

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”
TOM 32
OCHRONA ŚRODOWISKA
pod redakcją
Iwony Skoczko
Józefy Wiater
Katarzyny Dąbrowskiej
Iwony Barszczewskiej



Białystok 2017

OLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
TOM 32
OCHRONA ŚRODOWISKA

MONOGRAFIE
TOM 32



*Patronat
Rektora Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzienisa*



*Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska
Politechniki Białostockiej*



*Honorowy Patronat
Prezydenta
Miasta Białegostoku*

**Publikacja dofinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Białymstoku**



Wojewódzki Fundusz
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej
w Białymstoku

www.wfosigw.bialystok.pl

Serdecznie dziękujemy za pomoc w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.



Krajowa
Reprezentacja
Doktorantów



TERAZ
ŚRODOWISKO.pl

Aktualności i praca w ochronie środowiska



Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych
w Białymstoku



IKEA Industry
Orla



POLSKI
instalator

Polskie Towarzystwo
Inżynierii Ekologicznej

P.V. PREFABET KLUCZBORK S.A.

P.V.®

wrotapodlasia.pl



INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM

TOM 32

OCHRONA ŚRODOWISKA

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Józefy Wiater
Katarzyny Dąbrowskiej
Iwony Barszczewskiej**

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2017

Redaktor tomu:

Iwona Skoczko
Józefa Wiater
Katarzyna Dąbrowska
Iwona Barszczewska

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Józefa Wiater – Redaktor Naczelny
Katarzyna Dąbrowska – skład monografii
Iwona Barszczewska – skład monografii

Redakcja językowa: Autorzy**Recenzenci monografii:**

dr hab. Aneta Dorota Petelska
dr inż. Jacek Leszczyński
dr hab. Ada Wróblewska

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater
prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski
prof. Aleksey Ternovtsev
prof. Dmitry Spitsov
prof. Javier Bayo
prof. Jolanta Sadauskiene
prof. Antonio Rodero Serrano
prof. Manuel Ruiz de Adana Santiago
prof. dr hab. inż. Mirosław Żukowski
prof. dr hab. Tadeusz Łoboda
prof. dr hab. inż. Józef Jasieczak
dr hab. inż. Aleksander Kiryluk, prof. PB
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. PŚ
dr hab. inż. Urszula Filipkowska, prof. UWM
dr hab. inż. Marcin Dębowski, prof. UWM
dr hab. inż. Monika Żubrowska-Sudoł, prof. PW
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr hab. inż. Wiesława Głodkowska, prof. PK
dr hab. inż. Elżbieta Horszczaruk, prof. ZUT
dr hab. inż. Marek Ciak, prof. UWM

dr hab. inż. Alicja Siuta-Oлча, prof. PL
dr hab. inż. Andrzej Dylla, prof. UTP
dr hab. Aneta Dorota Petelska
dr hab. Izabella Jastrzębska
dr hab. Zenon Łotowski
dr hab. Ada Wróblewska
dr hab. Janina Piekutין
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski
dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz
dr hab. inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk
dr hab. inż. Mariusz Adamski
dr hab. inż. Andrzej Butarewicz
dr hab. inż. Sławomir Obidziński
dr n. tech. Joanna Szczukowska
dr inż. Anna Siemieniuk
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons
dr inż. Dariusz Andraka
dr inż. Jacek Leszczyński
dr inż. Dorota Krawczyk

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2017

ISBN 978-83-65596-19-2

Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej

Wydział Budownictwa i Inżynierii
Środowiska Politechniki Białostockiej
ul. Wiejska 45E
15-351 Białystok
www.ismo.pb.edu.pl

Polskie Zrzeszenie Techników i Inżynierów
Sanitarnych Oddział w Białymstoku
ul. M. C. Skłodowskiej 2, 15-950 Białystok
Tel.: 85 744 31 00
e-mail: konferencjapzits@gmail.com

SPIS TREŚCI

Ograniczenie wpływu transportu lotniczego na zanieczyszczenie atmosfery	11
Aleksandra Śliwińska	
Wybrane metale ciężkie jako zanieczyszczenia	24
mgr inż. Luiza Dawidowicz, dr inż. Bartosz Markiewicz	
Charakterystyka i sposób zagospodarowania odpadów komunalnych przez mieszkańców na przykładzie osiedla bloków z wielkiej płyty	33
mgr inż. Jakub Frankowski	
Ocena toksyczności roztworu wodnego diklofenaku i bisfenolu A podczas oczyszczania w procesie fotokatalizy wspomaganym ozonowaniem	44
inż. Aleksandra Kociuba, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl., dr inż. Edyta Kudlek	
Wykorzystanie glonów i sinic w inżynierii i ochronie środowiska	65
mgr inż. Paweł Kondzior	
Skuteczność wybranych związków w zwalczaniu <i>Varroa destructor</i>	82
mgr Marcin Andrzej Kruszewski, dr Monika Naumowicz	
Zanieczyszczenie atmosfery województwa śląskiego od początku XXI wieku na przykładzie pyłów zawieszonych (PM10)	96
Kornelia Miernik	
Izolacja bakterii ureolitycznych w celu ich potencjalnego wykorzystania w procesach biocementacji gruntów	111
mgr inż. Katarzyna Misiólek	
Wykorzystanie bakterii z rodzaju <i>Bacillus</i> w ochronie biologicznej przed grzybem <i>Fusarium oxysporum</i>	123
mgr inż. Natalia Gierasimiuk, Urszula Piliczuk, dr hab. Tomasz Oszako, prof. PB	
Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni jeziora Ełckiego	135
mgr inż. Agnieszka Wysmulek , dr inż. Elżbieta Halina Grygorczuk- Petersons	
Ocena oddziaływania na środowisko jako przykład prawnego instrumentu ochrony środowiska	149
Paulina Zadykowicz	

Zrównoważony rozwój a standardy infrastruktury technicznej ekomarin na Warmii i Mazurach na przykładzie ekomaryny w Piszcu	164
dr inż. Jolanta Niedzielko, Aleksandra Zajkowska	
Prawo Wodne 2017 vs 2001	179
Bernadetta Wądołowska, Karolina Weremijewicz, Agata Witkowska, Justyna Truskolaska, Weronika Skoczko, Marcin Butkiewicz, inż. Michał Bursa, inż. Rafał Buczyński, mgr inż. Ewa Szatyłowicz, dr hab. inż. Iwona Skoczko	
Regulacje prawne ochrony lasów w Polsce.....	192
mgr Małgorzata Żukowska	

Aleksandra Śliwińska¹⁾

Akademia Sztuki Wojennej, Wydział Zarządzania i Dowodzenia

Katedra Zarządzania Lotnictwem Cywilnym

¹⁾alesliw@gmail.com

OGRANICZENIE WPŁYWU TRANSPORTU LOTNICZEGO NA ZANIECZYSZCZENIE ATMOSFERY

Solutions for decreasing negative impact of aviation on the atmosphere

Słowa kluczowe: transport lotniczy, lotnictwo, atmosfera, środowisko przyrodnicze

Keywords: air transport, aviation, atmosphere, environment

Streszczenie:

W ciągu kilku ostatnich lat ilość dwutlenku węgla a także innych zanieczyszczeń w troposferze i stratosferze niebezpiecznie wzrosła. Po szczycie w Kioto w 1997 r., gdzie powiązano gwałtowny wzrost emisji dwutlenku węgla z liberalizacją transportu lotniczego, zgodnie stwierdzono, że implementacja rozwiązań mających na celu odwrócenie w czasie, obniżenie lub częściowe zatrzymanie skutków zbyt dużej emisji zanieczyszczeń do atmosfery to priorytet. W artykule przedstawione zostały rozwiązania w obrębie konstrukcji statków powietrznych, portów lotniczych a także infrastruktury lotniczej, których zastosowanie może wpłynąć na obniżenie nadmiernej kumulacji i emisji zanieczyszczeń. Ich implementacja może ochronić środowisko przyrodnicze przed uwalnianiem do niego szkodliwych, degradujących poszczególne warstwy atmosfery związków, negatywnie wpływających na jednostki w nim funkcjonujące.

Zanieczyszczenie atmosfery a transport lotniczy

Uwolnione do atmosfery szkodliwe substancje w wyniku wykonywania pojedynczych przewozów drogą powietrzną są stosunkowo niewielkie, dlatego często zagadnienia te są ignorowane. Rządy wielu państw, głównie tych należących do ONZ, podjęły jednak działania ukierunkowane na zminimalizowanie efektów, które powstają w wyniku zbyt dużego uwalniania do środowiska przyrodniczego szkodliwych substancji i związków. Po dokładnej analizie ilości dwutlenku węgla w atmosferze w 1997 r. dokonanej w Kioto zauważono, że dynamiczny wzrost ściśle powiązany jest z liberalizacją rynku transportu lotniczego. Pojawienie się wielu linii nisko-kosztowych oraz możliwość oferowania swoich usług na rynku europejskim, spowodowało wzrost ruchu lotniczego na jego obszarze [1]. Implementacja rozwiązań opierających się na opóźnieniu, zmniejszeniu lub częściowym zatrzymaniu skutków zbyt dużej emisji zanieczyszczeń do atmosfery wydzielanych w trakcie wszystkich procesów niezbędnych do wykonywania transportu lotniczego, to priorytet. Stężenie dwutlenku węgla i innych zanieczyszczeń w troposferze i stratosferze od kilku ostatnich lat utrzymuje niestety tendencję wzrostową. Sytuacja ta jest niepokojąca, ponieważ skutki, które mogą wystąpić w przypadku nie zatrzymania tego zjawiska będą nieodwracalne.

Rozwiązania w obrębie portu lotniczego

Porty lotnicze są obiektami, w otoczeniu których zawieszona jest ogromna ilość zanieczyszczeń. Wykorzystanie niekonwencjonalnych źródeł energii do zapewnienia np. prądu na ich terenie może obniżyć negatywny wpływ na środowisko. Panele słoneczne na dachach obiektów zlokalizowanych na lotnisku to rozwiązanie, które wykorzystywane jest już w kilku portach lotniczych m.in. w międzynarodowym lotnisku w Denver w Stanach Zjednoczonych Ameryki [2]. Przekonwertowanie energii słonecznej na energię elektryczną wykorzystywaną na lotniskach ma wpływ na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery (porównując do tej energii która powstałaby z innych surowców energetycznych).

Pojazdy wykorzystywane w ruchu naziemnym na terenie lotnisk, do różnych celów, swoje przemieszczają się przede wszystkim dzięki energii pochodzącej z paliw kopalnych. Zastąpienie tych pojazdów np. meksami sprawi, że transport na lotniskach będzie dużo bardziej „eco”. W ten sposób ograniczona zostanie emisja spalin do atmosfery. Wymienienie starszych silników na nowsze, bardziej efektywne, z większą sprawnością pozwala na zmniejszenie ilości wyemitowanych do atmosfery zanieczyszczeń. Podłączenie samolotu, w celu pobrania przez niego energii elektrycznej potrzebnej do pracy np. akumulatorów, w trakcie postoju na

płytach postojowych lotniska, do źródła prądu pochodzącego z budynków portu lotniczego, ogranicza spalanie dodatkowych ilości paliwa.

Przemyślane projektowanie bardziej bezpośrednich zjazdów i dróg kołowania pomiędzy drogami startowymi a płaszczyznami postojowymi na terenie portów lotniczych, wpływa na skrócenie dystansu, który statek powietrzny musi pokonać przed rozpoczęciem lotu, bądź jego zakończeniem. Przejazdy takie wykonywane są przy pracujących silnikach. Obniżenie czasu, a tym samym wzrost efektywności operacji lotniczych jest korzystne wobec emisji spalin do atmosfery [3].

Pasy zieleni często celowo są tworzone w okolicach portów lotniczych. Ich rola to głównie zmniejszenie hałasu docierającego z portu lotniczego. Jednak wpływają one również na oczyszczenie powietrza np. obniżenie stężenia CO₂. Stężenie ilości dwutlenku węgla w powietrzu, zostać może nawet obniżona w wyniku kontaktu z 500m odcinkiem 20-letniego lasu [4].

Rozwiązania w obrębie statków powietrznych

Najprostszym rozwiązaniem eliminacji problemu są zmiany u źródła. Ograniczenie ruchu statków powietrznych wpłynęłoby również na emisję zanieczyszczeń do atmosfery. Zabieranie na pokład samolotu maksymalnej liczby pasażerów (czyli gdy współczynnik load factor bliski jest 100%), jest sposobem na obniżenie ilości samolotów poruszających się w przestrzeni powietrznej. Podpisywanie umów dwustronnych, wielostronnych, joint venture itp. to kolejne sposoby wpływające na obniżenie ilości emitowanych zanieczyszczeń i optymalne wypełnienie miejsc oferowanych do nabycia na pokładach samolotów. Rozwiązania te, niestety nie ograniczają i nie powodują zmniejszenia wpływu tej problematyki. Są to tylko sposoby mające wpływ na (tymczasowe) zredukowanie ilości powstających zanieczyszczeń.

Zmiany w zakresie surowców energetycznych

Największym problemem, rozpatrując pod kątem ilości emitowanych zanieczyszczeń przez lotnictwo, są odrzutowe, pasażerskie statki powietrzne. Podczas pracy ich silników wydzielana jest ogromna ilość szkodliwych substancji, które trafiają do atmosfery. Obniżenie tego negatywnego wpływu można dokonać poprzez liczne, często wręcz oczywiste rozwiązania. Do najbardziej popularnych, które są propagowane i wykorzystywane przez liczne instytucje i organizacje odpowiedzialne za sektor lotnictwa, zalicza się te, które dotyczą silników lotniczych. Dużą nadzieję pokłada się w możliwości wykorzystania silników lotniczych, których działanie oparte jest na spalaniu zrównoważonych paliw np. biopaliwa (paliwa odtwarzalne). Badania nad ich skutecznością i wydajnością są wciąż prowadzone przez NASA. Analizując dotychczasowe wnioski, można przypuszczać, że wyniki

pozytywnie wpłyną na zmniejszenie zanieczyszczeń pochodzących z komór spalania silników (przede wszystkim lotniczych) [5] [6]. Wykorzystanie paliw konwencjonalnych, pochodzących i powstałych w naturalnych procesach na planecie Ziemia, do pracy silników wykorzystywanych w różnych gałęziach transportu, wpłynęłoby na obniżenie stężenia toksyn w spalinach, a także na niższe stężenie CO₂ w atmosferze [7]. W czasie rozwoju roślin, które wykorzystane zostałyby np. jako biopaliwo, w trakcie procesu fotosyntezy, pobierane są do ich wnętrza spaliny. Ich ilość jest porównywalna do tej, która zostaje wytworzona podczas spalania surowca energetycznego z nich powstałego [8], zatem wydany dwutlenek węgla po spalaniu biopaliw, dla środowiska przyrodniczego byłby niemalże węgiel-neutralny [5]. Na szczęście perspektywa wykorzystania paliw trzeciej generacji w ciągu kilkunastu lat jest bardzo optymistyczna. Wyniki badań nad algami również okazały się zaskakujące. Okazało się bowiem, że wykazują one wyższą wydajność niż obecnie już wykorzystywane rośliny, takie jak soja, rzepak, palmy olejowe [5]. Produkcja biopaliw nie jest stosunkowo trudna. W odróżnieniu od paliw kopalnych, których złoża się wyczerpują a stworzenie ich nowych zasobów jest niemalże niemożliwe dla żyjących obecnie ludzi, mogą one być produkowane średnio raz na rok, na danym terenie (w przypadku niektórych roślin). Wykorzystanie biopaliw na szerszą skalę może rozwiązać problemy takie jak zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego szkodliwymi związkami oraz szybko kończących się złóż surowców naturalnych.

O tym jak bardzo implementacja i szersze zastosowanie biopaliw jest ważne świadczą liczne inicjatywy. Podjęty przez Międzynarodowe Zrzeszenie Przewoźników Powietrznych (International Air Transport Association - IATA) Biojet Fuel Ambassadors Program jako główny cel ma zwiększenie świadomości społeczeństwa i osób mających decydujący wpływ na funkcjonowanie transportu lotniczego, o pozytywnym wpływie na środowisko przyrodnicze zrównoważonych i odnawialnych paliw lotniczych (sustainable aviation fuels). IATA zachęca również instytucje wykorzystujące samoloty do prowadzenia swojej działalności usługowej czy też gospodarczej, do podejmowania działań ukierunkowanych na bycie bardziej przyjaznym środowisku. Największym problemem tej organizacji, jest jednak znalezienie jednostki sponsorującej, która byłaby chętna do zainwestowania w fundację, która wspierałaby np. linie lotnicze, które zdecydowałyby się wymienić silniki lotnicze w swoich maszynach na takie, które do swojej pracy wykorzystują biopaliwo [9].

Według otrzymanych wyników z przeprowadzonych badań przez NASA [6], istnieje ogromne prawdopodobieństwo wykorzystania jako paliwo gazu łupkowego, czystego wodoru, etanolu a także metanolu. Stworzenie mieszanki z odpowiednią ilością węgla w swoim składzie aby obniżyć emisję szkodliwych substancji, może okazać się jednak trudne do wykonania [7].

Ogromną rolę w walce ze zmniejszeniem uwalnianych zanieczyszczeń do atmosfery może odegrać zamiana proporcji lub składników wchodzących w skład paliw, np. poprzez odsiarczenie węgla energetycznych. Zredukowanie, bądź też zmodyfikowanie składu surowców energetycznych może sprawić, że obniżony zostanie negatywny wpływ uwalnianych przez środki lokomocji, w tym samoloty, spalin do środowiska [10].

Zauważana jest tendencja wymiany silników o zapłonie iskrowym w sprzętach oraz pojazdach lotniskowych na takie które posiadają zapłon samoczynny. Wpływa to na obniżenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery z tych urządzeń. Według zapowiedzi, kolejnym krokiem będzie ponowna ich wymiana, tym razem na silniki elektryczne, co wpłynie na ich „przyjazność” środowisku przyrodniczemu [7].

Nowe technologie

Działania w celu obniżenia negatywnego wpływu transportu lotniczego i ograniczenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery nie tylko koncentrują się na zmianie surowców energetycznych, ale również skupiają się na wprowadzeniu i wykorzystaniu nowych rozwiązań technologicznych, oraz głównie lżejszych materiałów do budowy statków powietrznych. Nowe konstrukcyjne rozwiązania w statkach powietrznych wpływają na ograniczenie spalania paliwa. Wydające się niepozorne zastosowanie na końcach prawej i lewej konsoli skrzydła samolotu wingletów lub sharkletów (elementy konstrukcyjne skrzydła statku powietrznego, wygięte do góry), wpływa na zmniejszenie spalania paliwa w granicach 3-4,7% [11]. Tak samo zamontowanie instalacji wyłapujących ze spalin tlenki siarki i azot, przyczynia się do odsiarczenia gazu, czyli usunięcia szkodliwych związków siarko pochodnych, powstałych w wyniku spalania surowca energetycznego [12].

Dużą zmianą, ograniczającą negatywny wpływ transportu drogą powietrzną na środowisko przyrodnicze jest zmiana konstrukcji silników. Zastosowanie drugiego przepływu w silnikach ma wpływ na obniżenie emisji hałasu. Również wpływa na wzrost średnicy dyfuzora wlotowego i wentylatora, co powoduje szybszy przepływ zimnego powietrza. Zwiększa to ciąg, przy mniejszej ilości spalonego paliwa [5]. Modyfikacje w konstrukcji silników i wykorzystywanie innych materiałów do ich budowy odbywa się po przeprowadzeniu wielu testów i badań przeprowadzonych przez konstruktorów i organizacje certyfikujące. Często zmiany mogą przyczynić się do wzrostu temperatury spalin przed turbiną, a tym samym wyraźnie podwyższyć ilość NO_x w spalinach. Niezmiernie istotna jest dokładna analiza zmian konstrukcyjnych, dlatego wymiana i zastosowanie przyjaźniejszych silników dla środowiska zachodzi w dość wolnym tempie [7].

