

OCENA JAKOŚCI WODY BASENOWEJ PŁYWALNI KRYTYCH ORAZ KĄPIELISK SEZONOWYCH Z WYKORZYSTANIEM TESTU MICROTOX®

Edyta Łaskawiec¹, Mariusz Dudziak¹, Joanna Wyczarska-Kokot¹

¹ Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska w Gliwicach, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, e-mail: edyta.laskawiec@polsl.pl; mariusz.dudziak@polsl.pl; joanna.wyczarska-kokot@polsl.pl

STRESZCZENIE

Przeprowadzone badania miały na celu określenie wielkości efektu toksycznego na podstawie inhibicji bioluminescencji bakterii *Aliivibrio fischeri* wywołanej przez zanieczyszczenia obecne w próbkach wody basenowej. Wykorzystywanym narzędziem był test Microtox®. Szybkość z jaką uzyskuje się wyniki w tym bioteście pozwala na stosowanie go w stosunku do wielu toksykantów. Ponadto przeprowadzono pomiar absorbancji w nadfiolecie UV₂₅₄, którego wartość stanowiła parametr zastępczy dla określenia udziału prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji w próbkach. Część próbek charakteryzowała się wysokimi wartościami UV₂₅₄, w przypadku próbki popłuczyn jednego z badanych obiegów wyniosła 144 m⁻¹. Przedstawione w pracy badania jakości wód basenowych obiektów krytych i odkrytych, z zastosowaniem testu Microtox® pozwoliły na potwierdzenie wpływu takich czynników jak wymiana powietrza czy źródło zasilania obiegów basenowych na jakość wody. W ramach pracy określono, że zanieczyszczenia obecne w wodzie basenowej powoduje jej toksyczność wobec bakterii. Uzyskano niższe wartości toksyczności w przypadku kąpielisk sezonowych, niż w przypadku pływalni krytej. Natomiast nie stwierdzono zależności pomiędzy wysokimi wartościami absorbancji w nadfiolecie UV₂₅₄ a podwyższoną toksycznością próbek wody. Przeprowadzona ocena toksykologiczna może stanowić przesiewowy test jakości wody basenowej. Istotnym jest by przed jego wykonaniem poddać kontroli zawartość chloru wolnego, ponieważ wysokie stężenia mogą przyczyniać się do uzyskiwania wartości inhibicji bioluminescencji w zakresie wartości dla wysokiej toksyczności.

Słowa kluczowe: uboczne produkty dezynfekcji, woda basenowa, biotesty bakteryjne, klasyfikacja toksyczności

QUALITATIVE ASSESSMENT OF WATER IN INDOOR SWIMMING POOL AND SEASONAL BATHING RESORTS USING MICROTOX® TEST

ABSTRACT

The tests were to specify the toxic effect on the basis of *Vibrio fischeri* luminescence inhibition caused by chemical compounds present in pool water samples. The testing tool was Microtox®. This biotest produces quick results thus making it a comfortable tool for testing water for various toxicants. Furthermore, UV₂₅₄ absorbance measure was carried out and its value was a proxy parameter for defining participation of precursors to disinfection by-products in the samples. Some of the samples had high UV₂₅₄ values, one of them was 144 m⁻¹. The Microtox® quality tests of indoor and outdoor swimming pool water presented in the paper proved impact of such factors like air exchange or supply of pool water circulation on water quality. Seasonal bathing waters had lower toxicity values. In the context of the work specifies that impurities in the water cause its toxicity. However, there was no relationship between high UV₂₅₄ absorbance values and higher toxicity of the samples. The toxicological analysis may serve as a screening test of swimming pool water quality. It is of key importance to check the free chlorine value for a water sample. High chlorine concentration can cause higher bioluminescence inhibition values.

