

INSTYTUT PODSTAW INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Maciej Kostecki, Alina Pohl, Eligiusz Kowalski

**Zbiornik zaporowy „Blachownia”
Studium limnologiczne w aspekcie rekultywacji**



Zabrze 2020

Zbiornik zaporowy „Blachownia”
Studium limnologiczne w aspekcie rekultywacji

**INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
OF THE POLISH ACADEMY OF SCIENCES**

**WORKS & STUDIES
PRACE I STUDIA**

No. 91

**Editor-in-Chief
Czesława Rosik-Dulewska**

INSTYTUT PODSTAW INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Maciej Kostecki, Alina Pohl, Eligiusz Kowalski

**Zbiornik zaporowy „Blachownia”
Studium limnologiczne w aspekcie rekultywacji**

ZABRZE 2020

Pracę opiniowali do druku:
Prof. dr hab. Michał Bodzek
Dr hab. Mariusz Rzętała

Redakcja WORKS & STUDIES – PRACE I STUDIA
Archives of Environmental Protection
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska
Polskiej Akademii Nauk
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze, Poland
Tel. : +48-32-271 64 81 Fax: +48-32-271 74 70
e-mail: aep@ipis.zabrze.pl

Redakcja i korekta: Jerzy Szdzuł

Fotografia na okładce: Maciej Kostecki

© Copyright by Institute of Environmental Engineering of the Polish Academy of Sciences,
Zabrze, Poland 2020

PL ISSN 0202-4112
ISBN 978-83-60877-15-9



**DOFINANSOWANO ZE ŚRODKÓW WOJEWÓDZKIEGO FUNDUSZU
OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ W KATOWICACH**

Treści zawarte w publikacji nie stanowią oficjalnego stanowiska
organów Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
w Katowicach

Skład, druk i oprawa: Oficyna Drukarska – Jacek Chmielewski
01-142 Warszawa, ul. Sokołowska 12A, tel. +48 22 632 83 52
info@oficyna-drukarska.pl, www.oficyna-drukarska.pl

Spis treści

1. Wprowadzenie	15
1.1. Cel i zakres badań	16
1.2. Obiekt badań	16
1.2.1. Stanowiska poboru prób oraz częstotliwość pomiarów	16
1.2.2. Zakres badanych wskaźników	18
2. Metodyka badań	19
2.1. Wskaźniki jakości wody	19
2.2. Analiza – osady dennie	19
2.3. Oznaczanie WWA w wodach	19
2.4. Oznaczanie WWA w osadach dennych	20
2.5. Badania stanu sanitarnego wody	20
2.6. Oznaczanie metali w wodach	20
2.7. Oznaczanie metali w osadach dennych	21
3. Wyniki badań wody zbiornika	23
3.1. Stosunki termiczno-tlenowe	23
3.1.1. Temperatura wody	23
3.1.2. Stężenie tlenu w wodzie	25
3.2. Wskaźniki chemiczne jakości wody	28
3.2.1. Związki azotowe	28
3.2.2. Związki fosforu	33
3.2.3. Udziały związków azotowych	37
3.2.4. Udziały związków fosforu	39
3.2.5. Stosunek N:P	40
3.3. Pozostałe wskaźniki jakości wody	41
3.3.1. pH wody	41
3.3.2. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT-5)	42
3.3.3. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)	43
3.3.4. Węgiel całkowity	44
3.3.5. Węgiel organiczny całkowity	44
3.3.6. Twardość ogólna wody	45
3.3.7. Zasadowość wody	46
3.3.8. Jony chlorkowe	47
3.3.9. Jony siarczanowe	48
3.3.10. Przewodnictwo właściwe wody	48
3.3.11. Zawiesina	50
3.3.12. Substancje rozpuszczone w wodzie	50

3.4. Bilans zanieczyszczeń	53
3.4.1. Bilans hydrologiczny	53
3.4.2. Bilans związków azotu	54
3.4.3. Bilans związków fosforu	56
3.4.4. Zewnętrzne obciążenie powierzchniowe azotem i fosforem	57
3.5. Metale w wodzie zbiornika	58
3.5.1. Jony cynkowe	58
3.5.2. Jony wapniowe	58
3.5.3. Jony sodowe	59
3.5.4. Jony miedziowe	60
3.5.5. Jony magnezowe	60
3.5.6. Jony potasowe	61
3.5.7. Jony żelazowe	61
3.5.8. Jony ołowiu	62
3.5.9. Jony niklu	63
3.5.10. Jony arsenu	64
3.5.11. Jony kadmu	65
3.5.12. Porównanie stężeń metali w wodzie zbiornika na poszczególnych stanowiskach	65
3.6. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w wodzie zbiornika ...	67
4. Usuwanie osadów dennych jako metoda rekultywacji	73
5. Badania osadów dennych zbiornika	75
5.1. Pomiary batymetryczne	75
5.2. Rozmieszczenie i miąższość osadów dennych	75
5.3. Zawartość materii organicznej i wilgotność osadów dennych	77
5.4. Zawartość azotu i fosforu w osadach dennych	78
5.5. Metale w osadach dennych	79
5.6. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w osadach dennych ...	80
6. Badania stanu sanitarnego wody zbiornika	85
6.1. Bakterie grupy coli	85
6.2. Enterokoki kałowe	86
6.3. <i>Escherichia coli</i>	87
6.4. Średnie wartości liczebności bakterii	88
7. Podsumowanie	89
8. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych	95
9. Wnioski	109
10. Literatura	111
11. Załączniki	115
11.1. Identyfikacja metodyk oraz odniesienie do norm i procedur analizy wody):	115
11.2. Wyniki analiz hydrochemicznych	116
11.3. Stosunki termiczno-tlenowe w wodzie zbiornika Blachownia	122
11.4. Stan sanitarny zbiornika Blachownia – 2014 r.	124
11.5. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia	125

11.5. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia c.d.	126
11.6. Zawartość metali w osadach dennych zbiornika Blachownia	277
11.7. Zawartość fosforu i azotu w osadach dennych zbiornika Blachownia ...	127
11.8. Stężenie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w wodzie zbiornika Blachownia	128
11.9. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w osadach dennych zbiornika Blachownia	131

Spis tabel

Tabela 1. Temperatura wody zbiornika Blachownia	24
Tabela 2. Temperatura wody w strefie zapory	24
Tabela 3. Stężenie tlenu w wodzie zbiornika Blachownia	25
Tabela 4. Nasycenie tlenem wody zbiornika Blachownia	26
Tabela 5. Stężenie tlenu w przekroju pionowym, w wodzie zbiornika Blachownia w strefie zapory	27
Tabela 6. Nasycenie wody tlenem w przekroju pionowym, w wodzie zbiornika Blachownia, w strefie zapory	27
Tabela 7. Średnie wartości udziału [%] form azotu	37
Tabela 8. Średnie wartości udziału [%] form fosforu	39
Tabela 9. Równania regresji dla zależności wskaźnika N:P w wodzie zbiornika Blachownia	41
Tabela 10. Natężenie przepływu wody w ciekach zasilających zbiornik Blachownia (pomiary własne)	53
Tabela 11. Bilans związków azotowych w zbiorniku Blachownia – 2014 r.	54
Tabela 12. Bilans związków fosforu w wodzie zbiornika Blachownia – 2014 r.	56
Tabela 13. Zawartość materii organicznej oraz wilgotność osadów zbiornika Blachownia	77
Tabela 14. Zawartość azotu i fosforu w osadach dennych zbiornika Blachowni	78
Tabela 15. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych zbiornika Blachownia	81
Tabela 16. Ocena bieżąca jakości wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpiel. Wymagania mikrobiologiczne	88
Tabela 17. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych. Stanowisko nr 1 – rzeka Stradomka powyżej zbiornika	95
Tabela 18. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych. Stanowisko nr 2 – potok Aleksandryjka powyżej zbiornika	96
Tabela 19. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych. Stanowisko 3. Brzeg prawy – pomost MOSiR	97

Tabela 20. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych. Stanowisko 4. Brzeg lewy – kąpielisko	98
Tabela 21. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych. Stanowisko nr 5. Zbiornik strefa zapory – odpływ	99

Spis rysunków

Rysunek 1.	Zbiornik Blachownia – rozmieszczenie punktów pobierania prób . . .	17
Rysunek 2.	Temperatura powietrza oraz powierzchniowej i przydennej warstwy wody	23
Rysunek 3.	Zależność temperatury wody zbiornika Blachownia od temperatury powietrza	25
Rysunek 4.	Stężenie tlenu w wodzie zbiornika Blachownia.	25
Rysunek 5.	Nasycenie tlenem wody zbiornika Blachownia	26
Rysunek 6.	Stężenie azotu azotanowego w wodzie zbiornika Blachownia	28
Rysunek 7.	Stężenie azotu amonowego w wodzie zbiornika Blachownia	30
Rysunek 8.	Stężenie azotu azotynowego w wodzie zbiornika Blachownia	31
Rysunek 9.	Stężenie azotu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia	31
Rysunek 10.	Stężenie azotu ogólnego w wodzie zbiornika Blachownia	32
Rysunek 11.	Stężenie fosforu orto-fosforanowego w wodzie zbiornika Blachownia	32
Rysunek 12.	Stężenie fosforu polifosforanowego w wodzie zbiornika Blachownia	34
Rysunek 13.	Stężenie fosforu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia . . .	35
Rysunek 14.	Stężenie fosforu ogólnego w wodzie zbiornika Blachownia	36
Rysunek 15.	Zależność stężenia fosforu ogólnego od stężenia fosforu organicznego	36
Rysunek 16.	Stężenie związków fosforu w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie – 2014 r.	37
Rysunek 17.	Udział związków azotu w ogólnej ilości tego pierwiastka, w wodzie zbiornika Blachownia	38
Rysunek 18.	Udział związków fosforu w ogólnej ilości tego pierwiastka w wodzie zbiornika Blachownia	39
Rysunek 19.	Stosunek N:P w wodzie zbiornika Blachownia	40
Rysunek 20.	Zmiany pH wody zbiornika Blachownia	41
Rysunek 21.	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody zbiornika Blachownia. . .	42
Rysunek 22.	Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu w wodzie zbiornika Blachownia	43
Rysunek 23.	Stężenie węgla całkowitego w wodzie zbiornika Blachownia	44
Rysunek 24.	Stężenie węgla organicznego w wodzie zbiornika Blachownia	45
Rysunek 25.	Twardość ogólna wody zbiornika Blachownia	46
Rysunek 26.	Zasadowość wody zbiornika Blachownia	46

Rysunek 27. Stężenie jonów chlorkowych w wodzie zbiornika Blachownia	47
Rysunek 28. Stężenie jonów siarczanowych w wodzie zbiornika Blachownia . . .	48
Rysunek 29. Przewodnictwo właściwe wody zbiornika Blachownia	49
Rysunek 30. Zależność przewodnictwa właściwego od stężenia jonów chlorko- wych i siarczanowych	49
Rysunek 31. Stężenie zawiesiny ogólnej w wodzie zbiornika Blachownia	50
Rysunek 32. Całkowite stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia	51
Rysunek 33. Stężenie lotnych substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia	51
Rysunek 34. Stężenie substancji nielotnych w wodzie zbiornika Blachownia . . .	52
Rysunek 35. Stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie	53
Rysunek 36. Zależność pomiędzy natężeniem przepływu wody w ciekach zasilają- cych zbiornik Blachownia a natężeniem przepływu wody dopły- wającej ze zbiornika	54
Rysunek 37. Bilans związków azotu w zbiorniku Blachownia	55
Rysunek 38. Udział poszczególnych form azotu w ładunkach doprowadzanych i odprowadzanych ze zbiornika Blachownia	55
Rysunek 39. Bilans związków fosforu w zbiorniku Blachownia	56
Rysunek 40. Udział ładunków poszczególnych form fosforu w ładunkach dopro- wadzanych i odprowadzanych ze zbiornika Blachownia	57
Rysunek 41. Stężenie jonów cynku w wodzie zbiornika Blachownia	58
Rysunek 42. Stężenie jonów wapniowych w wodzie zbiornika Blachownia	59
Rysunek 43. Stężenie jonów sodowych w wodzie zbiornika Blachownia	59
Rysunek 44. Stężenie jonów miedziowych w wodzie zbiornika Blachownia	60
Rysunek 45. Stężenie jonów magnezowych w wodzie zbiornika Blachownia . . .	60
Rysunek 46. Stężenie jonów potasowych w wodzie zbiornika Blachownia	61
Rysunek 47. Stężenie jonów żelazowych w wodzie zbiornika Blachownia	62
Rysunek 48. Stężenie jonów ołowiowych w wodzie zbiornika Blachownia	63
Rysunek 49. Stężenie jonów niklu w wodzie zbiornika Blachownia	63
Rysunek 50. Stężenie jonów arsenu w wodzie zbiornika Blachownia	64
Rysunek 51. Stężenie kadmu w wodzie zbiornika Blachownia	65
Rysunek 52. Średnie stężenia metali w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie	66
Rysunek 53. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia – wartości śred- nie c.d.	66
Rysunek 54. Stężenie WWA w wodzie rzeki Stradomki	68
Rysunek 55. Stężenie WWA w wodzie potoku Aleksandryjka	69
Rysunek 56. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – brzeg prawy – po- most MOSiR	70
Rysunek 57. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – kąpielisko – brzeg lewy	71
Rysunek 58. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – odpływ ze zbior- nika	71
Rysunek 59. Batymetria zbiornika Blachownia	76
Rysunek 60. Rozmieszczenie i miąższość osadów dennych w zbiorniku Bla- chownia	77

Rysunek 61. Współzależność wilgotności i stężenia materii organicznej w osadach dennych	78
Rysunek 62. Stężenie żelaza w osadach dennych zbiornika Blachownia	79
Rysunek 63. Stężenie cynku i manganu w osadach dennych zbiornika Blachownia	79
Rysunek 64. Stężenie ołowiu, miedzi, niklu, kobaltu, chromu i kadmu w osadach dennych zbiornika Blachownia	80
Rysunek 65. Zawartość WWA w osadach dennych zbiornika Blachownia	82
Rysunek 66. Zawartość całkowita (suma 16 WWA) w osadach dennych zbiornika Blachownia	83
Rysunek 67. Współzależność między całkowitą zawartością WWA a zawartością materii organicznej w osadach dennych zbiornika Blachownia	83
Rysunek 68. Ilość bakterii z grupy coli w wodzie zbiornika Blachownia	85
Rysunek 69. Liczba enterokoków kałowych w wodzie zbiornika Blachownia ...	86
Rysunek 70. Liczebność bakterii <i>Escherichia coli</i> w wodzie zbiornika Blachownia	87
Rysunek 71. Liczba bakterii w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie ...	88

1. Wprowadzenie

Występujący w wielu regionach kraju deficyt wody skierowuje uwagę czynników społecznych oraz gospodarki na jakość wód powierzchniowych, w tym także niewielkich cieków wodnych (Jankowski i in. 2000, Kostecki i in. 2009). Tworzenie zbiorników zaporowych, często o relatywnie niewielkiej powierzchni, jest podstawą tzw. małej retencji. Zbiorniki takie regulują stosunki wodne na terenie zlewni oraz podnoszą poziom wód gruntowych (Moniewski 2015, Moore i in. 2012, Rzętała 2008). Stanowią cenne obiekty przyrodnicze sprzyjające bioróżnorodności oraz dają możliwość rozwijania rekreacji (Łaszewski 2015, Małecki 2007). Szczególną rolę pełnią niewielkie zbiorniki zaporowe, w odniesieniu do miejscowości przy których się znajdują. Takie ekosystemy określa się mianem „jeziora miejskie”, a nazwa ta odzwierciedla rolę i znaczenie jakie mają dla lokalnych społeczności (Kostecki i in. 2009, Małecki 2007, Policht-Latawiec i in. 2011).

Utworzenie zbiornika zaporowego poprzez przegrodzenie doliny rzeki zmienia całkowicie dotychczasowy reżim hydrologiczny (Kostecki 2014, Lossow 1995, Rzętała 2008). Wydłużenie czasu retencji wody powoduje uruchomienie nowych, innych w porównaniu do dotychczasowych, wewnątrz zbiornikowych procesów fizycznych, biologicznych, i chemicznych (Kostecki 2014, Moniewski 2015, Policht-Latawiec i in. 2011). W przypadku przeważającej liczby wskaźników, w porównaniu do wody zasilającej, jakość wody w zbiorniku ulega pogorszeniu (Bellucci i in. 2011, Brzozowska i in. 2006, Olden i in. 2010).

Znaczenie społeczne i gospodarcze sprawia, że lokalnym społecznościom zależy na jak najlepszym stanie ekologicznym takiego ekosystemu. Ponieważ są to akweny o stosunkowo niewielkiej powierzchni (5–60 ha), ewentualne zabiegi ochronne i rekultywacyjne są w takich przypadkach łatwiejsze do zrealizowania (Kostecki 2014, Lossow i in. 2000, Lossow 1995). Władze samorządowe miasta i gminy Blachownia w trosce o cenny, ze społecznego i przyrodniczego punktu widzenia ekosystem, zleciły badania aktualnego stanu wody i osadów dennych pod kątem określenia celowości i skuteczności rekultywacji zbiornika metodą usunięcia osadów dennych.

1.1. Cel i zakres badań

Zbiornik zaporowy Blachownia znajduje się w obrębie miasta Blachownia i pełni istotną rolę jako ośrodek rekreacyjny. Jako taki wymaga ustalenia zasad jego eksploatacji z uwzględnieniem ochrony jego stanu ekologicznego.

Hipotezę naukową dla podjętych badań sformułowano następująco:

Wiedza o stanie aktualnym jakości zasobów wodnych i zanieczyszczeniu osadów dennych zbiornika oraz znajomość uwarunkowań środowiskowych stanowi podstawę podejmowania decyzji organizacyjnych i technicznych w celu ochrony i rekultywacji.

Celem badań było:

- określenie stanu jakości zasobów wodnych zbiornika,
- określenie rodzaju i stopnia zanieczyszczenia osadów dennych zbiornika,
- określenie jakości wód cieków zasilających zbiornik,
- ocena możliwości i zagrożeń z punktu widzenia wykorzystania zbiornika do celów retencji i rekreacji,
- określenie metody rekultywacji zbiornika.

1.2. Obiekt badań

Obiektem badań jest zbiornik zaporowy Blachownia. Zbiornik znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie miasta Blachownia (woj. Śląskie). Powierzchnia zbiornika wynosi 47 ha, pojemność około 500 tys. m³. Maksymalna głębokość zbiornika, przy zaporze, wynosi 1,5 m. Średnia głębokość wynosi 1,0 m. Zbiornik zasila rzeka Stradomka oraz Potok Aleksandryjka. Powierzchnia zlewni zbiornika wynosi 116,8 km². Składają się na nią: zlewnia rzeki Stradomki – 69,6 km², zlewnia potoku Aleksandryjka – 22,1 km² oraz zlewnia bezpośrednia – 24,6 km².

1.2.1. Stanowiska poboru prób oraz częstotliwość pomiarów

Próbki wody pobrano sześciokrotnie od kwietnia do września 2014 roku:

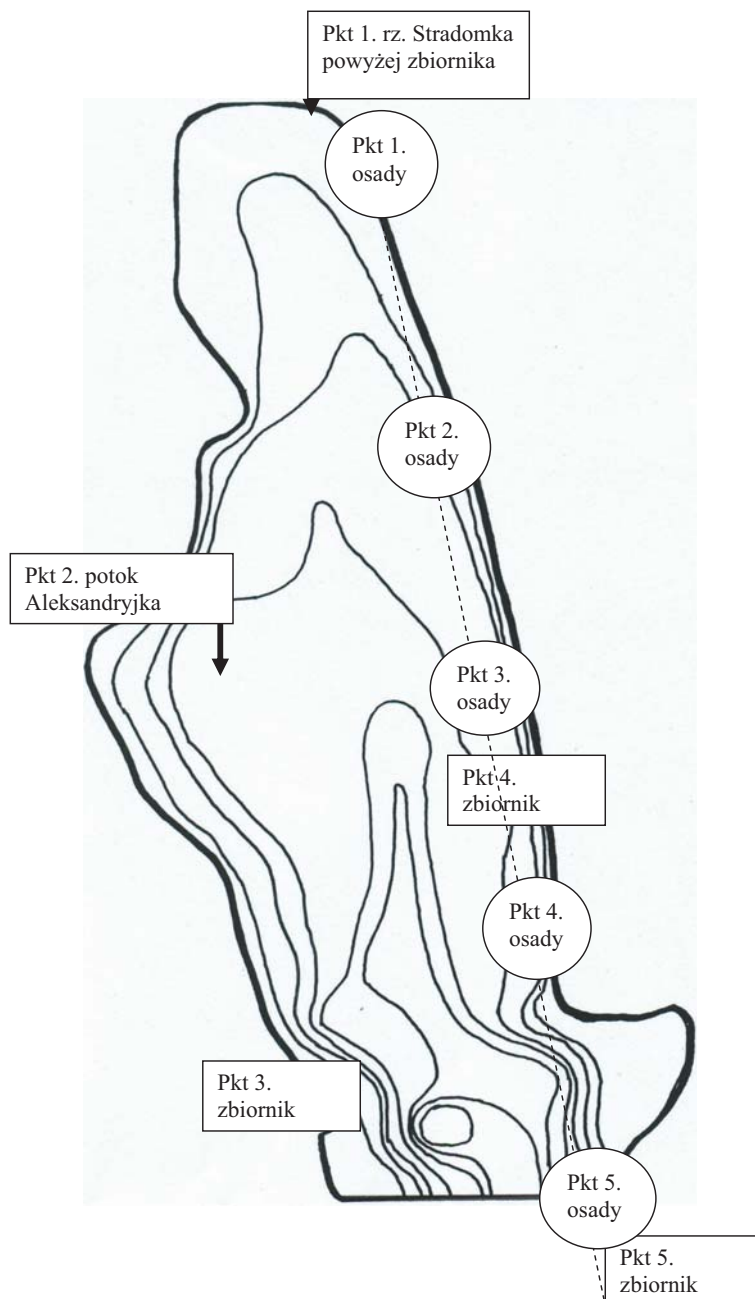
- Stanowisko nr 1 – rzeka Stradomka powyżej zbiornika,
- Stanowisko nr 2 – Potok Aleksandryjka powyżej zbiornika,
- Stanowisko nr 3 – zbiornik, stanowisko przy pomoście MOSiR,
- Stanowisko nr 4 – zbiornik, stanowisko przy „kąpielisku”,
- Stanowisko nr 5 – zbiornik, odpływ ze zbiornika.

Próbki wody pobierano sześciokrotnie od kwietnia do września, w odstępach miesięcznych.

Próbki osadów dennych pobrano jednorazowo wzdłuż osi dużej zbiornika:

- Stanowisko nr 1 – zbiornik na wysokości ujścia rzeki Stradomki,
- Stanowisko nr 2 – zbiornik na wysokości ujścia Potoku Aleksandryjka,

Stanowisko nr 3 – zbiornik, strefa środkowa na wysokości pomostu,
Stanowisko nr 4 – zbiornik, strefa środkowa na wysokości kąpieliska,
Stanowisko nr 5 – zbiornik, strefa zapory.



Rys.1. Zbiornik Blachownia – rozmieszczenie punktów pobierania prób

1.2.2. Zakres badanych wskaźników

Badania hydrochemiczne wody

Badania hydrochemiczne wody przeprowadzono w zakresie następujących wskaźników: temperatura, pH, stężenie rozpuszczonego w wodzie tlenu, nasycenie wody tlenem, przezroczystość wody (widzialność krążka Secchiego), biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT-5), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), stężenie węgla organicznego, twardość ogólna, zasadowość, stężenie związków azotowych (azot azotanowy, azot azotynowy, azot amonowy, azot organiczny, azot ogólny), stężenie związków fosforu (ortofosforany, polifosforany, fosfor organiczny, fosfor ogólny), stężenie jonów chlorkowych, stężenie jonów siarczanowych, stężenie rozpuszczonych w wodzie soli, stężenie zawiesiny ogólnej.

Ponadto badania objęły:

- zanieczyszczenia specyficzne, tj. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), wybrane metale, tj. żelazo (Fe), kadm (Cd), ołów (Pb), miedź (Cu), nikiel (Ni),
- stan sanitarny wody, w tym: liczebność bakterii *Escherichia coli*, bakterii grupy *coli*, *enterokoków* typu kałowego,
- badania hydrobiologiczne w tym badania fito- i zooplanktonu.

Badania osadów dennych

W pobranych próbach osadów dennych oznaczono:

- ogólną zawartość azotu i fosforu,
- zawartość materii organicznej,
- stężenie wybranych metali, w tym: żelazo (Fe), kadm (Cd), ołów (Pb), miedź (Cu), nikiel (Ni),
- stężenie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA),

Na podstawie pomiarów wykonanych echosondą określono batymetrię zbiornika oraz rozmieszczenie i miąższość osadów dennych.

Podczas każdego pobierania prób wykonywano pomiary natężenia przepływu wody w ciekach zasilających zbiornik oraz wody odpływającej ze zbiornika.

2. Metodyka badań

2.1. Wskaźniki jakości wody

Poszczególne wskaźniki jakości wody oznaczano wg przedstawionych poniżej metodyk:

- Azot organiczny – PN-73-C-04576/11 – metoda destylacyjna.
- Azot ogólny Kjeldahla – PN-73-C-04576/12 – metoda destylacyjna.
- Azot amonowy – PN-C-04576-4 – metoda spektrofotometryczna. Sprzęt: spektrofotometr UV – Visible, Cary 50 Scan, Varian.
- Azot azotynowy – PN-73-C-04576/06 – metoda spektrofotometryczna. Sprzęt: spektrofotometr UV – Visible, Cary 50 Scan, Varian.
- Azot azotanowy – ISO 7890-1:1986 – metoda fotometryczna. Fotometr MPM 3000, WTW.
- Fosfor ogólny, polifosforany, ortofosforany – PN – EN ISO 6878:2006 – metoda spektrometryczna, spektrofotometr UV – Visible, Cary 50 Scan, Varian.

2.2. Analiza – osady dennie

Oznaczanie wskaźników w osadach dennych wykonywano wg następujących metod:

- Fosfor ogólny – PN – EN 14672:2006 – metoda spektrometryczna. Sprzęt: płyty grzewcze, spektrofotometr UV – Visible, Cary 50 Scan, Varian.
- Azot ogólny – PN-75-C-04576/17.
- pH – oznaczanie pH wód o przewodności elektrolitycznej właściwej 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i powyżej metodą elektrometryczną.

2.3. Oznaczanie WWA w wodach

Próbki wód o objętości 500 ml poddano trzykrotnej ekstrakcji stosując dichlorometan. Zatężone ekstrakty oczyszczono na wstępnie kondycjonowanych szklanych kolumnach z wypełnieniem – tlenek glinu/żel krzemionkowy (1:1)

i niewielką ilością bezwodnego siarczanu sodu. Anality wymywano przy użyciu 70 ml dichlorometanu. Oczyszczone ekstrakty ponownie zatężono, a następnie sączone przez filtr nastrzykowy z politetrafluoroetyleny (PTFE). Tak przygotowane próbki poddano analizie jakościowo – ilościowej na zawartość WWA metodą chromatografii gazowej sprzężonej z detektorem masowym GC-MS (GC-MS QP-2010 Plus Shimadzu) z użyciem wzorca wewnętrznego. Próbkę nastrzykiwano w ilości 0,5 μ l na kolumnę typu ZB-5MS(30 m \times 0,25 mm \times 0,25 μ m), z wbudowaną przedkolumną o długości 5 m. W badanych próbkach oznaczono 16 związków WWA: naftalen (Np), acenaftylen (Acy), acenaften (Ace), fluoren (Fl), fenantren (Phe), antracen (Ant), fluoranten (Fla), piren (Pyr), chryzen (Chr), benzo(a)antracen (BaA), benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(k)fluoranten (BkF), benzo(a)piren (BaP), dibenzo(a,h)antracen (DahA), indeno-(1,2,3-cd)piren (IcdP) i benzo(g,h,i)perylen (BghiP).

2.4. Oznaczanie WWA w osadach dennych

Próbki osadów dennych ekstrahowano w dichlorometanie z dodatkiem wzorca wewnętrznego. Tak otrzymane ekstrakty sączone i zatężono. Oczyszczanie i analiza została wykonana analogicznie do próbek wód.

2.5. Badania stanu sanitarnego wody

Badania stanu sanitarnego wykonywano wg norm dla oznaczenia bakterii grupy *Coli*, *Escherichia coli* oraz enterokoki dla wód powierzchniowych: PN-EN ISO 9308-1:2004+AP 1:2005+AC:2009 A – grupa *Coli*, *Escherichia coli*, PN-EN ISO 7899-2:2004 A – enterokoki.

2.6. Oznaczanie metali w wodach

Dostarczone do laboratorium próbki wód zakwaszano stosując kwas azotowy (V) HNO₃ suprapur (Merck, Germany) i przechowywano w lodówce nie dłużej jak miesiąc zgodnie z stosowaną procedurą badawczą PB18 „Zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie ICP-MS w badaniach wody.” (Edycja 3, obowiązuje od 01.03.2013) – metoda akredytowana. Przesączone przez filtr strzykawkowy PES o średnicy porów 0,22 μ m próbki wód poddawano analizie ilościowej w celu oznaczenia Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb za pomocą spektrometru ICP-MS Elan 6100 DRC-e Perkin Elmer. Aparat zaopatrzony był w standardowy palnik kwarcowy ICP, nebulizer krzyżowy, stożki niklowe. Probki i wzorce podawano za pomocą pompy perystaltycznej.

Spektrometr poddawano codziennej optymalizacji stosując $10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ roztwór (Mg, Cu, Rh, Cd, In, Ba, Ce, Pb, U) w 1% HNO_3 Elan 6100 Setup/Stab./Masscal. Solution firmy Perkin-Elmer. Roztwory do kalibracji przygotowywano codziennie poprzez rozcieńczanie na wadze analitycznej roztworów wzorcowych. Do kalibracji stosowano roztwory wzorców wielopierwiastkowych przygotowane przez rozcieńczenie roztworu kalibracyjnego firmy Merck.

Wszystkie standardy, próbki i blanki mierzono z zastosowaniem standardu wewnętrznego $10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ Rh (roztwór $10 \text{ mg}/\text{dm}^3$ firmy Merck), który wprowadzano za pomocą pompy perystaltycznej. Wszystkie roztwory i wzorce przygotowywano używając wysokiej czystości wody dejonizowanej Milli-Q-Gradient firmy Millipore. Próbkę zakwaszano stosując kwas azotowy (V) czystości spektralnej (Merck, Germany).

2.7. Oznaczanie metali w osadach dennych

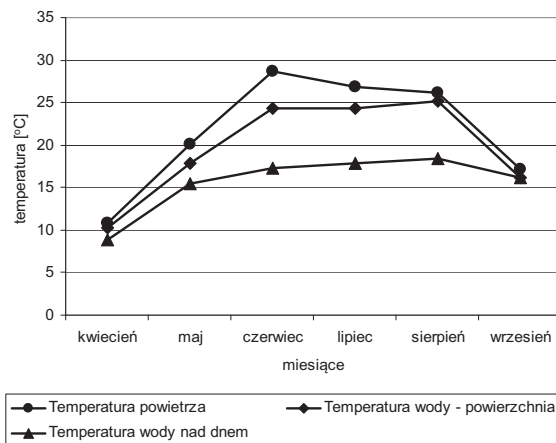
W celu oznaczenia metali w osadach dennych pobrane próbki osadów wysuszono do stałej masy w temperaturze 105°C . Następnie do kolb o pojemności 250 cm^3 odważono po $1,000 \text{ g}$ wysuszonych osadów, dodano $7,5 \text{ cm}^3$ stężonego kwasu solnego i $2,5 \text{ cm}^3$ stężonego kwasu azotowego. Równolegle przygotowano próbę kontrolną (bez osadu), dodając do kolby wyłącznie kwasy. Mineralizację prowadzono przez około 5 godzin stopniowo zwiększając temperaturę (od ok. 120°C do ok. 200°C). Roztwór utrzymywano w stanie wrzenia do momentu odbarwienia cieczy. Po zakończonej mineralizacji próbki wystudowano, a ekstrakt przesączono przez twarde sączone do kolb szklanych o pojemności 100 cm^3 i dopełniono wodą destylowaną. Oznaczenie zawartości pierwiastków wykonano metodą ASA.

W próbkach osadów dennych oznaczono następujące metale: kadm (Cd), chrom (Cr), kobalt (Co), miedź (Cu), ołów (Pb), mangan (Mn), nikiel (Ni), cynk (Zn), żelazo (Fe). Spektrometr absorpcji atomowej nastawiono zgodnie z instrukcją producenta, na określonej długości fali dedykowanej dla danego pierwiastka, zapewniając odpowiednie warunki przy włączonym systemie korekcji tła za pomocą lampy deuterowej. Wyżej wymienione pierwiastki były spalane w mieszaninie utleniającej składającej się z powietrza i acetyleny. Do analizy wybranych pierwiastków metali wykorzystano metodę krzywych wzorcowych. Oznaczenia wykonywano w trzech powtórzeniach, a ostateczny wynik podawano jako średnią arytmetyczną w jednostkach miligram na litr. Metoda oznaczania wybranych metali w osadach dennych została opracowana na podstawie normy PN-ISO 11047.

3. Wyniki badań wody zbiornika

3.1. Stosunki termiczno-tlenowe

Na rysunku 2 przedstawiono przebieg zmian temperatur powietrza oraz powierzchniowej i przydennej warstwy wody w najgłębszym miejscu zbiornika, w pobliżu zapory.



Rys. 2. Temperatura powietrza oraz powierzchniowej i przydennej warstwy wody

W okresie od kwietnia do czerwca temperatura powietrza wzrastała z 10°C do 28°C. Wysoka, powyżej 25°C temperatura powietrza utrzymywała się w okresie od czerwca do sierpnia.

3.1.1. Temperatura wody

Wyniki pomiarów temperatury wody cieków zasilających oraz wody zbiornika przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Temperatura [°C] wody zbiornika Blachownia

Stanowisko	Data pomiaru					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
rzeka Stradomka	9,4	15,5	15,8	16,3	16,9	14,1
potok Aleksandria	9,1	15,3	15,8	16,1	16,3	14,1
brzeg prawy	10,3	17,6	23,6	23,4	23,3	16,1
brzeg lewy	10,3	17,6	24,8	24,8	25,1	16,5
odpływ zapora	10,3	17,8	24,3	24,3	24,1	16,2

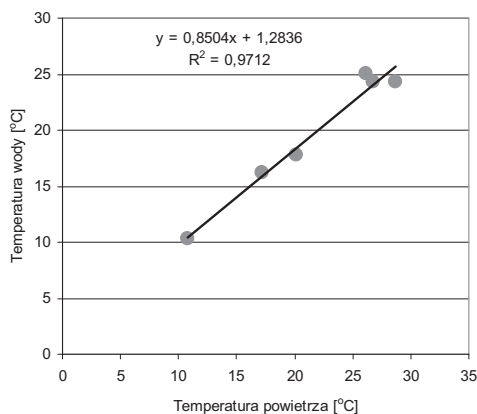
Widoczne są wyraźnie niższe wartości temperatury wody cieków Stradomki i Aleksandryjki. Pomiary temperatury wody z kwietnia 2014 roku wykazały zbliżone wartości w ciekach (9,4°C i 9,1°C) i w wodzie zbiornika (10,3°C). W maju tego roku odnotowano różnicę między temperaturą wody cieków zasilających a temperaturą wody zbiornika wynoszącą ponad 2°C. W okresie od czerwca do sierpnia 2014 roku różnica pomiędzy temperaturą wody Stradomki i Aleksandryjki a wodą w zbiorniku wynosiła od 4°C do 5°C. Najwyższą temperaturę wód obu cieków wynoszącą 16,9°C dla Stradomki oraz 16,3°C dla Aleksandryjki, odnotowano w sierpniu 2014 roku. W tym samym czasie temperatura wody w zbiorniku wynosiła od 23,1°C do 25,1°C.

Pomiary temperatury wody w strefie zapory wykazały, że mimo niewielkiej głębokości (1,5 m) występują widoczne różnice temperatur pomiędzy powierzchnią a przydenną warstwą wody (Tabela 2). Są to różnice wynoszące od 6°C do 7°C. Tak więc w okresie od maja do sierpnia można mówić o stratyfikacji letniej w zbiorniku, przy czym ogranicza się ona do strefy zapory.

Tabela 2. Temperatura [°C] wody w strefie zapory

Głębokość [m]	Data pomiaru					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
0,3m	10,3	17,8	24,3	24,3	24,4	16,2
1 m	10	17,5	20,3	22,1	24,1	16,2
2 m	8,8	15,4	17,3	17,8	18,4	16,2

Temperatura powierzchniowej warstwy wody w zbiorniku pozostaje w silnej zależności od temperatury powietrza (rys. 3).



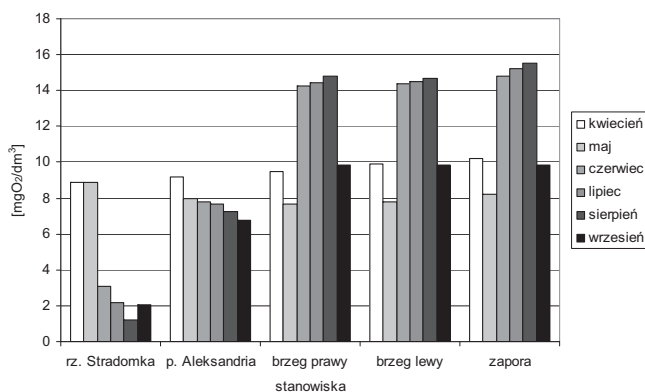
Rys. 3. Zależność temperatury wody zbiornika Blachownia od temperatury powietrza

3.1.2. Stężenie tlenu w wodzie

Wyniki pomiarów stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono w tabeli nr 3 oraz graficznie, na rysunku nr 4.