Ilość spalonego paliwa zależy między innymi od masy samolotu, dlatego obniżenie wagi jest zatem bardzo ważne. Wykorzystanie do budowy płatowca materiałów kompozytowych, tak jak to zrobiono w Boeing 787 Dreamliner, powoduje

obniżenie wagi statku powietrznego. Jest to konsekwencją mniejszego oporu, co powiązane jest ściśle z mniejszą ilością spalanej substancji energetycznej. Obniżenia ilości zużytego paliwa przez statki powietrzne dokonać można również poprzez proste zabiegi takie jak wymiana skórzanych foteli zamontowanych na pokładzie w przedziale pasażerskim na takie, które obite są sztucznymi materiałami, wykorzystanie lżejszych wózków do cateringu, zastąpienie naczyń metalowych, plastikowymi itd.

Inicjatywy unijne

Założony przez IATA plan obejmujący redukcję emisji CO₂ o 50% do roku 2050, w porównaniu do ilości wyemitowanej na skutek wykonywania transportu lotniczego w 2005 roku, może wydawać się trudny, jednak możliwy do wykonania. Szacuje się, że poprzez nowe konstrukcje oraz nowe technologie w trakcie budowy silników lotniczych ograniczona i zmniejszona zostanie ilość spalanego paliwa, tym samym wydalone będzie mniej zanieczyszczeń do atmosfery. Organizacja ta opublikowała raport w którym zakłada, że do 2020 roku wydajność paliwa wzrośnie

o 1,5%. Dodatkowo od tego samego roku stężenie CO₂ w atmosferze nie będzie utrzymywało tendencji wzrostowej, a zatrzyma się na ustalonym poziomie [9]. Duże firmy takie jak Airbus czy Boeing koncentrują się na ulepszeniu produkowanych przez nich samolotów, tak aby spełniały wymogi przyjęte przez IATA. Oba konsorcja pracują nad projektami bardziej przyjaznych środowisku konstrukcji lotniczych, np. amerykański koncern (Boeing) w 2015 roku ukończył prace konfiguracyjne nad udoskonaloną wersją najczęściej sprzedawanego samolotu- model 777. Według wstępnie opublikowanych wyników ten statek powietrzny, ma mieć obniżone o 12% zużycie paliwa w porównaniu do podobnych maszyn (głównie tych zaprojektowanych przez francuski Airbus, a także poprzednich wersji tego modelu) [13].

Unia Europejska realizuje swoją kluczową politykę pro środowiskową (w oparciu o cele określone przez IATA), w oparciu o cztery kluczowe programy. Są to *Single European Sky* (w skrócie SES, Jednolita Europejska Przestrzeń Powietrzna), *Clean Sky* (Czyste Niebo), *European Advanced Biofuels Flightpath*, a także Europejski System Handlu Emisjami (*European Union Emissions Trading Scheme* - EU ETS).

W 1999 roku każdy lot w europejskiej przestrzeni powietrznej miał około 30 minutowe opóźnienie. Przyczyniło to się do zmniejszenia efektywności lotnictwa na terenie Europy, co pociągnęło za sobą zwiększenie zanieczyszczenia atmosfery. Pierwszym zmierzaniem się z tym problemem było stworzenie przez komisarza Unii Europejskiej Layola de Palacio inicjatywy *Single European Sky*. Celem tej inicjatywy było przeorganizowanie przestrzeni powietrznej na *starym kontynencie* [14]. Według szacowań ekspertów realizacja kluczowych założeń wynikających

z SES może doprowadzić do obniżenia negatywnego wpływu lotnictwa na środowisko przyrodnicze. Szacuje się, że realizacja jej wszystkich założeń powinna obniżyć negatywny wpływ transportu lotniczego na środowisko przyrodnicze w Europie o 10%, z 50% określonych i wymaganych przez IATA [15]. Aspektem kluczowym Jednolitej Europejskiej Przestrzeni Powietrznej jest połączenie mniejszych obszarów kontroli w funkcjonalne bloki przestrzeni powietrznej (*Functional Airspace Blocks* - FABs). Wydzielane są one na podstawie kontroli przepływu ruchu lotniczego a nie, (jak do tej pory) nad granicami państw [16]. Takie rozwiązanie sprawia, że samoloty mogą latać krótszymi trasami, ograniczając czas lotu a także pokonany dystans pomiędzy destynacjami nawet do 70% [3]. Inicjatywa ta jest w dalszym ciągu rozszerzana i ulepszana przez Komisję Europejską. Wdrażanie drugiego pakietu legislacyjnego Jednolitej Europejskiej Przestrzeni Powietrznej (SES II), a następnie SES II+, potwierdzają że aspekty negatywnego wpływu transportu lotniczego na środowisko nie są lekceważone wewnątrz Unii Europejskiej. Wszystkie pakiety SES zakładają istnienie FABów, które wymuszają współpracę pomiędzy służbami odpowiedzialnymi za zapewnienie żeglugi powietrznej np. między różnymi krajami. Pośrednio również wpływają na zmniejszenie kosztów operacyjnych operatorów statków powietrznych i obniżenie emisji zanieczyszczeń do środowiska przyrodniczego [17].

Jedną z modernizacji SES- inicjatywa *Single European Sky ATM Research* (SESAR), została zapoczątkowana po spostrzeżeniu niedociągnięć SES. Opiera się na zmianach głównie w zakresie wzrostu ruchu lotniczego, który według perspektywy w ciągu kolejnych 15 lat może być dwukrotnie wyższy w porównaniu do roku 2012. Wymusza to stworzenie rozwiązań umożliwiających zwiększenie przepustowości przestrzeni powietrznej, które właśnie są proponowane w programie SESAR [18]. Poprawa efektywności transportu lotniczego i lądowego w Europie dokonana ma zostać poprzez implementacje ulepszonych technologii, zmian w zakresie aspektów ekonomicznych i legislacyjnych [19]. Główną zasadą przyświecającą tej inicjatywie jest określanie i wybór przez operatorów statków powietrznych takich tras lotów, aby koszt przez nich ponoszony był jak najmniejszy. Paliwo jest głównym źródłem ich kosztów, zatem jeśli samoloty spalą go mniej, mniej produktów ubocznych w postaci zanieczyszczeń wyemitowanych zostanie do atmosfery. Wielu przewoźników lotniczych wykonuje przeloty na tych samych trasach, jednak dystans i czas jest różny, dlatego ważne dla ochrony środowiska jest wdrożenie zmian opisanych w SESAR [18].

Głównym celem programu Czyste Niebo jest rozwinięcie innowacyjnych technologii, które przyczynią się do wdrożenia rozwiązań skupiających się na nowocześnieści i wzroście konkurencyjnego systemu lotniczego. *Clean Sky* zakłada obniżenie w przeciągu kilku kolejnych lat emisji CO₂ o 50%, natomiast NO_x o 80%. Zatrzymanie niekorzystnych dla środowiska przyrodniczego skutków wykonywania przewozów lotniczych, może nastąpić po wdrożeniu i zastośowaniu innowacyj-

nich technologii. Nadzieję pokłada się również w wykorzystaniu rezultatów przeprowadzonych badań naukowych do tworzenia nowych, ekonomiczniejszych rozwiązań konstrukcyjnych oraz poprawienia zarządzania ruchem lotniczym. Skutki zmian, zaproponowanych w *Clean Sky*, przyczynią się również do sprawniejszego spełnienia postanowień założonych w programie SES[20].

Inicjatywa unijna *European Advanced Biofuels Flightpath* opiera się na wykorzystaniu biopaliw w procesach niezbędnych do wykonania transportu lotniczego. Zapisy jej zachęcają również do budowy nowoczesnych zakładów produkcyjnych, co przyczyniać się ma do szybszej implementacji biopaliw na rynku europejskim. Minimalne zakładane zużycie to 2 mln ton alternatywnych surowców energetycznego do 2020 roku [21]. Głównym wyzwaniem, któremu muszą sprostać osoby odpowiedzialne za wdrożenie i realizację postanowień tej inicjatywy, jest zorganizowanie środków finansowych, które miałyby zostać przeznaczone na badania i testy wydajności potencjalnych produktów energetycznych. Ze względu na dużą sumę, pozyskanie kapitału może być trudne. Skutki implementacji innych od wykorzystywanych obecnie surowców kopalnych mogą ograniczyć negatywny wpływ transportu na środowisko poprzez obniżenie emisji zanieczyszczeń do otocznice, a także w przyszłości wygenerować oszczędności pieniądze.

Europejski System Handlu Emisjami jest kolejnym programem, który może ograniczyć negatywne oddziaływanie lotnictwa na środowisko przyrodnicze. EU ETS wpływa głównie na przewoźników lotniczych i wymusza na nich działania ukierunkowane na zmniejszenie ilości emitowanych gazów cieplarnianych do atmosfery. Jego szandarowe założenie to dokładne przypisanie limitu na emisję zanieczyszczeń przyspieszających globalne ocieplenie każdemu z państw członkowskich. Zatem, gdy któreś z nich posiada flotę, która emituje zbyt dużo zanieczyszczeń, konieczne jest podjęcie działania zredukowania tej emisji. Możliwe w takiej sytuacji są wymiany statków powietrznych, ich poszczególnych elementów konstrukcyjnych (np. silników), lub dokupienie dodatkowych limitów na emisję gazów cieplarnianych od innych stron (jest to dozwolone) [22]. Ostatnie z przedstawionych rozwiązań jest niekorzystne, gdyż instytucje zamiast inwestować pieniądze w nowsze samoloty, elementy konstrukcyjne itp. które z założenia są bardziej przyjazne środowisku, dokupować będą dodatkowe limity pozwalające na emisję zanieczyszczeń. Nie jest to rozwiązaniem problemu, ponieważ ilość wydzielanych do atmosfery gazów powodujących ocieplenie klimatu się nie obniża a linia lotnicza, czy też państwo wydają pieniądze, które przeznaczyć można by na coś co byłoby skuteczne i korzystne dla środowiska [1]. Narzucanie operatorom statków powietrznych takich limitów, jest stosowaniem wobec nich środków ekonomicznych, które według podziału IATA zaliczane są do kluczowych czynników, przyczyniających się do zmniejszenia negatywnego wpływu transportu lotniczego na środowisko. Kolejną zasadniczą wadą EU ETS jest narzucanie limitów tylko członkom Unii Europejskiej. IATA, będąca instytucją o znaczeniu międzynarodowym, popiera

inicjatywę europejskiego systemu handlu emisjami, jednak nie podejmuje podobnych kroków, które przyczynić mogłyby się do podjęcia podobnych kroków, inicjatyw w pozostałych krajach. Zanieczyszczenia, wyemitowane przez przewoźników spoza Unii, nie są zatem w żaden sposób kontrolowane. Działania podejmowane w strukturach UE w tym zakresie, nie będą miały większego pożytku, jeśli inne zrzeszone instytucje czy też pojedyncze kraje będą biernie się przyglądać, lub po prostu bagatelizować ten problem, tym samym nie podejmując żadnych akcji w walce z nadmiernymi emisjami gazów cieplarnianych.

Treść dyrektywy, która określa ramy i cele EU ETS również nawiązuje do emisji zanieczyszczeń do środowiska przyrodniczego, których źródeł i powstania można dopatrywać się na terenie obiektów na powierzchni ziemi. Porty lotnicze Unii Europejskiej, obsługujące statki powietrzne należące do linii lotniczych czy też te, zaliczane do lotnictwa dyspozycyjnego, są miejscami kumulacji dużej ilości gazów cieplarnianych. Wszystkie lotniska wraz z niezbędną do ich funkcjonowania infrastrukturą, zobowiązane są do wypełniania postanowień uwzględnionych w dyrektywie odnośnie ilości uwalnianych substancji, wpływających na wzrost temperatury na Ziemi. Opóźnienie skutków globalnego ocieplenia itp. jest istotne, o czym świadczą liczne restrykcje prawne, zobowiązujące do podejmowania działań również przez jednostki zarządzające portami lotniczymi do zapobiegania tym zjawiskom.

Rozwiązania operacyjne

Wydające się nieistotne zmiany w zarządzaniu i kontroli przestrzeni powietrznej również wpływają na ograniczenie wpływu lotnictwa na środowisko przyrodnicze. Pobyt na płycie portu lotniczego z włączonym układem napędowym, krążący nad lotniskiem, nie mogący wylądować statek powietrzny, sprawia, że produkowane są dodatkowe, powstające bez większego uzasadnienia zanieczyszczenia do atmosfery. Poprzez zatrudnienie dodatkowych kontrolerów ruchu lotniczego, którzy w sposób bezpieczny będą mogli obsłużyć więcej samolotów na terenie podlegającego im obszaru, a także pozostałych statków powietrznych, które planują wylądować na danym lotnisku, może ograniczyć emisję niechcianych substancji do atmosfery [19]. Zredukowanie opóźnień i możliwość obierania krótszych tras przelotu samolotów może zostać zrealizowane poprzez zwiększenie przepustowości przestrzeni powietrznej. Zmiana i uaktualnienie restrykcji prawnych, pozwalanie na wlatywanie i zapewnienie w obszarach obecnie niekontrolowanych odpowiednich służb kontroli ruchu lotniczego, wydzielenie nowych korytarzy powietrznych np. nad obszarem bieguna północnego oraz elastyczniejsze wykorzystanie przestrzeni militarnej, to przykładowe rozwiązania pozwalające na obniżenie emisji zanieczyszczeń do środowiska przyrodniczego [9].

Zmiana urządzeń wykorzystywanych do pracy kontrolerów ruchu lotniczego, podwyższy jakość wykonywanej przez nich pracy. W przeciwieństwie do starego sprzętu – nowy może pomóc w obieraniu a także naprowadzaniu pilotów w samolotach na bardziej ekonomiczne trasy. Jednakże jest to trudne, ponieważ wysoki poziom bezpieczeństwa musi być utrzymywany przez cały czas a kontrola przestrzeni powietrznej nie może być ograniczona. Zatrzymanie, nawet na kilka minut płynności i ciągłości zapewnienia służb żeglugi powietrznej choćby dla małego obszaru może być katastrofalne w skutkach [19].

Polityka i zarządzanie paliwem oddziałują również pośrednio na środowisko. Zabranie na pokład statku powietrznego zbędnej nadwyżki paliwa znacznie podwyższa masę samolotu, tym samym powodując większy opór. Sytuacja ta pociąga za sobą większe spalanie i uwalnianie większej ilości zanieczyszczeń do środowiska. Istotne zatem jest dokładne wyliczanie i tankowanie statków powietrznych w taką ilość paliwa, która ewentualnie bezpiecznie pozwoli mu podejść na drugi krąg lub dolecieć na lotnisko zapasowe bez konieczności zgłaszania sytuacji zaliczanych i kodowanych jako *Mayday* (komenda bezpośredniego zagrożenia życia). Opodatkowanie paliw lotniczych mogłoby sprawić, że operatorzy samolotów podejmowaliby częściej działania ukierunkowane na zredukowanie ilości spalanego paliwa [22].

Opracowane techniki startu, odpowiednie podchodzenie do lądowania itp. wpływają na obniżenie spalania paliwa, dlatego propagowanie i naleganie na ich stosowanie byłoby zasadne. Wyszukanie personelu latającego ma ogromny wpływ na wykonywane przez nich loty. Podjęcie decyzji przez kapitana statku powietrznego o przelocie na wyższej wysokości ograniczyłoby spalanie substancji energetycznych i nienarażania środowiska przyrodniczego na dodatkowe zanieczyszczenia.

Wnioski

Transport lotniczy generuje zanieczyszczenia uwalniane do atmosfery. Istnieje wiele rozwiązań, których implementacja ma wpływ na obniżenie, zredukowanie tego negatywnego wpływu. Wewnątrz Unii Europejskiej realizowane są liczne inicjatywy, które ukierunkowane są na obniżenie emisji zanieczyszczeń do środowiska przyrodniczego. Najistotniejsze, mające największe znaczenie to inicjatywy: Jednolita Europejska Przestrzeń Powietrzna, Czyste Niebo, *European Advanced Biofuels Flightpath* oraz Europejski System Handlu Emisjami. Wdrożenie ich postanowień pozwoli na zatrzymanie intensywnie rosnącej ilości zanieczyszczeń w środowisku. Istotna również jest implementacja innych rozwiązań np. w konstrukcjach statków powietrznych, czy też wykorzystanie nowych technologii do ich budowy. Dodatkowo, na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery, powstałych w wyniku działalności sektora transportu lotniczego, ogromny wpływ może mieć wykorzystywanie jako surowca energetycznego biopaliw. Obniżeniu negatywnego wpływu

również sprzyja implementacja rozwiązań operacyjnych oraz odpowiednie wyszkolenie załóg, a także przygotowywanie ich do wykonywania operacji lotniczych, obierania tras lotów w taki sposób, aby były one optymalne.

Literatura

- [1] *Air Transport in the European Union Emissions Trading Scheme*, Omega, Cambridge 2008, s. 9, [online], dostęp zdalny: http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.landecon.cam.ac.uk/ContentPages/43975983.pdf.
- [2] *7 worlds greenest airports*, [online], dostęp zdalny: <http://greenbuzzz.com/science-technology/7-worlds-greenest-airports/>.
- [3] Eccles G., *Aviação Verde - Noise Pollution & Local Air Quality*, Prezentacja wygłoszonaw ramach przedmiotu Aviação Verde, na Uniwersytecie Lusofona w Lizbonie.
- [4] Pyłka-Gutowska E., *Ekologia z ochroną środowiska*, Wydawnictwo Oświata, Warszawa 1996, s. 110-111.
- [5] Jeż M., *Lotnictwo a zrównoważony rozwój*, Biblioteka Naukowa Instytutu Lotnictwa, Warszawa 2009, s. 112-113.
- [6] *NASA Reports Alternative Jet Fuel Research Results*, [online], dostęp zdalny: <https://www.nasa.gov/aero/nasa-reports-alternative-jet-fuel-research-results.html>.
- [7] Głowacki P., Szczeciński S., *Zagrożenia ekologiczne wokół lotnisk i możliwości ich ograniczania*, Prace Instytutu Lotnictwa, Warszawa 2011, s. 7-10.
- [8] Boguszewicz P., *Badania osiąągów i emisji spalin silnika lotniczego Franklin-4A zasilanego paliwem AVGAS i E85*, Prace Instytutu Lotnictwa, Warszawa 2011, s. 189-190.
- [9] *IATA Annual Review 2015*, Miami 2015, s. 32, [online], dostęp zdalny: <https://www.iata.org/about/Documents/iata-annual-review-2015.pdf>.
- [10] Olszewska D., *Wpływ rodzaju węgla kamiennego na wielkość emisji zanieczyszczeń gazowych*, Gospodarka surowcami mineralnymi, tom 23, 2007, s. 201-202.
- [11] <http://theflyingengineer.com/flightdeck/winglets-and-sharklets/>.
- [12] http://www.ekobiol.zagan.pl/materialy_do_lekcji/ochrona_srodowiska/kwasne_deszcze.pdf.
- [13] *Największy 777-9*, [w] Przegląd Lotniczy, 2015, numer 9, s. 16.
- [14] *Air Travel in Crisis*, [w] Aviation Week and Space Technology, nr 17, 1999, s. 95.
- [15] *Blueprint for the Single European Sky. Delivering on safety, environment, capacity and cost-effectiveness*, s. 8, [online], dostęp zdalny: https://www.google.pl/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwj9hpKjvs_LAhVJSBQKHchpCHQQFgg-bMAA&url=https%3A%2F%2Fwww.iata.org%2Fpressroom%2Fpr%2FDocuments%2bblueprint-single-european-

sky.pdf&usg=AFQjCNHswHe814z9H8zPxAtEVOUYYyychQ&sig2=HsScFXuS NUrePncuAD9jIg.

