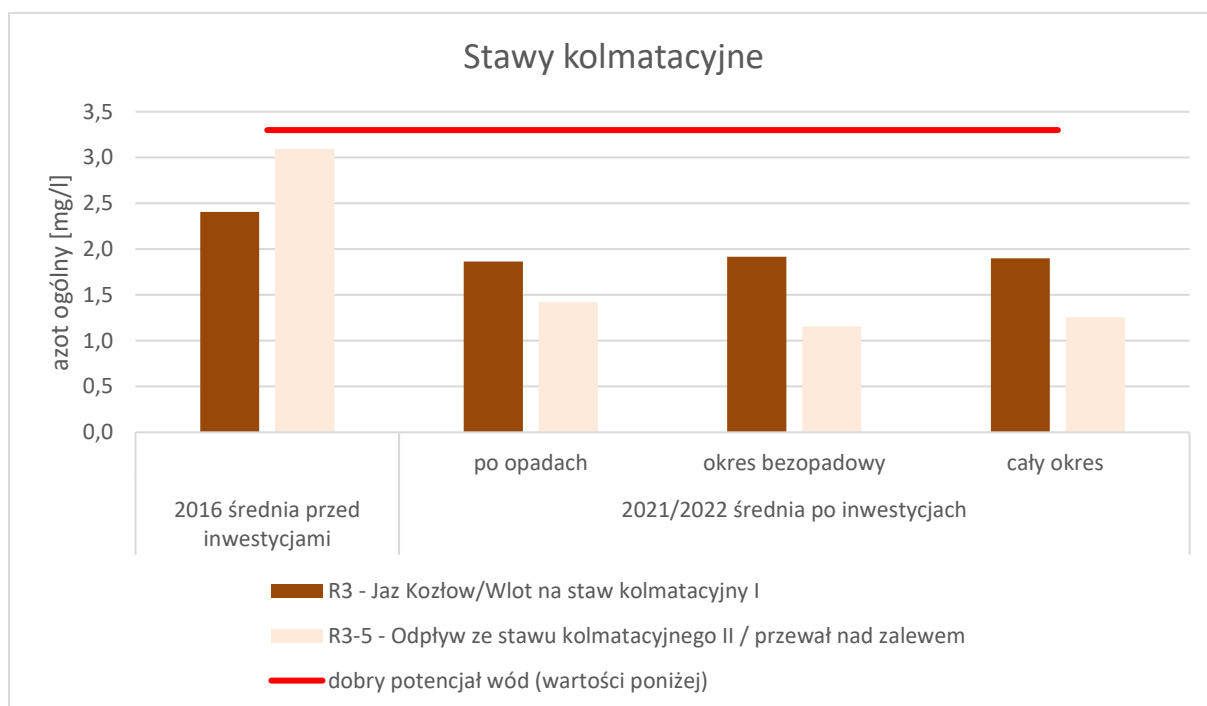
Rycina 6 Średnie wartości tlenu rozpuszczonego na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

Przewodność elektrolityczna w wodzie przed inwestycjami w punkcie pomiarowym R3 (545 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i R3-5 (532 $\mu\text{S}/\text{cm}$) była zbliżona, (ok. 2% spadek) (Rycina 7). W monitoringu zrealizowanym po przebudowie (2021/2022) wartości przewodnictwa w dopływie do stawów (R3) były nieco wyższe – 572 $\mu\text{S}/\text{cm}$ po opadach i 570 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w okresie bezopadowym. Na odpływie ze stawów (R3-5) zanotowano średnią wartość przewodnictwa dla całego sezonu wynoszącą 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (spadek o ok. 7% w odniesieniu do 571 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w punkcie R3). W okresie po opadach przewodnictwo na stanowisku R3-5 było wyższe (537 $\mu\text{S}/\text{cm}$) w porównaniu do wartości z okresu bezopadowego (525 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Wszystkie wartości z obu okresów monitoringowych mieściły się w zakresie dobrego potencjału wód (poniżej 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



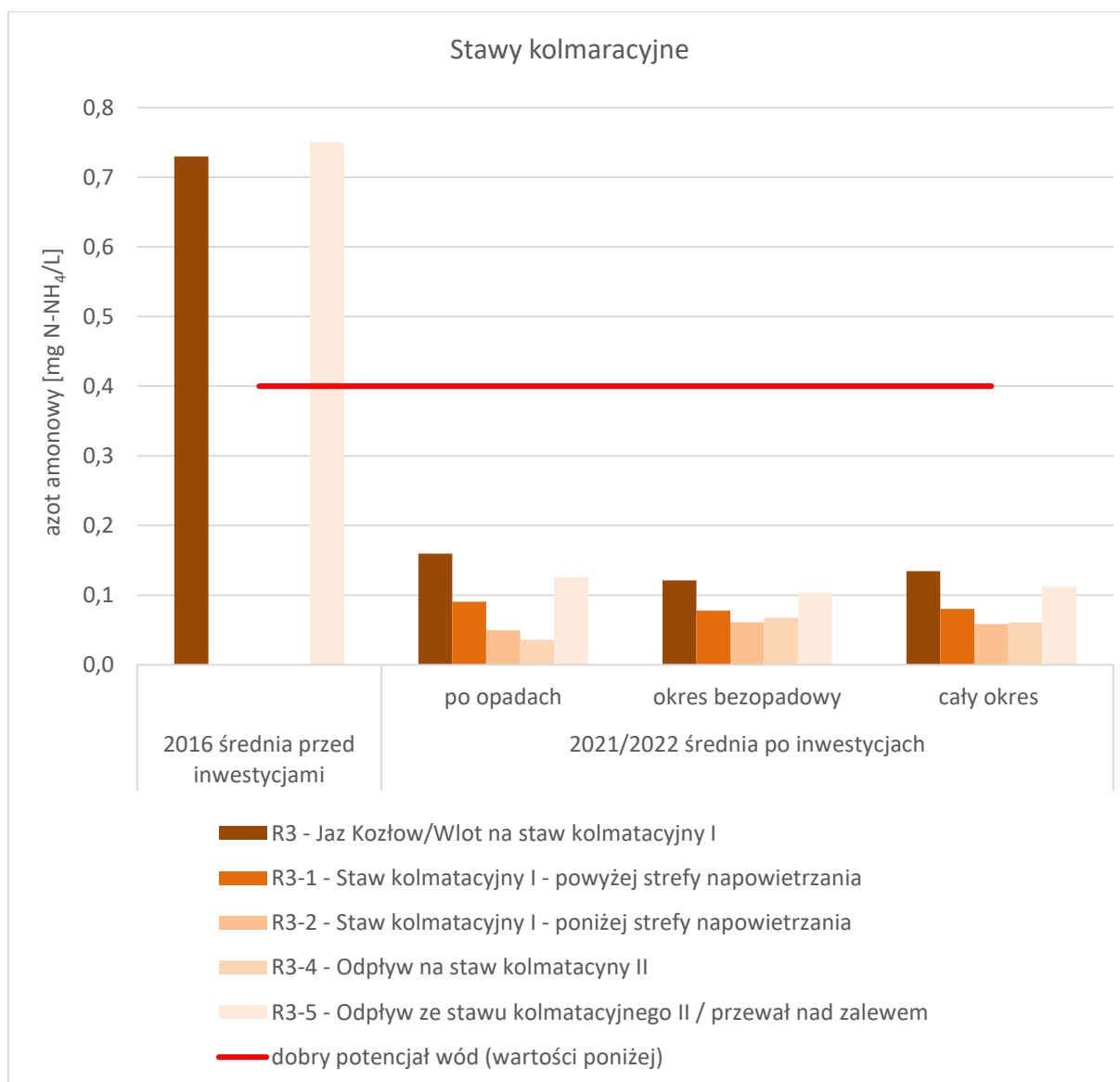
Rycina 7 Średnie wartości przewodności na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku średnie stężenia azotu ogólnego w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) wynosiła odpowiednio 2,4 i 3,1 mg N_{og}/L (wzrost o ok. 29%) (Rycina 8). W latach 2021/2022 odnotowano niższe średnie stężenie azotu ogólnego w dopływie do stawów (R3) zarówno w okresie po opadach jak i bezopadowym (1,9 mg N_{og}/L). Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie azotu ogólnego wynosiło 1,4 mg N_{og}/L w okresie po opadach (spadek o ok. 26%) i 1,2 mg N_{og}/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 37%). Przebudowa stawów, działania natleniające wodę, zintensyfikowanie procesu fotosyntezy i asymilacji biogenów przez rośliny przyczyniły się do obniżenia zawartości azotu ogólnego w wodzie średnio o ok. 31% - R3-5 i odnotowane wartości zawsze były niższe od wartości 3,3 mg N_{og}/L, granicznej dla wód o dobrym potencjale. Należy jednak pamiętać, że woda wpływająca do stawów też miała niższe stężenia azotu ogólnego w porównaniu do wartości z 2016 roku, co może oznaczać zmienność warunków w dopływie lub być efektem innych działań podjętych w korycie rzeki Mlecznej (np. odmulenie dna).



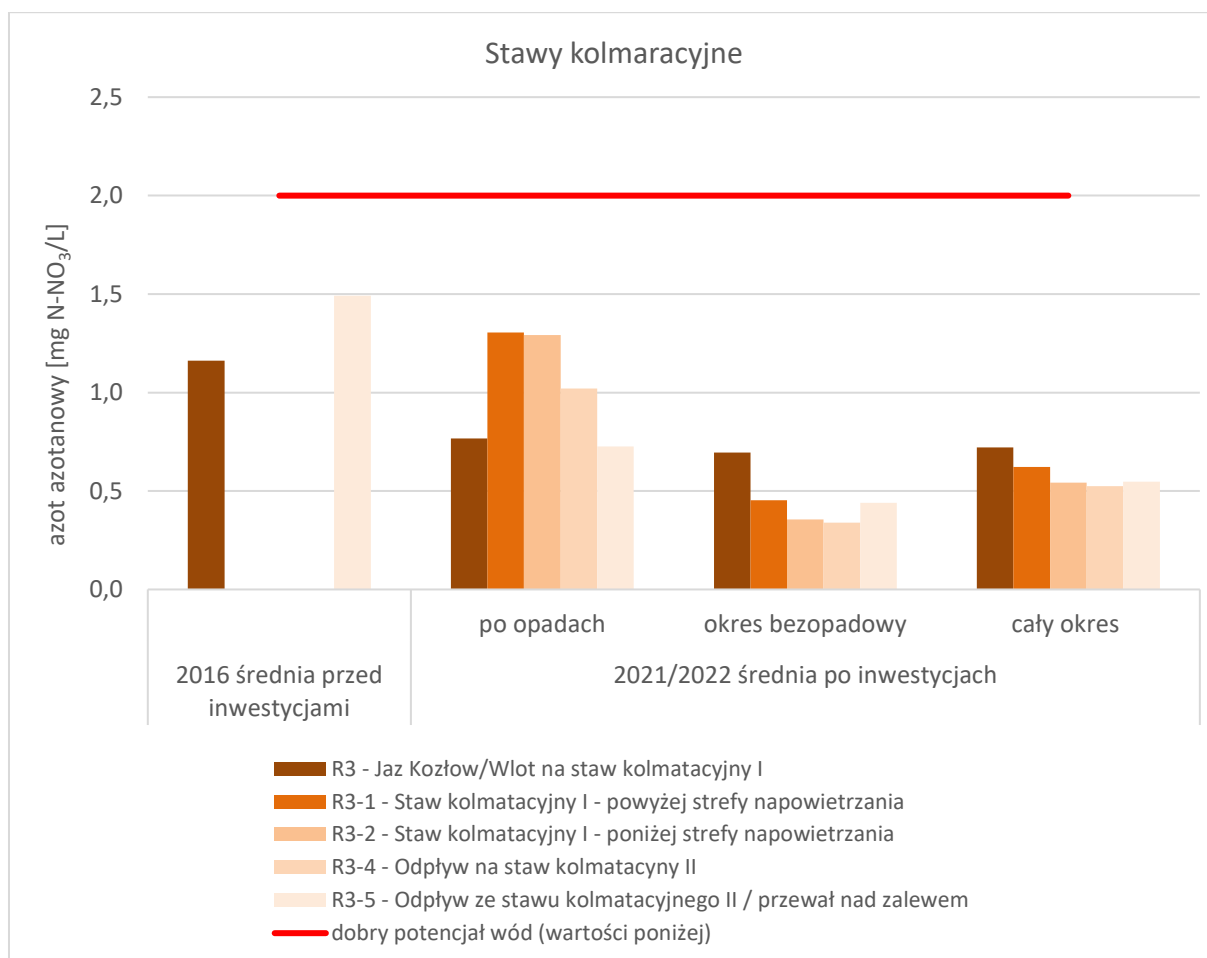
Rycina 8 Średnie stężenia azotu ogólnego na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku średnie stężenia azotu amonowego w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) wynosiły odpowiednio 0,73 i 0,75 mg N-NH₄/L (wzrost o ok. 3%) i były wyższe od wartości granicznej dla dobrego potencjału wód (0,4 mg N-NH₄/L) (Rycina 9). W latach 2021/2022 odnotowano niższe średnie stężenie azotu amonowego w dopływie do stawów (R3) zarówno w okresie po opadach jak i bezopadowym (średnia odpowiednio 0,160 i 0,121 mg N-NH₄/L). Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie azotu amonowego wynosiło 0,126 mg N-NH₄/L w okresie po opadach (wzrost o ok. 21%) i 0,104 mg N-NH₄/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 14%). Przebudowa stawów, działania natleniające wodę, asymilacja biogenów przez rośliny przyczyniły się do obniżenia zawartości azotu amonowego w wodzie w całym sezonie średnio o ok. 15% - R3-5 i zawsze były niższe od wartości 0,4 mg N-NH₄/L, granicznej dla wód o dobrym potencjale.



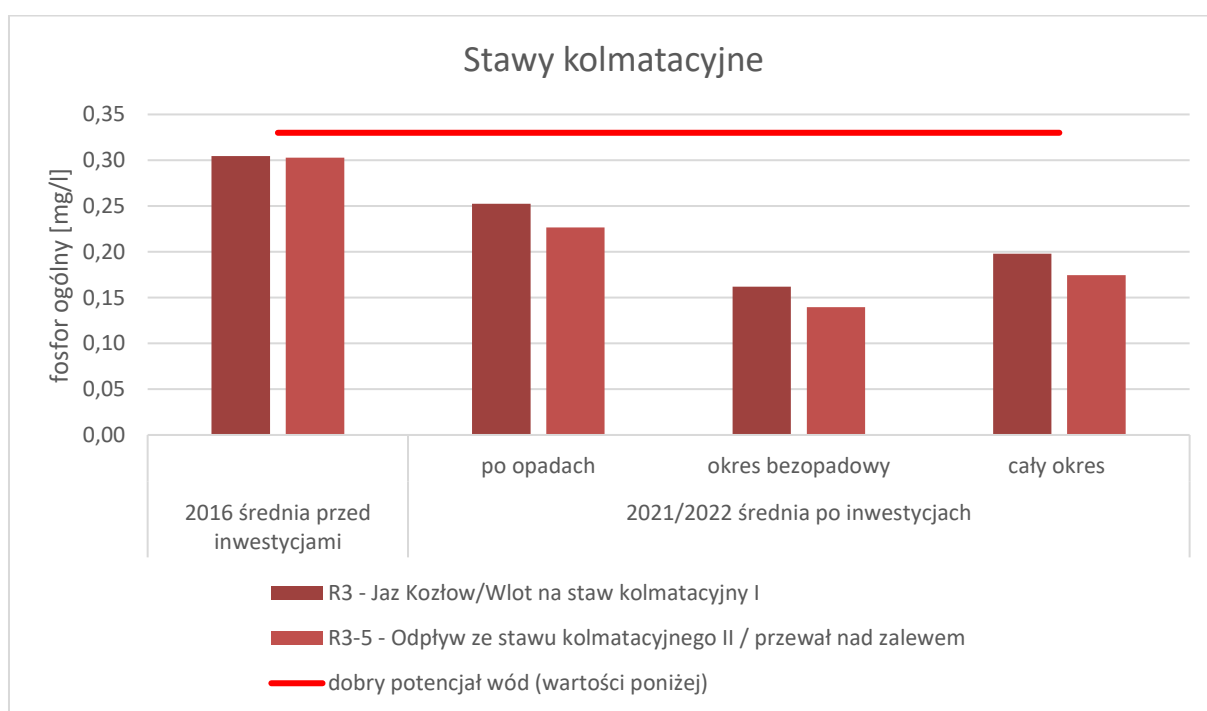
Rycina 9 Średnie stężenia azotu amonowego na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku średnie stężenia azotu azotanowego w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) wynosiły odpowiednio 1,16 i 1,5 mg N-NO₃/L (wzrost o ok. 29%) (Rycina 10). W latach 2021/2022 odnotowano niższe średnie stężenie azotu azotanowego w dopływie do stawów (R3) zarówno w okresie po opadach jak i bezopadowym (średnia odpowiednio 0,77 mg N-NO₃/L i 0,69 mg N-NO₃/L). Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie azotu azotanowego wynosiło 0,73 mg N-NO₃/L w okresie po opadach (spadek o ok. 5%) i 0,44 mg/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 36%). Przebudowa stawów, działania natleniające wodę, zintensyfikowanie procesu fotosyntezy i asymilacji biogenów przez rośliny przyczyniły się do obniżenia zawartości azotu azotanowego w wodzie średnio o ok. 24% w całym okresie 2021/2022 z poziomu 0,72 mg/L w R3 do 0,55 mg/L w R3-5 i zawsze były niższe od wartości 2 mg N-NO₃/L, granicznej dla wód o dobrym potencjale.



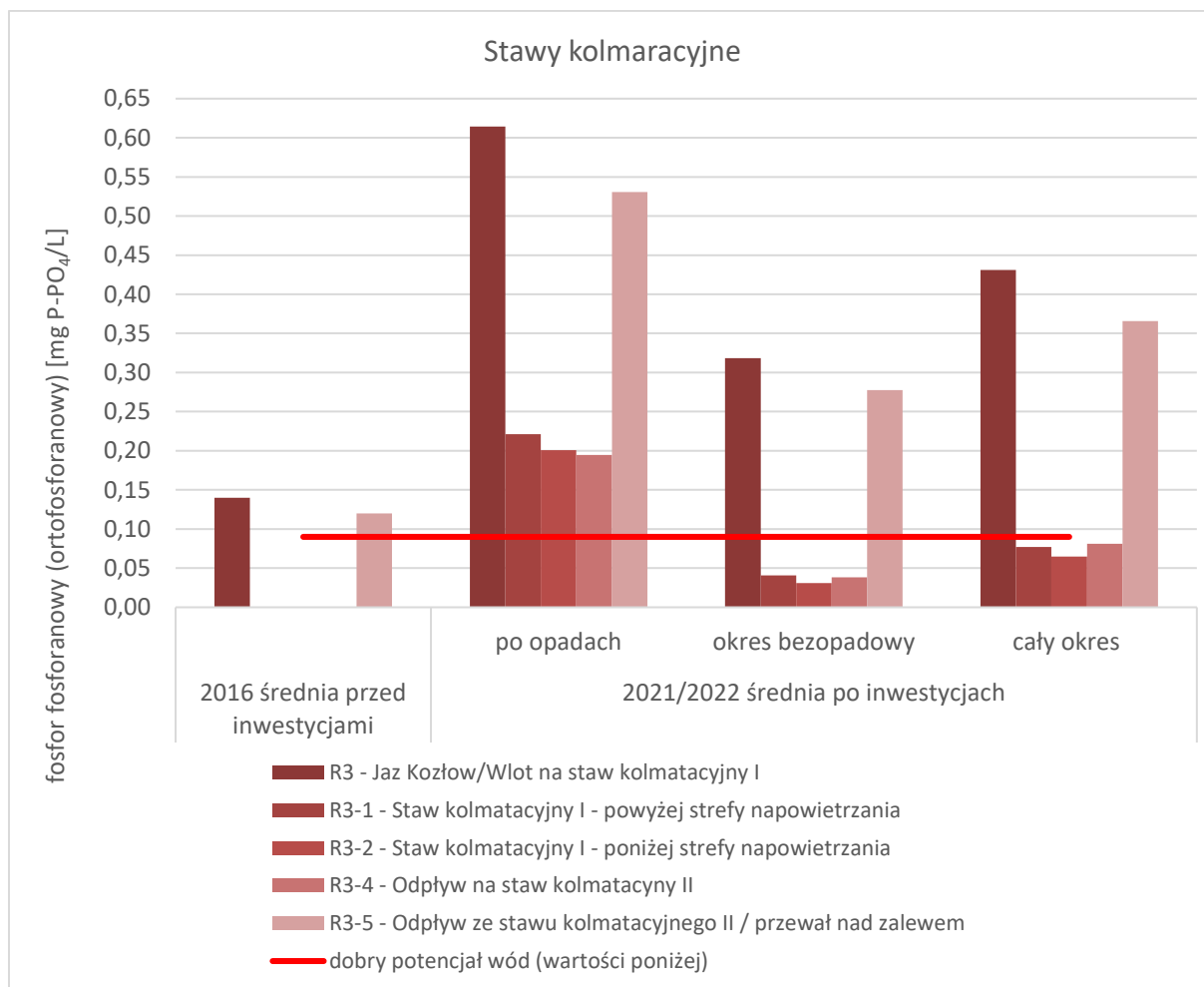
Rycina 10 Średnie stężenia azotu azotanowego na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku średnie stężenia fosforu ogólnego w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) było na poziomie 0,30 mg P_{og}/L (brak zmian) (Rycina 11). W latach 2021/2022 średnie stężenie fosforu ogólnego w dopływie do stawów (R3) w okresie po opadach jak i bezopadowym wynosiły odpowiednio 0,253 i 0,162 mg P_{og}/L. Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie fosforu ogólnego wynosiły 0,226 mg P_{og}/L w okresie po opadach (spadek o 10,3%) i 0,140 mg P_{og}/L w okresie bezopadowym (spadek o 13,6%). Woda wpływająca do stawów kolmatacyjnych po ich przebudowie miała tylko nieznacznie niższe stężenia fosforu ogólnego w porównaniu do wartości z 2016 roku, co wskazuje, że prace inwestycyjne zwiększyły efektywność jego usuwania, a średnia redukcja P_{og} w całym badanym okresie poinwestycyjnym wyniosła ponad 12% (spadek z 0,198 mg/L w R3 do 0,174 mg/L w R3-5). W projekcie założono redukcję fosforu ogólnego dla tego rozwiązania rzędu 10%. Uzyskane wartości średnie dla tego parametru w obu okresach monitoringowych były niższe od wartości granicznej dla wód o dobrym potencjale wynoszącej 0,33 mg P_{og}/L.



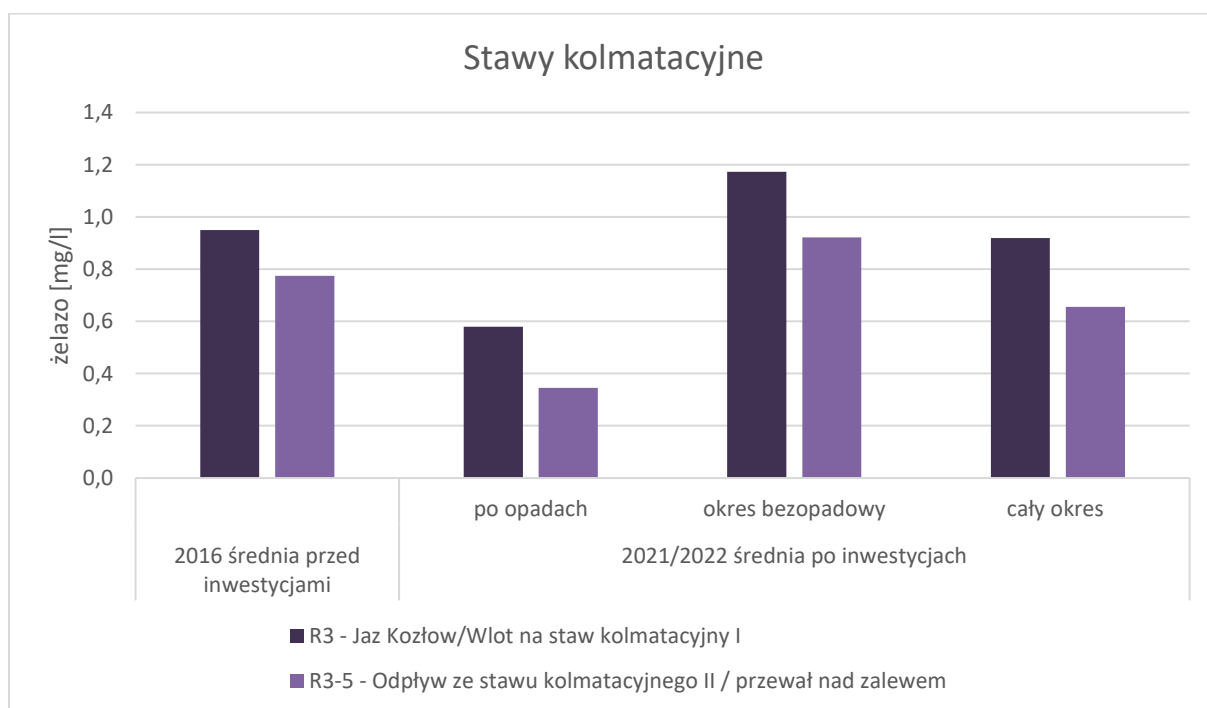
Rycina 11 Średnie stężenia fosforu ogólnego na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku średnie stężenia fosforu fosforanowego w wodzie wpływającej na stawy kolmatacyjne (R3) i wypływającej ze stawów (R3-5) było na poziomie odpowiednio 0,14 i 0,12 mg P-PO₄/L (spadek o ok. 14%) (Rycina 12). W latach 2021/2022 średnie stężenie fosforu fosforanowego w dopływie do stawów (R3) zarówno w okresie po opadach jak i bezopadowym wynosiły odpowiednio 0,61 i 0,32 mg P-PO₄/L. Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie fosforu fosforanowego wynosiły 0,53 mg P-PO₄/L w okresie po opadach (spadek o ok. 14%) i 0,28 mg P-PO₄/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 13%). W obu okresach monitoringowych uzyskane średnie wartości fosforu fosforanowego zarówno w wodach dopływających jak i odpływających ze stawów kolmatacyjnych były wyższe od wartości granicznych dla dobrego potencjału wód (0,09 mg P-PO₄/L).



Rycina 12 Średnie stężenia fosforu fosforanowego (ortofosforany) na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

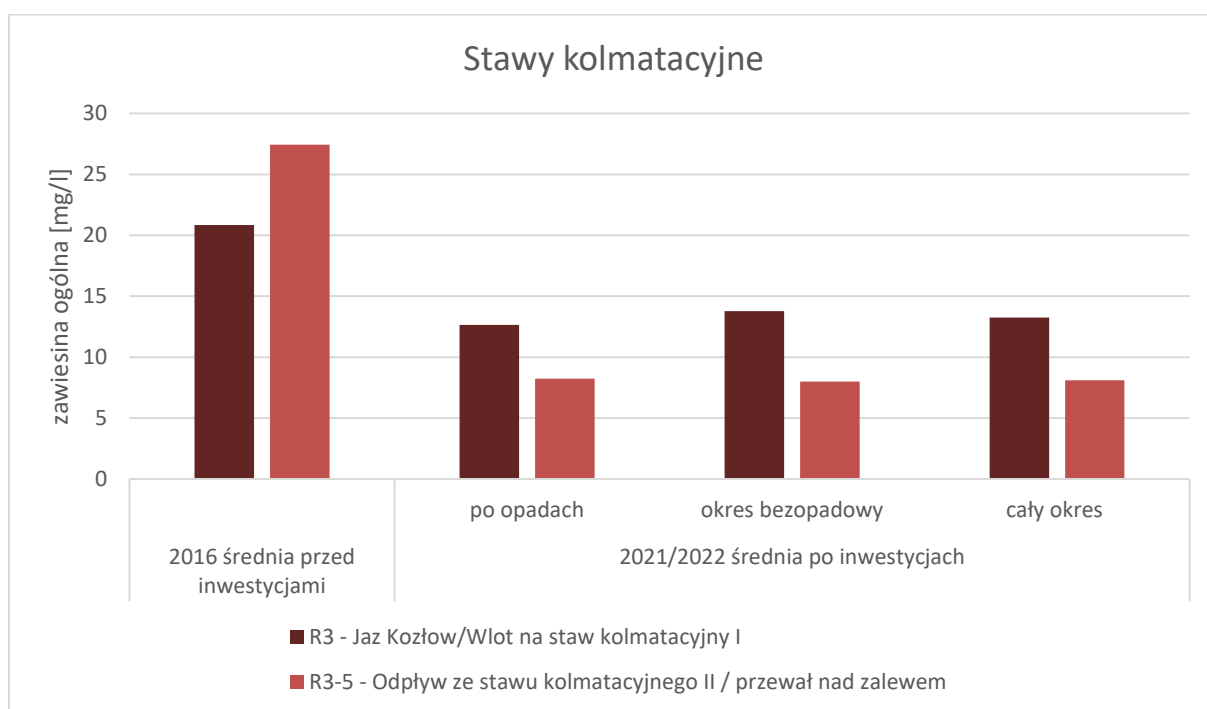
W 2016 roku redukcja żelaza w wodzie po przejściu przez system stawów kolmatacyjnych wynosiła ok. 19% (spadek z 0,95 mg Fe/L w punkcie R3 do 0,77 mg Fe/L w punkcie R3-5) (Rycina 13). W latach 2021/2022 odnotowano niższą średnią ilość żelaza w wodzie na wejściu do systemu (R3) po opadach, 0,58 mg Fe/L i wyższą w okresie bez opadów 1,17 mg Fe/L, co może oznaczać zmienność warunków w dopływie. Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnie stężenie żelaza wynosiły 0,35 mg Fe/L w okresie po opadach (spadek o ok. 40%) i 0,92 mg Fe/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 21%). Średnia redukcja żelaza dla całego okresu po wykonanych zabiegach w stawach kolmatacyjnych wynosiła ok. 29% redukując jego stężenie z poziomu 0,92 mg/L w R3 do wartości 0,66 mg/L w R3-5, co wskazuje, iż zrealizowana inwestycja pozwoliła osiągnąć zakładany cel rządu 10% redukcji żelaza (zarówno w okresach po opadach jak i bezopadowych).



Rycina 13 Średnie stężenia żelaza na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość zawiesiny w wodzie po przejściu przez system stawów kolmatacyjnych była wyższa o ok. 32% (wzrost z 20,8 mg/L w punkcie R3 do 27,4 mg/L w punkcie R3-5). Uzyskane wartości wskazują na znaczną ilość nagromadzonej zawiesiny w stawach kolmatacyjnych i jej transport do głównego zbiornika Borki (Rycina 14). W latach 2021/2022 odnotowano niższą średnią ilość zawiesiny w wodzie już na wejściu do systemu (R3) po opadach 12,7 mg/L i nieco wyższą w okresie bez opadów 13,8 mg/L. Natomiast na odpływie ze stawów (R3-5) średnia ilość zawiesiny wynosiła 8,2 mg/L w okresie po opadach (spadek o ok. 35%) i 8,0 mg/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 42%).

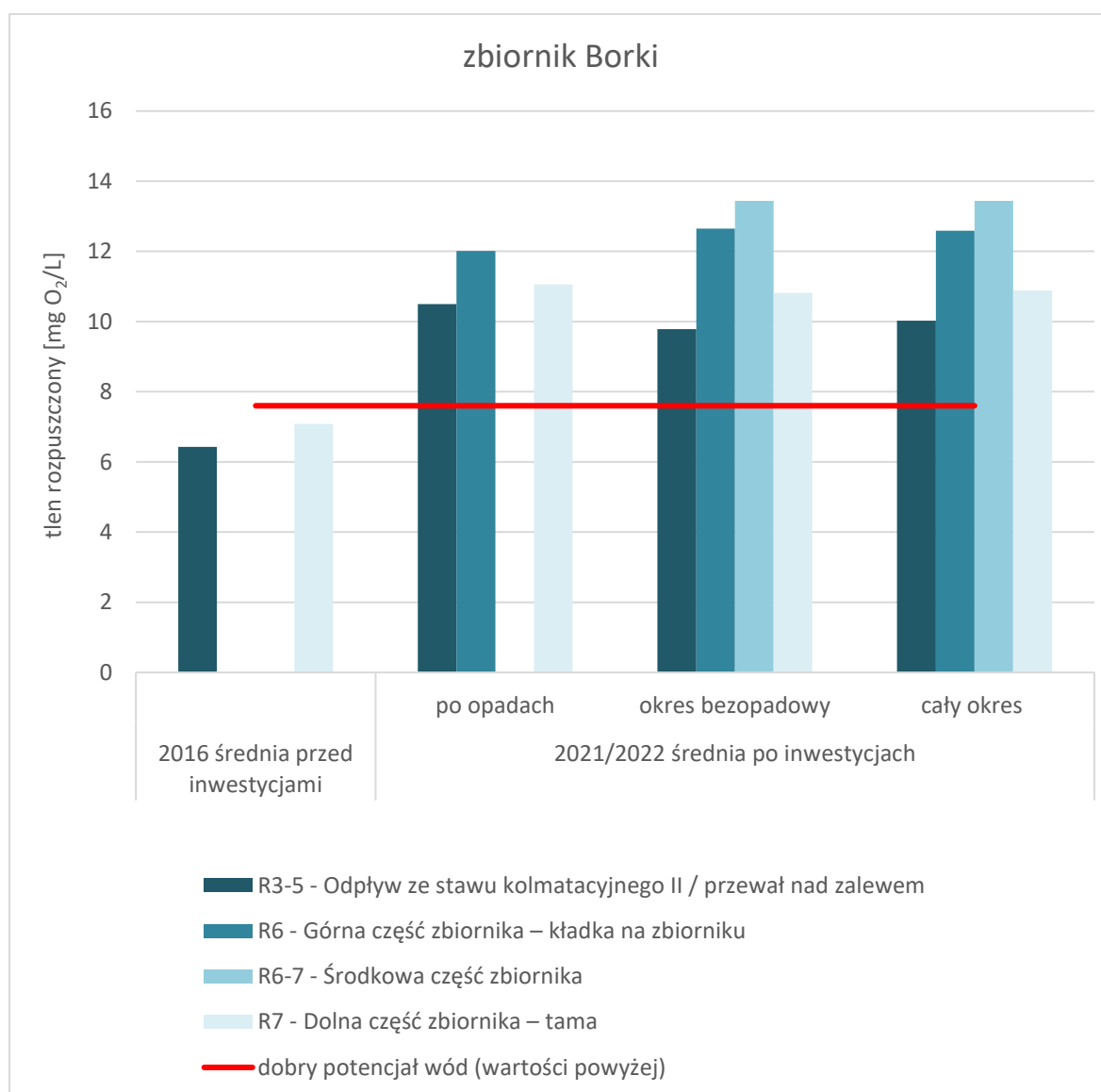
Średnia redukcja zawiesiny w całym okresie poinwestycyjnym wynosiła ok. 39% (spadek z poziomu 13,3 mg/L w R3 do wartości 8,1 mg/L w R3-5). O ile ilość zawiesiny transportowanej rzeką Mleczna do stawów kolmatacyjnych w latach 2021/2022 była prawie dwukrotnie niższa niż w roku 2016, uzyskana jej redukcja w stawach kolmatacyjnych po przeprowadzonych zabiegach rekultywacyjnych nie osiągnęła założonego współczynnika wynoszącego 50%. Jednakże osiągnięty wynik redukcji 39% należy uznać za satysfakcjonujący, tym bardziej że w roku 2016 obserwowano wzrost o 32%. Uwzględniając te dwie zależności wielkość redukcji przekroczy założony próg 50%.