Keywords: disinfection byproducts, pool water, bacterial bioassays, toxicity classification

WSTĘP

Obecność w wodach basenowych zanieczyszczeń, takich jak mocz, pot, naskórek czy włosy, stanowi pożywkę dla wielu mikroorganizmów, w tym bakterii chorobotwórczych. Aby zminimalizować zagrożenie mikrobiologiczne niezbędne jest prowadzenie w sposób ciągły procesu dezynfekcji wody. Wiąże się on jednak z powstawaniem licznej grupy nowych związków chemicznych – ubocznych produktów dezynfekcji (DBP – ang. *disinfection by-products*), które mogą powodować toksyczność wody [Wycarska-Kokot 2014; Szczygłowska i in. 2012]. Osoby przebywające w basenie mogą być narażone na kontakt ze związkami chemicznymi poprzez bezpośrednie spożycie wody, wdychanie substancji lotnych (rozpuszczonych i w postaci aerozolu) i wchłanianie przez skórę. W obszarze tematycznym dotyczącym badania wpływu ubocznych produktów dezynfekcji na stan zdrowia użytkowników oraz pracowników basenów powstały liczne publikacje [Pasquarella i in. 2014; Ciorba i in. 2015; Zwiener i in. 2007]. Analiza fizykochemiczna stanowi podstawowe narzędzie kontroli jakości wody basenowej, a jej zakres regulowany jest zarówno przez wytyczne normy niemieckiej DIN 19643, jak i polskie rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach (Dz. U. 2016 2015 poz. 2016). Rozszerzenie zakresu współcześnie używanych metod oceny jakości wody basenowej o testy toksykologiczne może stanowić punkt wyjścia do pogłębionej analizy ilościowej i jakościowej związków scharakteryzowanych, jako uboczne produkty dezynfekcji.

Narzędzia toksykologiczne są powszechnie wykorzystywane w identyfikacji związków toksycznych w środowisku wodnym. Prowadzone dotychczas badania opierały się głównie na ocenie toksyczności jonów metali, farmaceutyków czy środków ochrony roślin [Park i in. 2013; Joly i in. 2013; Kudlek i in. 2015]. Ocena toksyczności w zależności od potrzeb może wykorzystywać organizmy na różnych poziomach organizacji – bakterie, rośliny lub zwierzęta. Mikroorganizmy stosowane w biotestach bakteryjnych charakteryzują się dużą wrażliwością na szereg związków organicznych i nieorganicznych, jak i krótkim czasem potrzebnym na ich reakcję w stosunku do stopnia zanieczyszczenia otaczającego środowiska. Tym samym umożliwia to zarazem uzyskanie w krótkim czasie wyniku badania [Hsieh i in. 2004]. Biotesty bazują na wykorzystaniu substancji potencjalnie toksycznych na przemiany metabo-

liczne lub zmniejszenie populacji zastosowanych organizmów, co w przypadku bakterii wykazujących naturalną luminescencję przejawia się obniżeniem natężenia emitowanego światła [Werle i Dudziak 2013]. Na podstawie wartości inhibicji bioluminescencji można określić wielkość efektu toksycznego, a także dokonać klasyfikacji toksyczności badanej próbki środowiskowej [Cwalina i Wiącek-Rosińska 2003].

Celem pracy była ocena toksykologiczna jakości wody basenowej przy udziale bakterii *Aliivibrio fischeri* wykorzystywanych w teście bakteryjnym Microtox® (Azur Environmental). Przy wyborze obiektów do badań kierowano się doniesieniami na temat różnic w stężeniach DBP w basenach krytych i odkrytych [Cyril i in. 2012; Chowdhury i in. 2014].

MATERIAŁY I METODY

Charakterystyka badanych obiektów

Próbki wody basenowej były pobierane z dwóch kąpielisk sezonowych (nr 1 i 2) oraz z obiektu krytego typu aquapark (nr 3) o różnicowanym przeznaczeniu niecek i ich lokalizacji.

Kąpielisko oznaczone numerem 1 w latach 2010–2013 przeszło gruntowną modernizację obejmującą wymianę pokrycia niecek oraz budowę stacji uzdatniania wody basenowej. Poboru próbek wody dokonano tuż po zamknięciu obiektu, a frekwencja w tym dniu wynosiła 990 osób. Na terenie obiektu znajduje się basen rekreacyjny o powierzchni lustra wody 997 m² i głębokości niecki 1,0 m oraz basen dla dzieci o powierzchni 140 m² i głębokości od 0,2 do 0,45 m. Niecki wykonane są ze stali nierdzewnej. Baseny posiadają odrębne systemy uzdatniania wody, a obiekt zasilany jest ze studni głębinowej. Woda wypływająca z basenów przez przelewy górne magazynowana jest w zbiornikach przelewowych z tworzywa sztucznego umieszczonych pod powierzchnią terenu. Realizowane jest to osobno dla obiegu basenu rekreacyjnego i dziecięcego. W technologii uzdatniania wody basenowej zastosowano filtry namywane, podciśnieniowe ze złożem filtracyjnym w postaci ziemi okrzemkowej. Proces dezynfekcji wody polega na jej chlorowaniu roztworem podchlorynu sodu wytwarzanym w procesie elektrolizy membranowej. Popłuczyny odprowadzane są do podziemnego zbiornika (odstojnika) i okresowo odbierane przez lokalną oczyszczalnię ścieków.