- [16] Marciszewska E., Zagrajek P., *Polska w Jednolitej Europejskiej Przestrzeni Powietrznej. Nowe wyzwania i koncepcje w zarządzaniu ruchem lotniczym*, [w] L. Łukaszuk, T. Balcerzak (red. nauk.), *Lotnictwo współczesne i jego problemy*, AON, Warszawa 2007, s. 203-208.
- [17] http://ec.europa.eu/transport/modes/air/single_european_sky/ses_2_en.htm.
- [18] Delahye D., Puechmorel S., *Modeling and Optimization of Air Traffic*, Iste, 2013, s. 157-158.
- [19] Oster C. V., Strong J. S., *Managing the skies*, Ashgate, 2007, s. 3-6.
- [20] <http://www.cleansky.eu/content/homepage/aviation-environment>.
- [21] <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/biofuels/biofuels-aviation>.
- [22] Żylicz M., *Prawo lotnicze międzynarodowe, europejskie i krajowe*, LexisNexis, Warszawa 2011, s. 219.

mgr inż. Luiza Dawidowicz¹⁾, dr inż. Bartosz Markiewicz²⁾

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu

¹⁾ Katedra Warzywnictwa ²⁾ Katedra Żywnienia Roślin

¹⁾ loocy7@op.pl

WYBRANE METALE CIĘŻKIE JAKO ZANIECZYSZCZENIA

Selected heavy metals as a contamination

Słowa kluczowe: cynk, kadm, mangan, miedź, nikiel, ołów, żelazo, roślinność drzewiasta, fitoremediacja

Keywords: zinc, cadmium, manganese, copper, nickel, lead, iron, tree plants, phytoremediation

Streszczenie:

Metale ciężkie można podzielić na niezbędne dla organizmów żywych mikroelementy oraz pierwiastki zaburzające procesy życiowe. Działalność człowieka doprowadziła do pojawienia się ogromnych ilości metali ciężkich w środowisku, gdzie stały się poważnym zanieczyszczeniem. Szczególnie narażone są gleby, w których metale się kumulują. W nadmiernych ilościach metale ciężkie stanowią zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt oraz działają toksycznie na rośliny. Do dużego skażenia gleb metalami dochodzi wzdłuż szlaków komunikacyjnych. Istnieje zapotrzebowanie na tanie i efektywne metody usuwania metali ciężkich i innych zanieczyszczeń z terenów zurbanizowanych. Dużą rolę może odegrać tu roślinność drzewiasta, która stanowi swoistą barierę ochronną, zatrzymującą zanieczyszczenia poprzez wychwytywanie i kumulowanie znacznej ilości metali ciężkich.

Wstęp

Jedną ze szkodliwych grup związków chemicznych, akumulowanych w glebie pod wpływem działalności człowieka, są metale ciężkie. Definiuje się je jako metale o gęstości większej od $4,5\text{g/cm}^3$. Dzieli się one na mikroelementy niezbędne dla organizmów żywych (m.in. cynk, mangan, miedź, nikiel i żelazo), których niedobór jak i nadmiar jest niekorzystny do prawidłowego funkcjonowania, oraz pierwiastki balastowe (m.in. kadm i ołów), zaburzające procesy życiowe jak również toksyczne nawet w niskich dawkach. W warunkach naturalnych metale ciężkie rzadko pojawiają się w ilościach niebezpiecznych dla roślin – występują powszechnie w glebach na skutek uwalniania ze skał macierzystych w procesach glebotwórczych oraz podczas wybuchów wulkanów. Ich naturalny poziom nie stanowi zagrożenia. Działalność człowieka doprowadziła natomiast do pojawienia się ogromnych ilości metali ciężkich w środowisku naturalnym, gdzie stały się poważnym zanieczyszczeniem. W nadmiernych ilościach stanowią zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt oraz działają toksycznie na rośliny. Szczególnie narażone są gleby, w których metale ciężkie się kumulują. Kumulacja metali ciężkich w środowisku glebowym powoduje wiele nieprzewidywalnych i niebezpiecznych zjawisk. Ze względu na ogromną toksyczność metali ciężkich pojawiło się zapotrzebowanie na tanie i efektywne metody usuwania zanieczyszczeń z terenów zurbanizowanych jak np. fitoekstrakcja, która jest jedną z biologicznych technologii oczyszczania środowiska z metali ciężkich za pomocą roślin. Bardzo dobrymi kandydatami do fitoekstrakcji terenów miejskich są rośliny drzewiaste. Są one od dawna chętnie sadzone w miastach ze względu na niewielkie wymagania, atrakcyjny wygląd oraz inne walory, np. tłumienie hałasu, wyłapywanie zanieczyszczeń powietrza, produkcję tlenu.

Metale ciężkie jako zanieczyszczenia

Cynk. Na świecie znanych jest ok. 50 minerałów, z których może zostać uwolniony cynk wskutek naturalnych procesów (np. wietrzenie skał). Występuje on również w organizmach żywych jako niezbędny mikroelement. Jest jednym z najintensywniej użytkowanych metali nieżelaznych. W środowisku podniesiona zawartość tego metalu występuje głównie w bezpośredniej bliskości zakładów przemysłowych, które go przerabiają i skąd wydalany jest do atmosfery pod postacią tlenków. Zawartość cynku w wodach podlega dużemu zróżnicowaniu i jest uzależniona od utworów geologicznych oraz zanieczyszczeń. Skażenie zbiorników wodnych tym pierwiastkiem następuje w wyniku zrzutu wód odprowadzanych z kopalń rud cynku i ołowiu, wskutek czego kumuluje się on w osadach dennych. Ponadto wprowadzany jest do środowiska poprzez przemysł hutniczy, galwanizację, produkcję tworzyw sztucznych, chemikaliów, farmaceutyków, transport dro-

gowy (spaliny, opony, spływy z ulic), rolnictwo (stosowanie pestycydów, fungicydów, osadów ściekowych i nawozów zawierających Zn), spalanie węgla, składowiska odpadów, ścieki i źródła komunalne [1-8].

Kadm. Zaliczany jest do głównych zanieczyszczeń chemicznych, które stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Narażenie środowiskowe na ten metal może doprowadzić do wchłaniania jego dużych ilości i niekorzystne działanie na organizmy żywe. Jest pierwiastkiem stosunkowo słabo rozpowszechnionym w skorupie ziemskiej. Obecny jest w wodzie, glebie i powietrzu, a także w roślinach i tkankach zwierząt, które są ze sobą ściśle powiązane i wzajemnie na siebie oddziałują. Zanieczyszczenie środowiska kadmem jest wynikiem działań człowieka gdyż geogeniczna emisja nie ma na to większego wpływu. Do wzrostu stężenia Cd w powietrzu atmosferycznym o charakterze lokalnym mogą w niewielkim stopniu przyczyniać się erupcje wulkanów i pożary lasów. Metal ten nie występuje w przyrodzie w stanie wolnym, znajduje się przede wszystkim w rudach siarczkowych miedzi, cynku i ołowiu. Ich wydobycie i przetwarzanie uwalnia znaczne ilości kadmu do gleby, atmosfery i hydrosfery, co przyczynia się do skażenia środowiska naturalnego. Pierwiastek ten występuje też w paliwach kopalnych (np. węgla kamiennym, brunatnym) i przy ich spalaniu uwalnia się do atmosfery, gdzie stanowi poważne źródło skażenia. W powietrzu atmosferycznym występuje w postaci łatwo rozpuszczalnych w wodzie tlenków (CdO), co sprzyja jego mobilności i biodostępności. Do wód przedostaje się ze zrzutów ścieków przemysłowych, z opadów pyłów i z gleb. Utrzymuje się tam w postaci kompleksowych związków, powstałych w wyniku połączenia z polifosforanami obecnymi w ściekach komunalnych, co zwiększa ryzyko skażenia wody tym pierwiastkiem. W zbiornikach wodnych i rzekach kumuluje się przede wszystkim w osadach dennych. Główne źródła zanieczyszczenia tym metalem to: przemysł (stosowanie w licznych procesach technologicznych), rolnictwo (nawozy fosforowe i wapniowe zanieczyszczone Cd), transport drogowy oraz odpady. Tak jak inne metale ciężkie, raz wprowadzony do środowiska nie podlega degradacji i pozostaje w ciągłym obiegu a jego duża mobilność pozwala na szybkie włączenie do łańcucha pokarmowego. Jest łatwo pobierany z gleby przez rośliny i transportowany do ich tkanek, a w następnej kolejności znajduje się w diecie zwierząt i ludzi. Długi okres półtrwania kadmu przekłada się bezpośrednio na jego gromadzenie we wszystkich organizmach żywych [2, 5, 9-11].

Mangan. W warunkach naturalnych metal ten obecny jest w rudach żelaza i we wszystkich minerałach pochodzenia magmowego, skąd uwalnia się w wyniku procesów geochemicznych i biogeochemicznych. W odróżnieniu od wyłącznie toksycznie działających metali (np. kadmu czy ołowiu) jest pierwiastkiem fizjologicznie występującym w organizmach żywych. Mangan i jego związki znalazły bardzo szerokie zastosowanie w wielu gałęziach przemysłu (m.in. w hutnictwie, produkcji tworzyw sztucznych i chemikaliów, elektrotechnice) a nawet w rolnic-

twie (produkcja nawozów sztucznych, środków ochrony roślin, pasz dla zwierząt). Od czasu, gdy wykazano toksyczność ołowiu, czteroelektryk ołowiu, dodawany do benzyn i olejów, zastąpiono trikarbonylką cyklopentadienu manganu (MMT). W zbiornikach wodnych i rzekach źródłem tego metalu są zrzuty wód kopalnianych oraz ścieki przemysłowe. Kumuluje się przede wszystkim w osadach dennych [5, 12].

Miedź. W skorupie ziemskiej znajduje się głównie w postaci rud oraz rzadziej w postaci czystej jako minerał, skąd uwalnia się w wyniku naturalnych procesów geologicznych. Należy do pierwiastków rozpowszechnionych w przyrodzie jak również fizjologicznie występujących w organizmach żywych. Jest trzecim najbardziej wykorzystywanym metalem na świecie. Źródłem zanieczyszczenia środowiska miedzią są: górnictwo i hutnictwo, rolnictwo (nadmierne zużycie środków ochrony roślin, nawozów i osadów ściekowych), przemysł (gumowy, farbiarski, farmaceutyczny, tekstylny), spalanie węgla, miedziane instalacje wodociągowe oraz nasilenie komunikacji samochodowej. W podwyższonych ilościach miedź występuje też w ściekach przemysłowych i komunalnych, co stanowi źródło skażenia gleb oraz rzek i innych zbiorników wodnych. Podlega w środowisku silnej akumulacji (m.in. w osadach dennych), stanowiąc zagrożenie dla łańcucha troficznego [2, 4, 5, 13].

Nikiel. Uwalnia się on w wyniku procesów glebotwórczych i wietrzenia skał, zwłaszcza magmowych i zasadowych metamorficznych. Antropogeniczne źródła niklu to przede wszystkim przemysł (hutniczy, galwanizacyjny, papierniczy, rafinerie, stalownie), spalanie węgla i paliw płynnych, odpady komunalne i przemysłowe, rolnictwo (nawozy fosforowe, organiczne, komposty, odpady mineralne używane do wapnowania gleb) oraz emisja komunikacyjna. Ponadto do uwalniania związków niklu do środowiska dochodzi na skutek starzenia się płyt azbestowych oraz odprowadzania nieoczyszczonych ścieków do wód, gdzie kumuluje się w osadach dennych i organizmach żywych [2, 4, 5, 14, 15].

Ołów. Metal ten silnie kumuluje się w tkankach organizmów żywych a jego emisja prowadzi do znacznego skażenia środowiska naturalnego. W przeszłości szeroko stosowany, obecnie uważany za duże zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi oraz zwierząt. W środowisku naturalnym występuje przede wszystkim w górnej powierzchni skorupy ziemskiej oraz uwalniany jest do atmosfery przez czynne wulkany w postaci pyłu i pożary lasów. Obecnie znanych jest 199 minerałów zawierających ten metal. Największe stężenia ołowiu występują w glebie. Skażenie środowiska spowodowane jest wydobywaniem i przetwórstwem rud ołowiu oraz wielu innych metali kolorowych, które zawierają jego domieszki. Inne źródła zanieczyszczenia tym metalem to: przemysł (wyrób płyt do akumulatorów, aparatury do produkcji kwasu siarkowego, produkcja czcionek drukarskich), rolnictwo (nawozy fosforowe z Pb, pestycydy), spalanie paliw kopalnych i motoryzacja (paliwo z czteroelektrykiem ołowiu). Zanieczyszczenie wód ołowiem ma miejsce zazwyczaj w po-

blizu zakładów produkcyjnych, które uwalniają nieoczyszczone ścieki. Tak jak kadm, ołów ulega akumulacji w mule i osadach dennych. Spotyka się go również w atmosferze [2, 5, 16].

Żelazo. To jeden z najważniejszych pierwiastków, który znany był już kilka tysięcy lat temu. Występuje naturalnie w skorupie ziemskiej w dość dużej ilości, koncentrując się głównie w skałach magmowych, minerałach. Stanowi naturalny składnik gleb. Naturalne źródła żelaza w środowisku to: wietrzenie skał, procesy glebotwórcze, martwa materia organiczna. Ma szerokie zastosowanie – pełni ważne funkcje w przyrodzie, w organizmach żywych (występuje w nich naturalnie jako mikroelement) oraz w gospodarce człowieka. Do antropogenicznych źródeł tego metalu zaliczamy m.in. górnictwo i hutnictwo, przemysł, rolnictwo (nawozy), wysypiska śmieci (korozja przedmiotów codziennego użytku), ścieki komunalne i przemysłowe, zrzuty wód kopalnianych, elementy zawierające żelazo, wystawione na działanie warunków atmosferycznych [5, 17].

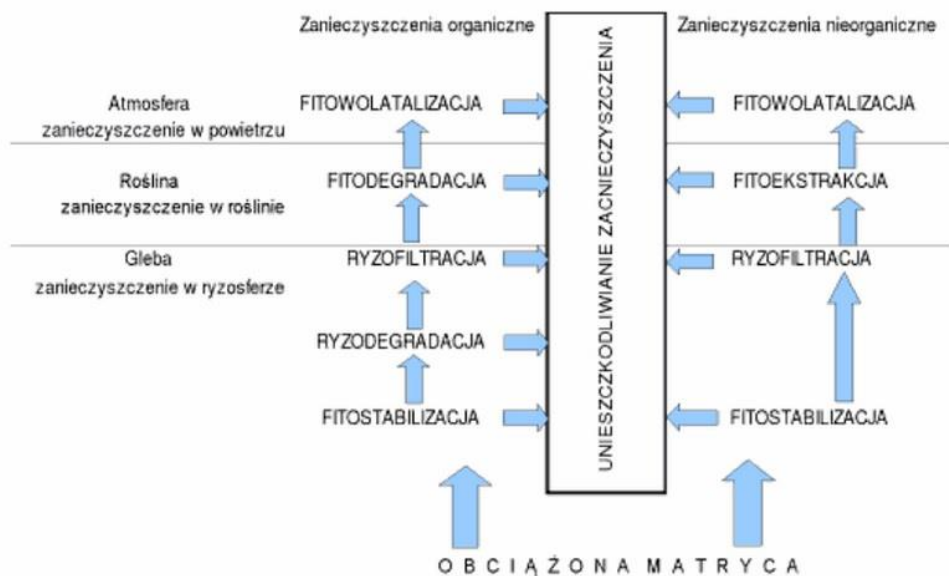
Rośliny drzewiaste w terenach zurbanizowanych

Tereny zielone na obszarach zurbanizowanych są ważnym składnikiem kształtowania przestrzeni, w której rośliny drzewiaste decydują o walorach krajobrazowych, ekologicznych, estetycznych, mikroklimatycznych i zdrowotnych obszarów miejskich. Zieleń w zwartej zabudowie terenu tworzy lokalny mikroklimat poprzez oddziaływanie m.in. na: temperaturę, wilgotność, nasłonecznienie, retencję wody oraz poziom zanieczyszczenia i szybkość wymiany powietrza. Poprawia również jakość życia mieszkańców miast, poprzez pozytywne oddziaływanie na ich samopoczucie (znaczenie społeczne) a umiejętność przetwarzania dwutlenku węgla w czysty tlen jest sprawą kluczową. W aglomeracjach miejskich występuje podwyższona emisja zanieczyszczeń. Tereny zielone sprzyjają ograniczeniu ich niekorzystnego oddziaływania na całe środowisko przyrodnicze oraz przede wszystkim na zdrowie mieszkańców. Ważne są więc nasadzenia roślin drzewiastych w miastach pośród zabudowy mieszkalnej, na terenach służących wypoczynkowi i rekreacji a zwłaszcza wzdłuż ciągów komunikacyjnych [18, 19].

W związku z dużym zagrożeniem, jakie niesie ze sobą transport, niezbędne jest podejmowanie działań mających na celu zminimalizowanie jego szkodliwego wpływu na terenach zurbanizowanych. Roślinność drzewiasta przy ciągach komunikacyjnych stanowi swoistą izolację – barierę ochronną, zatrzymującą zanieczyszczenia pochodzące z powietrza atmosferycznego, które następnie wpływają na zanieczyszczenie gleb. Drzewa i krzewy oczyszczają także powietrze oraz gleby poprzez wychwytywanie i kumulowanie znacznej ilości metali ciężkich oraz stanowią ochronę akustyczną. Rośliny w miastach mają również znaczenie zdrowotne, edukacyjne oraz pełnią funkcje estetyczne i promocyjne [19-21].

Efektywność nasadzonej zieleni zależy od jej składu i struktury. Najlepsze efekty daje roślinność wielowarstwowa (wysokie drzewa wraz z gęstymi, szerokimi krzewami), układy izolacyjne na pasie dzielącym jezdnię oraz gęste żywopłoty. Wygląd drzew i krzewów rosnących w terenach zurbanizowanych powinien być jak najkorzystniejszy, jednak stresy abiotyczne (zwłaszcza kseryzacja i toksyzacja praktycznie wszystkich elementów środowiska miejskiego), którym są one poddawane, przyczyniają się do poważnych zmian w przebiegu procesów fizjologiczno-biochemicznych. Konsekwencją są zaburzenia w morfologii roślin, zahamowanie ich wzrostu i rozwoju oraz obniżenie walorów dekoracyjnych. Spośród metali najbardziej toksyczne dla roślin drzewiastych są: rtęć, miedź, nikiel, ołów, kobalt i kadm [20, 21].

Fitoremediacja (rys. 1) (z języka greckiego *phyton* – roślina i łacińskiego *remediare* – naprawiać) jest jedną z prężnie rozwijających się naturalnych technologii oczyszczania środowiska. Termin ten zaproponował Ilia Baskin w 1991 roku, dla metody, której pierwsze wdrożenia przypadają na początek lat 80-tych, kiedy to dostrzeżono możliwości wykorzystania roślin nie tylko do oczyszczania ścieków, ale również do usuwania z gleby metali ciężkich i innych zanieczyszczeń przemysłowo-bytowych [2, 20, 22]. Fitoekstrakcja jest jedną z technik fitoremediacji i definiuje się ją jako usuwanie metali ciężkich dzięki akumulacji w nadziemnych częściach roślin. Jest ona najbardziej rozpowszechnioną i opłacalną techniką, stosowaną głównie do usuwania z gleby metali ciężkich i pierwiastków radioaktywnych. Rośliny mające skutecznie pobierać zanieczyszczenia powinny odznaczać się: szybkim wzrostem, dużą biomasą, głębokim systemem korzeniowym oraz akumulowaniem dużych ilości metali ciężkich w częściach nadziemnych. Rośliny najczęściej wykorzystywane w procesie fitoekstrakcji należą do wielu rodzin. Spośród roślin drzewiastych na szczególną uwagę zasługują wierzbowate (*Salicaceae*) oraz bobowate (*Fabaceae*) [5, 23].



Rys. 1. Fitoremediacja różnych rodzajów zanieczyszczeń

Źródło: [24]

Podsumowanie

Ekspozycja na metale ciężkie niesie ze sobą wiele potencjalnych zagrożeń dla zdrowia i życia ludzi oraz innych organizmów żywych. Dlatego też należy dążyć do jak największego ograniczenia ich emisji do środowiska naturalnego. We współczesnym, zurbanizowanym świecie można to osiągnąć tylko poprzez rozwój nowych technologii, w których wykorzystanie metali ciężkich byłoby maksymalnie zredukowane. Ważne jest również opracowanie skutecznej i taniej metody usuwania metali ciężkich ze środowiska. W aglomeracjach miejskich może to być fitoekstrakcja z wykorzystaniem roślin drzewiastych.