Tabela 3. Stężenie tlenu w wodzie zbiornika Blachownia [mgO_2/dm^3]

Stanowisko	Data pomiaru					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
rzeka Stradomka	8,88	8,88	3,1	2,2	1,2	2,05
potok Aleksandria	9,21	8	7,81	7,66	7,25	6,78
brzeg prawy	9,46	7,7	14,25	14,45	14,8	9,83
brzeg lewy	9,89	7,8	14,4	14,5	14,7	9,85
odpływ zaporą	10,2	8,2	14,8	15,2	15,5	9,83



Rys. 4. Stężenie tlenu w wodzie zbiornika Blachownia

Niekorzystne warunki tlenowe odnotowano w wodzie rzeki Stradomki, gdzie stężenie tlenu było najniższe. Wynosiło od $8,8 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $1,2 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Tendencja spadkowa występowała od kwietnia do sierpnia. Przyczyny tego zjawiska można upatrywać w niekontrolowanych zrzutach zanieczyszczeń organicznych. Także w przypadku stężenia tlenu w wodzie potoku Aleksandryjka widoczna jest tendencja spadkowa, ale w tym cieku stężenie tlenu było znacznie wyższe, wynosiło od $9,21 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ w kwietniu do $6,78 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ we wrześniu.

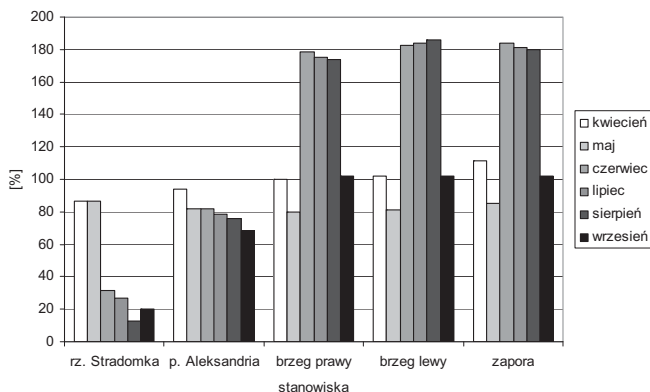
Na wszystkich trzech stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku odnotowanoprzebiegzmianstężeńtlenurozpuszczonegow wodzie, charakterystyczny dla wód zeutrofizowanych. Wiosną i jesienią stężenie tlenu wynosiło od $7 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $9 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, natomiast w okresie lata wzrastało osiągając wartości od $14 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $15 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Wartości te były skutkiem zakwitów zielenic i intensywnego procesu fotosyntezy.

Wskaźnikiem uwidoczniającym jeszcze bardziej intensywną produkcję pierwotną fitoplanktonu jest stopień nasycenia wody tlenem. Wyniki pomiarów nasycenia wody tlenem przedstawiono w tabeli nr 4, oraz graficznie na wykresie (rys. 4).

Tabela 4. Nasycenie tlenem wody zbiornika Blachownia [%]

Stanowisko	Data pomiaru					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
rzeka Stradomka	86,8	86,8	31,6	26,8	12,6	20,3
potok Aleksandria	94,1	82,2	81,9	78,8	75,6	68,4
brzeg prawy	99,98	80,05	178,7	175,4	173,5	102,3
brzeg lewy	102,1	81	182,8	183,6	185,9	102,3
odpływ zapora	111,1	85,2	184	181,1	179,7	102,3

Najniższe wartości nasycenia wody tlenem odnotowano w wodzie rzeki Stradomki, gdzie zakres wartości wynosił od 86% w kwietniu do 12,6% w sierpniu (rys. 5).



Rys. 5. Nasycenie tlenem wody zbiornika Blachownia

Nasycenie tlenem wody potoku Aleksandryjka wskazuje na korzystne warunki tlenowe panujące w tym cieku. Natomiast wysokie wartości omawianego wskaźnika w wodzie zbiornika, gdzie na wszystkich trzech stanowiskach wynosiły od 170% do 185%, wskazują na zakwity zielenic oraz intensywnie przebiegający proces produkcji pierwotnej, charakterystyczny dla wód eutroficznych.

Uwagę zwraca gwałtowne osłabienie fotosyntezy i zmniejszenie stopnia nasycenia wody tlenem we wrześniu. Wskazuje to, że okres od czerwca do sierpnia jest odpowiedzialny za zakwity glonów z grupy zielenic.

3.1.3. Stratyfikacja tlenowa w strefie zapory

Wyniki pomiarów stężenia tlenu i nasycenia wody tlenem, w przekroju pionowym wody zbiornika Blachownia na stanowisku nr 5 w strefie zapory, przedstawiono w tabelach nr 5 i 6.

Tabela 5. Stężenie tlenu w przekroju pionowym, w wodzie zbiornika Blachownia w strefie zapory [mgO_2/dm^3]

Głębokość [m]	Daty pomiarów					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
0,3 m	10,2	7,57	14,75	15,2	15,05	9,83
1 m	10	7,94	12,68	13,88	14,2	9,68
2 m	9,4	4,6	4,41	4,63	5,3	9,62

Tabela 6. Nasycenie wody tlenem w przekroju pionowym, w wodzie zbiornika Blachownia, w strefie zapory [%]

Głębokość [m]	Daty pomiarów					
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
0,3 m	111,1	84,1	183,6	181,1	179,7	102,3
1 m	108,4	85,2	141,7	158,8	178,9	97,44
2 m	98,2	45,5	40	44	48	94,21

Profile tlenowe sporządzone dla poszczególnych miesięcy uwiaryściły obecność stratyfikacji tlenowej, której towarzyszy oksyklin o gradiencie $8,27 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ w czerwcu, $9,25 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ w lipcu oraz $8,9 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ w sierpniu.

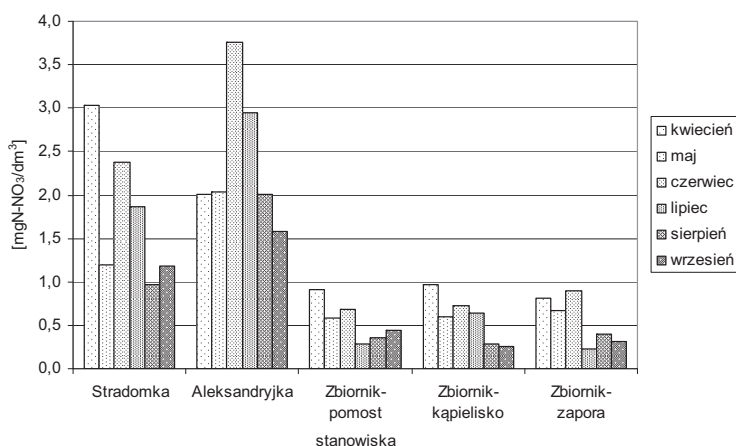
Nasycenie tlenem przydennej warstwy wody w tym czasie wynosiło od 40% do 48%, zatem nie obniżało się poniżej 20% czyli poniżej wartości uważanej za niebezpieczną.

Wykonane pomiary wskazują na wyraźną skłonność do wyczerpywania tlenu w przydennej warstwie wody. Biorąc pod uwagę niewielką głębokość zbiornika (1,5 m) fakt ten należy tłumaczyć intensywną produkcją biomasy, która opadając na dno rozkładając się w warunkach tlenowych powoduje ubytki tlenu.

3.2. Wskaźniki chemiczne jakości wody

3.2.1. Związki azotowe

Zmienność stężeń związków azotowych w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunkach 6–10.



Rys. 6. Stężenie azotu azotanowego w wodzie zbiornika Blachownia

Azot azotanowy

W wodzie rzeki Stradomki stężenie omawianego wskaźnika zmieniało się od 0,97 mgN-NO₃/dm³ do 3,03 mgN-NO₃/dm³, a w wodzie potoku Aleksandryjka od 1,58 mgN-NO₃/dm³ do 3,76 mgN-NO₃/dm³.

Pod względem stężenia dominującej formy azotu jaką jest azot azotanowy, jakość wody rzeki Stradomki zmieniała się w dość dynamiczny sposób. Najwyższą wartość omawianego wskaźnika odnotowano w kwietniu – 3,03 mgN-NO₃/dm³, po czym w maju odnotowano spadek wartości stężenia do 1,19 mgN-NO₃/dm³. Kolejny wzrost odnotowano w czerwcu, po czym nastąpił spadek wartości w lipcu, sierpniu i wrześniu do około 1 mgN-NO₃/dm³. Taka dynamika zmian wskazuje na niestabilność ekosystemu rzeki Stradomki pod względem zawartości azotu azotanowego. Jednocześnie widoczna jest prawidłowość polegającą na występowaniu wyższych stężeń azotu azotanowego w wodach płynących,

w okresie wiosennym, na tle ogólnej tendencji malejącej podczas okresu prowadzenia badań.

W wodzie potoku Aleksandryjka stężenie azotu azotanowego było wyrównane w kwietniu i maju. Najwyższą wartość odnotowano w czerwcu i lipcu, odpowiednio $3,76 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ $2,94 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$.

W wodach cieków zasilających zbiornik Blachownia stężenie azotu azotanowego było wyraźnie wyższe (od 2 do 4 razy) niż w wodzie zbiornika (rys. 6). Na trzech stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku (Stanowisko 3, 4 i 5) zakres zmian stężeń azotu azotanowego wynosił odpowiednio od $0,29 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ do $0,92 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$, od $0,25 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ do $0,96 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ oraz od $0,23 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ do $0,89 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$.

Na tych stanowiskach, mimo niższych wartości odnotowano malejącą tendencję stężeń w okresie od kwietnia do września. Wynika to z faktu wykorzystywania tej mineralnej formy azotu przez organizmy fitoplanktonu.

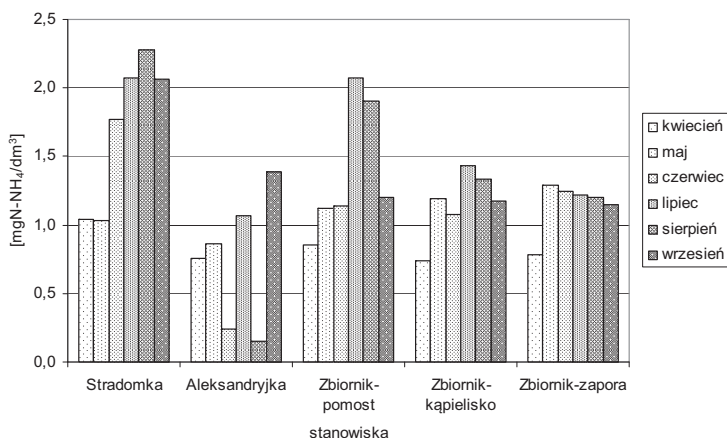
Azot amonowy

Najwyższe stężenia azotu amonowego odnotowano – na tle tendencji wzrostu stężeń, występującej od kwietnia do sierpnia – w wodzie rzeki Stradomki (rys. 7). W tym okresie stężenie azotu amonowego wzrosło z $1,0 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ do $2,3 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. Jak można zauważyć, wzrost stężenia azotu amonowego następuje wraz ze spadkiem stężenia rozpuszczonego w wodzie tlenu oraz spadkiem stężenia azotu azotanowego. Wskazuje to na przebieg procesów przemiany materii w niekorzystnych warunkach tlenowych.

Również w wodzie potoku Aleksandryjka odnotowano wzrost stężenia omawianego wskaźnika z $0,8 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ w kwietniu do $1,4 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ we wrześniu. Stężenia odnotowane w wodzie potoku Aleksandryjka były o połowę mniejsze aniżeli w wodzie Stradomki.

Na stanowisku nr 3, zlokalizowanym na prawym brzegu zbiornika, przy pomoście MOSiR-u, stężenie azotu amonowego było, podobnie jak w rzece Stradomce, podwyższone. Również przebieg zmian w czasie był podobny. Stwierdzone w lipcu i sierpniu podwyższone stężenie azotu amonowego na tym stanowisku wskazują na możliwość zanieczyszczenia zbiornika tą formą azotu pochodzącą z bliżej nie określonego źródła.

Wzrost stężenia azotu amonowego od kwietnia do lipca z $0,7 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ do $1,4 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ odnotowano na stanowisku w rejonie kąpieliska. Zarówno stanowisko nr 3 (pomost MOSiR) jak i stanowisko nr 4 (kąpielisko) zlokalizowane są przy brzegu zbiornika. Niewielka głębokość wody w tych miejscach powinna zapewnić – co miało miejsce – dobre natlenowanie wody. Występujące, pomimo to, podwyższone stężenia azotu amonowego mogą wskazywać na proces amonifikacji.



Rys. 7. Stężenie azotu amonowego w wodzie zbiornika Blachownia

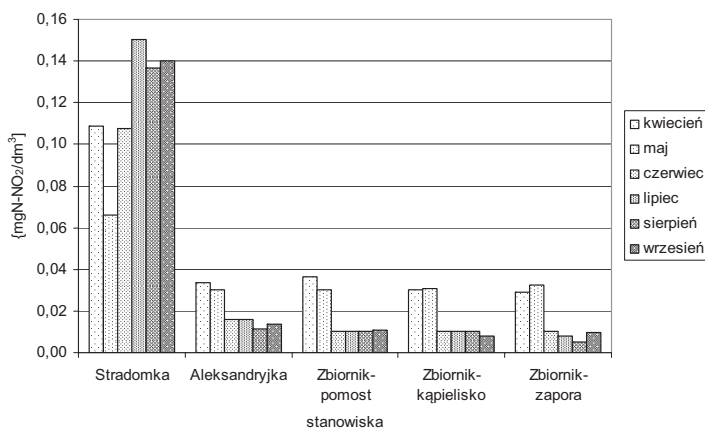
Na stanowisku w rejonie zapory – odpływ ze zbiornika – najniższe ($0,8 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$) stężenie azotu amonowego odnotowano w kwietniu. Od maja do września odnotowano niewielki, ale stopniowy, spadek stężenia z $1,3 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ do $1,1 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$.

Na przedstawionym wykresie (rys. 6) wyróżnia się, pod względem wartości stężeń azotu amonowego, rzeka Stradomka oraz stanowisko na prawym brzegu zbiornika przy pomoście MOSiR. Na tych stanowiskach, w lipcu i sierpniu, odnotowano kilkakrotnie (Stradomka cztery razy, pomost dwa razy,) stężenie azotu amonowego w granicach od $1,8 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ do $2,3 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. O ile wartości stężeń azotu amonowego w wodzie rzeki Stradomki można tłumaczyć procesami przemian w coraz to gorszych warunkach tlenowych, o tyle gwałtowny wzrost stężenia tego wskaźnika w wodzie przy pomoście MOSiR wskazuje na obecność – na obecnym etapie bliżej nie określonego – czynnika (ów) powodującego wprowadzanie do wody tego związku azotowego.

Azot azotynowy

Stężenie jonów azotynowych w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunku 8.

Wyraźnie pod względem wartości stężeń wyróżnia się tutaj rzeka Stradomka, w wodzie której stężenie azotu azotynowego wynosiło od $0,07$ do $0,15 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Na wszystkich pozostałych czterech stanowiskach stężenie tej formy azotu wynosiło od $0,01$ do $0,04 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Uzyskane wyniki w zakresie analiz azotu azotynowego potwierdzają możliwość przebiegania w wodzie rzeki Stradomki procesów przemiany materii w niekorzystnych warunkach tlenowych.

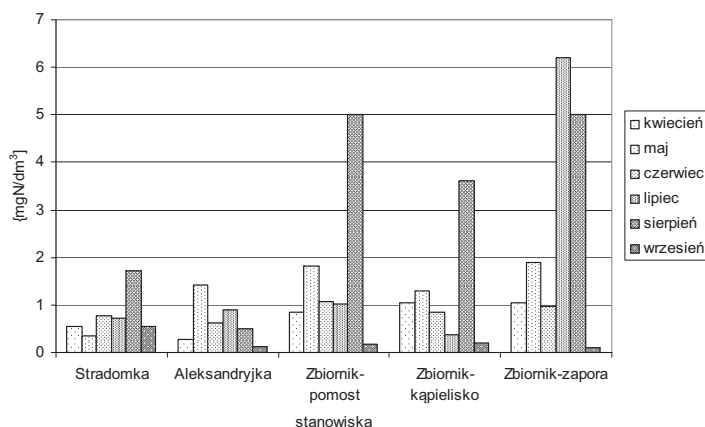


Rys. 8. Stężenie azotu azotynowego w wodzie zbiornika Blachownia

Zauważyć można również, że najniższe wartości stężeń azotu azotynowego w wodzie rzeki Stradomki odnotowano wiosną, w kwietniu i maju, natomiast najwyższe w miesiącach letnich. Odwrotnie kształtowała się pod tym względem sytuacja w wodzie potoku Aleksandryjka oraz w wodzie zbiornika. Na tych stanowiskach najwyższe wartości stężeń wystąpiły w kwietniu, a najniższe pod koniec lata. Takie współzależności również wskazują na znaczenie warunków tlenowych dla kierunku i intensywności przemian azotowych w płytkich, nizinnych zbiornikach zaporowych.

Azot organiczny

Zawartość azotu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia cechowała wysokie stężenia tego wskaźnika (rys. 9). Jednocześnie zmienność czasowa stężenia azotu organicznego na wszystkich stanowiskach była bardzo duża.



Rys. 9. Stężenie azotu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia

W wodzie rzeki Stradomki stężenie azotu organicznego zmieniało się od $0,3 \text{ mgN/dm}^3$ do $1,7 \text{ mgN/dm}^3$. Najwyższą wartość odnotowano w sierpniu ($1,7 \text{ mgN/dm}^3$) w okresie najniższego stężenia tlenu w wodzie tego ciekłu.

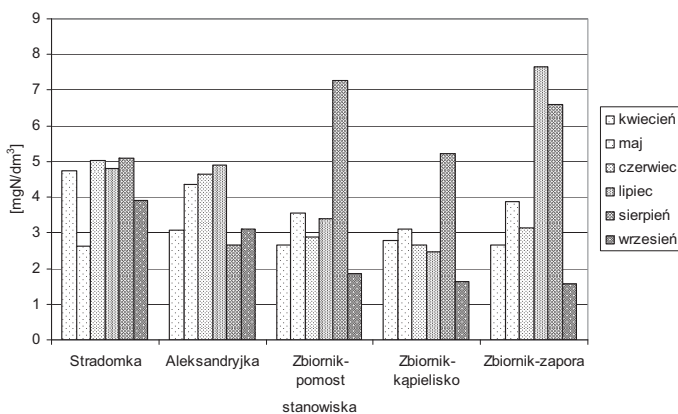
W wodzie potoku Aleksandryjka najwyższe stężenie azotu organicznego odnotowano w maju i od tego czasu, aż do września, obserwowano tendencję spadkową stężenia do $0,1 \text{ mgN/dm}^3$ we wrześniu.

Można powiedzieć, że gdyby nie bardzo wysokie stężenia azotu organicznego odnotowane na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku, przebieg zmian stężeń w czasie na tych stanowiskach byłby bardzo podobny do zmian zachodzących w wodzie potoku Aleksandryjka. Na wszystkich stanowiskach stężenie omawianego wskaźnika zmniejszało się od maja do września, za wyjątkiem sierpnia, w którym odnotowano – na wszystkich trzech stanowiskach – wartości maksymalne wynoszące $5,0 \text{ mgN/dm}^3$, $3,6 \text{ mgN/dm}^3$, oraz $6,2 \text{ mgN/dm}^3$ i $5,0 \text{ mgN/dm}^3$.

Na przedstawionym wykresie (rys. 9) maksymalne wartości stężeń odnotowane na poszczególnych stanowiskach zwracają uwagę ze względu na ich incydentalność. Widać wyraźnie, że wysokie stężenia azotu organicznego pojawiają się skokowo. Po gwałtownym, dużym wzroście stężenia następuje gwałtowny spadek. Wskazuje to na intensywny proces rozkładu powstającej w czasie zakwitów biomasy.

Azot ogólny

Wyraźnie wyższe, w porównaniu do stężeń odnotowanych w wodzie zbiornika, stężenia azotu ogólnego stwierdzono w wodzie cieków zasilających zbiornik (rys. 10).



Rys. 10. Stężenie azotu ogólnego w wodzie zbiornika Blachownia

W wodzie rzeki Stradomki zakres stężeń azotu ogólnego wynosił – w okresie sprawozdawczym – od $2,6 \text{ mgN/dm}^3$ do $5,1 \text{ mgN/dm}^3$. W wodzie potoku Aleksandryjka zakres ten wynosił od $2,7 \text{ mgN/dm}^3$ do $4,9 \text{ mgN/dm}^3$. W wodzie na tych stanowiskach, od wiosny do końca lata obserwowano niewielki, ale stopniowy, wzrost stężenia azotu ogólnego. Pod koniec lata odnotowano zauważalny spadek jego stężenia.

Przebieg zmian stężeń azotu ogólnego na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku był bardzo podobny. Na stanowisku zlokalizowanym na prawym brzegu zbiornika oraz na stanowisku w strefie zapory, od kwietnia do lipca stężenie azotu ogólnego nieznacznie wzrastało. Odnotowano gwałtowny wzrost stężenia całkowitej ilości azotu z $3,4 \text{ mgN/dm}^3$ w lipcu do $7,3 \text{ mgN/dm}^3$ w sierpniu. Podobny nagły wzrost stężenia omawianego wskaźnika z $2,5 \text{ mgN/dm}^3$ do $5,2 \text{ mgN/dm}^3$ odnotowano w sierpniu na stanowisku w rejonie kąpieliska, natomiast w strefie zapory wysokie stężenia – wzrost z $3,1 \text{ mgN/dm}^3$ do $7,7 \text{ mgN/dm}^3$ i $6,6 \text{ mgN/dm}^3$ – pojawiły się w lipcu i w sierpniu.

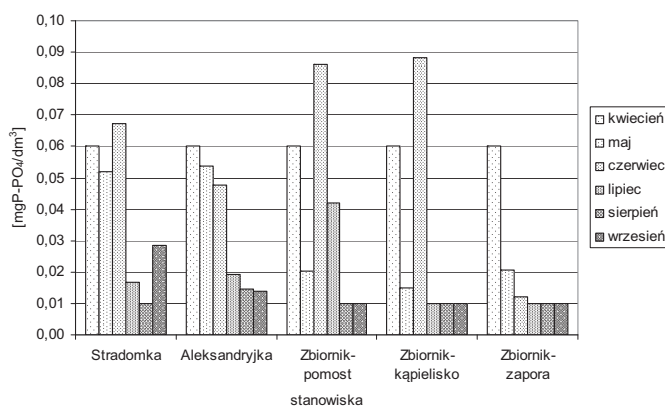
We wrześniu odnotowano wyraźny spadek wartości stężeń azotu na wszystkich stanowiskach. Jak można zauważyć, we wrześniu najwyższa wartość wystąpiła w wodzie rzeki Stradomki ($3,9 \text{ mgN/dm}^3$), następnie w wodzie potoku Aleksandryjka ($3,1 \text{ mgN/dm}^3$), na stanowisku w rejonie pomostu ($1,8 \text{ mgN/dm}^3$), w rejonie kąpieliska ($1,6 \text{ mgN/dm}^3$) oraz w rejonie zapory ($1,6 \text{ mgN/dm}^3$).

Wysokie stężenia azotu ogólnego w sierpniu pozostają w związku z wysokimi stężeniami azotu organicznego w tym miesiącu. Wskazuje to na szczyt stagnacji letniej jako na okres intensywnej produkcji biomasy.

3.2.2. Związki fosforu

Czasowo-przestrzenne zmiany stężeń związków fosforu w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunkach 11–15.

Ortofosforany



Rys. 11. Stężenie fosforu orto-fosforanowego w wodzie zbiornika Blachownia

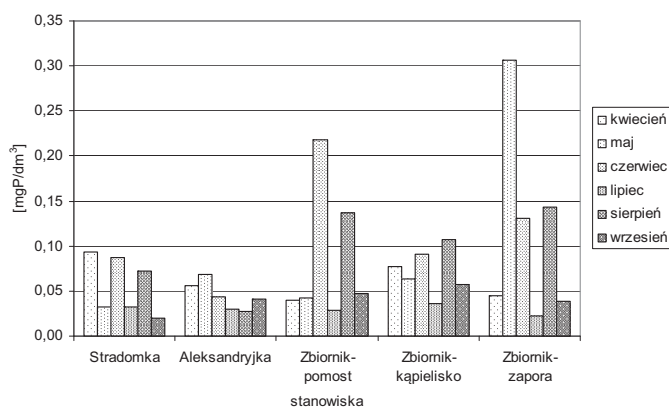
Stężenie fosforu ortofosforanowego w wodzie zbiornika na wszystkich stanowiskach było niskie i zmieniało się w zakresie od $0,01 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$ do $0,09 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$. Można zauważyć (rys. 11), że stężenie tej formy fosforu zmniejsza się od wiosny do jesieni, zwłaszcza w wodzie rzeki Stradomki i po-

toku Aleksandryjka. Tendencja spadkowa stężenia widoczna jest również na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku, zwłaszcza w rejonie zapory, ale na stanowiskach po obu brzegach zbiornika odnotowano podwyższenie stężenia w czerwcu. Być może było to skutkiem nasilonych opadów atmosferycznych i dopływem tej formy fosforu ze zlewni.

Identyczne wartości stężenia fosforu ortofosforanowego wynoszące $0,06 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$ na wszystkich stanowiskach w kwietniu, wskazują na wiosenne wyrównanie stężeń. Z kolei bardzo niskie stężenia tej formy fosforu w wodzie zbiornika od lipca do września wskazują na jej intensywne wykorzystywanie w procesie produkcji biomasy.

Polifosforany

Stężenie fosforu polifosforanowego w wodzie zbiornika Blachownia, w okresie prowadzenia badań, zmieniało się w granicach od $0,02 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$ do $0,31 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$ (rys. 12).



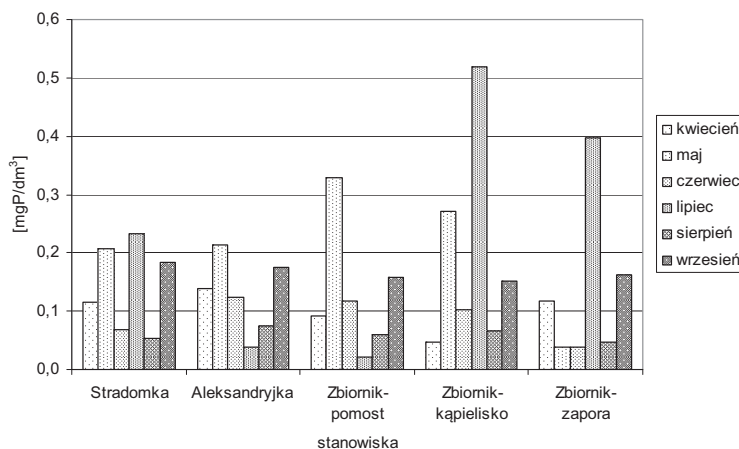
Rys. 12. Stężenie fosforu polifosforanowego w wodzie zbiornika Blachownia

Najniższe stężenia odnotowano w wodzie potoku Aleksandryjka (do $0,07 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$). Incydentalnie podwyższone wartości odnotowano w czerwcu ($0,22 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$) i sierpniu ($0,14 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$) na stanowisku w pobliżu pomostu (stanowisko nr 3) oraz w maju ($0,31 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$), czerwcu ($0,13 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$) i sierpniu ($0,14 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$) na stanowisku nr 5 (w strefie zapory – odpływ ze zbiornika). Podwyższone stężenia tej formy fosforu mogą wynikać z okazjonalnego wprowadzania do wody środków powierzchniowo czynnych, a także mogą być skutkiem ich uwalniania z rozkładającej się i mineralizowanej biomasy organizmów planktonowych.

Fosfor organiczny

Stężenie fosforu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia – z uwzględnieniem wszystkich stanowisk – wynosiło od $0,02 \text{ mgP}/\text{dm}^3$ do

0,52 mgP/dm³ (rys. 13). Na stanowiskach nr 1 i 2 (Stradomka i Aleksandryjka) zakres zmian stężeń fosforu organicznego był bardzo zbliżony – odpowiednio 0,05 mgP/dm³ – 0,23 mgP/dm³ oraz 0,04 mgP/dm³ – 0,21 mgP/dm³. Wartości stężeń wskazują na istotną rolę tych cieków w procesie zasilania fosforem zbiornika Blachownia. Jednocześnie następujące po sobie, raz wyższe raz niższe, stężenia wskazują na niestabilność jakości wody pod tym względem, a zatem występowanie czynników powodujących tą zmienność.



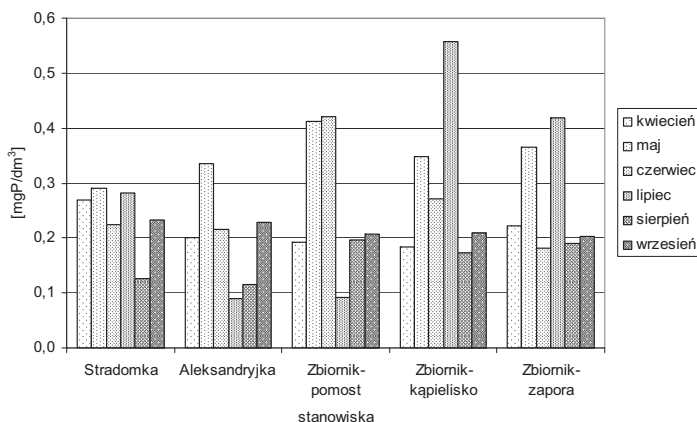
Rys. 13. Stężenie fosforu organicznego w wodzie zbiornika Blachownia

Podwyższone stężenia fosforu organicznego w wodzie zbiornika odnotowano w maju na stanowisku nr 3 przy pomoście MOSiR (0,33 mgP/dm³), w następnych miesiącach – czerwiec, lipiec – stężenia wyraźnie zmniejszały się, po czym jesienią odnotowano pewien wzrost – do 0,16 mgP/dm³ we wrześniu. Również w maju, a następnie w lipcu, odnotowano podwyższone stężenia (odpowiednio 0,27 mgP/dm³ i 0,52 mgP/dm³) omawianego wskaźnika na stanowisku w rejonie kąpieliska. W strefie zapory podwyższenie stężenie tej formy fosforu (z 0,04 mgP/dm³ do 0,4 mgP/dm³) odnotowano w lipcu.

Podwyższone stężenia rozpuszczonych, organicznych form fosforu pochodzą z rozkładającej się biomasy zarówno bakterii, zooplanktonu jak i fitoplanktonu. Zmineralizowane w warunkach tlenowych – a takie występują w zbiorniku – stają się biodostępne i wchodzą ponownie do obiegu materii w ekosystemie.

Fosfor ogólny

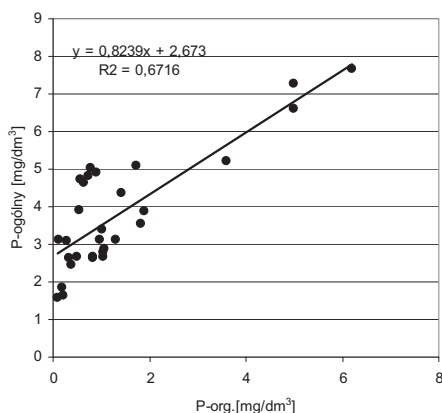
Stężenie całkowitej zawartości fosforu w wodzie rzeki Stradomki zmieniało się od 0,13 mgP/dm³ do 0,29 mgP/dm³, a w wodzie Aleksandryjki od 0,09 mgP/dm³ do 0,33 mgP/dm³ (rys. 14). W obu ciekach stężenie omawianego wskaźnika zmniejszało się od wiosny do lata, po czym wzrastało jesienią.



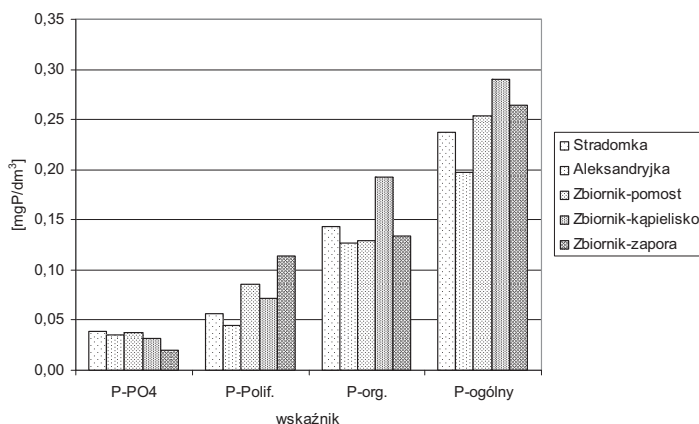
Rys. 14. Stężenie fosforu ogólnego w wodzie zbiornika Blachownia

W wodzie zbiornika, na stanowiskach 3, 4 i 5, zakresy zmian stężeń fosforu ogólnego były wyraźnie większe i wynosiły odpowiednio: 0,09 mgP/dm³ – 0,42 mgP/dm³, 0,17 mgP/dm³ do 0,56 mgP/dm³ oraz 0,18 mgP/dm³ do 0,42 mgP/dm³ (rys. 13). Na ww. stanowiskach stężenie fosforu ogólnego wzrastało od kwietnia do lipca, a następnie zmniejszało się w sierpniu i wrześniu.

O całkowitej zawartości fosforu w wodzie zbiornika decydowało stężenie form organicznych. Zależność stężenia ogólnej ilości fosforu w wodzie zbiornika od stężenia form organicznych przedstawiono na wykresie (rys. 15). Ta forma fosforu dominowała w wodzie na wszystkich stanowiskach. Średni udział organicznych form fosforu w ogólnej ilości tego pierwiastka wynosił od 50% do 66%. Udział pozostałych form wynosił: polifosforanów od 20% do 43%, przy czym wielkość udziału wzrastała wzdłuż osi zbiornika w kierunku zapory, a udział ortofosforanów wynosił średnio od 16% do 8% i zmniejszał się wzdłuż osi zbiornika w kierunku zapory.



Rys. 15. Zależność stężenia fosforu ogólnego od stężenia fosforu organicznego



Rys. 16. Stężenie związków fosforu w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie – 2014 r.

Powyższy wykres (rys. 16) uwidacznia przebieg intensywnych procesów rozkładu i mineralizacji biomasy planktonu (zużycie w tym procesie ortofosforanów) produkowanej w zbiorniku, co znajduje wyraz we wzroście stężeń polifosforanów oraz fosforu organicznego wzdłuż osi zbiornika.

3.2.3. Udziały związków azotowych

Określenie procentowego udziału poszczególnych form azotu i fosforu daje obraz struktury wody pod względem wzajemnych proporcji tych form. Na podstawie średnich stężeń związków azotu i fosforu określono udziały poszczególnych form tych pierwiastków w ich ogólnej ilości występujących w wodzie zbiornika Blachownia, w roku 2014. Wyniki przedstawiono w tabelach 7 i 8, oraz zilustrowano graficznie na wykresach (rys. 17 i 18).

W wodach cieków zasilających zbiornik dominującą formą azotu był azot azotanowy, którego udział w wodach rzeki Stradomki oraz potoku Aleksandryjka wynosił odpowiednio 40,4% oraz 62,9%. Średni udział azotanowej formy azotu w wodzie zbiornika był zdecydowanie niższy. Dla stanowisk nr 3, 4, i 5 wynosił odpowiednio 15,1%, 19,4% i 13,0%.

Tabela 7. Średnie wartości udziału [%] form azotu

Stanowisko	N-NO ₃	N-NH ₄	Norg.	N-NO ₂
Rzeka Stradomka	40,4	39,1	17,8	2,7
Potok Aleksandryjka	62,9	19,6	17,0	0,5
Zbiornik-pomost	15,1	38,4	46,0	0,5
Zbiornik-kąpielisko	19,4	38,9	41,2	0,6
Zbiornik-zapora	13,0	27,0	59,7	0,4

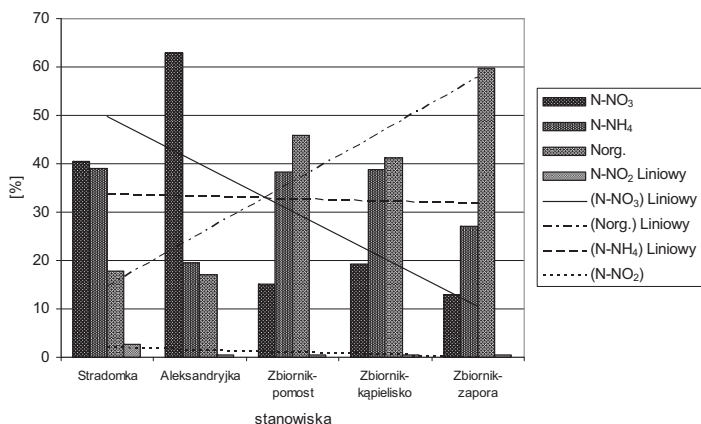
Udział azotu amonowego w wodzie na poszczególnych stanowiskach wynosił od 19,6% do 39,1%. Najniższą wartość obliczono dla wody potoku Aleksandryjka, a najwyższą dla rzeki Stradomki.

W wodzie rzeki Stradomki udział azotu azotanowego oraz azotu amonowego był zbliżony (odpowiednio 40,4% i 39,1%). Dane te wskazują na doprowadzanie tych form azotu do zlewni cieków, przy czym udział azotu amonowego może świadczyć o wpływie zanieczyszczeń w postaci ścieków bytowo-gospodarczych. Tego zjawiska nie odnotowano w przypadku potoku Aleksandryjka.

Równie wysoki, jak w wodzie rzeki Stradomki, udział azotu amonowego w wodzie zbiornika na wszystkich trzech stanowiskach wskazuje na niewielkie wykorzystywanie tej formy azotu w procesach przemiany materii.

Udział azotu organicznego w wodach cieków zasilaających zbiornik pozostaje w odwrotności do udziału azotu azotanowego. W wodach Stradomki i potoku Aleksandryjka, wysokim wartościom udziału azotu azotanowego (40% i 63%) odpowiadają niskie wartości udziału azotu organicznego (17%). Z kolei niskim wartościom udziału azotu azotanowego w wodzie zbiornika (13–19%) odpowiadają wysokie udziały azotu organicznego (40–60%). Wskazuje to na główną rolę i znaczenie azotanowej formy azotu w procesie przemiany materii w badanym zbiorniku.