Rycina 14 Średnie stężenia zawiesiny ogólnej na stawach kolmatacyjnych przy zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

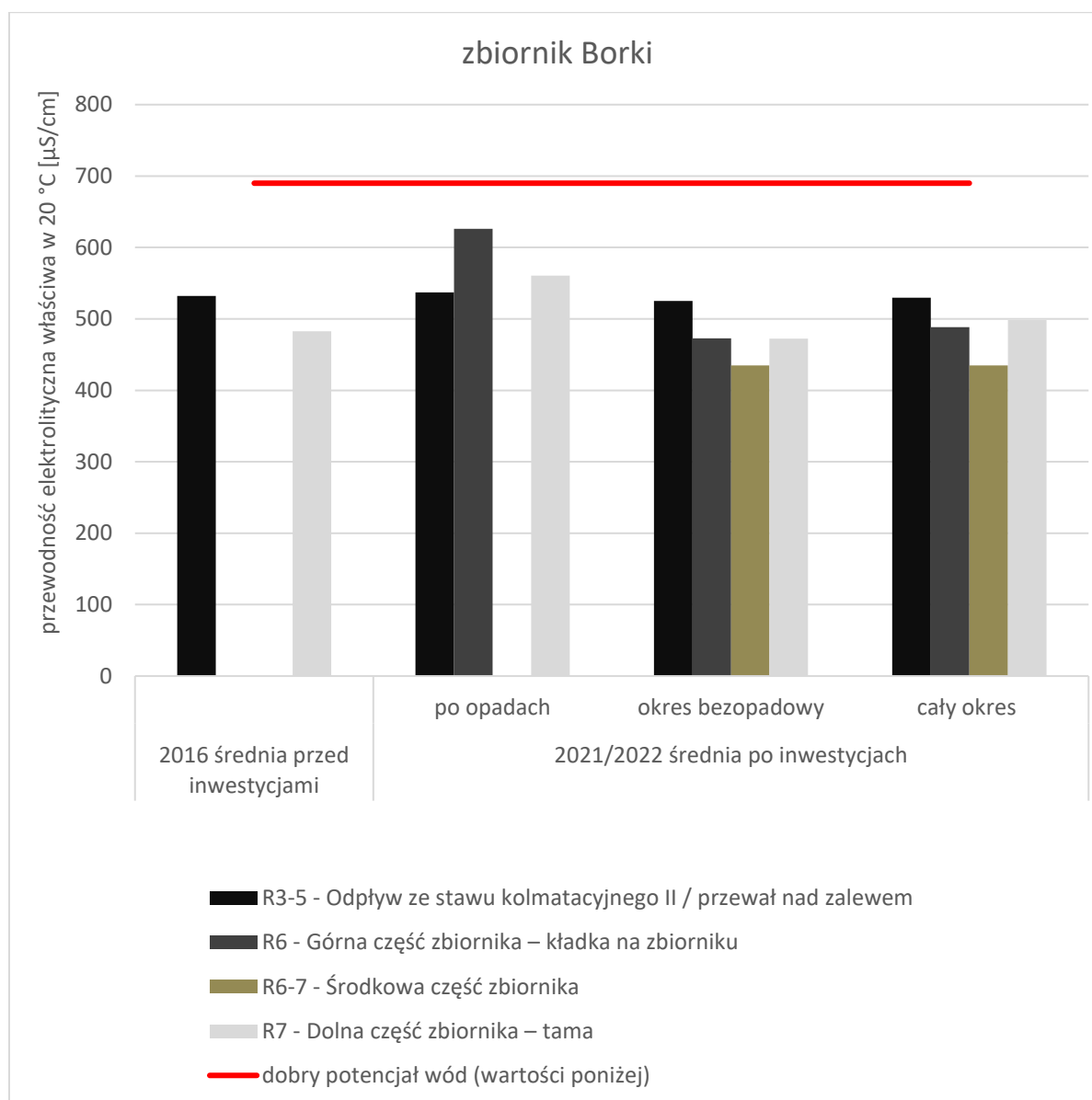
3.3. ZADANIE C2 - ADAPTACJA ZBIORNIKA BORKI DO ŁAGODZENIA EKSTREMALNYCH PRZEPŁYWÓW.

W 2016 roku ilość tlenu w wodzie po przejściu przez system stawów kolmatacyjnych wynosiła średnio 6,43 mg O₂/L (R3-5), a w dolnej części zbiornika Borki (R7) wynosiła 7,08 mg O₂/L (wzrost o 10,1%) i były poniżej wartości charakterystycznej dla dobrego potencjału wód (7,6 mg O₂/L) (Rycina 15). W latach 2021/2022 zaobserwowano wyższe średnie stężenie tlenu na odpływie ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) zarówno po opadach, jak i w okresie bez opadów do odpowiednio 10,50 i 9,78 mg O₂/L. Średnia ilość tlenu w wodzie w zbiorniku Borki przy tamie (R7) po przeprowadzonych inwestycjach wzrosła zarówno po opadach, jak i w okresie bez opadów do odpowiednio 11,05 (wzrost o 5,3%) i 10,82 mgO₂/L (wzrost o 10,6%) i zawsze był one wyższe od wartości 7,6 mg O₂/L (granicznej dla dobrego potencjału wód).



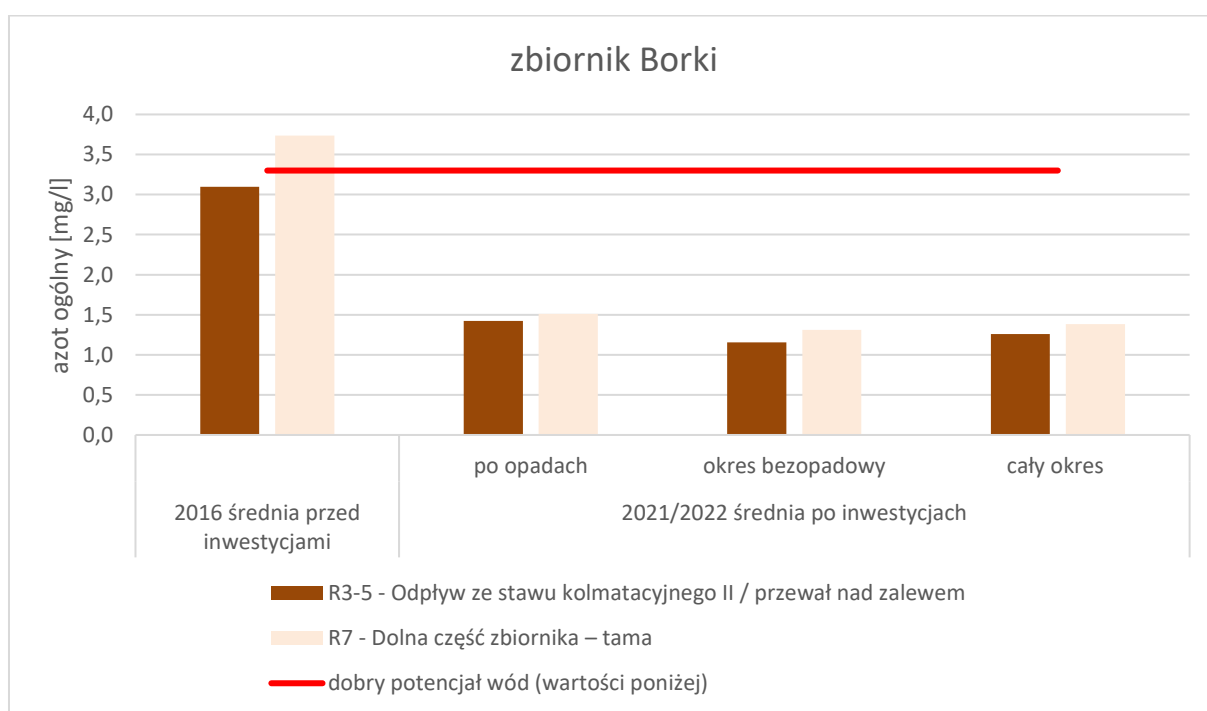
Rycina 15 Średnie wartości tlenu rozpuszczonego w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku przewodność elektrolityczna w wodzie po przejściu przez system stawów kolmatacyjnych wynosiła średnio 532 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (R3-5), a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 482 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (spadek o ok. 9%) i mieściła się normach odpowiadających dobremu potencjałowi wód (poniżej 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Rycina 16). W latach 2021/2022 średnia przewodność elektrolityczna na dopływie (R3-5) wynosiła po opadach 537 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i 525 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w okresie bezopadowym. Natomiast na stanowisku w dolnej części zbiornika przy tamie (R7) zauważono zmienność wartości przewodnictwa i po opadach wynosiła ona 560 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (wzrost o ok. 4%), a w okresie bezopadowym 472 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (spadek o 10%). Obie uzyskane wartości średnie tego parametru wskazywały na dobry potencjał ekologiczny wód.



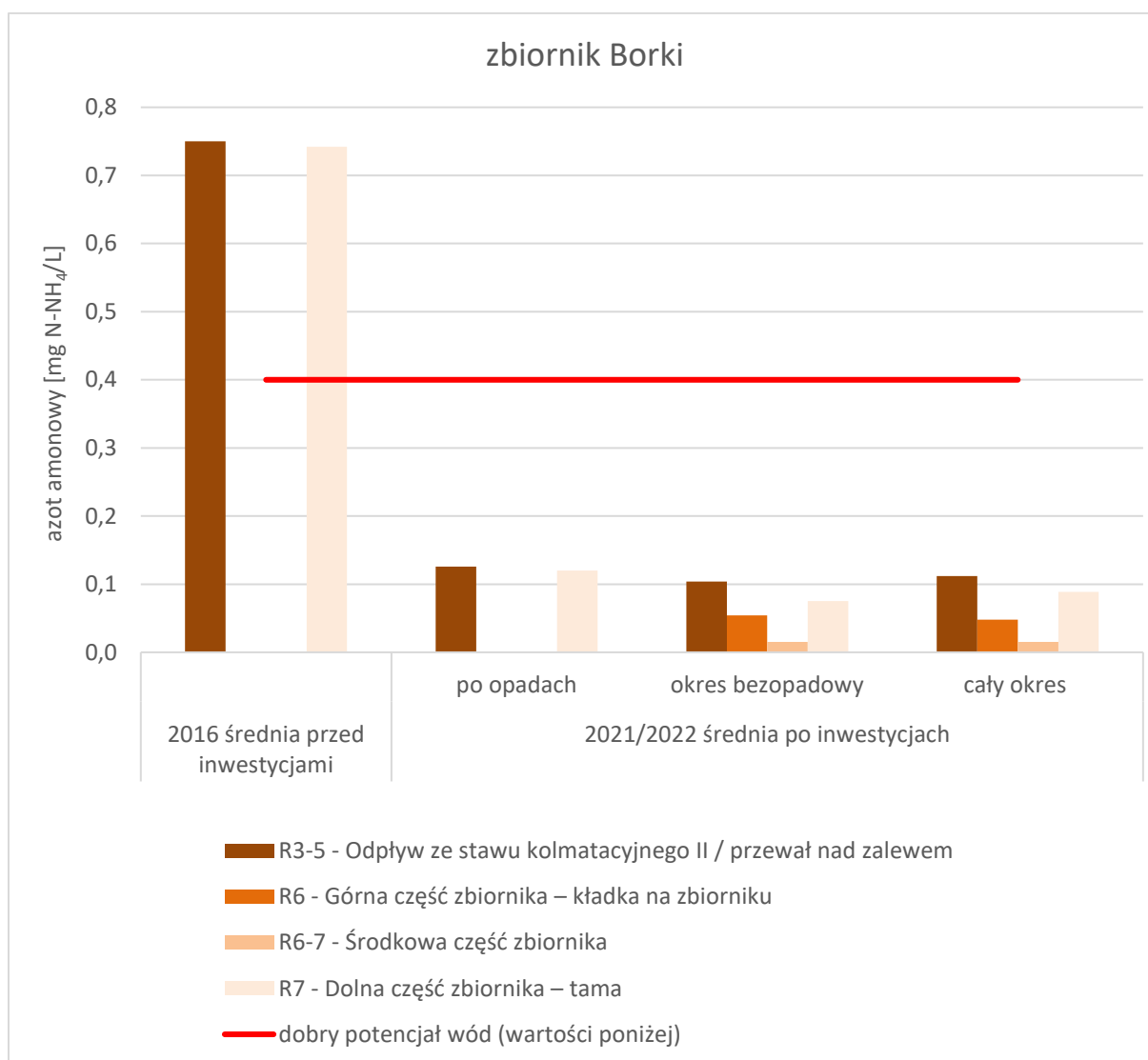
Rycina 16 Średnie wartości przewodności w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość azotu ogólnego w wodzie na odpływie ze stawów kolmatacyjnych wynosiła średnio 3,1 mg N_{og}/L (R3-5), a na stanowisku przy tamie zbiornika Borki (R7) 3,74 mg N_{og}/L (wzrost o ok. 21%) i przekraczała wartość 3,3 mg N_{og}/L odpowiadającą dobremu potencjałowi ekologicznego wód (Rycina 17). W latach 2021/2022 średnia ilość azotu ogólnego na dopływie (R3-5) była niższa w porównaniu do okresu sprzed inwestycji w 2016. Po opadach, jak i w okresie bez opadów wynosiła ona odpowiednio 1,42 i 1,15 mg N_{og}/L. Natomiast w dolnej części zbiornika Borki (R7), po opadach odnotowano 1,51 mg N_{og}/L (wzrost o ok. 6%), a w okresie bezopadowym 1,31 mg N_{og}/L (wzrost o 13%). W zakresie prac projektowych dla tego obszaru wykonano jedynie budowę przepławki i przebudowę jazu mającą na celu wyplaszczanie fali powodziowej poprzez zatrzymanie nadmiaru wód w zbiorniku. Działania te w żaden znaczący sposób nie przyczynią się do redukcji związków chemicznych transportowanych wodami zbiornika Borki. Jednakże spadek ich ilości w zbiorniku Borki o ponad połowę w okresie 2021/2022 należy wiązać z zabiegami rekultywacyjnymi wykonanymi w stawach kolmatacyjnych i przyczyniło się to do uzyskania dla tego parametru dobrego potencjału ekologicznego wód.



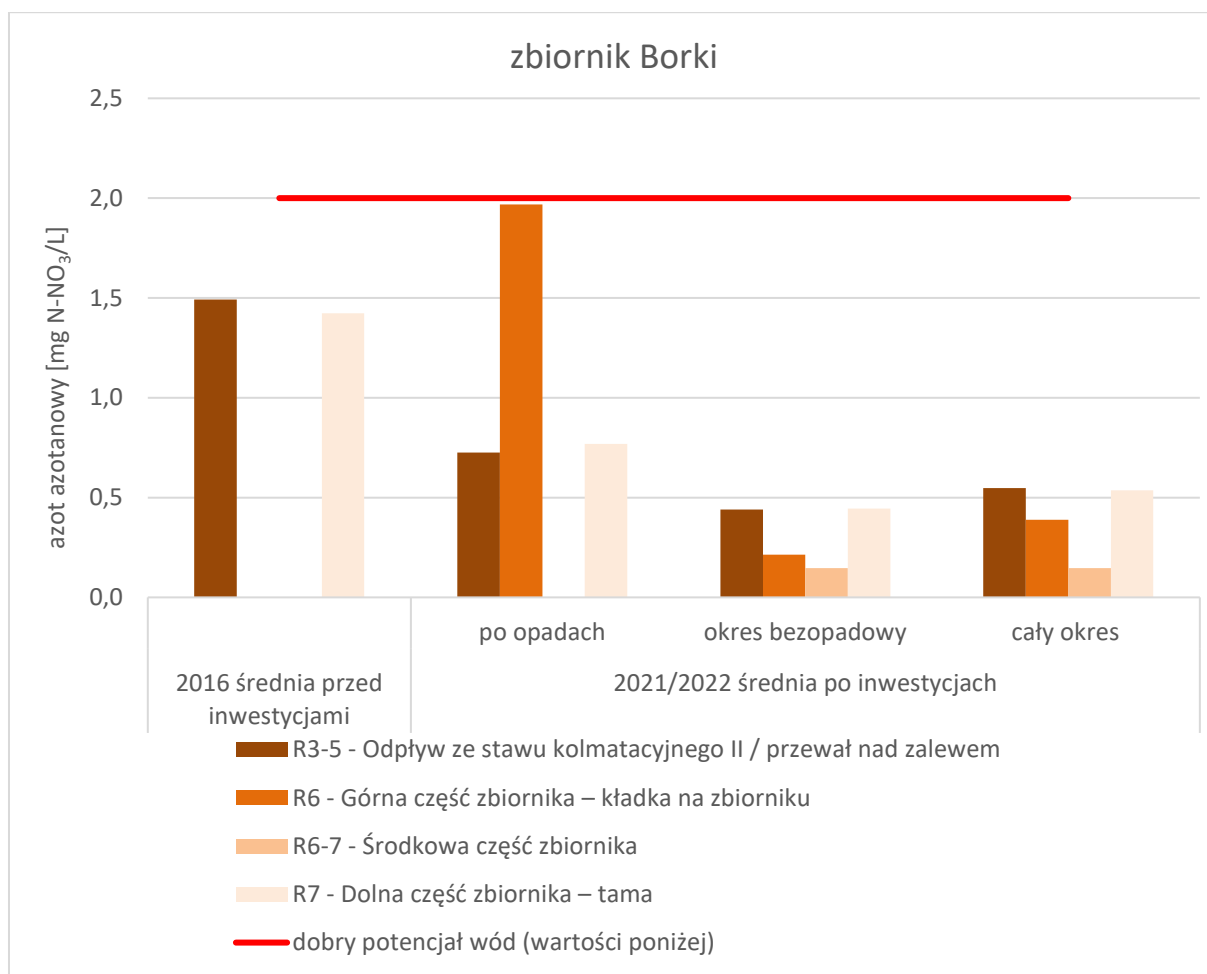
Rycina 17 Średnie stężenia azotu ogólnego w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku stężenie azotu amonowego na odpływie ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) wynosiło średnio 0,750 mg N-NH₄/L, a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 0,742 mg N-NH₄/L. Obie zanotowane wartości były powyżej granicy 0,4 mg N-NH₄/L odpowiadającej dobremu potencjałowi ekologicznemu wód (Rycina 18). W latach 2021/2022 średnia ilość azotu amonowego na stanowisku R3-5 była niższa w porównaniu do okresu sprzed inwestycji, zarówno po opadach jak i w okresie bezopadowym i wynosiła odpowiednio 0,126 i 0,104 mg N-NH₄/L. Na odpływie ze zbiornika uzyskano wartości odpowiednio 0,120 mg N-NH₄/L i 0,075 mg N-NH₄/L. Podobnie jak w przypadku N_{og} nie zaobserwowano znaczących zmian tego parametru w zbiorniku Borki, ale wykryte stężenia były znacznie niższe niż w roku 2016 i odpowiadały dobremu potencjałowi ekologicznemu wód (0,4 mg N-NH₄/L).



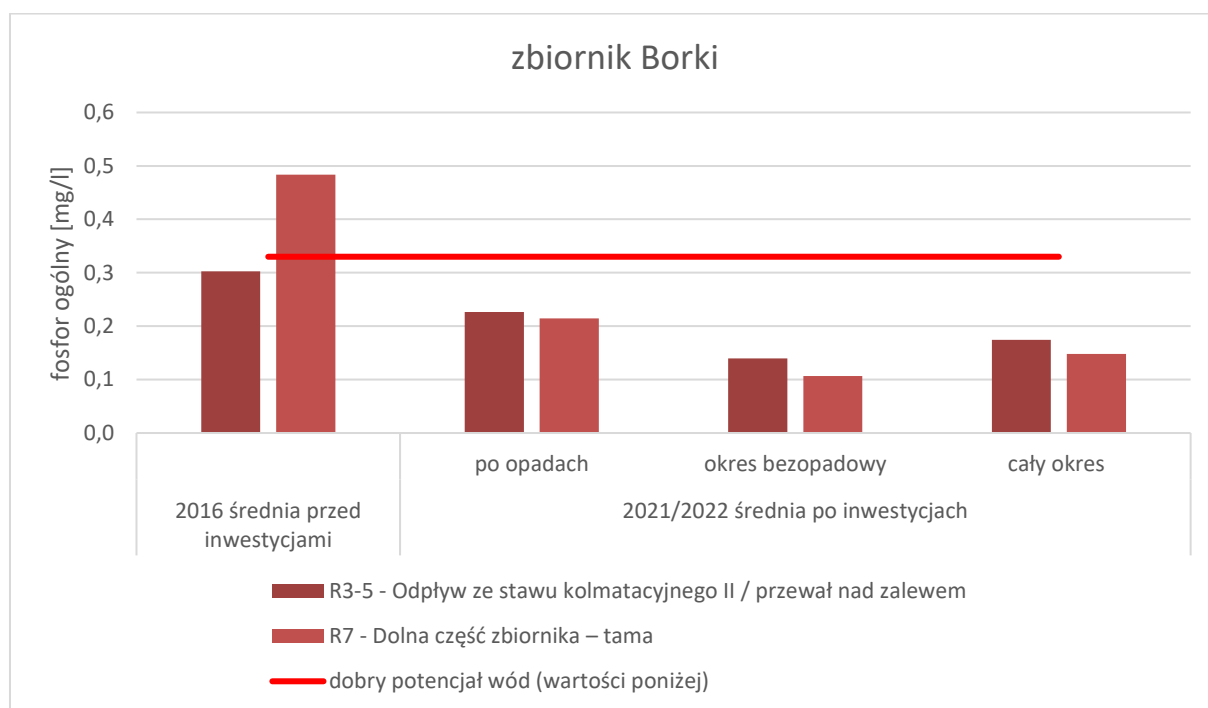
Rycina 18 Średnie stężenia azotu amonowego w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość azotu azotanowego w wodzie na odpływie ze stawów kolmatacyjnych wynosiła średnio 1,49 mg N-NO₃/L (R3-5), a na dolnym stanowisku zbiornika Borki (R7) 1,42 mg N-NO₃/L (spadek o ok. 5%) (Rycina 19). W latach 2021/2022 średnia ilość azotu azotanowego na stanowisku R3-5 była niższa w porównaniu do okresu sprzed inwestycji w 2016. Po opadach wynosiła odpowiednio 0,73 mg N-NO₃/L, a w okresie bezopadowym 0,44 mg N-NO₃/L. Natomiast na stanowisku R7 odnotowano, po opadach średnie stężenie na poziomie 0,77 mg N-NO₃/L (wzrost o ok. 6%), a w okresie bezopadowym na poziomie 0,44 mg N-NO₃/L (wzrost o 1%). Podobnie jak w przypadku wcześniej opisanych parametrach dla tego stanowiska nie zaobserwowano znaczących zmian pomiędzy górną a dolną częścią zbiornika Borki, ale oznaczone stężenia były znacznie niższe niż w roku 2016. W obu okresach ich średnie wartości odpowiadały dobremu potencjałowi ekologicznemu wód (2 mg N-NO₃/L).



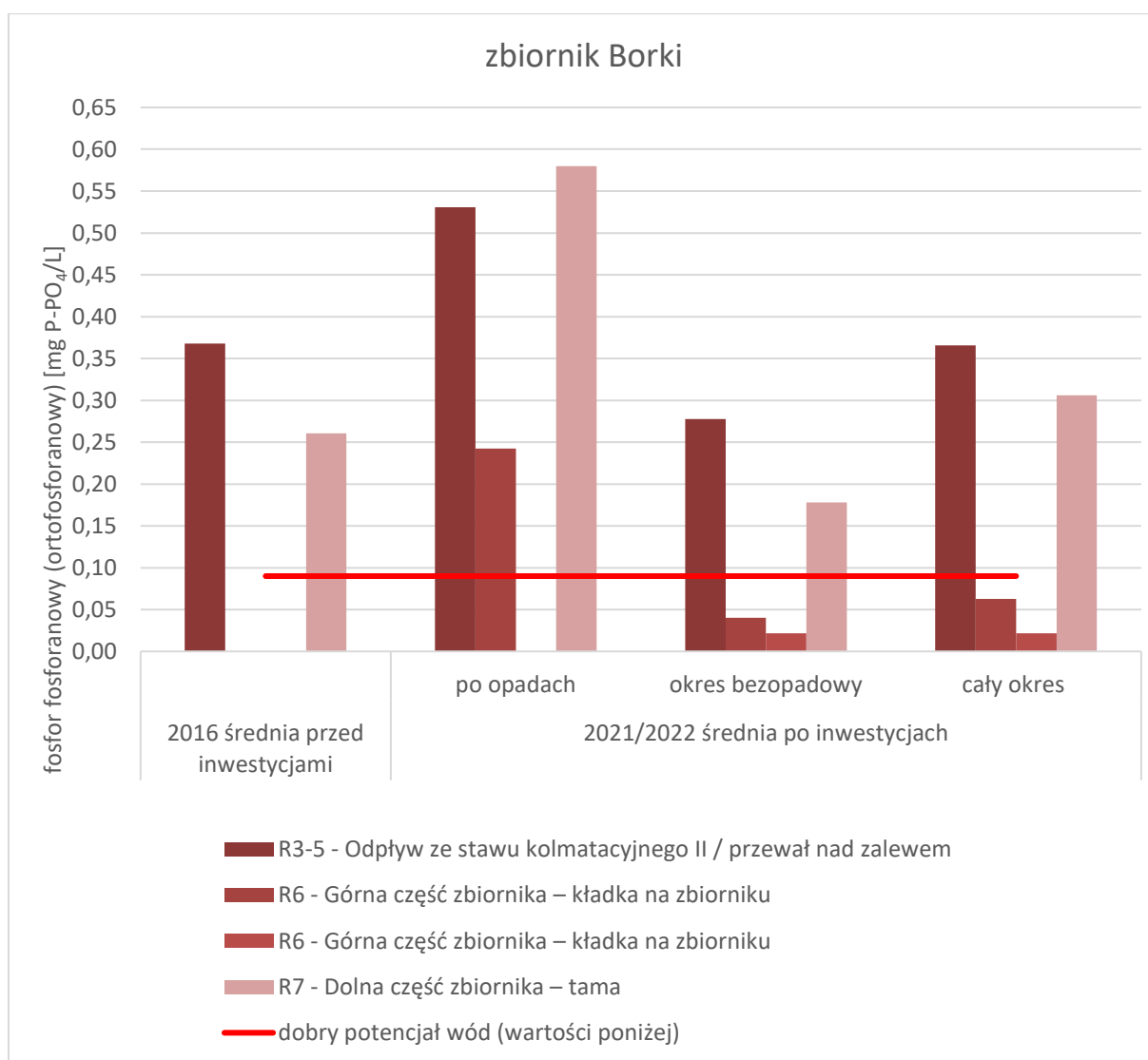
Rycina 19 Średnie stężenia azotu azotanowego w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość fosforu ogólnego w wodzie odpływającej ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) wynosiła średnio 0,303 mg P_{og}/L (R3-5), a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 0,484 mg P_{og}/L (wzrost o 60%) (Rycina 20). Przyczyną tego mogła być uwalniania zawiesina ze zbiorników kolmatacyjnych i wzmożony jej transport w dół zbiornika Borki. W latach 2021/2022 średnia ilość fosforu ogólnego na stanowisku R3-5 była niższa w porównaniu do roku 2016. Po opadach wynosiła odpowiednio 0,23 mg P_{og}/L, a w okresie bezopadowym 0,14 mg P_{og}/L. Natomiast na stanowisku R7 odnotowano, po opadach niewielki spadek do wartości 0,215 mg P_{og}/L (o ok. 5%), a w okresie bez opadów do 0,106 mg P_{og}/L (spadek o ok. 24%). W okresie 2021/2022 poziom fosforu ogólnego w zbiorniku, zarówno na dopływie do zbiornika jak i na odpływie, zawsze odpowiadał dobremu potencjałowi ekologicznemu wód (0,3 mg P_{og}/L).



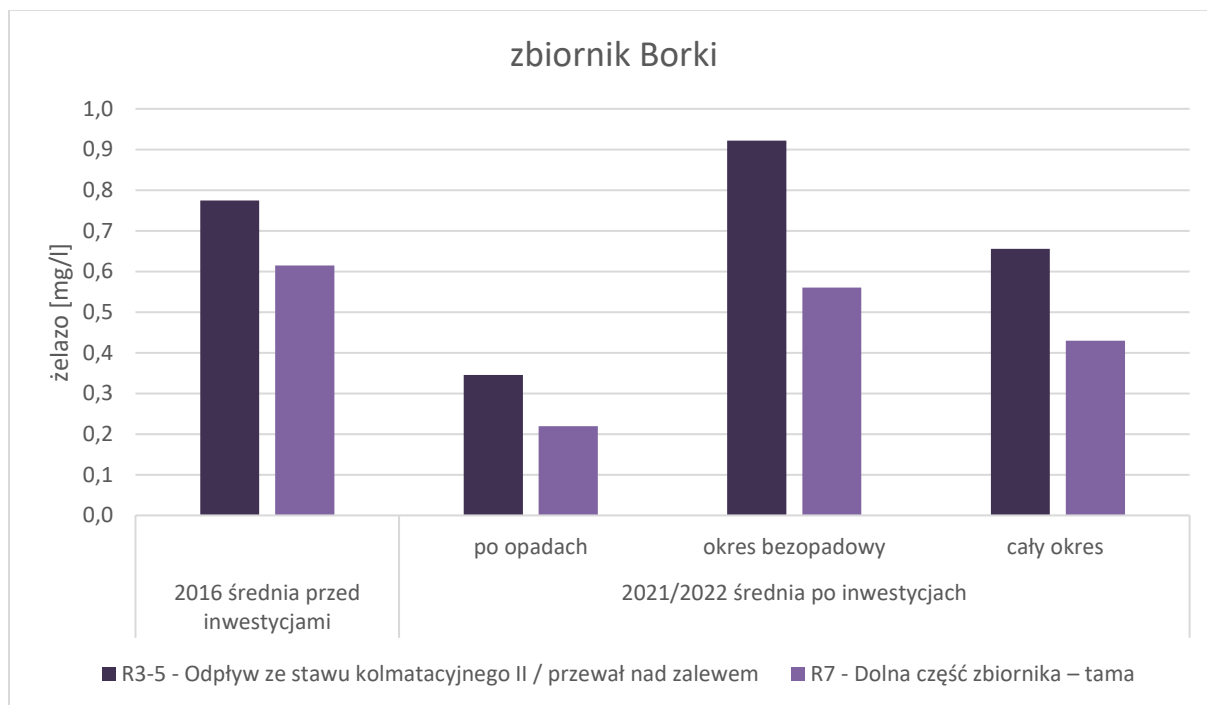
Rycina 20 Średnie stężenia fosforu ogólnego w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość fosforu fosforanowego w wodzie na odpływie ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) wynosiła średnio 0,368 mg P-PO₄/L, a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 0,260 mg P-PO₄/L (spadek o ok. 29%) (Rycina 21). Wynik ten pokazuje, że nie obserwowano w zbiorniku problemu z tzw. zasilaniem wewnętrznym. W latach 2021/2022 średnia ilość fosforu fosforanowego na stanowisku R3-5 była wyższa w okresie po opadach i wyniosła 0,531 mg P-PO₄/L i niższa w okresie bez opadów osiągając wartość 0,278 mg P-PO₄/L. Natomiast na stanowisku R7 zauważono wzrost stężenia po opadach do wartości 0,580 mg P-PO₄/L (wzrost o ok. 9%) i spadek do wartości 0,178 mg P-PO₄/L w okresie bezopadowym (spadek o ok. 36%). Wyższe stężenia fosforu fosforanowego na odpływie ze zbiornika w okresie opadów mogą być efektem czynniki związane ze sposobem zarządzania poziomem wody w zbiorniku (spłaszczanie fali powodziowej i tym samym zatrzymywanie nadmiaru wód i transportowanych zanieczyszczeń w trakcie opadów).



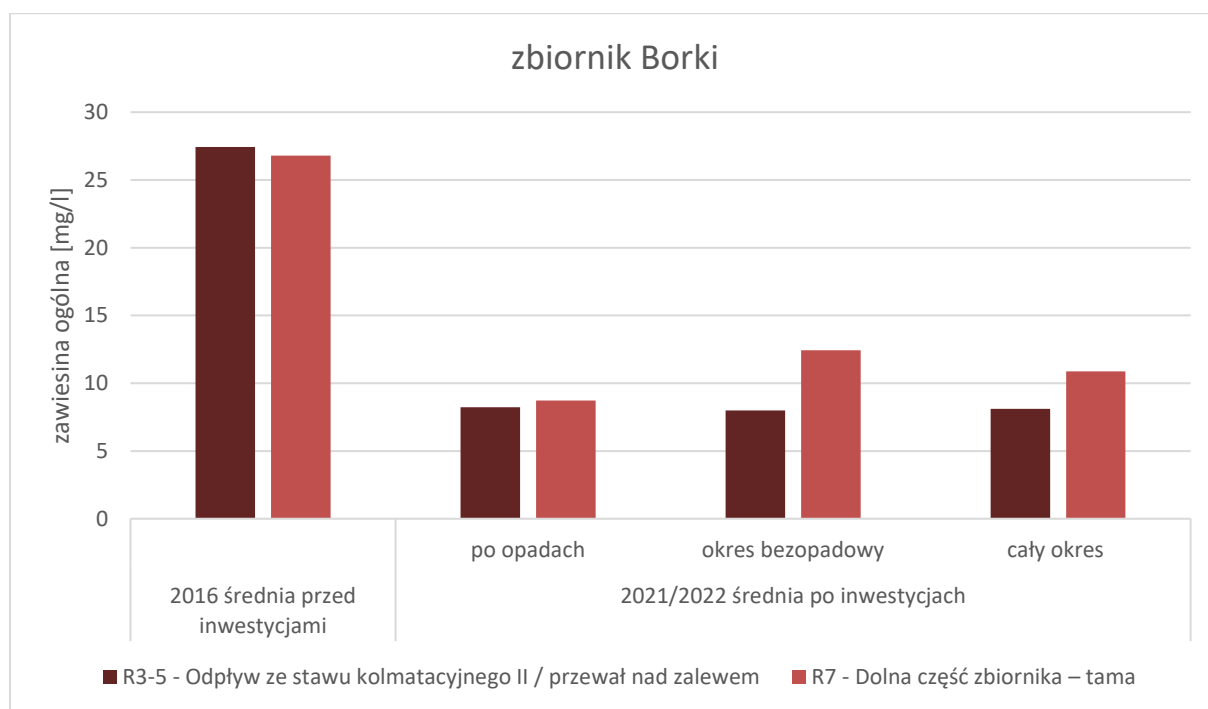
Rycina 21 Średnie stężenia fosforu fosforanowego (ortofosforany) w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

W 2016 roku ilość żelaza w wodzie na odpływie ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) wynosiła średnio 0,774 mg Fe/L, a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 0,615 mg Fe/L (spadek o ok. 21%) (Rycina 22). W latach 2021/2022 średnia ilość żelaza na dopływie (R3-5) była niższa po opadach i wynosiła 0,346 mg Fe/L, a w okresie bez opadów była wyższa i uzyskała wartość 0,922 mg Fe/L. Natomiast w dolnej części zbiornika Borki przy zaporze (R7) po opadach odnotowano wartości 0,220 mg Fe/L (spadek o ok. 36%), a w okresie bez opadów 0,561 mg Fe/L (spadek o ok. 39%).