Kąpielisko oznaczone numerem 2 działa od roku 1965. Od tego czasu też istnieje żelbetowe pokrycie niecek z dnem wyłożonym folią basenową. W latach 1999–2000 odbyła się modernizacja stacji uzdatniania wody basenowej, w tym wymiana filtrów, złoża i elementów uzbrojenia tzw. basenu pływackiego o powierzchni lustra wody 951,8 m². Obecnie w dwóch obiegach basenów, rekreacyjnego i pływackiego pracują filtry ciśnieniowe wielowarstwowe piaskowe. Woda w basenie dla dzieci uzupełniana jest poprzez przelew z niecki rekreacyjnej o powierzchni lustra wody 2021,8 m². Przed filtrami do obiegu dozowany jest koagulant glinowy, a dezynfekcja odbywa się w sposób analogiczny, jak dla kąpieliska nr 1. Obieg wody zasilany jest z miejskiej sieci wodociągowej, a popłuczyny odprowadzane są bezpośrednio do kanalizacji sanitarnej. Pobór próbek wody basenowej przeprowadzono w godzinach porannych, przy niskim obciążeniu obiektu osobami korzystającymi z kąpeli.

Trzecim badanym obiektem był działający od 2004 roku aquapark (nr 3), dla którego dzienna frekwencja wynosiła ok. 600 osób. W Aquaparku znajdują się: strefa rekreacyjna z basenem hamownym i brodzikiem, basen sportowy, strefa saun, z której pobrano próbki wody z wanny z hydromasażem oraz zewnętrzny basen do hartowania, zewnętrzny basen sportowy i dla dzieci. Wszystkie obiegi uzdatniania wody basenowej wyposażone są w filtry ciśnieniowe wielowarstwowych, o zróżnicowanej średnicy i powierzchni złożów w zależności od wydajności obiegu. Przed filtrami do obiegu dozowany jest koagulant glinowy, a do dezynfekcji wody stosuje się roztwór stabilizowanego podchlorynu sodu. Aquapark korzysta z wody pobieranej z miejskiej sieci wodociągowej. Popłuczyny z płukania złożów odprowadzane są poprzez przelewy do sieci kanalizacji sanitarnej. Pobór próbek z tego obiektu został wykonany bezpośrednio przed wyjściem ostatnich odwiedzających aquapark. Liczba korzystających z basenów w dniu poboru wyniosła 573 osoby.

Wszystkie próbki przedstawionej serii badawczej były pobierane jednokrotnie do sterylnych pojemników o pojemności 100 cm³ wykonanych z polipropylenu i zamykanych polietylenowymi pokrywkami. Wodę z niecek basenowych pobrano z głębokości 0,3 m pod powierzchnią lustra wody.

Przeprowadzone pomiary fizykochemiczne ograniczyły się do absorbancji w nadfiolecie, ponieważ wszystkie badane obiekty są pod stałą kontrolą Stacji Sanitarно-Epidemiologicznych,