Podwyższony w porównaniu z pozostałymi stanowiskami udział azotu azotanowego w wodzie Stradomki pozostaje w związku z wysokim udziałem azotu amonowego, a także potwierdza niekorzystne warunki tlenowe w wodzie tego ciek.



Rys. 17. Udział związków azotu w ogólnej ilości tego pierwiastka, w wodzie zbiornika Blachownia

Przedstawione na wykresie (rys. 17) linie trendu należy traktować wyłącznie orientacyjnie, nie mniej pozwalają one uwidocznąć i podkreślić różnice pomiędzy udziałami azotu azotanowego oraz azotu organicznego w wodach cieków zasilaających zbiornik a wodą w zbiorniku na poszczególnych stanowiskach.

3.2.4. Udziały związków fosforu

Dominującą formą fosforu w wodzie zbiornika Blachownia na wszystkich stanowiskach był fosfor organiczny (tab. 8). Udział tej formy fosforu wynosił od 51% do 66%. W wodach rzeki Stradomki i potoku Aleksandryjka wartości udziału wynosiły odpowiednio 60% i 64%, a w wodzie zbiornika na stanowiskach 3, 4 i 5 były nieco niższe i wynosiły odpowiednio 51%, 66% i 51%.

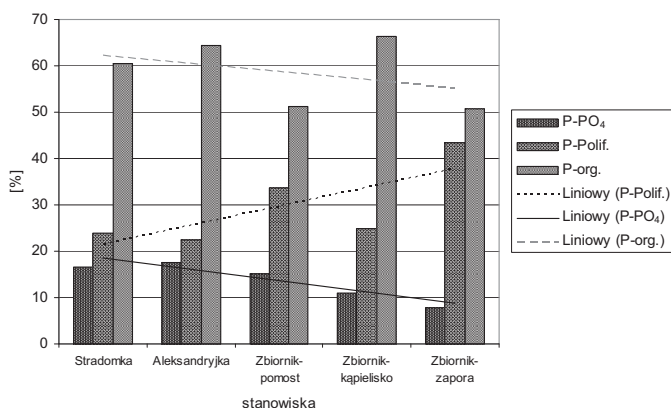
W porównaniu do wód Stradomki i Aleksandryjki, gdzie średni udział polifosforanów wynosił odpowiednio 24% i 22%, udział polifosforanów w wodzie zbiornika był nieco wyższy i wynosił na kolejnych stanowiskach odpowiednio 34%, 25% i 43%.

Najniższe wartości odnotowano dla ortofosforanów. Udział tej formy fosforu – najistotniejszej z punktu widzenia procesów produkcji pierwotnej – wynosił w wodach Stradomki i Aleksandryjki odpowiednio 16% i 18%. W wodzie zbiornika, analizując zmiany wzdłuż jego osi podłużnej, wartości udziału ortofosforanów stopniowo obniżały się i wynosiły na stanowiskach 3, 4, i 5 odpowiednio 15%, 11% i 8%. Wskazuje to na wykorzystywanie tej mineralnej formy fosforu w procesie produkcji biomasy.

Tabela 8. Średnie wartości udziału [%] form fosforu

Stanowisko	P-org.	P-Polif.	P-PO ₄
Stradomka	60	24	16
Aleksandryjka	64	22	18
Zbiornik-pomost	51	34	15
Zbiornik-kąpielisko	66	25	11
Zbiornik-zapora	51	43	8

Przedstawione graficznie na wykresie (rys. 17) zmiany udziałów uwidaczniają wzrostową tendencję w przypadku polifosforanów oraz spadkową dla ortofosforanów.



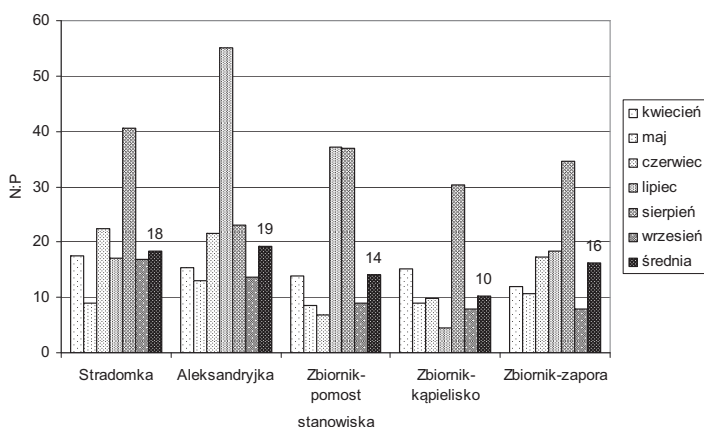
Rys. 18. Udział związków fosforu w ogólnej ilości tego pierwiastka w wodzie zbiornika Blachownia

3.2.5. Stosunek N:P

Fosfor jest pierwiastkiem niezbędnym dla biologicznych procesów przemiany materii i jego stężenie w wodzie decyduje o intensywności procesów wewnątrz zbiornikowych. Rola fosforu w tego rodzaju przemianach jest kluczowa.

Stosunek całkowitego stężenia rozpuszczonego w wodzie azotu do całkowitego stężenia fosforu (N:P) wskazuje, który pierwiastek – azot czy fosfor – i w jakim stopniu limituje procesy produkcji pierwotnej.

Wartości wskaźnika N:P dla zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunku 19.



Rys. 19. Stosunek N:P w wodzie zbiornika Blachownia

Średnia wartość stosunku N:P dla wszystkich pięciu stanowisk wynosiła od 10 do 19. Wyższe wartości tego wskaźnika, wskazujące na korzystniejsze warunki hydrochemiczne, stwierdzono dla Stradomki i Aleksandryki (odpowiednio 18 i 19). W wyniku wyczerpywania związków azotowych w wodzie zbiornika, średnia wartość wskaźnika była nieco mniejsza (10–16). Odnotowane kilkakrotnie wysokie wartości wskaźnika, zarówno w ciekach zasilających zbiornik jak i w wodzie zbiornika, pozostają w związku ze wzrostem stężenia azotu amonowego i organicznego.

Poniżej przedstawiono zależności pomiędzy wartością stosunku N:P, a stężeniem ogólnym azotu i fosforu (tabela 9).

Tabela 9. Równania regresji dla zależności wskaźnika N:P w wodzie zbiornika Blachownia. Zależność stosunku N:P od stężenia $N_{ogólnego}$ i $P_{ogólnego}$ w zbiorniku Blachownia

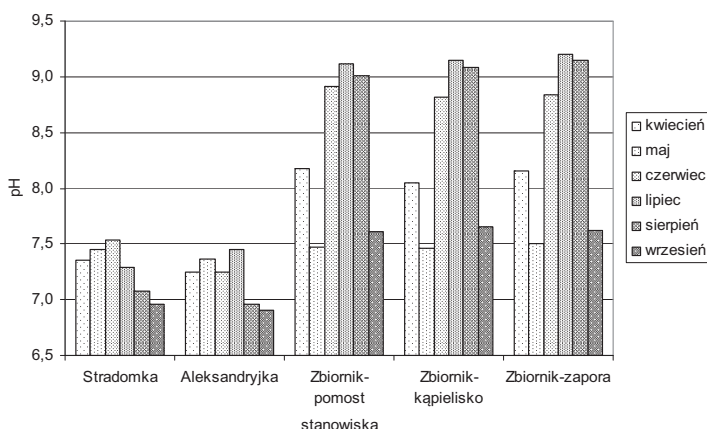
Stanowisko	równanie krzywej dla P	równanie krzywej dla N	wsp. korel. „r” dla P	wsp. korel. „r” dla N
Stradomka	$y = -167,04x + 59,947$	$y = 7,6786x - 13,295$	0,9506	0,4679
Aleksandryjka	$y = -135,37x + 49,721$	$y = 9,072x - 11,438$	0,7363	0,5361
Zbiornik-pomost	$y = -76,766x + 37,501$	$y = 5,1799x - 0,5866$	0,7082	0,6794
Zbiornik-kąpielisko	$y = -40,494x + 24,142$	$y = 6,9149x - 8,2441$	0,633	0,8931
Zbiornik-zapora	$y = -18,862x + 21,638$	$y = 2,8423x + 4,5759$	0,2009	0,7027

Współczynniki korelacji pokazują, że wartość stosunku N:P w wodach Stradomki i Aleksandryjki zależy w wysokim stopniu od stężenia fosforu, natomiast w wodzie zbiornika, zwłaszcza w strefie zapory na odpływie, od stężenia azotu (70–90%).

3.3. Pozostałe wskaźniki jakości wody

3.3.1. pH wody

Wyraźnie widoczna jest duża różnica pomiędzy pH wody rzek zasilających zbiornik a wodą w zbiorniku (rys. 20). pH wody rzeki Stradomki zmieniało się w granicach od pH = 7,0 do pH = 7,5, a wody potoku Aleksandryjka od pH = 6,9 do pH = 7,5. W obu ciekach pH wody wzrastało (nieznacznie) od kwietnia do czerwca, następnie spadało od czerwca do września.



Rys. 20. Zmiany pH wody zbiornika Blachownia

Przebieg zmian pH wody zbiornika na poszczególnych stanowiskach (3, 4, 5) był bardzo podobny (rys. 20). Odnotowana w kwietniu wartość pH wynosząca 8,2 na wszystkich trzech stanowiskach odzwierciedla wiosenny zakwit okrzemek, po którym – w maju – odnotowano spadek wartości do pH = 7,5 na wszystkich stanowiskach.

Miesiące letnie (czerwiec, lipiec i sierpień) charakteryzowały się wysokim pH wody wynoszącym od pH = 8,8 do pH = 9,2 na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku. Wartości te wynikają z występującego w tym czasie zakwitu glonów z grupy zielenic. Z początkiem września odnotowano spadek wartości wskaźnika do pH = 7,5, co wskazuje na znaczne zmniejszenie intensywności produkcji pierwotnej w zbiorniku.

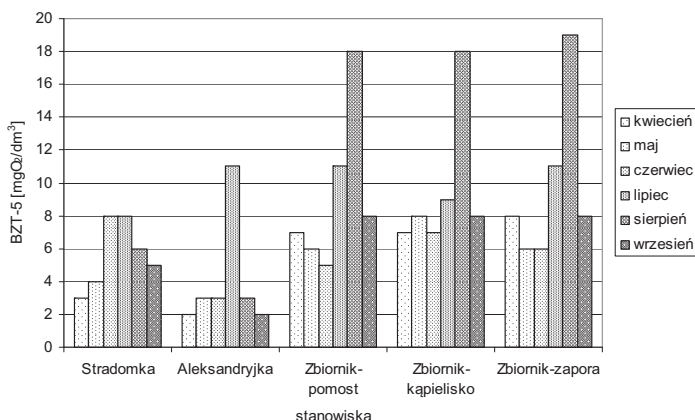
Widoczne na wykresie (rys. 20) różnice pomiędzy pH wody cieków zasilających zbiornik a wodą zbiornika wskazują na intensywny proces fotosyntezy zachodzący w zbiorniku.

3.3.2. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT-5)

Przebieg zmian BZT-5 w wodzie zbiornika Blachownia był bardzo podobny do opisanych wcześniej zmian pH (rys. 21).

Zakres wartości wskaźnika BZT-5 w wodach rzeki Stradomki i potoku Aleksandryjki wynosił odpowiednio od 3 mgO₂/dm³ do 8 mgO₂/dm³, oraz od 2 mgO₂/dm³ do 11 mgO₂/dm³. Od kwietnia do lipca wartość wskaźnika w tych wodach wzrastała od wartości minimalnych do maksymalnych. Od lipca do września wartości obniżały się wyraźnie (rys. 21).

Incydentalnie odnotowana podwyższona wartość BZT-5 – 112 mgO₂/dm³ w wodzie potoku Aleksandryjka wskazuje na potencjalną możliwość występowania zdarzeń – niekontrolowanych zrzutów ścieków komunalnych – powodujących wzrost BZT-5 w cieku.

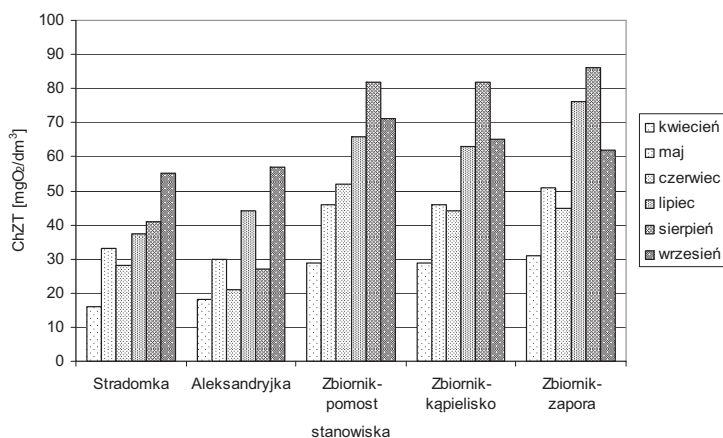


Rys. 21. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody zbiornika Blachownia

W wodzie zbiornika na stanowiskach 3, 4 i 5 wartości BZT-5 wzrastały do kwietnia do sierpnia odpowiednio od 7 mgO₂/dm³ do 18 mgO₂/dm³, od 7 mgO₂/dm³ do 18 mgO₂/dm³ i od 6 mgO₂/dm³ do 19 mgO₂/dm³. Na wszystkich trzech stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku maksymalne wartości BZT-5 odnotowano w sierpniu. Tak wysokie wartości wskaźnika należy przypisać intensywnej produkcji i rozkładu biomasy organizmów planktonowych.

3.3.3. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)

Wskaźnik ChZT określa zawartość w wodzie substancji organicznych i niektórych związków nieorganicznych, nie ulegających odpowiednio szybko przemianom mikrobiologicznym, natomiast wymagających do ich utlenienia utleniacza chemicznego.



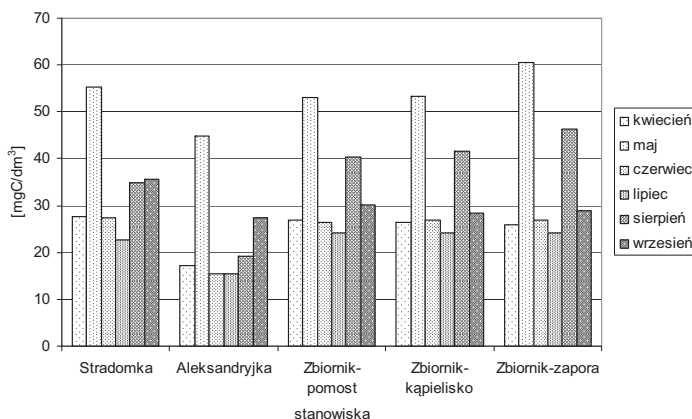
Rys. 22. Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu w wodzie zbiornika Blachownia

Wartości wskaźnika ChZT w wodach cieków zasilających zbiornik wynosiły; dla rzeki Stradomki od 16 mgO₂/dm³ do 55 mgO₂/dm³, dla potoku Aleksandryjka od 18 mgO₂/dm³ do 57 mgO₂/dm³. Tendencja wzrostowa tego wskaźnika utrzymywała się w wodzie obu cieków od kwietnia do września, w którym odnotowano wartości maksymalne (rys. 22).

W wodzie zbiornika zakres zmian wartości ChZT był – w porównaniu do cieków zasilających – nieco większy i wynosił: dla stanowiska 3 – od 29 mgO₂/dm³ do 82 mgO₂/dm³, dla stanowiska nr 4 – od 29 mgO₂/dm³ do 82 mgO₂/dm³ i dla stanowiska nr 5 – od 31 mgO₂/dm³ do 86 mgO₂/dm³. Także i na tych stanowiskach wzrostową tendencję wartości stwierdzono w okresie od kwietnia do sierpnia. Obniżenie wartości odnotowano we wrześniu.

3.3.4. Węgiel całkowity

Zawartość oraz zmiany całkowitego stężenia węgla rozpuszczonego w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunku 23. Na pierwszy rzut oka, widoczne są maksymalne wartości stężenia od 44,9 do 60,6 mgC/dm³, które wystąpiły w maju na wszystkich pięciu stanowiskach. Należy sądzić, że pozostaje to w związku z okresowymi opadami deszczu.



Rys. 23. Stężenie węgla całkowitego w wodzie zbiornika Blachownia

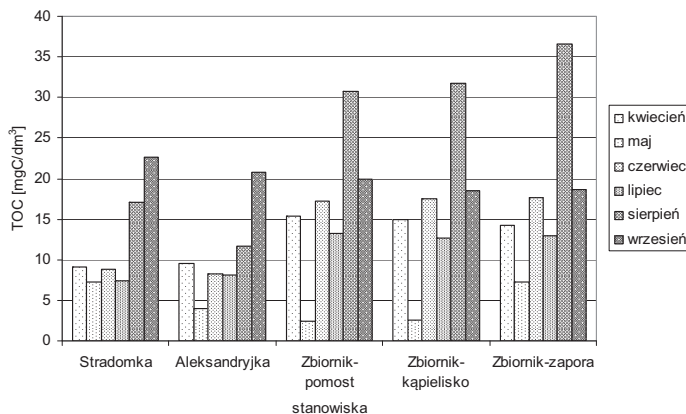
Dynamika zmian stężeń tego wskaźnika w pozostałym okresie czasu była słaba. Zakres stężeń – z pominięciem wartości z maja – dla rzeki Stradomki wynosił od 2 mgC/dm³ do 36,7 mgC/dm³, dla potoku Aleksandryjka od 15,5 mgC/dm³ do 27,5 mgC/dm³.

Na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku zakres zmian stężeń węgla całkowitego rozpuszczonego w wodzie wynosił od 24,1 mgC/dm³ do 46,3 mgC/dm³. Na wszystkich pięciu stanowiskach obserwowano słabą tendencję wzrostu wartości wskaźnika od wiosny do końca lata. We wrześniu w wodzie zbiornika odnotowano obniżenie wartości stężeń. Nie stwierdzono tego w wodzie Stradomki i Aleksandryjki, gdzie odnotowano wzrost stężenia węgla całkowitego.

Widoczne na wykresie, nieco podwyższone wartości całkowitego stężenia węgla, które odnotowano w sierpniu, w wodzie zbiornika mogą wskazywać na zachodzące w tym czasie procesy rozkładu materii organicznej produkowanej w zbiorniku.

3.3.5. Węgiel organiczny całkowity

Zmiany stężeń rozpuszczonego w wodzie zbiornika Blachownia węgla organicznego przedstawiono na rysunku 24.



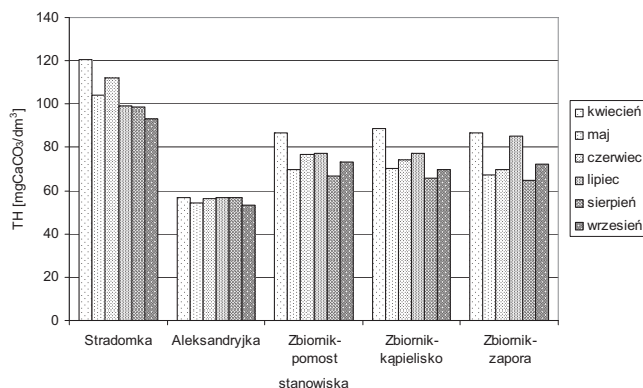
Rys. 24. Stężenie węgla organicznego w wodzie zbiornika Blachownia

W wodzie rzeki Stradomki od kwietnia do lipca stężenie węgla organicznego wynosiło od 7,2 mgC/dm³ do 9,1 mgC/dm³. Wzrost stężenia tego wskaźnika do 17,1 mgC/dm³ a następnie do 22,7 mgC/dm³ odnotowano w sierpniu i wrześniu. W wodzie potoku Aleksandryjka, w okresie od kwietnia do sierpnia, stężenie węgla organicznego wynosiło od 4,0 mgC/dm³ do 11,7 mgC/dm³. Podobnie jak w rzece Stradomce, nagły wzrost stężenia do 20, mgC/dm³ odnotowano we wrześniu.

W wodzie zbiornika stężenie węgla organicznego zmieniało się w znacznie większym zakresie aniżeli w wodzie cieków zasilających zbiornik. Na wszystkich trzech stanowiskach najniższe wartości stężenia wynoszące odpowiednio 2,6 mgC/dm³, 2,6 mgC/dm³ i 7,3 mgC/dm³ odnotowano w maju czyli w miesiącu, w którym odnotowano maksymalne stężenia węgla ogólnego. Z kolei wartości maksymalne, wynoszące odpowiednio 30,8 mgC/dm³, 31,8 mgC/dm³, 36,6 mgC/dm³ odnotowano w sierpniu. W miesiącu tym (patrz wyżej) odnotowano maksymalne wartości stężeń ChZT. W pozostałych miesiącach stężenie węgla organicznego w wodzie zbiornika wynosiło od 12,2 mgC/dm³ do 19,9 gC/dm³. Od kwietnia do września widoczna jest nieznaczna tendencja wzrostowa wartości tego wskaźnika.

3.3.6. Twardość ogólna wody

Najwyższe stężenia twardości ogólnej wody stwierdzono w przypadku wody rzeki Stradomki (rys. 25). Od kwietnia do września obserwowano stopniowe zmniejszanie się twardości wody na tym stanowisku od 121 mgCaCO₃/dm³ do 93 mgCaCO₃/dm³. Z kolei o około połowę niższe i bardzo wyrównane wartości odnotowano w przypadku potoku Aleksandryjka, gdzie zakres zmian wskaźnika wynosił od 53 mgCaCO₃/dm³ do 57 mgCaCO₃/dm³.



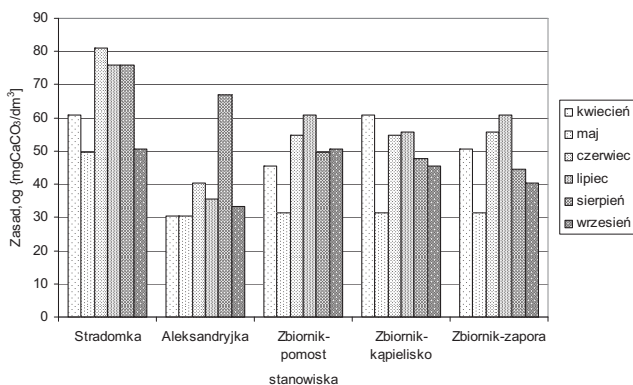
Rys. 25. Twardość ogólna wody zbiornika Blachownia

Twardość ogólna wody w zbiorniku, podobnie jak w przypadku wody rzeki Stradomki, od kwietnia do września obniżała się na wszystkich stanowiskach z $87 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$ do $70 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$.

Pod względem twardości ogólnej woda zbiornika Blachownia zalicza się do wód średnio twardych, słabo zbuforowanych. Twardość wody w zbiorniku jest jakby wynikiem uśrednienia wartości wód cieków zasilających zbiornik. Średnia wartość twardości wód obliczona dla Stradomki i Aleksandryjki wyniosła $71,6 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$. Natomiast średnia dla wody zbiornika wyniosła $74,6 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$.

3.3.7. Zasadowość wody

Najwyższą zasadowość wody (w przeliczeniu na $\text{mgCaCO}_3/\text{dm}^3$), stwierdzono w wodzie rzeki Stradomki (rys. 26). W wodzie tego cieku zakres zmian stężeń wynosił od $50 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$ do $81 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$. Wartości najniższe odnotowano wiosną i jesienią, a najwyższe w okresie lata.



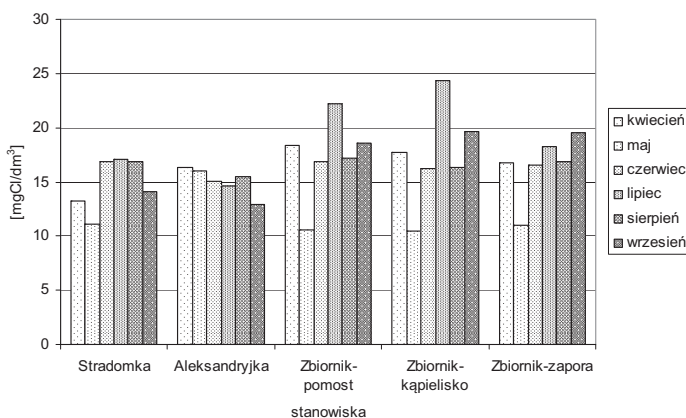
Rys. 26. Zasadowość wody zbiornika Blachownia

Zasadowość wody potoku Aleksandryjka zmieniała się w granicach od $30 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$ do $67 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$. Wartość maksymalną, będącą prawdopodobnie skutkiem nasilonych opadów atmosferycznych, odnotowano w sierpniu.

Na wszystkich trzech stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku odnotowano nieco podwyższone wartości zasadowości w kwietniu (odpowiednio: $46 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$, $61 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$, $51 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$), po czym w maju odnotowano wartość znacznie niższą, identyczną dla wszystkich trzech stanowisk, wynoszącą $31 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$. Od lata do jesieni (od czerwca do września) zasadowość wody w zbiorniku obniżała się z $61 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$ do $40 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$. Opisane obniżanie zasadowości (stężenia kwaśnych węglanów) wiąże się z okresem intensywnego procesu fotosyntezy w czasie zakwitnięcia fitoplanktonu intensywnie wykorzystującego zawarty w kwaśnych węglanach dwutlenek węgla.

3.3.8. Jony chlorkowe

Wodę zbiornika Blachownia cechuje bardzo niskie zasolenie (rys. 27). Zakres zmian stężeń jonów chlorkowych, uwzględniający wszystkie wykonane pomiary i wszystkie stanowiska pobierania prób wynosił od $10 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ do $24 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$.



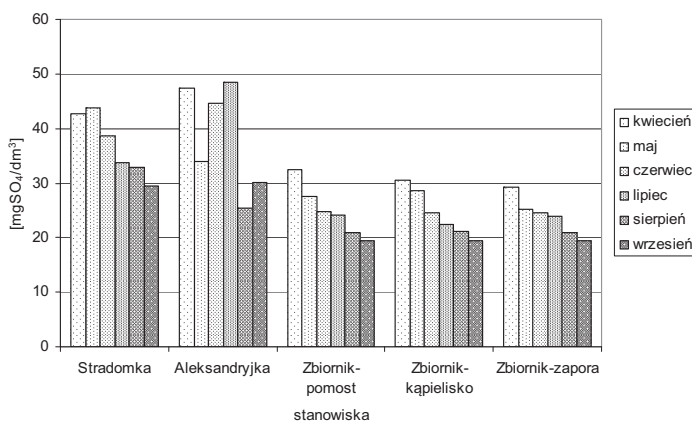
Rys. 27. Stężenie jonów chlorkowych w wodzie zbiornika Blachownia

W wodach cieków zasilających zbiornik, stężenie jonów chlorkowych było okresowo nieco niższe aniżeli w wodzie zbiornika. Zakres zmian stężeń jonów chlorkowych w Stradomce oraz Aleksandryjce wynosił odpowiednio od $11 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ do $17 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$, oraz od $13 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ do $16 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$, natomiast w wodzie zbiornika, na kolejnych stanowiskach (3, 4 i 5), wynosił odpowiednio od $11 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ do $22 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$, od 10 do $24 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ oraz od $11 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ do $19 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$.

W wodzie rzeki Stradomki najniższe wartości omawianego wskaźnika odnotowano wiosną i jesienią (rys. 26), natomiast wartości najwyższe w miesiącach letnich. W wodzie potoku Aleksandryjka od kwietnia do września – mimo bardzo niskich wartości stężeń – obserwowano zmniejszanie się stężenia jonów chlorkowych z 16 mgCl/dm^3 do 13 mgCl/dm^3 .

3.3.9. Jony siarczanowe

W wodzie zbiornika Blachownia odnotowano niskie stężenia jonów siarczanowych, jednakże były to wartości wyższe niż stężenia jonów chlorkowych (rys. 28).

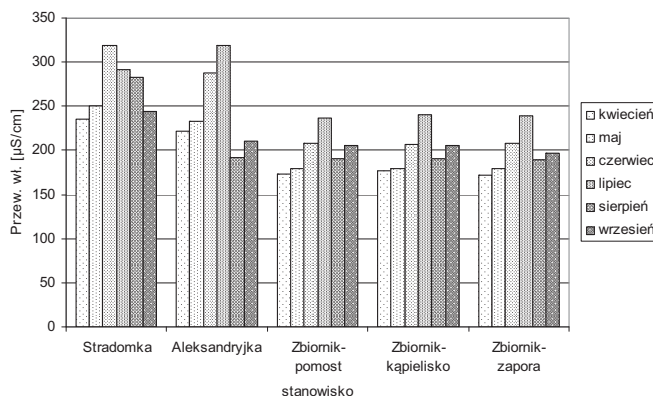


Rys. 28. Stężenie jonów siarczanowych w wodzie zbiornika Blachownia

Całkowity zakres zmian stężeń jonów siarczanowych, uwzględniający wszystkie wykonane pomiary i wszystkie stanowiska pobierania prób, wynosił od $19 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ do $49 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$. Stężenie jonów siarczanowych w wodach cieków zasilających zbiornik wynosiło: dla rzeki Stradomki od $30 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ do $44 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$, dla potoku Aleksandryjka od $34 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ do $49 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$. W wodzie zbiornika, na stanowiskach 3, 4 i 5 zakres stężeń omawianego wskaźnika wynosił odpowiednio: od $19 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ do $32 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$, od 19 do $31 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ i od $20 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$ do $29 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$. Jak więc widać, średnia wartość stężenia jonów siarczanowych w dopływach wynosiła około $40 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$, a w wodzie zbiornika około $25 \text{ mgSO}_4/\text{dm}^3$.

3.3.10. Przewodnictwo właściwe wody

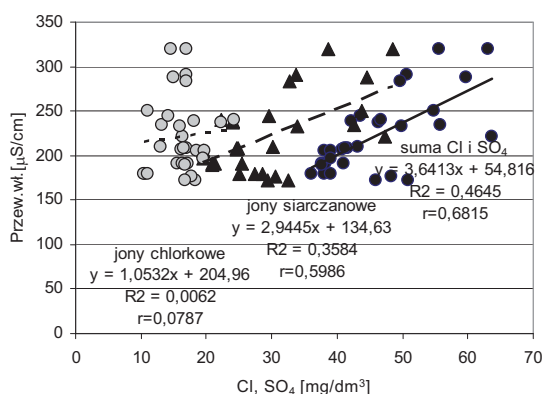
Odnotowane wartości przewodnictwa właściwego wody zbiornika Blachownia są charakterystyczne dla wód o niskim stopniu zasolenia (rys. 29).



Rys. 29. Przewodnictwo właściwe wody zbiornika Blachownia

Przewodnictwo właściwe wody rzeki Stradomki i potoku Aleksandryjka było zauważalnie wyższe niż przewodnictwo wody zbiornika. Wartości wskaźnika w wodzie Stradomki wynosiły od 235 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a potoku Aleksandryjka od 192 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Natomiast w wodzie zbiornika, na poszczególnych stanowiskach (3, 4 i 5), zakres zmian wartości wskaźnika wynosił odpowiednio: od 173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 237 $\mu\text{S}/\text{cm}$, od 173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ oraz od 172 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 239 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

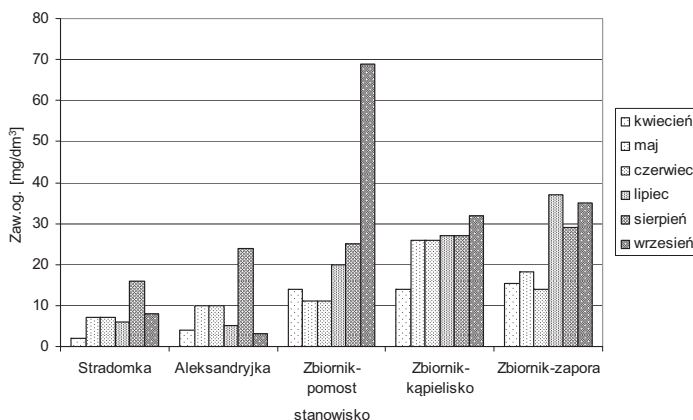
O przewodnictwie właściwym wody decyduje ilość i jakość rozpuszczonych w wodzie soli mineralnych, przede wszystkim stężenie jonów chlorkowych i siarczanowych. Poniżej na wykresie (rys. 30) przedstawiono zależność przewodnictwa właściwego wody zbiornika Blachownia od stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych. Z przedstawionego wykresu wynika, że o przewodnictwie właściwym wody zbiornika Blachownia decydują przede wszystkim jony siarczanowe ($r=0,5986$). W znacznie mniejszym stopniu przewodnictwo właściwe wody koreluje ze stężeniem jonów chlorkowych ($r=0,0787$). Najwyższy współczynnik korelacji uzyskano dla sumy jonów chlorkowych i siarczanowych ($r=0,6815$).



Rys. 30. Zależność przewodnictwa właściwego od stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych

3.3.11. Zawiesina

W wodach cieków zasilających zbiornik stężenie zawiesiny zmieniało się: w Stradomce od 2 mg/dm³ do 16 mg/dm³, w Aleksandryjce od 4 mg/dm³ do 24 mg/dm³ (rys. 31).



Rys. 31. Stężenie zawiesiny ogólnej w wodzie zbiornika Blachownia

W wodzie zbiornika stężenie zawiesiny na stanowiskach 3, 4 i 5 wynosiło odpowiednio: od 14 mg/dm³ do 69, od 14 mg/dm³ do 32 mg/dm³ oraz od 15 mg/dm³ do 37 mg/dm³.

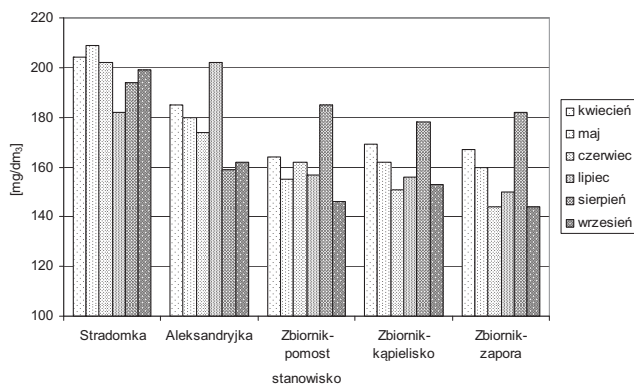
Maksymalne stężenie zawiesiny w wodzie Stradomki (16 mg/dm³) i Aleksandryjki (24 mg/dm³) odnotowano w sierpniu. Na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku, od kwietnia do września widoczna była tendencja wzrostowa stężenia zawiesiny. Najwyższe stężenia odnotowano we wrześniu.

Wysokie stężenia zawiesiny w wodzie zbiornika spowodowane są jego podatnością na mieszanie pod wpływem wiatru. Zawiesina w wodzie zbiornika ma charakter autochtoniczny, organiczny. Jest produktem procesów wewnątrz zbiornikowych.

3.3.12. Substancje rozpuszczone w wodzie

Substancje rozpuszczone ogólne

Badania stężeń rozpuszczonych w wodzie substancji (rys. 32) potwierdzają opisane wyżej wyniki dotyczące stężeń jonów chlorkowych, siarczanowych i przewodnictwa właściwego.



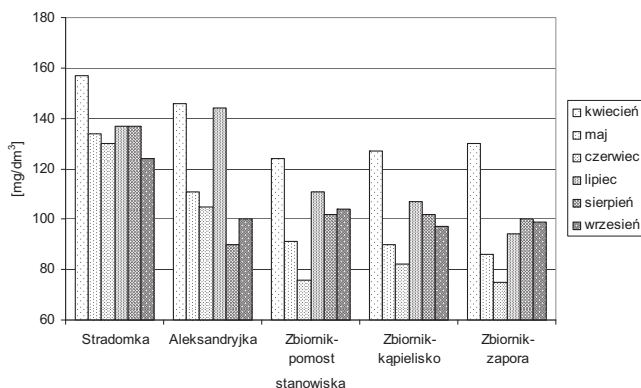
Rys. 32. Całkowite stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia

Najwyższe stężenia całkowitej zawartości substancji rozpuszczonych w wodzie stwierdzono w ciekach zasilających zbiornik, odpowiednio wynoszące od 182 mg/dm^3 do 209 mg/dm^3 w Stradomce i od 159 mg/dm^3 do 202 mg/dm^3 w Aleksandryjce. W wodzie zbiornika zakres zmian stężeń uwzględniający wszystkie trzy stanowiska był niewielki i wynosił od 44 mg/dm^3 do 185 mg/dm^3 .

Na wszystkich pięciu stanowiskach pobierania prób widoczna jest niewielka, ale zauważalna, tendencja spadkowa stężeń omawianego wskaźnika. Ta tendencja koresponduje z opisaną wyżej tendencją spadkową stężenia jonów siarczanowych.

Substancje rozpuszczone lotne

W wodach cieków zasilających zbiornik stężenia lotnych substancji (ulegających spalaniu w temperaturze 550°C) były wyższe niż stężenia odnotowane dla wody zbiornika (rys. 33). W wodzie rzeki Stradomki zakres stężeń, przy widocznej tendencji spadkowej od kwietnia do września, wynosił od 157 mg/dm^3 do 124 mg/dm^3 , a w wodzie potoku Aleksandryjka – w którym także obserwowano tendencję spadkową w czasie – od 146 mg/dm^3 do 100 mg/dm^3 .



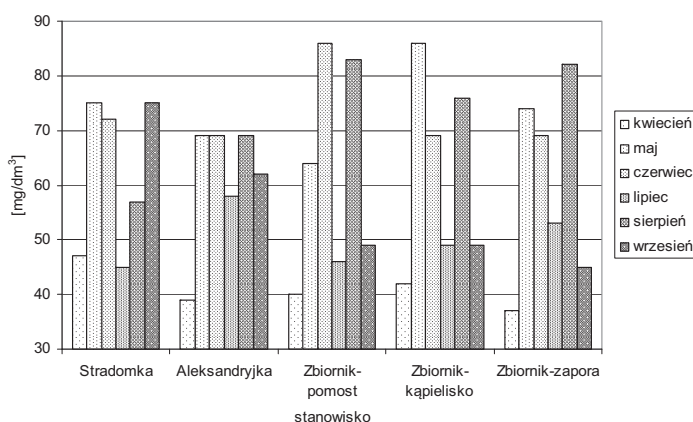
Rys. 33. Stężenie lotnych substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia

Zakres zmian stężeń rozpuszczonych w wodzie substancji lotnych, wynosił dla kolejnych stanowisk zlokalizowanych na zbiorniku odpowiednio: od 76 mg/dm³ do 124 mg/dm³, od 82 mg/dm³ do 127 mg/dm³ od 75 mg/dm³ do 130 mg/dm³.