Rycina 22 Średnie stężenia żelaza o w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

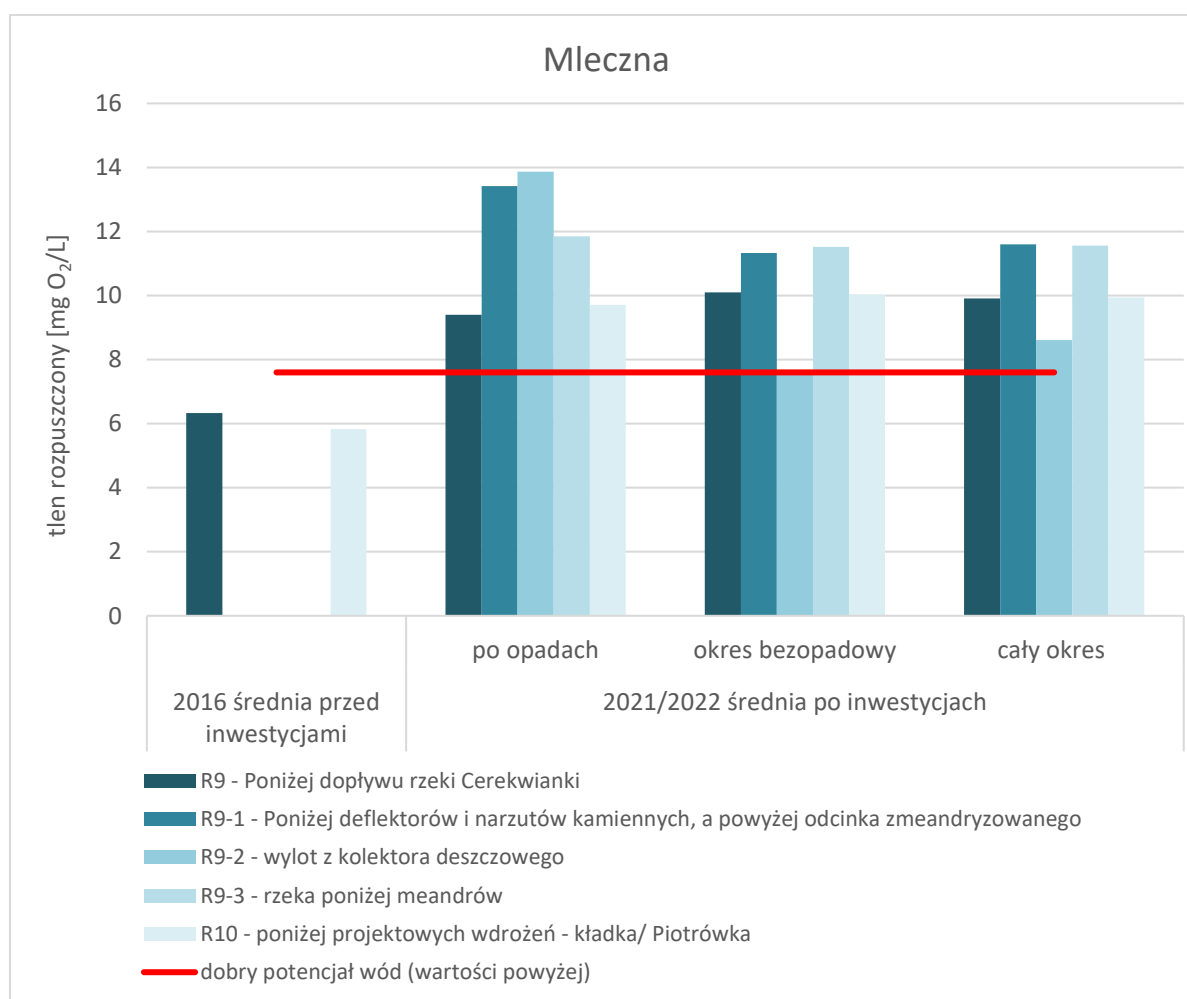
W 2016 roku ilość zawiesiny ogólnej w wodzie na odpływie ze stawów kolmatacyjnych (R3-5) wynosiła średnio z 27,4 mg/L (R3-5), a w dolnej części zbiornika Borki (R7) 26,7 mg/L (spadek o ok. 2%) (Rycina 23). W latach 2021/2022 średnia ilość zawiesiny na stanowisku R3-5 była niższa i wynosiła 8,2 mg/L w okresie po opadach i 8,0 mg/L w okresie bez opadowym. Natomiast na stanowisku R7 odnotowano odpowiednio wartości 8,7 mg/L (wzrost o ok. 6%) i 12,4 mg/L (wzrost o ok. 55%). Pomimo obserwowanego wzrostu ilości zawiesiny ogólnej na odpływie ze zbiornika, odnotowane wartości są ponad dwukrotnie niższe niż przed inwestycjami. Podobnie jak w przypadku fosforu może to być efekt sposobu zarządzania poziomem wody w zbiorniku, który należy monitorować w kolejnych latach.



Rycina 23 Średnie stężenia zawiesiny ogólnej w zbiorniku Borki przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne)

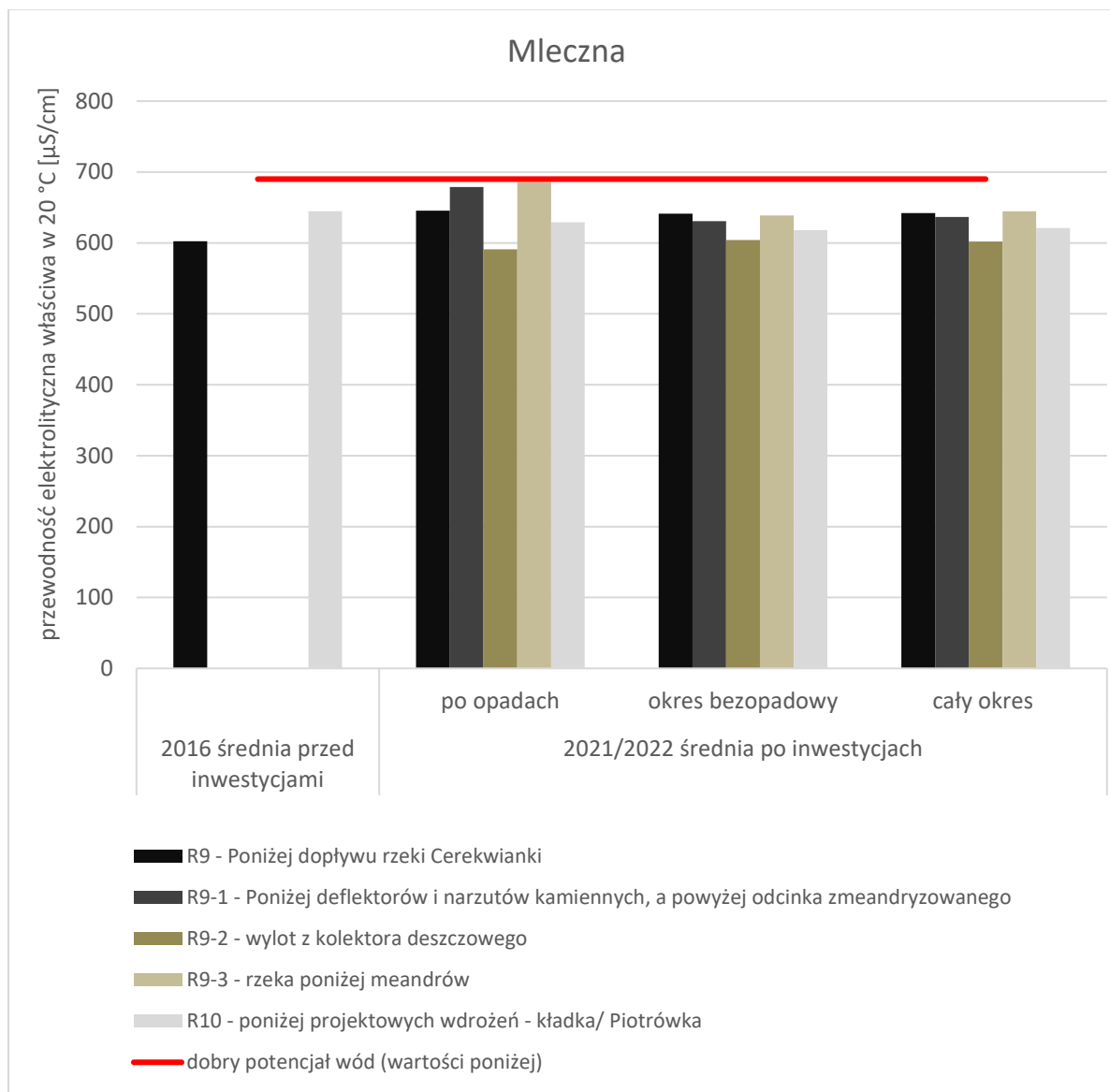
3.4. ZADANIE C4 - RENATURYZACJA ODCINKA RZEKI MLECZNEJ DLA ADAPTACJI DO ZMIANY KLIMATU.

W monitoringu z 2016 średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie rzeki Mlecznej w punktach pomiarowych R9 i R10 (odcinek renaturyzowany) wynosiło odpowiednio 6,3 i 5,8 mg O₂/L (spadek o ok. 8%) i było poniżej wartości wyznaczonej dla dobrego potencjału wód (7,6 mg O₂/L) (Rycina 24). W latach 2021/2022 w punkcie pomiarowym R9 średnia ilość tlenu w wodzie po opadach jak i w okresie bezopadowym wynosiła odpowiednio 9,4 i 10,1 mg O₂/L, natomiast w punkcie R10 odnotowano nieznaczny wzrost i średnia ilość tlenu wynosiła 9,7 mgO₂/L po opadach i 10,0 mgO₂/L w okresach bezopadowych. Oznacza to, że w efekcie prac inwestycyjnych i renaturyzacji odcinka rzeki Mlecznej stan natlenienia wody nieznacznie się poprawił, a uzyskane wartości odpowiadały dobremu potencjałowi ekologicznemu wód.



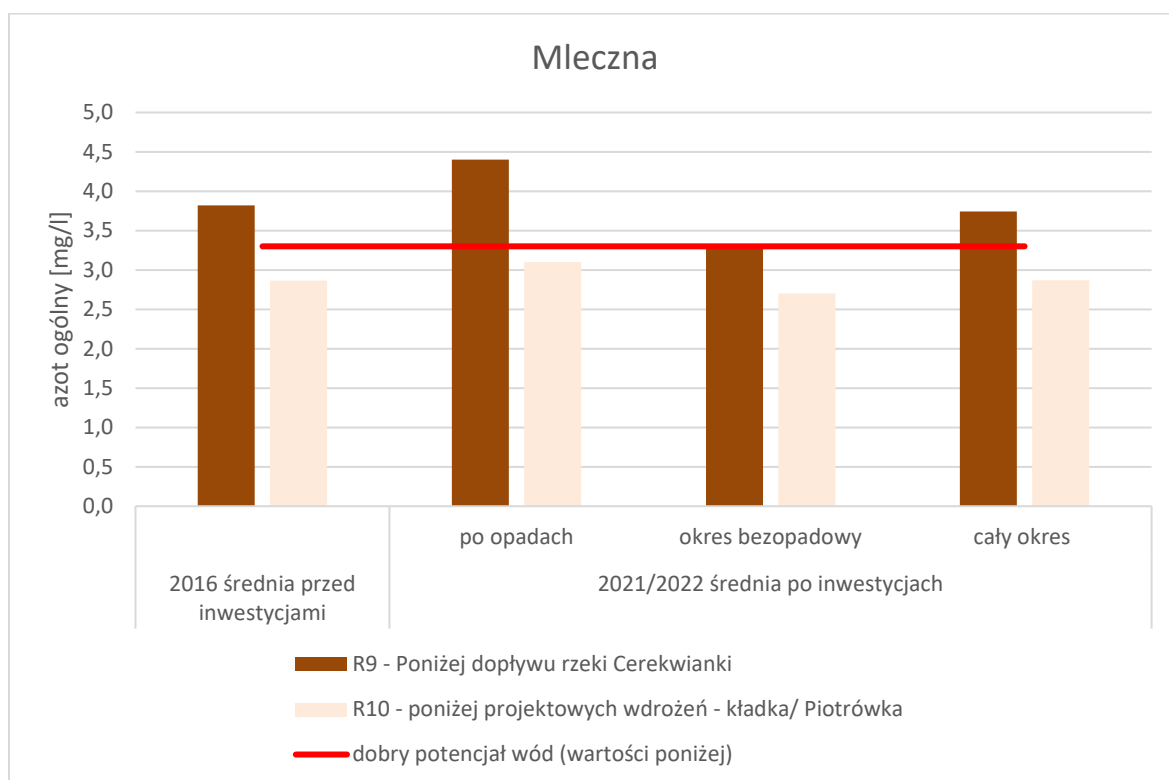
Rycina 24 Średnie stężenia tlenu rozpuszczonego w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W monitoringu z 2016 przewodność elektrolityczna w rzece Mlecznej, na stanowiskach pomiarowych R9 i R10 (poniżej i powyżej odcinka renaturyzowanego) wynosiła odpowiednio 602 i 644 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rycina 25). W latach 2021/2022 w punkcie pomiarowym R9 średnia przewodność elektrolityczna była nieznacznie wyższa w stosunku do wartości tego parametru na stanowisku R10 i podobnie jak we wcześniejszym okresie miała wartości poniżej 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ odpowiadającemu dobremu potencjałowi ekologicznemu wód.



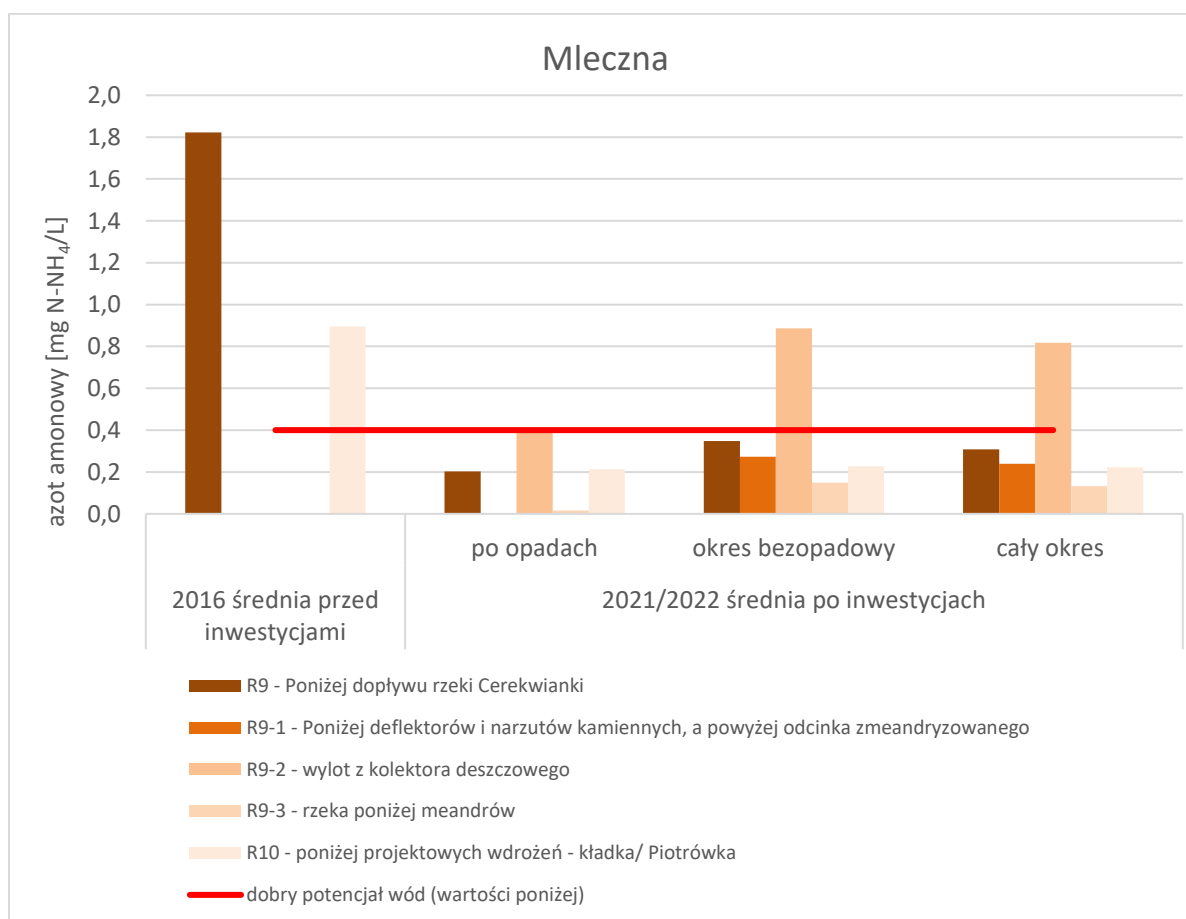
Rycina 25 Średnie wartości przewodności w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W ramach przeprowadzonego monitoringu w roku 2016 wykazano redukcję azotu ogólnego o 25% w wodzie rzeki Mlecznej pomiędzy punktami pomiarowymi R9 i R10, a stężenia wynosiły odpowiednio 3,8 i 2,9 mg N_{og}/L (Rycina 26). W latach 2021/2022 w punkcie pomiarowym R9 odnotowano wyższe stężenia azotu ogólnego 4,4 mg N_{og}/L w okresie po opadach oraz 3,3 mg N_{og}/L dla okresu bezopadowego. Natomiast w punkcie R10 odnotowano średnie stężenie tego parametru 3,1 mg N_{og}/L po opadach (spadek o ok. 30% w odniesieniu do R9) i 2,7 mg N_{og}/L w okresach bezopadowych (spadek o ok. 17%). W całym okresie 2021/2022 uzyskane wartości dla tego parametru pomiędzy stanowiskami R9 i R10 były podobne co w roku 2016. Wyższy od wartości średniej spadek tego parametru pomiędzy stanowiskiem R9 i R10 w okresie deszczowym może być spowodowany wprowadzonymi strukturami (deflektory) spowalniającymi przepływ wód i wykonaną remeandryzacją cieku na tym odcinku.



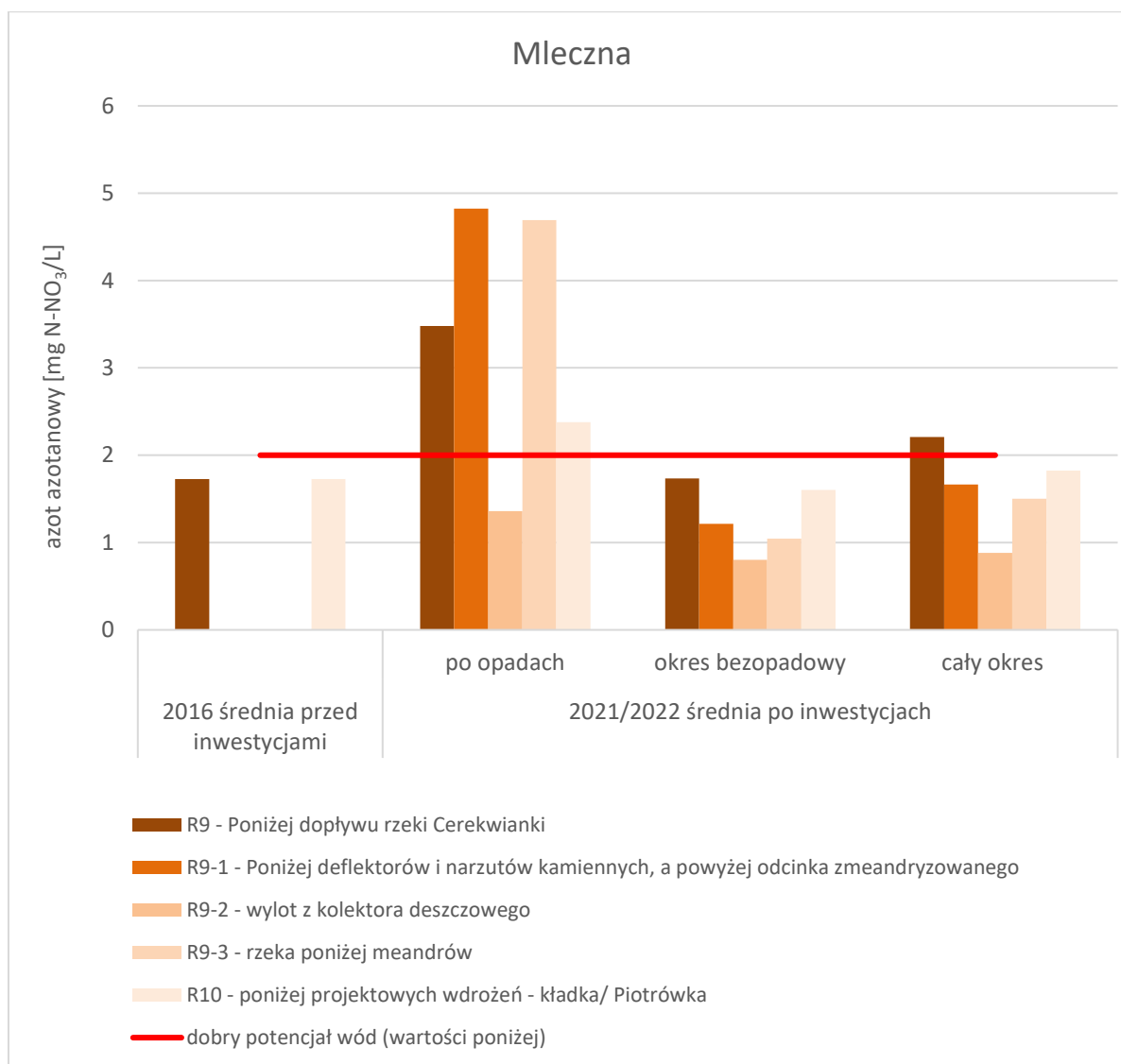
Rycina 26 Średnie stężenia azotu ogólnego w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Niepokojąco wysokie stężenia jonów amonowych identyfikowano w roku 2016 na stanowisku R9, których stężenie 1,82 mg N-NH₄/L było ponad 4-krotnie wyższe od wartości granicznej dla wód o dobrym potencjale ekologicznym (0,4 mg N-NH₄/L) i mogło wskazywać na dopływ zanieczyszczeń komunalnych w tym miejscu. Na stanowisku R10 zlokalizowanym kilkaset metrów dalej stężenie to było już o połowę niższe przyjmując wartość 0,9 mg N-NH₄/L (Rycina 27). W latach 2021/2022 w punkcie pomiarowym R9 średnia ilość azotu amonowego w wodzie znacząco obniżyła się i wyniosła w okresie po opadach 0,203 mg N-NH₄/L oraz 0,347 mg N-NH₄/L dla okresu bez opadowego. Natomiast w punkcie R10 odnotowano ok. 5% wzrost tego parametru do poziomu 0,213 mg N-NH₄/L po opadach i ok. 35% spadek do poziomu 0,227 mg N-NH₄/L w okresach bezopadowych. Zaobserwowano, iż źródłem dopływu jonów amonowych do rzeki Mlecznej na renaturyzowanym odcinku jest kolektor deszczowych (stanowisko R9-2). Szczególnie jest to widoczne w porze suchej przy niskim stanie wód i niskim przepływie w rzece. Zakłada się, że podobne zależności występują na wylotach innych kolektorów deszczowych. Zaproponowany biologiczny system doczyszczający, skonstruowany na wylocie tego kolektora, w latach następnych zwiększy skuteczność oczyszczania wód doprowadzanych do rzeki z terenu miasta.



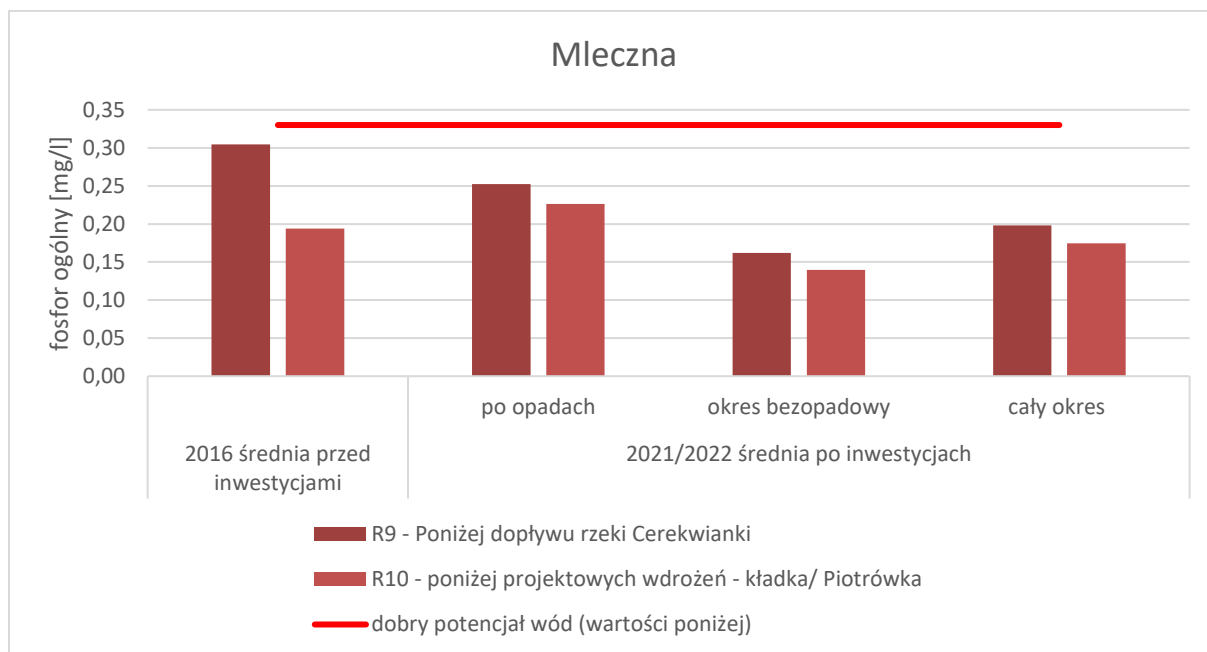
Rycina 27 Średnie stężenia azotu amonowego w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie azotu azotanowego zarówno na stanowisku R9 jak i R10 w roku 2016 wynosiło 1,73 mg N-NO₃/L i odpowiadało za dobry potencjał ekologiczny wód (Rycina 28). W latach 2021/2022 w punkcie pomiarowym R9 zaobserwowano znacznie wyższe średnie stężenie azotu azotanowego w wodzie w okresie po opadach (3,48 mg N-NO₃/L). W okresie bezopadowym stężenie tego parametru było o połowę niższe (1,73 mg N-NO₃/L). Zauważono, że źródłem doływu tego zanieczyszczenia nie jest kolektor deszczowy, a wzrost w okresie opadowym z pewnością może wynikać ze zwiększonego doływu azotanów ze zlewni. Zrenaturyzowany odcinek rzeki przyczynił się do spadku stężenia tego parametru o ok. 32% w okresie deszczowym (do 2,38 mg N-NO₃/L) i o ok. 7,5% do poziomu 1,60 mg N-NO₃/L w okresach bezopadowych. Wprowadzone rozwiązania w postaci deflektorów oraz zwiększona krętość koryta rzeki skutecznie poprawia jakość wody dla tego parametru, utrzymując jego poziom dla dobrego potencjału ekologicznego wód (<2 mg N-NO₃/L).



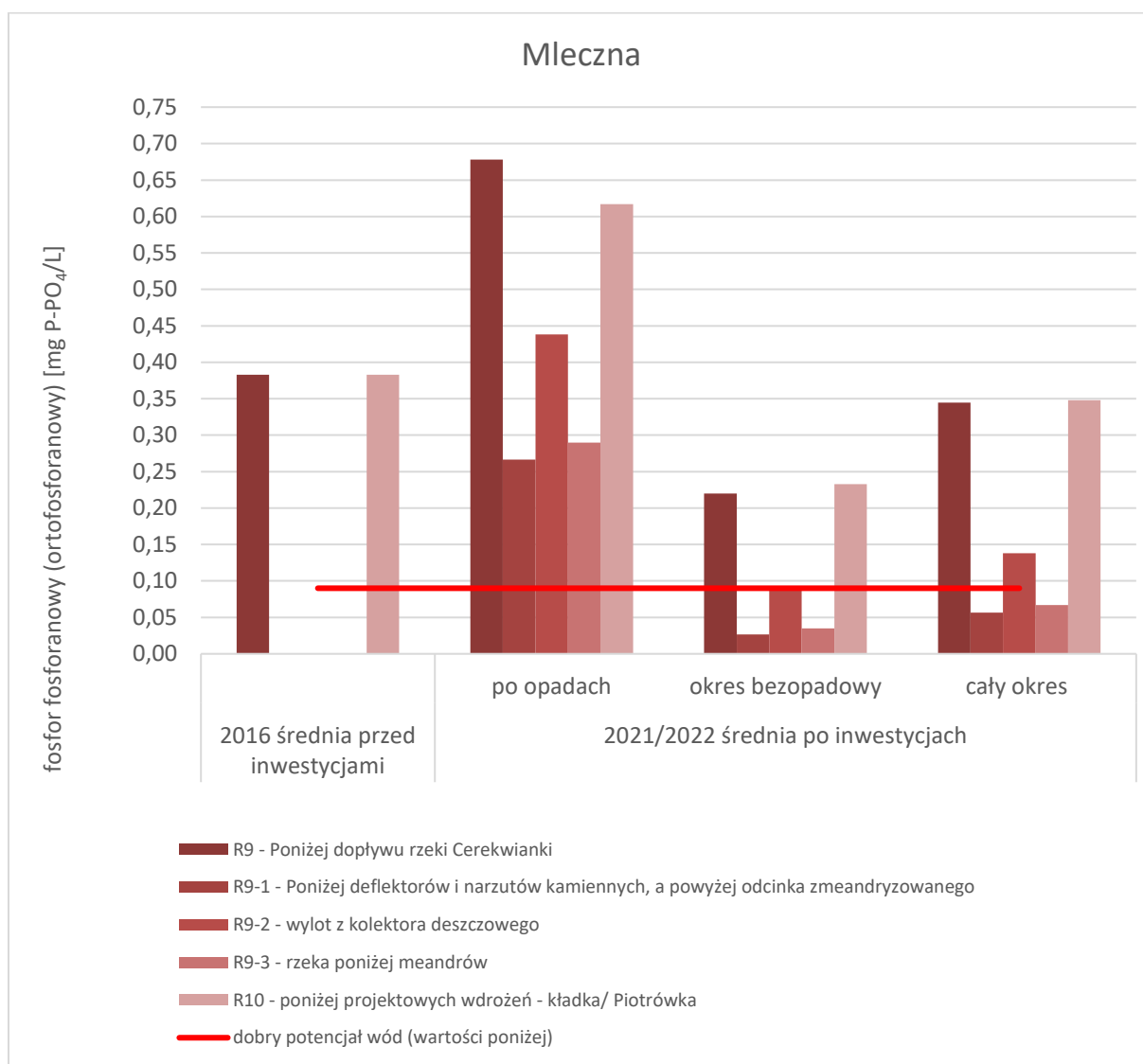
Rycina 28 Średnie stężenia azotu azotanowego w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W roku 2016 na uregulowanym prostym odcinku rzeki Mlecznej pomiędzy stanowiskiem R9 i R10 obserwowano średnią redukcję fosforu ogólnego pomiędzy stanowiskiem R9 i R10 na poziomie ok. 36% (spadek z wartości 0,305 mg do 0,194 mg) (Rycina 29). W latach 2021/2022 po przeprowadzonych pracach renaturyzacyjnych rzeki zaobserwowano spadek redukcji wartości tego parametru do 10% po opadach (spadek z 0,253 mg/L do 0,226 mg/L), 14% w okresie bezdeszczowym (spadek z 0,162 mg/L do 0,140 mg/L), co wiązać należy ze spowolnieniem przepływu wód i tym samym spowolnieniem transportu zawiesiny, której wartość jest skorelowana z ogólnymi stężeniami azotu i fosforu. W obu okresach monitoringowych średnie wartości stężeń fosforu ogólnego odpowiadały dobremu potencjałowi ekologicznemu wód (0,33 mg P_{og}/L).



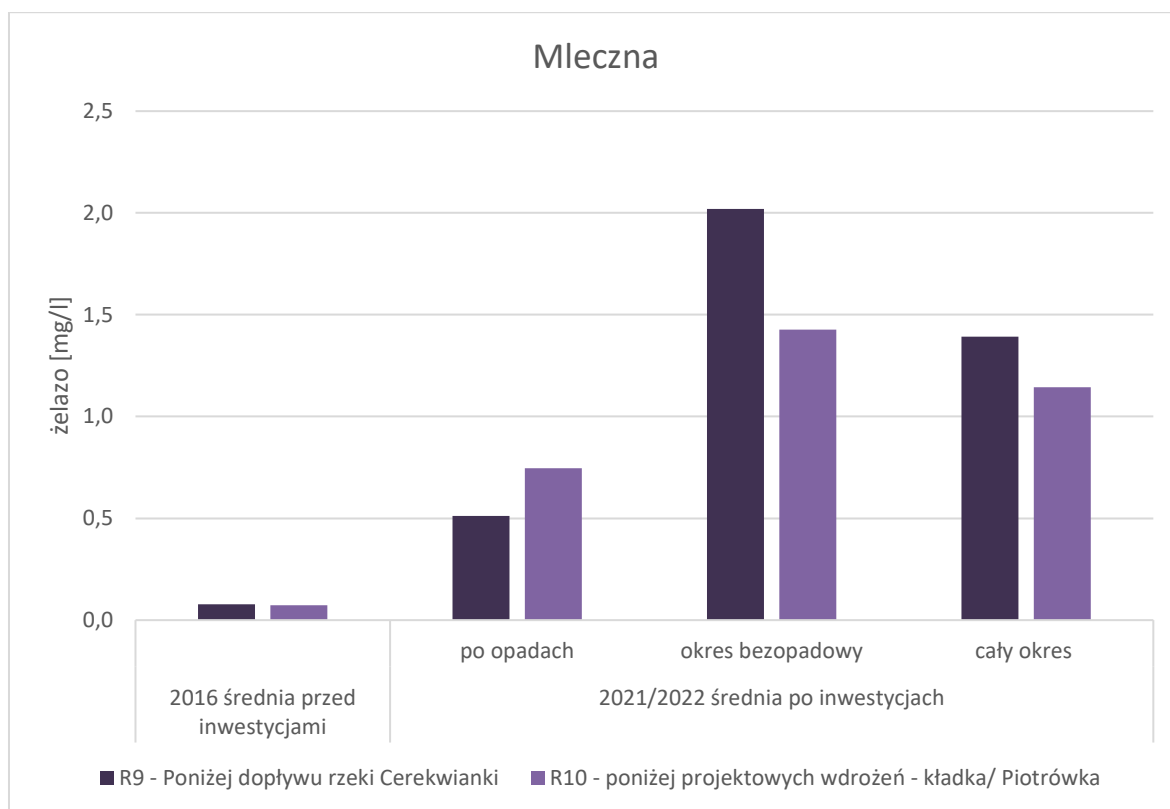
Rycina 29 Średnie stężenia fosforu ogólnego w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Podobnie jak w przypadku azotu azotanowego średnie stężenie fosforu fosforanowego zarówno na stanowisku R9 jak i R10 w 2016 roku w wodzie rzeki Mleczej wynosiło 0,38 mg P-PO₄/L i było powyżej wartości granicznej charakterystycznej dla dobrego potencjału wód (0,090 mg P-PO₄/L) (Rycina 30). W latach 2021/2022 znacznie wyższe stężenia tego parametru w rzece Mleczna zaobserwowano w okresie deszczowym. W tym przypadku źródeł należy upatrywać zarówno w ilości transportowanej rzeką z górnej części zlewni, jak i transportu kolektorami deszczowymi. W tym drugim przypadku zarówno w okresie deszczowym jak i bezdeszczowym. Co interesujące stężenia fosforanów na odcinku z deflektorami i meandrami było kilkakrotnie niższe niż na stanowiskach R9 i R10 znajdujących się na prostych uregulowanych odcinkach rzeki (Rycina 30) zarówno w porze deszczowej jak i bezdeszczowej.