która w tym czasie nie wykazała przekroczenia norm jakości wody basenowej. Absorbancję mierzono przy długości fali 254 nm z użyciem UV VIS Cecil 1000 firmy Analytik Jena AG (Poznań, Polska), przy długości drogi optycznej kuwety kwarcowej d równej 1 cm. Wartość absorbancji w nadfiolecie wyznaczono w oparciu o metodę pomiaru absorbancji w nadfiolecie UV₂₅₄, zgodnie ze standardami przyjętymi przez US EPA [Potter 2009], przy czym jako ostateczny wynik analizy przedstawiono jako UV^{1m}₂₅₄ w m⁻¹. Wartość absorbancji w nadfiolecie UV₂₅₄ stanowi parametr zastępczy dla analizy ogólnego węgla organicznego (OWO), stanowiąc informację o potencjale tworzenia ubocznych produktów dezynfekcji. Pozwala na stwierdzenie obecności związków, które w swojej strukturze mają aktywne pierścienie aromatyczne podstawione takimi grupami funkcyjnymi jak karbonylowa, karboksylowa, hydroksylowa oraz posiadających nienasycone wiązania podwójne. Należy mieć na uwadze, że zdolność do absorbancji promieniowania przy długości fali 254 nm wykazują również azotany, bromki oraz nieaktywne składniki organiczne o sprzężonych wiązaniach podwójnych, co sprawia że pomiar ten nie jest całkowicie selektywny [Mołczan i in. 2006; Nowacka i Włodarczyk-Makuła 2012].

Biotest Microtox[®] przeprowadzono zgodnie z procedurą *Screening Test* systemu MicrotoxOmni w analizatorze Microtox Model 500 firmy Tigret Sp. z o.o. (Warszawa, Polska) pełniącym funkcje zarówno inkubatora jak i fotometru. Procent inhibicji bioluminescencji względem próby kontrolnej, obejmującej bakterie nie poddane działaniu potencjalnego toksykanta, zmierzono po 5 i 15 minutowym czasie ekspozycji. Klasyfikacja toksyczności została oparta o powszechnie wykorzystywany system [Hsieh i in. 2004; Werle i Dudziak 2013], w którym uwzględnia się wielkość obserwowanego efektu u wykorzystywanego organizmu wskaźnikowego (tab. 1).

Ocena toksykologiczna miejsce przeprowadzana była po czasie zapewniającym ograniczenie wpływu chloru wolnego na procesy metaboliczne bakterii zastosowane w bioteście.

Tabela 1. System klasyfikacji toksyczności
Table 1. Toxicity classification system

| Efekt, % | Klasa toksyczności |
|----------|--------------------|
| <25 | nietoksyczna |
| 25–50 | niska toksyczność |
| 50,1–75 | toksyczna |
| 75,1–100 | wysoka toksyczność |

WYNIKI BADAŃ

Wyniki pomiarów absorbancji w nadfiolecie zostały przedstawione w tabeli 2 w której uwzględniono miejsca poboru próbek wody basenowej. W przypadku kąpielisk sezonowych parametr UV_{254}^{1m} charakteryzował się niskimi wartościami. Maksymalna jego wartość nie jest regulowana wytycznymi normatywnymi, ale przedmiotowa literatura podaje, że dla wody wodociągowej wprowadzanej do sieci absorbancja w nadfiolecie wynosi w granicach od 3,3 do 3,6 m^{-1} [Nowacka i Włodarczyk-Makuła 2012; Zimoch i in. 2007].

Najgorszą jakością spośród próbek pobranych z aquaparku odznaczały się popłuczyny z obiegu strefy saun, wartość UV_{254}^{1m} wyniosła 144,80 m^{-1} . Do tak wysokiego wyniku mogła przyczynić się obecność dużej ilości prekursorów DBP, przenoszonych wraz z potem osób korzystających z saun. Kolejną próbką, która wykazywała znaczące przekroczenie wartości absorbancji w stosunku do badanej próbki wody wodociągowej, była próbka pobrana z wanny do hydromasażu 2, UV_{254}^{1m} 53,00 m^{-1} .

Uzyskane wyniki testu Microtox[®] wskazują na duże zróżnicowanie toksyczności badanych próbek w stosunku do bakterii *Aliivibrio fischeri*. Na rysunku 1 przedstawiono zmiany inhibicji bioluminescencji bakterii w obiegu wody basenu rekreacyjnego kąpieliska 1. Zgodnie z klasyfikacją za toksyczną dla bakterii uznano próbkę wody z niecki basenu rekreacyjnego, w której inhibicja osiągnęła wartość 51% po czasie ekspozycji bak-