Poza kwietniem, kiedy stwierdzono najwyższe stężenia lotnych substancji na wszystkich stanowiskach, co związane było prawdopodobnie z wiosennym i spływami wód, w wodzie zbiornika odnotowano nieznaczną tendencję wzrostu stężeń lotnych substancji rozpuszczonych w wodzie, przy czym cały czas wartości wskaźnika były niższe niż w wodach dopływających.

Substancje nielotne

Stężenie rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia substancji nielotnych przedstawiono na wykresie (rys. 34).

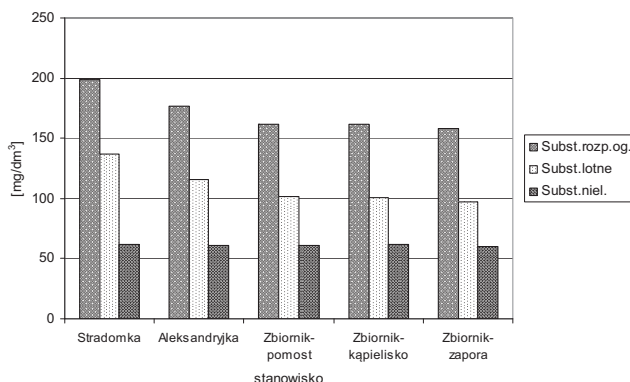


Rys. 34. Stężenie substancji nielotnych w wodzie zbiornika Blachownia

Najniższe stężenia substancji nielotnych, wyraźnie wyrównane, od 37 mg/dm³ do 47 mg/dm³, odnotowano na wszystkich pięciu stanowiskach pobierania prób w kwietniu.

Na przestrzeni okresu prowadzenia badań, stężenia omawianego wskaźnika cechowała silna dynamika zmian. Stężenia zmieniały się w wodach cieków zasilających zbiornik, w Stradomce od 45 mg/dm³ do 75 mg/dm³, a w wodzie Aleksandryjki od 39 mg/dm³ do 69 mg/dm³. Najwyższe stężenia w wodzie zbiornika (od 69 mg/dm³ do 86 mg/dm³) występowały w okresie od czerwca do sierpnia.

Poniżej przedstawiono uśrednione stężenia substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia (rys. 35).



Rys. 35. Stężenie substancji rozpuszczonych w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie

W przypadku ogólnej ilości rozpuszczonych w wodzie soli, w porównaniu ze stężeniem w wodzie dopływającej, stężenie w wodzie zbiornika było mniejsze średnio o 14%. Stężenie substancji lotnych zmniejszało się o 21%.

Obliczona dla wszystkich pięciu stanowisk średnia wartość stężenia nielotnych substancji rozpuszczonych w wodzie była wyrównana i wyniosła około 60 mg/dm³.

3.4. Bilans zanieczyszczeń

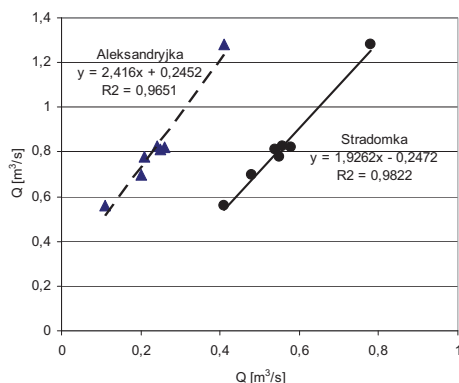
3.4.1. Bilans hydrologiczny

Jak wspomniano na wstępie (metodyka badań), podczas każdorazowego pobierania prób wykonywano pomiar natężenia przepływu wody w rzece Stradomce, potoku Aleksandryka oraz w odpływie ze zbiornika. Dane przedstawiono w tabeli 10. Jak widać, średnia – dla półrocza kwiecień–wrzesień – wartość natężenia przepływu w rzece Stradomce była trzykrotnie większa od natężenia przepływu w potoku Aleksandryka.

Tabela 10. Natężenie przepływu wody w ciekach zasilających zbiornik Blachownia (pomiar własne) Q [m³/s]

Stanowisko	Daty pomiarów						
	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014	średnia
Stradomka	0,58	0,55	0,41	0,48	0,54	0,78	0,6
Aleksandryka	0,26	0,21	0,11	0,2	0,25	0,41	0,2
zbiornik – odpływ	0,82	0,78	0,56	0,7	0,81	1,28	0,8

Zależność pomiędzy natężeniem przepływu wód zasilających, a natężeniem odpływu (rys. 36) pokazuje, że wielkość dopływu wody do zbiornika równoważy się z jej odpływem.



Rys. 36. Zależność pomiędzy natężeniem przepływu wody w ciekach zasilających zbiornik Blachownia a natężeniem przepływu wody odpływającej ze zbiornika

Przyjmując, że objętość zbiornika wynosi 500 000 m³, a średnio roczne natężenie przepływu wody wynosi 0,8m³/s obliczono, że czas retencji w tych warunkach wynosi 7 dni.

3.4.2. Bilans związków azotu

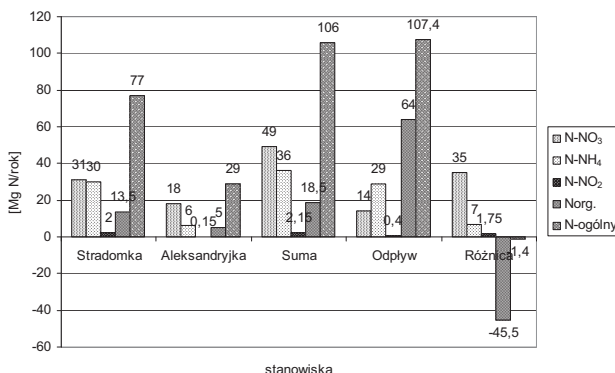
Uwzględniając średnie natężenie przepływu uzyskane w wyniku pomiarów własnych oraz średnie stężenia poszczególnych form azotu i fosforu sporządzono tzw. Prosty bilans tych substancji wprowadzanych i wyprowadzanych ze zbiornika Blachownia. Bilanse te przedstawiono w tabelach (tabela 11 i 12) oraz zilustrowano graficznie (rys. 37 i 38).

W przeliczeniu na skalę roku, w roku 2014 rzeka Stradomka wprowadziła do zbiornika 77 ton azotu, z czego po około 30 ton stanowiły formy azotanowa i amonowa, 13,5 ton stanowił azot organiczny, a około 2 ton azot azotynowy (tab. 11).

Tabela 11. Bilans związków azotowych w zbiorniku Blachownia – 2014 r. [MgN/rok]

	Stradomka	Aleksandryjka	Suma	Odpływ	Różnica
N-NO ₃	31	18	49	14	35
N-NH ₄	30	6	36	29	7
N-NO ₂	2	0,15	2,15	0,4	1,75
Norg.	13,5	5	18,5	64	-45,5
N-ogólny	77	29	106	107,4	-1,4

W tym samym czasie potok Aleksandryjka wprowadził do zbiornika 29 ton azotu, z czego 18 ton stanowiła forma azotanowa, 6 ton – azot amonowy, 5 ton – azot organiczny oraz około 0,15 ton azot azotynowy.

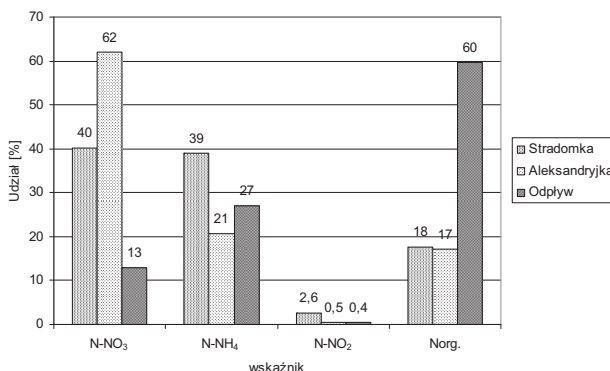


Rys. 37. Bilans związków azotu w zbiorniku Blachownia

W sumie oba cieki wprowadziły do zbiornika około 106 ton azotu, z czego 49 ton stanowił azot azotanowy, 36 ton – azot amonowy, 18 ton – azot organiczny, oraz 2,15 ton azot azotynowy.

Wielkość ładunku odprowadzonego ze zbiornika oszacowano na około 107 ton azotu, zatem doprowadzony ładunek azotu równoważył się z ładunkiem odprowadzonym. Z ogólnego ładunku 107 ton, 64 tony stanowił azot organiczny, 29 ton azot amonowy, 14 ton azot azotanowy oraz 0,4 tony azot azotynowy. Tak więc bilans uwidocznił, że ze zbiornika odprowadzony został ładunek fosforu organicznego większy o 45 ton od ładunku doprowadzonego. W przypadku azotu azotanowego ładunek odprowadzony był mniejszy od doprowadzonego o 35 ton. Zatem w wyniku procesów przemiany materii w zbiorniku wykorzystanych zostało 35 ton N-NO₃ i 7 ton N-NH₄, razem 42 tony N.

Analiza udziałów ładunków poszczególnych form wykazała (rys. 38), że w ładunku doprowadzanym do zbiornika dominował azot azotanowy, którego udział wynosił 40% w Stradomce oraz 62% w Aleksandryjce, natomiast udział ładunku azotu azotanowego w odpływie spadł do 13%.



Rys. 38. Udział poszczególnych form azotu w ładunkach doprowadzanych i odprowadzanych ze zbiornika Blachownia

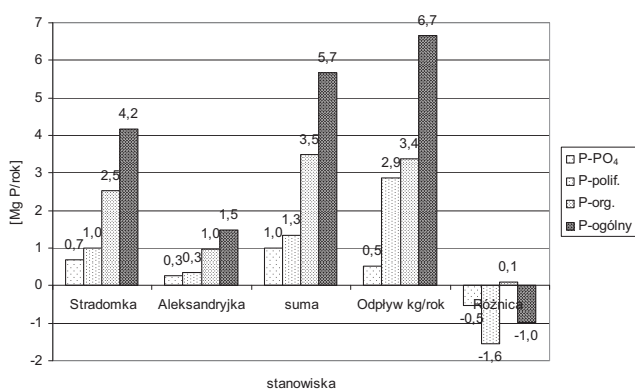
Udział ładunku azotu amonowego w ładunku doprowadzonym do zbiornika wyniósł 39% w Stradomce i 21% w Aleksandryjce. W ładunku odprowadzonym ze zbiornika, udział wyniósł 27%, zatem był zbliżony do uśrednionego ładunku dla cieków Stradomki i Aleksandryjki. Udział ładunku azotu azotynowego stanowił w ładunku doprowadzonym około 2%, a w odpływie zmniejszył się do 0,4%. Natomiast udział ładunku azotu organicznego, wynoszący w ładunku doprowadzanym 18%, w ładunku odprowadzonym wzrósł do 60%.

3.4.3. Bilans związków fosforu

Całkowity ładunek fosforu doprowadzony do zbiornika Blachownia w roku 2014 przez rzekę Stradomkę oszacowano na 4,2 tony. W tej ilości 2,5 tony stanowił fosfor organiczny, 1 tonę fosfor polifosforanowy oraz 0,7 tony fosfor ortofosforanowy (tab. 12). Potok Aleksandryjka wprowadził do zbiornika łącznie 1,5 tony, z czego 1 tonę stanowił fosfor organiczny oraz po 0,3 tony fosfor polifosforanowy i ortofosforanowy. Ogółem oba cieciki wprowadziły w roku 2014 do zbiornika około 5,7 ton P, 3,5 tony P_{org.} oraz 1,3 tony polifosforanów i 1,0 tony ortofosforanów

Tabela 12. Bilans związków fosforu w wodzie zbiornika Blachownia – 2014 r. [MgP/rok]

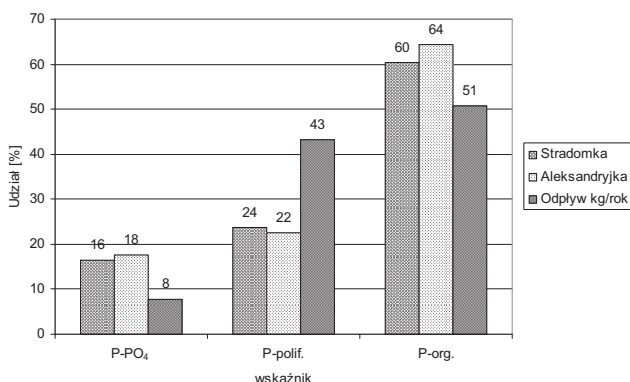
	Stradomka	Aleksandryjka	Suma	Odpływ	Różnica
P-PO ₄	0,7	0,3	1,0	0,5	-0,5
P-polif.	1,0	0,3	1,3	2,9	-1,6
P-org.	2,5	1,0	3,5	3,4	0,1
P-ogólny	4,2	1,5	5,7	6,7	-1,0



Rys. 39. Bilans związków fosforu w zbiorniku Blachownia

Wielkość ładunku odprowadzonego ze zbiornika oszacowano na 6,7 ton, w tym 3,4 tony stanowił fosfor organiczny, 2,9 tony polifosforany oraz 0,5 tony ortofosforany (rys. 39). Zatem bilans wykazał, że ze zbiornika odprowadzono o 1,9 tony więcej polifosforanów aniżeli doprowadzono. Na uwagę zasługuje fakt, że ogólny ładunek fosforu odprowadzony ze zbiornika jest większy niż ładunek doprowadzony. Wskazuje to na dopływ ładunków związków fosforu ze zlewni bezpośredniej, których nie uwzględniono w trakcie badań.

Jak wspomniano wyżej, analiza udziałów czy to stężeń, czy ładunków, pozwala na wyrobienie pojęcia o „strukturze” bądź to składu chemicznego wody, bądź też o wpływie procesów wewnątrz zbiornikowych na zmiany jakości wody. W przypadku zbiornika Blachownia analiza udziałów ładunków poszczególnych form fosforu uwidoczniała, że udział najistotniejszej z punktu widzenia przemiany materii w ekosystemie limnicznym formy, jaką są ortofosforany zmniejszył się z około 17% w ładunku doprowadzonym do około 8% w ogólnym ładunku odprowadzonym. Udział ładunku polifosforanów wzrósł z około 23% w ładunku doprowadzonym do ponad 43% w ładunku odprowadzonym. Natomiast udział ładunku fosforu organicznego zmniejszył się z około 62% w ładunku doprowadzonym do około 50% w ładunku odprowadzonym (rys. 40).



Rys. 40. Udział ładunków poszczególnych form fosforu w ładunkach doprowadzanych i odprowadzanych ze zbiornika Blachownia

3.4.4. Zewnętrzne obciążenie powierzchniowe azotem i fosforem

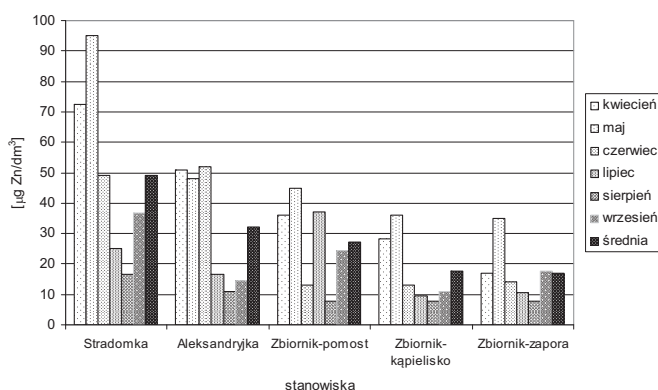
Wielkość zewnętrznego obciążenia powierzchniowego przyjęto za wskaźnik określający zagrożenie zbiornika ze strony nadmiernych ładunków azotu i fosforu (Lossow i in. 2000, Lossow 1995). Obliczone wartości zewnętrznego obciążenia powierzchniowego uwzględniające krotność wymiany wody (dla zbiornika Blachownia – 52) wyniosły: 4,33 gN/m²/rok, oraz 0,17 gP/m²/rok.

Obciążenie powierzchniowe azotem przekracza ponad czterokrotnie wartość dopuszczalną. Wartość dopuszczalna zewnętrznego obciążenia fosforem jest przekroczona prawie dwukrotnie. Zatem czynnikiem odpowiedzialnym za proces produkcji pierwotnej w zbiorniku jest fosfor.

3.5. Metale w wodzie zbiornika

3.5.1. Jony cynkowe

Najwyższe stężenie cynku odnotowano w Stradomce i Aleksandryjce (rys. 41).



Rys. 41. Stężenie jonów cynku w wodzie zbiornika Blachownia

Aleksandryjka jednak wprowadza o około 30% mniej cynku. Wyjątek stanowi czerwiec, gdzie stężenie cynku było porównywalne w obu punktach. Natomiast próbka pobrana w lipcu w punkcie „zbiornik-pomost”, miała zdecydowanie wyższe stężenie cynku niż w pozostałych badanych punktach i wynosiło $37 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, co spowodowało skok o około 25% względem najniższego stężenia z lipcowego poboru.

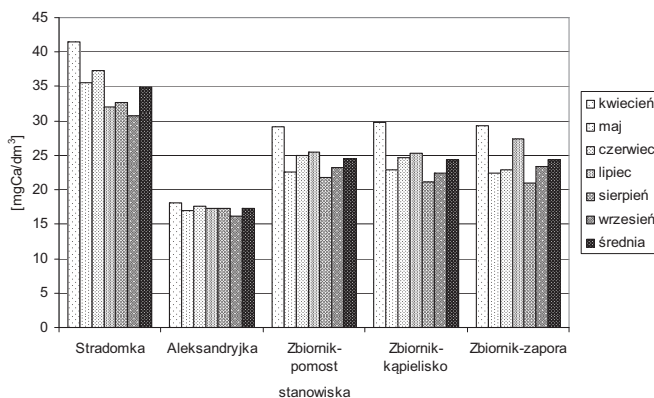
Tendencje zmian stężeń cynku są identyczne przez cały badany okres dla próbek zbiornik-kąpielisko jak i dla zbiornik-zapora.

3.5.2. Jony wapniowe

Najwyższe stężenie jonów wapniowych odnotowano w Stradomce (rys. 42).

Aleksandryjka wprowadza około połowę mniej wapnia, a jego stężenie waha się nieznacznie w całym cyklu badań. W zbiorniku zaobserwowano spadek

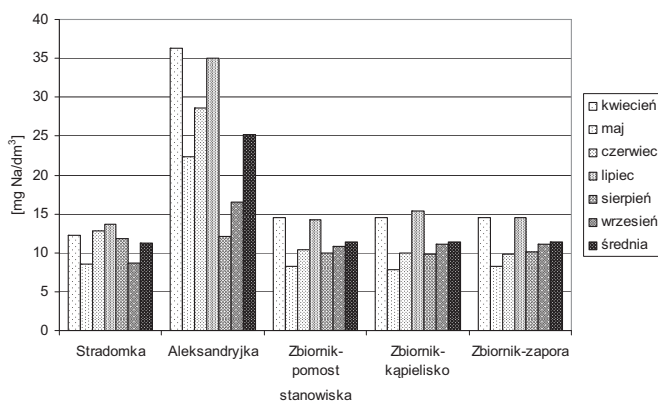
stężenia wapnia względem Stradomki o około jedną trzecią. Stężenia wapnia w poszczególnych punktach i na przestrzeni badanego okresu, we wszystkich badanych punktach w Zbiorniku, mają podobną tendencję.



Rys. 42. Stężenie jonów wapniowych w wodzie zbiornika Blachownia

3.5.3. Jony sodowe

Głównym źródłem jonów sodowych dostarczanych do zbiornika Blachownia jest potok Aleksandryjka (rys. 43).

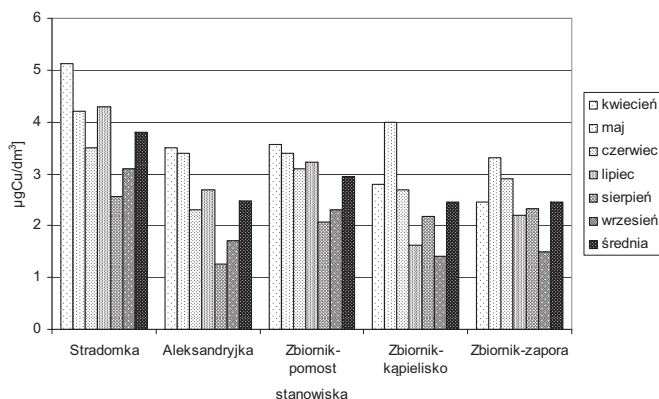


Rys. 43. Stężenie jonów sodowych w wodzie zbiornika Blachownia

Stężenia w pozostałych badanych punktach na przestrzeni okresu badawczego są bardzo zbliżone, w rzece Stradomce około 70%, a w wodzie zbiornika o około połowę mniejsze niż w Aleksandryjce. Wyjątek stanowi sierpień, gdzie we wszystkich badanych punktach stężenie sodu było bardzo zbliżone.

3.5.4. Jony miedziowe

Miedź jest głównie dostarczana przez Stradomkę. Jej stężenie jest o około 40% większe niż w Aleksandryjce (rys. 44).

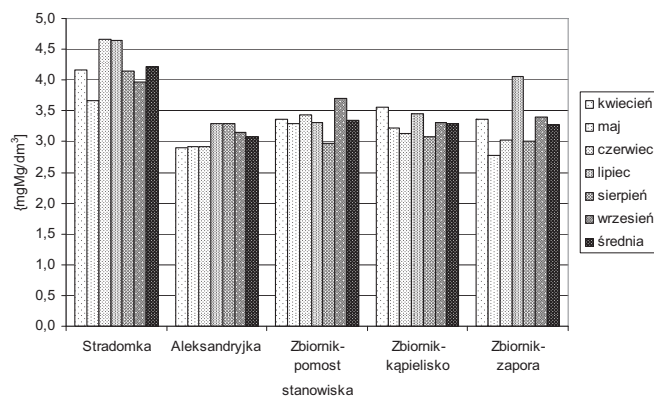


Rys. 44. Stężenie jonów miedziowych w wodzie zbiornika Blachownia

Zbliżone wysokie stężenia miedzi odnotowano w: maju między punktami Stradomka i zbiornik-kąpielisko, w czerwcu między Stradomką i zbiornik-pomost, w sierpniu między Stradomką i wszystkimi punktami zlokalizowanymi na Zbiorniku

3.5.5. Jony magnezowe

Najwyższe stężenia jonów magnezowych odnotowano w wodzie rzeki Stradomki (rys. 45).

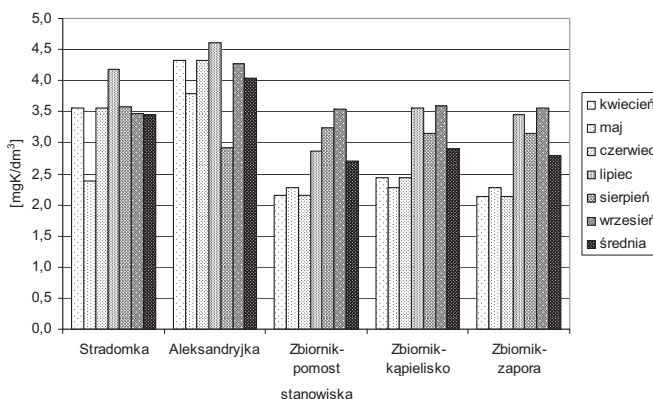


Rys. 45. Stężenie jonów magnezowych w wodzie zbiornika Blachownia

Stężenie jonów magnezowych w wodzie zbiornika na przestrzeni czasu i badanych punktów było niewielkie oraz dość stabilne. Zakres zmian, z uwzględnieniem wszystkich pięciu stanowisk, wynosił od 2,8 mgMg/dm³ do 4,7 mgMg/dm³. Słaba dynamika zmian nie wykazywała określonej tendencji. Zauważalny, lecz niewielki, wzrost stężenia odnotowano w lipcu w strefie zapory z 3 mgMg/dm³ do 4,1 mgMg/dm³.

3.5.6. Jony potasowe

W wodzie cieków zasilających zbiornik stężenia jonów potasowych były niewiele, ale zauważalnie wyższe niż w wodzie zbiornika (rys. 46).



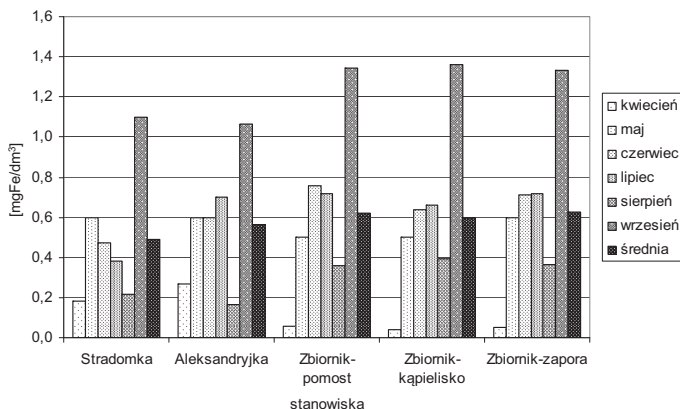
Rys. 46. Stężenie jonów potasowych w wodzie zbiornika Błachownia

Ponadto jonów potasowych było zdecydowanie więcej w Aleksandryjce, za wyjątkiem sierpnia, gdzie więcej potasu było w Stradomce. W zbiorniku stężenie potasu jest niższe niż w rzekach. Wyjątek stanowi maj, sierpień i wrzesień gdzie stężenia są zbliżone do stężeń Stradomki.

Na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku, od kwietnia do września widoczna była tendencja wzrostowa stężenia jonów potasowych. Być może było to skutkiem odparowywania wody. Ogólnie stężenie jonów potasowych w badanych wodach było niewielkie i potwierdzało bardzo niski stopień zasolenia.

3.5.7. Jony żelazowe

Najniższe stężenia żelaza odnotowano w kwietniu we wszystkich punktach pomiarowych (rys. 47). W tym czasie stężenie w wodach dopływających było wyższe od stężenia w zbiorniku około trzykrotnie.



Rys. 47. Stężenie jonów żelazowych w wodzie zbiornika Blachownia

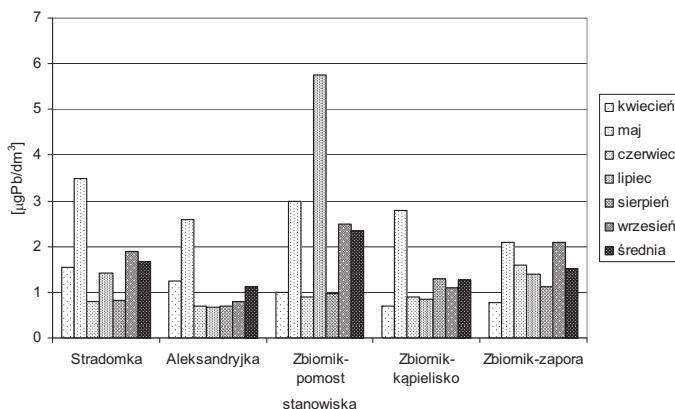
Zakres zmian stężeń jonów żelazowych, z uwzględnieniem wszystkich pięciu stanowisk, wynosił od $0,04 \text{ mgFe/dm}^3$ do $1,34 \text{ mgFe/dm}^3$. W przypadku stężeń jonów żelaza widoczna jest duża rozpiętość wyników. Na szczególną uwagę zasługuje odnotowany we wrześniu bardzo wysoki wzrost stężenia jonów żelaza w wodzie na wszystkich stanowiskach.

Odnotowane stężenia jonów żelaza w wodzie zbiornika oraz zmiany stężeń innych wskaźników jakości wody, wskazują na istotną rolę tego metalu w kształtowaniu jakości wody. Jony żelazowe tworzące w warunkach tlenowych nierozpuszczalne wodorotlenki, a przez to stanowiące sorbent dla wielu zanieczyszczeń, w tym innych metali, fosforu, WWA, tworzą mechanizm przenoszenia zanieczyszczeń z wody do osadów dennych. Także powstające w beztlenowym środowisku osadów dennych nierozpuszczalne siarczki żelaza potwierdzają jego istotną rolę w funkcjonowaniu zbiornika.

3.5.8. Jony ołowiu

Stężenie jonów ołowiowych w wodzie zbiornika przedstawiono na rys. 48. Nieco wyższe stężenia (od $0,8 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$ do $3,5 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$) odnotowano w wodzie Stradomki w porównaniu do stężeń w wodzie potoku Aleksandryka (od $0,7 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$ do $2,6 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$). Podobne stężenia jonów ołowiowych w rzece Stradomce i w potoku Aleksandryka odnotowano w kwietniu, czerwcu i sierpniu. W pozostałych miesiącach w Stradomce stężenie ołowiu było o około 50% wyższe niż w wodzie potoku Aleksandryka.

Najwyższe stężenie jonów ołowiowych na wszystkich stanowiskach stwierdzono w maju. Ponadto w wodzie zbiornika na stanowisku nr 3 (pomost MOSiR) w lipcu stwierdzono najwyższą wartość wynoszącą $5,8 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$.

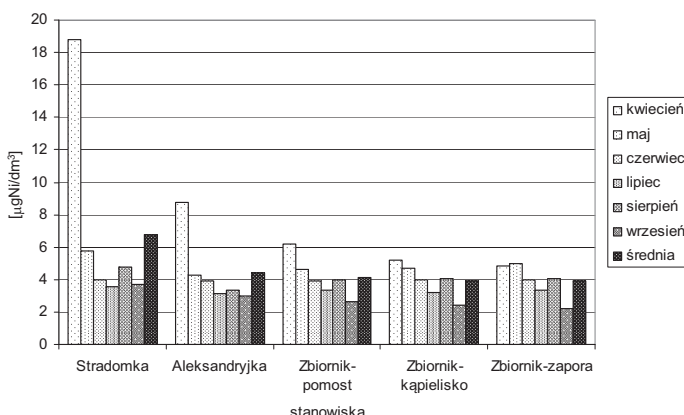


Rys. 48. Stężenie jonów ołowioowych w wodzie zbiornika Blachownia

Na przestrzeni sześciu miesięcy badań, na wszystkich stanowiskach odnotowano nieznaczną, ale zauważalną tendencję wzrostu stężeń jonów ołowioowych. Jednocześnie charakteryzująca się skokowymi zmianami dynamika stężeń wskazuje (na obecnym etapie) na bliżej nieokreślone czynniki wywołujące tę zmienność. Bez wątpienia są to elementy antropopresji.

3.5.9. Jony niklu

Na uwagę zasługuje kształtowanie się stężeń jonów niklowych w wodzie na wszystkich pięciu stanowiskach w kwietniu (rys. 49). Były to najwyższe stężenia odnotowane dla wszystkich stanowisk w okresie sześciu miesięcy. Najwyższą wartość ($18,8 \mu\text{gNi}/\text{dm}^3$) stwierdzono na stanowisku 1 – rzeka Stradomka, następnie $8,8 \mu\text{gNi}/\text{dm}^3$ w wodzie potoku Aleksandryka.



Rys. 49. Stężenie jonów niklu w wodzie zbiornika Blachownia

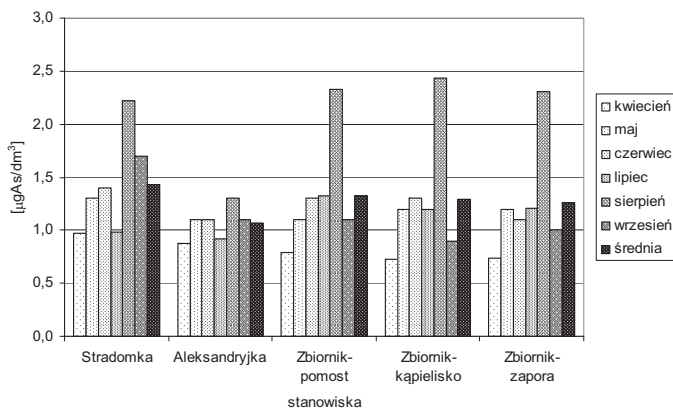
Na stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku (stanowisko 3, 4 i 5) zakres stężeń jonów niklowych był zbliżony i wynosił odpowiednio od 4,1 $\mu\text{gNi/dm}^3$ do 6,2 $\mu\text{gNi/dm}^3$, od 2,4 $\mu\text{gNi/dm}^3$ do 5,2 $\mu\text{gNi/dm}^3$ oraz od 2,2 $\mu\text{gNi/dm}^3$ do 5,0 $\mu\text{gNi/dm}^3$.

Na wszystkich pięciu stanowiskach zauważalna jest spadkowa tendencja stężeń jonów niklowych w okresie prowadzenia badań.

Nikiel jako metal pochodzenia antropogenicznego pojawił się w największych ilościach w ciekach zasilających zbiornik wiosną, jako efekt antropopresji przemysłowej. Na tle opisanej dynamiki zmian jego obecność wskazuje na obecność źródła tego zanieczyszczenia w zlewni obu cieków. Badania stanu jakości wód obu cieków zasilających zbiornik obejmujące m.in. stężenia metali w wodzie na całej ich długości pozwolą na zlokalizowanie źródła niklu. Zlokalizowanie źródła wprowadzającego jony niklu do wód płynących w zlewni zbiornika jest podstawą do eliminacji tego zagrożenia.

3.5.10. Jony arsenu

Od kwietnia do sierpnia stężenie jonów arsenu wzrastało w wodzie na wszystkich pięciu stanowiskach (rys. 50). Najwyższe wartości wynoszące powyżej 2,0 $\mu\text{gAs/dm}^3$ odnotowano w sierpniu. Wyjątek stanowił potok Aleksandryjka, gdzie również maksymalna wartość stężenia wyniosła 1,3 $\mu\text{gAs/dm}^3$. Taki rozkład stężeń wskazuje na rzekę Stradomkę jako na źródło arsenu.



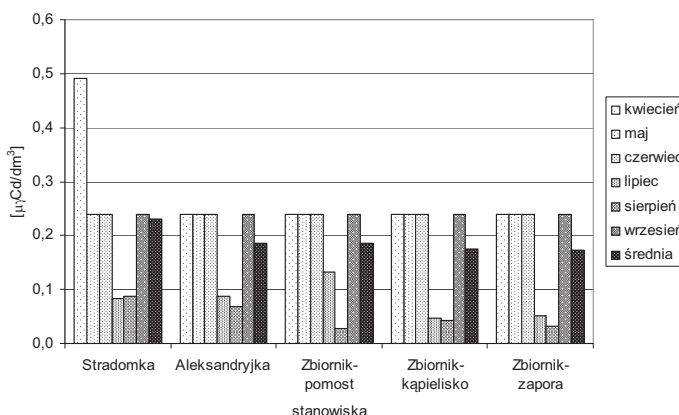
Rys. 50. Stężenie jonów arsenu w wodzie zbiornika Blachownia

Odnotowane stężenia jonów arsenu w wodzie zbiornika Blachownia były niskie. Średnie stężenia omawianego wskaźnika obliczone dla okresu prowadzenia badań z uwzględnieniem wszystkich pięciu stanowisk wynosiły od 1,1 $\mu\text{gAs/dm}^3$ do 1,4 $\mu\text{gAs/dm}^3$.

Pomimo niskich stężeń jonów arsenu w wodzie zbiornika fakt, że w stosunkowo rzadko pobieranych próbach odnotowano skokowy, nagły wzrost jego stężenia, wskazuje na konieczność zlokalizowania źródła tego zanieczyszczenia, podobnie jak to sugerowano wcześniej dla jonów niklu.

3.5.11. Jony kadmu

Stężenia jonów kadmu w wodzie zbiornika Blachownia w okresie prowadzenia badań w ponad 98% wykonanych analiz były poniżej $0,25 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (rys. 51). Jeden raz, w kwietniu w wodzie rzeki Stradomki, odnotowano stężenie wynoszące $0,49 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.



Rys. 51. Stężenie kadmu w wodzie zbiornika Blachownia

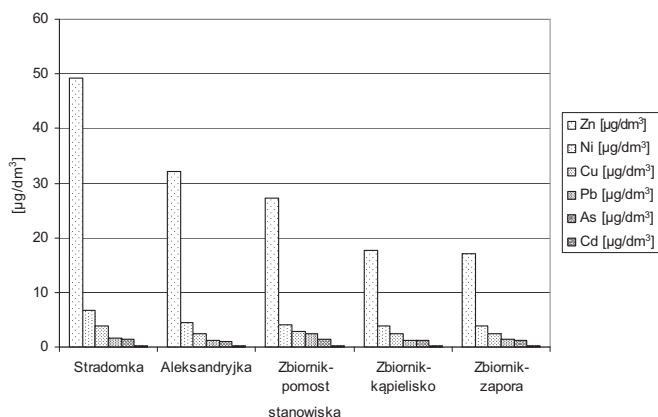
3.5.12. Porównanie stężeń metali w wodzie zbiornika na poszczególnych stanowiskach

Podkreślić należy fakt wystąpienia incydentalnie maksymalnych stężeń jonów cynku, miedzi, niklu i kadmu właśnie w kwietniu, na stanowisku nr 1, tj. powyżej ujścia rzeki Stradomki do zbiornika. Taki układ wyników analiz wskazuje wyraźnie na obecność w zlewni rzeki Stradomki źródeł ww. wymienionych metali. Potwierdzają to również wartości średnich stężeń poszczególnych metali przedstawione na rysunku 52. Wskazuje to również wyraźnie na celowość zlokalizowania i neutralizacji tych źródeł.