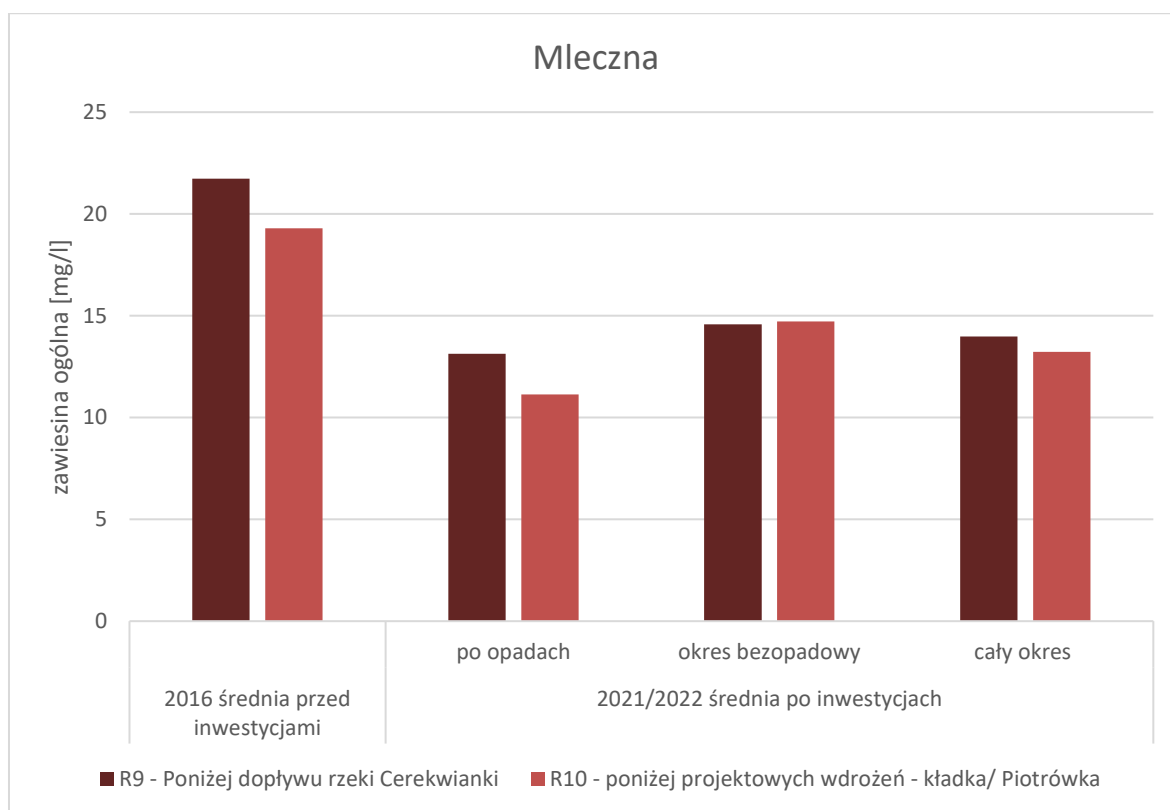
Rycina 30 Średnie stężenia fosfor fosforanowy (ortofosforanowy) w renaturyzowanym odcinku rzeki Mleczej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W rzece Mlecznej na odcinku pomiędzy stanowiskami R9 i R10 nie zaobserwowano znacznej różnicy w stężeniach żelaza, które wynosiło odpowiednio 0,077 mg/L i 0,073 mg/L (Rycina 31). W okresie 2021/2022 stężenie tego parametru znacznie wzrosło, szczególnie w okresie bezopadowym. W punkcie R9 ilość żelaza wynosiła 0,512 mg po opadach i 2,02 mg w okresie bezopadowym. W punkcie R10 wartość ta wynosiła odpowiednio 0,746 mg (wzrost o ok. 46%) i 1,427 mg Fe/L (redukcja o ok. 29%). Wyższe wartości żelaza odnotowane na obu stanowiskach w latach 2021/2022 mogą być efektem dopływu wyższych stężeń żelaza wraz z wodami rzeki Cerekwianki, gdzie zanotowano wartości 0,86 mg (stanowisko R5), 1,10 mg (stanowisko R5-5) i 1,58 mg (stanowisko R5-6). Uzyskane wyniki były kilkakrotnie wyższe niż w roku 2016 (0,16 mg/L na stanowisku R5-5). Tym bardziej, że zarówno na odpływie ze zbiornika Borki (stanowisko R7) jak i na wylocie z kanału A0 (R8) stężenia żelaza w okresie 2021/2022 były niższe lub porównywalne do 2016 roku (Tabela 4).



Rycina 31 Średnie stężenia żelaza w renaturyzowanym odcinku rzeki Mlecznej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

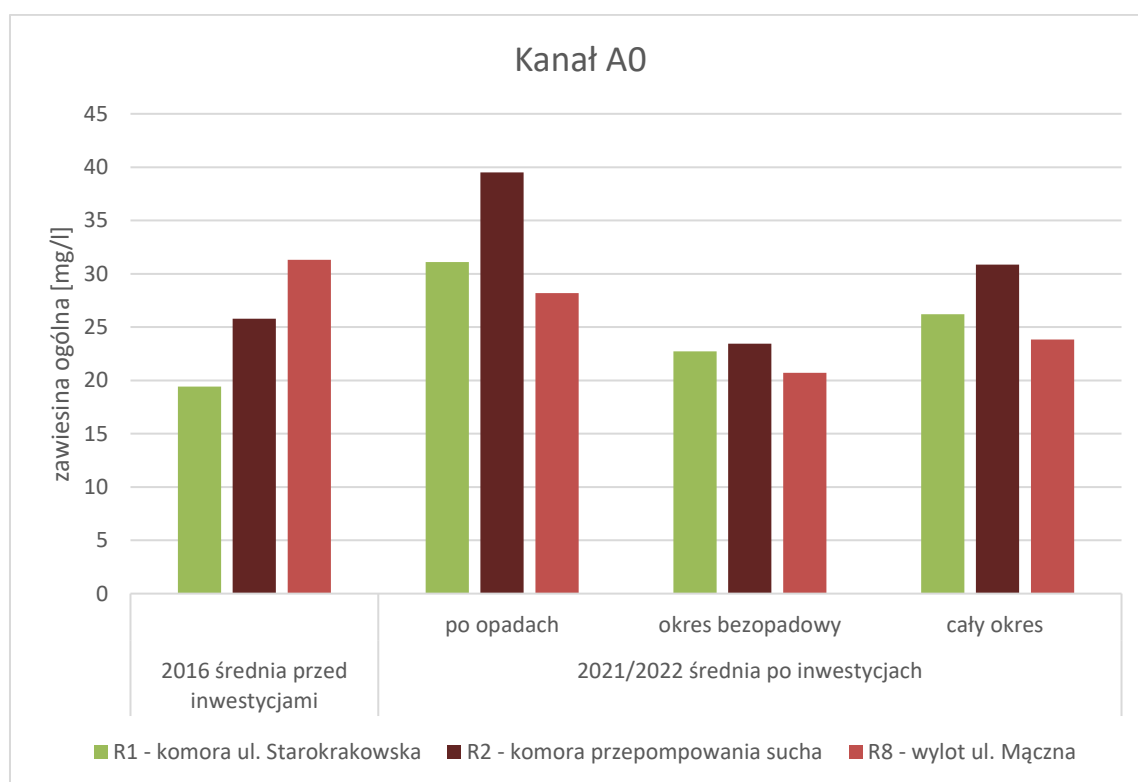
W 2016 roku stężenie zawiesiny ogólnej w wodzie rzeki Mleczej pomiędzy punktami pomiarowymi R9 i R10 przed inwestycjami zmniejszało się o ok. 11% (z 21,7 mg/L na 19,3 mg/L) (Rycina 32). W okresie 2021/2022 średnia ilość zawiesiny transportowanej na tym odcinku rzeczonym zmniejszyła się do 7% z 14 mg na stanowisku R9 do 13 mg na stanowisku R10. W okresie z opadami zaobserwowano na tym odcinku redukcję o ok. 15% (z 13,1 mg/L do 11,1 mg/L), natomiast w okresie bezopadowym odnotowano nawet nieznaczny wzrost o ok. 1% w punkcie R10 (z 14,6 mg/L do 14,7 mg/L). Przyczyną tego jest spowolnienie przepływu wód na tym odcinku po wykonanych pracach inwestycyjnych, a tym samym spowolnienie transportu zawiesiny.



Rycina 32 Średnie stężenia zawiesiny ogólnej w renaturyzowanym odcinku rzeki Mleczej przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

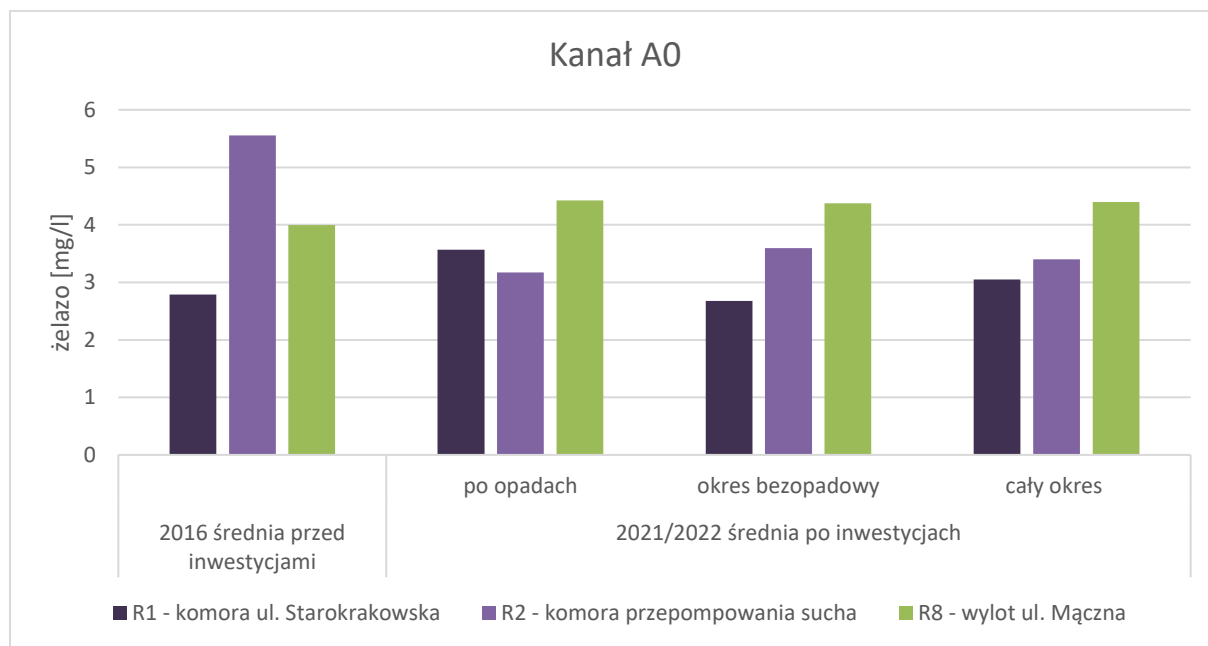
3.5. ZADANIE C5 - ADAPTACJA KANAŁU DESZCZOWEGO A0 POPRZEZ USZCZELNIENIE ISTNIEJĄCEGO KOLEKTORA.

W okresie monitoringu w 2016 roku stężenia zawiesiny ogólnej rosły wraz z kolejnymi punktami na Kanale A0 z poziomu 19,4 mg/L na stanowisku R1 do 31,3 mg/L na stanowisku R8, co stanowiło wzrost o ok. 61% (Rycina 33). W latach 2021/2022 po przeprowadzeniu uszczelnienia kanału A0 zaobserwowano średnio w całym tym okresie redukcję o 9,1% pomiędzy tymi stanowiskami (z 26,2 mg/L do 23,8 mg/L). Podobny poziom redukcji odnotowano w okresie po opadach z poziomu 31,1 mg/L do 28,2 mg/L (spadek o 9,3%) i w okresie bezopadowym z poziomu 22,7 mg/L do 20,7 mg/L (spadek o 8,8%). Przyjmując założenie, że w roku 2016 obserwowano wzrost stężenia zawiesiny o 61% pomiędzy stanowiskiem R1 a R8, w okresie 2021/2022 wartość ta na stanowisku R8 szacowana byłaby na 42,2 mg/L w stosunku do wartości wyjściowej wynoszącej na stanowisku R1 26,2 mg/L. Uzyskana w okresie 2021/2022 rzeczywista wartość 23,8 mg/l na stanowisku R8 jest o prawie 44% mniejsza od wartości szacowanej. Przyjmując stopień redukcji w okresie bezopadowym i opadowym na podobnym poziomie uzyskano zgodnie z założeniami projektowymi oczekiwaną 20% poprawę jakości wody w okresie po opadach dla tego parametru. Jednakże zaleca się kontynuować monitoring, ze szczególnym uwzględnieniem okresów z opadami, aby monitorować dalszą pracę kanału AO i efekty zrealizowanej inwestycji.



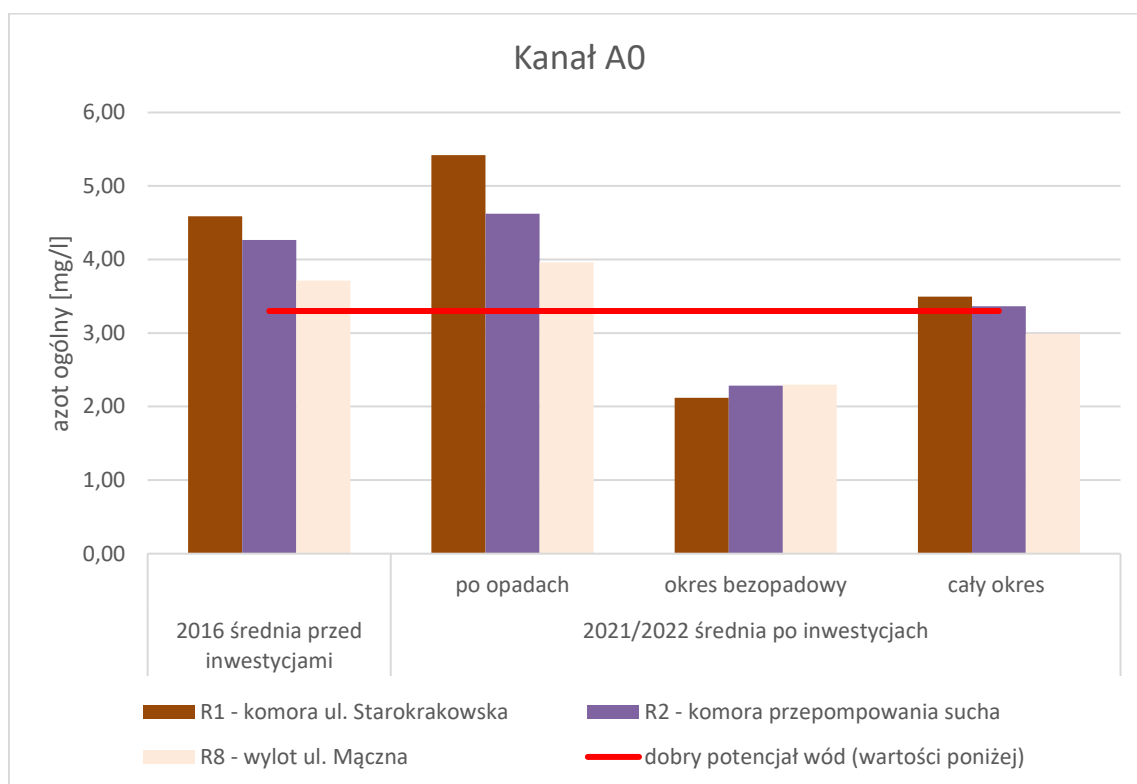
Rycina 33 Średnie stężenia zawiesiny ogólnej Kanale A0 przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Zarówno w roku 2016 jak i w okresie 2021/2022 stężenia żelaza na wylocie z kolektora deszczowego A0 (stanowisko R8) było zawsze wyższe niż w górnej części kolektora (stanowisko R1) (Rycina 34). W roku 2016 stężenie żelaza wzrosło o ok. 43% (z 2,8 mg/L na stanowisku R1 do 4,0 mg/L na stanowisku R8), a w latach 2021/2020 stężenie wzrosło o ok. 44% (z 3,0 mg/L do 4,4 mg/L). Jednakże mając na uwadze, iż prace inwestycyjne w zakresie uszczelnienia kanału A0 wykonano na odcinku pomiędzy stanowiskiem R1 a przepompownią zlokalizowaną na stanowisku R2 uzyskano spadek wzrostu stężenia tego parametru ze 100% w roku 2016 (z 2,8 mg/L na stanowisku R1 do 5,6 mg/L na stanowisku R2) do 12% (z 3,1 mg/L do 3,4 mg/L). W okresie po opadach odnotowano nawet redukcję pomiędzy stanowiskiem R1 i R2 o 11% z 3,6 mg/L do 3,2 mg/L.



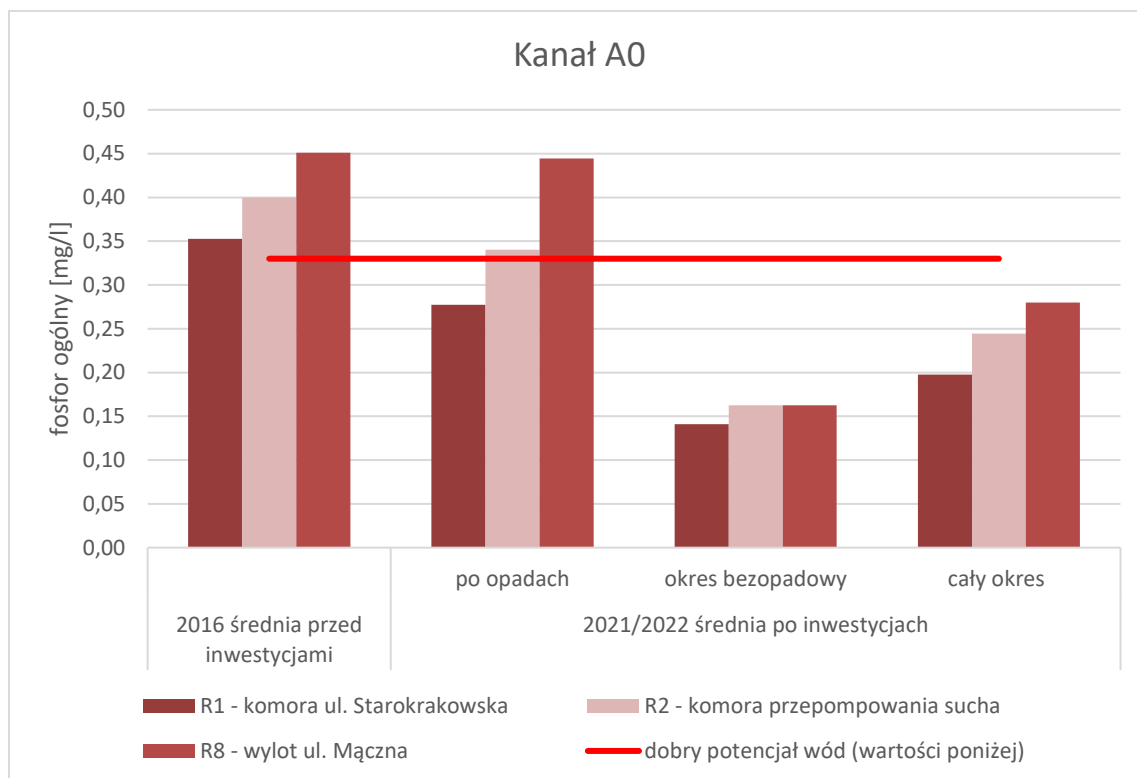
Rycina 34 Średnie stężenia żelaza w Kanale A0 przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W roku 2016 roku stężenia azotu ogólnego malały wraz z kolejnymi punktami na Kanale A0 z poziomu 4,59 mg/L na stanowisku R1 do 3,71 mg/L na stanowisku R8, co stanowiło spadek o 19% (Rycina 35). Po wykonanej inwestycji w postaci uszczelnienie fragmentu kolektora A0 pomiędzy stanowiskiem R1 a R2 zaobserwowano podobny (14%) poziom redukcji na całej długości kolektora (z 3,5 mg/L na wlocie do 3,0 mg/L na wylocie), przy czym w okresie po opadach efektywność była wyższa, na poziomie 27% (z 5,42 mg/L do 3,96 mg/L). W okresie bezopadowym odnotowano 8% wzrost stężenia (z 2,2 mg/L do 2,3 mg/L) – ale w tym okresie stężenia na wszystkich stanowiskach kanału A0 były o połowę niższe niż notowane w okresie po opadach i mieściły się w zakresie dla dobrego potencjału wód (wartości poniżej 3,3 mg/L). Zgodnie z założeniami projektu oczekiwano 20% poprawy jakości wody w okresie po opadach – zatem dla azotu ogólnego cel ten również osiągnięto.



Rycina 35 Średnie stężenia azotu ogólnego w Kanale A0 przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

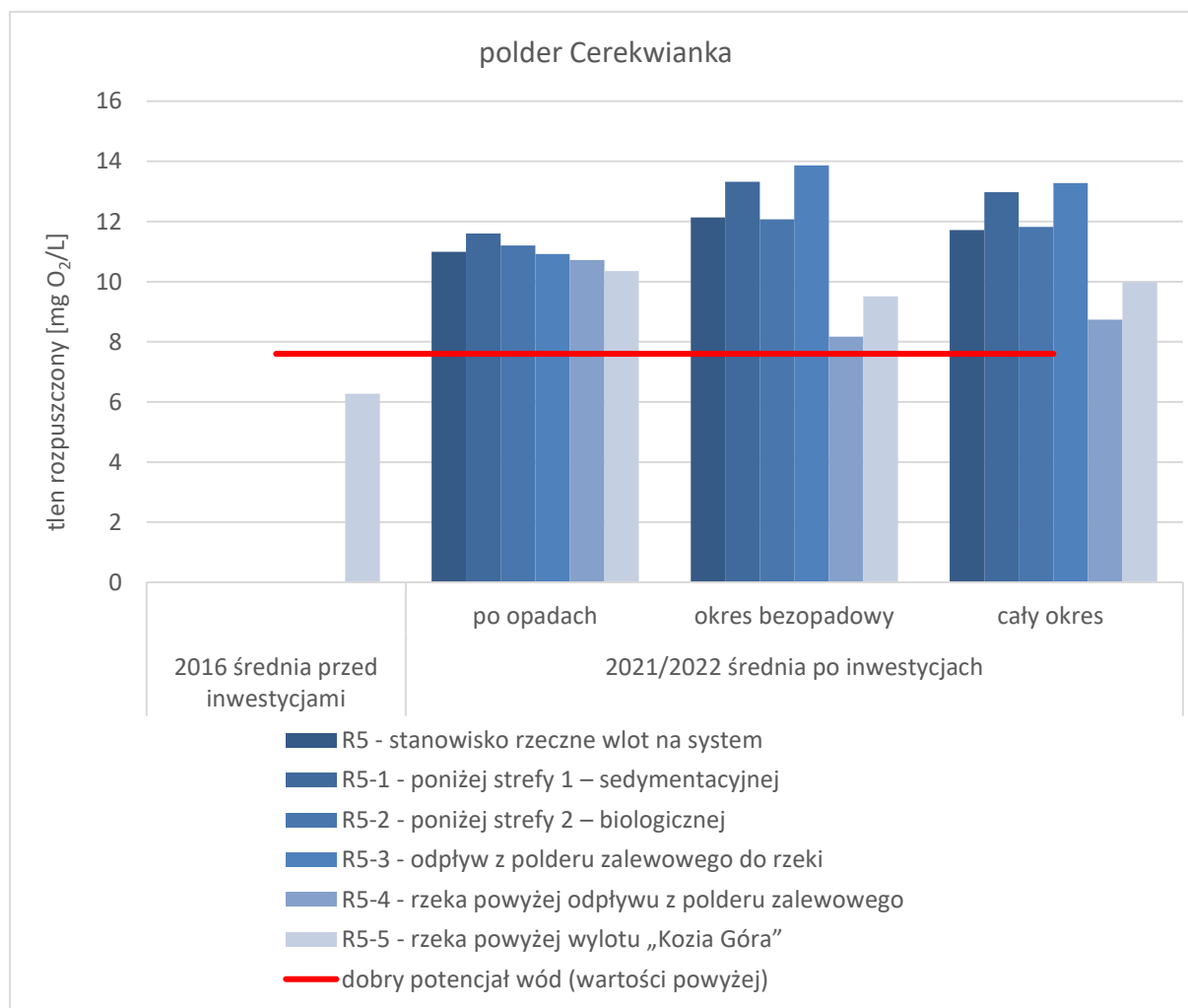
W ramach prac monitoringowych realizowanych w 2016 roku stężenia fosforu ogólnego rosły wraz z kolejnymi punktami na Kanale A0 z poziomu 0,35 mg/L na stanowisku R1 do 0,45 mg/L na stanowisku R8, co stanowiło wzrost o ok. 28% (Rycina 36). Po inwestycjach również obserwowano wzrost średnich stężeń z całego okresu, ale z niższego poziomu początkowego tj. z poziomu 0,20 mg/L w R1 do 0,28 mg/L w R8 (wzrost o ok. 42%). W okresie po opadach obserwowano wzrost o około 60% z poziomu 0,28 mg/L w R1 do 0,44 mg/L w R8. Natomiast w okresie bezopadowym obserwowany był ok 15% wzrost stężenia fosforu z poziomu 0,14 mg/L do poziomu 0,16 mg/L. Zgodnie z założeniami projektu oczekiwano 20% poprawy jakości wody w okresie po opadach – zatem dla fosforu ogólnego celu tego nie osiągnięto.



Rycina 36 Średnie stężenia fosfor ogólny w Kanale A0 przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

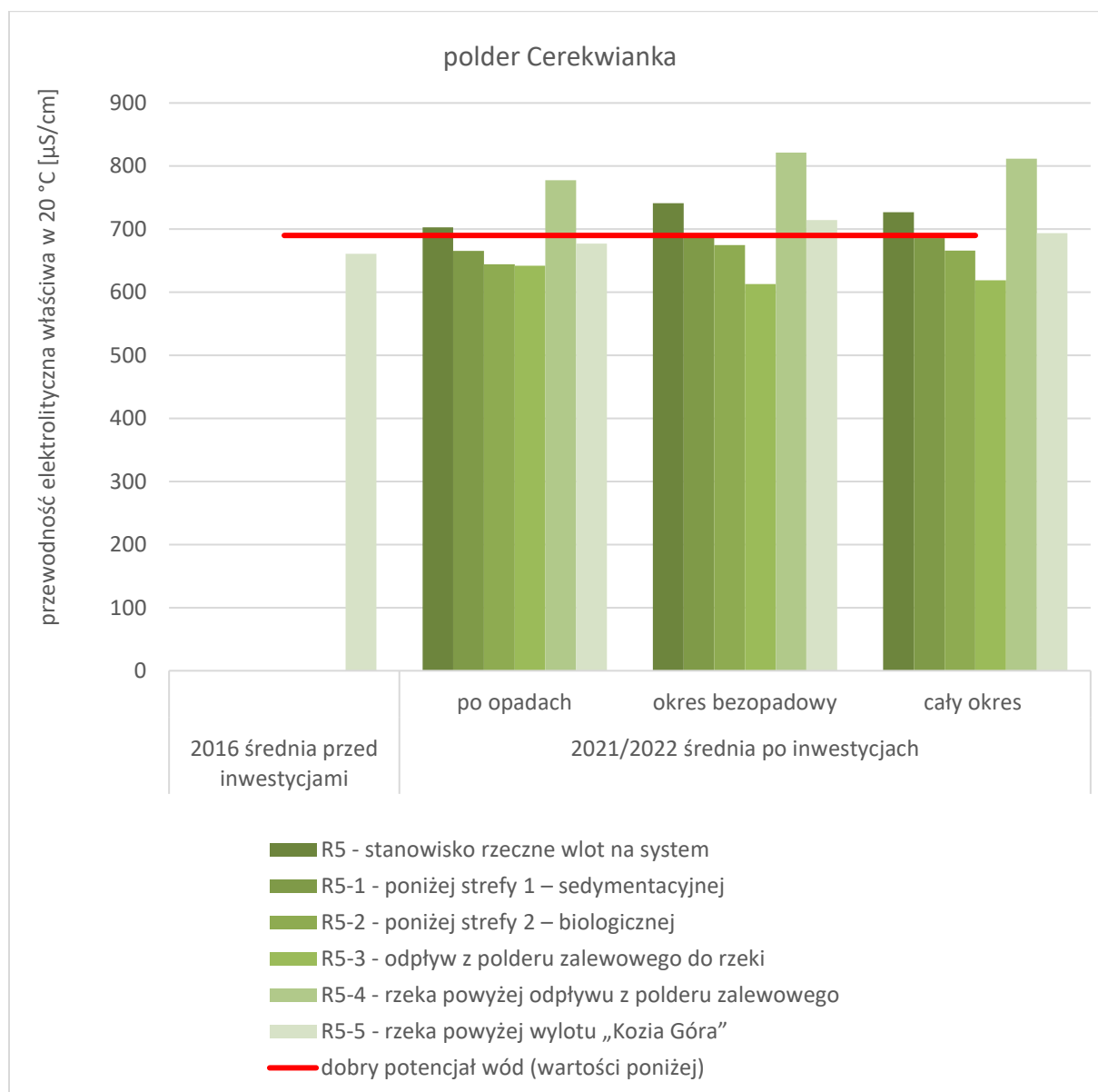
3.6. ZADANIE C6 – BUDOWA INNOWACYJNYCH ROZWIĄZAŃ W ZAKRESIE BŁĘKITNO-ZIELENEJ DLA ZAGOSPODAROWANIA WÓD OPADOWYCH W PRZESTRZENI MIEJSKIEJ – BUDOWA POLDERU ZALEWOWEGO NA RZECE CEREKWIANCE

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie rzeki Cerekwianki w roku 2016 (stanowisko R5-6) było na poziomie 6,2 mg O₂/L - poniżej wartości granicznej dla wód o dobrym potencjale (7,6 mg O₂/L) (Rycina 37). W okresie 2021/2022 średnie stężenie tlenu na tym stanowisku było wyższe i wyniosło 8,6 mg/L – wartość oznaczająca dobry potencjał wód. Zarówno na wlocie do utworzonego polderu (R5), jak i kolejnych stanowiskach w systemie (R5-1 i R5-2) oraz na odpływie (R5-3) notowano stężenia tlenu powyżej 10 mg/L, dopiero na stanowisku R5-4 i R5-5 zaobserwowano spadek stężenia tlenu w okresie bezopadowym (odpowiednio 8,2 mg/L i 6,5 mg/L), co wpłynęło na średnią dla całego okresu badawczego 2021/2022. Od sierpnia 2022 Cerekwianka niosła wodę tylko po opadach (brak przepływu na stanowisku R5 - Rycina 48), co spowodowało, że koryto rzeki płynące obok polderu było wypełnione wodą prawie stojącą. Skutkowało to m.in. szybszym nagrzewaniem się wody w korycie oraz rozkładem zanieczyszczeń w nim zgromadzonych. Oba te procesy mogły przyczynić się do obniżenia stężenia tlenu na stanowisku R5-4, a w efekcie także na stanowisku R5-5.



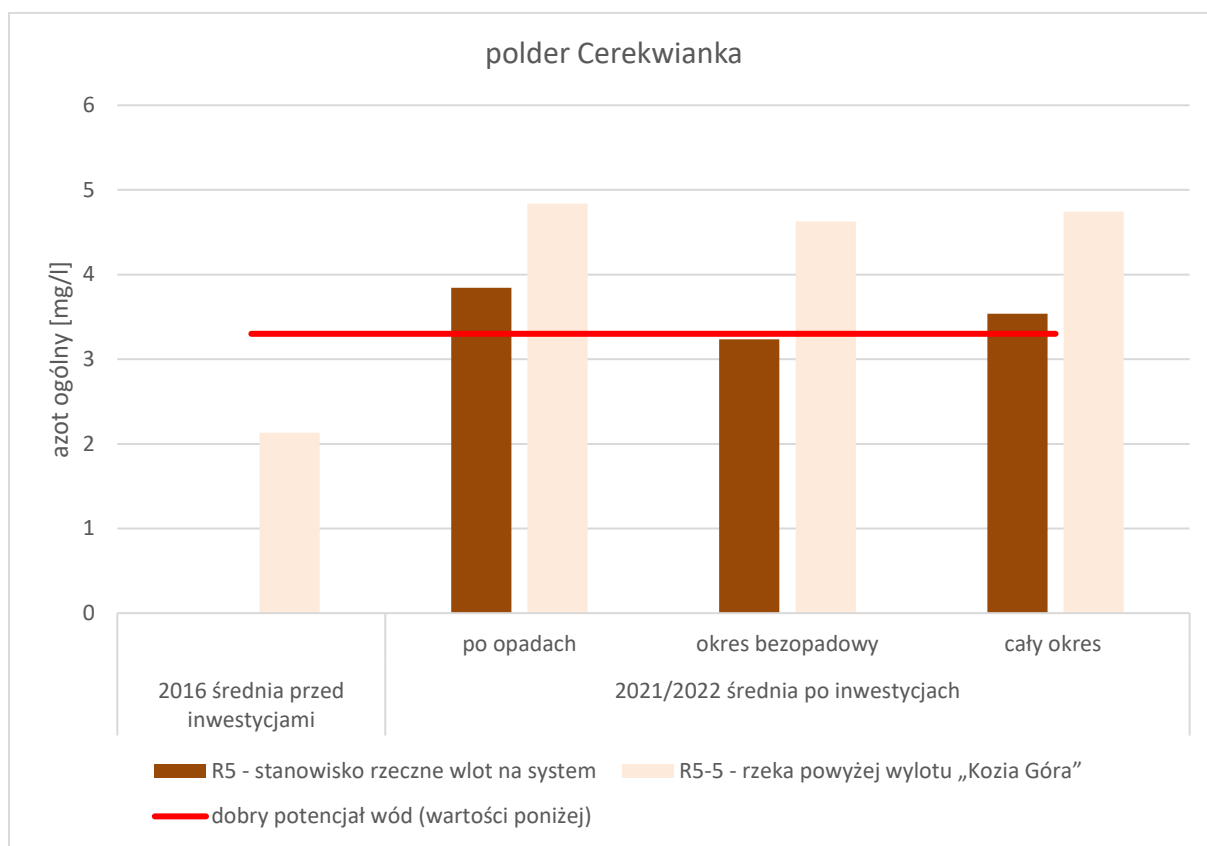
Rycina 37 Średnie stężenia tlenu rozpuszczonego w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Przewodność elektrolityczna w wodzie rzeki Cerekwianki w roku 2016 była na poziomie 661 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i wartość ta odpowiadała dobremu potencjałowi ekologicznemu (690 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Rycina 38). Po wykonaniu polder zalewowego, zaobserwowano, iż w wyniku przepływu wody przez polder ulega obniżeniu ten parametr. W okresie 2021/2022 odnotowywano obniżenie wartości przewodności średnio o około 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (z 727 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na wlocie do polderu (R5) do 619 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na odpływie z polderu (R5-3) (spadek o ok. 15%). Redukcja była obserwowana zarówno w porze suchej, jak i mokrej. Uzyskane wyniki oscylowały wokół wartości granicznych dla wód o dobrym potencjale ekologicznym (690 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Natomiast w korycie rzeki Cerekwianki średnia wartość przewodności elektrolitycznej była wyższa i wyniosła 811 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (R5-4 rzeka powyżej odpływu). Wartość ta przekraczała wartość graniczną dla wód o dobrym potencjale ekologicznym. Podobnie jak w przypadku tlenu wpłynęło to na podwyższenie wartości tego parametru mierzonych w niżej znajdującym się punkcie rzeczonym R5-5.