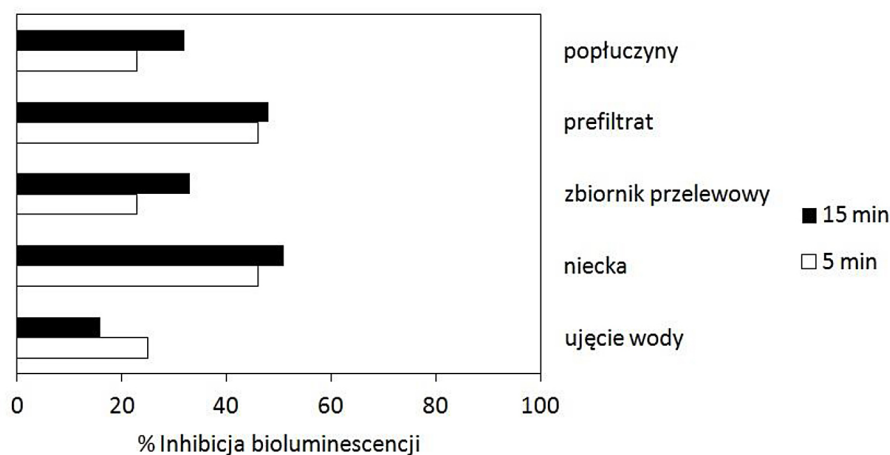
terii 15 minut. Natomiast za próbkę nietoksyczną uznano wodę pobraną z ujęcia głębinowego, która wraz ze wzrostem czasu ekspozycji bakterii charakteryzowała się spadkiem wartości inhibicji bioluminescencji. Pozostałe próbki wody basenowej z badanego obiegu kąpieliska 1 wskazywały niską toksyczność, w zakresie od 32 do 48% (dla czasu ekspozycji 15 minut).

Wartości inhibicji bioluminescencji dla próbek wody pobranych z obiegu basenu rekreacyjnego kąpieliska nr 2 zostały przedstawione na rysunku 2. Ponieważ woda basenu dla dzieci jest uzupełniana bezpośrednio z niecki rekreacyjnej uwzględniono na wykresie inhibicję bioluminescencji bakterii *Aliivibrio fischeri* dla obu niecek. Za toksyczną została uznana próbka wody z niecki basenu dla dzieci (wartość inhibicji po czasie ekspozycji 15 minut wyniosła 70%).

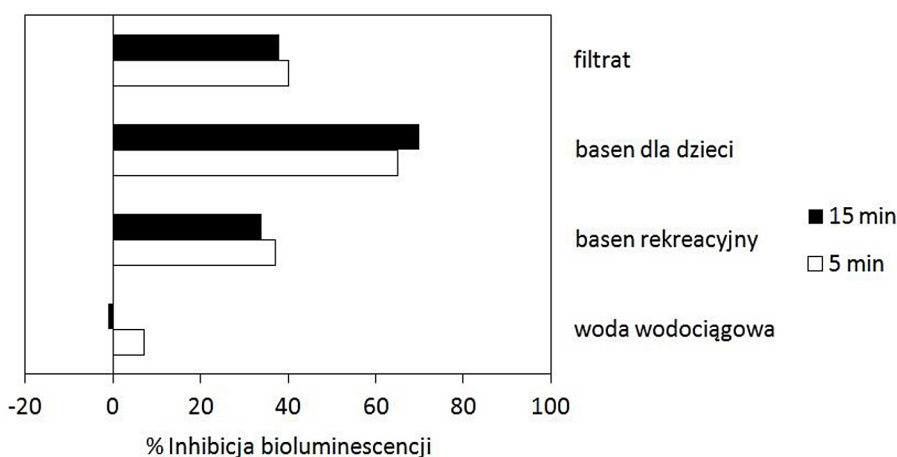
Kolejnym analizowanym obiegiem był obieg wód basenowych w strefie saun. Ponieważ w analizie fizykochemicznej uzyskano wysokie wartości absorbancji w nadfiolecie dla popłuczyn z tego obiegu, koniecznym było śledzenie zmian wartości inhibicji bioluminescencji bakterii w teście Microtox[®] w kolejnych etapach obiegu (rysunek 3). Pomimo wysokiej wartości UV_{254}^{1m} , próbka popłuczyn nie wykazywała toksyczności, co więcej odnotowano stymulację bioluminescencji bakterii. Natomiast w przypadku próbki wody pobranej z basenu do hartowania odnotowano wartość inhibicji na poziomie 97% po czasie ekspozycji 15 minut, co klasyfikuje ją jako wysoko toksyczną dla mikroorganizmów