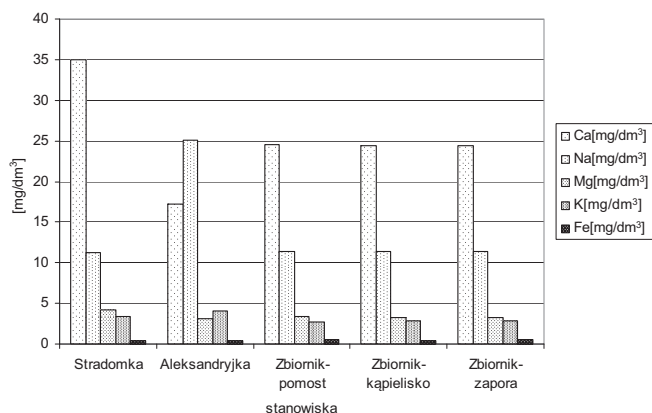
Spśród metali, których stężenia w wodzie mieszczą się na poziomie mikrogramów, metalem dominującym w zbiorniku Blachownia jest cynk (rys. 52). W wyniku procesów wewnątrz zbiornikowych stężenie tego metalu zmniejsza się średnio z $49,2 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ na dopływie (rzeka Stradomka) do $17,1 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ w wo-

dzie odpływającej, czyli ponad 2,5-krotnie. Suma pozostałych metali to około 30% w stosunku do stężenia cynku.

Najwyższe średnie stężenie wapnia zmierzono dla rzeki Stradomki. Natomiast najwyższą średnią wartość stężenia jonów sodu zmierzono dla potoku Aleksandryjka. Średnie stężenie jonów wapnia w wodzie zbiornika jest jakby uśrednieniem wartości w wodach cieków zasilających zbiornik (rys. 53).



Rys. 52. Średnie stężenia metali w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie



Rys. 53. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie c.d.

Średnie – dla okresu prowadzenia badań – stężenie jonów sodu w wodzie zbiornika niższe o ponad połowę od średniego stężenia w potoku Aleksandryjka wskazuje na doprowadzanie dodatkowych wód ze zlewni bezpośredniej o działaniu rozcieńczającym. Średnie stężenia jonów magnezu i potasu w wodzie na wszystkich pięciu stanowiskach były porównywalne.

Analiza średnich stężeń metali w wodzie badanego zbiornika wykazała, że procesy wewnątrz zbiornikowe sprzyjają wytrącaniu związków metali z wody. Sedymentacja zawieszin powoduje deponowanie ładunków metali w osadach dennych, w związku z tym stężenia metali w wodzie odpływającej ze zbiornika są mniejsze niż w wodzie doprowadzanej. Nagromadzenie w ciągu wielu lat masy osadów dennych uzasadnia celowość zastosowanie usunięcia osadów jako metody rekultywacji zbiornika Blachownia.

3.6. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w wodzie zbiornika

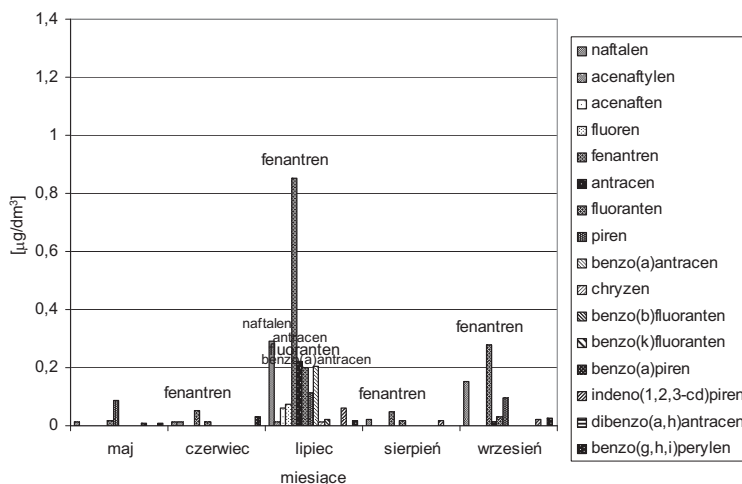
W pierwszym punkcie poboru zlokalizowanym na rzece Stradomce, od maja do sierpnia 2014 roku, wykonano analizę wody pod kątem wybranych wielopierścieniowych węglowodórów aromatycznych (WWA). Uzyskane wyniki zestawiono na wykresie (rys. 54).

Otrzymane wartości porównywano z maksymalnymi dopuszczalnymi stężeniami WWA określonymi przez rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, takich jak rzeki i zbiorniki wodne oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. W cytowanym rozporządzeniu określono stężenia graniczne dla: antracenu – 0,4 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, naftalenu – 2,4 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, benzo(a)pirenu – 0,1 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, sumy benzo(b)fluorentenu i benzo(k)fluorentenu na poziomie 0,03 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ oraz sumy benzo(g,h,i)peryleny i indeno(1,2,3-cd)pirenu – 0,002 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Należy podkreślić, że w najbliższym czasie zaczną obowiązywać jeszcze bardziej restrykcyjne dopuszczalne stężenia WWA dla środowiska wodnego a mianowicie dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej.

W punkcie zlokalizowanym na rzece Stradomce odnotowano przekroczenie sumy benzo(g,h,i)peryleny i indeno(1,2,3-cd)pirenu we wszystkich analizowanych miesiącach. Obecność benzo(g,h,i)peryleny w wodzie można wiązać z emisją tego związku z silników samochodowych, z kolei poziom indeno(1,2,3-cd)pirenu może być związane ze spalaniem oleju. Można uznać, że te dwa 6-pierścieniowe węglowodory o największej masie cząsteczkowej z oznaczanych WWA, prawdopodobnie pochodzą z emisji związanej z ruchem drogowym.

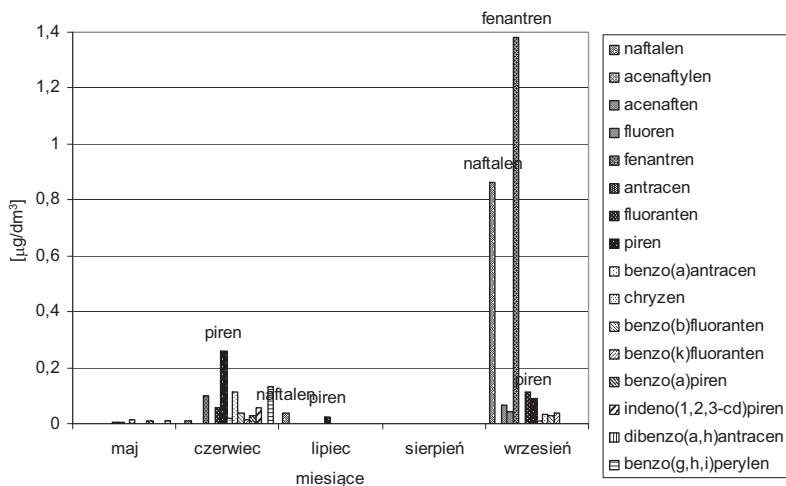
Oprócz normowanych zanieczyszczeń środowiska w próbkach wody z rzeki Stradomki odnotowano także inne WWA. Intensywny wzrost tych zanieczyszczeń zaobserwowano przede wszystkim w miesiącu lipcu. Większość WWA nie przekraczająca wcześniej granicy oznaczalności została wykryta właśnie w lipcu. Szczególną uwagę należy zwrócić na fenantren, którego stę-

żenie wyniosło $0,851 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i było o rząd wielkości wyższe niż w pozostałych miesiącach (czerwiec – $0,050 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, sierpień – $0,046 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Według danych literaturowych rozróżnia się różne źródła tego związku, od benzyny, przez silniki diesla, ropę naftową po spalanie węgla. Jako, że oznaczenia zostały wykonane latem wyklucza się możliwość pochodzenia związku ze spalania węgla lub cząsteczek pyłu z dróg posypanych w zimie solą, które adsorbują WWA. Należałoby to jednak potwierdzić badaniami, uwzględniającymi okres grzewczy. Obecność tego związku prawdopodobnie wiąże się z emisją z silników samochodowych. Intensyfikacja w miesiącu lipcu może być związana z okresem wakacyjnym i zwiększonym ruchem samochodowym wokół obiektu badań.



Rys. 54. Stężenie WWA w wodzie rzeki Stradomki

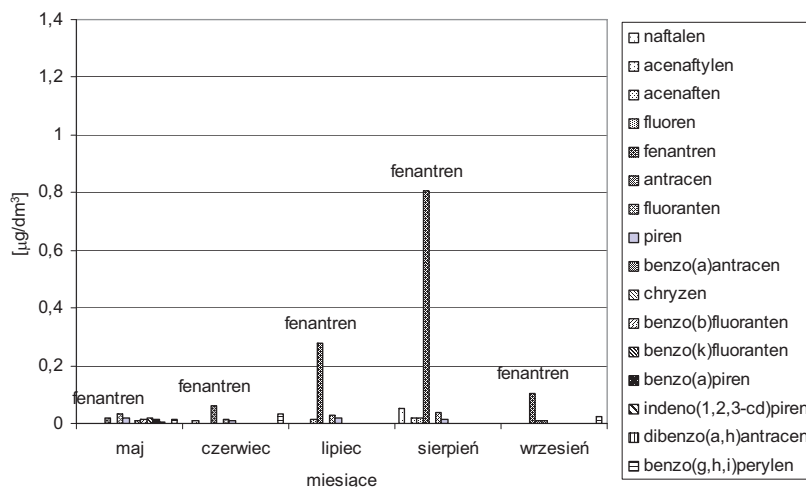
Drugi punkt pomiarowy zlokalizowano w rejonie potoku Aleksandryjka. Pomiar prowadzono w kierunku tych samych WWA w miesiącach maj–sierpień 2014 (rys. 55). Odnotowano przekroczenie sumy benzo(g,h,i)perylen i indeno(1,2,3-cd)pirenu w miesiącu maju, i czerwcu. Ponadto w miesiącu czerwcu przekroczone było maksymalne dopuszczalne stężenie sumy benzo(b)fluorentenu i benzo(k)fluorentenu, które wyniosło $0,049 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (rozporządzenie MŚ – $0,03 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Poza tym nie zaobserwowano innych przekroczeń, ani znaczących wahań wartości stężeń WWA. Najwyższe stężenia uzyskano w czerwcu, szczególnie w przypadku pirenu ($0,257 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), chryzenu ($0,114 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), fenantrenu ($0,100 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) i fluorantenu ($0,056 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Nie są to jednak wartości zagrażające środowisku, szczególnie, że w kolejnych miesiącach zaobserwowano spadek stężeń lub substancje te nie zostały oznaczone w ogóle. Należy podkreślić, że piren, fluoranten i fenantren są markerami spalarni odpadów. Z kolei chryzen w literaturze widnieje, jako marker spalania węgla.



Rys. 55. Stężenie WWA w wodzie potoku Aleksandryjka

Kolejne próbki do analizy WWA pobierano ze zbiornika Blachownia, na pomoście MOSiR (prawy brzeg zbiornika) (rys. 56). W tym punkcie zaobserwowano wzrost stężenia fenantrenu z $0,017 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ w maju 2014 roku do $0,804 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ w sierpniu tego samego roku. Zwiększające się stężenie fenantrenu w zbiorniku wiąże się z większą biodostępnością badanego związku i tym samym możliwością jego akumulacji i włączania w łańcuchy troficzne. W tym przypadku właściwe wydaje się dalsze monitorowanie zbiornika pod tym kątem oraz szukanie przyczyny wzrostu stężenia tej substancji. Niektóre źródła donoszą, że pożary lasów mogą przyczyniać się do emisji WWA, w tym 69% stanowić będą węglowodory 3 pierścieniowe, takie właśnie jak fenantren. Dalsza analiza zbiornika Blachownia pokazałaby, czy źródłem tego zanieczyszczenia jest jedynie emisja z silników samochodowych, czy problem jest o wiele większy i wymaga podjęcia działań naprawczych.

Porównując uzyskane wyniki z maksymalnymi stężeniami normowanymi przez cytowane rozporządzenie odnotowano przekroczenia dopuszczalnych wartości w miesiącu maju – suma benzo(b)fluorantenu i benzo(k)fluorantenu ($0,032 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz benzo(g,h,i)perylene i indeno(1,2,3-cd)piren (suma $0,023 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), w miesiącu czerwcu – benzo(g,h,i)perylene i indeno(1,2,3-cd)piren – $0,032 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

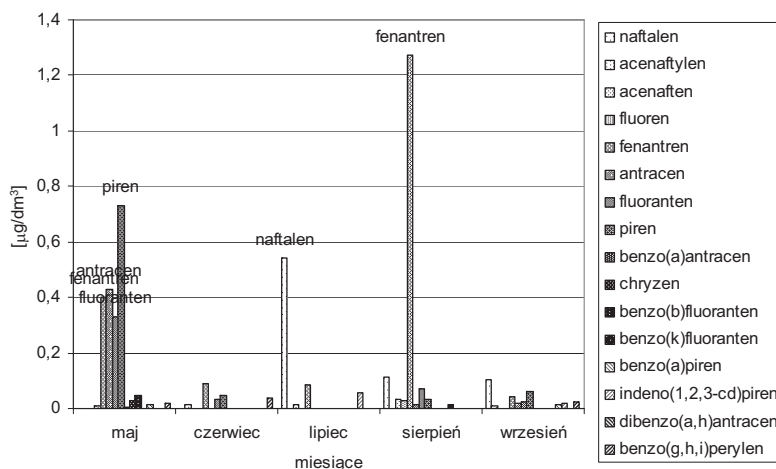


Rys. 56. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – brzeg prawy – pomost MOSiR

Czwarty punkt poboru próbek zlokalizowano na zbiorniku Blachownia, na obszarze kąpieliska (rys. 57). W miesiącu maju odnotowano przekroczenia maksymalnych stężeń w przypadku antracenu ($0,430 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), sumy benzo(b)fluorantenu i benzo(k)fluorantenu ($0,049 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz stężenia benzo(g,h,i)perylenu ($0,017 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Ponadto w analizowanym miesiącu podwyższone stężenia odnotowano dla fenantrenu ($0,401 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), fluorantenu ($0,332 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz pirenu ($0,732 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Podwyższona zawartość wymienionych związków nie powtórzyła się w kolejnych miesiącach. Należałoby przeanalizować na przykład intensywność opadów w kwietniu i maju, gdyż być może stężenia te wynikają ze spływu powierzchniowego z terenów zanieczyszczonych przez WWA (szczególnie okolicznych dróg). Jak już wspomniano w kolejnym miesiącu odnotowano zdecydowanie niższe stężenia WWA, jedynie przekroczone było stężenie benzo(g,h,i)perylenu ($0,036 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). W lipcu zaobserwowano jednorazowy wzrost stężenia naftalenu, jednak nie stanowiło to zagrożenia dla środowiska, gdyż stężenie było niższe od maksymalnego dopuszczalnego stężenia tego związku w zbiorniku wodnym. Za wysokie jednak było stężenie indeno(1,2,3-cd)pirenu, które wyniosło $0,055 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

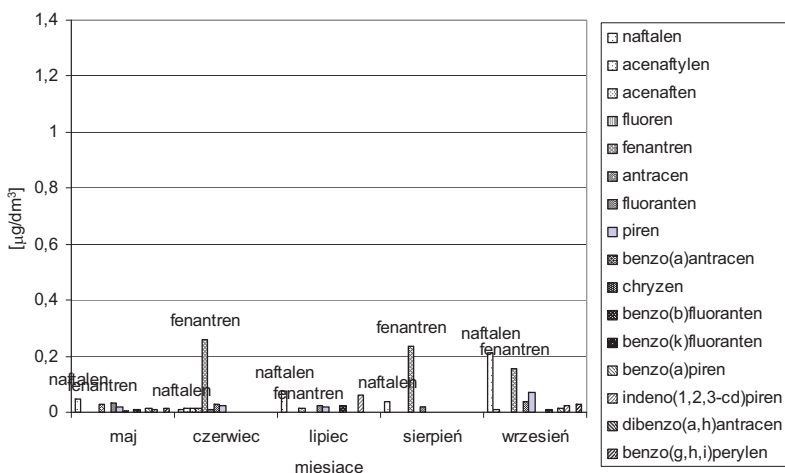
W tym punkcie w okresie od maja do lipca obserwowano podwyższone stężenia 6-pierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Stężenia tych substancji przekraczały normy środowiskowe dla zbiorników wodnych i mogą stwarzać zagrożenia dla ekosystemu. Należy rozważyć wprowadzenie działań mających na celu zminimalizowanie dostawania się spływów powierzchniowych z obszarów zurbanizowanych do zbiornika. Można zastosować systemy drenażowe na wskazanym obszarze lub obsiać teren roślinnością, która zatrzymałaby spływające wody. Zważywszy na to, że teren ten jest przeznaczony do celów rekreacyjnych i kąpieliskowych rozwiązanie z wykorzystaniem roślinności mogłoby dodać miejscu dodatkowych walorów estetycznych.

W sierpniu 2014 roku niepokojąca wydaje się być wartość fenantrenu, która wyniosła $1,274 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Bezpieczne stężenie fenantrenu dla biocenoz wodnych wynosi $0,108 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (Tobiszewski i in. 2012, Yang i in. 2016). Oznacza to, że otrzymane stężenie było ponad 10-krotnie wyższe od bezpiecznego. Dodatkowo zważywszy na fakt, że stężenie tego związku znacząco wzrastało we wcześniejszym punkcie pomiarowym, wskazuje się na konieczność dalszego monitorowania zbiornika.



Rys. 57. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – kąpielisko – brzeg lewy

Odływ ze zbiornika charakteryzował się niższymi wartościami wybranych WWA (rys. 58).



Rys. 58. Stężenie WWA w wodzie zbiornika Blachownia – odpływ ze zbiornika

Przekroczenie dopuszczalnego maksymalnego stężenia odnotowano w maju i lipcu w przypadku węglowodorów 6-pierścieniowych: benzo(g,h,i)peryleny, indeno(1,2,3-cd)pirenu. Zaobserwowano podwyższone stężenie fenantrenu w czerwcu ($0,260 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) i sierpniu ($0,235 \mu\text{g}/\text{dm}^3$).

4. Usuwanie osadów dennych jako metoda rekultywacji

Osady dennie są źródłem dużych ilości fosforu intensyfikującego procesy produkcji pierwotnej. Ograniczenie wpływu zawartych w osadach dennych substancji biogennych wymaga doprowadzenia do właściwego natlenienia wody i wyłączenie procesu wzbogacania wewnętrznego. Uważa się, że najskuteczniejszą metodą ratowania jeziora jest całkowite usunięcie osadów dennych ze zbiornika. Jednocześnie, ze względu na trudności organizacyjne, techniczne i finansowe jest to metoda najdroższa (Lossow i in. 2000, Lossow 1995).

Podstawowym problemem jest ilość osadów oraz dostęp do nich urządzeń mechanicznych, czyli możliwość opróżnienia zbiornika i osuszenia dna w stopniu umożliwiającym mechaniczne usuwanie osadów. Dlatego metoda ta jest najłatwiejsza do zastosowania w zbiornikach płytkich. Podjęcie decyzji o zastosowaniu tej metody rekultywacji wymaga stosownych badań. Przyjmując, że dysponuje się środkami technicznymi, pozostaje do rozwiązania problem właściwego zmagazynowania i unieszkodliwienia masy osadów, a także powstającego na składowisku odcieku, zawierającego wysokie stężenia i ładunki fosforu. Badania powinny wykazać, które partie osadów należy usunąć, a które można pozostawić, uprzednio stosując np. metody immobilizowania fosforu.

Mechaniczne usuwanie osadów po spuszczeniu wody napotyka na trudności wynikające z ich masy, uwodnienia oraz składu chemicznego. Możliwe jest usuwanie osadów dennych „spod wody”, polegające na zastosowaniu odpowiednich pogłębiarek mechanicznych i hydraulicznych. Zasysane i wypompowywane osady zawierają od 10% do 20% części stałych oraz 80% wody. Wydobyta masa wymaga właściwego składowania i utylizacji. Podjęcie decyzji o zastosowaniu tej metody powinno być poprzedzone przygotowaniem odpowiedniego, położonego niedaleko od zbiornika (z uwagi na koszty transportu) bezpiecznego składowiska. Spełnienie tego warunku jest niezbędne dla skuteczności i opłacalności tej metody (Kostecki 2014, Lossow i in. 2000, Lossow 1995).

Poza poprawą stanu jeziora poprzez wycofanie ze zbiornika zawartych w osadach zanieczyszczeń uzyskuje się niejednokrotnie znaczne zwiększenie jego objętości.

5. Badania osadów dennych zbiornika

5.1. Pomiary batymetryczne

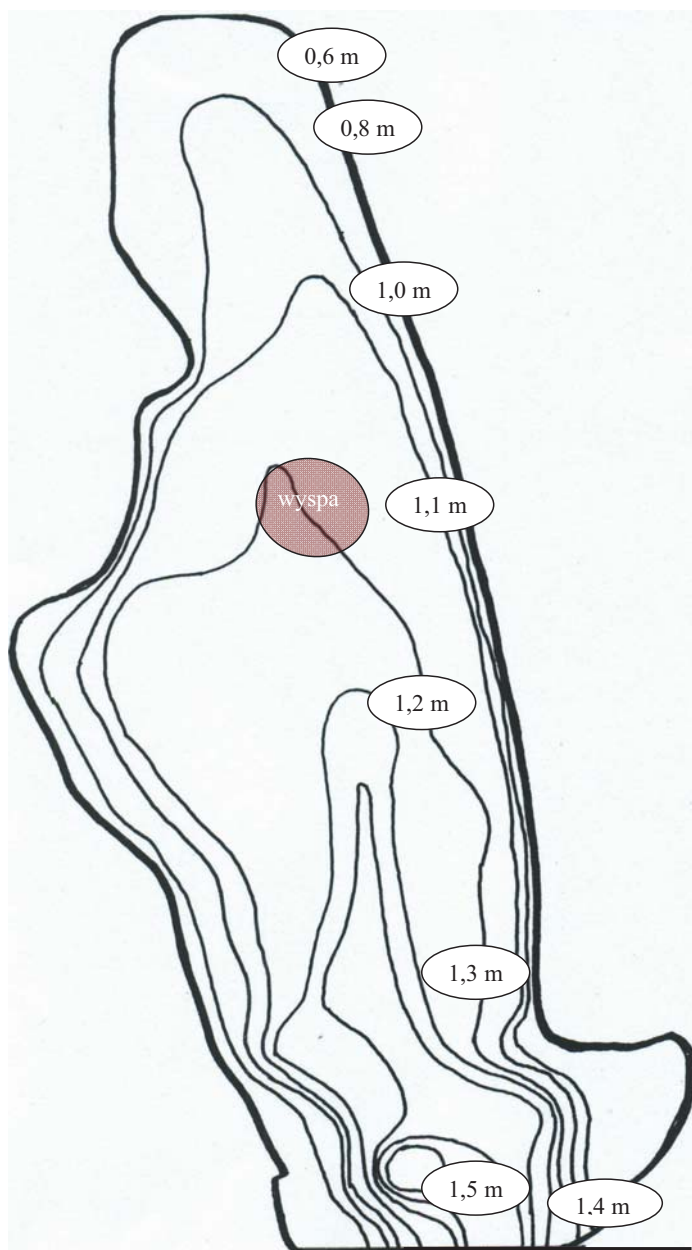
W celu oszacowania ilości oraz określenia przestrzennego rozmieszczenia osadów dennych wykonano pomiary batymetryczne zbiornika Blachownia. Na podstawie pomiarów własnych, wykonanych w siedemnastu profilach poprzecznych zbiornika przy użyciu echosondy, sporządzono mapę batymetryczną (rys. 59). Pomiary głębokości zbiornika pozwoliły na stwierdzenie, że zbiornik Blachownia jest zbiornikiem płytkim. Głębokość maksymalna, którą zmierzono w strefie zapory, wynosi 1,5 m. W górnej strefie zbiornika, w pobliżu ujścia rzeki Stradomki, głębokość zbiornika wynosi około 0,6m. Zatem różnica głębokości pomiędzy górną i dolną strefą zbiornika wynosi 0,9 m. Średnia głębokość zbiornika obliczona jako stosunek pojemności (szacowanej w $[m^3]$) do wielkości powierzchni $[m^2]$ wynosi 1,06 m. Mimo niewielkich deniwelacji dna zbiornika, na sporządzonej mapce batymetrycznej widoczny jest przebieg dawnego koryta rzeki Stradomki. Zbiornik ma charakter stawowy i można go porównać do typowego stawu hodowlanego. Za cechę charakterystyczną dla tego typu zbiorników można uznać fakt, że głębokość dość szybko osiąga około 0,8 m a następnie na dużej przestrzeni obniża się w stopniu nieznacznym.

5.2. Rozmieszczenie i miąższość osadów dennych

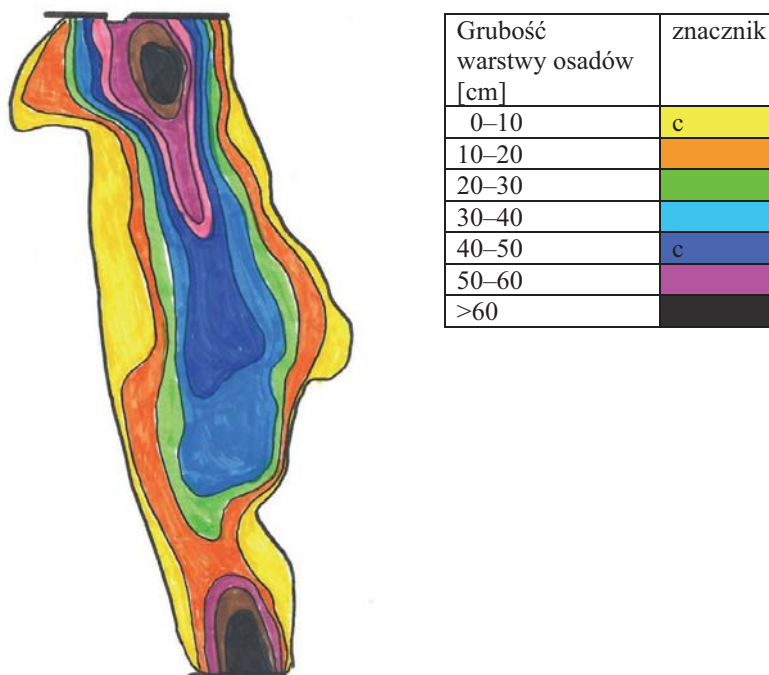
Na kolejnym rysunku (rys. 60) przedstawiono wyniki pomiarów rozmieszczenia oraz miąższości osadów dennych w zbiorniku Blachownia. Nie stwierdzono prostej zależności pomiędzy głębokością, a grubością warstwy osadów. Najgrubsza warstwa osadów wynosząca około 50–65 cm występuje w strefie ujścia rzeki Stradomki. Druga strefa, w której stwierdzono warstwę osadów o grubości od 50 cm do 65 cm to strefa w rejonie zapory.

Zauważalnie mniejsza jest miąższość osadów w strefie brzegowej. W zbiorniku występują strefy, w których warstwa osadów jest niewielka (od 0 cm do 10 cm). Grubsza warstwa osadów występuje wzdłuż środkowej osi zbiornika, zgodnie ze starym korytem Stradomki. Powierzchnię dna zbiornika na której występuje warstwa osadów od 20 cm do 65 cm oszacowano na około 30 ha. Przyjmując, że średnia grubość warstwy osadów wynosi 0,35 cm uzyskano ob-

jętość mokrej masy wynoszącą około 100 000 tys. m³. Jak wykazały pomiary (poniżej) uwodnienie osadów wynosi średnio 90%. Przyjmując, że w wyniku wysychania uzyska się wilgotność wynoszącą 25%, do zagospodarowania pozostanie masa osadów o objętości około 25 tys. m³. Objętość ta odpowiada „wyspie” o powierzchni około 1 ha.



Rys. 59. Batymetria zbiornika Blachownia



Rys. 60. Rozmieszczenie i miąższość osadów dennych w zbiorniku Blachownia

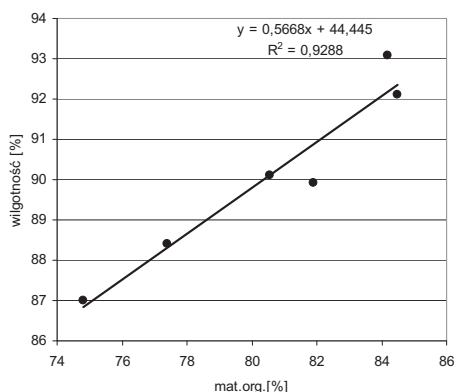
5.3. Zawartość materii organicznej i wilgotność osadów dennych

W tabeli 13 przedstawiono wyniki pomiarów zawartości materii organicznej oraz wilgotności osadów. Należy podkreślić, że osady do badań zawartości materii organicznej, wilgotności oraz metali i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych pobierano wzdłuż centralnej osi zbiornika, gdzie miąższość osadów była największa.

Tabela 13. Zawartość materii organicznej oraz wilgotność osadów zbiornika Blachownia

stanowisko	Mat.org. [%]	wilgotność [%]
na wysokości ujścia Stradomki	84,2	93,1
na wysokości ujścia Aleksandryjki	81,9	89,9
środek na wysokości pomostu	74,8	87,0
środek na wysokości kąpieliska	84,5	92,1
strefa zapory	77,4	88,4
średnia	80,56	90,1

Stwierdzono liniową zależność pomiędzy zawartością materii organicznej a uwodnieniem osadów (rys. 61).



Rys. 61. Współzależność wilgotności i stężenia materii organicznej w osadach dennych

Osady zbiornika Blachownia cechuje wysoka zawartość materii organicznej oraz duża zawartość wody, charakterystyczna dla osadów organicznych. Wyniki badań wskazują na autochtoniczne pochodzenie osadów w strefie środkowej zbiornika oraz w strefie zapory. Natomiast wyraźnie widoczna jest strefa osadów allochtonicznych, naniesionych przez wody rzeki Stradomki (rys. 60).

5.4. Zawartość azotu i fosforu w osadach dennych

Ogólną zawartość azotu i fosforu w osadach dennych przedstawiono w tabeli 14.

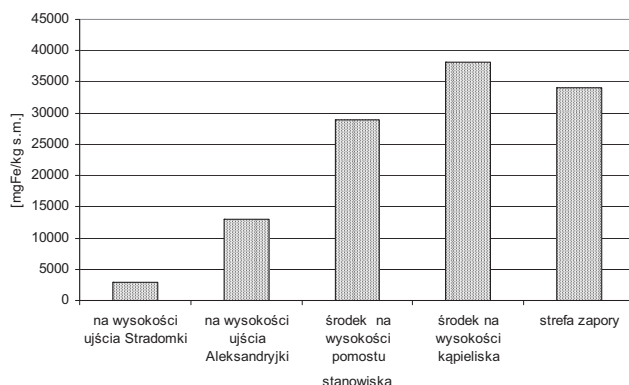
Tabela. 14. Zawartość azotu i fosforu w osadach dennych zbiornika Blachownia [%_{s.m.}]

Stanowisko	Azot ogólny	Fosfor ogólny	N:P
na wysokości ujścia Stradomki	1,54	1,097	1,4
na wysokości ujścia Aleksandryjki	0,35	0,213	1,6
środek na wysokości pomostu	0,46	0,123	3,7
środek na wysokości kąpieliska	0,23	0,082	2,8
strefa zapory	0,23	0,076	3,0

Wyniki analiz zawartości azotu i fosforu w osadach dennych na stanowiskach od środka zbiornika do zapory, są charakterystyczne dla eutroficznych zbiorników typu stawowego. Widoczne jest stopniowe zmniejszanie zasobności osadów w azot i fosfor, w miarę przemieszczania się stanowisk pobierania próbek od górnej strefy zbiornika w kierunku zapory. Najwyższe stężenia, wynoszą-

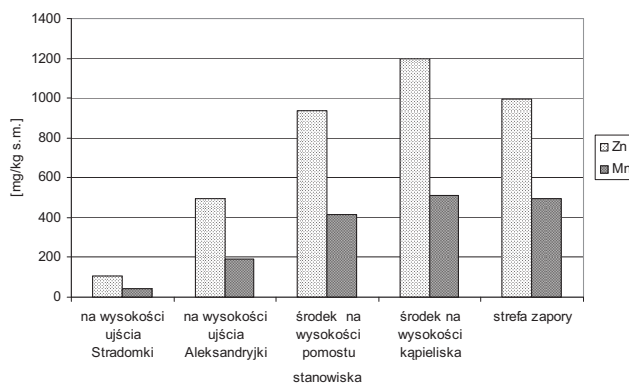
ce 1,54% azotu oraz 1,097% fosforu odnotowano w strefie górnej, w zasięgu oddziaływania wód rzeki Stradomki, a najniższe, wynoszące odpowiednio 0,23% azotu i 0,076% fosforu, w strefie zapory.

5.5. Metale w osadach dennych



Rys. 62. Stężenie żelaza w osadach dennych zbiornika Blachownia

Najwięcej żelaza skumulowało się na środku zbiornika na wysokości pomostu i kąpieliska, jak i na zaporze. W strefie ujścia Stradomki żelazo występuje w znacznie mniejszych ilościach (rys. 62).

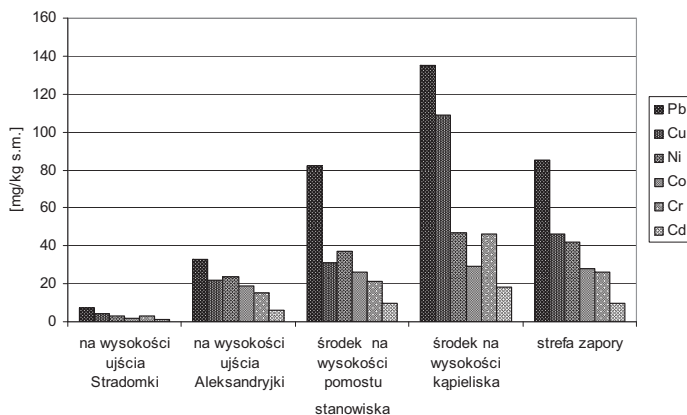


Rys. 63. Stężenie cynku i manganu w osadach dennych zbiornika Blachownia

Podobnie jak w przypadku żelaza, najwyższe stężenia cynku i manganu stwierdzono w środkowej strefie zbiornika na wysokości kąpieliska, pomostu i zapory. Najniższe w strefie ujścia Stradomki (rys. 63).

Najniższe stężenia ołowiu odnotowano w osadach dennych zbiornika nagromadzonych w strefie ujścia rzeki Stradomki (7,0 mgPb/kg_{s.m.}) i Aleksandryjki

(33 mgPb/kg_{s.m.}) (rys. 64). W osadach dennych w środkowej i zaporowej strefie zbiornika (stanowiska 3, 4 i 5) stężenie ołowiu było znacznie wyższe i wynosiło odpowiednio 82 mgPb/kg_{s.m.}, 135 mgPb/kg_{s.m.} i 85 mgPb/kg_{s.m.}).



Rys. 64. Stężenie ołowiu, miedzi, niklu, kobaltu, chromu i kadmu w osadach dennych zbiornika Blachownia

Zjawisko kumulacji metali w osadach dennych zbiornika widoczne jest również w przypadku miedzi, niklu, kobaltu, chromu i kadmu. Największe stężenia ww. metali odnotowano w strefie środkowej zbiornika, na wysokości kąpieliska, pomostu oraz w strefie zaporowej. Stężenie metali w osadach dennych wzrasta w strefach najwolniejszego przepływu wody.

5.6. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w osadach dennych

Ocenę stopnia zanieczyszczenia osadów dennych zbiornika zaporowego Blachownia dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony. W myśl cytowanego rozporządzenia urobek pochodzący m.in. z pogłębiania zbiorników wodnych jest zanieczyszczony, gdy stężenie co najmniej jednej z substancji osiąga poniższą wartość:

- benzo(a)antracen – stężenie równe lub wyższe od 1,5 mg/kg suchej masy,
- benzo(b)fluoranten – stężenie równe lub wyższe od 1,5 mg/kg suchej masy,
- benzo(k)fluoranten – stężenie równe lub wyższe od 1,5 mg/kg suchej masy,
- benzo(ghi)perylen – stężenie równe lub wyższe od 1,0 mg/kg suchej masy,

- benzo(a)piren – stężenie równe lub wyższe od 1,0 mg/kg suchej masy,
- dibenzo(a,h)antracen – stężenie równe lub wyższe od 1,0 mg/kg suchej masy,
- indeno(1,2,3-c,d)ipren – stężenie równe lub wyższe od 1,0 mg/kg suchej masy.

Stężenia WWA w osadach dennych zbiornika Blachownia przedstawiono w tabeli 15.

Tabela 15. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych zbiornika Blachownia [$\mu\text{g/g}$]

Związek	Punkt poboru				
	Strefa ujścia Stradomki	Na wysokości wyspy	Zbiornik środek	Zbiornik pomost	Zbiornik zaporą
naftalen	1,778	0,031	0,141	0,031	0,166
acenaftylen	0,037	0,034	0,034	0,034	0,039
acenaften	0,093	0,038	0,055	0,038	0,076
fluoren	0,132	0,039	0,073	0,039	0,142
fenantren	0,674	0,146	0,567	0,498	0,956
antracen	0,442	0,091	0,137	0,695	0,178
fluoranten	1,029	0,315	1,042	0,852	1,640
piren	0,844	0,242	0,772	0,611	1,241
chryzen	0,605	0,195	0,534	0,532	0,748
benzo(a)antracen	0,429	0,136	0,311	0,410	0,486
benzo(b)fluoranten	0,954	0,296	0,922	0,579	1,166
benzo(k)fluoranten	0,369	0,126	0,342	0,430	0,402
benzo(a)piren	0,482	0,181	0,409	0,370	0,655
indeno(1,2,3-cd)piren	0,522	0,209	0,439	0,901	0,553
dibenzo(a,h)antracen	0,155	0,100	0,146	0,360	0,156
benzo(g,h,i)perylene	0,517	0,151	0,394	0,386	0,474
Σ WWA	9,062	2,329	6,316	6,766	9,078

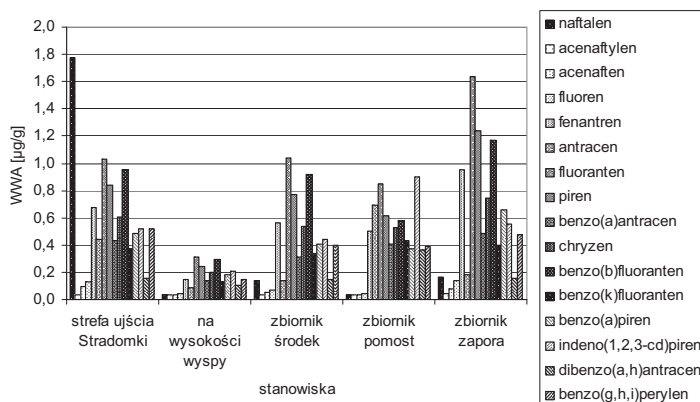
Porównując otrzymane wartości z stężeniami granicznymi, nie odnotowano przekroczenia dopuszczalnego stężenia w żadnym punkcie. Jako podwyższone, można uznać stężenia benzo(b)fluorantenu w trzech punktach: strefa ujścia Stradomki – 0,954 $\mu\text{g/g}$, zbiornik środek – 0,922 $\mu\text{g/g}$, zbiornik zaporą – 1,166 $\mu\text{g/g}$ oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu – zbiornik pomost 0,901 $\mu\text{g/g}$. Wartości nie przekroczyły dopuszczalnych, jednak podwyższone stężenia, szczególnie w przypadku indeno(1,2,3-cd)pirenu na pomoście powinny być alarmujące.