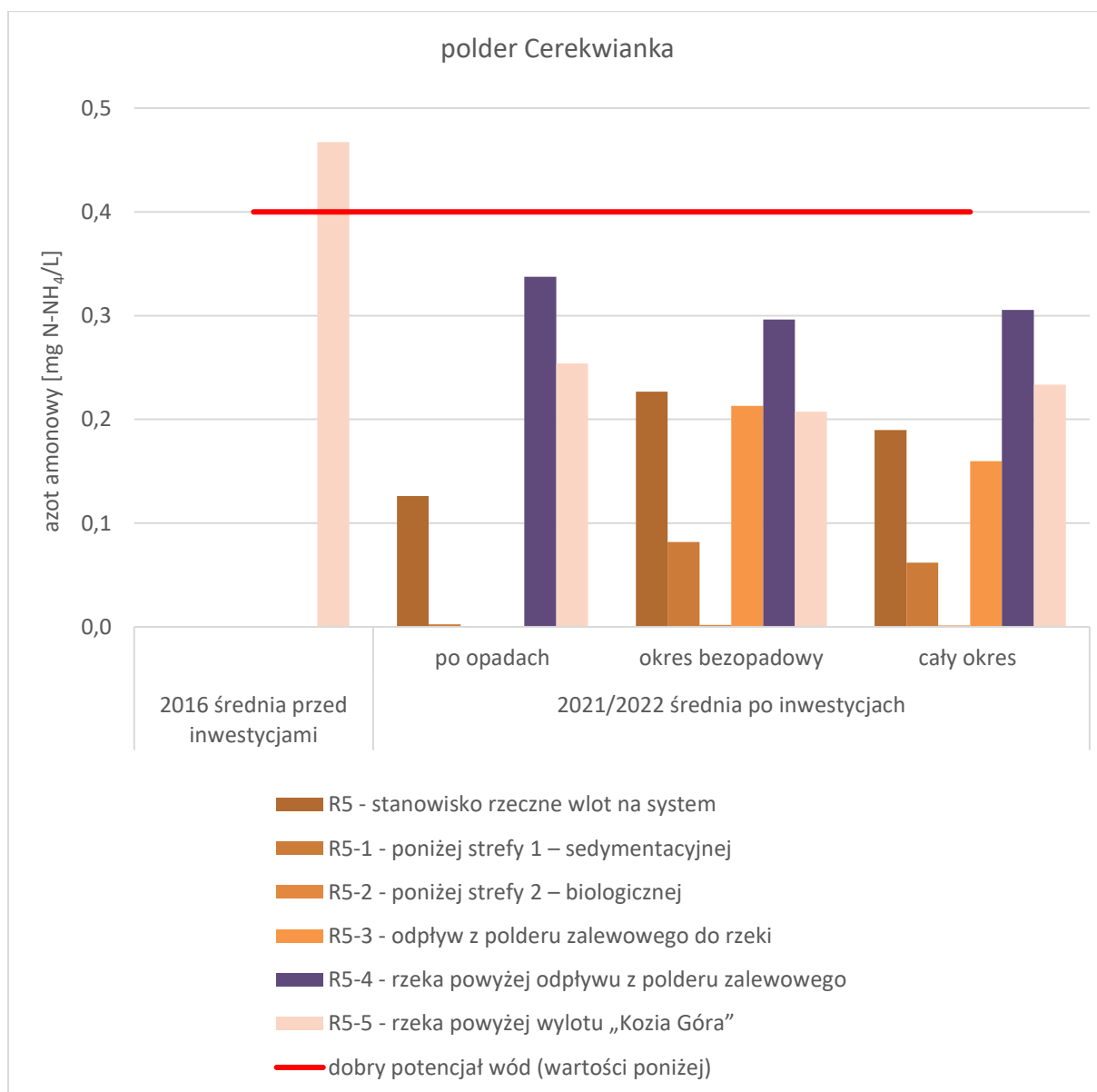
Rycina 38 Średnie wartości przewodności w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie azotu ogólnego w wodzie rzeki Cerekwianki w roku 2016 było ponad 2,5-krotnie niższe niż w okresie 2020/2021, a jego wartość wynosiła 2,1 mg N_{og}/L i odpowiadała dla dobrego potencjału wód (3,3 mg N_{og}/L) (Rycina 39). W okresie 2021/2022 średnie stężenie tego parametru w rzece na wysokości doływu do polderu dla całego okresu wyniosło 3,54 mg/L, zaś kilkaset metrów dalej poniżej wylotu z polderu wzrosło do 4,74 mg/L. Taka zależność była obserwowana zarówno dla okresu bezopadowego (wzrost o ok. 43% z 3,2 mg/L do 4,6 mg/L), jak i po opadzie deszczu (wzrost o ok 26% z poziomu 3,8 mg/L do 4,8 mg/L). Wzrost stężenia azotu ogólnego może być spowodowany transferem zanieczyszczeń z koryta rzeki obok polderu, jak i z samego polder. Prace inwestycyjne naruszyły znacznie strukturę gleby (wydobyto duże ilości śmieci zakopanych w glebie), która wytworzyła się w latach wcześniejszych, a nasadzenia roślinności i inne rozwiązania zastosowane w obszarze folderu, nie rozwinęły się w wystarczającym stopniu, aby zapobiec wymywaniu zanieczyszczeń. Należy kontynuować monitoring dla potwierdzenia tych hipotez.



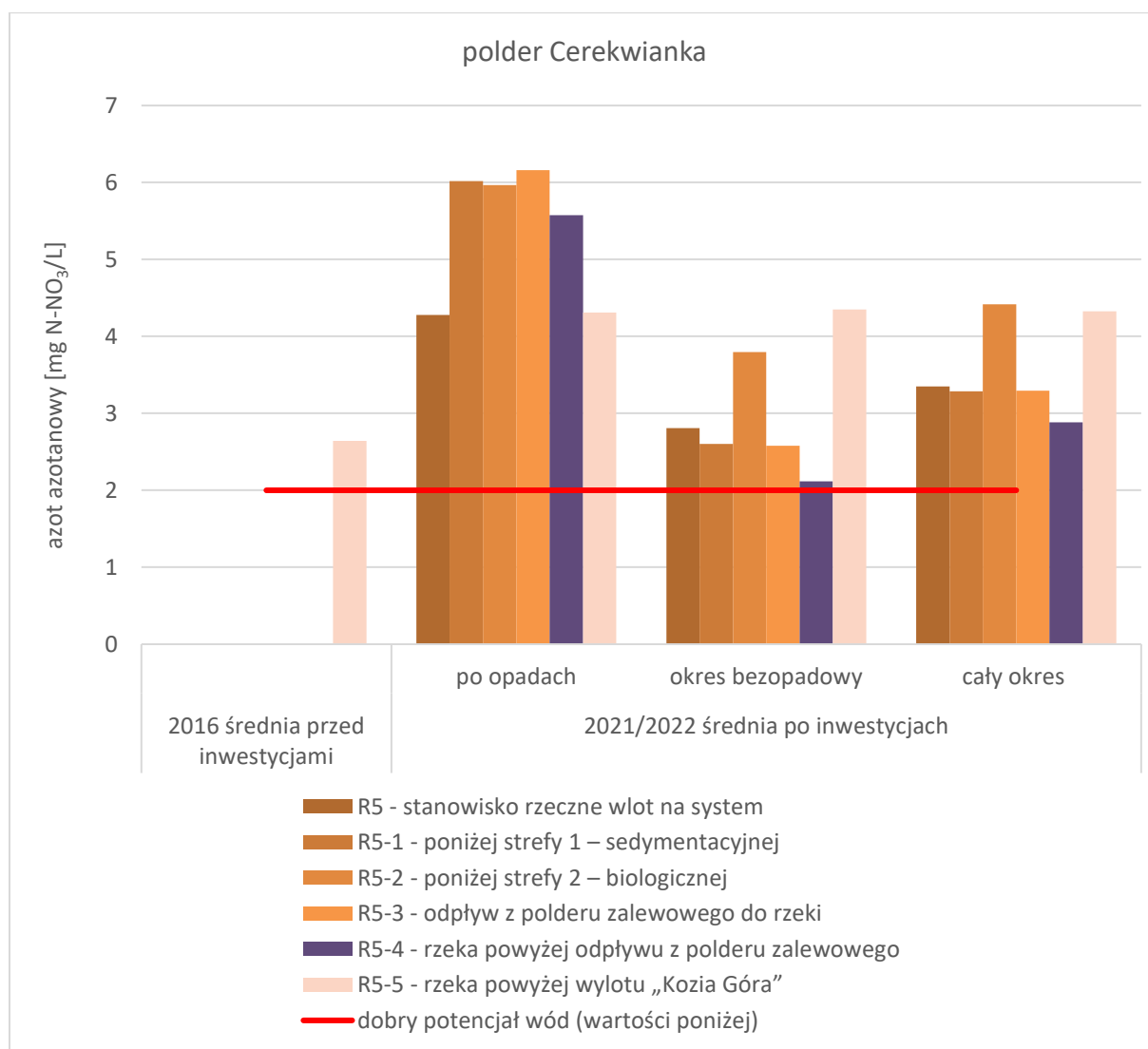
Rycina 39 Średnie stężenia azotu ogólnego w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie azotu amonowego na stanowisku R5-5 wynosiło 0,467 mg/L w 2016 roku. Po wybudowaniu polderu średnie stężenie na tym stanowisku było niższe i wyniosło 0,233 mg/L (Rycina 40). Natomiast na stanowisku R5 (wlot do polderu) średnie stężenie wyniosło 0,190 mg/L w całym okresie 2021/2022 oraz 0,254 mg/L w okresie po opadach i 0,208 mg/L w okresie bezopadowym. W latach 2021/2022 najwyższe stężenia azotu amonowego wystąpiły na stanowisku rzeczny R5-4 – rzeka powyżej wylotu z polder, gdzie zanotowano wartości około 0,30 mg/L i wyższe. Wskazuje to, że na wyniki w punkcie rzeczny (R5-5) zlokalizowanym poniżej polderu wpływ miał dopływ zanieczyszczeń z części koryta pomiędzy stanowiskami R5 i R5-5. Porównując wartości na wlocie do polderu (R5 – 0,190 mg/L) do odnotowanych na odpływie z polderu (R5-3 – 0,160 mg/L) zaobserwowano ok. 16% redukcję. Zaleca się kontynuować monitoring dla dokładniejszej oceny procesów zachodzących w samym polderze i jego otoczeniu.



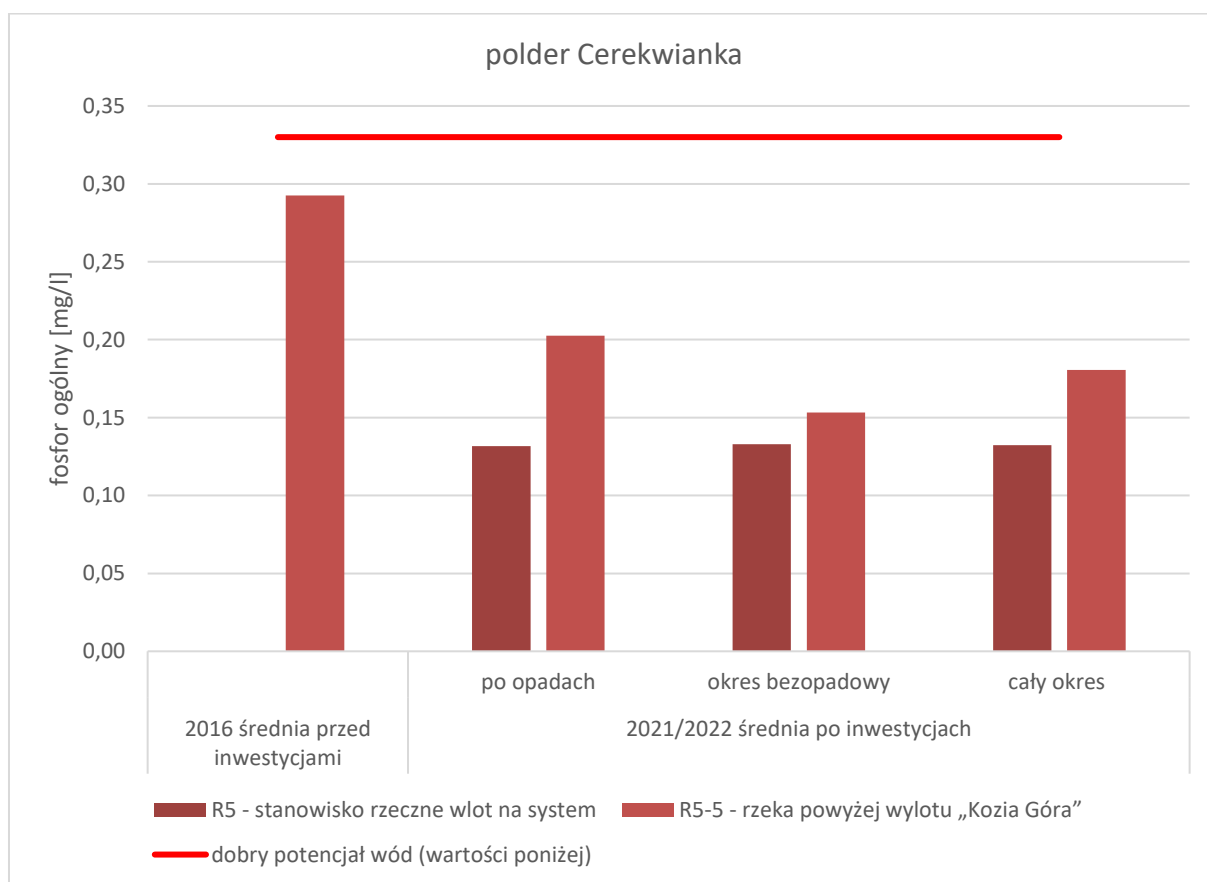
Rycina 40 Średnie stężenia azotu amonowego w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

W okresie monitoringowym realizowanym w roku 2016 roku średnie stężenie azotu azotanowego wyniosło 2,6 mg/L na stanowisku R5-5. W okresie 2021/2022 w tym punkcie średnia dla tego parametru była wyższa i wyniosła 4,3 mg/L, a na wlocie do polderu (R5) 3,35 mg/L (Rycina 41). Wyższe wartości obserwowano w okresie po opadach, na stanowisku R5 – wlot na system (4,3 mg/L) w porównaniu do okresu bezopadowego (2,8 mg/L). W okresie po opadach stężenie azotu azotanowego wzrastało już w pierwszej strefie polderu i utrzymywało się na poziomie około 6,0 mg/L do stanowiska R5-3 zlokalizowanego na odpływie z systemu (wzrost o ok. 44%). Natomiast w okresie bezopadowym stężenia na stanowiskach R5-1 i R5-3 były na podobnym poziomie w całym systemie (2,6 mg/L), z redukcją o ok. 8% pomiędzy wlotem i odpływem, jedynie za strefą 2 (R5-2) odnotowano wyższą wartość 3,8 mg/L. Na stanowisku R5-5 podobnie jak w przypadku wcześniejszych form azotu zaobserwowano wzrost stężenia w całym okresie (o ok. 31% – pomiędzy R5-3 a R5-5) i w okresie bezopadowym (wzrost o ok. 69%). Zaleca się kontynuowanie monitoringu w celu identyfikacji przyczyn tego zjawiska i w razie potrzeby wdrożenia działań zwiększających efektywność asymilacji azotanów przez rośliny lub zwiększenia wydajności procesu denitryfikacji.



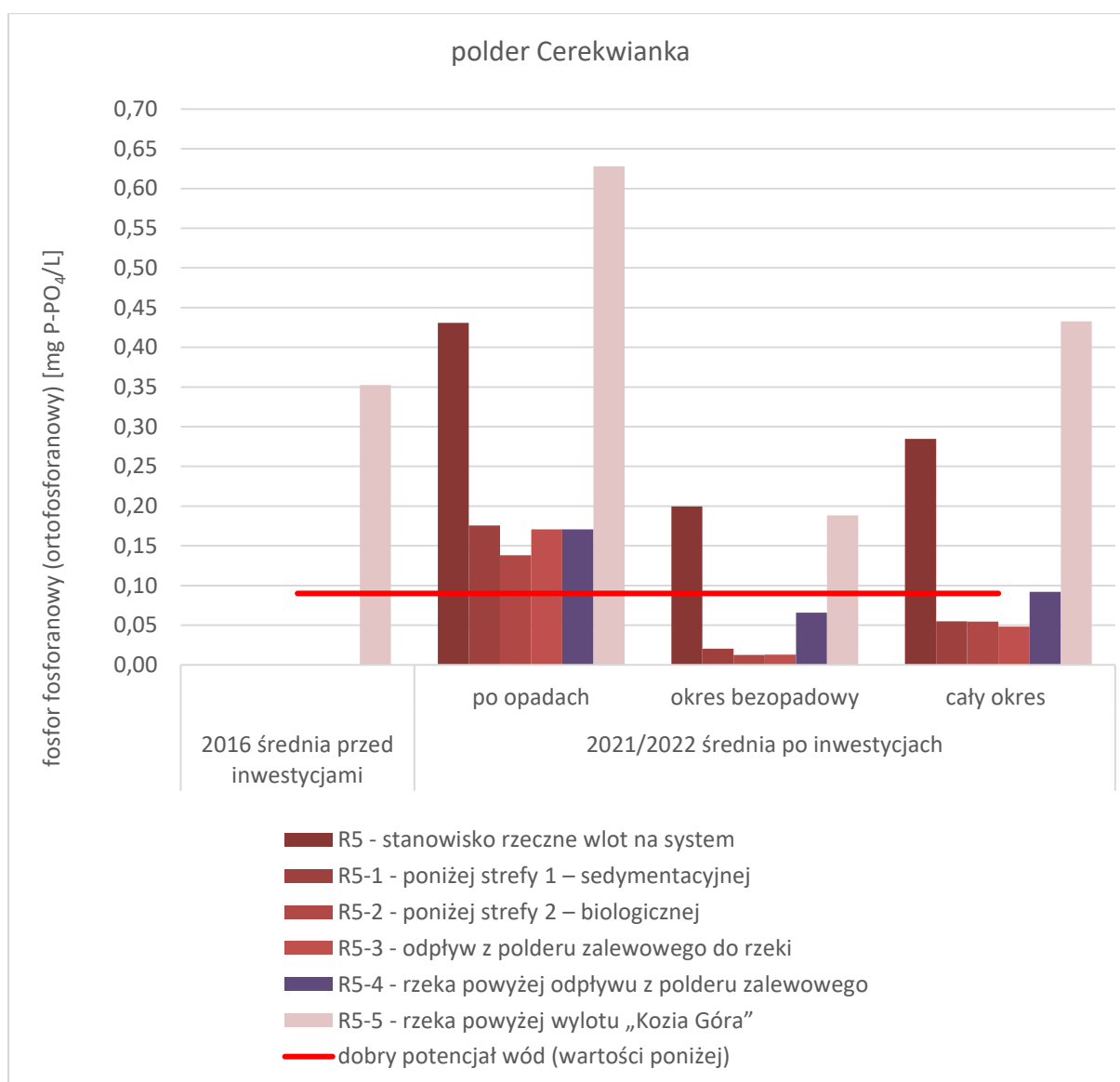
Rycina 41 Średnie stężenia azotu azotanowego w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie fosforu ogólnego w okresie przed budową polderu zalewowego było na poziomie 0,29 mg/L na stanowisku R5-5. Po przeprowadzeniu inwestycji średnie stężenie fosforu ogólnego na tym stanowisku wyniosło 0,18 mg/L. W punkcie pomiarowym rzeczny znajdującym się powyżej, na wysokości wlotu do polderu (R5) było ono niższe i wyniosło 0,13 mg/L (wzrost o ok. 37%) (Rycina 42). Tendencja wzrostowa na obu tych stanowiskach była obserwowana zarówno w okresie po opadach (wzrost o ok. 54% z poziomu 0,13 mg/L do 0,20 mg/L) jak i bezopadowym (wzrost o ok. 15% z poziomu 0,13 mg/L do 0,15 mg/L). Podobnie jak w przypadku związków azotu może być to spowodowane wymywaniem zanieczyszczeń z koryta rzeki pomiędzy stanowiskami R5 i R5-5, dlatego zaleca się kontynuować monitoring, aby wyjaśnić przyczynę wzrostu stężenia fosforu ogólnego.



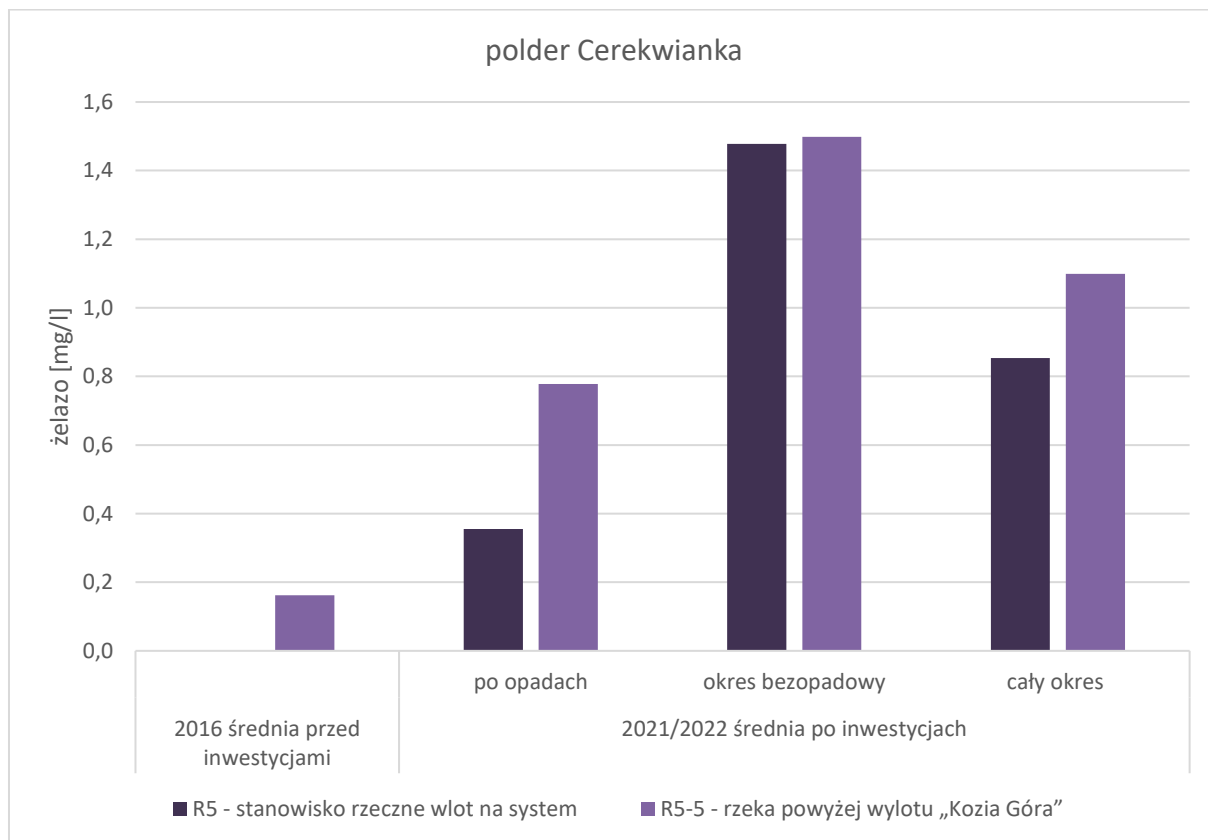
Rycina 42 Średnie stężenia fosforu ogólny w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie fosforu fosforanowego (ortofosforany) na stanowisku R5-5 wynosiło 0,352 mg/L w 2016 roku, a w monitoringu 2021/2022 po zakończeniu prac inwestycyjnych wynosiło 0,433 mg/L. W okresach po opadach odnotowano ok. 60% redukcję ortofosforanów z poziomu 0,431 mg/L w punkcie R5 do 0,171 mg/L w R5-3, a w okresie bezopadowym 95% redukcją z 0,200 mg/L w R5 do 0,013 mg/L w R5-3 (Rycina 43). Średnie stężenie fosforu fosforanowego w całym okresie monitoringowym 2021/2022 w korycie rzeki na wysokości polderu (R5-4) wynosiło 0,092 mg/L – blisko dwukrotnie więcej niż w odpływie z polderu (R5-3 ze średnią 0,048 mg/L). Z kolei w okresie bezopadowym średnie stężenie fosforu fosforanowego w tym miejscu (R5-4) wyniosło 0,066 mg/L i było ok. czterokrotnie wyższe w porównaniu do stężenia 0,013 mg/L w punkcie R5-3. Zaleca się kontynuować monitoring w celu wyjaśnienia zachodzących procesów i okresowo wysokich stężeń tego parametru na stanowisku R5-5.



Rycina 43 Średnie stężenia fosforu fosforanowego (ortofosforany) w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

Średnie stężenie żelaza w ramach realizowanego monitoringu w roku 2016 odnotowano na poziomie 0,16 mg/L na stanowisku R5-5. Na tym samym stanowisku w okresie 2021/2022 jego wartość wzrosła do 1,10 mg. (Rycina 44). Na stanowisku powyżej polderu (R5) wartość była nieco niższa i wyniosła 0,85 mg, co jest zapewne efektem wymywania żelaza z gleby do koryta rzeki Cerekwianki, podobnie jak w przypadku azotu. W trakcie monitoringu zaobserwowano rdzawą barwę wody w korycie rzeki oraz liczne zmiany zabarwienie widoczne na skarpach w przeciwieństwie do wody wypływająca z samego polderu (Rycina 45).

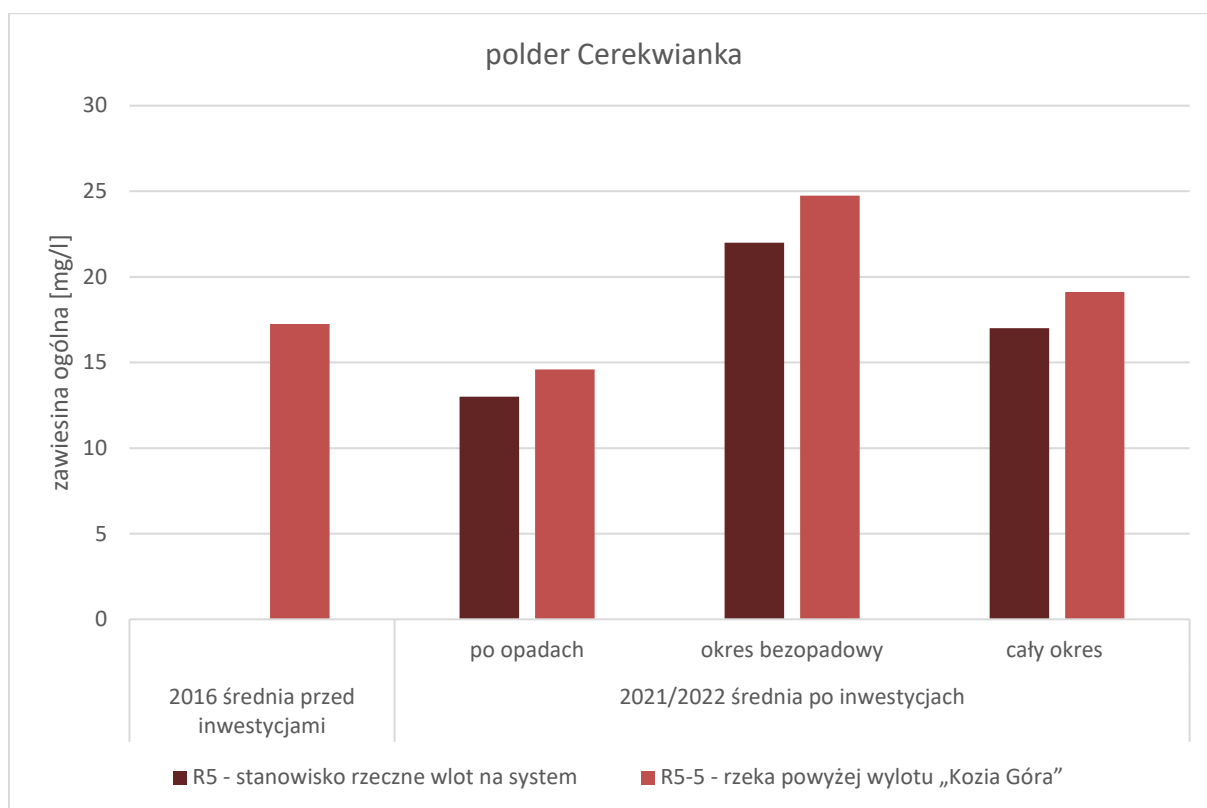


Rycina 44 Średnie stężenia żelaza w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).



Rycina 45 Wylot z polderu przy Cerekwiance. Zdjęcie po lewej - koryto rzeki z rdzawym zabarwieniem wody. Zdjęcie po prawej dalsza część koryta z wylotem z polderu – brak rdzawej barwy (zdjęcia: S.Szklarek wykonane 6 lipca 2022 r).

Średnie stężenie zawiesiny ogólnej (17,2 mg/L) w okresie przed inwestycjami na stanowisku R5-5 było porównywalne do średniej wartości (19,1 mg/L) na tym stanowisku z okresu 2021/2022 (Rycina 46). Na stanowisku powyżej polderu (R5-5) zanotowano nieco niższą wartość (średnia 17,0 mg/L), co jest zapewne efektem wpływu jakości wody w korycie rzeki Cerekwianki i zachodzących tu procesów na wysokości polderu, tak jak w przypadku azotu ogólnego i żelaza. Wzrost ilości zawiesiny pomiędzy wlotem do polderu, a stanowiskiem poniżej polderu był obserwowany zarówno w okresie po opadach jak i w bezopadowym – odpowiednio o ok. 12% ze średniej 13,0 mg/L w R5 do 14,6 R5-5 mg/L i ok. 13% z poziomu 22 mg/L w R5 do 24,8 mg/L w R5-5.



Rycina 46 Średnie stężenia zawiesiny ogólnej w polderze Cerekwianka przed inwestycjami i po inwestycjach (z podziałem na okres bezopadowy i po opadach) (opracowanie własne).

3.7. PODSUMOWANIE WYNIKÓW

Niniejszy raport dotyczy oceny wpływu inwestycji wykonanych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL na stan fizykochemiczny wód. Zgodnie z założeniami projektu, poprawa stanu fizykochemicznego wód miała zostać wykazana dla dwóch zadań: przebudowy stawów kolmatacyjnych oraz uszczelnienie kanału A0. Jednakże powyższe wyniki wskazują, że poprawę jakości wody zaobserwowano także w pozostałych punktach pomiarowych w obrębie których wykonano projektowe wdrożenia.

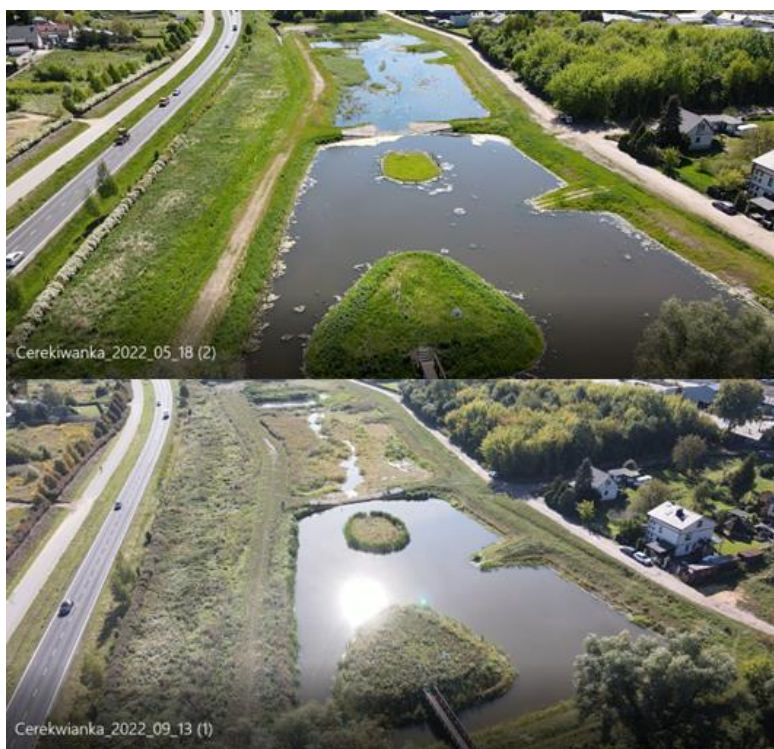
Wykonany w latach 2021/2022 monitoring wykazał, że wdrożone w ramach projektu rozwiązania dla większości analizowanych parametrów charakteryzują się skuteczną redukcją zanieczyszczeń transportowanych systemami rzecznyymi, poprawiając jej jakość w tych ekosystemach.

W niektórych przypadkach nie zaobserwowano oczekiwanego efektu związanego z redukcją zanieczyszczeń, co może być wynikiem:

- niewielkimi opadami i problemem suszy rozwijającej się w 2022 roku – od połowy roku obniżał się poziom wody w rzekach, co było najbardziej widoczne na polderze Cerekwianka (wlot do polderu na Rycina 47 i widok zbiornika z góry Rycina 48),
- zbyt krótkiego okresu pomiędzy czasem związanym z zakończeniem inwestycji, a rozpoczęciem realizacji działań monitoringowych, gdzie pierwszy rok to okres stabilizacji procesów samooczyszczania, na który dodatkowo nakładają się zmienne warunki meteorologiczno-hydrologiczne, a większość wdrożeń bazuje na systemach roślinnych, które potrzebują co najmniej dwóch/trzech lat do pełnej adaptacji. Dlatego zaleca się kontynuować monitoring ze szczególnym uwzględnieniem stanowisk uzupełniających i poborów w okresach po intensywnych opadach, aby dokładniej ocenić efektywność pracy poszczególnych inwestycji.



Rycina 47 Kolejne etapy wysychania rzeki Cerekwianki na wlocie do polderu zalewowego (zdjęcia: S.Szklarek)



Rycina 48 Zmiana poziomu wypełnienia polderu Cerekwianka na przestrzeni 2022 roku. Górne zdjęcie z 18 maja 2022 r. – polder wypełniony wodą po zimowych roztopach i wiosennych opadach. Dolne zdjęcie z 13 października 2022 r. z najniższym poziomem wody, z prawie suchą środkową częścią zbiornika i brakiem przepływu na wlocie do polderu (for. S. Szklarek)

Podsumowanie wyników dla poszczególnych obszarów:

- Zadanie C1 – Adaptacja stawów kolmatacyjnych i jazu kozłowego przy zbiorniku Borki dla spowolnienia przepływu wód wezbraniowych oraz redukcji transportu zanieczyszczeń:
 - Realizacja inwestycji wpłynęła w największym stopniu na poprawę efektywności usuwania zawiesiny ogólnej (redukcja ok. 39% w całym okresie 2021/2022), azotu ogólnego (redukcja ok. 34%), azotu azotanowego (redukcja ok. 24%) i azotu amonowego (redukcja ok. 17%); w roku 2016 dla tych wskaźników obserwowano wzrost stężenia;
 - Zwiększyła się efektywność usuwania fosforu ogólnego (z ok. 1% redukcji w 2016 roku do ok. 12% w 2021/2022) i żelaza (z 18% do 29%).
 - Zmiana wartości pozostałych parametrów (przewodność, stężenie tlenu i stężenie fosforu fosforanowego) była porównywalna w obu analizowanych okresach monitoringowych
 - Woda na odpływie ze stawów kolmatacyjnych do zbiornika Borki spełniała normy dla dobrego potencjału wód dla wszystkich analizowanych wskaźników z wyłączeniem fosforu fosforanowego.
- Zadanie C2 – Adaptacja zbiornika Borki do łagodzenia ekstremalnych przepływów. W obszarze zbiornika nie realizowano działań, których założeniem była poprawa jakości wody, a mimo to odnotowano niższe stężenia analizowanych parametrów na stanowiskach w zbiorniku, co jest zapewne efektem poprawy funkcjonowania stawów kolmatacyjnych.
 - Odmulone i przebudowane stawy kolmatacyjne wprowadzały znacznie mniejsze ilości zawiesiny do zbiornika Borki niż w roku 2016, a tym samym znacznie niższe stężenia form

- ogólnych azotu i fosforu, np. redukcja fosforu ogólnego o 15%, w porównaniu do 60% wzrostu stężenia tego parametru w 2016 roku.
- Obserwowany wzrost stężenia o 34% w zbiorniku Borki zawiesiny ogólnej mógł być spowodowany zmianą funkcjonowania samego zbiornika; przebudowa zapory w celu redukcji fali wezbraniowej (podniesienie o 20 cm poziomu wód w zbiorniku po opadach deszczu) może być przyczyną zwiększenia procesu sedymentacji drobnej zawiesiny; jednakże średnie stężenie tego parametru w okresie 2021/2022 wynoszące 10,9 mg/L było prawie 2,5 razy niższe w porównaniu do odnotowanego średniego stężenia (26,8 mg/L) w 2016 roku.
 - Niższe stężenia związków biogenych mogą być też skutkiem wyłączenia zbiornika z użytkowania wędkarskiego, a w konsekwencji niestosowania zanęt, mogących być źródłem azotu i fosforu.
 - Zadanie C4 – Renaturyzacja odcinka rzeki Mlecznej dla adaptacji do zmiany klimatu.
 - Dla większości analizowanych parametrów poziom redukcji pomiędzy stanowiskami zlokalizowanymi powyżej i poniżej renaturyzowanego odcinka rzeki Mlecznej nie wykazywał znaczących różnic i był porównywalny z obserwacjami poczynionymi w roku 2016.
 - W przypadku zawiesiny ogólnej i azotu ogólnego zaobserwowano znacznie wyższą skuteczność w okresach po opadach, co wiązać się może ze spowolnieniem przepływu wód dzięki wykonanym deflektorom i meandrom.
 - Średnie wartości zawiesiny ogólnej, azotu amonowego i fosforu ogólnego na stanowisku powyżej renaturyzowanego odcinka rzeki były niższe w okresie 2021/2022, co może być efektem wdrożenia skutecznych rozwiązań w górnej części zlewni tj. na zbiorniku Borki, stawach kolmatacyjnych i rzece Cerekwiance.
 - Zaobserwowano, iż źródłem dopływu jonów amonowych i fosforanowych do rzeki Mlecznej na renaturyzowanym odcinku jest kolektor deszczowych (stanowisko R9-2). Szczególnie jest to widoczne w porze suchej przy niskim stanie wód i niskim przepływie w rzece. Zakłada się, że podobne zależności występują na wylotach innych kolektorów deszczowych. Zaproponowany biologiczny system doczyszczający, skonstruowany na wylocie tego kolektora, w latach następnych zwiększy skuteczność oczyszczania wód doprowadzanych do rzeki z terenu miasta.
 - Zadanie C5 – Adaptacja kanału deszczowego A0 poprzez uszczelnienie istniejącego kolektora i zastosowanie systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego.
 - Uszczelnienie kanału A0 na odcinku ok. 800 metrów w celu ograniczenia infiltracji wód gruntowych bogatych w związki żelaza przyniosło zamierzony efekt. – W roku 2016 średnie stężenie żelaza pomiędzy stanowiskiem R1 i R2 (odcinek planowanego uszczelnienia) wzrosło dwukrotnie (ze wartości 2,8 mg/L do 5,6 mg/L). W okresie 2021/2022 wzrost ten był już tylko 11% (z 3,1 mg/L do 3,4 mg/L).
 - Również w przypadku zawiesiny ogólnej odnotowano spadek stężenia tego parametru na odcinku objętym inwestycją.
 - W przypadku azotu i fosforu ogólnego nie odnotowano znaczących zmian. Dla azotu poziom redukcji w 2016 roku i w okresie 2021/2022 były porównywalne (odpowiednio ok. 13% i ok 11%), a dla fosforu zaobserwowano niewielki wzrost jego stężenia (o ok. 13% w 2016 roku i o ok. 14,5% w 2021/2022)

- Zadanie C6 – Budowa innowacyjnych rozwiązań w zakresie błękitno-zielonej infrastruktury dla zagospodarowania wód opadowych w przestrzeni miejskiej – budowa polderu zalewowego na rzece Cerekwiance
 - Analiza wyników monitoringu stanowisk podstawowych (R5 – wlot na polder i R5-5 – Cerekwianka powyżej wylotu Kozia Góra) wskazuje na znacznie wyższe stężenia dla azotu ogólnego, azotanowego, zawiesiny i żelaza w okresie 2021/2022 w stosunku do monitoringu z roku 2016. Jedynie dla fosforu ogólnego i azotu amonowego stężenia te są znacznie niższe. Ponadto zaobserwowano, że dla wszystkich tych parametrów ich stężenia poniżej polderu są wyższe niż na stanowisku rzeczonym zlokalizowanym na doływie do polderu. Z kolei w samym polderze stężenia takich parametrów jak: jony amonowe, fosforanowe są już znacznie niższe. Przyczyna takiego stanu nie została w trakcie badań zidentyfikowana. .
 - Skuteczność polderu w eliminacji substancji biogenicznych wykazywała skuteczność w stosunku do: azotu amonowego (redukcję o ok. 16%), azotu amonowego (redukcja o ok. 2%) i fosforu fosforanowego (redukcja o ok. 83%).