Tabela 2. Wyniki pomiarów absorbancji w nadfiolecie próbek wody basenowej z uwzględnieniem miejsc poboru
Table 2. Results of ultraviolet absorbance measurements for pool water samples at different collection sites

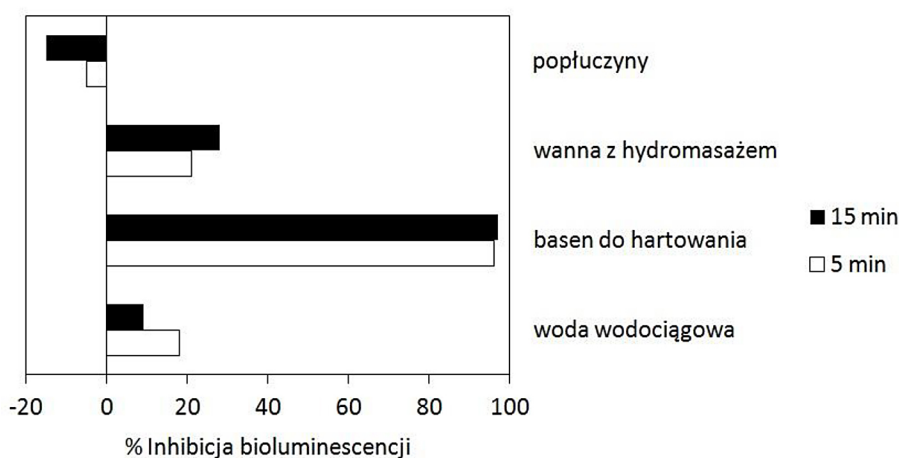
| Lp. | Miejsce poboru próbki | Rodzaj obiektu | UV_{254}^{1m} [m^{-1}] |
|-----|---|-----------------|------------------------------|
| 1 | Ujęcie wody (studnia głębinowa) | kąpielisko 1 | 0,10 |
| 2 | Basen rekreacyjny | | 0,60 |
| 3 | Zbiornik przelewowy (obieg basenu rekreacyjnego) | | 1,00 |
| 4 | Prefiltrat (obieg basenu rekreacyjnego) | | 1,80 |
| 5 | Popłuczyny (zbiornik wspólny dla obu obiegów) | | 1,50 |
| 6 | Woda wodociągowa | kąpielisko 2 | 2,10 |
| 7 | Basen rekreacyjny | | 0,20 |
| 8 | Basen dla dzieci | | 1,60 |
| 9 | Filtrat (obieg basenu rekreacyjnego) | | 0,70 |
| 10 | Basen do hartowania zewnętrzny | Aquapark (nr 3) | 0,90 |
| 11 | Wanna do hydromasażu w saunie | | 1,30 |
| 12 | Popłuczyny (obieg sauna) | | 144,80 |
| 13 | Basen rekreacyjny wewnętrzny | | 1,90 |
| 14 | Filtrat (obieg basenu rekreacyjnego wewnętrznego) | | 1,40 |
| 15 | Wanna do hydromasażu 1 | | 5,00 |
| 16 | Wanna do hydromasażu 2 | | 53,00 |



Rys. 1. Zmiany inhibicji bioluminescencji w kolejnych etapach obiegu wody basenu rekreacyjnego kąpieliska 1
Fig. 1. Changes in bioluminescence inhibition at successive stages of water circulation within the recreation pool at swimming pool complex 1



Rys. 2. Zmiany inhibicji bioluminescencji w obiegu wody basenu rekreacyjnego wraz z niecką dla dzieci kąpieliska 2
Fig. 2. Changes in bioluminescence inhibition at successive stages of water circulation within the recreational pool with children's pool at swimming pool complex 2



Rys. 3. Zmiany inhibicji bioluminescencji dla próbek wody pobranych z obiegu sauny (aquapark)
Fig. 3. Changes in bioluminescence inhibition in water samples collected from the sauna circulation (water park complex)

w prowadzonym teście. Zdecydowanie niższą wartością odznaczała się próbka wody pobrana z wanny z hydromasażem zlokalizowanej w strefie saun (wartość inhibicji bioluminescencji po czasie ekspozycji 15 minut wyniosła 28%). Tak duża rozbieżność może być związana z przeznaczeniem niecki basenowej. Po prysznicu zazwyczaj pierwszą odwiedzaną niecką jest niecka do hartowania i to w niej kumulują się pozostałości potu ze skóry czy też włosów.