Literatura

- [1] Alloway B., Ayres D., *Chemiczne podstawy zanieczyszczania środowiska*, Wyd. PWN, Warszawa 1999, s. 423.
- [2] Wuana R., Okieimen F., *Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation*, International Scholarly Research Network, ISRN Ecology 2011, vol. 2011, s.1-20.
- [3] Dziubanek G., Baranowska R., Oleksiuk K., *Metale ciężkie w glebach Górnośląska – problem przeszłości czy aktualne zagrożenie?*, JEcolHealth 2012, vol. 16 nr 4, s. 169-176.
- [4] Grabowska B., *Metale ciężkie*, 2012, [online], dostęp zdalny: www.home.agh.edu.pl.
- [5] Lis J., Pasieczna A., Mojski J., Przeniosło S., Sylwestrzak H., Strzelecki R., Wołkowicz S., *Atlas geochemiczny Polski. Skala 1: 2 500 000. Zmieniona i uzupełniona wersja internetowa publikacji z 1995 r.*, 2012, [online], dostęp zdalny: www.mapgeochem.pgi.gov.pl.
- [6] Ostrowska-Popielska P., Sorek A., *Przegląd i wstępny dobór technologii odzysku cynku ze szlamów i pyłów stalowniczych*, Prace IMŻ 2012, 4, s. 39-46.
- [7] Romanowska-Duda Z., *Metale ciężkie jako specyficzne zanieczyszczenia środowiska wodnego*, 2013, [online], dostęp zdalny: <http://www.bioenergiadlaregionu.eu/pl/naukowcy-dla-lodzkiego/publikacje-uczestnikow/>.
- [8] Lis J., Pasieczna A., *Atlas geochemiczny Poznania i okolic. Gleby, osady wodne i wody powierzchniowe. Skala 1: 100 000*, 2005, [online],dostęp zdalny: www.poznan.pl.
- [9] Czeczot H., Skrzycki M., *Kadm – pierwiastek całkowicie zbędny dla organizmu*, Postępy Higieny i Medycyny Doświadczalnej 2010, 64, s. 38-49.
- [10] Langauer-Lewowicka H., Pawlas K., *Kadm – zagrożenia środowiskowe*, Medycyna Środowiskowa / Environmental Medicine 2010, 13 (2), 75-79.
- [11] Maciołek H., Zielińska A., Domarecki T., *Oddziaływanie geobiologiczno-chemiczne kadmu i ołowiu na środowisko przyrodnicze*, JEcolHealth 2013, vol. 17 nr 2, s. 63-71.
- [12] Zawadzki M., Gać P., Poręba R., Andrzejak R., *Zmiany w układzie sercowo-naczyniowym zwierząt poddawanych intoksykacji związkami manganu*, Medycyna Pracy 2008, 59 (5), s. 387-393.
- [13] Kabata-Pendias A., Pendias H., *Biochemia pierwiastków śladowych*, Wyd. II. PWN, Warszawa 1999, s. 398.
- [14] Kuźmińska B., Kalembsa S., Jakubicka M., *Wpływ wapnowania i dodatku osadu ściekowego na zawartość żelaza, miedzi i cynku w kupkówce pospolitej*

- (*Dactylis glomerata* L.) uprawianej na glebie zanieczyszczonej niklem, Inżynieria Ekologiczna 2011, nr 27, s. 92-99.
- [15] Bosiacki M., Szymanowska M., *Ocena przydatności słonecznika zwyczajnego (*Helianthus annuus* L.) i rącznika pospolitego (*Ricinus communis* L.) do fitoekstrakcji niklu z gleby zanieczyszczonej*, Nauka Przyroda Technologia 2013, tom 7 zeszyt 3 nr 40, s. 1-12.
- [16] Krzywy I., Krzywy E., Pastuszek-Gabinowska M., Brodkiewicz A., *Ołów – czy jest się czego obawiać?*, Annales Academiae Medicae Stetinensis 2010, Roczniki Pomorskiej Akademii Medycznej w Szczecinie 56, 2, s.118-128.
- [17] Rozmysłowska S., Cieśla P., *Występowanie i rola jonów żelaza w organizmie człowieka w świetle badań wśród studentów*. W: P. Cieśla, A. Michniewska (red.). Wpływ wybranych związków chemicznych na organizmy żywe. Uniwersytet Pedagogiczny, Instytut Biologii, Zakład Chemii i Dydaktyki Chemii, Kraków 2013, s. 68-75.
- [18] Kubiak J., Księżniak A., *Przyrodnicze uwarunkowania zadrzewień na obszarach zurbanizowanych*, Teka Kom. Arch. Urb. Stud. Krajobr., OL PAN 2005, s. 168-176.
- [19] Szulc A., *Zielone miasto. Zieleń przy ulicach*, Wydawnictwo Agencja Promocji Zieleni, Warszawa 2013, s. 258.
- [20] Bach A., Frazik-Adamczyk M., *Charakterystyka zagrożeń zieleni miejskiej ze szczególnym uwzględnieniem zieleni w ciągach komunikacyjnych*, Opracowanie wykonane dla Urzędu Miasta Krakowa, Wydział Gospodarki Komunalnej i Ochrony Środowiska, Kraków 2006, s. 33.
- [21] Czubaszek R., Bartoszek K., *Zawartość wybranych metali ciężkich w glebach w zależności od ich odległości od ulicy i sposobu użytkowania terenu*, Civil and Environmental Engineering / Budownictwo i Inżynieria Środowiska 2011, 2, s. 27-34.
- [22] Marecik R., Króliczak P., Cyplik P., *Fitoremediacja – alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska*, Biotechnologia 2006, 3 (74), 88-97.
- [23] Żurek G., Majtkowski W., *Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych*, Problemy Inżynierii Rolniczej, nr 3 (65). Wydawnictwo IBMER, Warszawa 2009, s. 83-89.
- [24] Buczkowski R., Kondzielski I., Szymański T., *Metody remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi*, Wydawnictwo UMK, Toruń 2002, s. 110.

mgr inż. Jakub Frankowski¹⁾

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii

Instytut Inżynierii Biosystemów

¹⁾jakubfrankowski2@gmail.com

CHARAKTERYSTYKA I SPOSÓB ZAGOSPODAROWNIA ODPADÓW KOMUNALNYCH PRZEZ MIESZKAŃCÓW NA PRZYKŁADZIE OSIEDLA BLOKÓW Z WIELKIEJ PŁYTY

The characteristic and method of municipal solid waste management based on the example of a large-panel housing estate

Słowa kluczowe: odpady komunalne, zagospodarowanie odpadów, wielka płyta, osiedle mieszkaniowe

Keywords: municipal solid waste, waste management, large panel system building, housing estate

Streszczenie:

Przez kilkadziesiąt lat ubiegłego stulecia tzw. „wielka płyta” stanowiła podstawowy materiał do wznoszenia budynków wielorodzinnych. Szacuje się, iż obecnie bloki mieszkalne wybudowane w tej technologii zamieszkuje około 12 milionów Polaków. W artykule przedstawiono charakterystykę, a także sposoby zagospodarowania odpadów komunalnych powstających na jednym z poznańskich osiedli mieszkaniowych wybudowanym w systemie Wielkiej Płyty Winogradzkiej. Przeanalizowano zasadność rozwiązań zastosowanych na tym obszarze oraz zaproponowano

inne, biorąc pod uwagę praktyki oraz opinie mieszkańców w zakresie zbiórki odpadów komunalnych, a także uwzględniając aspekty logistyczne, ekonomiczne i środowiskowe.

Wprowadzenie

Międzynarodowe zobowiązania, jak również krajowe plany z zakresu gospodarki odpadami, obligują jednostki samorządu terytorialnego do prowadzenia działań mających na celu wzrost ilości śmieci zbieranych selektywnie, a także proekologicznego i energetycznego zagospodarowania tych, które nie są poddawane recyklingowi. Odpady, które przez Unię Europejską definiowane są jako „każda substancja lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć, lub do których pozbycia został zobowiązany” (Dyrektywa 2008/98/WE), jeśli nie ulegają racjonalnemu zagospodarowaniu, są źródłem strat zasobów w postaci materiałów i energii. Ich deponowanie może mieć ponadto poważne skutki dla środowiska. Składowiska odpadów zajmują z reguły duże powierzchnie. Znajdują się one przeważnie na otwartym terenie, a powstające z nich wyziewy i odcieki mogą powodować zanieczyszczenie powietrza, wody i gleby. Dlatego też polityka Unii Europejskiej w zakresie gospodarowania odpadami zmierza do jak największego ograniczenia wpływu odpadów na środowisko naturalne i zdrowie ludzi oraz do poprawy efektywnego użytkowania zasobów. Zamierzeniem tej polityki jest w długotrwałej perspektywie minimalizacja ilości wytwarzanych odpadów, a jeśli ich wytwarzanie jest nieuniknione, promowanie ich wykorzystania jako odnawialnych zasobów poprzez szersze upowszechnienie recyklingu i zapewnienie sposobów ich bezpiecznego unieszkodliwiania (Rozp. nr 2150/2002 PE i Rady; Blumenthal i Bochaton 2013).

Według danych Eurostatu jak i Głównego Urzędu Statystycznego Polacy wytwarzają najmniej odpadów komunalnych w stosunku do mieszkańców innych krajów Unii Europejskiej (poza Rumunią). Wartość ta dodatkowo systematycznie spada. W 2013 r. było to 293 kg/os., rok później 268 kg/os., natomiast w 2015 r. w ciągu roku każdy Polak wytworzył średnio 231 kg odpadów komunalnych (GUS 2014, 2015 i 2016).

Niemniej duża ilość spośród tych odpadów nie jest w naszym kraju zagospodarowywana w sposób prośrodowiskowy. Choć w ostatnich latach sytuacja ulega systematycznej poprawie, to poziom recyklingu nadal pozostaje na niskim poziomie. Jednym z czynników wpływających na niezbyt efektywne gospodarowanie materiałami odnawialnymi jest problem z właściwą segregacją odpadów wytwarzanych przez mieszkańców (Biegańska i Ciula 2011).

Dlatego też celem pracy było przedstawienie charakterystyki, a także sposobów zagospodarowania odpadów komunalnych powstających na jednym z poznańskich osiedli mieszkaniowych wybudowanym w systemie Wielkiej Płyty Wino-

gradzkiej. Przeanalizowano zasadność rozwiązań zastosowanych na tym obszarze oraz zaproponowano inne, uwzględniając praktyki oraz opinie mieszkańców w zakresie zbiórki odpadów komunalnych, a także aspekty logistyczne, ekonomiczne i prośrodowiskowe. Umożliwi to wzrost efektywności w zakresie racjonalnej gospodarki odpadami komunalnymi.

Miejsce i metody prowadzenia badań

Charakterystyka miejsca badań

Badania przeprowadzono na Osiedlu Wichrowe Wzgórze znajdującym się na terenie Poznania. Obecnie wchodzi ono w skład jednostki pomocniczej samorządu terytorialnego Nowe Winogrody Północ. Sąsiaduje z osiedlami: Przyjaźni, Zwycięstwa i Kosmonautów. Na tym terenie budynki mieszkalne to wyłącznie bloki wielorodzinne: 15 budynków 16-kondygnacyjnych oraz 20 budynków 5 kondygnacyjnych. Wszystkie zostały wybudowane w technologii tzw. „wielkiej płyty”. Ciekawostką jest fakt, iż numeracja bloków zaczyna się od numeru 2, gdyż nie zrealizowano budowy wieżowca nr 1.

Osiedle wybudowane zostało w latach 1974 – 1981. Zajmuje ono powierzchnię 0,58 km². Według danych z 2010 r. zamieszkiwane było przez 9843 mieszkańców, co oznacza, iż gęstość zaludnienia obszaru badawczego jest bardzo wysoka i wynosi 16 971 os. /km² (ZGiKM geopoz 2010). Na potrzeby analiz, z uwagi na brak nowych inwestycji mieszkaniowych, przyjęto, iż liczba ta nie uległa zmianie.

Wszystkie budynki mieszkalne powstały w systemie tzw. Wielkiej Płyty Winogradzkiej. W każdym wieżowcu znajduje się 145 mieszkań o powierzchni od ok. 22 m² (w najstarszym wieżowcu) do ok. 75 m². Przeważają jednak lokale o powierzchni 32 m² i 47m². W blokach 5-kondygnacyjnych liczba mieszkań jest zróżnicowana i waha się od kilkudziesięciu do ponad dwustu. Ich powierzchnia wynosi od ok. 35 m² do ok. 74 m² (Bliński i in. 1975). Dzięki typizacji, która obejmowała nie tylko wymiary poszczególnych elementów, ale również rozwiązania gotowych układów funkcjonalnych, w wielu miastach zrealizowano te same lub bardzo zbliżone do siebie projekty. Pozwala to na prowadzenie analiz, których wyniki mogą następnie stanowić bazę porównawczą, bądź źródło koncepcji zarządzania dla szeregu innych podobnych osiedli na terenie całego kraju.

Poza tym na terenie osiedla zlokalizowane są instytucje oświatowo-wychowawcze i opiekuńczo-wychowawcze (w tym dwa gimnazja, dwie szkoły podstawowe, liceum, przedszkola), Osiedlowy Dom Kultury „Bajka”, budek administracji osiedla, przychodnia lekarska wraz z apteką, świątynia rzymskokatolicka wraz z przyległymi budynkami parafialnymi, boisko TPS Winogrody, cztery duże punkty handlowe oraz liczne inne wolnostojące punkty usługowo-handlowe o bardzo zróżnicowanej powierzchni handlowej. Oprócz tego w granicach osiedla znaj-

duje się pętla autobusowa, a ponadto liczne parkingi samochodowe oraz tereny zielone i rekreacyjne, w tym place zabaw, boiska do koszykówki itp.

Analiza aktualnego stanu gospodarki odpadami

Na terenie osiedla odpady gromadzone są w kilkunastu „gniazdach”. Są to częściowo ogrodzone zbiorowiska 3-6 kontenerów przeznaczonych do odpadów zmieszanych oraz po jednym lub dwa kontenery do makulatury (w kolorze niebieskim), szkła kolorowego (zielonym) i tworzyw sztucznych (żółtym). Po wejściu w życie znowelizowanej Ustawy o odpadach (Dz. U. 2013) i Ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. 1996) w kilku miejscach w okresie wegetacyjnym pojawiły się także dodatkowe kontenery na odpady zielone dostępne jedynie dla dozorców.

Na pojemnikach przeznaczonych do selektywnej zbiórki makulatury, tworzyw sztucznych czy szkła umieszczone są instrukcje dotyczące prawidłowej segregacji wyrzucanych śmieci. Dodatkowo niektóre spośród pojemników na szkło posiadają z boku specjalne otwory, gdzie można wrzucać zużyte baterie. Najbliższy punkt, w którym można pozbyć się niechcianych baterii, świetlówek czy tonerów po tuszach do drukarek umiejscowiony jest natomiast w centrum handlowym znajdującym się poza granicami osiedla.

Oprócz „gniazd” na odpady, niektóre wieżowce posiadają zsypy. Mieszkańcy zrzucają nimi śmieci z pięter wprost do pojemników na odpady zmieszane, znajdujące się w specjalnym pomieszczeniu przy wejściu do budynków. Jednak w większości bloków zrezygnowano z tego typu gospodarki odpadami.

Na osiedlu znajdują się też liczne, nieduże pojemniki służące do gromadzenia niewielkich odpadów. Umiejscowione są one najczęściej w pobliżu ławek i placów zabaw.

Przy niektórych blokach 5-kondygnacyjnych znajdują się przydomowe ogródki. Ich właściciele składują zielone odpady do ogólnodostępnych kontenerów na odpady zmieszane, albo też gromadzą je w workach na odpady organiczne, które następnie odbiera administracja osiedla.

Odpady zmieszane są zbierane z „gniazd” kilka razy w tygodniu niezależnie od stopnia wypełnienia pojemników. Odpady z małych koszy znajdujących się w pobliżu ławek czy miejsc rekreacyjnych są opróżnianie w dni robocze przez dozorców, którym podlega dany obszar.

Duży problem stanowią odpady wielkogabarytowe, które często zalegają w pobliżu pojemników na odpady. Są one sukcesywnie zbierane i gromadzone przez pracowników administracji osiedla.

Oprócz tego w domostwach powstaje także nieduża, acz bardzo niebezpieczna dla środowiska grupa tzw. odpadów problematycznych (pozostałości farb, klejów, odczynników chemicznych, detergentów, lakierów i innych). Można je bezpłatnie oddawać do Gratowozu czyli Mobilnego Punktu Selektywnego Zbierania Odpadów

Komunalnych. Przyjeżdża on do okolicy cztery razy do roku. Istnieje także możliwość skorzystania z jednego z trzech punktów selektywnego zbierania odpadów komunalnych, jednak najbliższy z nich zlokalizowany jest kilka kilometrów od osiedla.

Metody prowadzenia badań

Literatura przedmiotu dotycząca metod analiz ilości i składu wytwarzanych w Polsce odpadów z gospodarstw domowych wykazuje bardzo duże zróżnicowanie wyników. Wpływ na otrzymane rezultaty miały zapewne liczne czynniki, w tym przede wszystkim różne sposoby, miejsca, ilości i czas poboru prób. W efekcie, jak stwierdza Boer i in. (2009), nie jest możliwe miarodajne porównanie otrzymywanych w tym zakresie danych ani ich uogólnienie. Z tego też względu określenie i zinterpretowanie ilości produkowanych odpadów przez mieszkańców osiedla bloków z wielkiej płyty jest bardzo trudne. Niezależnie od zastosowanej metodyki wpływa na to kilka czynników:

- duża liczba mieszkańców,
- duża rotacja mieszkańców (zwłaszcza studentów stanowiących znaczny odsetek mieszkańców, czy też osób starszych, spędzających okres letni na terenie np. rodzinnych ogrodów działkowych),
- gromadzenie odpadów komunalnych w zbiorczych kontenerach,
- składowanie odpadów w różnych gniazdach na odpady, w zależności od tego, w którym kierunku mieszkańcy poszczególnych bloków akurat się udają.

Ponadto, z uwagi na jednorodność zabudowy osiedla, produkowane na tym terenie odpady charakteryzują się pewną specyfiką:

- brak produkcji popiołów, gdyż całe osiedle posiada instalacje centralnego ogrzewania,
- większą produkcję makulatury i odpadów organicznych, w tym zwłaszcza kuchennych, w porównaniu z mieszkańcami obszarów wiejskich, gdyż na terenie osiedla nie mam możliwości ich kompostowania,
- dużą produkcją odpadów zielonych jedynie przez administrację osiedla, a pochodzącą z pielęgnacji terenów ogólnodostępnych.

Z tego względu do określenia ilości odpadów produkowanych przez mieszkańców osiedla (tabela 1.) wykorzystano dane GUS (2016) dla Wielkopolski. Następnie na ich podstawie określono przybliżoną masę produkowanych rocznie śmieci (tabela2.).

Tabela 1. Odpady komunalne zebrane z gospodarstw domowych według województw w 2015 r.