4. REKOMENDACJE

Rekomendacje dla poszczególnych obszarów:

- Zadanie C1 – Adaptacja stawów kolmatacyjnych i jazu kozłowego przy zbiorniku Borki dla spowolnienia przepływu wód wezbraniowych oraz redukcji transportu zanieczyszczeń:
 - należy monitorować poziom wypełnienia osadami pierwszej części stawu I w celu usuwania ich nadmiaru, co może w przyszłości wpływać na efektywność pracy
 - należy corocznie usuwać część makrofitów, aby w przyszłości nie zachodziło wtórne uwalnianie zgromadzonych w nich zanieczyszczeń
 - należy starać się utrzymać stały przepływ przez stawy kolmatacyjne, , poprawiając jakość wody wpływającej do zbiornika Borki
 - zaleca się kontynuowanie monitoringu w celu optymalizacji zastosowanego rozwiązania dla skutecznego zatrzymywania zanieczyszczeń transportowanych rzeką mleczna
- Zadanie C2 – Adaptacja zbiornika Borki do łagodzenia ekstremalnych przepływów:
 - W celu zachowania dobrej jakości wody w zbiorniku należy eksploatować stawy kolmatacyjne zgodnie z powyższymi wytycznymi
 - Zaleca się corocznie usuwać część makrofitów brzegowych, aby w przyszłości nie zachodziło wtórne uwalnianie zgromadzonych w nich zanieczyszczeń
 - Należy zwiększyć intensywność działań edukacyjnych osób wypoczywających nad zbiornikiem, aby nie wprowadzały one zanieczyszczeń do zbiornika podczas jego użytkowania – dotyczy to wszystkich grup, od wędkarzy, przez użytkowników kąpielisk, po spacerowiczów. W trakcie jednego z poboru zaobserwowano osoby karmiące ptactwo wodne pieczywem, mimo, że przy wejściu na kładkę w górnej części zbiornika stoi tablica edukacyjna informująca o szkodliwości takiego działania.
- Zadanie C4 – Renaturyzacja odcinka rzeki Mlecznej dla adaptacji do zmiany klimatu:
 - Wylot z kanału deszczowego do jednego z zastoisk jest źródłem doływu zanieczyszczeń do rzeki Mleczna; należy monitorować czy w kolejnych latach wdrożony system biofiltracyjny skuteczniej eliminuje te zanieczyszczenia; w przypadku barku takiego efektu konieczne będzie zainstalowanie podziemnego osadnika

- Miejsce kładki przy meandrach stało się atrakcyjne do wypoczynku i rekreacji, jednak w jego otoczeniu brakuje pojemników na odpady.
- Zadanie C5 – Adaptacja kanału deszczowego A0 poprzez uszczelnienie istniejącego kolektora i zastosowanie systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego
 - Uszczelnienie 800 metrów podziemnego kanału deszczowego obniżyło stężenia żelaza i zawiesiny w samym kanale, co sprzyja ich alimentacji w zbiorniku Borki, jednakże pomimo utworzonego systemu podczyszczania tych wód (SSSB w odprowadzalniku z przepompowni) konieczny jest stały monitoring wód w kolektorze A0 w celu redukcji zagrożenie związane z pozyskiwaniem złej jakości wód.
 - Pogorszenie jakości wód w kanale A0 w dolnej jego części wskazuje na konieczność rozważenia możliwości realizacji tożsamej inwestycji w kanale A0 od ul. Suchej do wylotu do rzeki Mlecznej przy Mącznej w celu zapewnienia dobrej jakości wód w rzece Mlecznej poniżej zbiornika Borki.
- Zadanie C6 – Budowa innowacyjnych rozwiązań w zakresie błękitno-zielonej infrastruktury dla zagospodarowania wód opadowych w przestrzeni miejskiej – budowa polderu zalewowego na rzece Cerekwiance:
 - W celu poprawy jakości wody w rzece Cerekwiance należy oczyścić (usunąć osady, zagniwającą roślinność) z koryta rzeki biegnącego wzdłuż polderu, gdyż jest ono prawdopodobnie źródłem zanieczyszczeń, obniżających jakość wody na stanowisku znajdującym się poniżej polderu.
 - Należy rozważyć zainstalowanie w obrębie stanowisk R5-1 i R5-2 złóż denitryfikacyjnych przy dnie w celu aktywacji procesów mikrobiologicznych – głównie denitryfikacji, co obniżyłoby ilość jonów azotanowych odpływających z polderu i zapewniło wsparcie w ich redukcji również poza okresem wegetacyjnym.
 - Miejsce polderu stało się atrakcyjne do wypoczynku i rekreacji, jednak w jego otoczeniu brakuje pojemników na odpady i ewentualnie ławek.

5. LITERATURA

Dz.U. 2021 poz. 1475 - Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych



**Raport z badań mikrobiologicznych
i toksycznych sinic prowadzonych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL
(LIFE14 CCA/PL/000101 pn.: „Adaptacja do zmian klimatu poprzez zrównoważoną
gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia)**

**Ocena wpływu prac inwestycyjnych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL
na występowanie sinic, w tym genotypów toksynogennych *Microcystis* spp.
i aktywność biologiczną produkowanych przez nie hepatotoksyn-mikrocystyn,
oraz na stan sanitarny wody określony na podstawie liczebności bakterii wskaźnikowych**

Autorzy opracowania:

dr Liliana Serwecińska

prof. dr hab. Joanna Mankiewicz-Boczek

dr hab. Tomasz Jurczak

dr Arnoldo Font-Nájera

Łódź, 2022 r.



Spis treści:

1. Badanie stanu sanitarnego wody	3
1.1. Wstęp.....	3
1.2. Wyniki.....	5
1.3. Podsumowanie.....	12
1.4. Źródła.....	13
2. Występowanie sinic, w tym genotypów toksynogennych <i>Microcystis</i> spp. oraz stężenia i aktywność biologiczna produkowanych przez nie hepatotoksyn - mikrocytyn	14
2.1. Analiza obecności sinic (cyjanobakterii) w tym toksynogennych genotypów z rodzaju <i>Microcystis</i> w Zbiorniku Borki.....	14
2.2. Analiza zawartości mikrocytyn w próbkach wody.....	16
2.3. Analiza toksyczności mikrocytyn w próbkach wody.....	19
2.4. Podsumowanie.....	20
2.5. Literatura.....	20



1. Badanie stanu sanitarnego wody

Opracowanie: L. Serwecińska

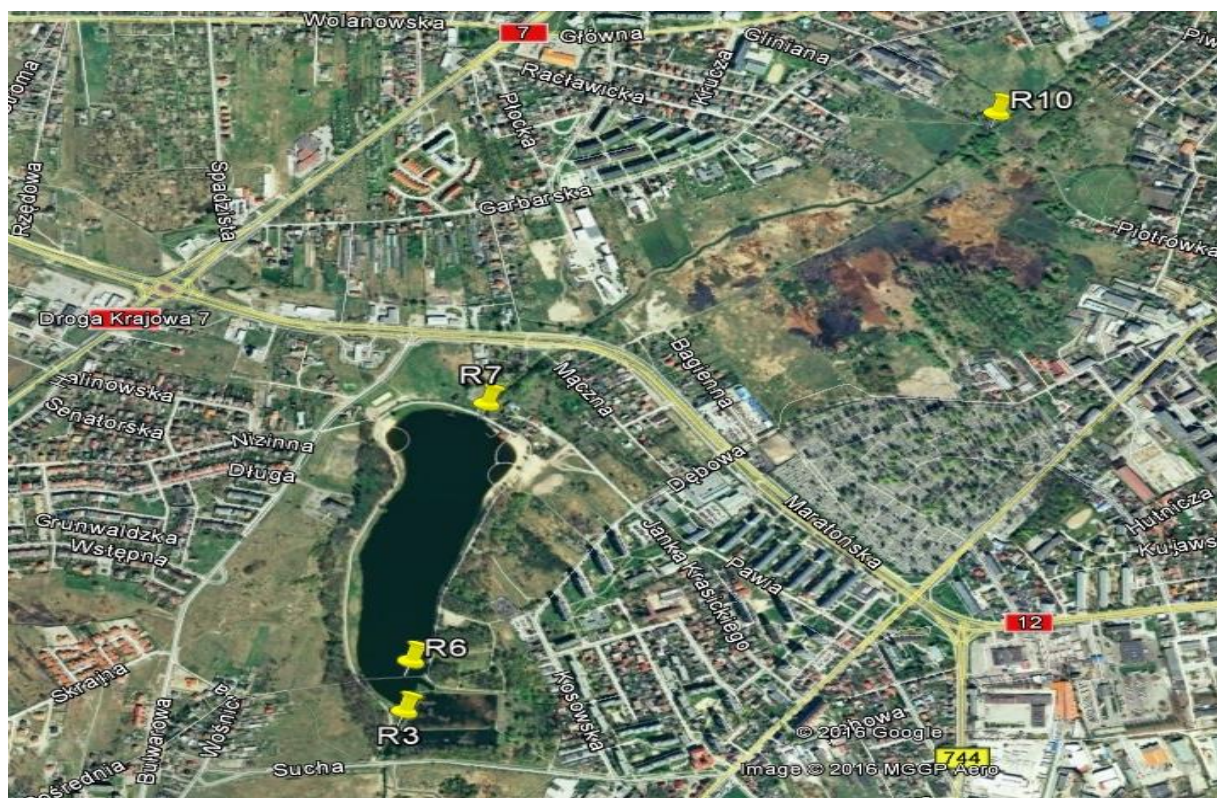
1.1. Wstęp

Podczas monitoringu stanu sanitarnego wody w zbiorniku Borki oraz rzecze Mleczna, wykonano analizy liczebności bakterii wskaźnikowych skażenia fekalnego wody (*ang. FIB- Fecal Indicator Bacteria*) w wybranych punktach poboru próbek. Liczebność tzw. bakterii wskaźnikowych przyjmuje się jako wyznacznik czystości sanitarnej wody i prawdopodobieństwa występowania w niej bakterii potencjalnie chorobotwórczych. Badania mikroflory jelitowej pozwoliły ustalić stałe występowanie trzech rodzajów bakterii wskaźnikowych, świadczących o kontakcie wody z fekaliami lub ściekami; jest to pałeczka okrężnicy *E.coli*, paciorkowce kałowe (enterokoki) oraz bakterie z rodzaju *Clostridium*. Z kolei bakterie grupy coli to mikroorganizmy powszechnie występujące w środowisku naturalnym, w wodach, w glebie, w osadach i w materiale roślinnym ale także w przewodzie pokarmowym ludzi i zwierząt. Niektóre z bakterii grupy coli są oportunistycznymi patogenami i mogą stanowić przyczynę chorób, niemniej, bakterie te wykrywane w wodzie mogą być pochodzenia zarówno kałowego, jak i środowiskowego a zatem nie mogą służyć jako wskaźnik kałowego zanieczyszczenia wody i dostarczyć precyzyjnej informacji na temat zagrożenia zdrowotnego, ich liczebność może jednak stanowić kryterium ogólnej oceny czystości wody. Przy identyfikacji potencjalnych źródeł zanieczyszczenia kałowego stosuje się w większości krajów ocenę liczebności *E. coli* i paciorkowców kałowych, które są specyficzne dla zanieczyszczeń sanitarnych. Bakterie *E. coli* występują w znacznych ilościach jako składnik fizjologicznej flory bakteryjnej przewodu pokarmowego ludzi i zwierząt i zwykle nie są groźne dla zdrowia. Poza przewodem pokarmowym, mogą być przyczyną zakażeń dróg moczowych, wywoływać zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych czy posocznice. Bakterie *E.coli* jako stały składnik mikroflory przewodu pokarmowego, jeśli są wykrywane w wodzie, wskazują na przeniknięcie do niej odchodów ludzkich lub zwierzęcych, lub zawierających je ścieków. Obecność *E. coli* stanowi dowód nieodległego w czasie skażenia wody odchodami ludzi i/lub zwierząt, ponieważ bakteria ta, w odróżnieniu od bakterii grupy coli nie ma zdolności namnażania się w środowisku. Z kolei paciorkowce kałowe mogą namnażać się w wodach a ich zdolność do przeżycia w środowisku wodnym jest większa niż *E.coli* dlatego zdają egzamin jako wskaźnik czystości sanitarnej wody w kąpieliskach. Zanieczyszczenie wody opisanymi bakteriami stanowi zagrożenie dla zdrowia, dlatego badanie stanu

sanitarnego wody w pobliżu miejsc rekreacyjnych gdzie przebywają ludzie czy zwierzęta jest szczególnie istotne z punktu widzenia zagrożenia zdrowia.

Tabela 1. Obowiązkowe ustawowe parametry mikrobiologiczne i wartości dla wody używanej w kąpielisku na podstawie Rozporządzenia Ministra Zdrowia w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli z dn. 11 lutego 2019 r.

Parametr	Wartość dopuszczalna	Jednostka
Enterokoki	≤ 400	Jk/100 ml lub NPL/100 ml
<i>E. coli</i>	≤ 1000	Jk/100 ml lub NPL/100 ml



Ryc.1. Lokalizacja punktów poboru próbek wody - do badań stanu sanitarnego - oznaczonych symbolami R3, R6, R7 i R10.



1.2. Wyniki

Okres monitoringu obejmował miesiące od kwietnia do września 2022 roku. W ciągu całego okresu badawczego próbki wody pobierano z tych samych czterech stanowisk oznaczonych jako: stanowisko R3 - na rzece Mlecznej powyżej zbiornika Borki, stanowisko R6 - początkowy odcinek zbiornika Borki w pobliżu stawów kolmatacyjnych, stanowisko R7 - zbiornik Borki w pobliżu zapory i kąpielisk, stanowisko R10 - na rzece Mlecznej poniżej zbiornika Borki. Lokalizację stanowisk zaznaczono na **Ryc. 1.**

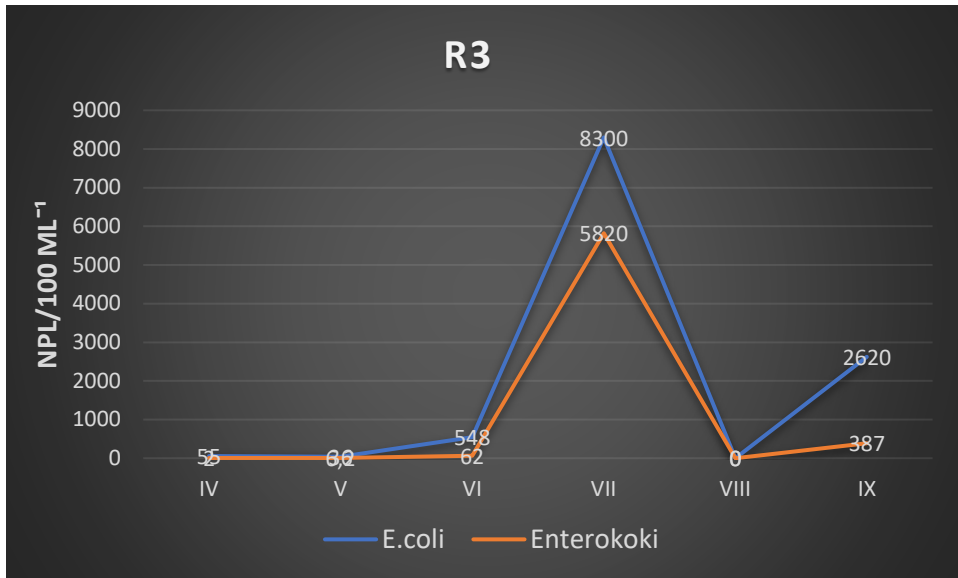
Badania jakościowe i ilościowe czystości mikrobiologicznej wody w kierunku wykrywania bakterii wskaźnikowych zanieczyszczeń fekalnych, przeprowadzono metodą testów DST (Colilert 18 – PN-EN ISO 9308-2 i Enterolert E, firmy IDEXX Laboratories, Inc. USA), za pomocą których oceniano najbardziej prawdopodobną liczbę (NPL) komórek bakterii grupy coli, *E. coli* i paciorkowców kałowych (enterokoki) w 100 ml wody. Testy inkubowane były w temperaturach zgodnych z zaleceniem producenta.

W kwietniu, maju i sierpniu 2022 r. liczebność bakterii wskaźnikowych (FIB) na wszystkich stanowiskach monitoringu była bardzo mała i nie przekraczała norm wg Rozporządzenia Ministra Zdrowia w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli z dn. 11 lutego 2019r.

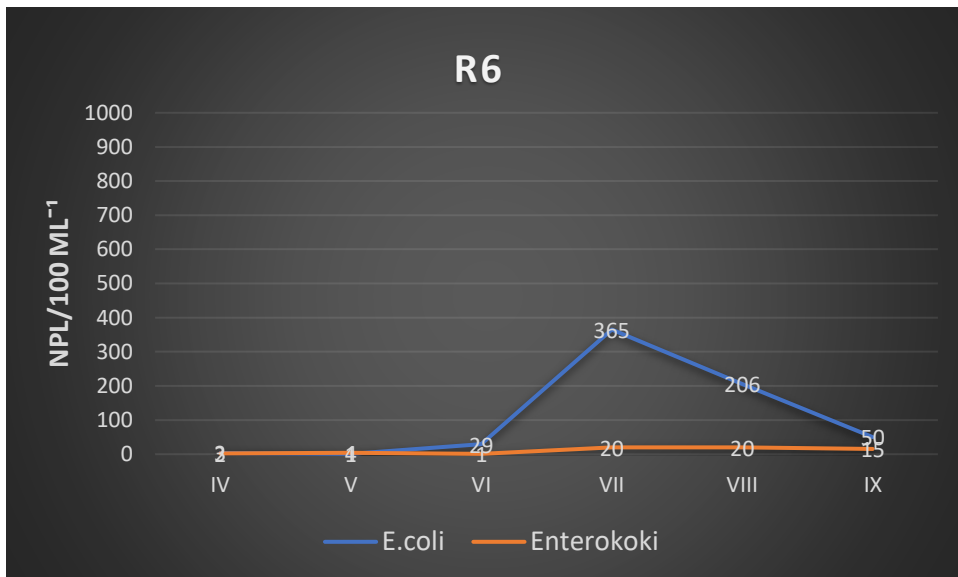
Największa liczba komórek *E. coli* wykrywana była w lipcu w rzece Mleczna powyżej zbiornika Borki na stanowisku R3 i poniżej zbiornika na stanowisku R10 (8.3×10^3 i 2.6×10^3 NPL w 100 mL^{-1} odpowiednio) oraz enterokoków na tych samych dwóch stanowiskach odpowiednio 5.8×10^3 i 2.5×10^3 NPL w 100 mL^{-1} (**Ryc.2.A,D**).

Na stanowisku R7 w pobliżu kąpielisk zbiornika Borki w całym okresie badawczym wykrywano zaledwie pojedyncze komórki *E. coli* i enterokoków lub nie wykrywano ich wcale. Podobnie było na stanowisku R6, z nieco większą liczbą *E. coli* w lipcu i sierpniu, jednak nie były to wartości przekraczające dopuszczalne normy wg Rozporządzenia Ministra Zdrowia (**Ryc.2.B,C**).

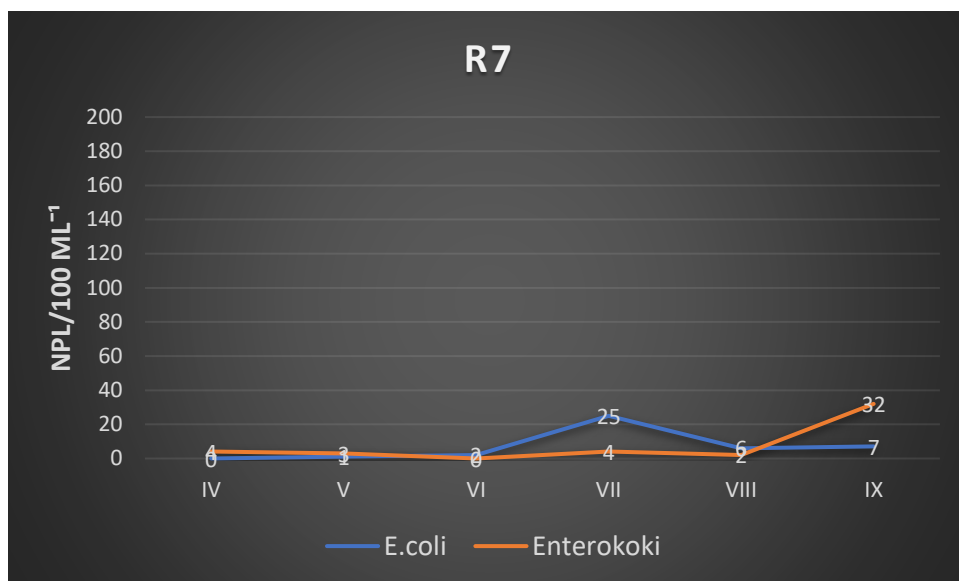
Wynik monitoringu bakterii z grupy coli przedstawiony został na **Ryc.3.**; ogólnie, liczebność tych bakterii na poszczególnych stanowiskach w kolejnych terminach poboru próbek wody jest zgodna z tendencją występującą dla pałeczki okrężnicy *E. coli*. Najwięcej tych bakterii, wskazujących na ogólny stopień czystości bakteriologicznej wody stwierdzono w lipcu na stanowisku R3 i R10 oraz w czerwcu i wrześniu w punkcie R3 (**Ryc.3.**).



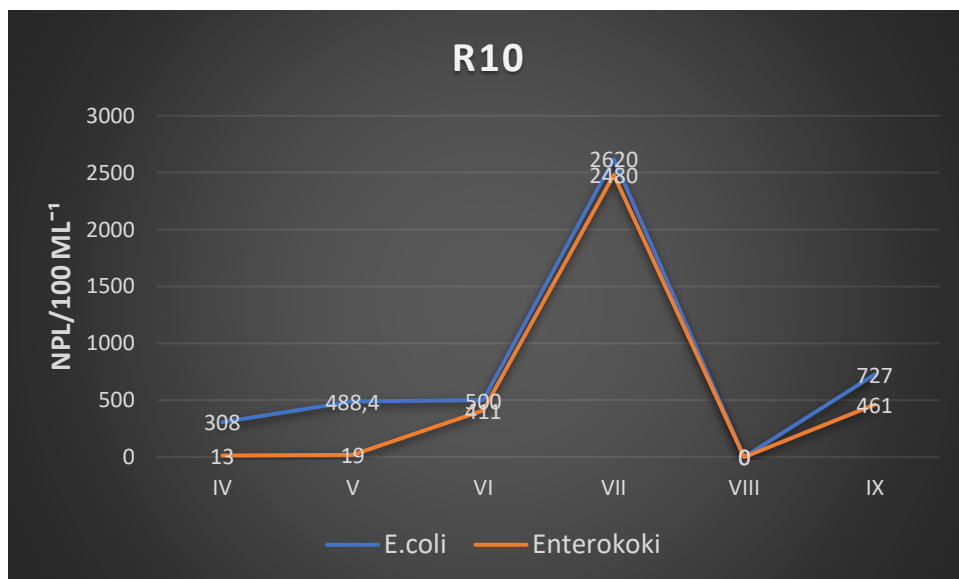
A



B

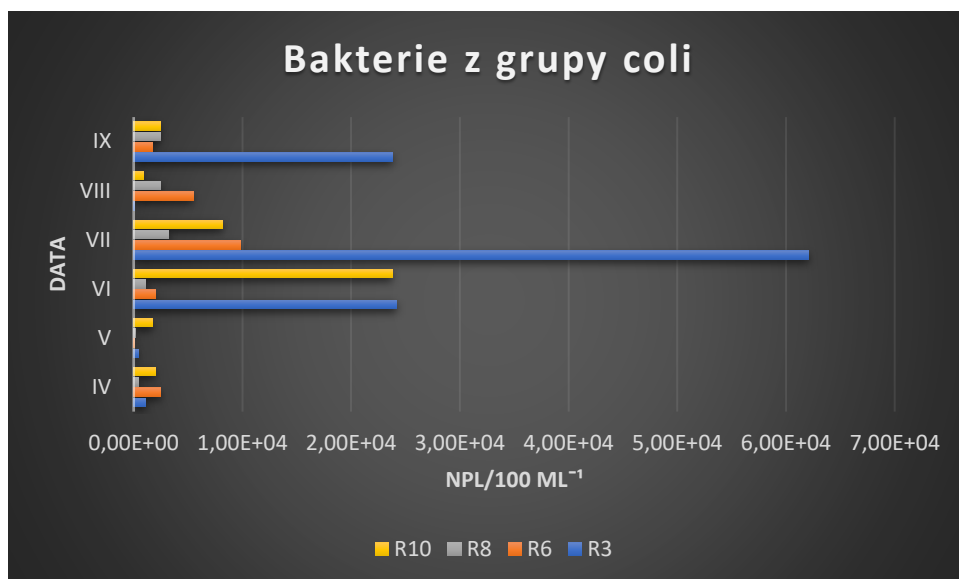


C



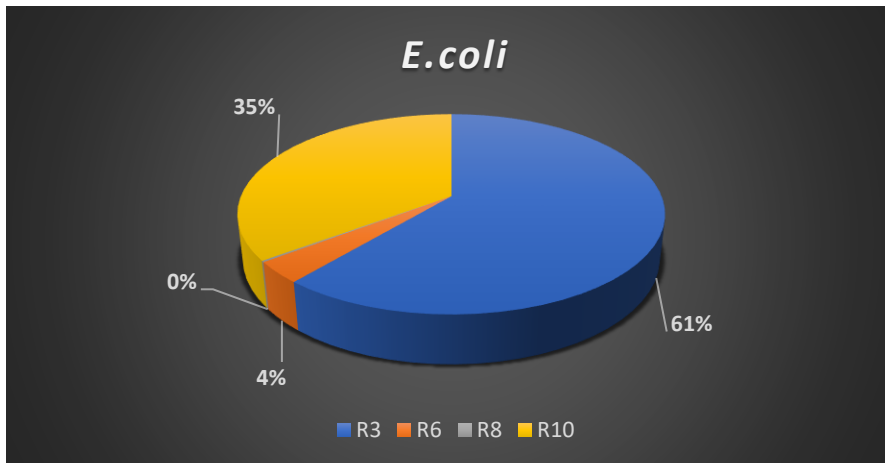
D

Ryc.2.A,B,C,D. Liczebność bakterii *E.coli* i enterokoków wyrażona jako NPL (najbardziej prawdopodobna liczba komórek) w 100 ml wody pobranej na stanowiskach R3 (A), R6 (B), R7 (C), R10 (D).

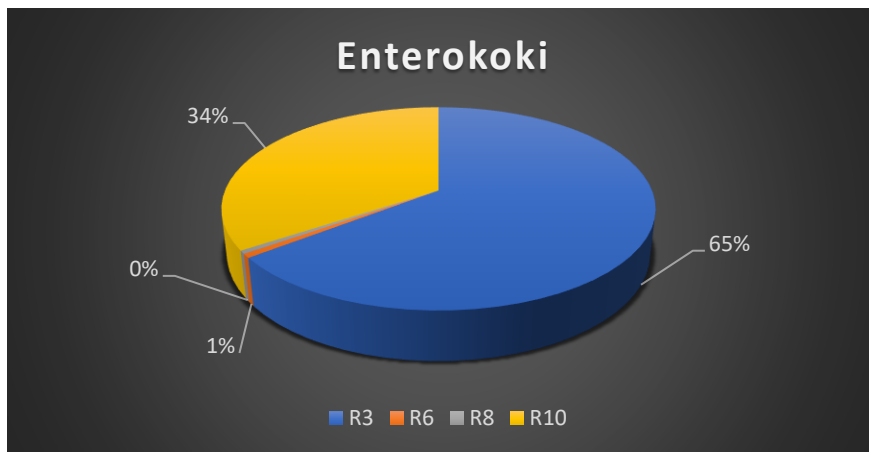


Ryc.3. Liczebność bakterii z grupy coli wyrażona jako NPL (najbardziej prawdopodobna liczba) w 100 ml wody pobranej na stanowiskach R3,R6,R7,R10.

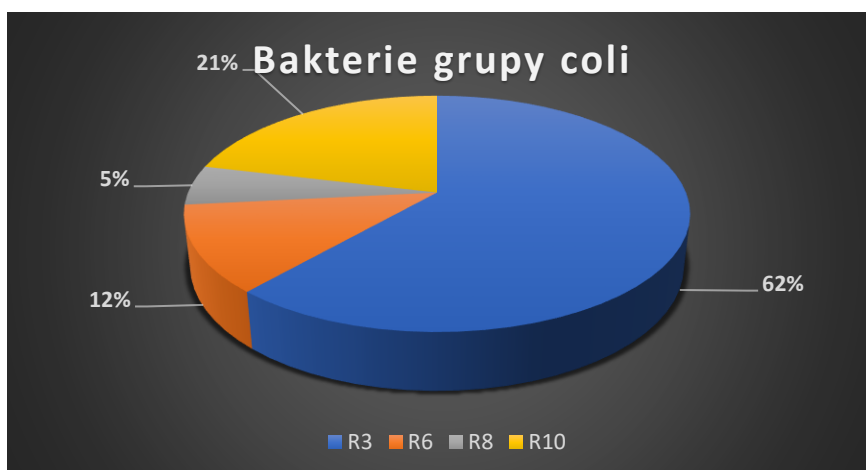
Na **Ryc.4.A,B,C** zobrazowano rozkład procentowy wykrywanych bakterii wskaźnikowych na poszczególnych stanowiskach w całym okresie monitoringu. Najwięcej bakterii FIB wykrywano na stanowisku R3 (rzeka Mleczna powyżej zbiornika Borki); dla wszystkich badanych grup bakterii były to bardzo zbliżone wartości procentowe: 61% w odniesieniu do *E.coli*, 65% dla paciorkowców fekalnych i 62% dla bakterii grupy coli (**Ryc.4.A,B,C**). Kolejnym stanowiskiem z największym procentowym udziałem bakterii wskaźnikowych było stanowisko R10 gdzie bakterie z grupy coli stanowiły 21%, *E.coli* 35% a enterokoki 34% w porównaniu do pozostałych punktów poboru wody. Zdecydowanie mniej bakterii wykrywano na stanowiskach R6 i R7; było to w granicach 1-12% dla R6 oraz 0-5% dla R7 w pobliżu lokalizacji kąpielisk na zalewie Borki (**Ryc.4.A,B,C**).



A



B

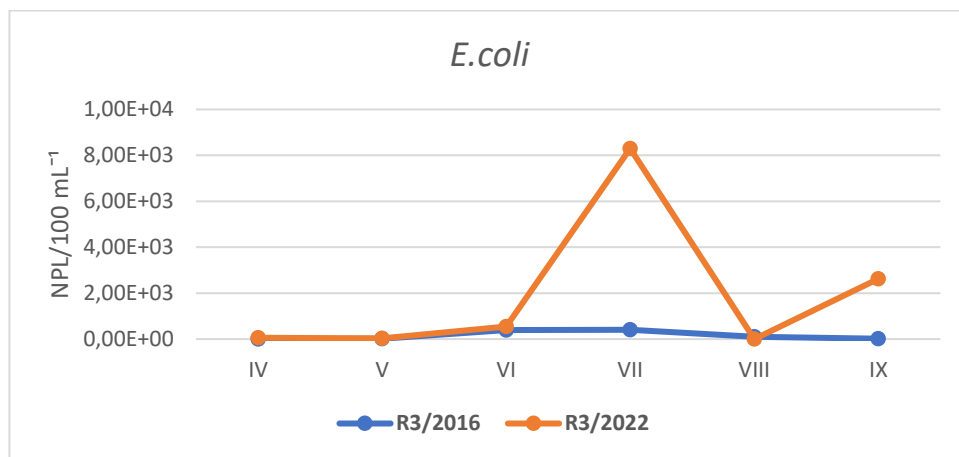


C

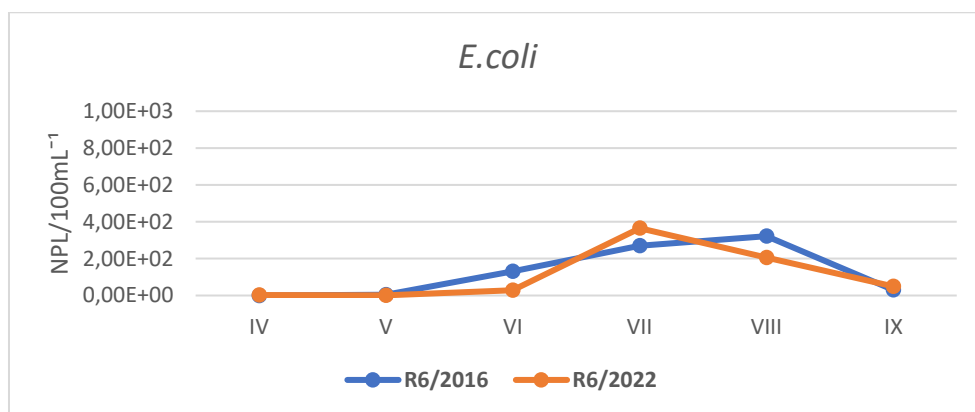
Ryc.4.A,B,C. Procentowy rozkład liczebności bakterii wskaźnikowych w odniesieniu do punktów poboru próbek.