Na rysunku 4 przedstawiono porównanie wartości inhibicji bioluminescencji bakterii *Aliivibrio fischeri* po czasie 5 i 15 minut dla basenu rekreacyjnego oraz zlokalizowanych w tym samym pomieszczeniu wanień z hydromasażem. Pomimo zróżnicowanej wartości absorbancji w nadfiolecie dla badanych próbek wody z wanień, w teście Microtox® odnotowano wysoką toksyczność badanych próbek wody. Po czasie ekspozycji 15 minut wartość inhibicji bioluminescencji w obu przypadkach przekroczyła 98%. Próbkę wody z basenu rekreacyjnego została również sklasyfikowana jako toksyczna, jednak wartość inhibicji bioluminescencji znajdowała się w dolnej granicy przedziału i wynosiła 53% dla czasu ekspozycji bakterii 15 minut.

PODSUMOWANIE

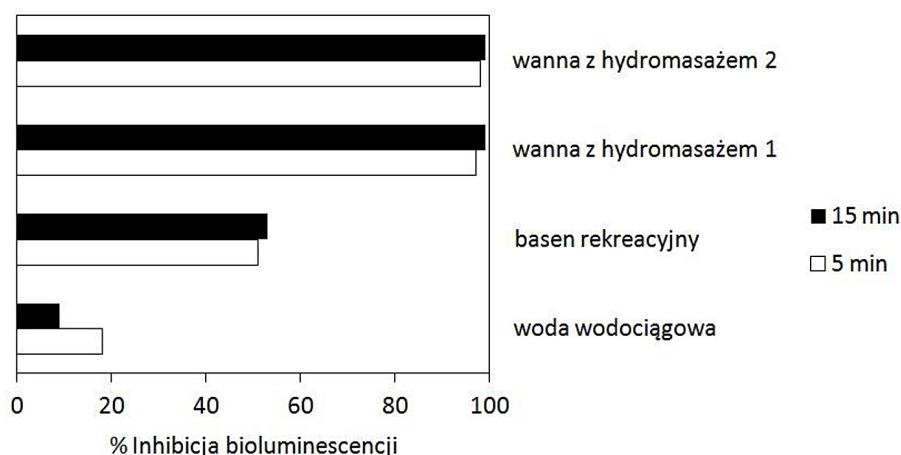
Obecność różnych toksycznych zanieczyszczeń w wodach basenowych obiektów krytych i odkrytych określonych metodą pośrednią z zastosowaniem biotestu Microtox® była zróżnicowana. Przeprowadzona ocena toksykologiczna

za pomocą testu Microtox® wskazuje, że wśród czynników wpływających na zawartość substancji szkodliwych można wyróżnić źródło zasilania obiegu wody basenowej oraz rodzaj obiektu (sezonowy lub kryty). Własne ujęcie wód głębinowych pozwala ograniczyć ryzyko dodatkowego zanieczyszczenia wody przez wtórne zanieczyszczenia obecne w sieci wodociągowej. Uzyskano niższe wartości inhibicji bioluminescencji w przypadku kąpielisk sezonowych, niż w przypadku pływalni krytej. Natomiast nie stwierdzono zależności pomiędzy wysokimi wartościami absorbancji w nadfiolecie UV₂₅₄ a podwyższoną toksycznością próbek.

Biotesty w ocenie jakości wód basenowych mogą stanowić uzupełnienie standardowo wykonywanych analiz mikrobiologicznych i fizykochemicznych określających stopień czystości wody basenowej, jej przydatność do kąpieli i bezpieczeństwo zdrowotne jej użytkowników.