Województwa	Ogółem		Zmieszane	Zebrane selektywnie									
	[tys. Mg]	na 1 mieszk. [kg]		razem	w tym								
					papier i tektura	szkło	tworzywa sztuczne	metale	tekstylia	niebez- pieczne	wielko- gabarytowe	biodegr- dowalne	
[tys. Mg]													
POL- SKA	8888 ,8	231, 1	6658 ,0	2230 ,8	179,8	384, 7	269, 8	18, 0	1,5 0	1,1 0	249, 3	577, 5	
Mazo- wieckie	1452 ,8	272, 0	1083 ,1	369, 6	33,9	42,6	28,2	6,3	0,1 0	0,1 0	52,4	63,1	
Śląskie	1283 ,6	280, 4	866, 6	417, 0	23,8	54,0	49,8	2,9	0,1 0	0,2 0	37,6	114, 8	
Święto- krzyskie	165, 3	131, 2	117, 5	47,7	4,5	8,6	13,0	0,1	0,1 0	0,0 3	3,6	2,3	
Wielko- polskie	855, 1	246, 1	685, 4	169, 7	21,3	41,9	32,9	0,4	0,0 4	0,2 0	15,5	48,4	
Zachod- nio- pomor- skie	425, 1	248, 0	333, 7	91,4	8,6	17,9	9,2	0,5	0,0 3	0,0 4	13,0	24,1	

Źródło: Opracowanie własne za (GUS 2016)

Na podstawie ilości odpadów komunalnych produkowanych w ciągu roku przez mieszkańców Osiedla Wichrowe Wzgórze określono wartości wskaźnika nagromadzenia masowego odpadów dla poszczególnych rodzajów odpadów, w tym tych zbieranych selektywnie. Wskaźnik nagromadzenia masowego (W) to stosunek masy odpadów wytworzonych w danym roku (N) do liczby ludności z danej jednostki terytorialnej (M). Jest on bardzo istotny, ponieważ służy do wykonywania wszelkich obliczeń związanych z odpadami i pozwala lepiej planować ich zagospodarowanie.

$$W = \frac{N}{M} \left[\frac{kg}{os.} \right] \quad (1)$$

gdzie:

W – wskaźnik nagromadzenia masowego [kg/(os.)],
 N – masa wytworzonych w ciągu roku odpadów [kg],
 M – liczba mieszkańców [os.].

Oprócz tego przeprowadzono badania bazujące na ankietyzacji społeczeństwa zamieszkającego na terenie Osiedla Wichrowe Wzgórze w Poznaniu. Uwzględniały one pytania dotyczące praktyk stosowanych w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi. Równocześnie poproszono o wyrażenie opinii na temat obecnie funkcjonującego systemu odbioru odpadów i zaproponowanie zmian, gdyż jak podają Bień i Bień (2010) kluczowym elementem dobrze zaprojektowanej gospodarki odpadami komunalnymi jest segregacja odpadów prowadzona „u źródła”, czyli przez samych mieszkańców. Łącznie zebrano 100 ankiet. Wszystkim respondentom zadano ten sam zestaw pytań (tab. 3.).

Wyniki i dyskusja badań

Na podstawie danych dotyczących liczby mieszkańców Osiedla Wichrowe Wzgórze (ZGiKM geopoz 2010) oraz danych z tab. 1. (GUS 2016) obliczono ilość odpadów komunalnych produkowanych w ciągu roku przez mieszkańców tego terenu:

$$N = 9\,843 \text{ osoby} \cdot 246,1 \text{ kg/os.} = 2\,422\,362 \text{ kg}$$

W tab. 2. zestawiono masę poszczególnych rodzajów odpadów komunalnych oraz wyznaczono ich wskaźnik nagromadzenia masowego, uwzględniając dane z tab. 1., poszerzone o wartość dla tekstyliów i biorąc pod uwagę liczbę mieszkańców osiedla (ZGiKM geopoz 2010).

Tabela 2. Bilans odpadów komunalnych wytwarzanych przez mieszkańców Osiedla Wichrowe Wzgórze w 2016 roku

Lp.	Rodzaj odpadu	Masa odpadów [kg]	Wskaźnik nagromadzenia masowego [kg/mieszk./rok]
1.	Odpady zmieszane	1 941 630	197,26
2.	Odpady segregowane razem	455 240	46,25
3.	Papier i tektura	60 338	6,13
4.	Szkło	118 707	12,06
5.	Tworzywa sztuczne	93 213	9,47

6.	Metale	1 181	0,12
7.	Tekstylia	197	0,02
8.	Odpady niebezpieczne	591	0,06
9.	Odpady wielkogabarytowe	43 900	4,46
10.	Odpady biodegradowalne	137 113	13,93

Źródło: Opracowanie własne autora

Ponad 80% odpadów komunalnych produkowanych przez mieszkańców stanowią odpady zmieszane. Przeciętnie każda osoba produkuje ich w ciągu roku prawie 200 kg. Spośród odpadów segregowanych najwięcej, bo ponad 118 Mg, zbierane jest szkła oraz tworzyw sztucznych (ponad 93 Mg). Statystyczny mieszkaniec osiedla poddaje segregacji także ponad 6 kg makulatury.

W tab. 3. zawarto pytania oraz uzyskane odpowiedzi na podstawie przeprowadzonej ankieteryzacji 100 losowo wybranych mieszkańców Osiedla Wichrowe Wzgórze.

Tabela 3. Pytania i odpowiedzi z ankiety

Pytania	Proponowane odpowiedzi do wyboru wraz z procentem ich wyboru
Czy segreguje Pani/Pan odpady	a) Tak 76% b) Nie 24%
<u>W przypadku udzielenia odpowiedzi TAK w pyt. 1.</u> Dlaczego prowadzi Pani/Pan selektywną zbiórkę odpadów?	a) Z powodu niższych opłat 26% b) Z chęci dbania o środowisko 40% c) Z przyzwyczajenia 34%
<u>W przypadku udzielenia odpowiedzi NIE w pyt. 1.</u> Dlaczego nie prowadzi Pani/Pan selektywnej zbiórki odpadów?	a) Z braku czasu 42% b) Z braku wystarczającej wiedzy 12% c) Z braku miejsca w domu 46%
Jaki rodzaj odpadów mógłby dodatkowo być gromadzony selektywnie na terenie osiedla?*	a) Odpady organiczne/ kuchenne 45% b) Tekstylia 30% c) Szkło białe 81%
Segregacja których odpadów jest najmniej problematyczna?	a) Szkła 85% b) Makulatury 13% c) Tworzyw sztucznych 2%
Segregacja których odpadów jest najbardziej problematyczna?	a) Szkła 1% b) Odpadów organicznych 94%

	c) Tworzyw sztucznych 5%
Co zmieniłaby Pani/ zmieniłby Pan w gospodarce odpadami komunalnymi na terenie osiedla?***	- ustawić dodatkowo pojemniki - na szkło białe 85% - na tekstylia 35% - na odpady organiczne 48% - częstszy i dogodniejszy odbiór odpadów elektronicznych i niebezpiecznych 74% - zmniejszenie opłat za odpady 56% - dostęp do śmietników na klucz 33% - zwiększenie opłat dla osób niegromadzących odpadów selektywnie 31% - zadaszenie śmietników 30%

Źródło: Opracowanie własne autora

Ponad trzy czwarte respondentów przyznało, iż segreguje odpady. Większość z nich prowadzi selektywną zbiórkę odpadów z chęci dbania o środowisko (40%) i z przyzwyczajenia (34%). Z powodu niższych opłat czyni to tylko 26% mieszkańców osiedla.

Osoby niesegregujące odpadów uzasadniły to odpowiednio brakiem: miejsca w domu na dodatkowe pojemniki (46%), czasu (42%) i wystarczającej wiedzy z zakresu recyklingu (12%).

Jak podaje Spigarska (2013) na podstawie badań przeprowadzonych we wspólnotach mieszkaniowych, segregację popierają przede wszystkim osoby starsze. Aktywni zawodowo wolą natomiast płacić więcej, niż zajmować się segregacją, którą postrzegają jako zajęcie uciążliwe. Istotnie, niewielkie różnice w opłatach oraz brak możliwości kontroli poszczególnych osób w przypadku gromadzenia odpadów w zbiorczych pojemnikach czy rzeczywiście prowadzą one segregację odpadów, powoduje, iż wiele osób nie chce tracić na nią czasu. Jak wykazały inne badania z zakresu prawidłowej gospodarki odpadami komunalnymi, z tego względu wprowadzone w wielu miastach instrumenty ekonomiczne (w postaci niższych opłat za prowadzoną aktywną segregację), są zbyt słabym bodźcem, aby skłonić mieszkańców do zachowań proekologicznych (Jakubus i in. 2016).

W przypadku pytania wielokrotnego wyboru dotyczącego wskazania rodzajów odpadów, które mogłyby być dodatkowo gromadzone selektywnie na terenie osiedla, respondenci wskazali najczęściej szkło białe (81%). Prawie połowa wskazała też na odpady organiczne/kuchenne, jednak wiele osób wykazało przy tym obawę, że taki kontener mógłby generować latem nieprzyjemne zapachy.

Dla mieszkańców osiedla spośród zaproponowanych wariantów do wyboru najłatwiejsza okazuje się być segregacja szkła, a najtrudniejsza odpadów organicznych/kuchennych. Takie odpowiedź wskazało odpowiednio 85 i 94 osoby.

Ostatnie z zadanych pytań dotyczyło propozycji zmian w gospodarce odpadami komunalnymi na terenie osiedla. 85% osób zaproponowało ustawienie dodatkowych pojemników na szkło białe, a 48 na odpady organiczne. Badania przeprowadzone na terenie Krakowa oraz gmin podmiejskich wykazały, iż największy udział w strukturze kosztów transportu odpadów gromadzonych selektywnie mają koszty zużycia paliwa, koszt wynagrodzeń dla pracowników (Malinowski 2016). Z tego względu zakup dodatkowych pojemników na szkło białe, tekstylia czy odpady organiczne nie powinien znacznie wpłynąć na ogólne koszty gospodarki odpadami. Przy zwiększeniu liczby pojemników, a niezmienniej ilości odpadów, możliwe bowiem będzie ograniczenie odbioru odpadów zmieszanych.

Dodatkowo 74 osoby wskazały konieczność częstszego i dogodniejszego odbioru odpadów elektronicznych i niebezpiecznych. Około jednej trzeciej respondentów postuluje ograniczenie dostępu do kontenerów osobom postronnym, jak też ich zadaszenie.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, iż na gęsto zaludnionym obszarze o powierzchni około 0,5 km² rocznie powstawać może prawie 2,5 miliona kilogramów odpadów. Przy czym ponad 80% z nich stanowią odpady zmieszane. Osiedla bloków z tzw. „wielkiej płyty” są zatem źródłem bardzo dużych ilości śmieci. Choć ponad trzy czwarte mieszkańców deklaruje, iż segreguje odpady, to ich ilość zbierana selektywnie nie jest wysoka.

Odpowiedzi udzielone na pytania zawarte w ankiecie świadczą o dużym zaangażowaniu mieszkańców w racjonalną gospodarkę produkowanych przez siebie odpadów. Należy jednak przedsięwziąć kroki mające na celu jeszcze bardziej efektywną zbiórkę tych pozostałości. Uwzględnienie spostrzeżeń mieszkańców powinno przynieść pozytywne efekty. Dzięki temu możliwa będzie realizacja krajowych planów, jak i międzynarodowych zobowiązań z zakresu gospodarki odpadami komunalnymi.

Literatura

- [1] Bień B., Bień J. D., *Gromadzenie i selektywna zbiórka odpadów komunalnych w gminach*, Inżynieria Ochrony Środowiska 2010, 13 (3), s. 173–183
- [2] Biegańska, J., Ciuła, J., *Zintegrowana gospodarka odpadami komunalnymi w Polsce jako element zrównoważonego rozwoju*, Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska 2011, 13 (1), s. 51-60
- [3] Biliński T., Gaczek W., Klorek E., *Systemy prefabrykowanego budownictwa ogólnego*, Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań 1975, ss. 121
- [4] Blumenthal K. i Bochaton L., *Waste indicators on generation and landfilling measuring sustainable development 2004-2010*, Luksemburg 2013
- [5] Boer E., Czarnecka W., Kowalski Z., Kulczycka J., Szpadt R., *Ilości i skład odpadów komunalnych wytwarzanych w gospodarstwach domowych dużych miast Polski*, Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska 2009, 11 (4), s. 75-90
- [6] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy
- [7] GUS – Główny Urząd Statystyczny, *Infrastruktura komunalna w 2015*, Warszawa 2016, [online], dostęp zdalny: www.stat.gov.pl
- [8] GUS – Główny Urząd Statystyczny, *Infrastruktura komunalna w 2014*, Warszawa 2015, [online], dostęp zdalny: www.stat.gov.pl
- [9] GUS – Główny Urząd Statystyczny, *Infrastruktura komunalna w 2013*, Warszawa 2014, [online], dostęp zdalny: www.stat.gov.pl
- [10] Jakubus M., Jordanowska J., Tatuśko N., *Wiedza mieszkańców Darłowa i Wrześni z zakresu prawidłowej gospodarki odpadami komunalnymi*, Journal of Agrobusiness and Rural Development 2016, 39 (1), s. 57-68
- [11] Malinowski, M., *Analiza kosztów transportu odpadów komunalnych gromadzonych selektywnie*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich 2016, 3 (2), s. 1039–1050
- [12] Rozporządzenie (WE) nr 2150/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 25 listopada 2002 r. w sprawie statystyk odpadów
- [13] Spigarska, E., *Świadomość społeczna mieszkańców w zakresie gospodarki odpadami na przykładzie wspólnot mieszkaniowych*, Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu 2013, 297, s. 290–299
- [14] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2013 poz. 21. z późn. zm.)
- [15] Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. 1996 nr 132 poz. 622. z późn. zm.)
- [16] ZGiKM geopoz, *Załącznik nr 6. Jednostki pomocnicze Miasta Poznania, projekt z dnia 1 stycznia 2010 r.*, Poznań 2010

inż. Aleksandra Kociuba, dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. nzw. w Pol. Śl.¹⁾,
dr inż. Edyta Kudlek²⁾

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

¹⁾ mariusz.dudziak@polsl.pl, ²⁾ edyta.kudlek@polsl.pl

OCENA TOKSYCZNOŚCI ROZTWORU WODNEGO DIKLOFENAKU I BISFENOLU A PODCZAS OCZYSZCZANIA W PROCESIE FOTOKATALIZY WSPOMAGANYM OZONOWANIEM

Evaluation of toxicity of aquatic solution containing
diclofenac and bisphenol A during the purification
by photocatalysis assisted ozonation

Słowa kluczowe: mikrozanieczyszczenia, środowisko wodne, fotokataliza, ozonowanie

Keywords: micropollutants, aquatic environment, photocatalysis, ozonation

Streszczenie:

Tematyka pracy związana jest z obecnością mikrozanieczyszczeń, takich jak diklofenak i bisfenol A w środowisku wodnym. Scharakteryzowano poszczególne związki uwzględniając ich szacowaną produkcję i zastosowanie, toksyczność względem organizmów żywych oraz techniki ich usuwania ze strumieni wodnych. Opisano proces fotokatalizy heterogenicznej oraz ozonowania, a także przytoczono informacje literaturowe potwierdzające efekt synergistyczny występujący podczas jednoczesnego zastosowania tych dwóch procesów.

Przedstawiono metodykę badań dotyczącą oczyszczania roztworu wodnego bisfenolu A i diklofenaku w układzie UV/TiO₂/O₃ oraz omówiono wyniki badań nad efektywnością tego złożonego procesu w zależności od czasu jego trwania, przyjętej dawki ozonu i rodzaju matrycy środowiskowej. Do badań wykorzystano roztwór wody zdejonizowanej, wodę pobraną z rzeki Odry oraz odpływ z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach do których dodawano wzorce badanych mikrozanieczyszczeń. W celu określenia toksyczności roztworów przed i po procesie oczyszczania wykorzystano testy ekotoksykologiczne z różnymi organizmami wskaźnikowymi tj. bakterie *Aliivibrio fischeri*, skorupiaki *Daphnia magna* i roślina wodna *Lemna minor*.

Wstęp

W ciągu ostatnich 25 lat wiele przeprowadzonych badań wykazało obecność mikrozanieczyszczeń w środowisku wodnym [1]. Mikrozanieczyszczenia definiowane są jako związki mające pochodzenie zarówno naturalne jak i antropogeniczne, mogą być organiczne lub nieorganiczne [2,3]. Mikrozanieczyszczenia ze względu na takie właściwości jak duża trwałość w środowisku oraz oporność na rozkład biologiczny jak i podatność do migracji [2] obecne są nie tylko w okolicach obszarów zurbanizowanych, ale również w środowiskach odległych od aktywności gospodarczej [1]. Mikrozanieczyszczenia obecne są w środowisku wodnym w stężeniach sięgających do kilku $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [4]. Niewielkie stężenia w jakich występują te związki sprawiają, że usunięcie mikrozanieczyszczeń przy użyciu konwencjonalnych technik charakteryzuje się małą skutecznością. Występowanie mikrozanieczyszczeń nie tylko w ściekach, lecz także w wodach powierzchniowych czy wodzie przeznaczonej do spożycia stanowi zagrożenie dla organizmów żywych tworzących ekosystemy wodne oraz człowieka. Przeprowadzone badania potwierdzają toksyczność tych związków względem organizmów poddanych testom ekotoksykologicznym [5,6]. Toksyczność wynikająca z narażenia organizmów na jeden związek może nie być równoznaczna z efektem będącym rezultatem narażenia tych organizmów na mieszaninę kilku różnych mikrozanieczyszczeń. Do mikrozanieczyszczeń powszechnie występujących w środowisku wodnym należą między innymi związki farmaceutyczne, pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), preparaty stosowane w przemyśle, w tym bisfenol A stosowany globalnie jako plastifikator i wiele innych [1 - 3].

Zagrożenie dla organizmów żywych jakie stanowią mikrozanieczyszczenia oraz ich oporność na usuwanie z wykorzystaniem tradycyjnych metod wymaga poszukiwania skutecznych technologii zapewniających wysoką efektywność oczyszczania ścieków i wody. Do procesów umożliwiających usunięcie mikrozanieczyszczeń w stosunkowo wysokim stopniu należą zaawansowane procesy utleniania (z ang. AOP – *Advanced Oxidation Processes*). W pracy zweryfikowano

efektywność usuwania diklofenaku i bisfenolu A z roztworu wodnego w procesie fotokatalizy wspomaganej ozonowaniem oraz dokonano oceny toksyczności roztworów poprocesowych względem organizmów testowych.

Charakterystyka diklofenaku

Diklofenak jest lekiem należącym do grupy NLPZ (*Niesteroidowe Leki Przeciwzapalne*) [7]. Według danych pochodzących z 2011 roku sprzedaż diklofenaku w 15 różnych krajach stanowiła minimalnie ponad 8% całkowitej sprzedaży wśród 9 innych leków z grupy NLPZ, natomiast maksymalnie sprzedaż diklofenaku osiągnęła ponad 43% [8]. Wyniki badań przedstawione w tekście [8] klasyfikują diklofenak na drugiej pozycji pod względem ilości spożywanych niesteroidowych leków przeciwbólowych w Polsce. Spożycie tego farmaceutyku w 2003 roku wynosiło ponad 21 tys. kilogramów rocznie [9]. Doustnie podawane leki, które zawierają diklofenak nie ulegają całkowitemu metabolizmowi w organizmie człowieka – lek zostaje wydalony z organizmu w postaci diklofenaku i jego metabolitów, wraz z moczem i kałem trafia do ścieków [9, 10].

Występowanie diklofenaku w stężeniu od kilku ng do kilku $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w środowisku wodnym, zarówno w ściekach jak i wodach powierzchniowych oraz w wodzie pitnej, jak i osadach dennych, potwierdzają wyniki badań przeprowadzonych w wielu regionach świata [7-9]. Obecność tego związku farmaceutycznego stwierdzono w ściekach i wodzie powierzchniowej podczas badań przeprowadzonych w Niemczech w 1993 roku [8]. Powszechność występowania diklofenaku w środowisku wodnym potwierdza jego obecność między innymi we Francji, Ukrainie, Chinach, USA oraz w Polsce [9-11].