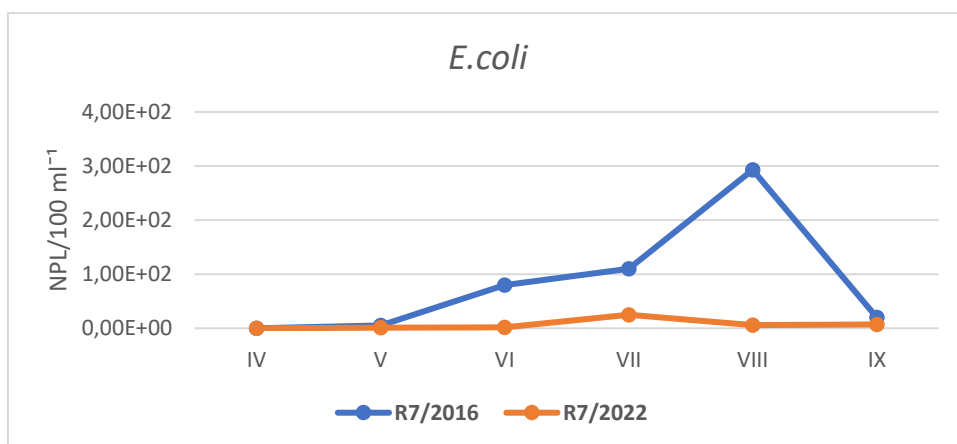
Porównanie wyników obecnego monitoringu z tymi z 2016 roku wskazuje, że liczebność bakterii *E.coli* i enterokoków w pobliżu kąpielisk (stanowisko R7) w lipcu, jest obecnie znacząco niższa (Ryc.5.C; Ryc.6.C).



A

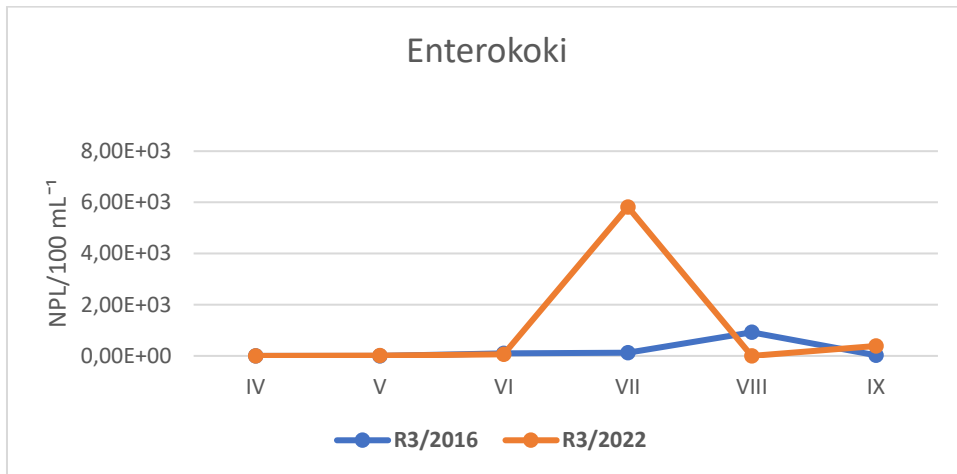


B

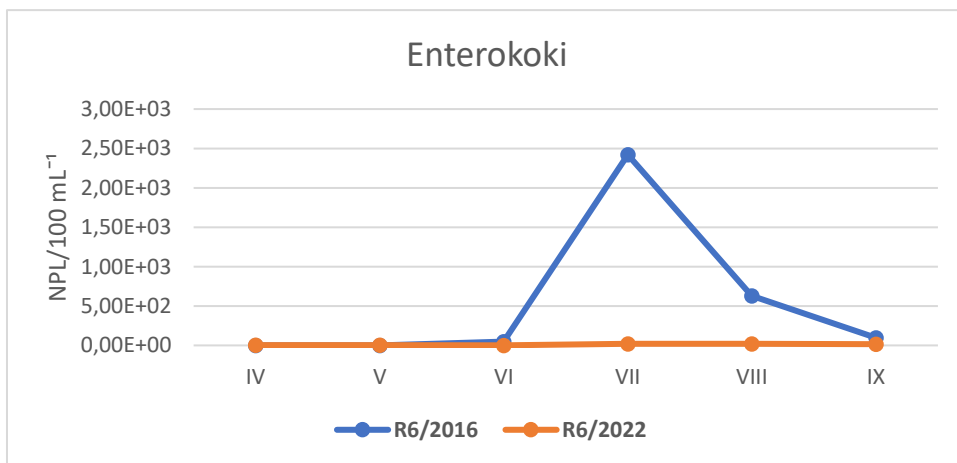


C

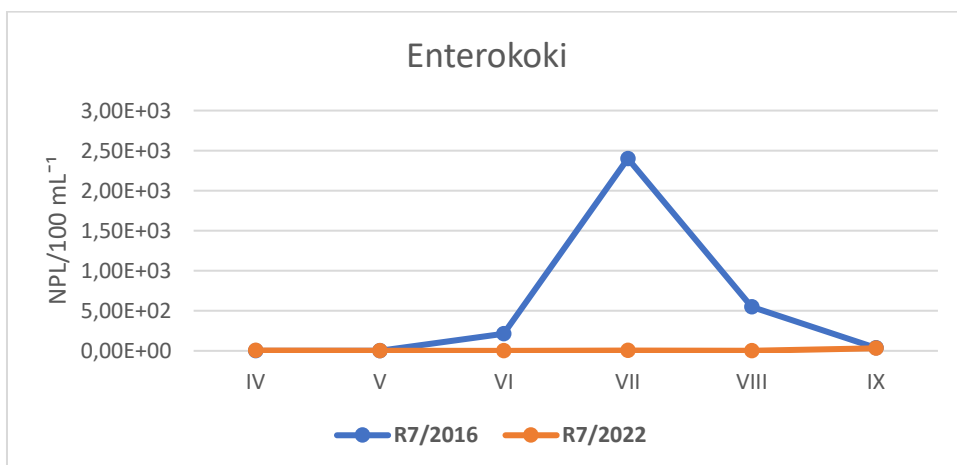
Ryc.5.A,B,C. Porównanie wyników z roku 2016 do 2022 w kolejnych miesiącach monitoringu dla pałeczki okrężnicy *E.coli*. NPL- najbardziej prawdopodobna liczba komórek.



A



B



C

Ryc.6.A,B,C. Porównanie wyników z roku 2016 do 2022 w kolejnych miesiącach monitoringu dla paciorkowców fekalnych. NPL- najbardziej prawdopodobna liczba komórek.



1.3. Podsumowanie wyników monitoringu stanu sanitarnego wody w roku 2022

- W całym okresie monitoringu liczebność *E.coli* i paciorkowców fekalnych w rejonie kąpielisk znajdujących się na zbiorniku Borki (stanowisko R7) była bardzo niska lub nie wykrywano wcale komórek tych bakterii, liczebność mieściła się w granicach 0-32 komórek w 100 mL⁻¹ wody, nie przekraczając tym samym dopuszczalnych przez Rozporządzenie Ministra Zdrowia norm.
- Podobnie niskie wartości badanych bakterii wskaźnikowych, w granicach 1- 365 NPL/100mL⁻¹, stwierdzono w wodzie z punktu poboru R6. Wyniki te wskazują, że przebudowa stawów kolmatacyjnych pomiędzy monitorowanym punktem R3 powyżej zbiornika Borki na rzece Mlecznej, a punktem R6, znajdującym się w początkowym odcinku zbiornika, spełniają zamierzoną funkcję i nie dopuszczają do przedostawania się potencjalnie patogennych bakterii do pozostałej części wód obejmujących między innymi kilka kąpielisk.
- Dopuszczalne normy w odniesieniu do kąpielisk dla komórek *E.coli* i paciorkowców kałowych zostały przekroczone jedynie w wodach rzeki Mleczna, na stanowisku R3 czyli powyżej zbiornika oraz na stanowisku R10 poniżej zbiornika.
- Liczebność *E. coli* w rzece Mlecznej przy wlocie do zbiornika (punkt R3) została przekroczona jedynie w lipcu oraz nieznacznie w czerwcu i wrześniu, natomiast paciorkowców kałowych tylko w jednym miesiącu letnim tzn. w lipcu.
- Na stanowisku R10 wysoką liczebność enterokoków odnotowano w lipcu, a *E.coli* w lipcu oraz w maju, czerwcu i wrześniu. Przyczynę wysokiej liczby bakterii pochodzenia fekalnego na stanowisku R10 można tłumaczyć dopływem zanieczyszczeń rzeką Cerekwianką, jednego z dopływów rzeki Mleczna poniżej zbiornika, oraz faktem, iż pomiędzy stanowiskami R7 i R10 zlokalizowane są spływy kanalizacji opadowo-drenażowej z okolicznych terenów zabudowanych.
- Porównując obecne wyniki monitoringu wody (2022), do tych uzyskanych w roku 2016 można stwierdzić, że **stan sanitarny wody w zbiorniku Borki, szczególnie w okolicy kąpielisk w miesiącach letnich wyraźnie poprawił się w porównaniu do okresu sprzed przeprowadzenia inwestycji (2016 rok).**



1.4. Źródła

2. Serwecińska L., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., 2021. *A catchment-scale assessment of the sanitary condition of treated wastewater and river water based on fecal indicators and carbapenem-resistant Acinetobacter spp.*; Science of The Total Environment; T: 750; 142266
3. Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpielii z dn. 11 lutego 2019 r. (Dz.U. z 2015 r. poz. 2016)



2. Występowanie sinic, w tym genotypów toksynogennych *Microcystis* spp. oraz stężenia i aktywność biologiczna produkowanych przez nie hepatotoksyn – mikrocystyn

Opracowanie: J. Mankiewicz-Boczek, T. Jurczak, A. Font- Nájera

2.1. Analiza obecności sinic (cyjanobakterii) w tym toksynogennych genotypów z rodzaju *Microcystis* w Zbiorniku Borki

Obecność cyjanobakterii przeanalizowana w roku 2016 i 2022, w sezonie letnim, próbki wody do izolowania DNA pobierano z trzech stanowisk: wlot – górna część zbiornika (R1w), środek – środkowa część zbiornika (R2ś) i zaporą – dolna część zbiornika (R3t).

Amplifikacja genów cyjanobakterii

1. Gen **16S rRNA sinice (258 pz)**, wykrywający cyjanobakterie w wodzie, powielono za pomocą dwóch starterów: 16SSF (5' – CGGACGGGTGAGTAACGCGTG - 3') i 16SSR (5' – CCCATTGCGGAAAATTCCCC - 3') (*Lin i in.*, 2010).
2. Gen **16S rRNA specyficzny dla sinic z rodzaju *Microcystis* (250 pz)** powielono za pomocą dwóch starterów: 209F (5' - ATGTGCCGCGAGGTGAAACCTAAT - 3') i 409R (5' - TTACAATCCAAAGACCTTCTCCC - 3') (*Neilan i in.* 1997).
3. Gen ***mcyE* sinice (405 pz)**, wykrywający toksynogenne cyjanobakterie w wodzie, powielono za pomocą dwóch starterów *mcyE-S1* (5' - GGGACGAAAAGATAATCAAGTTAAGG - 3') i *mcyE-R1* (5' - ATAGGATGTTTAGAGAGAATTTTTTCCC - 3') (*Mankiewicz-Boczek i in.*, 2015).
4. Gen ***mcyA* specyficzny dla sinic z rodzaju *Microcystis* (395 pz)**, wykrywający ich toksykogenny potencjał do produkcji mikrocystyn, powielono za pomocą dwóch starterów *mcyA-f1* (5' - AACCTATCCCGTTGCTCAGATG - 3') i *mcyA-r1* (5' - CACATCTCCAAGGAAAATACACCCC - 3') (*Ggąła i in.*, 2014).

Rok 2016

W roku 2016 przeprowadzono monitoring sinic od kwietnia do listopada. **Sinice, w tym rodzaj *Microcystis*, oraz genotypy toksynogenne sinic o potencjale do produkcji mikrocystyn, były obecne w zbiorniku niemalże podczas całego okresu monitoringowego (od kwietnia do września), wyjątkiem był ostatni termin poboru (listopad) kiedy to nie wykryto już cyjanobakterii (Tab. 2).**

Stanowiskiem, w którym najczęściej wykrywano sinice był środek zbiornika. Nie było możliwym wyznaczenie jednego miejsca szczególnie narażanego na występowanie genotypów toksynogennych odpowiedzialnych za produkcję mikrocystyn (Tab. 2). Jednakże, **zaobserwowano częste występowanie genotypów toksynogennych specyficznych dla rodzaju *Microcystis*.**



Rok 2022

W roku 2022, po wykonaniu prac inwestycyjnych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL, wykonano ponowny monitoring zbiornika Borki w tych samych miejscach co w roku 2016. Zaobserwowano obecność cyjanobakterii na wszystkich trzech stanowiskach tylko w miesiącu kwietniu. Później odnotowywano obecność sinic głównie w środkowej części zbiornika, albo przy zaporze (Tab. 2). Jednakże, tylko w dwóch miesiącach wykryto rodzaj *Microcystis*.

W żadnym miesiącu i w żadnym z monitorowanych miejsc nie wykryto genów *mcyE* i *mcyA* będących markerami potencjału do produkcji mikrocyzyn (Tab. 2).

Tabela 2. Charakterystyka występowania cyjanobakterii oraz ich genotypów toksynogennych o potencjale do produkcji hepatotoksyn sinicowych – mikrocyzyn w Zbiorniku Borki w roku 2016 i 2022

Miesiąc poboru	Stanowisko	Geny sinicowe (cyjanobakterii)								
		16S rRNA		16S rRNA		<i>mcyE</i>		<i>mcyA</i>		
		fragment uniwersalny dla cyjanobakterii (258 pz)		fragment specyficzny dla rodzaju <i>Microcystis</i> (250 pz)		fragment uniwersalny dla genotypów toksynogennych o potencjale do produkcji mikrocyzyn (405 pz)		fragment specyficzny dla z rodzaju <i>Microcystis</i> zdolnych do produkcji mikrocyzyn (398 pz)		
		2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	
kwiecień	Włot	+	+	+	-	-	-	-	-	-
	Środek	+	+	+	-	+	-	+	-	-
	Zapora	+	+	+	-	-	-	+	-	-
maj	Włot	+	-	+	-	-	-	-	-	-
	Środek	+	+	+	-	-	-	-	-	-
	Zapora	+	-	+	-	-	-	+	-	-
czerwiec	Włot	+	-	+	-	-	-	+	-	-
	Środek	+	+	-	-	-	-	+	-	-
	Zapora	-	+	-	-	-	-	-	-	-
lipiec	Włot	+	-	+	-	-	-	-	-	-
	Środek	+	-	+	-	+	-	+	-	-
	Zapora	+	+	+	+	+	-	+	-	-
sierpień	Włot	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Środek	+	+	+	+	+	-	+	-	-
	Zapora	+	-	+	-	-	-	-	-	-
wrzesień	Włot	+	+	+	-	+	-	+	-	-
	Środek	+	-	+	-	+	-	+	-	-
	Zapora	+	-	+	-	+	-	+	-	-
listopad (2016) październik (2022)	Włot	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Środek	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zapora	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(-) – brak amplifikacji, nie wykryto analizowanego fragmentu genu; (+) – pozytywna amplifikacja, wykryto poszukiwany fragmentu genu



2.2. Analiza zawartości mikrocytyn w próbkach wody

W roku 2016 i 2022 w okresie od kwietnia do listopada pobrano ze zbiornika Borki w Radomiu próbki wody z trzech stanowisk: wlot – górna część zbiornika, środek – środkowa część zbiornika i zaporę – dolna część zbiornika, w celu identyfikacji mikrocytyn (toksyn produkowane przez sinice) potencjalnie występujące w zbiorniku. Zarówno w roku 2016 jak i w roku 2022 było to siedem serii pomiarowych w trakcie całego sezonu.

Po pobraniu próbek wody poddano je filtracji w celu oddzielenia materiału biologicznego od wody. Zgromadzony na sączkach (Whatmann GF/C) materiał biologiczny z określonej objętości wody zalewany był 75% metanolem i poddawany ekstrakcji ultradźwiękami (30 sekund) przy użyciu sonikatora firmy Misonix (Farmingdale, NY, USA). Następnie próbki były wirowane przy użyciu wirówki firmy Eppendorf 5804 (Niemcy) przy obrotach 11000g przez 10 min w temperaturze 4°C. Uzyskany supernatant odparowywana był do sucha z wykorzystaniem wirówki próżniowej SC110A Speedvac® Plus firmy ThermoSavant (Holbrook, NY, USA). Przed wykonaniem analiz próbki były ponownie rozpuszczane w 0,5 ml 75% metanolu i poddawane analizie z wykorzystaniem chromatografu cieczonego firmy Perlan Technologies.

W celu oznaczenia mikrocytyn zastosowano kolumnę chromatograficzną LiChroCART(TM) (55mm x 4 mm) z wypełnieniem Purospher (TM) STAR RP-18e (3 um) firmy Merck. **Oznaczenia toksyn przeprowadzone były metodą HPLC-DAD z zastosowaniem fazy ruchomej**, w skład której wchodził wodny roztwór 0.05% kwasu trifluorooctowego (rozpuszczalnik A) oraz roztwór 0.05% kwasu trifluorooctowego (TFA) w acetonitrylu (rozpuszczalnik B) w liniowym gradiencie czasowym: 0-5 min. 25-70%B, 5-6 min. 70%B, 6-6.10 min. 70-25%B, 6.10-9 min. 25%B. Objętość próbki poddawanej analizie wynosiła 20 ul, zaś przepływ fazy ruchomej stanowił 1 ml/min. Kolumna była termostatowana w 40°C. Oznaczeń dokonywano przy analitycznej długości fali równej 238 nm. Do kontroli pracy chromatografu cieczonego oraz obróbki wyników zastosowano program komputerowy HP ChemStation.

Uzyskane w roku 2016 wyniki badań potwierdziły występowanie mikrocytyn (MC-RR, MC-YR i MC-LR) w próbkach wody pobranych ze zbiornika rekreacyjnego Borki w dwóch seriach pomiarowych w stężeniach poniżej 1 ug/l (Tab. 3).

Z kolei w próbkach wody pobranych do analiz w roku 2022 nie stwierdzono występowania mikrocytyn (Tab. 4).



Tabela 3. Stężenie mikrocystyn [ug/L] oznaczone w próbkach wody pobranych ze Zbiornika Borki w roku 2016 (nw – nie wykryto)

Miesiąc poboru	Stanowisko	MC-RR	MC-YR	MC-LR
kwiecień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
maj	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
czerwiec	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
lipiec	Włot	0,44	0,31	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
sierpień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
wrzesień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
listopad	Włot	nw	0,23	0,55
	Środek	nw	0,22	0,69
	Zapora	nw	0,36	0,88



Tabela 4. Stężenie mikrocystyn [$\mu\text{g/L}$] oznaczone w próbkach wody pobranych ze Zbiornika Borki w roku 2022 (nw – nie wykryto)

Miesiąc poboru	Stanowisko	MC-RR	MC-YR	MC-LR
kwiecień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
maj	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
czerwiec	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
lipiec	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
sierpień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
wrzesień	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw
październik	Włot	nw	nw	nw
	Środek	nw	nw	nw
	Zapora	nw	nw	nw



2.3. Analiza toksyczności mikrocytyn w próbkach wody

W celu potwierdzenia aktywności biologicznej hepatotoksyn sinicowych wykonano test kolorymetryczny na bazie oceny hamowania aktywności enzymatycznej fosfatazy białkowej (PPIA) pod wpływem m.in. mikrocytyn. Test wykonano według instrukcji producenta Microcystest, Zeulab (Spain).

Monitoring Zbiornika Borki, wykonany w roku **2016**, wskazał na możliwość występowania toksyczności spowodowanej pojawieniem się cyjanotoksyn, m.in. mikrocytyn (Tab. 5). **Aktywność biologiczną mikrocytyn zanotowano dla próbek pobranych w okresie kwiecień-sierpień** (wtedy odnotowano ilość mikrocytyn w zakresie wykrywalnym dla użytego testu PPIA – 0,25-2,5 µg/l, lub powyżej wspomnianego zakresu).

Natomiast **w roku 2022 w żadnym z monitorowanych okresów, ani punktów na zbiorniku, nie wykryto toksyczności, która świadczyłaby o obecności mikrocytyn** (Tab. 5).

Tabela 5. Ocena toksyczności wody w Zbiorniku Borki związanej z możliwością występowania aktywnych biologicznie mikrocytyn

Miesiąc poboru	Stanowisko	Toksyczność mikrocytyn [µg/L]	
		2016	2022
kwiecień	Wlot	-	-
	Środek	1,16	-
	Zapora	1,20	-
maj	Wlot	-	-
	Środek	-	-
	Zapora	1,63	-
czerwiec	Wlot	2,39	-
	Środek	1,68	-
	Zapora	-	-
lipiec	Wlot	-	-
	Środek	>2,5	-
	Zapora	>2,5	-
sierpień	Wlot	-	-
	Środek	0,31	-
	Zapora	-	-
wrzesień	Wlot	-	-
	Środek	-	-
	Zapora	-	-
listopad (2016) październik (2022)	Wlot	-	-
	Środek	-	-
	Zapora	-	-



2.4. Podsumowanie

W roku 2016, w okresie monitoringowym kwiecień-listopad, **w Zbiorniku Borki wykryto toksyczne sinice, w tym rodzaj *Microcystis*, zdolne do produkcji hepatotoksyn sinicowych – mikrocytyn.** Problem pojawił się już w kwietniu i trwał do września. Wówczas również **odnotowano aktywne biologicznie mikrocytyny.** Dodatkowo w listopadzie w analizie chromatograficznej potwierdzono nadal obecność mikrocytyn.

W roku 2022, w okresie monitoringowym kwiecień-październik, **w Zbiorniku Borki wykryto sinice, ale jedynie sporadycznie rodzaj *Microcystis*, nie wykryto genotypów toksynogennych, ani też nie potwierdzono aktywności biologicznej, ani obecności mikrocytyn**, w żadnej z analizowanych próbek wody.

Brak zagrożenia ze strony toksycznych, produkujących mikrocytyny cyjanobakterii, w tym rodzaju *Microcystis*, w Zbiorniku Borki, po pracach inwestycyjnych w ramach projektu LIFERADOMKLIMA-PL, świadczy o właściwym zaprojektowaniu i wykonaniu ww. zabiegów rekultywacyjnych związanych m.in. z **konstrukcją systemów redukujących nadmiar biogenów – związków azotu i fosforu** przedostających się z terenów miejskich do wód powierzchniowych zbiornika.

2.5. Literatura

- Gągała I., Izydorczyk K., Jurczak T., Pawełczyk J., Dziadek J., Wojtal-Frankiewicz A., Józwick A., Jaskulska A., Mankiewicz-Boczek J. 2014. Role of environmental factors and toxic genotypes in the regulation of microcystins-producing cyanobacterial blooms. *Microbial Ecology* 67(2):465–479.
- Lin S, Shen J, Liu Y, Wu X, Liu Q, Li R (2011) Molecular evaluation on the distribution diversity and toxicity of *Microcystis* (Cyanobacteria) species from Lake Ulungur—a mesotrophic brackish desert lake in Xinjiang China Shen. *Environ Monit Assess* 175:139-150.
<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1500-x>
- Mankiewicz-Boczek, J., Gągała I., Jurczak T., Jaskulska A., Pawełczyk J., Dziadek J. 2015. Bacteria homologous to *Aeromonas* capable of microcystin degradation. *Open Life Sciences formerly Central European Journal of Biology* 10: 106–116.
- Neilan BA, Jacobs D, Del Dot T, Blackall LL, Hawkins PR, Cox PT, Goodman AE (1997) rRNA sequences and evolutionary relationships among toxic and nontoxic cyanobacteria of the genus *Microcystis*. *Int J Syst Bacteriol* 47(3):693-697 [https://doi.org/0020-7713/97/\\$04.00+0](https://doi.org/0020-7713/97/$04.00+0)



Raport na temat funkcjonowania systemu doczyszczania wód z Kanału A0

Opracowany w ramach: Projekt LIFE14 CCA/PL/000101 pn.: „Adaptacja do zmian klimatu poprzez zrównoważoną gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia.”

Autor opracowania:

dr Paweł Jarosiewicz, Katedra UNESCO Ekohydrologii i Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki

Łódź, 2022

1. Cel pracy

Głównym celem raportu jest przedstawienie skuteczności rozwiązania, którym jest układ przepuszczalnych barier reaktywnych (ang. *Permeable Reactive Barriers*) dla podczyszczania wód z kanału A0, które służą do zwiększenia przepływu w rzece Mlecznej, zasilając tym samym zbiornik Borki w Radomiu. Układ tych barier stanowi element Sekwencyjnego Systemu Sedymentacyjno-Biofiltracyjnego, który został zaadaptowany do lokalnych warunków i można go podzielić na trzy części. System ten zintegrowany został z rozwiązaniem hydrotechnicznym w postaci podziemnego osadnika wirowego dla wstępnego podczyszczania wód i eliminacji głównie zanieczyszczeń zawieszonych w toni wodnej. Całość systemu hybrydowego została podzielona na dwie części. Pierwsza obejmuje system ujęcia wód z podziemnego kanału A0 wraz z osadnikiem wirowym i przepompownią, zakończony osadnikiem znajdującym się w miejscu wylotu wody na powierzchnię. Druga strefa to układ naziemny Przepuszczalnych Barier Reaktywnych (PBR), wykonany w istniejącym betonowym korytku, gdzie zastosowano trzy rodzaje barier o łącznej długości 112 m wykonane odpowiednio z dolomitu, wapienia i preparatu BioKer. Ostatnim elementem jest biofiltr zbudowany na podłożu piaszczystym wraz ze strefą roślinną o powierzchni ok. 600 m². Przelew do rzeki Mlecznej odbywa się powierzchniowo poprzez całą długość bocznej skarpy biofiltra, wyłożoną kamieniami dolomitowymi.

2. Opis systemu doczyszczania

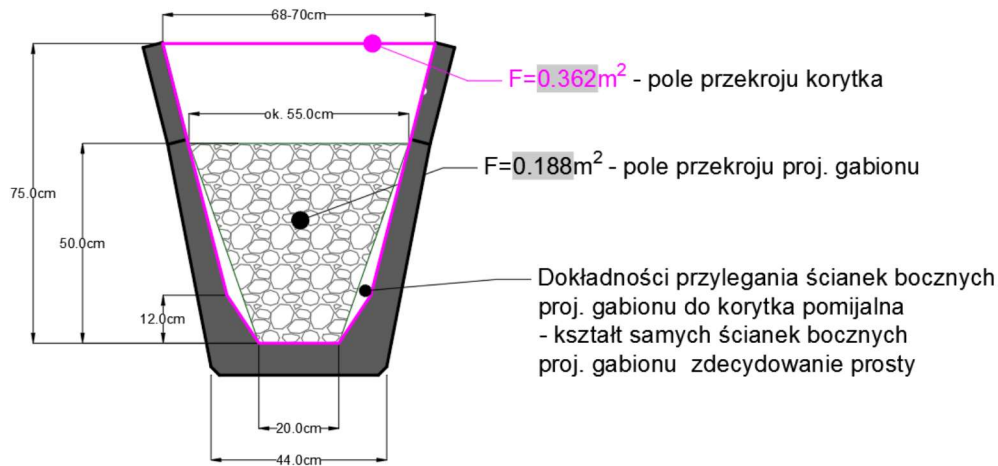
Ujęcie wody z podziemnego kanału A0 (średnica 1800 mm) odbywa się grawitacyjnie, w miejscu spiętrzenia, przez rurociąg stalowy, odprowadzający wody do przepompowni. Zgodnie z obliczeniami projektowymi (Opracowanie mgr. inż. Pawła Pykała), dopływ wody do przepompowni z kanału A0 może wynosić nawet 222 dm³·s⁻¹. Następnie poprzez pracę pompy, woda trafia do osadnika (studni rozprężnej), skąd grawitacyjnie przelewa się do korytka żelbetonowego, a następnie spływa betonowym korytem wypełnionym PBR w kierunku rzeki Mlecznej. Przyjęto, że dla zwiększenia wydajności systemu, ograniczy się pracę do jednej pompy na raz, tak by zmniejszyć ilość wody wprowadzanej na system doczyszczający. Pojedyncza pompa osiąga przepływ 43 dm³·s⁻¹ i włącza się momencie wypełnienia zbiornika wyrównawczego. Aby regulować działanie pomp, istnieje możliwość regulacji dopływu grawitacyjnego z kanału A0. Wielkości przepływu niższe od 43 dm³·s⁻¹ zagwarantują okresową pracę pompowni. W trakcie prowadzonego monitoringu, przepływ wody w doprowadzalniku do przepompowni został ograniczony, co spowodowało ustabilizowanie pracy pomp.



Zdjęcia 1 i 2. Część osadnikowa żelbetonowego korytka (z lewej przed uruchomieniem systemu, z prawej w trakcie pracy systemu), widok na przepompownię i wylot wody deszczowej na powierzchnię.

Samo koryto, w którym wykonane są PBR, to kanał żelbetonowy o długości 131 metrów. Koryto posiada średni spadek 1,12 promila (wg. pomiarów z 03.2020 r. – mgr inż. Paweł Pykało). W pierwszej części, korytka jest rozszerzone (**zdjęcia 1 i 2**) następnie ulega zwężeniu. Bariery zostały wykonane wg. schematu przedstawionego na **Rys.1**, w następującej kolejności:

- 4 m wolnego korytka,
- 42 m filtra z dolomitu o frakcji 64 mm;
- 4 m wolnego korytka z szandorem,
- 42 m filtra z wapniem o frakcji 64 mm,
- 4 m wolnego korytka z szandorem,
- 30 m filtra z preparatem BioKer o frakcji 10 – 16 mm,
- 5 m wolnego korytka



Rys. 1. Schemat umiejscowienia PBR w korytku.. Z opracowania mgr. inż. Pawła Pykało, 04.2020.

Pulsacyjny charakter pracy przepompowni powoduje zmienne warunki panujące w samym systemie doczyszczania. Szczególnie jest to widoczne w barierach przepuszczalnych. Podnoszący i opadający poziom lustra wody jest w stanie odsłonić, a następnie w ciągu kilku minut zasłonić część bariery wypełnionej wapieniem (**zdjęcia 3 i 4**). Bariera dolomitowa pozostaje pod poziomem lustra wody przez cały czas pracy. Niska gęstość preparatu BioKer (wg. różnych danych od $310\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ do $800\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) powoduje, że w momencie wypełnienia korytka przez wodę (np. w trakcie częstszej pracy pompy po ulewnych deszczach) górne kosze zaczynają się podnosić (ok. 6-8 cm), pod wpływem siły wyporu BioKer (**zdjęcia 5 i 6**). Nie zaobserwowano aby zjawisko to negatywnie wpływało na pracę całego systemu. W początkowej fazie funkcjonowania kanału, kosze uległy przesunięciu i dalej opierały się na metalowej konstrukcji służącej do mocowania zastawki.



Zdjęcia 3 i 4. Różnica pomiędzy stanem niskim i wysokim wód wewnątrz korytka żelbetonowego, która wynika z charakteru pracy przepompowni.



Zdjęcia nr 5 i 6. Wpływ bariery w postaci koszy wypełnionych BioKerem na spowolnienie przepływu wód w kanale (zdjęcie z lewej – widok od strony przepompowni i górnej wody, zdjęcie z prawej – widok od strony wylotu i wody dolnej).

3. Zastosowana metodyka badań

Monitoring był prowadzony w okresie od 30 czerwca 2022 do 19 września 2022 roku. Łącznie do analiz pobrano 140 próbek wody w 5 kampaniach monitoringowych. Realizując monitoring *in situ* analizowano parametry fizyko-chemiczne wody. W celu analizy ilościowej zanieczyszczeń próbki wody pobierano i transportowano do laboratorium. Przed poborem docelowym, pojemniki na próbki były trzykrotnie płukane z użyciem wody z miejsca poboru. Następnie umieszczając butelkę ok. 10 cm pod powierzchnią lustra wody otworem skierowanym w stronę kierunku spływu wody dokonywano poboru. Pobierano wodę do butelki z tworzywa sztucznego (PET) o objętości 1000 ml, do wykonania analiz substancji rozpuszczonych i form całkowitych związków biogenicznych, a także zawiesiny. Probki transportowane do laboratorium były przechowywane w temperaturze od 4°C do 6°C, następnie w ciągu 24 godzin poddawane analizie lub, jeśli zaszła taka konieczność, mrożone.

Pomiar parametrów fizyko-chemicznych

Parametry fizyko-chemiczne, takie jak temperatura (°C), poziom tlenu rozpuszczonego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), przewodnictwo elektrolityczne (SPC – *Specific Conductance*, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) oraz pH analizowano *in situ* z wykorzystaniem miernika YSI Professional Plus (Xylem Inc., Yellow Springs, Stany Zjednoczone)

i miernika pH/SPC firmy Hanna Instruments sp. z o.o. (Padwa, Włochy). Pomiar prowadzony był w przypowierzchniowej warstwie wody, około 20-30 cm poniżej lustra wody.

Zawiesina ogólna i zawieszony węgiel organiczny

Próbki wody, o znanej objętości, filtrowane były przy użyciu pompy membranowej, na sączkach z bibuły szklanej Whatman typu GF/C (średnica porów \varnothing 1.2 μm), które następnie były suszone w temperaturze 105°C przez 4 h w celu oznaczenia zawartości zawiesiny ogólnej (rumowisko unoszone). W celu analizy zawartości Zawieszanego Węgla Organicznego (ZWO), sączki były poddane procesowi zwęglania w temperaturze 500°C, również w czasie 4 h, a następnie ważone.

Oznaczenie azotu i fosforu ogólnego

Oznaczanie form ogólnych wykonywano na próbkach niefiltrowanej wody. Oznaczenie ilościowe fosforu ogólnego (P_{og}) zostało wykonane zmodyfikowaną metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym (Golterman, 2007). Mineralizację prowadzono przy użyciu preparatu Oxisolve (Merck, Darmstadt, Niemcy) w mineralizatorze (Merck MV 500 Microwave Digestion System) w czasie 60 sekund. Pomiaru absorbancji dokonywano w spektrofotometrze (Thermo Scientific BioMate 3S UV/Vis) przy długości fali 690 nm. W odniesieniu do krzywej kalibracyjnej określono wartości fosforu ogólnego w próbce. Azot ogólny (N_{og}) oznaczano metodą mineralizacji nadsiarczanem oraz wytworzeniem barwnego kompleksu z kwasem chromotropowym, którego absorbancja była mierzona na spektrofotometrze przy długości fali 410 nm (DRB200, Hach, Stany Zjednoczone). Wykorzystano gotowy zestaw odczynników do oznaczania N_{og} w przedziale 0-25 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. W przypadku przekroczenia wartości granicznej dla odczytu, rozcieńczano próbę i procedurę powtarzano, zgodnie z protokołem metody 10071 (dostępna na stronie internetowej firmy Hach)

Analiza form jonowych

W wodzie filtrowanej oznaczano zawartość rozpuszczonych jonów, w tym jonów amonowych (NH_4), azotynowych (NO_2), azotanowych (NO_3), fosforanowych (PO_4) za pomocą chromatografii cieczowej przy użyciu chromatografu Dionex ISC-1000 (DIONEX). Aniony analizowano na kolumnie JonPac AS22 2x250 mm, zaś kationy na kolumnie Dionex JonPac CS16 5x250 mm. System był wyposażony w kolumny ochronne (CG18 dla kationów i AG22 dla anionów) oraz supresor CSRS-ULTRA II dla kationów i ASRS-ULTRA II dla anionów. Jako eluenty zastosowano 16 mM kwas metylosulfonowy dla analizy kationów oraz mieszaninę 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM wodorowęglanu sodu dla anionów. Elucja izokratyczna była prowadzona w temperaturze 30 °C przy prędkości przepływu 1 $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ dla anionów i w temperaturze 40 °C dla kationów, zgodnie z zaleceniami producenta kolumn chromatograficznych. W celu wyznaczenia krzywej kalibracyjnej stosowano standardy dla anionów i kationów (DIONEX). Limit detekcji wynosił 1 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ zaś limit kwantyfikacji 10 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ dla badanych anionów i kationów.