LITERATURA

1. Chowdhury S., Alhooshani K., Karanfil T., 2014. Disinfection byproducts in swimming pool: Occurrences, implications and future needs, *Water Research*, 53, 68–109.
2. Ciorba D., Tataru A., Avram A., Almasi A., Maldovan M., 2015. Influence of environmental chloroform concentrations on biophysics skin parameters, *Farmacia*, 63(2), 313–317.
3. Cwalina B., Wiącek-Rosińska A., 2003. Acute toxicity tests based on bacterial bioluminescence in evaluation of environment contamination and



Rys. 4. Zmiany inhibicji bioluminescencji dla próbek wód basenowych pobranych z niecki rekreacyjnej i wanień z hydromasażem (aquapark)

Fig. 4. Changes in bioluminescence inhibition in water samples collected from the recreation pool and hydro-massage tubs (water park)

- remediation effects (in Polish), *Archiwum Ochrony Środowiska*, 29(4), 107–114.
4. Cyril C., Simard S., Charest-Tardif G., Rodriguez M., Tardif R., 2012. Occurrence and Spatial and Temporal Variations of Disinfection By-Products in the Water and Air of Two Indoor Swimming Pools, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, nr 9, 2562–2586.
 5. Hsieh Ch.Y., Meng-Hsiun T., Ryan K., Pancorbo O., 2004. Toxicity of the 13 priority pollutant metals to *Vibrio fisheri* in the Microtox® chronic toxicity test, *Science of the Total Environment*, 320(1), 37–50.
 6. Joly P., Bonnemoy F., Charvy J. Ch., Bohatier J., Mallet C., 2013. Toxicity assessment of the maize herbicides S-metolachlor, benoxacor, mesotrione and nicosulfuron, and their corresponding commercial formulations, alone and in mixtures, using the Microtox® test, *Chemosphere*, nr 93, 2444–2450.
 7. Kudlek E., Bohdziewicz J., Dudziak M., 2015. Rozkład wybranych związków farmaceutycznych w procesie UV bez i dodatkiem TiO₂, *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*, Tom 5, red. Wiśniewski J., Kutylowska M., Trusz-Zdybek A., Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 220–231.
 8. Mołczan M., Szlachta M., Karpińska A., Biłyk A., 2006. Zastosowanie absorpcji właściwej w nadfiolecie (SUVA) w ocenie jakości wody, *Ochrona Środowiska*, 28(4), 11–16.
 9. Nowacka A., Włodarczyk-Makuła M., 2012. Zmiany absorpcji w nadfiolecie (UV254) w procesach uzdatniania, *LAB Laboratoria, Aparatura, Badania*, 17(1), 28–31.
 10. Park A., Kim Y. J., Choi E. M., Brown M. T., Han T., 2013. A novel bioassay using root re-growth in Lemna, *Aquatic Toxicology*, nr 140–141, 415–424.
 11. Pasquarella C., Veronesi L., Napoli C., Castaldi S., Pasquarella M. L., Saccani E., Colucci M. E., Auxilia F., Gallé F., Di Onofrio V., Tafuri S., Signorelli C., Liguori G., 2014. What about behaviours in swimming pools? Results of an Italian multicentre study, *Microchemical Journal*, 112, 190–195.
 12. Poter B.B., 2009. Determination of total organic carbon and specific UV absorbance at 254 nm in source water and drinking water, EPA Document, Method 415.3.
 13. Szczygłowska R., Chyc M., Burzała B., Kołwzan B., 2012. Ocena jakości bakteriologicznej i fizyko-chemicznej wody basenowej w wybranym krytym obiekcie rekreacyjnym, *Ochrona Środowiska*, 34(4), 51–56.
 14. Werle S., Dudziak M., 2013. Evaluation of toxicity of sewage sludge and gasification waste-products (in Polish). *Przemysł Chemiczny*, 92(7), 1350–1353.
 15. Wyczarska-Kokot J., 2014. Wpływ metody dezynfekcji na zawartość chloroamin w wodzie basenowej, *Ochrona Środowiska*, 36(2), 37–42.
 16. Zimoch I., Kotlarczyk B., Sołtysik A., 2007. Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych do intensyfikacji oczyszczania wody w wodociągu Czaniec, *Ochrona Środowiska*, 29(3), 45–49.
 17. Zwiener C., Richradson S.D., De Martin D.M., Grumut T., Glauner T., Frimmel F.H., 2007. Drowning in Disinfection Byproducts? Assessing Swimming Pool Water. *Critical Review, Environmental Science & Technology*, 41(2), 363–372.