Wielokrotnie przeprowadzone testy toksyczności dowodzą negatywnego wpływu tego związku na organizmy żyjące w środowisku wodnym [5, 9-11]. W celu określenia toksyczności ostrej testy ekotoksykologiczne prowadzone są najczęściej na takich organizmach jak bakterie *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia magna* oraz *Lemna minor*. Wyniki badań przedstawione w pracy [5] przedstawiają zakres wartości EC_{50} (ang. EC – *Effective Concentration*) dla wody słodkiej, który dla *Daphni* po 48 h ekspozycji wynosił od 39,9 do 68 mg/dm^3 . Natomiast dla *Aliivibrio fischeri* wartość EC_{50} była równa 11,45 mg/dm^3 [5]. Powyższe wyniki świadczą o większej wrażliwości *Aliivibrio fischeri* na badany związek niż w przypadku *Daphni magna*, gdzie EC_{50} jest od prawie 4 do ponad 6 razy większe. Toksyczność chroniczną wywołaną przez kontakt z diklofenakiem określono na podstawie testów prowadzonych na rybach – pstrągu tęczowym (*Oncorhynchus mykiss*) i pstrągu potokowym (*Salmo trutta f. fario*) [14]. Po 28 dniowym kontakcie pstrąga tęczowego ze stężeniem diklofenaku równym 1 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ stwierdzono zmiany komórkowe między innymi w skrzelach tej ryby [14]. Natomiast po narażeniu organizmu na pięciokrotnie wyższe stężenie farmaceutyku zaobserwowano uszkodzenia we-

wewnętrzne oraz akumulację diklofenaku w organach pstrąga tęczowego [14]. W przytoczonych przykładach opisano konsekwencje narażenia organizmów żywych na obecność tylko jednego mikrozanieczyszczenia jakim jest diklofenak. Nie można jednak jednoznacznie stwierdzić czy efekt toksyczny towarzyszący narażeniu na mieszaninę różnego rodzaju mikrozanieczyszczeń będzie taki sam, czy ulegnie zjawisku kompensacji, addycji bądź synergii.

Aby uniknąć potencjalnego zagrożenia dla zdrowia ludzi rozpatruje się nowe metody skuteczne w usuwaniu mikrozanieczyszczeń ze strumieni wodnych. Według danych literaturowych wysoką efektywność usunięcia diklofenaku wykazują metody z zastosowaniem technik membranowych, adsorpcja na węglu aktywnym oraz metody należące do grupy zaawansowanych procesów utleniania [3,10-13].

Zastosowanie procesu odwróconej osmozy (z ang. RO – *Reverse Osmosis*) pozwala na usunięcie diklofenaku w zakresie 95 – 99% [3, 15]. Efektywność procesu zależna jest od rodzaju membrany, wydajności instalacji oraz warunków prowadzenia procesu. Inną techniką usuwania tego farmaceutyku, w której wykorzystywane są membrany jest bioreaktor membranowy. Dzięki wykorzystaniu bioreaktorów membranowych efektywność usuwania diklofenaku kształtuje się na poziomie 87% [15].

Podobny stopień usunięcia tego związku gwarantuje adsorpcja na węglu aktywnym [3, 13]. W tym celu wykorzystuje się sproszkowany węgiel aktywny (ang. PAC – *Powered Activated Carbon*), który umożliwia wyeliminowanie diklofenaku z ścieków miejskich od 85% do nawet 99% [3,13]. W przypadku ziarnistego węgla aktywnego (z ang. GAC – *Granular Activated Carbon*) z odpływu oczyszczalni ścieków może zostać usunięte 99% zawartości diklofenaku [3]. Natomiast inne dane literaturowe pokazują obecności innych związków organicznych zawartych w ściekach na efektywność usunięcia farmaceutyku za pomocą ziarnistego węgla aktywnego [13].

Uzyskanie efektywności rzędu od około 90 do 100% możliwe jest dzięki zastosowaniu procesów AOP (z ang. AOP – *Advanced Oxidation Process*) [3]. Obiecujące wydaje się być połączenie jednostkowych procesów AOP ze sobą [16,17]. Badania prowadzone nad skutecznością usunięcia diklofenaku w procesie fotokatalizy heterogenicznej łączonej z ozonowaniem wykazały stopień redukcji tego związku równy 80% i o 20% wyższy niż w przypadku zastosowania tych procesów osobno [17].

Charakterystyka bisfenolu A

Bisfenol A jest związkiem chemicznym, który należy do grupy związków EDC (z ang. EDC – *Endocrine Disrupting Compound*) [14,15]. Według OECD (ang. OECD – *Organization for Economic Co-operation Development*) związki z grupy EDC definiowane są jako: "egzogenne substancje lub mieszaniny, które wpływają

na funkcje układu hormonalnego w konsekwencji powodując niepożądane skutki zdrowotne u organizmów lub ich potomstwa czy subpopulacji” [19]. BPA jest stosowany na szeroką skalę w wielu sektorach przemysłu, między innymi wykorzystywany jest do produkcji pojemników na żywność, butelek dla dzieci, zabawek, smoczków. Bisfenol A ma zastosowanie w stomatologii – wykorzystywany jako komponent wypełnień dentystycznych oraz w produkcji sprzętu elektronicznego [16-18]. Związek ten należy do produktów wytwarzanych w dużych ilościach (z ang. HPV – *High Production Volume*) [18], według danych pochodzących z 2008 roku roczna światowa produkcja BPA wynosiła 5,2 Mt [20].

Bisfenol A jest obecny w środowisku wodnym w stężeniach do kilku $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [3, 21]. Występowanie tego związku odnotowano w próbach pobranych na dopływie i odpływie z oczyszczalni ścieków między innymi w Chinach, USA oraz Francji [3]. W próbach pobranych na dopływie do oczyszczalni ścieków BPA występował w stężeniu od 0,013 do 2,14 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, natomiast stężenie tej substancji w ściekach oczyszczonych zawierało się w przedziale 0,03 do 1,10 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [3]. Według przeprowadzonych badań BPA obecny jest w Stanach Zjednoczonych zarówno w wodach powierzchniowych jak i w wodzie pitnej oraz w wodach podziemnych [21]. Stężenie bisfenolu A kształtuje się na poziomie od 0,005 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w wodzie przeznaczonej do spożycia do maksymalnie 1,9 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w wodach podziemnych USA [3].

Obecność bisfenolu A jako związku endokrynnie czynnego w środowisku wodnym wywołuje szereg niekorzystnych efektów zdrowotnych u organizmów w nim żyjących. Działanie toksyczne na organizmy, będące wynikiem kontaktu z tym ksenoestrogenem potwierdzają przeprowadzone badania [4, 6, 19, **Błąd! Nie zdefiniowano zakładki.** 21]. Wartości EC_{50} dla testów przeprowadzonych na *Daphni magna* wg źródeł literaturowych wynosiły kolejno 8,9 oraz 7,3 mg/dm^3 po 24 h i 48 h ekspozycji [18]. Natomiast w pracy [23] EC_{50} dla *Daphni* po 24 h narażenia były równe 7,75 mg/dm^3 i 16 mg/dm^3 , a po 48 h wartości te mieściły się w zakresie 3,9 – 10,2 mg/dm^3 . W celu oszacowania potencjalnej toksyczności BPA na rybach wykonano eksperyment z wykorzystaniem *Chalcalburnus tarichi* - ryby należącej do rodziny karpowatych [6]. Doświadczenie polegało na określeniu zależności między stężeniem BPA a ilością wykłutych larw [6]. W próbie kontrolnej wykłuło się 80,3% larw z zapłodnionych jaj, natomiast w próbie z 0,75 mg/dm^3 BPA wykłuło się już tylko 12% larw [6]. Oznacza to, że wraz ze wzrostem stężenia bisfenolu A w kolejnych próbach malała liczba wykłutych larw. Po osiągnięciu stężenia 6 mg/dm^3 wszystkie larwy narażone na ekspozycję obumarły [6]. Kolejne badania w tym zakresie wykazały nieprawidłowości w rozwoju mózgu oraz układu rozrodczego u samic i prostaty u samców myszy, które były narażone na kontakt z BPA [20].

Bisfenol A wykryto w próbkach biologicznych człowieka na przykład w mleku kobiet, krwi noworodków oraz próbkach moczu [21, 24]. Okazuje się, że ze wzglę-

du na nie w pełni wykształconą odporność na działanie BPA najbardziej narażone są dzieci w okresie prenatalnym oraz niemowlęta [22]. Ponadto niepożądane skutki zdrowotne będące efektem narażenia na bisfenol A mogą być odczuwalne w późniejszych latach życia [22]. Długotrwała ekspozycja na BPA zwiększa ryzyko zachorowania na choroby nowotworowe, u kobiet zwłaszcza raka macicy i jajników oraz raka prostaty w przypadku mężczyzn [21, 22].

Zagrożenie zdrowia człowieka i innych organizmów jakie niesie ze sobą obecność BPA w środowisku wymaga skutecznych technologii jego usuwania. Według danych literaturowych efektywność usunięcia bisfenolu A w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków jest stosunkowo wysoka i wynosi od 60 do 95% [3], jednak ze względu na szkodliwość tej substancji wobec organizmów zmierza się do jej całkowitej eliminacji.

Do wysoce efektywnych metod usuwania BPA należą proces odwróconej osmozy oraz bioreaktor membranowy, w obu procesach stopień usunięcia ksenoestrogenu przekraczał 99% [3]. W wyniku eksperymentu opisanego w literaturze [15] określono zależność polegającą na zmniejszaniu się współczynnika retencji wraz z rosnącym stężeniem bisfenolu A, co wynika z wysycenia powierzchni membrany usuwanym związkiem [15].

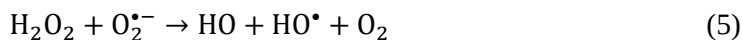
Zaawansowane procesy utleniania również pozwalają na uzyskanie wysokich stopni eliminacji BPA. Dane literaturowe [19] pokazują, że zastosowanie większej dawki ozonu pozwala na skrócenie czasu prowadzenia procesu fotokatalizy. Fotokataliza prowadzona w obecności TiO_2 umożliwiła całkowity rozkład BPA, w dodatku zmniejsza się efekt toksyczny względem organizmów testowych [22]. Dla *Aliivibrio fischeri* oraz *Daphni magna* narażenie na produkty poprocesowe wywołuje efekt toksyczny poniżej 10% [26]. Kompletnie 100% usunięcie bisfenolu A uzyskano dla procesu polegającego na połączeniu reakcji Fentona oraz promieniowania UV [22].

Fotokataliza wspomagana ozonowaniem

Zastosowanie połączenia fotokatalizy heterogenicznej oraz ozonowania zapewnia większą efektywność procesu w porównaniu do skuteczności tych metod zastosowanych oddzielnie, efekt synergistyczny UV/ TiO_2 / O_3 wynika z mechanizmu procesu [16, 17]. **Błąd! Nie zdefiniowano zakładki.**, 23-25]. W wyniku promieniowania UV podczas procesu powstaje rodnik $\text{O}_3^{\bullet}$, który podczas kontaktu z jonami wodorowymi daje rodniki $\text{HO}^{\bullet}$ odgrywające decydującą funkcję [16, 17]. **Błąd! Nie zdefiniowano zakładki.**, 27-29]. Pod wpływem absorpcji promieniowania UV przez fotokatalizator następuje przejście elektronu (e^-) z pasma walencyjnego do pasma przewodnictwa, później elektrony z pasma przewodnictwa fotokatalizatora są wychwytywane przez ozon i dochodzi do powstania rodnika $\text{O}_3^{\bullet}$, według reakcji [17, 18]:



Według danych literaturowych podczas fotokatalizy wspomaganej ozonowaniem powstają również rodniki $\text{O}^\bullet$ i $\text{O}_2^{\bullet-}$, które zdolne są do utleniania zanieczyszczeń w sposób bezpośredni lub pośrednio przez powstanie rodników hydroksylowych [27]. Rodniki hydroksylowe powstają w wyniku szeregu reakcji (2) – (7) [17, 28, 26]:



Wysoka skuteczność procesu UV/TiO₂/O₃ związana jest ze zdolnością ozonu do generowania rodników $\text{O}_3^{\bullet-}$ i powstających w ciągu reakcji rodników $\text{HO}^\bullet$, co umożliwia wytworzenie większej ilości rodników biorących udział w procesie. Obecność tlenu cząsteczkowego wymaga trzech elektronów do wytworzenia rodnika hydroksylowego, natomiast przy zastosowaniu ozonu wystarczy jeden [30]. W dodatku ozon wyłapuje elektrony szybciej niż tlen cząsteczkowy [30]. Większa liczba rodników $\text{HO}^\bullet$ powstających w procesie pozwala na rozkład wyższych stężeń mikrozanieczyszczeń.

Prawidłowy dobór parametrów procesu pozwala na osiągnięcie wyższej efektywności eliminacji mikrozanieczyszczeń. Skuteczność UV/TiO₂/O₃ zależy od parametrów, do których należą stężenie usuwanych związków, pH oczyszczanej wody lub ścieków, temperatura w jakiej prowadzony jest proces, dawka ozonu, intensywność promieniowania UV oraz dawka fotokatalizatora [16, 17, 27, 30].

Połączenie procesu fotokatalizy prowadzonej w obecności TiO₂ i ozonowania poza uzyskaniem większej skuteczności procesu wpływa także korzystnie na obniżenie kosztów prowadzenia procesu. W procesie kombinowanym zużycie ozonu może być nawet dwukrotnie mniejsze, co generuje oszczędności związane z zastosowaniem tego utleniacza. W porównaniu do innych metod AOPs fotokataliza wspomagana ozonowaniem jest opłacalna pod względem zużycia energii wykorzystywanej do zasilania ozonatora oraz lampy UV [16, 27]. Dane literaturowe wykazują, że do redukcji rozpuszczonego węgla organicznego (z ang. DOC – *Dissolved Organic Carbon*) pochodzącego od kwasu chlorooctowego zużyto 19 kWh/g metodą fotokatalizy, 110 kWh/g w przypadku ozonowania, natomiast zużycie energii dla UV/TiO₂/O₃ było równe 5,4 kWh/g [16]. Zużycie energii dla UV/TiO₂/O₃ stanowi

zaledwie 28% i 5% zużycia energii dla fotokatalizy oraz ozonowania jako oddzielnych procesów. Ekonomiczność metody potwierdzono na przykładzie rozkładu pirydyny, gdzie zużycie energii przypadające na kombinację fotokatalizy i ozonowania stanowiło zaledwie 9% i 15% w porównaniu do tych technik zastosowanych osobno [27]. Czynnikiem wpływającym niekorzystnie na opłacalność procesu jest konieczność częstej wymiany lamp UV, których żywotność jest szacowana na czas 7 lat, jednak w praktyce okres jest ten o wiele krótszy i oscyluje w granicach jednego roku [27].

Metodyka badań

Fotokataliza wspomagana ozonowaniem

Proces UV/TiO₂/O₃ przeprowadzono w roztworze wody zdejonizowanej, w której pochodzącej z rzeki Odry oraz ściekach oczyszczonych z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach z dodatkiem wzorca mieszaniny diklofenaku i bisfenolu A o stężeniu 1 mg/dm³ firmy Sigma – Aldrich. Fotokatalizator wykorzystany w procesie stanowił komercyjny TiO₂ firmy Degussa o symbolu handlowym P25 w ilości 100 mg TiO₂/dm³. Fotokataliza prowadzona była w stałej temperaturze 20°C przez czas 60 minut, w reaktorze porcjowym firmy Heraeus z średniociśnieniową lampą zanurzeniową o mocy 150 W umieszczoną w płaszczu chłodzącym. Ozon doprowadzany do reaktora został wytworzony przez generator Ozoner FM 500 firmy WRC Multiozon.

Badania dotyczące roztworu wody zdejonizowanej przeprowadzono dla 4 różnych dawek ozonu równych 1, 3, 5 i 10 mg/dm³, w celu określenia optymalnej dawki tego gazu oraz jego wpływu na toksyczność roztworu poprocesowego.

Dla przyjętych stężeń ozonu próbki pobrano natychmiast po dodaniu fotokatalizatora, natomiast kolejne pobory próbek miały miejsce w 10, 20 i 60 minucie procesu (ocena rozkładu mikrozanieczyszczeń). Z kolei próbki do testów toksyczności zostały pobrane w przedziale czasu od 0 do 60 minuty trwania procesu.

Dodatkowo jako matrycę wybrano wodę z Odry i odpływ z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach. Metodyka tych prac była podobna jak w przypadku badań dotyczących wpływu dawki ozonu na skuteczność procesu.

Oznaczanie diklofenaku i bisfenolu A

Skuteczność usuwania DCL i BPA zweryfikowano za pomocą wysokosprawnej chromatografii cieczowej HPLC. Pobrane próbki ekstrahowano do fazy stałej (z ang. SPE – *Solid Phase Extraction*) w kolumnienkach wypełnionych żelom krzemionkowym modyfikowanym grupami oktadecylowymi (C₁₈) o objętości 6 cm³ firmy Supelclean™ Envi™ - 18. Kolumnienki kondycjonowano wprowadzając po 5 cm³ acetonitrylu, a następnie metanolu w takiej samej objętości oraz uzupełniono w celu przepłukania 5 cm³ wody zdejonizowanej. Przez kolumnienki przepuszczono

całą objętość pobranej próbki równą 20 cm³. Zasorbowane na złożu kolumnienki anality ekstrahowano 3 cm³ mieszaniny acetonitrylu i metanolu w stosunku objętościowym 40 : 60. Próbki zatężono umieszczając je w suszarce próżniowej gdzie zostały odparowane do sucha, a następnie rozpuszczano je w objętości 100 µl metanolu. Do analizy stopnia usunięcia diklofenaku i bisfenolu A w roztworach poprocesowych wykorzystano chromatograf cieczowy HPLC firmy Varian, którego fazę stałą stanowiła kolumna Hypersil GOLD firmy Thermo Scientific o długości 25 cm, średnicy 4,6 mm oraz wielkości uziarnienia rzędu 5 µm, natomiast faza ciepla składała się z metanolu.

Testy toksyczności

- Microtox[®]

Test na bakteriiach *Aliivibrio fischeri* polega na pomiarze stopnia zahamowania naturalnej luminescencji tych mikroorganizmów. Zmniejszona emisja światła jest efektem nieprawidłowości spowodowanych występowaniem substancji toksycznych wobec organizmów testowych. Test przeprowadzono w analizatorze Microtox Model 500. Procent inhibicji bioluminescencji u *Aliivibrio fischeri* w stosunku do próby kontrolnej zmierzono po 5 oraz 15 minutach ekspozycji.

- Daphtoxkit FTM magna

Test wykonano na płytce poliwęglanowej załączonej do zestawu Daphtoxkit FTM magna. Płytkę zawiera 6 dołków płuczających oraz 24 dołki testowe. Po przygotowaniu pożywki oraz wylęgu organizmów, rozpoczęto wypełnianie dołków w płytce. Pierwszy rząd dołków wypełniono 10 ml pożywki, w celu przeprowadzenia próby kontrolnej. Pozostałe dołki wypełniono próbkami pobranymi podczas procesu UV/TiO₂/O₃ o objętości 10 cm³ każda. Za pomocą mikropipety organizmy testowe wprowadzono do dołków płuczających, a następnie do każdego dołka testowego wprowadzono po 5 organizmów *Daphna magna*. Płytkę testową przykryto paskiem parafilmu oraz pokrywką. Tak przygotowane płytki inkubowano przez 48 h w ciemności, w temperaturze 20°C. Odczytu dokonano po 24 i 48 godzinach inkubacji. Wykonanie odczytu polegało na zliczeniu uśmierconych lub unieruchomionych organizmów.

- Test toksyczności z wykorzystaniem *Lemna minor*

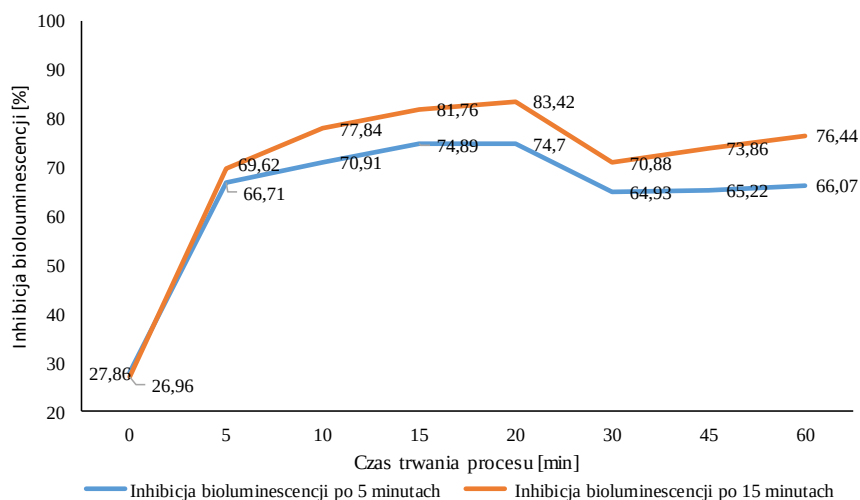
Próbki do testu pobrano w przedziale od 0 do 60 minuty trwania procesu. Do każdej próbki o objętości równej 10 cm³ wprowadzono po 3 dwulistkowe rośliny. Próby inkubowano przez czas 7 dni przy ciągłym oświetleniu, w temperaturze 21°C. Następnie dokonano odczytu, który polegał na zliczeniu ilości zielonych i odbarwionych listków rośliny w każdej próbie.