Na tle pozostałych, nienormowanych WWA, podwyższone wartości uzyskano szczególnie w przypadku fenantrenu, fluorantenu, pirenu i jednorazowo dla naftalenu. Trzy pierwsze wymienione związki mogą powstawać ze spalania paliw w silnikach samochodowych lub być markerami spalarni odpadów. Z uwagi na zjawisko kumulowania się zanieczyszczeń w osadach dennych, prawdopo-

dobnym źródłem WWA wydaje się być również spalanie węgla w okolicznych domach. Zarówno w przypadku analizy osadu dennego, jak i wód, należałoby poprowadzić pomiar roczny uwzględniający okres grzewczy.

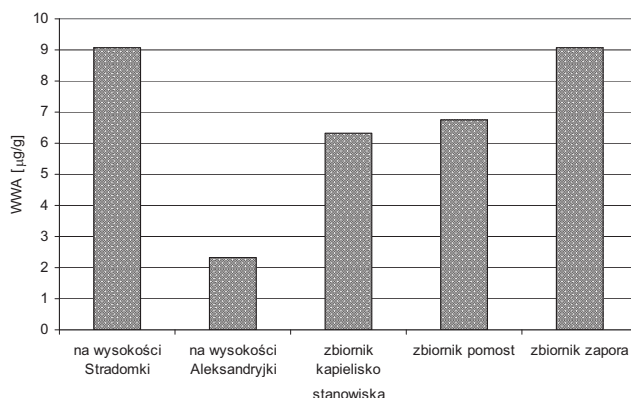
Właściwym byłoby również zbadanie głównego kierunku wiatru na danym obszarze. To z kolei dałoby odpowiedź na pytanie, czy źródłem oznaczanych węglowodorów są okoliczne drogi, w tym droga krajowa nr 46 prowadząca do Częstochowy. Uzyskane w ten sposób wyniki pozwoliłyby efektywniej powiązać emisję WWA z konkretnym źródłem i tym samym lepiej przeciwdziałać dalszemu zanieczyszczeniu.

Suma wybranych WWA w osadach dennych zbiornika Blachownia ważyła się od 2,33 $\mu\text{g/g}$ na wysokości Aleksandryjki (wysokość wyspy) do 9,08 $\mu\text{g/g}$ w punkcie zlokalizowanym na zaporze. Sumaryczne zestawienie węglowodorów aromatycznych wskazuje, że większa część zanieczyszczeń dopływa do zbiornika z rzeką Stradomką (duży ładunek naftalenu, fluorantenu, czy pirenu). Jako, że WWA zaliczane są do grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych, ich stężenie w dopływie może mieć związek z przemysłową historią miasta. Zanieczyszczenia są kumulowane i transportowane rzeką, nawet z terenów, na których już dawno skończyła się działalność przemysłowa. Zaobserwowany wpływ Aleksandryjki był zdecydowanie mniejszy. W samym zbiorniku odnotowano z kolei wzrost sumy WWA z 6,32 $\mu\text{g/g}$ (kąpielisko) do 9,08 $\mu\text{g/g}$ (zapora). Dodatkowo zaobserwowano wzrost całkowitego stężenia WWA wraz ze wzrostem zawartości materii organicznej w osadach dennych. Ma to związek z właściwościami węglowodorów aromatycznych, które charakteryzują się bardzo małą rozpuszczalnością w wodzie. Głównie opadają na dno kumulując się w osadach dennych, stanowiąc znakomity wskaźnik antropopresji.



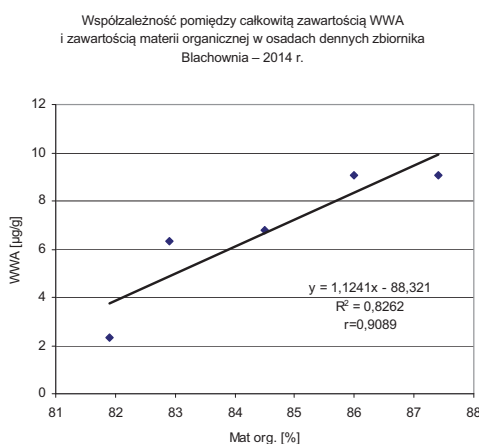
Rys. 65. Zawartość WWA w osadach dennych zbiornika Blachownia

Informacje na temat stężenia WWA w osadzie dennym odzwierciedlają między innymi stan środowiska wodnego oraz stanowią podstawę do określenia sposobu ich zagospodarowania w środowisku lub utylizacji.



Rys. 66. Zawartość całkowita (suma 16 WWA) w osadach dennych zbiornika Blachownia

Wyznacznikiem w tym przypadku nie jest suma stężeń (rys. 66), lecz przede wszystkim, związki normowane rozporządzeniem, które w zbiorniku Blachownia w żadnym przypadku nie przekroczyły dopuszczalnych stężeń. W związku z tym, osady dennie ze zbiornika Blachownia mogą być wykorzystane do renowacji otaczającego terenu, bez ryzyka skażenia środowiska glebowego. Całkowite wykorzystanie urobku z oczyszczania (odmulania) zbiornika pozwala na uniknięcie kłopotliwej sytuacji traktowania osadów dennych jako odpadów. Dodatkowo jest korzystne z punktu widzenia lokalnego nawozowego wykorzystania makroskładników zgromadzonych w osadach.



Rys. 67. Współzależność między całkowitą zawartością WWA a zawartością materii organicznej w osadach dennych zbiornika Blachownia

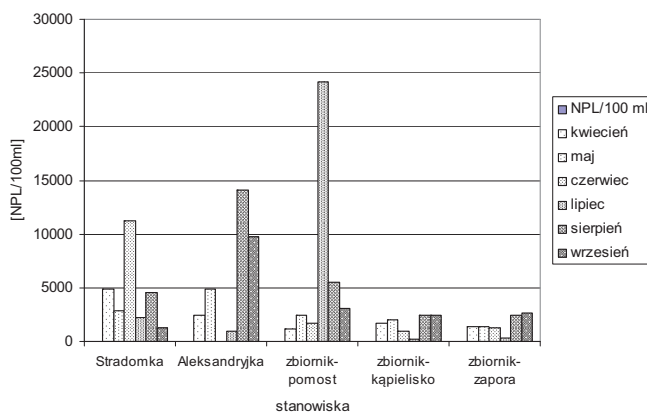
Zależność pomiędzy ogólną zawartością WWA w osadach dennych a zawartością materii organicznej potwierdza rolę zawieszin organicznych i ich sedymentacji w procesie kumulowania WWA w osadach dennych (rys. 67).

6. Badania stanu sanitarnego wody zbiornika

Badania stanu sanitarnego objęły trzy wskaźniki mikrobiologiczne, tj.: liczbę bakterii grupy coli, liczbę enterokoków kałowych oraz liczbę bakterii *Escherichia coli*. Liczebność wyżej wymienionych grup drobnoustrojów oraz zmienność liczebności w czasie, przedstawiono na wykresach (rysunki 68–70).

6.1. Bakterie grupy coli

Zmiany ilościowe bakterii grupy coli w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunku 68.



Rys. 68. Ilość bakterii z grupy coli w wodzie zbiornika Blachownia

Liczebność bakterii grupy coli w wodzie Stradomki wynosiła od 1260 NPL/100ml do 11200 NPL/100ml. W wodzie potoku Aleksandryjka zakres zmian wynosił od 960 NPL/100ml do 14140 NPL/100ml.

Uwagę zwraca wartość wskaźnika, stwierdzona w lipcu na stanowisku w pobliżu pomostu MOSiR, wynosząca 24200 NPL/100ml. Fakt ten można próbować zinterpretować następująco. Stanowiska pobierania prób zlokalizowano przy brzegu zbiornika, ponieważ strefa brzegowa jest głównym obiektem zainteresowania z punktu widzenia kąpiel. Miesiąc lipiec to okres intensywnego ko-

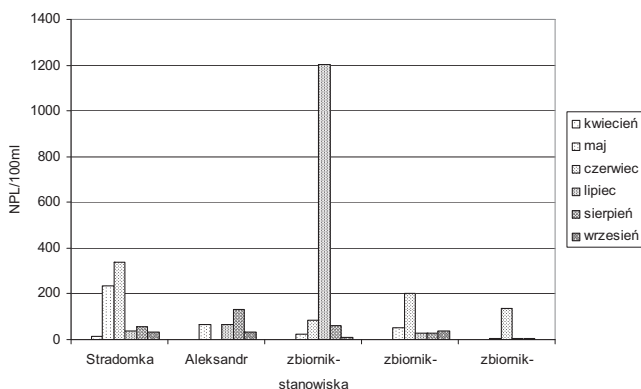
rzystania z ośrodka MOSiR, zatem odnotowany fakt można przypisać skutkom intensywnego wykorzystywania tej strefy zbiornika w celach rekreacji.

Gdyby pominąć jednorazowy wynik z lipca, odnotowany na stanowisku przy pomocy MOSiR (24200 NPL/100ml) to zakres liczebności bakterii z grupy *coli* w wodzie zbiornika wynosiłby od 214 NPL/100ml do 480 NPL/100ml. Wynika z tego, że wskutek procesów samooczyszczania stan wody w zbiorniku pod względem liczebności bakterii z grupy *coli* ulega poprawie w stopniu około 45%.

Jakkolwiek wskaźnik „Liczba bakterii grupy *coli*” nie jest normowany przepisami to analiza zmian liczebności tych bakterii dostarcza istotnych informacji n/t stanu sanitarnego badanych wód powierzchniowych.

6.2. Enterokoki kałowe

Zmiany ilościowe enterokoków kałowych w wodzie zbiornika Blachownia przedstawiono na rysunku 69.



Rys. 69. Liczba enterokoków kałowych w wodzie zbiornika Blachownia

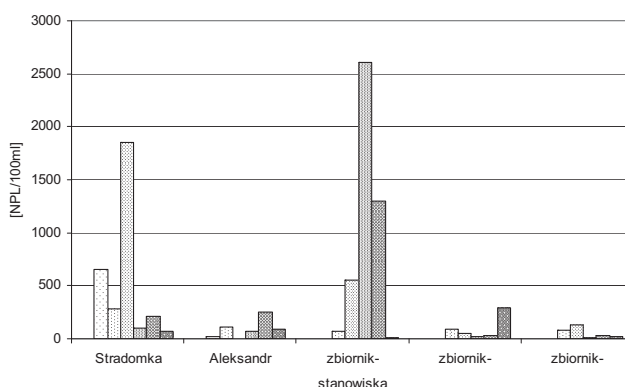
Najwyższe wartości liczby enterokoków kałowych odnotowano w wodzie rzeki Stradomki. Na tym stanowisku zakres zmian liczby bakterii wynosił od 12 NPL/100ml do 336 NPL/100ml. W wodzie potoku Aleksandryjka liczebność enterokoków wynosiła od 1 do 133 NPL/100ml. W wodzie zbiornika na stanowiskach 3, 4 i 5 zakres zmian liczebności wynosił odpowiednio: od 0,0 NPL/100ml do 84 NPL/100ml, od 0,0 NPL/100ml do 204 NPL/100ml oraz od 0,0 NPL/100ml do 137 NPL/100ml.

W powyższym akapicie pominięto wynik uzyskany dla stanowiska nr 3 (pomost MOSiR) otrzymany dla próby pobranej w lipcu, wynoszący 1203 NPL/100ml. Ten bardzo charakterystyczny wynik koresponduje z wynikiem uzyskanym dla liczebności bakterii grupy *coli*, na tym samym stanowisku, w tym samym czasie. Stosowne przepisy dopuszczalną liczbę enterokoków na równą lub mniejszą od

400 NPL/100ml. Wyniki analiz wykazały zatem, że wody cieków dopływających do zbiornika odpowiadają przewidzianym normom. Także woda w zbiorniku, na stanowiskach w rejonie kąpieliska i w rejonie zapory odpowiada normom. Natomiast na stanowisku 3 (pomost MOSiR) wyniki badań potwierdzają wystąpienie w tym rejonie zbiornika bliżej nieokreślonego źródła zanieczyszczenia mikrobiologicznego.

6.3. *Escherichia coli*

Stosowne przepisy uznają, jako dopuszczalną dla wód wykorzystywanych do kąpieli, liczbę bakterii *Escherichia coli* wynoszącą 1000 NPL/100ml. Zmiany liczebności bakterii *Escherichia coli* przedstawiono na rysunku 70.



Rys. 70. Liczebność bakterii *Escherichia coli* w wodzie zbiornika Blachownia

Przekroczenie tej wartości odnotowano w wodzie rzeki Stradomki w czerwcu (1855 NPL/100ml). Z kolei w lipcu przekroczenie dopuszczalnej wartości odnotowano w wodzie na stanowisku nr 3 (pomost MOSiR) kiedy to liczba bakterii *Escherichia coli* wyniosła 2610 NPL/100ml.

Na stanowisku nr 4, w rejonie kąpieliska nie stwierdzono przekroczeń wartości dopuszczalnej. Na tym stanowisku liczebność bakterii wynosiła od 0 do 296 NPL/100ml. Jeszcze niższą liczebność *Escherichii coli* odnotowano w wodzie na stanowisko w rejonie zapory, na którym liczebność bakterii wynosiła od 0 do 133 NPL/100ml.

Tak więc pod względem najistotniejszego, decydującego o możliwości wykorzystywania wody do kąpieli wskaźnika jakim jest liczba bakterii *Escherichia coli*, zbiornik Blachownia spełnia stawiane normą wymagania.

Jednocześnie fakt wystąpienia skażenia mikrobiologicznego wody na stanowisku nr 3 (pomost MOSiR) wskazuje na obecność zagrożenia mającego swoje źródło w tym właśnie rejonie. Przekroczenia norm odnotowano tu dla wszystkich trzech badanych wskaźników stanu sanitarnego wody.

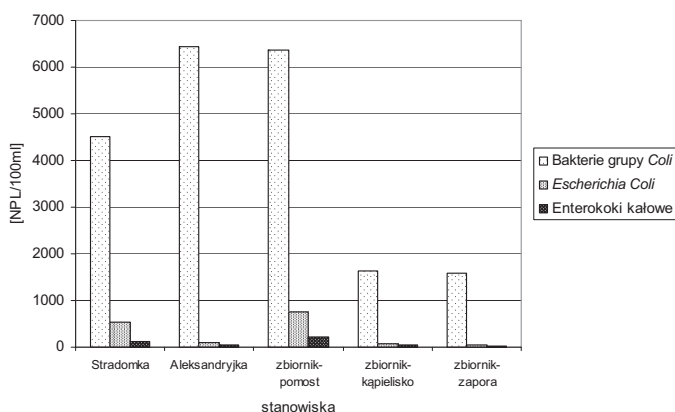
Przyczyn tego zjawiska można upatrywać m.in. w zanieczyszczeniu wody przez licznie występujące tu ptactwo wodne. W okresie lata pod pomost przyplływają dzikie kaczki, łabędzie, które karmione przez licznie przychodzących tu turystów mogą zanieczyszczać przybrzeżną strefę zbiornika. Także stosowanie przez wędkarzy dużych ilości zanęt o charakterze organicznym może powodować wzrost mikrobiologicznego zanieczyszczenia wody.

6.4. Średnie wartości liczebności bakterii

Poniżej, w tabeli 16, przedstawiono wymagania mikrobiologiczne dla miejsc wykorzystywanych do kąpiei, a na wykresie (rys. 71) przedstawiono średnie wartości liczebności drobnoustrojów dla poszczególnych stanowisk zlokalizowanych na zbiorniku Blachownia.

Tabela 16. Ocena bieżąca jakości wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpiei. Wymagania mikrobiologiczne

Lp.	Parametr A	Wartość dopuszczalna B	Metody referencyjne badań C
1	Enterokoki (jtk/100 ml lub NPL/100 ml)	≤ 400	PN-EN ISO 7899-1 lub PN-EN ISO 7899-2
2	<i>Escherichia coli</i> (jtk/100 ml lub NPL/100 ml)	≤ 1000	PN-EN ISO 9308-3 lub PN-EN ISO 9308-1



Rys. 71. Liczba bakterii w wodzie zbiornika Blachownia – wartości średnie

Przebieg zmian ilościowych średnich wartości wskaźników jeszcze raz uwiadamia korzystne zmiany stanu sanitarnego wody będące skutkiem procesów samooczyszczania przebiegających w zbiorniku.

7. Podsumowanie

W niniejszym podsumowaniu przedstawiono spostrzeżenia najistotniejsze z punktu widzenia stanu jakości wody oraz funkcjonowania zbiornika, jako ekosystemu.

Zbiornik Blachownia jest przykładem płytkiego, nizinnego zbiornika zaporowego o niewielkiej powierzchni (około 47 ha). Powierzchnia zlewni zbiornika wynosi 116,8 km². Zatem współczynnik Schindlera wyrażający stosunek powierzchni zlewni łącznie z powierzchnią zbiornika do powierzchni lustra wody wynosi $S=248$. Tak więc 248 m² powierzchni zlewni „przypada” na 1 m² powierzchni zbiornika.

Przeprowadzone badania wykazały, że zbiornik zaporowy Blachownia ma charakter stawowy. W zbiorniku tym zagrożenie dla jakości wody wynika z osadzania na dnie zbiornika wnoszonych zawieszin, szczególnie w strefie ujść cieków zasilających, oraz intensywnie przebiegających procesów wewnątrz zbiornikowych, w szczególności procesu produkcji biomasy (fotosynteza) oraz procesów jej mineralizacji. Stąd też w zbiorniku nad procesami produkcji (trofii) przeważają procesy saprobii (rozkładu).

Zbiornik Blachownia jest zbiornikiem polimiktycznym, co oznacza bardzo dużą podatność na mieszanie mas wodnych pod wpływem wiatru. Średnia głębokość zbiornika wynosząca 1,08m powoduje, że woda w zbiorniku jest natlenowana w należytym stopniu. Jednocześnie mieszanie mas wodnych powoduje permanentną, wysoką mętność wody. Unoszona z dna zbiornika przez fale zawiesina ma charakter organiczny i ulega w natlenowanej wodzie mineralizacji.

Pomiary temperatury wody w strefie zapory wykazały, że mimo niewielkiej głębokości (1,5 m) występują widoczne różnice temperatur pomiędzy powierzchnią, a przydenną warstwą wody (Tabela 2). Są to różnice wynoszące od 6°C do 7°C. Tak więc w okresie od maja do sierpnia można mówić o stratyfikacji letniej w zbiorniku, przy czym ogranicza się ona do strefy zapory. Powolny nurt rzeki Stradomki oraz obecność w wodzie tej rzeki zanieczyszczeń organicznych powoduje, że odnotowano tu niekorzystne warunki tlenowe, pogarszające się stopniowo. Stężenie tlenu wynosiło od 8,8 mgO₂/dm³ do 1,2 mgO₂/dm³. Tendencja spadkowa występowała od kwietnia do sierpnia. Także w przypadku stężenia tlenu w wodzie potoku Aleksandryjka widoczna jest tendencja spadkowa, ale w tym cieku stężenie tlenu było znacznie wyższe, wynosiło od 9,21 mgO₂/dm³ w kwietniu do 6,78 mgO₂/dm³ we wrześniu.

Na wszystkich trzech stanowiskach zlokalizowanych na zbiorniku odnotowano przebieg zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, charakterystyczny dla wód zeutrofizowanych. Wiosną i jesienią stężenie tlenu wynosiło od $7 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $9 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, natomiast w okresie lata wzrastało osiągając wartości od $14 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $15 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Wartości te były skutkiem zakwitów zielenic i intensywnego procesu fotosyntezy.

Wykonane pomiary wskazują na wyraźną skłonność do wyczerpywania tlenu w przydennej warstwie wody. Biorąc pod uwagę niewielką głębokość zbiornika (1,5 m) fakt ten należy tłumaczyć intensywną produkcją biomasy, która opadając na dno rozkładając się w warunkach tlenowych powoduje ubytki tlenu.

Z punktu widzenia przemian wewnątrz zbiornikowych istotne jest określenie procentowego udziału poszczególnych form azotu i fosforu, które daje obraz struktury wody pod względem wzajemnych proporcji form tych pierwiastków. Na podstawie średnich stężeń związków azotu i fosforu określono udziały poszczególnych form tych pierwiastków w ich ogólnej ilościach występujących w wodzie zbiornika Blachownia w roku 2014. Wyniki przedstawiono w tabelach 7 i 8, oraz zilustrowano graficznie w tekście na wykresach (rys. 17 i 18).

W wodach cieków zasilających zbiornik dominującą formą azotu był azot azotanowy, którego udział w wodzie rzeki Stradomki oraz potoku Aleksandryjka wynosił odpowiednio 40,4% oraz 62,9%. Średni udział azotanowej formy azotu w wodzie zbiornika był zdecydowanie niższy. Dla poszczególnych stanowisk nr 3, 4, i 5 wynosił odpowiednio 15,1%, 19,4% i 13,0%. Udział azotu amonowego w wodzie na poszczególnych stanowiskach wynosił od 19,6% do 39,1%. Najniższą wartość określono dla wody potoku Aleksandryjka, a najwyższą dla rzeki Stradomki.

W wodzie rzeki Stradomki udział azotu azotanowego oraz azotu amonowego był zbliżony (odpowiednio 40,4% i 39,1%). Dane te wskazują na doprowadzanie tych form azotu ze zlewni cieku, przy czym udział azotu amonowego może świadczyć o wpływie zanieczyszczeń w postaci ścieków bytowo-gospodarczych. Tego zjawiska nie odnotowano w przypadku potoku Aleksandryjka.

Równie wysoki jak w wodzie rzeki Stradomki udział azotu amonowego w wodzie zbiornika na wszystkich trzech (pkt. 3, 4, 5) stanowiskach wskazuje na niewielkie wykorzystywanie tej formy azotu w procesach przemiany materii.

Udział azotu organicznego w wodach cieków zasilających zbiornik pozostaje w odwrotności do udziału azotu azotanowego. W wodzie Stradomki i potoku Aleksandryjka, wysokim wartościom udziału azotu azotanowego (40% i 63%) odpowiadają niskie wartości udziału azotu organicznego (17%). Z kolei niskim wartościom udziału azotu azotanowego w wodzie zbiornika (13–19%) odpowiadają wysokie udziały azotu organicznego (40–60%).

Wskazuje to na główną rolę i znaczenie azotanowej formy azotu w procesie przemiany materii w badanym zbiorniku.

Podwyższony w porównaniu z pozostałymi stanowiskami udział azotu azotanowego w wodzie Stradomki pozostaje w związku z wysokim udziałem

azotu amonowego, a także potwierdza niekorzystne warunki tlenowe w wodzie tego ciek. Przedstawione na wykresie (rys. 16) linie trendu należy traktować wyłącznie orientacyjnie, nie mniej pozwalają one uwidocznic i podkreślić różnice pomiędzy udziałami azotu azotanowego oraz azotu organicznego w wodach cieków zasilających zbiornik, a wodą w zbiorniku na poszczególnych stanowiskach.

Dominującą formą fosforu w wodzie zbiornika Blachownia na wszystkich stanowiskach był fosfor organiczny (tab. 8). Udział tej formy fosforu wynosił od 51% do 66%. W wodach rzeki Stradomki i potoku Aleksandryjka wartości udziału wynosiły odpowiednio 60% i 64%, a w wodzie zbiornika na stanowiskach 3, 4 i 5 były nieco niższe i wynosiły odpowiednio 51%, 66% i 51%.

W porównaniu do wód Stradomki i Aleksandryjki, gdzie średni udział polifosforanów wynosił odpowiednio 24% i 22% udział polifosforanów w wodzie zbiornika był nieco wyższy i wynosił na kolejnych stanowiskach odpowiednio 34%, 25% i 43%.

Najniższe wartości odnotowano dla ortofosforanów. Udział tej formy fosforu, najistotniejszej z punktu widzenia procesów produkcji pierwotnej, wynosił w wodach Stradomki i Aleksandryjki odpowiednio 16% i 18%. W wodzie zbiornika, analizując zmiany wzdłuż jego osi podłużnej, wartości udziału stopniowo obniżały się i wynosiły odpowiednio na stanowiskach 3, 4, i 5: 15%, 11% i 8%. Wskazuje to na wykorzystywanie tej mineralnej formy fosforu w procesie produkcji biomasy. Przedstawione graficznie na wykresie (rys. 17) zmiany udziałów uwidaczniają wzrostową tendencję w przypadku polifosforanów oraz spadkową dla ortofosforanów.

Współczynniki korelacji pokazują, że wartość stosunku N:P w wodach Stradomki i Aleksandryjki zależy w wysokim stopniu (70–90%) od stężenia fosforu, natomiast w wodzie zbiornika, zwłaszcza w strefie zapory na odpływie, od stężenia azotu (70–90%).

Widoczne na wykresie (rys. 19) różnice pomiędzy pH wody cieków zasilających zbiornik, a wodą zbiornika wskazują na intensywny proces fotosyntezy zachodzący w zbiorniku.

Wskaźniki BZT-5, ChZT oraz Corg odzwierciedlają zagrożenie dla wód wynikające z obecności zanieczyszczeń organicznych. W przypadku zbiornika Blachownia wyniki (BZT-5, ChZT, Corg) badań wskazują na obecność w środowisku wodnym zbiornika Blachownia istotnych źródeł zanieczyszczeń organicznych. Za niezbędne, z punktu widzenia poprawy jakości wody, należy uznać ich zlokalizowanie, identyfikację, oraz zneutralizowanie.

Pod względem twardości ogólnej woda zbiornika Blachownia zalicza się do wód średnio twardych, słabo zbuforowanych. Twardość wody w zbiorniku jest jakby wynikiem uśrednienia wartości wód cieków zasilających zbiornik. Opisane obniżanie zasadowości (stężenia kwaśnych węglanów) wiąże się z okresem intensywnego procesu fotosyntezy w czasie zakwitu fitoplanktonu intensywnie wykorzystującego zawarty w kwaśnych węglanach dwutlenek węgla.

Widoczne, mimo tak niewielkiego zakresu, tendencje zmian stężeń jonów chlorkowych pozwalają zauważyć charakterystyczne zjawiska w obszarze zbiornika i jego zlewni. Jak wspomniano wyżej, także w wodzie zbiornika stężenie jonów chlorkowych było bardzo niskie. Widoczne na tym tle podwyższone wartości wskaźnika w lipcu, na stanowiskach 3 i 4, wskazują na możliwy wpływ bliżej nieokreślonych spływów bezpośrednio z brzegów zbiornika. Ponieważ jony chlorkowe nie wchodzą w przemiany biologiczne, można na podstawie zmian ich stężeń wykazywać i obserwować zjawiska natury fizycznej i hydrologicznej. W przypadku zbiornika Blachownia ten wskaźnik zasolenia wody może ukazywać rolę spływów bezpośrednio z brzegów zbiornika.

Na wszystkich stanowiskach pobierania prób obserwowano wyraźną tendencję spadkową stężenia jonów siarczanowych występującą od kwietnia do września. Wyniki badań wskazują na proces przechodzenia rozpuszczonych w wodzie siarczanów w formy nierozpuszczalne, a następnie wiązania i wytrącania ich w postaci siarczków i wodorotlenków, i deponowania w osadach dennych. W tym procesie bardzo ważną rolę odgrywają jony żelaza, które tworząc siarczki żelaza jednocześnie mogą sorbować na swojej powierzchni jony związków fosforu, co z punktu widzenia eutrofizacji ekosystemu jest wyjątkowo korzystne. Spostrzeżenia te potwierdza czarny, siarczkowy kolor osadów dennych pobieranych do analiz.

Jony chlorkowe, jak i siarczanowe, dostają się do wód powierzchniowych w wyniku wymywania ze złóż geologicznych, a także ze ściekami bytowo-gospodarczymi (jony chlorkowe) i ściekami przemysłowymi (jony siarczanowe). W większości wód powierzchniowych naszego regionu stężenie jonów chlorkowych przewyższa stężenie jonów siarczanowych. Odwrotna sytuacja, występująca w zbiorniku Blachownia, wskazuje na specyfikę układów hydrochemicznych, charakterystyczną dla obszarów o słabej pod tym względem antropopresji.

Przewodnictwo właściwe wody zbiornika Blachownia odpowiada wodom nisko zasolonym. O przewodnictwie właściwym wody zbiornika Blachownia decydują przede wszystkim jony siarczanowe ($r=0,5986$). W znacznie mniejszym stopniu przewodnictwo właściwe wody koreluje ze stężeniem jonów chlorkowych ($r=0,0787$). Najwyższy współczynnik korelacji uzyskano dla sumy jonów chlorkowych i siarczanowych ($r=0,6815$).

Wysokie stężenia zawiesiny w wodzie zbiornika spowodowane są jego podatnością na mieszanie pod wpływem wiatru. Zawiesina w wodzie zbiornika ma charakter autochtoniczny, organiczny. Jest produktem procesów wewnątrz zbiornikowych.

Rolę zbiornika jako reaktora – w którym poza tym, że zachodzą przemiany, może mieć miejsce kumulacja bądź uwalnianie zanieczyszczeń – najlepiej charakteryzuje bilans zanieczyszczeń (Kostecki 2014, Moniewski 2015, Sanruci i in. 2005, Tarkowska-Kukuryk 2013). Sporządzony dla zbiornika Blachownia bilans wykazał, że w przeliczeniu na skalę roku, Stradomka wprowadziła do zbiornika 77 ton azotu, z czego po około 30 ton stanowiły formy azotanowa

i amonowa, 13,5 ton stanowił azot organiczny, a około 2 tony azot azotynowy (tab. 10). W tym samym czasie potok Aleksandryjka wprowadził do zbiornika 29 ton azotu, z czego 18 ton stanowiła forma azotanowa, 6 ton – azot amonowy, 5 ton – azot organiczny oraz około 0,15 tony azot azotynowy.

W sumie oba ciekі wprowadziły do zbiornika około 106 ton azotu, z czego 49 ton stanowił azot azotanowy, 36 ton – azot amonowy, 18 ton – azot organiczny, oraz 2,15 tony azot azotynowy.

Wielkość ładunku odprowadzonego ze zbiornika oszacowano na około 107 ton azotu, zatem doprowadzony ładunek azotu równoważył się z ładunkiem odprowadzonym. Z ogólnego ładunku 107 ton, 64 tony stanowił azot organiczny, 29 ton azot amonowy, 14 ton azot azotanowy oraz 0,4 tony azot azotynowy. Tak więc bilans uwidoczniał, że ze zbiornika odprowadzony został ładunek azotu organicznego większy o 45 ton od ładunku doprowadzonego. W przypadku azotu azotanowego ładunek odprowadzony był mniejszy od doprowadzonego o 35 ton. Zatem w wyniku procesów przemiany materii w zbiorniku wykorzystanych zostało 35 ton N-NO_3 i 7 ton N-NH_4 , razem 42 tony N.

Analiza udziałów ładunków poszczególnych form wykazała (rys. 37), że w ładunku doprowadzonym do zbiornika dominował azot azotanowy, którego udział wynosił 40% w Stradomce oraz 62% w Aleksandryjce, natomiast udział ładunku azotu azotanowego w odpływie spadł do 13%.

Całkowity ładunek fosforu doprowadzony w roku 2014 (od kwietnia do września) do zbiornika Blachownia przez rzekę Stradomkę oszacowano na 4,2 tony P/rok. W tej ilości 2,5 tony stanowił fosfor organiczny, 1 tonę fosfor polifosforanowy oraz 0,7 tony fosfor ortofosforanowy (tab. 12). Potok Aleksandryjka wprowadził do zbiornika łącznie 1,5 tony P/rok, z czego 1 tonę stanowił fosfor organiczny oraz po 0,3 tony fosfor polifosforanowy i ortofosforanowy. Ogółem oba ciekі wprowadziły w roku 2014 do zbiornika około 5,7 tony P, 3,5 tony Porg. oraz 1,3 tony polifosforanów i 1,0 tonę ortofosforanów.

Wielkość ładunku odprowadzonego ze zbiornika oszacowano na 6,7 ton P/rok. W tym ładunku 3,4 tony stanowił fosfor organiczny, 2,9 tony polifosforanowy oraz 0,5 tony ortofosforany. Zatem bilans wykazał, że ze zbiornika odprowadzono o 1,6 tony więcej polifosforanów aniżeli doprowadzono. Na uwagę zasługuje fakt, że ogólny ładunek fosforu odprowadzony ze zbiornika jest większy niż ładunek doprowadzony. Może to wskazywać bądź na małą precyzję pomiarów, bądź też na dopływ pewnych, obecnie nieokreślonych ładunków związków fosforu ze zlewni bezpośredniej, których nie uwzględniono w trakcie badań.

Jak wspomniano wyżej, analiza udziałów czy to stężeń, czy ładunków, pozwala na wyrobienie pojęcia o „strukturze” bądź to składzie chemicznym wody, bądź też o wpływie procesów wewnątrz zbiornikowych na zmiany jakości wody. W przypadku zbiornika Blachownia analiza udziałów ładunków poszczególnych form fosforu uwidoczniała, że udział najistotniejszej z punktu widzenia przemiany materii w ekosystemie limnicznym formy, jaką są ortofosforany, zmniejszył się z około 17% w ładunku doprowadzonym do około 8% w ogólnym ładunku

odprowadzonym. Udział ładunku polifosforanów wzrósł z około 23% w ładunku doprowadzonym do ponad 43% w ładunku odprowadzonym. Natomiast udział ładunku fosforu organicznego zmniejszył się z około 62% w ładunku doprowadzonym do około 50% w ładunku odprowadzonym.

Obliczone wartości zewnętrznego obciążenia powierzchniowego uwzględniające krotność wymiany wody (dla zbiornika Blachownia – 52) wyniosły: 4,33 gN/m²/rok oraz 0,17 gP/m²/rok. Obciążenie powierzchniowe azotem przekracza ponad czterokrotnie wartość dopuszczalną. Obciążenie fosforem wartość dopuszczalną przekracza prawie dwukrotnie. Zatem czynnikiem limitującym proces produkcji pierwotnej w zbiorniku jest fosfor.

Poniżej w tabelach 17–21 przedstawiono klasyfikację jakości wód wg Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. Nr 257, Poz. 1545. Kolorem czerwonym oznaczono wskaźniki sklasyfikowane poza II Klasą czystości, kolorem zielonym Klasę II, oraz kolorem niebieskim Klasę I. Klasy czystości zastosowano do wyników uzyskanych w poszczególnych miesiącach.