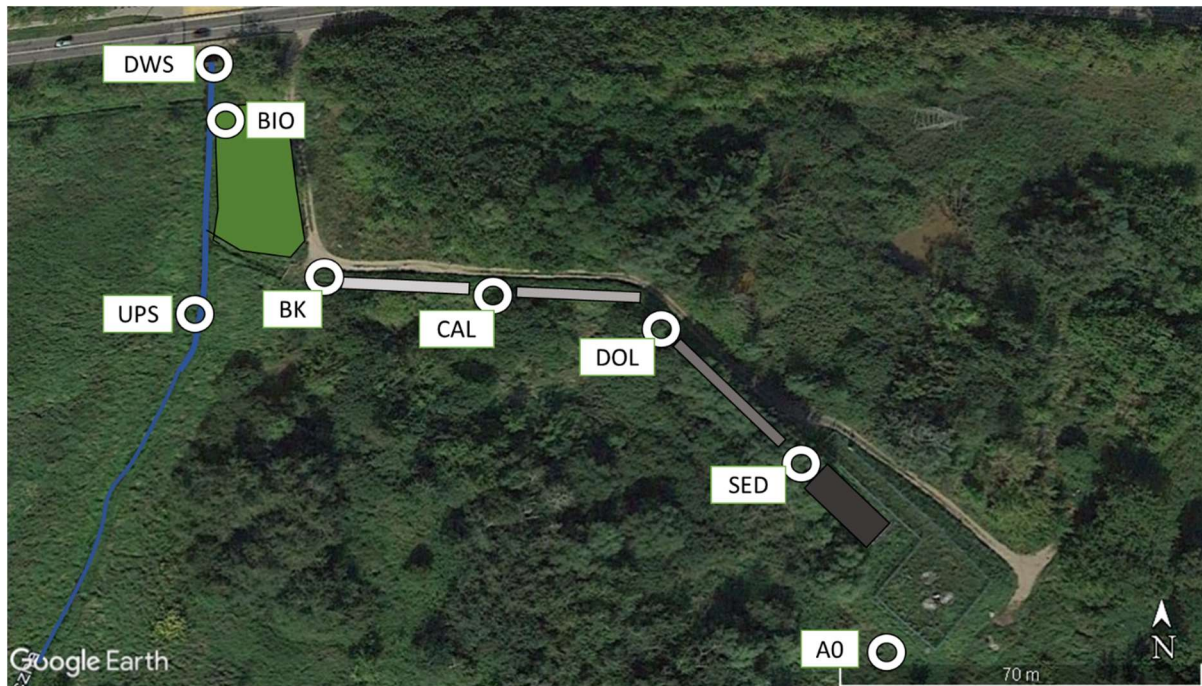
Daty prowadzonych kampanii monitoringowych:

- 30-31 czerwca 2022 – monitoring w czasie 0, 2 h, 4 h, 10 h, 24 h od uruchomienia systemu.
- 06 i 08 lipca 2022 – monitoring wykonany przez pracowników Wodociągów Radom. Pobrane próby posłużyły one do analizy jonów rozpuszczonych w wodzie.
- 12-16 lipca 2022 – monitoring prowadzony przez 5 dni w odstępach 24 h
- 12-16 sierpnia 2022 – monitoring prowadzony przez 5 dni w odstępach 24 h
- 17-19 września 2022 – monitoring prowadzony przez 3 dni w odstępach 24 h

Schemat poboru prób:

Zastosowano następujący schemat poboru prób:

- **A0** – podziemny kanał A0, pobór wykonywany przez studzienkę bezpośrednio z miejsca spiętrzenia wód w kanale;
- **SED** – pobór z komory sedymentacyjnej w części powierzchniowej systemu poniżej wylotu wody z przepompowni. Miejsce wyznaczono na zamknięciu komory. Pobór ok. 20 cm poniżej powierzchni lustra wody.
- **DOL** – pobór ok. 1 m poniżej bariery dolomitowej. Pobór ok. 20 cm poniżej powierzchni lustra wody.
- **CAL** – pobór ok. 1 m poniżej bariery z wapienia. Pobór ok. 20 cm poniżej powierzchni lustra wody.
- **BK** – pobór ok. 1 m poniżej bariery z preparatu BioKer. Próba mieszana z całej objętości przepływu, gdyż poziom wody zbyt niski aby pobierać z odpowiedniego zanurzenia.
- **BIO** – punkt poniżej systemu biofiltracji, który weryfikowano tylko podczas sierpniowej kampanii monitoringowej. Miejsce wyznaczono jako widoczny przelew do koryta Mlecznej, najdalej położony od wejścia wód z betonowego korytka do systemu biofiltracji.
- **UPS** – pobór z rzeki Mlecznej, ok. 5 metrów powyżej wylotu betonowego korytka.
- **DWS** – pobór z rzeki Mlecznej ok. 30 metrów poniżej wylotu betonowego korytka.



Rys. 2. Mapa przedstawia teren badań wraz z zaznaczonymi punktami monitorowanymi w ramach zadania. Monitoring 7 punktów pomiarowych realizowany był przy każdej serii pomiarowej. Monitoring punktu BIO był przeprowadzony w trakcie sierpniowej kampanii monitoringowej (5 pomiarów).



Zdjęcia 7, 8 i 9. Widok na poszczególne bariery filtracyjne (PBR). Od lewej: bariera dolomitowa, wapienna i wypełniona preparatem BioKer w formie stalowych koszy.

4. Wyniki

Parametry fizyko-chemiczne

W **tabeli 1** zestawiono podstawowe parametry fizyko-chemiczne, temperaturę, pH i tlen rozpuszczony. Zgodnie z przewidywaniami, najniższą temperaturę odnotowano w kanale A0. Temperatura wody stopniowo wzrastała wraz z kolejnymi punktami monitorowanymi w systemie, w trakcie prowadzonego monitoringu średnio o 13,1%. W przypadku pH, biorąc pod uwagę średnie ze wszystkich obserwacji,

zaobserwowano nieznaczny spadek wartości tego parametru w stosunku do stanu początkowego w kanale A0, przy czym następował on głównie po strefie sedimentacji. Potencjalnie może mieć to związek z silnym zaburzeniem wody na skutek pracy pompy i zaburzeniu równowagi gazowej lub uwalniania się słabych kwasów organicznych, jednak nie prowadzono badań w tym kierunku. Zawartość tlenu rozpuszczonego wyraźnie wzrasta po przejściu wód przez pompownię i część osadnikową. Może mieć to związek z mieszaniem się wód na powierzchni, gdzie następuje skuteczniejsze dostarczanie tlenu. Jednocześnie woda nadal jest stosunkowo chłodna (średnio 12,8 °C), gwarantując wysoką rozpuszczalność tlenu. Następnie w wyniku przejścia przez PBR następuje spadek tlenu, który najwyraźniej jest obserwowany po barierze wykonanej z BioKer (średnio 3,9%) jednak w czasie monitoringu ta zależność się pogłębiała i we wrześniu sięgała już **nawet 9,5%**. Zużycie tlenu, najprawdopodobniej świadczy o obecności mikroorganizmów, gdyż w początkowym okresie funkcjonowania systemu doczyszczania, redukcja tlenu w tej barierze była o wiele mniejsza, niż pod koniec prowadzenia obserwacji. Zjawisko to należy traktować jako korzystne, gdyż metabolizm tlenowy mikroorganizmów oznacza usuwanie materii organicznej, a także zanieczyszczeń organicznych. Może to też wskazywać na występowanie stref o obniżonym poziomie tlenu w barierach, co tworzy warunki dla wzrostu mikroorganizmów zdolnych do prowadzenia procesu denitryfikacji, czyli redukcji azotanów do azotu atmosferycznego. Stężenie tlenu następnie wzrasta w strefie biofiltracji na skutek intensywnego procesu fotosyntezy.

Tabela 1. Średnie wartości temperatury (Temp), pH, zawartości tlenu i konduktywności w badanych punktach systemu doczyszczania oraz w rzece (UPS i DWS). Przedstawiono procentową zmianę wyników: pomiędzy kanałem A0 i punktem poniżej bariery BioKer (BK) oraz pomiędzy wejściem (BK) i wyjściem (BIO) ze strefy biofiltracji.

	Temp	pH	Tlen	Konduktywność
	°C	-----	mg dm ⁻³	mS cm ⁻²
A0	12,4	7,74	8,70	0,82
SED	12,8	7,48	9,23	0,85
DOL	13,5	7,48	9,04	0,85
CAL	13,9	7,50	9,04	0,84
BK	14,1	7,52	8,69	0,84
Zmiana	13,1%	-2,8%	-0,1%	3,2%
BIO*	16,7	7,66	11,53	0,71
Zmiana	16%	2%	25%	-19%
UPS	17,9	8,02	8,12	0,61
DWS	17,7	7,95	8,22	0,64

* - seria pomiarowa wykonana w Sierpniu 2022 – 5 poborów

Średnie wartości badanych parametrów jakościowych dla analizowanego okresu przedstawiono w **tabeli 2**. Najwyższą skuteczność systemu barier i strefy sedimentacji można zaobserwować dla obniżania stężenia fosforanów (-32%).

Tabela 2. Średnie wartości stężeń badanych parametrów jakościowych: P-PO₄ – jony fosforanowe, N-NO₃ – jony azotanowe, N-NO₂ – jony azotynowe, N-NH₃ – jony amonowe, Ca – jony wapnia, P og – fosfor ogólny, N og – azot ogólny, ZO – zawiesina ogólna, ZMO – zawieszona materia organiczna. Przedstawiono procentową zmianę wyników: pomiędzy kanałem A0 i punktem poniżej bariery BioKer oraz pomiędzy wejściem (BK) i wyjściem (BIO) ze strefy biofiltracji. Zmiana oznaczona minusem oznacza procent ubytku, zaś wartość dodatnia oznacza przyrost wraz z przejściem wód przez system. N/B – nie badano. Przedstawiono punkty monitoringu w systemie doczyszczania oraz na rzece mlecznej (UPS i DWS).

	P-PO ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₃	Ca	P og	N og	ZO	ZMO
	µg dm ⁻³	mg dm ⁻³							
A0	9,0	1,581	0,014	0,267	116,3	0,154	3,4	17,30	5,23
SED	6,7	1,284	0,014	0,401	127,9	0,151	3,6	16,41	5,58
DOL	7,4	1,335	0,016	0,332	127,4	0,168	3,2	N/B	N/B
CAL	5,9	1,335	0,016	0,298	126,1	0,204	3,0	N/B	N/B
BK	6,1	1,400	0,022	0,227	126,7	0,129	3,3	17,28	5,78
Zmiana	-32%	-11%	59%	-15%	9%	-16%	-3%	0%	11%
BIO*	2,2	1,01	0,005	0,033	115,8	0,216	3,3	N/B	N/B
Zmiana	-64%	-28%	-77%	-85%	-9%	68%	0%	N/B	N/B
UPS	26,7	0,354	0,007	0,030	82,8	0,198	2,4	12,42	5,47
DWS	21,6	0,445	0,009	0,043	88,8	0,189	2,3	12,72	5,40

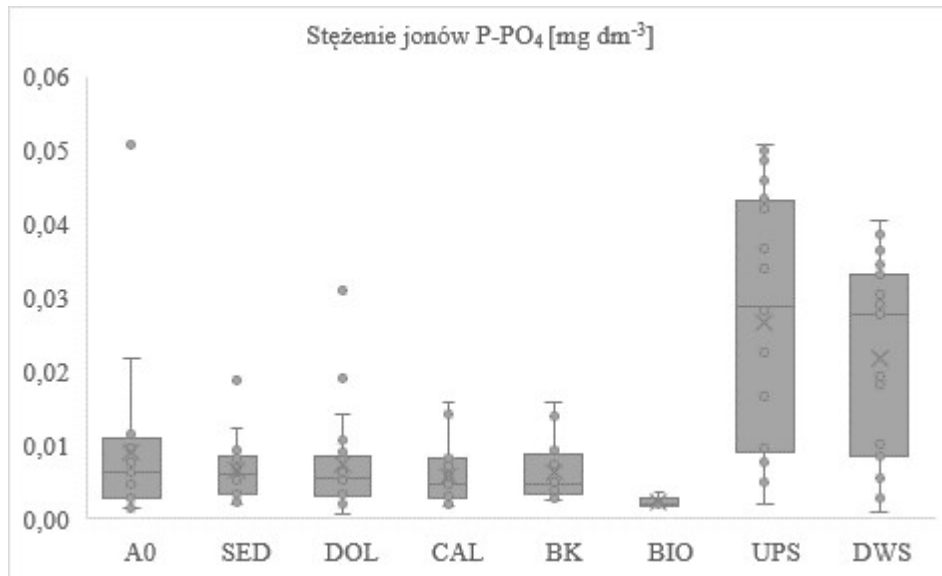
* - seria pomiarowa wykonana w Sierpniu 2022 – 5 poborów

Skuteczność strefy sedymentacji i Przepuszczalnych Barier Reaktywnych (PBR) w zakresie usuwania jonów fosforanowych – P-PO₄

Za względu na zastosowanie materiałów filtracyjnych, o udowodnionej w literaturze skuteczności w usuwaniu jonów fosforanowych, tzw. adsorbentów, szczególną uwagę zwrócono na skuteczność barier w usuwaniu tych jonów. Średnie stężenie fosforanów w kanale A0 wynosiło 9 µg P-PO₄·dm⁻³, co należy uznać za niski poziom, nie zagrażający jakości wód rzeki Mlecznej.

Skuteczność materiałów sorpcyjnych wobec fosforanów, zależy w dużej mierze od stężenia zanieczyszczenia na wejściu do systemu. Z zasady przyjmuje się, że im wyższe stężenie dopływające, tym skuteczność systemów wyższa, aż do przekroczenia tzw. objętości sorpcyjnej. W przypadku tak niskich stężeń jak w kanale A0, funkcja sorpcyjna materiałów nie była w pełni zademonstrowana. Jednak, w ciągu monitorowanego okresu, zdarzyły się dwa epizody, w których stężenie fosforanów w kanale A0 wzrosło. W dniu 12.08.2022 osiągnęło wartość 21,9 µg P-PO₄·dm⁻³, a w dniu 19.09.2022 – 50,8 µg P-PO₄·dm⁻³. Można więc przypuszczać, że okresy zwiększonego stężenia fosforanów mogą pojawiać się w kanale A0, np. w związku z opadami, nielegalnymi zrzutami ścieków lub sytuacją hydrologiczną i hydrogeologiczną w otoczeniu kanału. Efektywność całego systemu wyniosła wtedy, odpowiednio **83% i 92%**. PBR ograniczyły wtedy stężenie fosforanów, odpowiednio do stężenia **3,8 i 3,9 µg P-PO₄·dm⁻³**. Powyższe wyniki wskazują na wysoki potencjał zastosowanych barier do

usuwania fosforanów w okresach występowania podwyższonych stężeń, co ma istotne znaczenie, gdyż fosforany stanowią najczęściej czynnik limitujący produkcję pierwotną w ekosystemach wodnych. Na **wykresie 1**, można zaobserwować stężenia fosforanów w badanych punktach.



Wykres 1. Wykres przedstawia zakres stężeń fosforanów na badanych stanowiskach w systemie doczyszczania oraz na rzece Mlecznej (UPS i DWS). Na wykresach przedstawiono medianę (linia pozioma), średnią (x), pierwszy oraz trzeci kwartył, wartość minimalną oraz maksymalną. Przedstawiono również wartości odstające.

Skuteczność strefy sedymentacji i PBR w zakresie usuwania jonów azotu – N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄

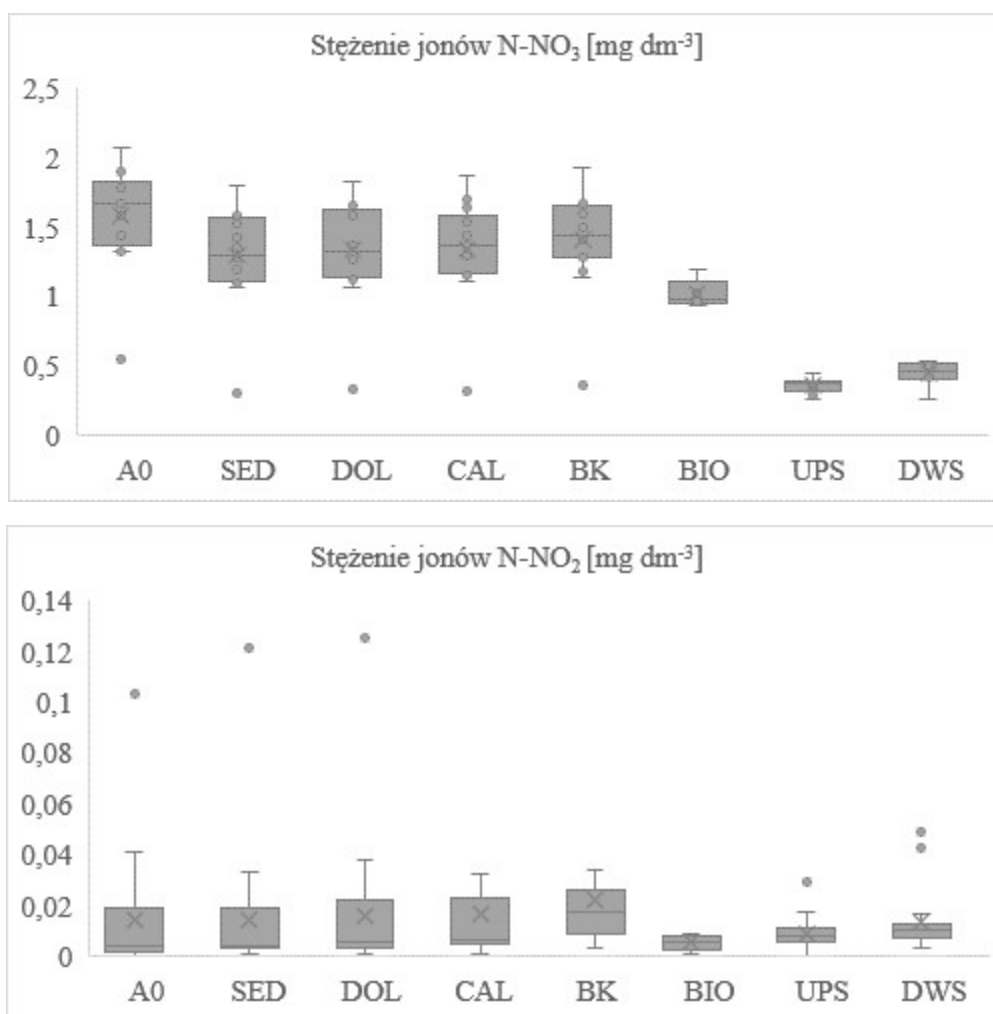
Zaobserwowano, że w początkowym okresie pracy system nie wykazywał efektywności wobec rozpuszczalnych form azotu. W momencie uruchomienia, strefa sedymentacji i PBR średnio zwiększały stężenie azotanów w wodzie o 8%, jednak już po miesiącu, system był w stanie usunąć 11% azotanów. W sierpniu i wrześniu, skuteczność wyniosła odpowiednio **13% i 11%**. Prawdopodobnie wskazuje to na rozwój mikrobiomu zasiedlającego system, ale także mówi o potencjale do zwiększenia wydajności w przyszłości, na skutek naturalnego rozwoju mikroorganizmów. Badana część systemu negatywnie wpływała na stężenie azotanów, średnio zwiększając je o 59%. Ten proces szczególnie był obserwowany w barierze z BioKer, gdzie prawdopodobnie na skutek najmniejszej średnicy zastosowanego materiału filtracyjnego, wytwarza się największa ilość biofilmu, zdolnego do metabolizowania związków azotu. Zwiększona obecność azotanów może to świadczyć o niepełnym procesie denitryfikacji, prowadzonym przez mikroorganizmy. Możliwe jest, że wraz z „dojrzewaniem” systemu, proces denitryfikacji, będzie skuteczniejszy, a redukcja azotanów skuteczniejsza.

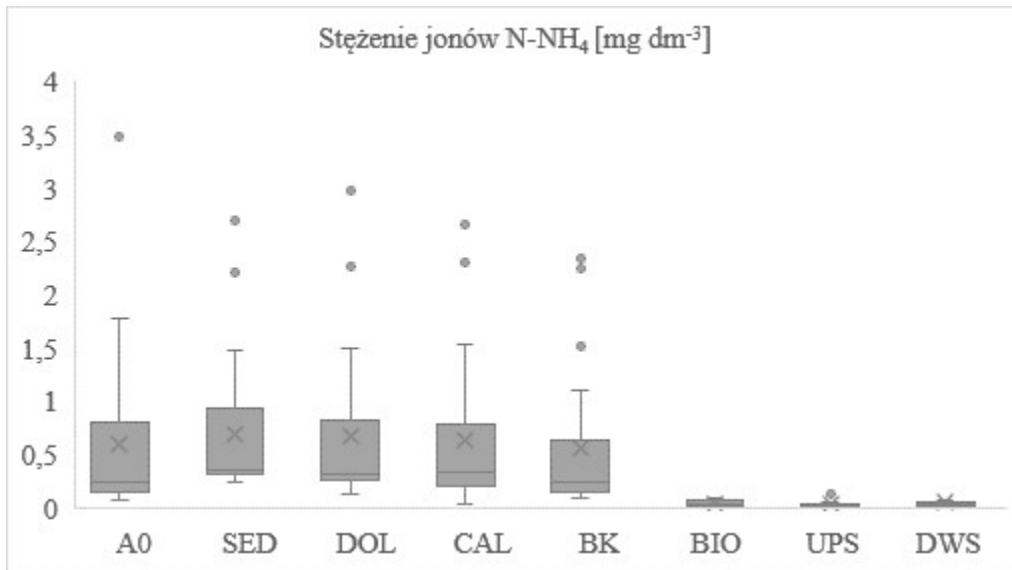
Stężenie jonów amonowych w kanale A0 utrzymuje się na dość wysokim poziomie, średnio 0,599 mgNH₄ dm⁻³. Średnia skuteczność w usuwaniu jonów amonowych wyniosła 9%, jednak **w sierpniu i wrześniu, odpowiednio 28% i 33%**, co również potwierdza rozwój mikroorganizmów, tym razem

zdolnych do prowadzenia procesu nitryfikacji. Proces mikrobiologicznego usuwania jonów amonowych może przebiegać zarówno w warunkach tlenowych (nitryfikacja) jak i beztlenowych (annamox). Wyniki dla poszczególnych form azotu rozpuszczonego przedstawiono na **wykresach 2, 3 i 4**.

Analizując całkowity budżet dla form rozpuszczonych azotu we wrześniowym monitoringu, a system usunął $0,378 \text{ mg N dm}^{-3}$ i uwolnił $0,006 \text{ mg N dm}^{-3}$ w formie azotynów. **Łącznie, system był w stanie usunąć $0,372 \text{ mg N dm}^{-3}$ netto.**

Niemniej jednak, należy podkreślić, że podstawowym celem PBR jest usuwanie związków fosforu a nie azotu, wobec którego głównym rozwiązaniem pozostaje strefa biofiltracji, omówiona w późniejszym podrozdziale.

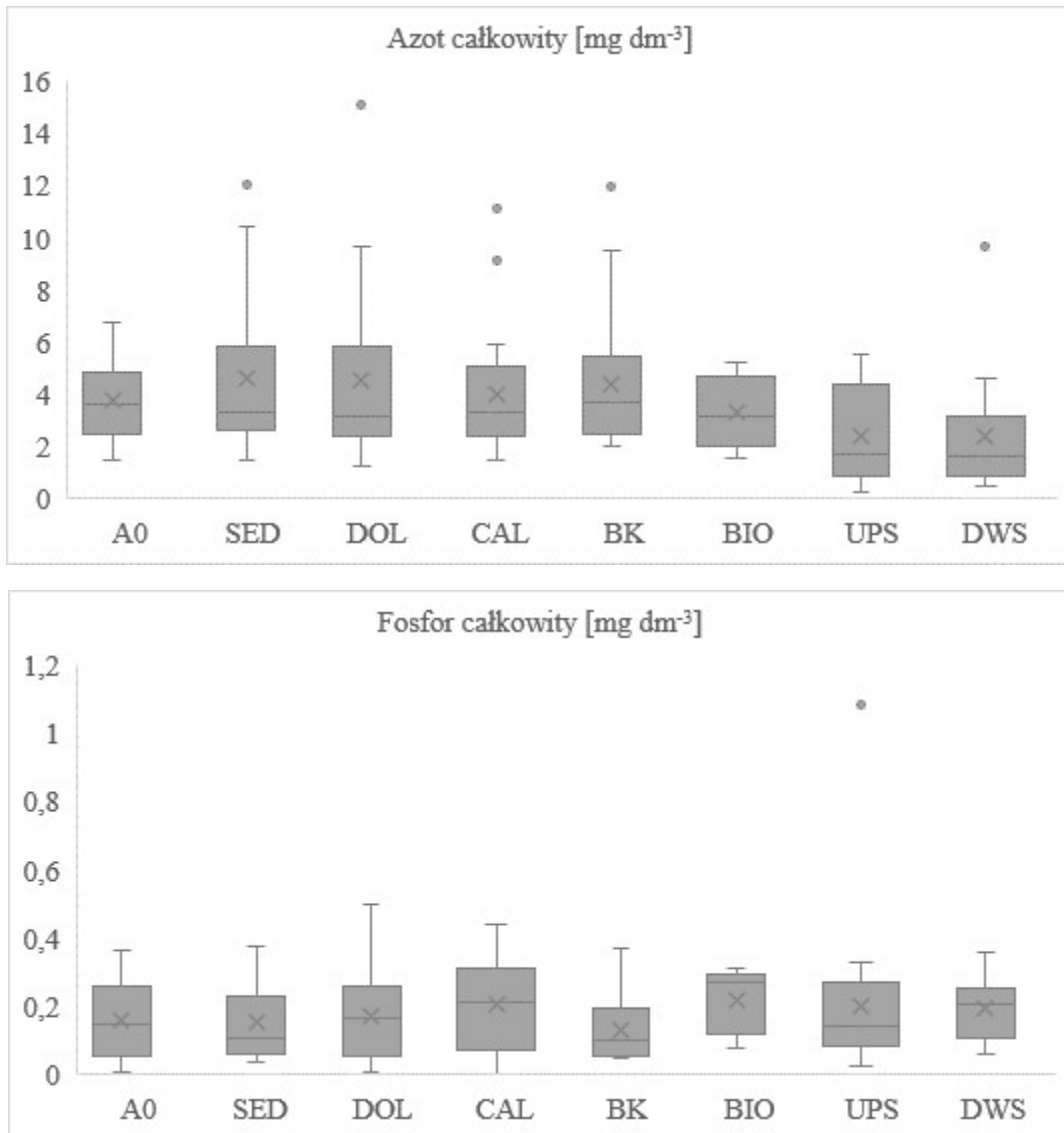




Wykresy 2, 3 i 4. Zakres stężeń badanych, rozpuszczalnych form azotu na stanowiskach w systemie doczyszczania i w rzece Mlecznej. Na wykresach przedstawiono medianę (linia pozioma), średnią (x), pierwszy oraz trzeci kwartyl, wartość minimalną oraz maksymalną. Przedstawiono również wartości odstające.

Skuteczność strefy sedymentacji i PBR w zakresie usuwania pierwiastków biogenicznych – azotu i fosforu – formy całkowite

Całkowita pula azotu i fosforu w wodzie obejmuje zarówno związki rozpuszczalne jak i cząsteczkowe. Stąd, często skuteczność procesów sedymentacji i filtracji mechanicznej najwidoczniej wpływają na obniżenie tych ładunków w systemach wód płynących. Łącznie, strefa sedymentacji i PBR usunęły 16% fosforu i 3% azotu całkowitego. Dla fosforu, najwyższą skutecznością cechowała się bariera wypełniona preparatem BioKer, która usuwała średnio 36%. Z kolei dla azotu, największą skutecznością w usuwaniu cechowała się bariera dolomitowa (10%). Część sedymentacyjna nie wpływała w sposób istotny na zawartość azotu i fosforu całkowitego.



Wykresy 5 i 6. Zakres stężeń azotu całkowitego i fosforu całkowitego na stanowiskach w systemie doczyszczania i w rzece Mlecznej. Na wykresach przedstawiono medianę (linia pozioma), średnią (x), pierwszy oraz trzeci kwartyl, wartość minimalną oraz maksymalną. Przedstawiono również wartości odstające.

Skuteczność strefy sedimentacji i PBR w zakresie ograniczania zawiesiny ogólnej (ZO) i zawieszanej materii organicznej (ZMO)

Średnia ilość zawiesiny w kanale A0 wyniosła 17,3 mg dm⁻³, zaś ZMO 5,23 mg dm⁻³. Wskazuje to na duży udział zawiesiny mineralnej (70%) w ZO.

Część sedimentacyjna była w stanie ograniczyć zawartość zawiesiny ogólnej o 5%, zaś ilość zawieszanej materii organicznej wzrastała średnio o 7%. Wskazuje to na niską skuteczność osadników, wynikającą prawdopodobnie z intensywnej pracy przepompowni, powodującej turbulentny ruch wody w elementach osadnikowych/sedymencyjnych.

PBR nie wpływały na zawartość ZO, zaś zwiększały o 11% ilość ZMO, do poziomu 5,78 mg dm⁻³. Wzrost ZMO może być po części wynikiem ogólnego wzrostu materii organicznej w systemie, na skutek

rozwoju biofilmów bakteryjnych i glonów porastających kruszywa. Należy również zauważyć, że korytko ma charakter otwarty, co przy dużym udziale wysokich drzew w okolicy, skutkuje dopływem materii allochtonicznej do systemu.



Zdjęcia 10. Po lewo – rozwinięty biofilm na powierzchni kamieni dolomitowych. Po prawo: materia organiczna zgromadzona na drugiej zastawce w systemie. Zdjęcie z 17 września 2022, godz. 17:40.

Skuteczność części biofiltracji

Dodatkowa analiza efektywności części biofiltracyjnej została wykonana w trakcie monitoringu w sierpniu. Wyznaczono punkt poboru na grobli oddzielającej biofiltr od rzeki (**Rysunek 1; punkt BIO**), w punkcie najdalej od kanału doprowadzającego, gdzie woda spływem powierzchniowym przelewała się do rzeki.



Zdjęcie 11. Ostatnia zastawka w systemie, przekierowująca podczyszczone wody do strefy biofiltracji.

Należy podkreślić, że optymalna praca części biofiltracyjnej może nastąpić nawet kilka lat od uruchomienia systemu, ze względu na długi czas związany z zasiedlaniem nowego obszaru przez gatunki nasadzone, ale także konkurencji międzyosobniczych i międzygatunkowych, charakterystycznych dla nowotworzonych terenów podmokłych. Rozwój makrofitów jest nierozdzielnie połączony z rozwojem mikrobiomu, zarówno korzeniowego (mikroorganizmów zasiedlających ryzosferę) jak i nie związanego z roślinnością, zasiedlającego podłoże piaskowe i miejsca bogatsze w materię organiczną.

W początkowym okresie, w obszarze biofiltracji, oprócz obecnych tam, nasadzonych roślin, rozwinął się również peryfiton, pokrywający całą powierzchnię biofiltra, znajdującą się pod lustrem wody. Skutkiem tego, część biofiltracyjna, bez odpowiedniej stabilizacji ze strony rozbudowanej roślinności, zwiększała zawartość fosforu całkowitego o 68%. Drobne cząsteczki peryfitonu były transportowane wraz z przepływającą wodą, a ich największe ładunki pojawiały się wraz ze wzburzeniem wody przez ptactwo wodne, które żerowało w biofiltrze.

Jednocześnie system w sposób pozytywny wpływał na usuwanie wszystkich form rozpuszczonych biogenów. Wyniki przedstawiono w **tabeli 2**. Asymilacja związków mogła odbywać się zarówno na drodze sorpcji w podłożu piaszczystym i peryfitonie, jak i na skutek asymilacji przez organizmy autotroficzne.



Zdjęcie 12. Część biofiltracyjna systemu. Zdjęcie wykonano dnia 19 września 2022 r., godz. 08:45.

Wpływ dopływu wód z kanału A0 na parametry jakościowe rzeki Mlecznej

Porównując parametry jakościowe wód odprowadzanych kanałem A0 oraz rzeki Mlecznej, należy zwrócić uwagę przede wszystkim na różnice w stężeniach związków azotu, będących zdecydowanie na niekorzyść dla kanału A0. Średnie stężenie (wyrażone w azocie) azotanów, azotynów i jonów amonowych w kanale A0 to odpowiednio 1,581, 0,0035, 0,267 mg dm⁻³. Zaś dla punktu w rzece powyżej ujścia wód z kanału A0, to odpowiednio 0,354, 0,0071, 0,0298 mg dm⁻³. Jak widać, szczególnie w sytuacji jonów amonowych, ich stężenie w dopływie jest 10 razy wyższe niż w rzece. Niemniej jednak, obserwowany wzrost skuteczności systemu wraz ze starzeniem, potwierdzany przez dane literaturowe, daje nadzieje, że system w przyszłym sezonie wegetacyjnym już nie będzie wprowadzał większych ilości zanieczyszczeń do rzeki Mlecznej.

Zarówno azot ogólny jak i fosfor ogólny, w okresie prowadzonego monitoringu ulegały obniżeniu na badanym odcinku, wskazując na pozytywny wpływ wód z kanału A0 (rozcieńczenie). Jednocześnie zanotowano wzrost stężenia azotanów o 26%, azotynów o 21% i jonów amonowych o 43%, co potwierdza wyniki analizy z poprzedniego akapitu.

Interesującym zjawiskiem jest średni spadek stężenia jonów fosforanowych na badanym odcinku rzeki Mlecznej o 19% w okresie monitoringu. Potencjalnym wyjaśnieniem tego zjawiska może być, zarówno niskie stężenie fosforanów w wodach dopływających systemem podczyszczania do rzeki (efekt rozcieńczenia), ale również znaczny dopływ jonów wapnia, które w sprzyjających warunkach, mogą ulegać precypitacji (strącaniu) z jonami fosforanowymi w rzece.

5. Konkluzje

1. Zastosowany system skutecznie redukuje średnio ok. 1/3 ładunku fosforanów transportowanych z kanału A0. Biorąc pod uwagę pracę biofiltra, łącznie system usuwa ponad 70% fosforanów. Stężenie fosforanów jest bardzo niskie i nie wpływa negatywnie na jakość wód rzeki Mlecznej.
2. Prawdopodobnie w związku z wysokim stężeniem jonów wapnia w wodzie spływającej kanałem A0 (średnio 116 mg dm^{-3}), zwiększonym dodatkowo, przez działanie materiałów filtracyjnych, następuje pozytywny efekt spadku stężenia fosforanów (i jednocześnie fosforu ogólnego) w Mlecznej.
3. Wysokie zanieczyszczenie wód w kanale A0 rozpuszczonymi formami azotu nie jest w pełni kompensowane przez materiały filtracyjne. Skuteczność systemu w tym zakresie, powinna się rozwinąć wraz z rozwojem strefy biofiltracji i biofilmu wewnątrz barier. Pilotażowa kontrola skuteczności tego systemu już w tym okresie wykazała wysoką efektywność w usuwaniu związków azotu, prawdopodobnie na skutek rozwiniętego peryfitonu.
4. Intensywny rozwój biofilmu w PBR, skutkuje w początkowym okresie jego niską stabilnością i ryzykiem uwalniania się materii organicznej do przepływających wód. Rezultatem tego zjawiska jest niska skuteczność systemu do usuwania zawiesiny ogólnej i zawieszonych materii organicznej.
5. PBR wykazały również skuteczność wobec azotanów i jonów amonowych – średnio podczas wczesniowej kampanii monitoringowej PBR usunęły, odpowiednio 11% i 33% tych związków.

6. Rekomendacje

1. Działanie systemu zależy również od czasu retencji wody, dlatego rekomenduje się utrzymanie obecnego rytmu pracy pompy, lub ewentualne zmniejszenie prześwitu w kanale napływowym do przepompowni, tak aby wydłużyć odstępy pomiędzy pulsami pracy pompy. Dalszy monitoring mógłby pozwolić na dobranie odpowiednich parametrów, umożliwiających jak największy transfer wody do rzeki Mlecznej, przy najlepszej możliwej wydajności systemu doczyszczania.
2. Proces napełniania się komory sedymentacyjnej oraz jej opróżniania powinien zostać wyregulowany, tak aby osiągnąć wyższą efektywność w tym punkcie systemu. Obecne efekty nie są zadowalające.
3. Aby przeciwdziałać wzrostowi zawartości materii organicznej w systemie, należy okresowo czyścić korytko i filtry z dostających się tam liści, gałęzi oraz zawiesin unoszących się na powierzchni.
4. Nie zaobserwowano spadku efektywności zastosowanych barier po okresie 3 miesięcy od instalacji, jednak dalsze badania są niezbędne dla udowodnienia długoterminowej skuteczności i rekomendowania procesu wymian lub regeneracji złóż.