Analiza wyników badań

Toksyczność roztworów poprocesowych dla dawki ozonu równej 10 mg/dm^3

- Toksyczność roztworów poprocesowych względem *Allivibrio fischeri*

Inhibicja bioluminescencji bakterii *Aliivibrio fischeri* w próbie pobranej natychmiast po dodaniu fotokatalizatora w procesie prowadzonym dla dawki ozonu równej 10 mg/dm^3 wynosiła około 27% dla 5 minutowego czasu ekspozycji oraz prawie 28% przy trzykrotnie dłuższym czasie kontaktu (rys. 1). Znaczny wzrost stopnia zahamowania naturalnej luminescencji organizmów obserwuje się od 5 minuty trwania procesu aż do jego końca w 60 minucie. Inhibicja bioluminescencji osiągnęła najwyższe wartości od 10 do 20 minuty prowadzenia procesu. Zahamowanie bioluminescencji po 5 minutach zawierało się w zakresie od prawie 71% do około 75%, natomiast po 15 minutach narażenia procent inhibicji bioluminescencji wynosił od około 78% do 83%. Podobny efekt uzyskano podczas fotokatalicznego utleniania wody zawierającej diklofenak. Gwałtowny wzrost inhibicji bioluminescencji nastąpił w początkowej fazie procesu (po 10 minutach) i trwał do około 15 minuty procesu [31]. Najwyższa inhibicja naturalnej luminescencji organizmów testowych osiągnęła poziom 34% [31].



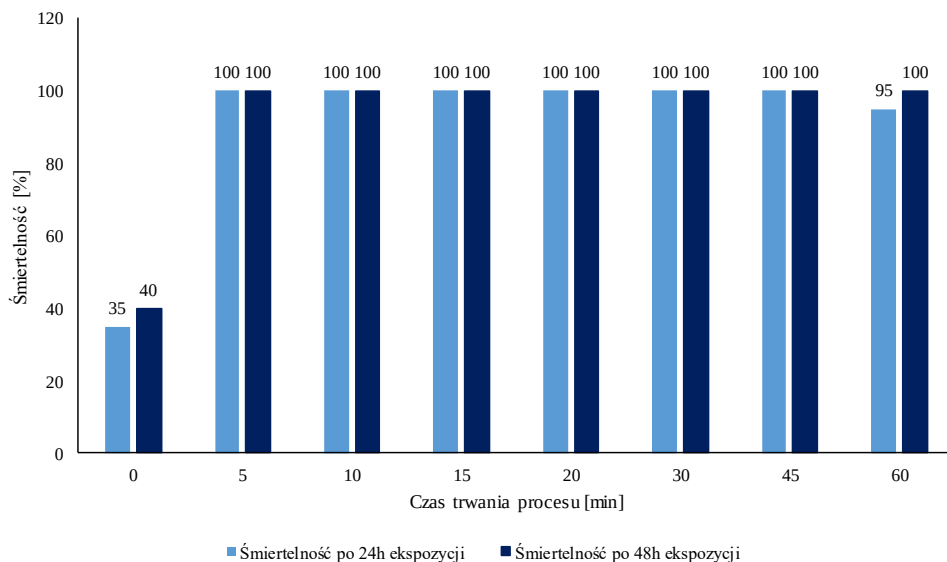
Rys. 1. Zmiany inhibicji bioluminescencji - test Microtox *

Źródło: Opracowanie własne

- Toksyczność roztworów poprocesowych względem *Daphni magna*

W porównaniu do bakterii *Aliivibrio fischeri* bardziej podatna na toksyczność roztworów poprocesowych okazała się być *Daphnia magna*. W większości prób

zarówno po 24 jak i 48 godzinach ekspozycji śmiertelność organizmów testowych osiągnęła 100% (rys. 2). Wyjątek stanowi próba pobrana natychmiast po wprowadzeniu TiO_2 , gdzie śmiertelność *skorupiaków* po 24 h wynosi 35%, natomiast po 48 h była równa 40%. W próbie pobranej w ostatniej minucie procesu $\text{UV/TiO}_2/\text{O}_3$ śmiertelność organizmów wynosiła 95% po 24 godzinnej ekspozycji i wzrosła o 5% po dwukrotnie dłuższym czasie ekspozycji organizmów testowych (rys.2).

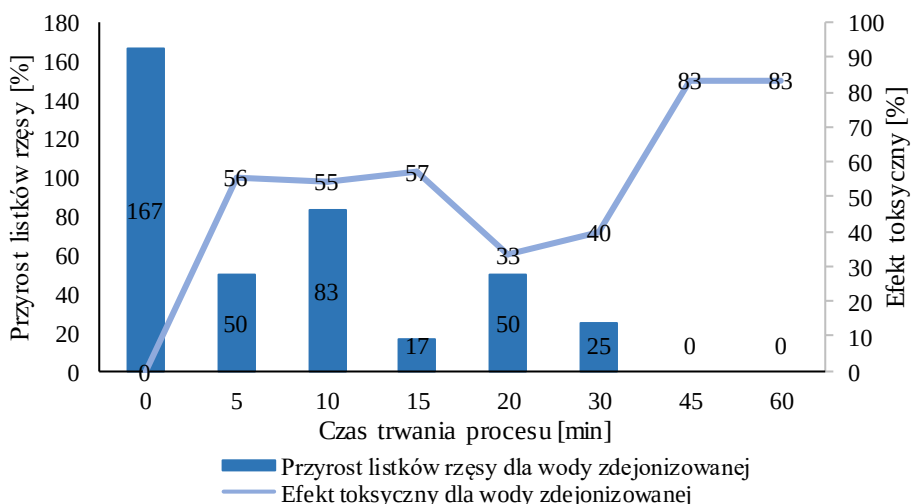


Rys.2. Test ekotoksykologiczny dla *D. magna*

Źródło: Opracowanie własne

- Toksyczność roztworów poprocesowych względem *Lemna minor*

Podatna na toksyczność produktów powstałych w wyniku rozkładu mikrozanieczyszczeń w procesie $\text{UV/TiO}_2/\text{O}_3$ była również rzęsa wodna. Wzrost *Lemna minor* w próbach pobranych w poszczególnych etapach procesu stopniowo malał wraz z długością trwania procesu. W próbie pobranej natychmiast po dodaniu katalizatora nastąpił przyrost rośliny o prawie 167% w stosunku do początkowej ilości listków. Wzrost rzęsy wodnej z reguły stopniowo malał do 30 minuty procesu, gdzie wynosił 25%, natomiast w próbach pobranych po 45 i 60 minutach przyrost liczby listków był równy zero w stosunku do liczby listków wprowadzonych początkowo do próbki (rys. 3.). Gwałtowny wzrost toksyczności o ponad 40% zaobserwowano od 30 minuty procesu, w próbach pobranych w 45 oraz 60 minucie efekt toksyczny osiągnął maksymalną wartość równą 83% (rys. 3).



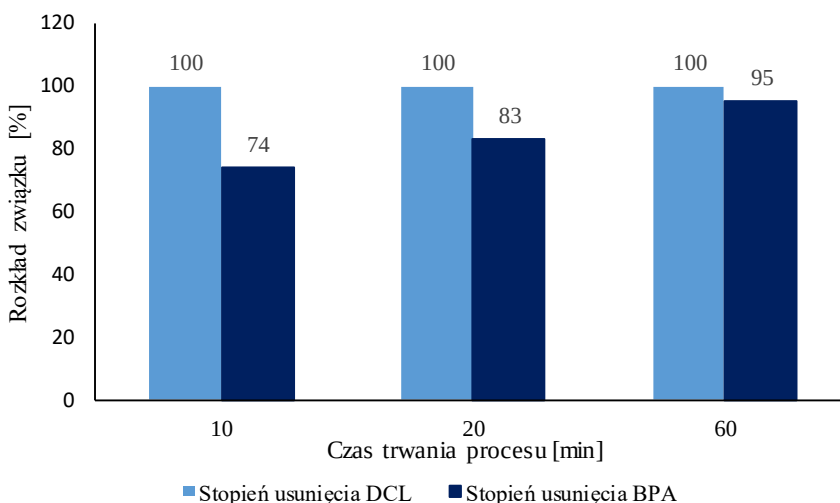
Rys. 3. Test ekotoksykologiczny na rzęsie wodnej

Źródło: Opracowanie własne

Wpływ dawki ozonu na proces UV/TiO₂/O₃

- Efektywność procesu w zależności od dawki ozonu

Skuteczność usunięcia diklofenaku w procesie UV/TiO₂/O₃ równą 100% uzyskano niezależnie od przyjętego stężenia ozonu, które było równe kolejno 1, 3, 5 oraz 10 mg/dm³ oraz czasu prowadzenia procesu (rys. 4). Natomiast rozkład bisfenolu A wzrastał proporcjonalnie do użytej dawki ozonu. Dla stężenia ozonu równego 1 mg/dm³ rozkład BPA w próbach pobranych w 10, 20 oraz 60 minucie procesu wynosił odpowiednio 74, 83 i 95% (rys. 4).



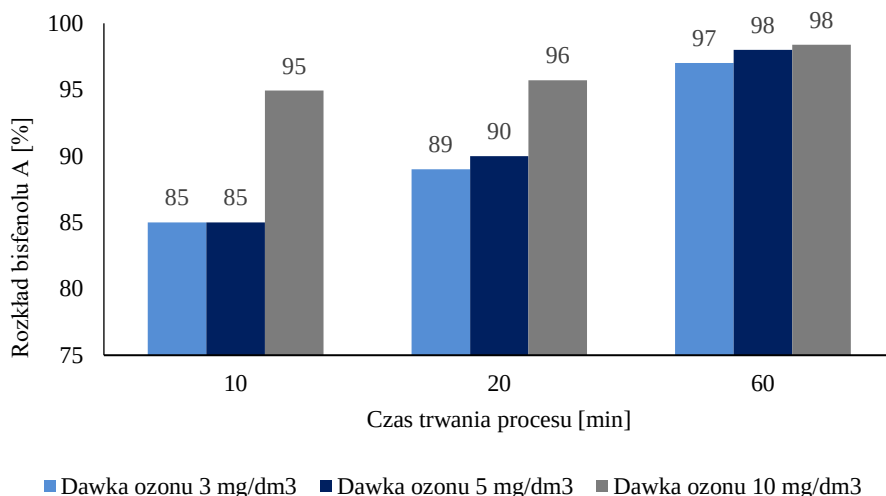
Rys. 4. Rozkład DCL i BPA w 10, 20 i 60 minucie procesu dla dawki ozonu równej 1 mg/dm³

Źródło: Opracowanie własne

Dla dawki ozonu równej 3 mg/dm³ po 10 minutach procesu stopień usunięcia BPA wynosił 85%, po dwukrotnie dłuższym czasie prowadzenia procesu rozkład ksenoestrogenu był wyższy o 4% (rys.5). Najwyższy stopień usunięcia uzyskano w próbce pobranej w 60 minucie, gdzie efektywność usunięcia tego związku była równa 97%.

Niewielki wzrost skuteczności degradacji BPA w UV/TiO₂/O₃ odnotowano dla dawki ozonu równej 5 mg/dm³. Rozkład bisfenolu A wzrastał wraz z długością trwania procesu. Analiza chromatograficzna próbki pobranej w 10 minucie procesu wykazała, że stopień rozkładu BPA był taki sam jak w przypadku zastosowania niższej dawki ozonu i wynosił 85% (rys.5). Usunięcie bisfenolu A w pozostałych próbkach wzrosło o 1% w porównaniu dla UV/TiO₂/O₃ prowadzonego przy dawce ozonu równej 3 mg/dm³.

Najwyższą skuteczność procesu zaobserwowano dla dawki ozonu równej 10 mg/dm³. Rozkład BPA niezależnie od czasu prowadzenia procesu przekraczał 90% (rys. 5). Maksymalny stopień usunięcia tego związku, który był równy 98% uzyskano w próbce pobranej w 60 minucie procesu.



Rys. 5. Rozkład BPA w 10, 20 i 60 minucie procesu dla dawki ozonu równej 3, 5 i 10 mg/dm³

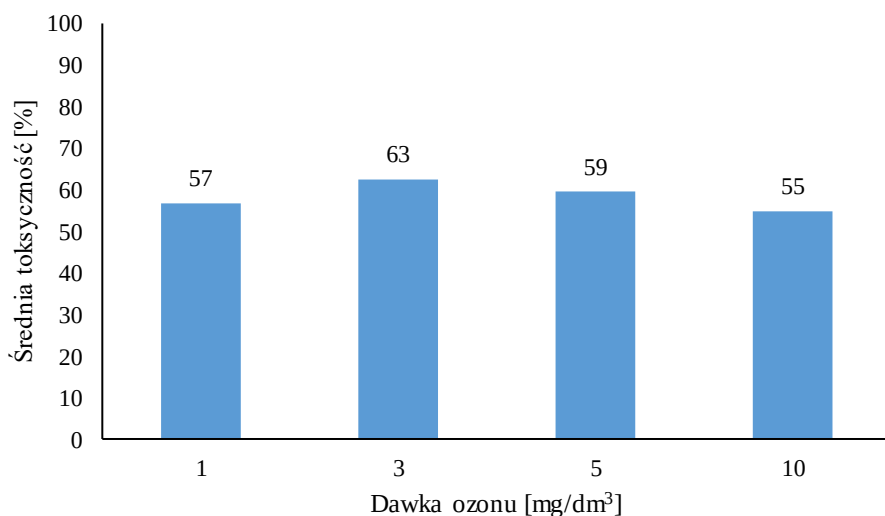
Źródło: Opracowanie własne

W badaniach dotyczących usuwania diklofenaku z roztworu wody zdejonizowanej w procesie fotokatalitycznego utleniania prowadzonego przez 60 minut oceniono skuteczność rozkładu tego farmaceutyku. Analiza próbki pobranej natychmiast po dodaniu TiO_2 wykazała usunięcie diklofenaku w 19% [31]. Stopień rozkładu diklofenak wrastał wraz z długością prowadzenia naświetlania UV. Po 10 minutach procesu diklofenak usunięto w ponad 70%, natomiast efektywność procesu w 30 minucie jego trwania wzrosła do 90% i stale zwiększała się do końca procesu (60 minut) [31]. Zastosowanie układu $\text{UV/TiO}_2/\text{O}_3$ zwiększyło natomiast skuteczność procesu pozwalając na usunięcie diklofenaku w 100% niezależnie od czasu naświetlania.

Według danych literaturowych proces UV/TiO_2 prowadzony na roztworze wody zdejonizowanej zawierającej między innymi BPA umożliwił usunięcie tego związku w ponad 50% [28]. Skuteczność fotokatalizy z udziałem TiO_2 jako fotokatalizatora również wrastała wraz z długością trwania procesu. Po 10 minutach procesu stężenie początkowe BPA w badanym roztworze wody zdejonizowanej zmniejszyło się o 30%, natomiast maksymalny rozkład tego związku po 60 minutach procesu osiągnął zaledwie ponad 50% [32]. W wyniku zastosowania procesu $\text{UV/TiO}_2/\text{O}_3$ do oczyszczania wody zawierającej bisfenol A zaobserwowano wyższy stopień rozkładu tego związku o ponad 40% w porównaniu do efektywności UV/TiO_2 . W artykule [29] zawarto informacje dotyczące rozkładu BPA w wyniku naświetlania UV oraz procesie UV/O_3 . Dowiedziono, że wprowadzenie ozonu do układu wpłynęło na zwiększenie skuteczności usunięcia badanego ksenoestrogenu z 65% do około 75% [33].

- Toksyczność roztworów poprocesowych względem *Lemna minor*

Efekt toksyczny względem *Lemna minor* uwzględniony jako średnia wartość dla wszystkich prób dla wybranej dawki ozonu był wyższy niż 50% niezależnie od przyjętej dawki ozonu (rys. 6). Najwyższy efekt toksyczny równy 63% wystąpił dla dawki ozonu równej 3 mg/dm³, natomiast najniższy równy 55% był dla najwyższej dawki ozonu wynoszącej 10 mg/dm³ (rys.6). Ze względu na niewielką rozbieżność wyników uzyskanych dla stężeń ozonu 3 i 5 mg/dm³ dotyczących toksyczności względem rzęsy wodnej skuteczności usunięcia badanych związków, jako dawkę stosowaną w dalszych badaniach przyjęto 3 mgO₃/dm³.



Rys. 6. Średnia toksyczność dla wybranych dawek ozonu

Źródło: Opracowanie własne

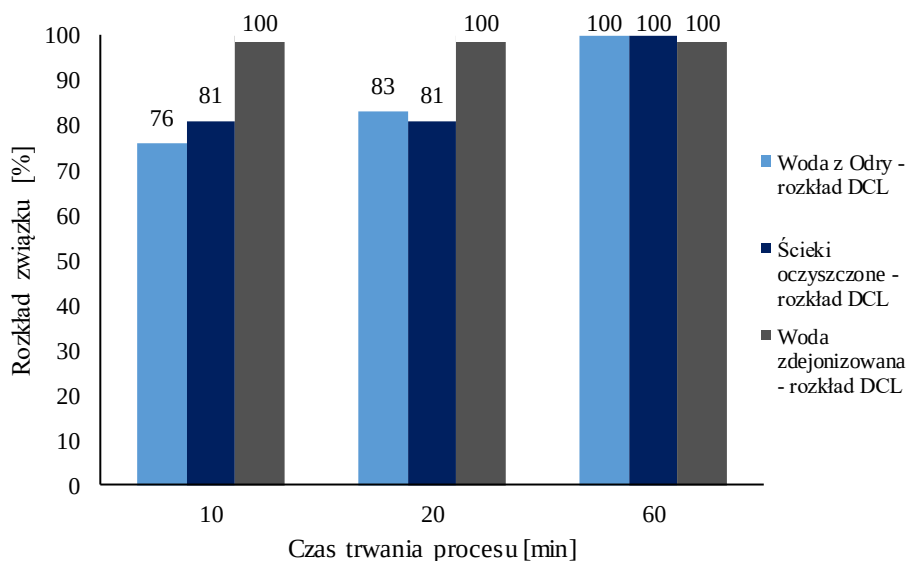
Wpływ matrycy na proces UV/TiO₂/O₃

Efektywność procesu w zależności od matrycy środowiskowej

Po wyznaczeniu korzystnej dawki ozonu równej 3 mg/dm³ proces UV/TiO₂/O₃ przeprowadzono z użyciem dwóch matryc środowiskowych – wody z Odry oraz odpływu z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach, do których dodano wzorca mieszaniny diklofenaku i bisfenolu A o stężeniu 1 mg/dm³. Stopień usunięcia diklofenaku podczas procesu UV/TiO₂/O₃ prowadzonego na próbkach wody z Odry był związany z czasem trwania procesu. Po 10 minutach procesu farmaceutyk usunięto w 76%, a po dwukrotnie dłuższym czasie stopień usunięcia diklofena-

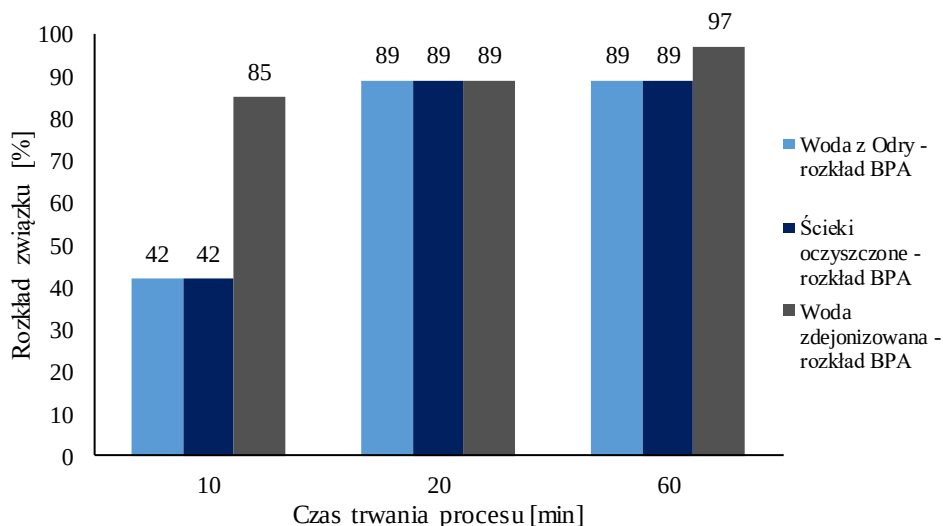
ku wzrósł o 7% i wynosił 83%, natomiast w próbie pobranej po zakończeniu UV/TiO₂/O₃ badany związek został usunięty w 100% (rys. 7). Fotokataliza wspomagana ozonowaniem pozwoliła na usunięcie BPA po 10 minutach jedynie w 42%, natomiast wynik ten był wyższy ponad dwukrotnie po 20 minutach procesu i pozostał niezmienny do jego końca (60 minut) (rys.8.).