8. Klasy czystości wód zbiornika Blachownia na podstawie wyników analiz hydrochemicznych

Tabela 17. Stanowisko nr 1 – rzeka Stradomka powyżej zbiornika

Parametr	Jednostka	Data pobrania							
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014		
pH		7,35	7,45	7,54	7,29	7,08	6,96		
BZT5	mg O ₂ /dm ³	3	4	8	8	6	5,00		
ChZT	mg O ₂ /dm ³	16	33	28	38	41	55,00		
TC	mg C/dm ³	27,6	55,3	27,4	22,7	34,8	35,67		
IC	mg C/dm ³	18,6	48,1	18,6	15,3	17,7	12,97		
TOC	mg C/dm ³	9,1	7,2	8,9	7,4	17,1	22,70		
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	121	104	112	99	99	92,94		
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	61	50	81	76	76	50		
Azot azotanowy	mg N/dm ³	3,03	1,19	2,38	1,87	0,97	1,18		
Azot amonowy	mg N/dm ³	1,04	1,03	1,77	2,07	2,27	2,06		
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,11	0,07	0,11	0,15	0,14	0,14		
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,56	0,34	0,77	0,73	1,73	0,54		
Azot ogólny	mg N/dm ³	4,74	2,63	5,03	4,82	5,10	3,92		
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,052	0,067	0,017	0,010	0,0286		
Polifosforany	mg P/dm ³	0,094	0,033	0,088	0,033	0,072	0,0195		
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,188	0,207	0,069	0,232	0,054	0,1836		
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,342	0,291	0,224	0,282	0,136	0,2317		
N:P		14	9	22	17	38	14		
Chlorki	mg Cl/dm ³	13,2	11,1	16,9	17,0	16,9	14,114		
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	42,7	43,8	38,6	33,7	32,8	29,523		
Subst.rozp.	mg/dm ³	204	209	202	182	194	199		
Subst.lotne	mg/dm ³	157	134	130	137	137	124		
Subst.nielotne	mg/dm ³	47	75	72	45	57	75		
Zawiesina	mg/dm ³	2	7	7	6	16	8		
Przewodnictwo wł.	µS/cm	235	250	319	291	283	244		

Tabela 18. Stanowisko nr 2 – potok Aleksandryjka powyżej zbiornika

Parametr	Jednostka	Data pobrania						
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
pH		7,25	7,36	7,25	7,45	6,96	6,91	
BZT5	mg O ₂ /dm ³	2	3	3	11	3	2	
ChZT	mg O ₂ /dm ³	18	30	21	44	27	57	
TC	mg C/dm ³	17,3	44,9	15,5	15,5	19,2	28	
IC	mg C/dm ³	7,8	41,0	7,2	7,4	7,4	6,74	
TOC	mg C/dm ³	9,5	4,0	8,3	8,1	11,7	20,8	
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	57,0	54,5	56,1	56,8	56,9	53,3	
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	30,4	30,4	40,5	35,4	66,8	33,0	
Azot azotanowy	mg N/dm ³	2,01	2,03	3,76	2,94	2,00	1,58	
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,76	0,87	0,24	1,07	0,15	1,39	
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,28	1,43	0,63	0,89	0,51	0,13	
Azot ogólny	mg N/dm ³	3,08	4,36	4,65	4,92	2,67	3,11	
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,054	0,048	0,019	0,015	0,014	
Polifosforany	mg P/dm ³	0,056	0,068	0,044	0,030	0,027	0,041	
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,101	0,213	0,123	0,039	0,074	0,174	
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,217	0,334	0,215	0,089	0,116	0,229	
N:P		14	13	22	55	23	14	
Chlorki	mg Cl/dm ³	16,37	16,028	15,07	14,67	15,53	12,92	
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	47,4	33,9	44,6	48,5	25,5	30,2	
Subst.rozpz.	mg/dm ³	185	180	174	202	159	162	
Subst.lotne	mg/dm ³	146	111	105	144	90	100	
Subst.nielotne	mg/dm ³	39	69	69	58	69	62	
Zawiesina	mg/dm ³	4	10	10	5	24	3	
Przewodnictwo wł.	μS/cm	222	233	288	319	191,6	210	

Tabela 19. Stanowisko 3. Brzeg prawy – pomost MOSiR

Parametr	Jednostka	Data pobrania					
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
pH		8,18	7,47	8,91	9,12	9,01	7,61
BZT5	mg O ₂ /dm ³	7	6	5	11	18	8,00
ChZT	mg O ₂ /dm ³	29	46	52	66	82	71,00
TC	mg C/dm ³	26,9	53,2	26,4	24,3	40,4	30,12
IC	mg C/dm ³	11,5	50,8	9,2	11,0	9,6	10,22
TOC	mg C/dm ³	15,4	2,4	17,2	13,3	30,8	19,90
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	86,5	70,0	76,7	77,1	66,6	73,00
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	46	31	55	61	50	50
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,92	0,58	0,68	0,29	0,36	0,45
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,86	1,12	1,14	2,07	1,90	1,20
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,84	1,83	1,06	1,01	5,00	0,18
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,65	3,56	2,89	3,38	7,27	1,84
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,020	0,086	0,042	0,010	0,01
Polifosforany	mg P/dm ³	0,040	0,042	0,218	0,028	0,137	0,05
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,058	0,329	0,117	0,021	0,061	0,16
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,158	0,392	0,422	0,091	0,207	0,21
N:P		17	9	7	37	35	8,93
Chlorki	mg Cl/dm ³	18,36	10,561	16,88	22,25	17,17	18,61
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	32,47	27,485	24,79	24,08	20,987	19,44
Subst.rozp.	mg/dm ³	164	155	162	157	185	146,00
Subst.lotne	mg/dm ³	124	91	76	111	102	104,00
Subst.nielotne	mg/dm ³	40	64	86	46	83	49,00
Zawiesina	mg/dm ³	14	11	11	20	25	69,00
Przewodnictwo wł.	µS/cm	172,8	179,1	208	237	190,6	205,00

Tabela 20. Stanowisko 4. Brzeg lewy – kąpielisko

Parametr	Jednostka	Data pobrania						
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
pH		8,05	7,46	8,82	9,15	9,08	7,65	
BZT5	mg O ₂ /dm ³	7	8	7	9	18	8,00	
ChZT	mg O ₂ /dm ³	29	46	44	63	82	65	
TC	mg C/dm ³	26,52	53,25	26,78	24,22	41,59	28,42	
IC	mg C/dm ³	11,63	50,65	9,28	11,59	9,839	9,90	
TOC	mg C/dm ³	14,89	2,6	17,49	12,66	31,75	18,52	
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	88,80	70,47	74,35	77,34	65,67	69,57	
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	61	31	55	56	48	45	
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,963	0,601	0,73	0,64	0,28	0,25	
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,0304	0,0309	0,01	0,01	0,01	0,01	
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,741	1,1934	1,08	1,4364	1,331	1,17	
Azot organiczny	mg N/dm ³	1,05	1,29	0,84	0,38	3,6	0,21	
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,78	3,12	2,66	2,47	5,22	1,64	
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,015	0,088	0,010	0,010	0,06	
Poli fosforany	mg P/dm ³	0,077	0,064	0,081	0,037	0,107	0,15	
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,056	0,270	0,103	0,520	0,066	0,21	
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,193	0,349	0,272	0,566	0,183	0,42	
N:P		14	9	10	4	29	4	
Chlorki	mg Cl/dm ³	17,7	10,4	16,2	24,3	16,4	19,69	
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	30,6	28,6	24,7	22,4	21,2	19,45	
Subst.rozp.	mg/dm ³	169	162	151	156	178	153	
Subst.lotne	mg/dm ³	127	90	82	107	102	97	
Subst.nielotne	mg/dm ³	42	86	69	49	76	49	
Zawiesina	mg/dm ³	14	26	26	27	27	32	
Przewodnictwo wł.	μS/cm	177,1	178,8	207	240	190,9	205	

Tabela 21. Stanowisko nr 5. Zbiornik strefa zapory – odpływ

Parametr	Jednostka	Data pobrania						
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
pH		8,15	7,5	8,84	9,2	9,15	7,62	
BZT5	mg O ₂ /dm ³	8	6	6	11	19	8,00	
ChZT	mg O ₂ /dm ³	31	51	45	76	86	62,00	
TC	mg C/dm ³	25,87	60,59	26,84	24,08	46,29	28,78	
IC	mg C/dm ³	11,62	53,13	9,18	11,09	9,718	10,12	
TOC	mg C/dm ³	14,25	7,26	17,66	12,99	36,57	18,66	
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	86,9	67,39	69,77	85,08646	64,80	72,23	
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	51	31	56	61	45	40	
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,81	0,67	0,89	0,23	0,39	0,32	
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,78	1,29	1,25	1,22	1,20	1,15	
Azot organiczny	mg N/dm ³	1,05	1,90	0,98	6,20	5,00	0,10	
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,67	3,89	3,13	7,66	6,60	1,58	
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,021	0,012	0,007	0,004	0,01	
Polifosforany	mg P/dm ³	0,045	0,306	0,131	0,022	0,143	0,04	
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,021	0,039	0,038	0,398	0,048	0,16	
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,126	0,366	0,181	0,426	0,195	0,20	
N:P		21	11	17	18	34	8	
Chlorki	mg Cl/dm ³	16,7	11,0	16,54	18,2	16,8	19,50	
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	29,3	25,1	24,64	23,99	20,9	19,51	
Subst.rozp.	mg/dm ³	167	160	144	150	182	144	
Subst.lotne	mg/dm ³	130	86	75	94	100	99	
Subst.nielotne	mg/dm ³	37	74	69	53	82	45	
Zawiesina	mg/dm ³	15,5	18,3	14	37	29	35	
Przewodnictwo wł.	µS/cm	172,2	178,8	208	239	189,7	197,30	

– I klasa czystości;

– II klasa czystości;

– poza II klasą czystości, wg Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. Nr 257, Poz. 1545.

Z przedstawionej klasyfikacji czystości wód powierzchniowych tworzących system „wody zasilające – zbiornik Blachownia” wynika, że zagrożeniem dla wód rzeki Stradomki są zanieczyszczenia organiczne, co znajduje wyraz w wartościach wskaźników BZT-5 i ChZT. Ponadto wartość dopuszczalną dla II klasy czystości przekracza stężenie azotu amonowego. W II klasie czystości mieszczą się – w wodzie rzeki Stradomki – stężenia azotu amonowego i fosforu ogólnego.

Jakość wody potoku Aleksandryjka w okresie prowadzenia badań była znacznie lepsza. Odnotowano, co prawda, ponadnormatywne dla II Klasy czystości wartości BZT-5 i ChZT oraz TOC, ale były to wyniki jednorazowe. Stężenia związków azotowych oraz fosforu całkowitego odpowiadają II Klasie czystości wód.

W porównaniu do wód dopływających, na wszystkich trzech stanowiskach zlokalizowanych w obrębie zbiornika Blachownia jakość wody ulega pogorszeniu pod względem zanieczyszczenia organicznego. Poza II Klasą czystości sklasyfikowano wskaźniki: pH – dwukrotnie, BZT-5 – 6-krotnie, ChZT – 6-krotnie, TOC – 1 raz. Jest to rezultat zachodzących w zbiorniku – w warunkach zwolnionego przepływu wody – procesów produkcji oraz rozkładu biomasy. Procesy produkcji biomasy znajdują wyraz w wysokich stężeniach zawiesiny, sklasyfikowanych w II klasie czystości.

Na uwagę zasługuje fakt, że w wodzie zbiornika pojawiają się stężenia fosforu ogólnego przekraczające wartości odpowiadające II Klasie czystości. Wskazuje to na okresowo występujące źródła tego pierwiastka w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika np. skutek stosowania zanęty wędkarskiej bądź skutek dokarmiania dzikiego ptactwa.

Zakres zmian stężeń jonów żelazowych, z uwzględnieniem wszystkich pięciu stanowisk, wynosił od $0,04 \text{ mgFe/dm}^3$ do $1,34 \text{ mgFe/dm}^3$. W przypadku stężeń jonów żelaza widoczna jest duża rozpiętość wyników. Na szczególną uwagę zasługuje odnotowany we wrześniu bardzo wysoki wzrost stężeń jonów żelaza w wodzie na wszystkich stanowiskach.

Odnotowane stężenia jonów żelaza w wodzie zbiornika oraz zmiany stężeń innych wskaźników jakości wody, wskazują na istotną rolę tego metalu w kształtowaniu jakości wody. Jony żelazowe tworzące w warunkach tlenowych nierozpuszczalne wodorotlenki, a przez to stanowiąc sorbent dla wielu zanieczyszczeń, w tym innych metali, fosforu, WWA, tworzą mechanizm przenoszenia zanieczyszczeń z wody do osadów dennych. Także powstające w beztlenowym środowisku osadów dennych nierozpuszczalne siarczki żelaza potwierdzają jego istotną rolę w funkcjonowaniu zbiornika.

Stężenia metali w wodzie zbiornika Blachownia przeanalizowano pod kątem rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych zgodnie z załącznikiem nr 6 wartości graniczne wskaźników jakości wód z grupy substancji

szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i nie syntetyczne), odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych wszystkich kategorii. Rozporządzenie wskazuje jednakowe wartości graniczne dla I i II klasy czystości. Dla pozostałych klas wartości granicznych nie ustala się. Metale, które analizowano pod kątem rozporządzenia to: arsen, cynk, miedź. Wszystkie z wymienionych metali znajdują się w I/II klasie czystości.

Stężenia magnezu i wapnia przeanalizowano również pod kątem rozporządzenia ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, zgodnie z załącznikiem nr 1 wartości graniczne wskaźników jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych, takich jak struga, strumień, potok, kanał oraz rzeka, nie wyznaczonych jako jednolite części wód sztuczne lub silnie zanieczyszczone.

Załącznik nr 1 do rozporządzenia wskazuje jednakowe wartości graniczne dla I i II klasy czystości. Dla pozostałych klas wartości granicznych nie ustala się. Magnez i wapń znajdują się w I/II klasie czystości.

Powyższe rozporządzenie nie odnosi się w żadnym załączniku do dopuszczalnych stężeń niklu, ołowiu, kadmu, żelaza. Porównując uzyskane wartości z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia mimo, że nie są to wody z takim przeznaczeniem, to stężenia metali nie przekraczają wartości dopuszczalnych dla klasy czystości A3, a nawet w przypadku niklu, kadmu i ołowiu odpowiada wartościom dopuszczalnym A1.

Nie stwierdzono prostej zależności pomiędzy głębokością a grubością warstwy osadów. Najgrubsza warstwa osadów wynosząca około 65–50 cm występuje w strefie ujścia rzeki Stradomki. Druga strefa, w której stwierdzono warstwę osadów o grubości od 65 cm do 50 cm to strefa w rejonie zapory.

Zauważalnie mniejsza jest miąższość osadów w strefie brzegowej. W zbiorniku występują strefy, w których warstwa osadów jest niewielka (od 0 cm do 10 cm). Grubsza warstwa osadów występuje wzdłuż środkowej osi zbiornika, zgodnie ze starym korytem Stradomki. Powierzchnię dna zbiornika, na której występuje warstwa osadów od 20 cm do 65 cm, oszacowano na około 30 ha. Przyjmując, że średnia grubość warstwy osadów wynosi 0,35 cm uzyskano objętość mokrej masy wynoszącą około 100 000 tys. m³. Jak wykazały pomiary, uwodnienie osadów wynosi średnio 90%. Przyjmując, że w wyniku wysychania uzyska się wilgotność wynoszącą 25%, do zagospodarowania pozostanie masa osadów o objętości około 25 tys. m³. Objętość ta odpowiada „wyspie” o powierzchni około 1 ha.

Osady zbiornika Blachownia cechuje wysoka zawartość materii organicznej oraz duże uwodnienie (charakterystyczne dla tego rodzaju osadów). Wyniki

badań wskazują na autochtoniczne pochodzenie osadów w strefie górnej, środkowej zbiornika oraz w strefie zapory.

W górnej części zbiornika, w strefie oddziaływania wód rzeki Stradomki wykształciła się bardzo specyficzna strefa czarnych osadów siarczkowych (saprobowych). Są to osady powstałe w wyniku przemian zanieczyszczeń allochtonicznych naniesionych przez wody rzeki Stradomki.

Za bardzo charakterystyczne i godne uwagi, z punktu widzenia roli rzeki Stradomki, zarówno w procesie zanieczyszczania zbiornika jak i z punktu widzenia rezultatów ewentualnej eliminacji tego zagrożenia, są wyniki stężenia azotu i fosforu w osadach dennych w górnej strefie zbiornika będącej pod wpływem ujścia rzeki Stradomki. W przypadku azotu jest to wartość 3,5 razy większa niż w osadach w strefie środkowej oraz 6,5 razy większa niż w osadach w strefie zapory. W przypadku fosforu jest to wartość 5 razy większa niż w osadach w strefie środkowej oraz 13 razy większa niż w osadach w strefie zapory.

Wyniki te wyraźnie wskazują, że wraz z wodami rzeki Stradomki do zbiornika wprowadzane są istotne ładunki zanieczyszczeń. Ponieważ uwidocznia się to w wynikach analiz osadów dennych, należy przyjąć, że ważną rolę w tym procesie odgrywają zawiesiny odkładające się w postaci osadów dennych. Przeliczając zawartość azotu w osadach dennych w górnej strefie zbiornika oszacowano, że na powierzchni 1ha znajduje się około 250 kg czystego N oraz około 180 kg czystego P. Pokazuje to, że usunięcie osadów dennych spowoduje niezbędne dla poprawy stanu zbiornika, zubożenie tego ekosystemu w substancje biogenne. Przeliczając ładunki dla średnich stężeń oszacowano, że jeden hektar powierzchni dna zawiera około 90 kg N oraz 50 kg P. Zatem całkowity ładunek w zbiorniku wynosi około 3 tony N oraz około 1,7 tony P.

Intensywność wymiany wody wpływa na fizyczno-chemiczne procesy wewnątrz zbiornikowe (Dunalska 2003, Dunalska 2002, Kostecki 2014). Bilans wodny może być podstawą dla przyjęcia określonej metody rekultywacji przepływowego ekosystemu limnicznego (Kostecki 2014, Lossow i in. 2000, Lossow 1995, Moniewski 2015). Prędkość liniowa przepływu wody wpływa na stosunki tlenowe decydujące o kierunku i intensywności zachodzących procesów mineralizacji materii organicznej (Brzozowska i in. 2006, Kostecki i in. 2017, Kostecki i in. 2009, Łaszewski 2015, Moore i in. 2012). Przyczyną niskich stężeń metali w osadach dennych górnej strefy zbiornika (w strefie ujścia Stradomki) jest prawdopodobnie na tyle duża prędkość liniowa przepływu, że skutek w postaci wypadkowej dwóch czynników, tj. sukcesywnego wytrącania z dopływającej wody metali oraz prędkości opadania zawiesin, proces przechodzenia metali z wody do osadów (sedymentacja zawiesin) przebiega w strefie środkowej zbiornika. Tutaj, w wyniku małej prędkości liniowej powstałe w warunkach tlenowych nierozpuszczalne związki metali osiadają w postaci zawiesin tworząc wzbogacane w metale osady denne.

Zawartość metali w osadach dennych niewielkich, płytkich zbiorników zaporowych jest funkcją wielkości doprowadzanego ładunku zanieczyszczeń, sto-

sunków tlenowych w wodzie zbiornika oraz czasu retencji (Polich-Latawiec i in. 2011, Smal i in. 2015). Metale, z uwagi na toksyczne właściwości ich związków, wpływają niekorzystnie na zasiedlające zbiornik organizmy roślinne i zwierzęce (Bellucci i in. 2011, Santucci i in. 2005, Tarkowska-Kukuryk 2013). Oznaczone w osadach dennych zbiornika Blachownia metale, pod względem ich koncentracji w osadach dennych ustawiono w następującym szeregu: żelazo (Fe), cynk (Zn), mangan (Mn), ołów (Pb), miedź (Cu), nikiel (Ni), chrom (Cr), kobalt (Co) i kadm (Cd).

Zawartość metali w osadach dennych zbiornika Blachownia przeanalizowano pod kątem Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, załącznik do rozporządzenia pod tytułem „Rodzaje oraz stężenia substancji, które powodują, że urobek pochodzący z pogłębiania akwenów morskich w związku z utrzymaniem infrastruktury zapewniającej dostęp do portów, a także z pogłębiania zbiorników wodnych, stawów, cieków naturalnych, kanałów i rowów w związku z utrzymaniem i regulacją wód jest zanieczyszczony”.

Analiza w odniesieniu do najwyższych stężeń metali, stwierdzonych w środkowej strefie zbiornika na wysokości kąpieliska, pomostu oraz w strefie zapory wykazała, że urobek w postaci osadu dennego zbiornika Blachownia w stopniu dopuszczalnym zanieczyszczony jest ołowiem, miedzią, i niklem, gdyż jego aktualne maksymalne stężenie w wymienionych punktach wynosi około 70% dopuszczalnej wartości.

W strefach środek-kąpielisko i zaporę stężenie cynku jest na poziomie ponad 90% wartości dopuszczalnych. W strefie środka na wysokości pomostu odnotowano około 20% przekroczenie cynku.

Największe przekroczenia dotyczą kadmu. W strefie środkowej zbiornika na wysokości pomostu MOSiR stwierdzono 2,5-krotne przekroczenie dopuszczalnej zawartości tego metalu. W strefie środkowej zbiornika na wysokości kąpieliska oraz w strefie zapory odnotowano przekroczenia o 30% wartości dopuszczalnych, a na wysokości wyspy stężenie kadmu przekracza o 80% dopuszczalną wartość.

Nie ma wyznaczonych granic dopuszczalnych dla żelaza, manganu, kobaltu i chromu w osadach.

Niebezpieczne związki organiczne, takie jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne wprowadzane są do środowiska głównie w wyniku działalności człowieka (Czaplicka i in. 2000, Ficek i in. 2013, Ghosh i in. 2010, Tobiszewski i in. 2012, Yang i in. 2016). WWA w przyrodzie występują w pewnej naturalnej, minimalnej ilości. Związki te mogą być syntetyzowane przez niektóre bakterie i rośliny (zwłaszcza glony) oraz mogą powstawać w wyniku rozkładu organicznych substancji glebowych. Istnieją również abiotyczne naturalne źródła WWA, takie jak pożary lasów (Kostecki i in. 2000, Kostecki i in. 2000). Jednak w środowisku zdecydowana większość tych związków jest pochodzenia antropogenicznego, przede wszystkim z procesów spalania węgla i paliw płyn-

nych, przemysłów koksowniczego i rafineryjnego oraz transportu drogowego (Pohl i in. 2018, Tobiszewski i in. 2012, Zhang i in. 2016). Do wód powierzchniowych WWA przenikają wraz ze ściekami, spływami wód deszczowych oraz w bardzo dużym stopniu w wyniku suchego i mokrego opadu atmosferycznego (Khalili i in. 1995, Kostecki 2000).

Na stanowisku nr 1 (rzeka Stradomka) odnotowano przekroczenie sumy benzo(g,h,i)peryleny i indeno(1,2,3-cd)pirenu we wszystkich analizowanych miesiącach. Obecność benzo(g,h,i)peryleny w wodzie można wiązać z emisją tego związku z silników samochodowych, z kolei oznaczenie indeno(1,2,3-cd)pirenu może być związane ze spalaniem oleju. Można uznać, że dwa te 6-pierścieniowe węglowodory, będące najcięższymi z oznaczanych WWA prawdopodobnie pochodzą z emisji związanej z ruchem drogowym. Szczególną uwagę należy zwrócić na fenantren, którego stężenie wyniosło 0,851 µg/l i było o rząd wielkości wyższe niż w pozostałych miesiącach (czerwiec – 0,050 µg/l, sierpień – 0,046 µg/l). Według danych literaturowych rozróżnia się różne źródła tego związku, od benzyny, przez silniki diesla, ropę naftową do spalania węgla (Czaplicka i in. 2000, Ficek i in. 2013, Smal i in. 2015). Jako, że oznaczenia zostały wykonane latem wyklucza się możliwość pochodzenia związku ze spalania węgla lub cząsteczek pyłu z dróg posypanych w zimie solą, które adsorbują WWA. Należałoby to jednak potwierdzić badaniami, uwzględniającymi okres grzewczy. Obecność tego związku prawdopodobnie wiąże się z emisją z silników samochodowych. Intensyfikacja w miesiącu lipcu może być związana z okresem wakacyjnym i zwiększonym ruchem samochodowym wokół obiektu badań.

Na stanowisku nr 2 (ujście potoku Aleksandryjka) odnotowano przekroczenie sumy benzo(g,h,i)peryleny i indeno(1,2,3-cd)pirenu w miesiącu maju i czerwcu. Ponadto, w miesiącu czerwcu przekroczone było maksymalne dopuszczalne stężenie sumy benzo(b)fluorentenu i benzo(k)fluorentenu, które wyniosło 0,049 µg/l (rozporządzenie MŚ – 0,03 µg/l).

Na stanowisku w rejonie kąpieliska, w maju, odnotowano przekroczenia maksymalnych stężeń w przypadku antracenu (0,430 µg/l), sumy benzo(b)fluorentenu i benzo(k)fluorentenu (0,049 µg/l) oraz stężenia benzo(g,h,i)peryleny (0,017 µg/l). Ponadto w analizowanym miesiącu podwyższone stężenia odnotowano dla fenantrenu (0,401 µg/l), fluorantenu (0,332 µg/l) oraz pirenu (0,732 µg/l). Podwyższona zawartość wymienionych związków nie powtórzyła się w kolejnych miesiącach. Należałoby przeanalizować na przykład intensywność opadów w kwietniu i maju, gdyż być może stężenia te wynikają ze spływu powierzchniowego z terenów zanieczyszczonych przez WWA (szczególnie okolicznych dróg). W sierpniu 2014 roku niepokojąca wydaje się być wartość fenantrenu, która wyniosła 1,274 µg/l. Publikacje wskazują, że bezpieczne stężenie fenantrenu dla biocenoz wodnych wynosi 0,108 µg/l. Czyli otrzymane stężenie było ponad 10-krotnie wyższe od bezpiecznego. Dodatkowo, zważywszy na fakt, że stężenie tego związku znacząco wzrastało we wcześniejszym punkcie pomiarowym, wskazuje się na konieczność dalszego monitorowania zbiornika.

W środowisku wodnym zbiornika Blachownia mają miejsce przekroczenia norm przewidzianych dla WWA (Pohl i in. 2018, Tobiszewski i in. 2012). Należy pamiętać, że w środowisku wodnym WWA występują głównie w formie zawieszonej, co jest spowodowane ich bardzo małą rozpuszczalnością (Ghosh i in. 2010, Czaplicka i in. 2000, Kostecki 2000, Manoli i in. 2004). Po opadnięciu na dno kumulują się w osadach dennych, stanowiąc czuły wskaźnik antropopresji. W wyniku sprzyjających procesów fizycznych, chemicznych i biochemicznych zachodzących w zbiornikach część z związków zawartych w osadach dennych, ulegając procesowi desorpcji, może stać się źródłem wtórnego zanieczyszczenia wody, jak również może stanowić zagrożenie przyległych ekosystemów lądowych, przedostając się np. podczas powodzi do gleby terenów zalewowych (Bigus i in. 2014, Brzozowska i in. 2006, Macdonald i in. 2000). Ocena jakości chemicznej osadów dennych nie tylko odzwierciedla stan środowiska wodnego, ale jest podstawą do określenia sposobów ich zagospodarowania w środowisku lub utylizacji (Czaplicka i in. 2000, Ficek i in. 2013, Khalili i in. 1995).

Nadmierne zewnętrzne obciążenie zbiornika wodnego ładunkami substancji biogennych, zwłaszcza fosforu, prowadzi do niekorzystnych zmian w składzie zespołu organizmów planktonowych (Dunalska i in. 2001, Kostecki i in. 2017, Santucci i in. 2005, Siuda 2001). Występujące intensywne zakwity glonów i sinic wpływają niekorzystnie na stan ekologiczny ekosystemu (Gałczyński i in. 2008, Kabziński 2005, Mej i in. 2000).

Badania hydrobiologiczne prowadzone w zakresie składu gatunkowego zespołu planktonu wykazały, że w okresie prowadzenia badań (od kwietnia do września 2014 r.) plankton zbiornika charakteryzował się ubogim pod względem gatunkowym, a w obrębie większości gatunków, składem ubogim osobniczo.

Wszystkie gatunki należały do wyjątkowo odpornych na różne warunki wód eutroficzno-saprobowych i saprobowo-eutroficznych.

Szczegółnej informacji o stanie wód zbiornika dostarczała liczna lub masowa obecność 5 gatunków glonów: *Oscillatoria brevis*, *O.chalybaea*, *Microcystis aeruginosa* (sinice) i 2 gatunków zielenicy z rodzaju *Ulothrix*. Też, obecność w próbach planktonowych organizmów bentosowych.

Obok sinic występowały duże ilości tryptonu pochodzenia organicznego – widoczne fragmenty tkanek ciał organizmów zwierzęcych (wyższych, twardokorych). W tryptonie spotykano *Nematoda* (nicienie) i *Oligochaeta* (skąposzczety), formy typowe dla osadu czynnego. W pobranych próbach planktonu stwierdzano liczne formy larwalne i fragmenty ciał form dojrziałych Hirudinea, prawdopodobnie (na podstawie fragmentów) z rodzaju *Erpobdella* – gatunki tego rodzaju są charakterystyczne dla osadów zbiorników saprobowych (Bellucci i in. 2011, Kabziński 2005).

W zbiorniku okresowo, lecz na krótko, pojawia się sinica *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyta – sinice). Gatunek wyjątkowo ekspansywny w ekosystemach limnicznych pojawia się jako skutek wzbogacania wody w mineralne formy fosforu. Komórki tego gatunku absorbują ilości fosforanów przekraczające fizjolo-

giczne zapotrzebowanie; gatunek groźny pod dwoma względami: po szybkim obumieraniu (organizm jednokomórkowy) deponuje związki fosforu w osadzie dennym, a wydzielanymi ektoenzymami wpływa degradująco na różnego rodzaju organizmy, też wyższe np. ryby; odporny na wysoki poziom saprobii.

Obok organizmów zwierzęcych (nielicznych) masowo spotykano fragmenty bentosowych skąposzczetów należących do *Tubificidae* – gatunków typowych (przy masowym pojawie) dla osadów wód polisaprobowych. Należy też nadmienić, że nieliczne zwierzęta planktonowe znajdowały się w stanie rozkładu, a pancerzyki wioślarek i widłonogów były zniszczone mechanicznie. Oznaczono też formy przetrwalne wioślarek (tzw. siodełka), które dla tej pory roku są nietypowe, powstawać mogą jedynie przy nagłej zmianie warunków na niekorzystne (temperatura, czynnik chemiczny). W tym miejscu należy podkreślić zaobserwowane w trakcie badań hydrobiologicznych zjawisko masowo występującego tryptonu o zabarwieniu rdzawym, z fragmentami rozkładającej się tkanki organizmów zwierzęcych (skąposzczetów i pijawek). Rdzawą barwę może tryptonowi nadawać obecność utlenionej formy żelaza, bądź jego wodorotlenek. Potwierdza to po raz kolejny rolę tego metalu w kształtowaniu jakości wody w zbiorniku.

Masowe występowanie w zbiorniku we wrześniu sinicy *Ulothrix sp.*, wskazuje na obecność zanieczyszczenia właściwego dla strefy przejściowej od β do α w kierunku polisaprobii.

Wodę zbiornika określić należy jako saprobowo-eutroficzną, po zabiegach mineralizacyjnych (napowietrzanie) przewagę uzyskiwała trofia, na którą odpowiadały masowe lub liczne pojawy sinic i zielenic tolerujące jednocześnie zanieczyszczenie organiczne (Bellucci i in. 2011, Brzozowska i in. 2006). O wysokim poziomie saprobii, świadczyły obecne w próbach gatunki organizmów bentosowych, zamieszkujące osady dennie, zaliczane do wskaźników α i polisaprobowych; też trypton organiczny.

Badania stanu sanitarnego wykazały, że:

- w zakresie bakterii grupy *coli* wskutek procesów samooczyszczania stan wody w zbiorniku pod względem liczebności bakterii z grupy *coli* ulega poprawie w stopniu około 45%. Jakkolwiek wskaźnik „Liczba bakterii grupy *coli*” nie jest normowany przepisami to analiza zmian liczebności tych bakterii dostarcza istotnych informacji n/t stanu sanitarnego badanych wód powierzchniowych.
- badania liczebności enterokoków kałowych koresponduje z wynikiem uzyskanym dla liczebności bakterii grupy *coli*. W tym zakresie wyniki analiz wykazały, że wody cieków dopływających do zbiornika odpowiadają przewidzianym normom. Także woda w zbiorniku na stanowiskach w rejonie kąpieliska i w rejonie zapory odpowiada normom. Natomiast na stanowisku 3 (pomost MOSiR) wyniki badań potwierdzają wystąpienie w tym rejonie zbiornika bliżej nieokreślonego źródła zanieczyszczenia mikrobiologicznego.

Fakt wystąpienia skażenia mikrobiologicznego wody na stanowisku nr 3 (pomost MOSiR) wskazuje na obecność zagrożenia mającego swoje źródło w tym właśnie rejonie. Przekroczenia norm odnotowano tu dla wszystkich trzech badanych wskaźników stanu sanitarnego wody. Przyczyn tego zjawiska można upatrywać m.in. w zanieczyszczeniu wody przez licznie występujące tu ptactwo wodne. W okresie lata pod pomost przyflywają dzikie kaczki, łabędzie, które karmione przez licznie odwiedzających to miejsce turystów, mogą zanieczyszczać przybrzeżną strefę zbiornika. Także stosowanie przez wędkarzy dużych ilości zanęt o charakterze organicznym może powodować wzrost mikrobiologicznego zanieczyszczenia wody. Pod względem najistotniejszego, decydującego o możliwości wykorzystywania wody do kąpieli wskaźnika jakim jest liczba bakterii *Escherichia coli*, zbiornik Blachownia spełnia stawiane normą wymagania.

9. Wnioski

1. Uwarunkowania środowiskowe zbiornika zaporowego Blachownia powodują, że w zbiorniku zachodzą intensywne procesy produkcji biomasy.
2. Czynnikiem limitującym produkcję pierwotną w zbiorniku jest fosfor, którego dopuszczalna wartość obciążenia powierzchniowego jest przekroczona około dwukrotnie. Zatem ograniczenie doprowadzanego do zbiornika ładunku fosforu w znacznym stopniu poprawi jego stan ekologiczny.
3. Wysokie natlenowanie wody w zbiorniku umożliwia mineralizację zanieczyszczeń organicznych, a także umożliwia tworzenie utlenionych, nierozpuszczalnych form metali, a następnie deponowanie ich w osadach dennych.
4. W ekosystemie zbiornika Blachownia istotnym elementem są związki żelaza, które tworząc formy nierozpuszczalne biorą udział w procesie wiązania siarki oraz wytrącania fosforu z wody zbiornika.
5. Warunki termiczno-tlenowe powodują, że zbiornik zaporowy Blachownia posiada zdolność kumulacji zanieczyszczeń i deponowania ich w postaci osadów dennych.
6. Przeprowadzone badania nie wykazały procesów uwalniania zanieczyszczeń z osadów dennych.
7. Występująca w wodzie zbiornika zawiesina o charakterze organicznym stanowi biosorbent dla wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych które w ten sposób przechodzą do osadów dennych i kumulują się w znaczących ilościach.
8. Niekorzystnymi elementami ekosystemu zbiornika zaporowego Blachownia jest: obecność w osadach dennych metali oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w ilościach przekraczających normy obowiązujące w odniesieniu do wód powierzchniowych.
9. W zlewni zbiornika Blachownia występują źródła zanieczyszczeń w postaci metali oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Za celowe należy uznać zidentyfikowanie i likwidację źródeł tych zanieczyszczeń.
10. Stan sanitarny wód zasilających zbiornik oraz wody zbiornika odpowiada warunkom stawianym wodom wykorzystywanym do rekreacji i kąpiele.
11. Zakaz dokarmiania dzikiego ptactwa oraz zakaz stosowania przez wędkarzy zanęt w stopniu znaczącym ograniczy zanieczyszczenie mikrobiologiczne zbiornika.

12. Przeprowadzone badania wykazały, że za celową i uzasadnioną należy uznać rekultywację zbiornika Blachownia metodą usunięcia osadów dennych z misy zbiornika.
13. W roku 2016, z inicjatywy Urzędu Miasta i Gminy Blachownia (woj. Śląskie) rozpoczęto rekultywację zbiornika zaporowego Blachownia metodą usuwania osadów dennych. Naukową podstawą tej inwestycji są wyniki badań wykonanych przez Zakład Ochrony Wód i Gospodarki Wodami, Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, w Zabrze.

10. Literatura

- Bellucci, C.J., M. Becker, M. Beauchene: *Effects of small dams on aquatic biota in two Connecticut streams*. Connecticut Department of Energy and Environmental Protection, Hartford CT 06106 (2011).
- Bigus P., M. Tobiszewski, J. Namieśnik: *Historical records of organic pollutants in sediment cores*. Marine Pollution Bulletin, **78**, 26–42 (2014).
- Brzozowska R., H. Gawrońska: *Effect of the applied restoration techniques on the content of organic matter in the sediment of Lake Długie*. Limnological Review, **6**, 39–46 (2006).
- Czaplicka M., M. Kostecki: *Volatile hydrocarbons content in bottom sediments of Gliwice canal*. Seminar. Bratislava, Juni 2000.
- Dunalska J.: *Impact of Limited Water Flow in a Pipeline on the Thermal and Oxygen Conditions in a Lake restored by Hypolimnetic Withdrawal Method*. Polish Journal of Environmental Studies, **12**, 4, 409–415 (2003).
- Dunalska J.: *Influence of Limited Water Flow in a Pipeline on the Nutrients Budget in a Lake Restored by Hypolimnetic Withdrawal Method*. Polish Journal of Environmental Studies, **11**, 6, 631–637 (2002).
- Dunalska J., G. Wisniewski, Cz. Mientki: *Water balance as a factor determining the Lake Kortowskie restoration*. Limnological Review **1**, 65–72 (2001).
- Ficek A., J. Czupioł: *PCB – Szkodliwe ksenobiotyki w środowisku*. LAB Laboratoria, Aparatura, Badania, **5**, 28–31 (2013).
- Gałczyński Ł., Ociepa A.: *Charakterystyka toksyn produkowanych przez sinice*. Proceedings of EC Opole **2**, **1**, 177–179 (2008).
- Ghosh, U., S.B. Hawthorne: *Particle-Scale Measurement of PAH aqueous. Equilibrium partitioning in impacted sediments*. Environmental Science and Technology, **44**, 1204–1210 (2010).
- Jankowski A.T., M. Rzętała.: *Wyżyna Śląska i jej obrzeża – stan i antropogeniczne zmiany jakości wód powierzchniowych*, [w:] J. Burchard (red.) Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce. Uniwersytet Łódzki – Komisja Hydrologiczna Polskiego Towarzystwa Geograficznego, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego – Łódź, 143–155 (2000).
- Kabziński A.K.M.: *Badanie obecności toksyn sinicowych w wodach powierzchniowych Polski*. Przegląd Geologiczny, **53**, 1067–1068 (2005).
- Khalili, N.R., P.A. Scheff, T.M. Holsen: *PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions*. Atmospheric Environment, **29**, 4, 533–542 (1995).

- Kostecki M.: *Rekultywacja antropogenicznego zbiornika wodnego Pławniowice metodą usuwania hypolimnionu – stadium limnologiczne*. Works and Studies, IPIS PAN Zabrze, **84**, 1–222 (2014).
- Kostecki M., M. Tytła, K. Stahl: Phosphorus speciation forms in sediments – anthropogenic water reservoir Pławnowice, Poland. Archives of Environmental Protection, **43**, 2, 42–52 (2017), PL ISSN 2083-4772, DOI 10.1515/aep-2017-0016.
- Kostecki M., W. Nocoń: *Rola płytkiego nizinnego zbiornika zaporowego w układzie „rzeka–zbiornik–rzeka”. Część I. Wybrane wskaźniki hydrochemiczne oraz bilans związków azotowych w zbiorniku Słupsko*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, **12**, 4, 249–269 2009.
- Kostecki, M., M. Czaplicka.: *Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne jako element zanieczyszczenia osadów dennych Kanału Gliwickiego*. Archiwum Ochrony Środowiska, 27, 3, 119–135, 2001.
- Kostecki M., M. Czaplicka A. Węglarz. *Wybrane związki organiczne (BTEX, WWA) w osadach dennych antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże (woj. śląskie)*. Archives of Environmental Protection, 26, 4, 95–108 (2000).
- Kostecki M.: *Zawiesina jako element zanieczyszczeń antropogenicznego ekosystemu wodnego na przykładzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże*. Archiwum Ochrony Środowiska, **4**, 75–94 (2000).
- Kostecki M., K. Janta-Koszuta, K. Stahl, B. Łozowski: *Speciation forms of phosphorus in bottom sediments of three selected anthropogenic reservoirs with different trophy degree*. Archives of Environmental Protection **43**, 2, 44–49 (2017), DOI 10.1515/aep-2017-0016
- Lossow K., H. Gawrońska: *Ochrona zbiorników wodnych*. Przegląd Komunalny, **9**, 92–106 (2000).
- Lossow K.: *Metody rekultywacji ekosystemów wodnych*. Mat. Konf. Nauk. Problemy zagospodarowania, ochrony i rekultywacji antropogenicznych zbiorników wodnych, Zabrze – październik 1995.
- Łaszewski M.: *Wpływ niewielkich zbiorników na temperaturę wody rzek nizinnych na przykładzie Jeziora i Rządzy*. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, **67**, 13–25 (2015).
- Macdonald D.D., C.G. Ingersoll, T. A. Berger: *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. **39**, 1, 20–31 (2000).
- Małecki Z.: *Koncepcja rekultywacji zbiornika retencyjnego Pokrzywica k/Kalisza*. Inżynieria Ekologiczna, **19**, 113–122 (2007).
- Manoli, E., A. Kouras, C. Samara: *Profile analysis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece*. Chemosphere, **56**, 867–878 (2004).
- Mej E., Z. Lechowski: *Wpływ czynników zewnętrznych na wzrost sinic i syntezę toksyn*. Wiadomości Botaniczne, **44**, 35–49 (2000).

- Moniewski P.: *Rola zbiorników wodnych w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych na przykładzie Ciosenki*. *Prace i Studia Geograficzne* **58**, 7–23 (2015).
- Moore, J.N., A.S. Arrigoni, A.C. Wilcox: *Impacts of Dams on Flow Regimes in Three Headwater Subbasins of the Columbia River Basin, United States*. *Journal of the American Water Resources Association*, **48**, 5, 925–938. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2012.00660.x. (2012).
- Olden, J.D. R.J. Naiman: *Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity*. *Freshwater Biology*, **55**, 86–107 (2010), DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- Pohl A., M. Kostecki, I. Jureczko, M. Czaplicka, B. Łozowski: *Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and bottom sediments of a shallow, lowland dammed reservoir (on the example of the reservoir Blachownia, (South Poland))*. *Archives of Environmental Protection*, **44**, 1, 10–23 (2018).
- Policht-Latawiec A., W. Kanownik, W. Rajda: *Biogenne i tlenowe wskaźniki jakości wody dopływającej i odpływającej z wybranych zbiorników wodnych*. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, **10**, 394–396 (2011).
- Rzętała M.: *Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, (2008).
- Santucci V.J., S.R. Gephard, S.M. Pescitelli: *Effects of Multiple Low-Head Dams on Fish, Macroinvertebrates, Habitat, and Water Quality in the Fox River, Illinois*. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**, 975–992 (2005). DOI: 10.1577/M03-216.1
- Siuda W.: *Enzymatyczna regeneracja ortofosforanu w wodach jezior*. *Postępy Mikrobiologii*, **40**, 2, 187–217 (2001).
- Smal H., S. Ligęza, A. Wójcikowska-Kapusta, S. Baran, D. Urban, R. Obroślak, A. Pawłowski: *Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in bottom sediments of two small dam reservoirs (south-east Poland)*. *Archives of Environmental Protection*, **41**, 4, 67–80 (2015).
- Tarkowska-Kukuryk M.: *Effect of phosphorous loadings on macrophytes structure and trophic state of dam reservoir on a small lowland river (eastern Poland)*. *Archives of Environmental Protection*, **39**, 3, 33–46 (2013).
- Tobiszewski M., J. Namieśnik: *PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources*. *Environmental Pollution* **162**, 110–119 (2012).
- Yang R., T. Xie, A. Li, H. Yang, S. Turner, G. Wu, C. Jing: *Sedimentary records of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in remote lakes across the Tibetan Plateau*. *Environmental Pollution*, **214**, 1–7 (2016).
- Zhang F., R. Zhang, M. Guan, Y. Shu, L. Shen, X. Chen, T. Li: *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and Pb isotopic ratios in a sediment core from Shilianghe Reservoir, eastern China: Implying pollution sources*. *Applied Geochemistry*, **66**, 140–148 (2016).

11. Załączniki

11.1. Identyfikacja metodyk oraz odniesienie do norm i procedur analizy wody):

- Odczyn wg Procedury Badawczej PB2 „Oznaczanie pH wody i ścieków za pomocą elektrody pH-metrycznej”, edycja nr1, obowiązuje od 14.05.2007
- Chlorki wg normy PN-ISO 9297, Jakość wody. Oznaczanie chlorków, Metoda miareczkowania azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra), 1994 r.
- Azot amonowy wg normy PN-ISO 5664:200 Jakość wody. Oznaczanie azotu amonowego, Metoda destylacyjna z miareczkowaniem, 2002 r.
- Azot azotynowy wg normy PN-C-04576-06:1973 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu, Oznaczanie azotu azotynowego metodą kolorymetryczną z kwasem sulfanilowym i 1-naftyloaminą, 1973 r.
- Azot azotanowy wg normy ISO 7890-1:1986 Water quality, Determination of nitrate Part 1:2,6- Dimethylphenol spectrometric method, 1986 r.
- Azot organiczny wg PN-C-04576-11:1973 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu, Oznaczanie azotu organicznego
- Fosfor ogólny wg normy PN-C-04537-09:1991 Woda i ścieki, Badania zawartości związków fosforu, Oznaczanie fosforu ogólnego, 1991 r.
- Polifosforany wg PN-C-04537-06:1991 Woda i ścieki, Badania zawartości związków fosforu, Oznaczanie rozpuszczonych polifosforanów
- Ortofosforany wg PN-C-04537-02:1989 Woda i ścieki. Badania zawartości związków fosforu, Oznaczanie rozpuszczonych ortofosforanów kolorymetryczną metodą molibdenianową z chlorkiem cynowym jako reduktorem.
- Zawiesina ogólna wg normy PN-EN 873:2005 Oznaczanie zawiesin; Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączki z włókna szklanego, 2005 r.
- Siarczany wg normy PN-ISO 9280:2002 Oznaczanie siarczanów (VI), Metoda grawimetryczna z chlorkiem baru, 2002 r.
- OWO wg PB4 Oznaczanie węgla organicznego (OWO) i węgla nieorganicznego (OWN) w wodach i ściekach

- Przewodność wg PB5 Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej za pomocą czujnika konduktometrycznego
- Zasadowość PN-C-04540-03:1990 Woda i ścieki. Badania pH, kwasowości i zasadowości, Oznaczanie kwasowości i zasadowości mineralnej i ogólnej metodą miareczkowania wobec wskaźników
- Twardość ogólna (wapń i magnez) PN-ISO 6059:1999 Tytuł: Jakość wody – Oznaczanie sumarycznej zawartości wapnia i magnezu – Metoda miareczkowa z EDTA
- Substancje rozpuszczone, lotne i nielotne oznaczano metodą wagową – PN-78/C-04541
- Substancje ekstrahujące się eterem naftowym oznaczano metodą wagową – PN-86/C-04573.01.
- ChZT – Jakość wody. Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT). Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek. PN-ISO 15705:2005.
- BZT – Jakość wody. Oznaczanie Biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn). Cz.1. PN-EN-1899-1:2002.

11.2. Wyniki analiz hydrochemicznych

Stanowisko nr 1 – rzeka Stradomka powyżej zbiornika
 Stanowisko nr 2 – potok Aleksandryjka powyżej zbiornika
 Stanowisko 3. Brzeg prawy – pomostMOSiR
 Stanowisko 4. Brzeg lewy – kąpielisko
 Stanowisko nr 5. Zbiornik strefa zapory – odpływ

Stanowisko nr 1 – rzeka Stradomka powyżej zbiornika

Parametr	Jednostka	Data pobrania					
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
pH		7,35	7,45	7,54	7,29	7,08	6,96
BZT5	mg O ₂ /dm ³	3	4	8	8	6	5,00
ChZT	mg O ₂ /dm ³	16	33	28	38	41	55,00
TC	mg C/dm ³	27,6	55,3	27,4	22,7	34,8	35,67
IC	mg C/dm ³	18,6	48,1	18,6	15,3	17,7	12,97
TOC	mg C/dm ³	9,1	7,2	8,9	7,4	17,1	22,70
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	121	104	112	99	99	92,94
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	61	50	81	76	76	1,00
Azot azotanowy	mg N/dm ³	3,03	1,19	2,38	1,87	0,97	1,18
Azot amonowy	mg N/dm ³	1,04	1,03	1,77	2,07	2,27	2,06
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,11	0,07	0,11	0,15	0,14	0,14
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,56	0,34	0,77	0,73	1,73	0,54
Azot ogólny	mg N/dm ³	4,74	2,63	5,03	4,82	5,10	3,92
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,052	0,067	0,017	0,010	0,0286
Polifosforany	mg P/dm ³	0,094	0,033	0,088	0,033	0,072	0,0195
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,188	0,207	0,069	0,232	0,054	0,1836
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,342	0,291	0,224	0,282	0,136	0,2317
N:P		14	9	22	17	38	14
Chlorki	mg Cl/dm ³	13,2	11,1	16,9	17,0	16,9	14,114
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	42,7	43,8	38,6	33,7	32,8	29,523
Subst.rozp.	mg/dm ³	204	209	202	182	194	199
Subst.lotne	mg/dm ³	157	134	130	137	137	124
Subst.nielotne	mg/dm ³	47	75	72	45	57	75
Zawiesina	mg/dm ³	2	7	7	6	16	8
Przewodnictwo wł.	mS/cm	235	250	319	291	283	244

Stanowisko nr 2 – potok Aleksandryjka powyżej zbiornika

Parametr	Jednostka	Data pobrania						
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
pH		7,25	7,36	7,25	7,45	6,96	6,91	
BZT5	mg O ₂ /dm ³	2	3	3	11	3	2	
ChZT	mg O ₂ /dm ³	18	30	21	44	27	57	
TC	mg C/dm ³	17,3	44,9	15,5	15,5	19,2	28	
IC	mg C/dm ³	7,8	41,0	7,2	7,4	7,4	6,74	
TOC	mg C/dm ³	9,5	4,0	8,3	8,1	11,7	20,8	
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	57,0	54,5	56,1	56,8	56,9	53,3	
Zasadowość	mval/dm ³	30,4	30,4	40,5	35,4	66,8	0,66	
Azot azotanowy	mg N/dm ³	2,01	2,03	3,76	2,94	2,00	1,58	
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,76	0,87	0,24	1,07	0,15	1,39	
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,28	1,43	0,63	0,89	0,51	0,13	
Azot ogólny	mg N/dm ³	3,08	4,36	4,65	4,92	2,67	3,11	
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,054	0,048	0,019	0,015	0,014	
Polifosforany	mg P/dm ³	0,056	0,068	0,044	0,030	0,027	0,041	
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,101	0,213	0,123	0,039	0,074	0,174	
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,217	0,334	0,215	0,089	0,116	0,229	
N:P		14	13	22	55	23	14	
Chlorki	mg Cl/dm ³	16,37	16,028	15,07	14,67	15,53	12,92	
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	47,4	33,9	44,6	48,5	25,5	30,2	
Subst.rozp.	mg/dm ³	185	180	174	202	159	162	
Subst.lotne	mg/dm ³	146	111	105	144	90	100	
Subst.nielotne	mg/dm ³	39	69	69	58	69	62	
Zawiesina	mg/dm ³	4	10	10	5	24	3	
Przewodnictwo wł.	mS/cm	222	233	288	319	191,6	210	

Stanowisko 3. Brzeg prawy – pomost MOSiR

Parametr	Jednostka	Data pobrania						
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
pH		8,18	7,47	8,91	9,12	9,01	7,61	
BZT5	mg O ₂ /dm ³	7	6	5	11	18	8,00	
ChZT	mg O ₂ /dm ³	29	46	52	66	82	71,00	
TC	mg C/dm ³	26,9	53,2	26,4	24,3	40,4	30,12	
IC	mg C/dm ³	11,5	50,8	9,2	11,0	9,6	10,22	
TOC	mg C/dm ³	15,4	2,4	17,2	13,3	30,8	19,90	
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	86,5	70,0	76,7	77,1	66,6	73,00	
Zasadowość	mval/dm ³	46	31	55	61	50	1,00	
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,92	0,58	0,68	0,29	0,36	0,45	
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,86	1,12	1,14	2,07	1,90	1,20	
Azot organiczny	mg N/dm ³	0,84	1,83	1,06	1,01	5,00	0,18	
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,65	3,56	2,89	3,38	7,27	1,84	
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,020	0,086	0,042	0,010	0,01	
Polifosforany	mg P/dm ³	0,040	0,042	0,218	0,028	0,137	0,05	
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,058	0,329	0,117	0,021	0,061	0,16	
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,158	0,392	0,422	0,091	0,207	0,21	
N:P		17	9	7	37	35	8,93	
Chlorki	mg Cl/dm ³	18,36	10,561	16,88	22,25	17,17	18,61	
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	32,47	27,485	24,79	24,08	20,987	19,44	
Subst.rozp.	mg/dm ³	164	155	162	157	185	146,00	
Subst.lotne	mg/dm ³	124	91	76	111	102	104,00	
Subst.nielotne	mg/dm ³	40	64	86	46	83	49,00	
Zawiesina	mg/dm ³	14	11	11	20	25	69,00	
Przewodnictwo wł.	mS/cm	172,8	179,1	208	237	190,6	205,00	

Stanowisko 4. Brzeg lewy – kąpielisko

Parametr	Jednostka	Data pobrania					
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
pH		8,05	7,46	8,82	9,15	9,08	7,65
BZT5	mg O ₂ /dm ³	7	8	7	9	18	8,00
ChZT	mg O ₂ /dm ³	29	46	44	63	82	65
TC	mg C/dm ³	26,52	53,25	26,78	24,22	41,59	28,42
IC	mg C/dm ³	11,63	50,65	9,28	11,59	9,839	9,90
TOC	mg C/dm ³	14,89	2,6	17,49	12,66	31,75	18,52
Tward.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	88,80	70,47	74,35	77,34	65,67	69,57
Zasadowość	mval/dm ³	61	31	55	56	48	45
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,963	0,601	0,73	0,64	0,28	0,25
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,0304	0,0309	0,01	0,01	0,01	0,01
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,741	1,1934	1,08	1,4364	1,331	1,17
Azot organiczny	mg N/dm ³	1,05	1,29	0,84	0,38	3,6	0,21
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,78	3,12	2,66	2,47	5,22	1,64
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,015	0,088	0,010	0,010	0,06
Poli fosforany	mg P/dm ³	0,077	0,064	0,081	0,037	0,107	0,15
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,056	0,270	0,103	0,520	0,066	0,21
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,193	0,349	0,272	0,566	0,183	0,42
N:P		14	9	10	4	29	4
Chlorki	mg Cl/dm ³	17,7	10,4	16,2	24,3	16,4	19,69
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	30,6	28,6	24,7	22,4	21,2	19,45
Subst.rozp.	mg/dm ³	169	162	151	156	178	153
Subst.lotne	mg/dm ³	127	90	82	107	102	97
Subst.nielotne	mg/dm ³	42	86	69	49	76	49
Zawiesina	mg/dm ³	14	26	26	27	27	32
Przewodnictwo wł.	mS/cm	177,1	178,8	207	240	190,9	205

Stanowisko nr 5. Zbiornik strefa zapory – odpływ

Parametr	Jednostka	Data pobrania					
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
pH		8,15	7,5	8,84	9,2	9,15	7,62
BZT5	mg O ₂ /dm ³	8	6	6	11	19	8,00
ChZT	mg O ₂ /dm ³	31	51	45	76	86	62,00
TC	mg C/dm ³	25,87	60,59	26,84	24,08	46,29	28,78
IC	mg C/dm ³	11,62	53,13	9,18	11,09	9,718	10,12
TOC	mg C/dm ³	14,25	7,26	17,66	12,99	36,57	18,66
Tw.og.	mg CaCO ₃ /dm ³	86,9	67,39	69,77	85,08646	64,80	72,23
Zasadowość	mval/dm ³	51	31	56	61	45	0,80
Azot azotanowy	mg N/dm ³	0,81	0,67	0,89	0,23	0,39	0,32
Azot azotynowy	mg N/dm ³	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01
Azot amonowy	mg N/dm ³	0,78	1,29	1,25	1,22	1,20	1,15
Azot organiczny	mg N/dm ³	1,05	1,90	0,98	6,20	5,00	0,10
Azot ogólny	mg N/dm ³	2,67	3,89	3,13	7,66	6,60	1,58
Ortofosforany	mg P/dm ³	0,060	0,021	0,012	0,007	0,004	0,01
Polifosforany	mg P/dm ³	0,045	0,306	0,131	0,022	0,143	0,04
Fosfor organiczny	mg P/dm ³	0,021	0,039	0,038	0,398	0,048	0,16
Fosfor całkowity	mg P/dm ³	0,126	0,366	0,181	0,426	0,195	0,20
N:P		21	11	17	18	34	8
Chlorki	mg Cl/dm ³	16,7	11,0	16,54	18,2	16,8	19,50
Siarczany	mg SO ₄ /dm ³	29,3	25,1	24,64	23,99	20,9	19,51
Subst.rozp.	mg/dm ³	167	160	144	150	182	144
Subst.lotne	mg/dm ³	130	86	75	94	100	99
Subst.nielotne	mg/dm ³	37	74	69	53	82	45
Zawiesina	mg/dm ³	15,5	18,3	14	37	29	35
Przewodnictwo wł.	mS/cm	172,2	178,8	208	239	189,7	197,30

11.3. Stosunki termiczno-tlenowe w wodzie zbiornika Blachownia

temp. °C	Miejsce pomiaru	Data pomiaru					
		08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014
temp. °C	Temp. powietrza	10,8	20,1	28,7	26,8	26,1	17,2
	Temp. wody powierzchni.	10,3	17,8	24,3	24,3	25,1	16,2
	Temp. wody dno	8,8	15,4	17,3	17,8	18,4	16,2
temp. °C	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	
	rz. Stradomka	9,4	15,5	15,8	16,3	16,9	14,1
	p. Aleksandria	9,1	15,3	15,8	16,1	16,3	14,1
	brzeg prawy	10,3	17,6	23,6	23,4	23,3	16,1
	brzeg lewy	10,3	17,6	24,8	24,8	25,1	16,5
	odpływ zaporą	10,3	17,8	24,3	24,3	24,1	16,2
mgO ₂ /dm ³	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014	
	rz. Stradomka	8,88	8,88	3,1	2,2	1,2	2,05
	p. Aleksandria	9,21	8	7,81	7,66	7,25	6,78
	brzeg prawy	9,46	7,7	14,25	14,45	14,8	9,83
	brzeg lewy	9,89	7,8	14,4	14,5	14,7	9,85
	odpływ zaporą	10,2	8,2	14,8	15,2	15,5	9,83
%	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014	
	rz. Stradomka	86,8	86,8	31,6	26,8	12,6	20,3
	p. Aleksandria	94,1	82,2	81,9	78,8	75,6	68,4
	brzeg prawy	99,98	80,05	178,7	175,4	173,5	102,3
	brzeg lewy	102,1	81	182,8	183,6	185,9	102,3
	odpływ zaporą	111,1	85,2	184	181,1	179,7	102,3

temp. °C	stan.5	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
	0,3 m	10,3	17,8	24,3	24,3	24,4	16,2
	1 m	10	17,5	20,3	22,1	24,1	16,2
	2 m	8,8	15,4	17,3	17,8	18,4	16,2

mgO ₂ /dm ³	Stan.5	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
	0,3 m	10,2	7,57	14,75	15,2	15,05	9,83
	1 m	10	7,94	12,68	13,88	14,2	9,68
	2 m	9,4	4,6	4,41	4,63	5,3	9,62

% nasycenia	Stan.5	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	04.09.2014
	0,3 m	111,1	84,1	183,6	181,1	179,7	102,3
	1 m	108,4	85,2	141,7	158,8	178,9	97,44
	2 m	98,2	45,5	40	44	48	94,21

11.4. Stan sanitarny zbiornika Blachownia – 2014 r.

Stradomka										
Parametr	Jednostka	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	średnia	maks.	min.
Bakterie grupy Coli	NPL/100 ml	4840	2910	11200	2240	4610	1260	4510	11200	1260
<i>Escherichia Coli</i>	NPL/100 ml	652	280	1855	104	210	70	529	1855	70
Enterokoki kałowe	NPL/100 ml	12	236	336	36	57	35	119	336	12
Aleksandryjka										
Parametr	Jednostka	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	średnia	maks.	min.
Bakterie grupy Coli	NPL/100 ml	2420	4840		960	14140	9800	6432	14140	960
<i>Escherichia Coli</i>	NPL/100 ml	19	110		70	250	90	108	250	19
Enterokoki kałowe	NPL/100 ml	1	66		66	133	32	60	133	1
Zbiornik-pomost										
Parametr	Jednostka	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	średnia	maks.	min.
Bakterie grupy Coli	NPL/100 ml	1203	2420	1732	24200	5480	3106	6357	24200	1203
<i>Escherichia Coli</i>	NPL/100 ml	0	75	552	2610	1300	10	758	2610	0
Enterokoki kałowe	NPL/100 ml	0	22	84	1203	62	9	230	1203	0
Zbiornik-kapieleśko										
Parametr	Jednostka	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	średnia	maks.	min.
Bakterie grupy Coli	NPL/100 ml	1733	1986	980	214	2420	2406	1623	2420	214
<i>Escherichia Coli</i>	NPL/100 ml	0	87	49	24	30	296	81	296	0
Enterokoki kałowe	NPL/100 ml	0	54	204	26	28	36	58	204	0
Zbiornik-zapora										
Parametr	Jednostka	08.04.2014	21.05.2014	10.06.2014	09.07.2014	04.08.2014	03.09.2014	średnia	maks.	min.
Bakterie grupy Coli	NPL/100 ml	1414	1414	1300	345	2420	2600	1582	2600	345
<i>Escherichia Coli</i>	NPL/100 ml	0	78	133	9	27	20	45	133	0
Enterokoki kałowe	NPL/100 ml	0	7	137	7	6	2	27	137	0

11.5. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 08.04.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	41,43	18,07	29,11	29,75	29,30
Magnez	mg/dm ³	4,17	2,90	3,36	3,55	3,36
Sód	mg/dm ³	12,25	36,29	14,53	14,47	14,52
Potas	mg/dm ³	3,37	5,14	3,50	3,45	3,42
Nikiel	µg/dm ³	18,77	8,78	6,17	5,18	4,81
Miedź	µg/dm ³	5,12	3,50	3,56	2,80	2,46
Cynk	µg/dm ³	72,35	50,79	35,98	28,40	17,09
Arsen	µg/dm ³	0,97	0,87	0,79	0,72	0,73
Kadm	µg/dm ³	0,49	0,24	0,24	0,24	0,24
Ołów	µg/dm ³	1,54	1,26	0,99	0,70	0,78
Żelazo og.	mg/dm ³	0,18	0,27	0,06	0,04	0,05

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 21.05.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	35,57	17,03	22,61	22,94	22,43
Magnez	mg/dm ³	3,66	2,91	3,30	3,22	2,78
Sód	mg/dm ³	8,61	22,32	8,24	7,83	8,23
Potas	mg/dm ³	2,38	3,79	2,28	2,27	2,28
Nikiel	µg/dm ³	5,80	4,30	4,60	4,70	5,00
Miedź	µg/dm ³	4,20	3,40	3,40	4,00	3,30
Cynk	µg/dm ³	95,00	48,00	45,00	36,00	35,00
Arsen	µg/dm ³	1,30	1,10	1,10	1,20	1,20
Kadm	µg/dm ³	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
Ołów	µg/dm ³	3,50	2,60	3,00	2,80	2,10
Żelazo og.	mg/dm ³	0,60	0,60	0,50	0,50	0,60

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 10.06.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	37,31	17,69	25,06	24,64	22,97
Magnez	mg/dm ³	4,67	2,92	3,44	3,13	3,03
Sód	mg/dm ³	12,80	28,56	10,34	9,92	9,86
Potas	mg/dm ³	3,56	4,33	2,15	2,43	2,14
Nikiel	µg/dm ³	4,00	3,90	3,90	4,00	4,00
Miedź	µg/dm ³	3,50	2,30	3,10	2,70	2,90
Cynk	µg/dm ³	49,00	52,00	13,00	13,00	14,00
Arsen	µg/dm ³	1,40	1,10	1,30	1,30	1,10
Kadm	µg/dm ³	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
Ołów	µg/dm ³	0,80	0,70	0,90	0,90	1,60
Żelazo og.	mg/dm ³	0,47	0,60	0,76	0,64	0,71

11.5. Stężenie metali w wodzie zbiornika Blachownia c.d.

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 09.07.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	32,05	17,33	25,44	25,30	27,43
Magnez	mg/dm ³	4,64	3,30	3,31	3,46	4,05
Sód	mg/dm ³	13,69	34,96	14,30	15,33	14,47
Potas	mg/dm ³	4,19	4,61	2,86	3,56	3,45
Nikiel	µg/dm ³	3,59	3,10	3,33	3,19	3,32
Miedź	µg/dm ³	4,29	2,68	3,22	1,62	2,21
Cynk	µg/dm ³	24,98	16,44	37,22	9,72	10,77
Arsen	µg/dm ³	0,98	0,91	1,32	1,19	1,20
Kadm	µg/dm ³	0,08	0,09	0,13	0,05	0,05
Ołów	µg/dm ³	1,41	0,67	5,75	0,85	1,39
Żelazo og.	mg/dm ³	0,38	0,70	0,72	0,66	0,72

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 04.08.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	32,66	17,30	21,73	21,18	20,92
Magnez	mg/dm ³	4,15	3,30	2,97	3,07	3,01
Sód	mg/dm ³	11,79	12,06	10,04	9,86	10,07
Potas	mg/dm ³	3,57	2,92	3,24	3,14	3,15
Nikiel	µg/dm ³	4,80	3,35	3,97	4,08	4,03
Miedź	µg/dm ³	2,56	1,27	2,07	2,19	2,34
Cynk	µg/dm ³	16,73	10,85	7,92	7,90	7,94
Arsen	µg/dm ³	2,22	1,30	2,33	2,44	2,31
Kadm	µg/dm ³	0,09	0,07	0,03	0,04	0,03
Ołów	µg/dm ³	0,82	0,70	0,97	1,30	1,12
Żelazo og.	mg/dm ³	0,22	0,16	0,36	0,40	0,36

Pierwiastek	Jednostka	Data pobrania 04.09.2014				
		Stradomka	Aleksandryjka	Zbiornik- -pomost	Zbiornik- -kapielisko	Zbiornik- -zapora
Wapń	mg/dm ³	30,72	16,18	23,16	22,42	23,35
Magnez	mg/dm ³	3,96	3,14	3,70	3,31	3,40
Sód	mg/dm ³	8,68	16,57	10,82	11,15	11,09
Potas	mg/dm ³	3,48	4,27	3,55	3,60	3,56
Nikiel	µg/dm ³	3,70	3,00	2,60	2,40	2,20
Miedź	µg/dm ³	3,10	1,70	2,30	1,40	1,50
Cynk	µg/dm ³	36,90	14,40	24,30	11,00	17,50
Arsen	µg/dm ³	1,70	1,10	1,10	0,90	1,00
Kadm	µg/dm ³	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
Ołów	µg/dm ³	1,90	0,80	2,50	1,10	2,10
Żelazo og.	mg/dm ³	1,099	1,062	1,343	1,362	1,33

11.6. Zawartość metali w osadach dennych zbiornika Blachownia

Nr próbki	Stężenie metali, mg/kg								
	Cd	Cu	Co	Cr	Zn	Fe	Mn	Pb	Ni
Stanowisko 1	1	4	2	3	105	2900	45	7	3
Stanowisko 2	6	22	19	15	497	13000	190	33	24
Stanowisko 3	10	31	26	21	937	29000	415	82	37
Stanowisko 4	18	109	29	46	1197	38200	510	135	47
Stanowisko 5	10	46	28	26	997	34000	495	85	42

11.7. Zawartość fosforu i azotu w osadach dennych zbiornika Blachownia

Próbka	Zawartość w suchej masie osadu [%]	
	Fosfor ogólny	Azot ogólny
B1	1,097	1,54
B2	0,213	0,35
B3	0,123	0,46
B4	0,007	0,83
B5	0,076	0,23

11.8. Stężenie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w wodzie zbiornika Blachownia [µg/l]

Stradomka					
Związek	miesiąc				
	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
naftalen	0,013	0,012	0,291	0,021	0,152
acenaftylen	<0,007	0,011	0,011	<0,009	<0,008
acenaften	<0,007	<0,009	0,062	<0,010	<0,009
fluoren	<0,006	<0,010	0,073	<0,011	<0,009
fenantren	<0,008	0,05	0,851	0,046	0,280
antracen	<0,006	<0,011	0,22	<0,012	0,015
fluoranten	0,019	0,012	0,199	0,017	0,032
piren	0,088	<0,010	0,112	<0,010	0,094
benzo(a)antracen	<0,004	<0,010	0,203	<0,011	<0,007
chryzen	<0,006	<0,010	0,014	<0,011	<0,008
benzo(b)fluoranten	<0,006	<0,010	0,02	<0,011	<0,011
benzo(k)fluoranten	<0,007	<0,010	<0,012	<0,012	<0,010
benzo(a)piren	0,009	<0,012	<0,011	<0,013	<0,009
indeno(1,2,3-cd)piren	<0,006	<0,017	0,059	0,019	0,020
dibenzo(a,h)antracen	<0,005	<0,014	<0,013	<0,014	<0,008
benzo(g,h,i)perylen	0,009	0,031	0,019	<0,013	0,028

Aleksandryjka					
Związek	miesiąc				
	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
naftalen	<0,007	<0,008	0,04	<0,011	0,863
acenaftylen	<0,007	0,01	<0,009	<0,009	<0,008
acenaften	<0,007	<0,009	<0,009	<0,010	0,066
fluoren	<0,006	<0,010	<0,011	<0,011	0,043
fenantren	<0,008	0,1	<0,009	<0,017	1,382
antracen	<0,006	<0,011	<0,012	<0,012	<0,009
fluoranten	0,007	0,056	<0,010	<0,011	0,115
piren	0,006	0,257	0,023	<0,010	0,091
benzo(a)antracen	<0,004	0,018	<0,010	<0,011	0,011
chryzen	0,015	0,114	<0,010	<0,011	0,033
benzo(b)fluoranten	<0,006	0,036	<0,011	<0,011	0,029
benzo(k)fluoranten	<0,007	0,013	<0,012	<0,012	0,036

benzo(a)piren	0,01	0,028	<0,011	<0,013	<0,009
indeno(1,2,3-cd)piren	<0,006	0,058	<0,017	<0,018	<0,010
dibenzo(a,h)antracen	<0,005	-	<0,013	<0,014	<0,008
benzo(g,h,i)perylene	0,009	0,13	<0,011	<0,013	<0,009

Zbiornik-pomost					
Związek	miesiąc				
	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
naftalen	<0,007	<0,008	<0,013	0,053	<0,014
acenaftylen	<0,007	0,011	<0,009	<0,009	<0,008
acenaften	<0,007	<0,009	<0,009	0,017	<0,009
fluoren	<0,006	<0,010	0,012	0,019	<0,009
fenantren	0,017	0,063	0,276	0,804	0,105
antracen	<0,006	<0,011	<0,012	<0,012	0,012
fluoranten	0,034	0,016	0,03	0,036	0,011
piren	0,02	0,011	0,018	0,014	<0,011
benzo(a)antracen	<0,004	<0,010	<0,010	<0,011	<0,007
chryzen	0,01	<0,010	<0,010	<0,011	<0,008
benzo(b)fluoranten	0,012	<0,010	<0,011	<0,011	<0,011
benzo(k)fluoranten	0,02	<0,010	<0,012	<0,012	<0,010
benzo(a)piren	0,012	<0,012	<0,011	<0,013	<0,009
indeno(1,2,3-cd)piren	0,007	<0,017	<0,017	<0,018	<0,010
dibenzo(a,h)antracen	<0,005	<0,014	<0,013	<0,014	<0,008
benzo(g,h,i)perylene	0,016	0,032	<0,011	<0,013	0,022

Zbiornik-kąpielisko					
Związek	miesiąc				
	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
naftalen	<0,007	<0,008	0,544	0,114	0,105
acenaftylen	<0,007	0,014	<0,009	<0,009	0,008
acenaften	<0,007	<0,009	0,012	0,031	<0,009
fluoren	0,009	<0,010	<0,011	0,027	<0,009
fenantren	0,401	0,088	0,085	1,274	0,041
antracen	0,43	<0,011	<0,012	0,016	0,018
fluoranten	0,332	0,032	<0,010	0,069	0,024
piren	0,732	0,047	<0,012	0,034	0,063
benzo(a)antracen	0,007	<0,010	<0,010	<0,011	<0,007
chryzen	0,03	<0,010	<0,010	<0,011	<0,008

benzo(b)fluoranten	0,049	<0,010	<0,011	<0,011	<0,011
benzo(k)fluoranten	<0,007	<0,010	<0,012	0,014	<0,010
benzo(a)piren	0,014	<0,012	<0,011	<0,013	0,015
indeno(1,2,3-cd)piren	<0,006	<0,017	0,055	<0,018	0,021
dibenzo(a,h)antracen	<0,005	<0,014	<0,013	<0,014	<0,008
benzo(g,h,i)perylene	0,017	0,036	<0,011	<0,013	0,025

Zbiornik odpływ					
Związek	miesiąc				
	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
naftalen	0,046	0,008	0,075	0,037	0,213
acenaftylen	<0,007	0,012	<0,009	<0,009	0,009
acenaften	<0,007	0,014	<0,009	<0,010	<0,009
fluoren	<0,006	0,016	0,012	<0,011	<0,009
fenantren	0,028	0,26	<0,009	0,235	0,158
antracen	<0,006	0,011	<0,012	<0,012	<0,009
fluoranten	0,031	0,027	0,024	0,018	0,036
piren	0,02	0,025	0,018	<0,010	0,070
benzo(a)antracen	0,005	<0,010	<0,010	<0,011	<0,007
chryzen	<0,006	<0,010	<0,010	<0,011	<0,008
benzo(b)fluoranten	0,009	<0,010	0,023	<0,011	0,011
benzo(k)fluoranten	<0,007	<0,010	<0,012	<0,012	<0,010
benzo(a)piren	0,013	<0,012	<0,011	<0,013	0,014
indeno(1,2,3-cd)piren	0,009	<0,017	0,059	<0,018	0,022
dibenzo(a,h)antracen	<0,005	<0,014	<0,013	<0,014	<0,008
benzo(g,h,i)perylene	0,013	<0,013	<0,011	<0,013	0,026

11.9. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w osadach dennych zbiornika Blachownia [$\mu\text{g/g}$]

Związek	strefa ujścia Stradomki	na wysokości wyspy	zbiornik środek	zbiornik pomost	zbiornik zaporą
naftalen	1,778	0,031	0,141	0,031	0,166
acenaftylen	0,037	0,034	0,034	0,034	0,039
acenaften	0,093	0,038	0,055	0,038	0,076
fluoren	0,132	0,039	0,073	0,039	0,142
fenantren	0,674	0,146	0,567	0,498	0,956
antracen	0,442	0,091	0,137	0,695	0,178
fluoranten	1,029	0,315	1,042	0,852	1,640
piren	0,844	0,242	0,772	0,611	1,241
benzo(a)antracen	0,429	0,136	0,311	0,410	0,486
chryzen	0,605	0,195	0,534	0,532	0,748
benzo(b)fluoranten	0,954	0,296	0,922	0,579	1,166
benzo(k)fluoranten	0,369	0,126	0,342	0,430	0,402
benzo(a)piren	0,482	0,181	0,409	0,370	0,655
indeno(1,2,3-cd)piren	0,522	0,209	0,439	0,901	0,553
dibenzo(a,h)antracen	0,155	0,100	0,146	0,360	0,156
benzo(g,h,i)perylene	0,517	0,151	0,394	0,386	0,474
suma	9,062	2,329	6,316	6,766	9,078

WORKS & STUDIES – PRACE I STUDIA
of the Institute of Environmental Engineering
of the Polish Academy of Sciences

Ostatnio ukazały się:

1. Works & Studies – Prace i Studia no. 90, Ewelina Wikarek-Paluch, Czesława Rosik-Dulewska: *Biodostępność wybranych zanieczyszczeń w gruntach zdegradowanych chemicznie*. IPIŚ PAN, Zabrze 2020.
2. Works & Studies – Prace i Studia no. 89, Justyna Gorgoń (red.): *Obszary miejsko-przemysłowe wobec zmian klimatu na przykładzie miast centralnej części Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii*. IPIŚ PAN, Zabrze 2019.
3. Works & Studies – Prace i Studia no. 88, Eligiusz Kowalski: *Odzysk azotu amonowego ze ścieków metodą strącaniową*. IPIŚ PAN, Zabrze 2018.
4. Works & Studies – Prace i Studia no. 87, Czesława Rosik-Dulewska, Katarzyna Nocoń i Urszula Karwaczyńska: *Wytwarzanie granulatu z osadów ściekowych i popiołów lotnych w celu ich przyrodniczego (nawozowego) odzysku*. IPIŚ PAN, Zabrze 2016.
5. Works & Studies – Prace i Studia no. 86, Franciszek Pistelok: *Analiza wpływu zanieczyszczeń ze źródeł komunalnych na stan czystości wód powierzchniowych na przykładzie zlewni Przemszy*. IPIŚ PAN, Zabrze 2016.
6. Works & Studies – Prace i studia no. 85, Jan Koniecznyński, Monika Fabiańska, Barbara Kozielska, Bogusław Komosiński, Ewelina Cieślak oraz Tomasz Konieczny: *Geochemiczne badania nad występowaniem i pochodzeniem wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w powietrzu atmosferycznym i gazach odlotowych*. IPIŚ PAN, Zabrze 2016.

Zamówienia na prenumeratę proszę kierować:

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrzu
aep@ipis.zabrze.pl

PL ISSN 0208-4112
ISBN 978-83-60877-15-9