Usunięcie diklofenaku z ścieków oczyszczonych pochodzących z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach wynosiło 81% zarówno w 10 jak i 20 minucie prowadzenia procesu (rys. 7). Analiza próbki pobranej w 60 minucie UV/TiO₂/O₃ potwierdziła całkowite usunięcie tego związku. Rozkład BPA w próbie pobranej w 10 minucie procesu był równy 42%, natomiast dla próbek pobranych w 20 i 60 minucie UV/TiO₂/O₃ stopień usunięcia bisfenolu A wynosił 89% (rys. 8).



Rys. 7. Rozkład DCL w zależności od matrycy

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 8. Rozkład BPA w zależności od matrycy

Źródło: Opracowanie własne

Stopień usunięcia badanych mikrozanieczyszczeń wykazywał największą wartość dla roztworu wody zdejonizowanej, a najmniejszy dla matrycy, którą stanowiła woda z Odry (rys.7 i rys. 8.). Dowodzi to wpływu obecności różnych substancji zarówno organicznych jak i nieorganicznych na przebieg procesu.

Przeprowadzone badania w tym zakresie [30] potwierdzają wpływ rodzaju matrycy na efektywność procesu fotokatalizy wykorzystanego do usunięcia BPA. Zaobserwowano, że w przypadku procesu UV/TiO₂ prowadzonego na ściekach modelowych zawierających substancje nieorganiczne i organiczne oraz na ściekach zawierających tylko związki nieorganiczne oprócz badanego ksenoestrogenu skuteczność procesu była wyższa niż w przypadku wody zdejonizowanej zawierającej BPA [34]. Wyniki badań po zastosowaniu układu UV/TiO₂/O₃ przedstawione w pracy wykazują odwrotny efekt niż w przytoczonym wcześniej artykule [34]. Efektywność procesu osiągnęła najwyższe wartości dla wody zdejonizowanej i niższe, niewiele od siebie odbiegające dla wody z Odry oraz odpływu z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach.

Toksyczność roztworów poprocesowych względem *Lemna minor*

Testy ekotoksykologiczne prowadzone na rzęsie wodnej nie wykazały efektu toksycznego produktów powstałych w procesie UV/TiO₂/O₃ względem tych organizmów zarówno dla wody z Odry jak i odpływie ścieków z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach. Efekt toksyczny był znikomy, maksymalnie zaobserwowano zmianę zabarwienia 13% listków roślin testowych. Oprócz gwałtownego wzrostu

roślin zaobserwowano również zmiany w ich strukturze. Rozpatrując wodę z Odry można stwierdzić, że zmiany w budowie roślin były zależne od czasu prowadzenia procesu. W próbach pobranych do 15 minuty procesu listki rzęsy osiągały stosunkowo duże rozmiary, natomiast wielkość listków malała w kolejnych etapach procesu, aż do osiągnięcia bardzo drobnej wielkości. W przypadku procesu prowadzonego na odpływie z oczyszczalni ścieków listki rzęsy były drobne lub bardzo drobne. Wyjątek stanowiły próbki pobrane w 5 i 10 minucie procesu, gdzie listki *Lemna minor* osiągnęły większe rozmiary.

Wnioski

Stopień rozkładu diklofenaku i bisfenolu A jest zależny do dawki ozonu oraz czasu prowadzenia procesu. Najwyższą efektywność wynoszącą ponad 90% w każdym etapie procesu uzyskano dla stężenia ozonu równego 10 mg/dm³. Porównując rezultaty osiągnięte w zależności od rodzaju matrycy najwyższy stopień rozkładu diklofenaku i bisfenolu A zaobserwowano dla UV/TiO₂/O₃ prowadzonego z użyciem roztworu wody zdejonizowanej. Podczas procesu farmaceutyk został usunięty całkowicie, a rozkład bisfenolu A osiągnął maksymalnie 97%.

Wyniki uzyskane zarówno dla wody z Odry jak i ścieków oczyszczonych podanych UV/TiO₂/O₃ były niższe w stosunku to tych uzyskanych dla wody zdejonizowanej. W końcowym etapie procesu farmaceutyk został usunięty 100% natomiast BPA uległ rozkładowi w 89%. Dowodzi to wpływu innych substancji organicznych i nieorganicznych na skuteczność procesu.

Najbardziej wrażliwa na obecność produktów poprocesowych okazała się być *Daphnia magna*, u której dla większości prób śmiertelność osiągnęła 100%. Niekorzystny efekt wywołany obecnością produktów powstałych w wyniku rozkładu DCL i BPA zaobserwowano również u bakterii *Allivibrio fischeri*, który powodował zahamowanie bioluminescencji organizmów testowych w zakresie od 60 do 80%.

Największą odporność na toksyczność produktów powstałych w wyniku procesu wykazała rzęsa wodna, u której efekt toksyczny był zależny przede wszystkim od wybranej matrycy. Dla wody dejonizowanej niezależnie od przyjętego stężenia ozonu toksyczność dla *Lemna minor* przekraczała 50%. W przypadku wody pobranej z Odry oraz ścieków oczyszczonych efekt toksyczny był znikomy, stanowił maksymalnie 13%.

Biorąc pod uwagę toksyczność roztworów poprocesowych w dalszych badaniach można byłoby rozważyć oczyszczanie z dodatkiem np. węgla aktywnego.

Literatura

- [1] Schwarzenbach R.P., Escher B. I., Fenner K., Hofstetter T. B., Johnson C. A., von Gunten U., Wehrli B., *The challenge of Micropollutants in Aquatic Systems*, Science 2006, 313, s. 1072 – 1077.
- [2] Świdorska – Bróż M., *Mikrozanieczyszczenia wód i możliwości ich usuwania*, Ochrona Środowiska 1993, 50, s. 23 – 28.
- [3] Luo Y., Guo W., Ngo H. H., Nghiem L. D., Hai F. I., Zhang J., Liang S., *A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment*, Science of the Total Environment 2014, 473 – 474, s. 619 – 641.
- [4] Richard J., Boergers A., vom Eyser C., Besterd K., Tuerk J., *Toxicity of the micropollutants Bisphenol A, Ciprofloxacin, Metoprolol and Sulfamethoxazole in water samples before and after the oxidative treatment*, International Journal of Hygiene and Environmental Health 2014, 217, s. 506 – 514.
- [5] Czech B., Joško I., Oleszczuk P., *Ecotoxicological evaluation of selected pharmaceuticals to Vibrio fischeri and Daphnia magna before and after photooxidation proces*, Ecotoxicology and Environmental Safety 2014, 104, s. 247 – 253.
- [6] Kankaya E., Kaptaner B., Doğan A., Çelik İ., *Toxicity of bisphenol A during the early life stages of Chalcaburnus tarichi (Pallas, 1811)*, Fresenius Environmental Bulletin 2015, 24(3a), s. 977 – 985.
- [7] Bohdziewicz J., Kudlek – Jelonek E., Dudziak M., *Analytical control of diclofenac removal in the photocatalytic oxidation process*, Architecture Civil Engineering Environment 2013, 3, s. 71 – 75.
- [8] McGettigan P., Henry D., *Use of Non – Steroidal Anti – Inflammatory Drugs That Elevate Cardiovascular Risk: An Examination of Sales and Essential Medicines Lists in Low -, Middle -, and High – Income Countries*, PLOS Medicine 2013, 10(2), e1001388.
- [9] Szymonik A., Lach J., *Zagrożenie środowiska wodnego obecnością środków farmaceutycznych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2012, 15(3), s. 249 – 263.
- [10] Zhang Y., Geißen S.U., Gal C., *Carbamazepine and Diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies*, Chemosphere 2008, 73, s. 1151 – 1161.
- [11] Rezka P., Balczerzak W., *Występowanie wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych w ściekach i środowisku wodnym oraz metody ich usuwania*, Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska 2015, 1, s. 33 – 38.
- [12] Zwiener C., Frimmel F. H., *Oxidative treatment of pharmaceuticals in water*, Water Research 2000, 34(6), s.1881 – 1885.

- [13] Czech B., *Usuwanie farmaceutyków z wód i ścieków z wykorzystaniem metod adsorpcyjnych i fotokatalitycznych*, Adsorbenty i katalizatory: wybrane technologie a środowisko, Agencja Wydawnicza PAJ-Press Rzeszów, 2012, s. 443 – 452.
- [14] Santos L. H.M.L.M., Araújo A. N., Fachini A., Pena A., Delerue – Matos C., Montenegro M.C.B.S.M., *Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment*, Journal of Hazardous Materials 2010, 175, s. 45 – 95.
- [15] Bodzek M., *Przegląd możliwości wykorzystania technik membranowych w usuwaniu mikroorganizmów i zanieczyszczeń organicznych ze środowiska wodnego*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2013, 1, s. 5 – 37.
- [16] Agustina T.E., Ang H.M., Vareek V.K., *A review of synergistic effect of photocatalysis and ozonation on wastewater treatment*, Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews 2005, 6, s. 264 – 273.
- [17] Mehrjouei M., Müller S., Möller D., *A review on photocatalytic ozonation used for treatment of water and wastewater*, Chemical Engineering Journal 2015, 263, s. 209 – 219.
- [18] Tišler T., Krel A., Grerželj U., Erjavec B., Dolenc M.S., Pintar A., *Hazard identification and risk characterization of bisphenols A, F and AF to aquatic organisms*, 2016, Environmental Pollution 212, s. 472 – 479.
- [19] Umar M., Roddick F., Fan L., Aziz H. A., *Application of ozone for the removal of bisphenol A from water and wastewater – A review*, Chemosphere 2013, 90, s. 2197 -2207.
- [20] Lintelmann J., Katayama A., Kurihara N, Shore L., Wenzel A., *Endocrine disruptors in the environment (IUPAC Technical Report)*, Pure and Applied Chemistry 2003, 75(5), s. 631 -681.
- [21] U.S. Environmental Protection Agency., *Bisphenol A Action Plan*
www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/bpa_action_plan.pdf
[dostęp 28.09.2016]
- [22] Łaszczyca D., Paradowska K., Makarova K., *Zanieczyszczenie środowiska bisfenolem A*, Biuletyn Wydziału Farmaceutycznego Warszawskiego Uniwersytetu Medycznego 2015, 1, s. 1 -5.
- [23] European Commision Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, *European Union Risk Assessment Report 4,4'-ISOPROPYLIDENEDIPHENOL (Bisphenol-A): Part 1 Environment*. European Communities, 2010.
- [24] Forma E., Szymczyk A., Krześlak A., *Wybrane ksenoestrogeny i ich wpływ na zdrowie człowieka*, Folia Medica Lodziensia 2013, 40(1), s. 79 -97
- [25] Czupryńska K., Marchlewicz M., Wiszniewska B., *Wpływ ksenoestrogenów na męski układ płciowy*, Postępy biologii komórki 2007, 34(2), s. 317 – 333.

- [26] Tišler T., Erjavec B., Kaplan R., Šenilă M., Pintar A., *Unexpected toxicity to aquatic organisms of some aqueous bisphenol A samples treated by advanced oxidation processes*, Water Science & Technology 2015, 72(1), s. 29 – 37.
- [27] Xiao J., Xie Y., Cao H., *Organic pollutants removal in wastewater by heterogeneous photocatalytic ozonation*, Chemosphere 2015, 121, s. 1- 17.
- [28] Augugliaro V., Litter M., Palmisano L., Soria J., *The combination of heterogeneous photocatalysis with chemical and physical operations: A tool for improving the photoprocess performance*, Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews 2006, 7, s. 127 – 144.
- [29] Rodríguez E. M., Márquez G., León E.A., Álvarez P. M., Amat A. M., Beltrán F. J., *Mechanism considerations for photocatalytic oxidation, ozonation and photocatalytic ozonation of some pharmaceutical compounds in water*, Journal of Environmental Management 2013, 127, s. 114 – 124.
- [30] Mena E., Rey A., Acedo B., Beltrán F. J., Malato S., *On ozone – photocatalysis synergism in black – light reactions: Oxidizing species production in photocatalytic ozonation versus heterogeneous photocatalysis*, Chemical Engineering Journal 2012, 204 – 206, s. 131 – 140.
- [31] Bohdziewicz J., Kudlek E., Dudziak M., *Zmiany toksyczności wody zawierającej wybrane farmaceutyki w procesie utleniania fotokatalitycznego*, Proceedings of ECOpole 2014, 8(1), s. 135 – 140.
- [32] Burdzik – Niemiec E., Dudziak M., *Badania porównawcze rozkładu wybranych estrogenów i ksenoestrogenów w procesie fotokatalizy*, Proceedings of ECOpole 2015, 2(9), s. 551 – 559.
- [33] Dudziak M., Burdzik – Niemiec E., Kudlek – Jelonek E., *Wstępne badania nad usuwaniem bisfenolu A w procesach UV, O3 i UV – O3* pod red. Traczewska T. M., Kaźmierczak B., *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*, tom 4, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2014, s. 212 – 219.
- [34] Dudziak M., Burdzik – Niemiec E., *Wpływ matrycy środowiskowej na utlenianie bisfenolu A* pod red. Wiśniewski J., Kutylowska M., Trusz – Zdybek A., *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*, tom 5, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2015, s. 80 – 87

mgr inż. Paweł Kondzior¹⁾

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Zakład Biologii Sanitarnej i Biotechnologii

¹⁾ p.kondzior@doktoranci.pb.edu.pl

WYKORZYSTANIE GLONÓW I SINIC W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA

The use of algae and cyanobacteria in the
environmental engineering
and environmental protection

Słowa kluczowe: jakość wody, wody powierzchniowe, sinice, glony, praktyczne zastosowanie

Keywords: water quality, surface waters, cyanobacteria, algae, practical application

Streszczenie:

Glony i sinice najliczniej występują w wodach powierzchniowych. Zasiedlają zarówno morza, oceany jak i rzeki, jeziora, stawy oraz mniejsze ciekły wodne. Są one pierwszymi ogniwami łańcucha troficznego. Stanowią główne źródło materii organicznej, a przy tym asymilują ditlenek węgla i wytwarzają więcej tlenu niż rośliny lądowe. Nad wykorzystaniem glonów i sinic w inżynierii i ochronie środowiska pracuje wiele ośrodków naukowych. Badacze poszukują nowych i coraz to doskonalszych możliwości ich zastosowania. Stosuje się je z powodzeniem od wielu lat jako nawóz na polach ryżowych. Produkuje się z nich bogate w mikro i makroelementy suplementy diety. W ostatnich latach dużą uwagę przywiązuje się do odnawialnych źródeł energii. I w tej dziedzinie ważną rolę mogą odegrać glony i sinice.

Duże znaczenie ma produkcja z glonów biopaliwa oraz stosowanie glonów i sinic jako substrat lub kosubstrat do komór fermentacji w celu wytworzenia biogazu.

Charakterystyka glonów

Głony są to organizmy eukariotyczne, które występują przede wszystkim w słodkich i słonych wodach, ale mogą również występować tam, gdzie wstępuje wilgoć tj. w glebie, na korze drzew czy na śniegu. W oparciu o dane umieszczone na portalu Algaebase znanych jest obecnie 44052 gatunków glonów. Wykorzystują do odżywiania przemiany saprofityczne, fagocytarne, ale w większości są to organizmy autotroficzne. Przeprowadzają fotosyntezę, a dzięki ich licznemu występowaniu są uznawane za głównego producenta tlenu w przyrodzie. Według szacunków produkują około 70% materii organicznej. Ponadto glony użyźniają glebę, biorą udział w procesach glebotwórczych poprzez rozkładanie skał wydzielanymi kwasami organicznymi oraz uczestniczą w tworzeniu się złoża diatomitu, sapropelu.

Głony są zróżnicowaną grupą organizmów pod względem morfologicznym. Osiągają różne rozmiary, od kilku mikrometrów do dużych liściopodobnych, kilkumetrowych glonów morskich. Związane jest to z występowaniem gatunków jednokomórkowych, skupiających się w kolonie lub wielokomórkowych o różnym ukształtowaniu plechy. Głony rozmnażają się poprzez podział komórki macierzystej na dwie. W przypadku gdy komórki potomne nie rozdzielają się, a skupiają się w kolonie mogą przybierać kształty nitkowate lub bryłowe, a nawet przypominające kształtem liście roślin, lecz nigdy nie tworzą one prawdziwej tkanki. Wśród reprezentantów tej grupy organizmów występują gatunki większości posiadające wici, ale są również gatunki, które ich nie posiadają. Ruch powodowany może być poprzez boczne uderzenia wici, ciągnięcie lub pchanie jej przez wodę lub spiralne skręty. Budowa komórki glonu nie odbiega znacząco od budowy typowej komórki roślinnej eukariotycznej [1, 2, 3].

Chloroplasty u glonów występują w różnych formach, wielkości, ilości, kształcie i posiadanych barwnikach. Są to niewątpliwie cechy wyróżniające dany gatunek i na ich podstawie można oznaczyć przynależność gatunkową. Pomocniczymi wskaźnikami fitogenezy są liczby błon retikulum endoplazmatycznego i stosów tylakoidów, budowa ściany komórkowej, produkty zapasowe i pochodzenie [2].

Charakterystyka sinic

Sinice to jednokomórkowe bakterie, które w systematyce zalicza się do typu sinic (Cyanobacteria) w podkrólestwie eubakterii w królestwie prokariotów. Według portalu AlgaeBase znanych jest ok. 4563 gatunków sinic i ta liczba wciąż wzrasta.

Sinice występują powszechnie w wodach powierzchniowych, w glebie i na wilgotnych skałach. Są to organizmy na tyle duże, że można je zobaczyć gołym okiem. Łączą się w większe skupiska w formie cenobium lub nitek. Charakterystyczne dla sinic jest przeprowadzanie fotosyntezy z wydzielaniem tlenu. Niektóre z sinic zdolne są do wiązania azotu atmosferycznego lub do rozwijania się w wodach o niskim pH i wysokiej temperaturze (70°C).

Zasiedlają niesprzyjające miejsca, zmieniając je powoli w dogodne dla przyszłych organizmów. Są również zagrożeniem dla ludzi i zwierząt, ponieważ niektóre gatunki sinic wytwarzają toksyny [4, 5, 6].

Występują pojedynczo lub w grupie utworzonej z identycznych komórek otoczonych galaretowatym, lepkiem śluzem lub osłania je wspólna ściana komórkowa [5].

Komórka sinic zbudowana jest z kilkuwarstwowej ściany komórkowej, błony protoplazmatycznej i protoplazmy. Wyróżnia się dwie protoplazmy: barwną chromatoplazmę, występującą przy błonie protoplazmatycznej i będącą wewnątrz komórki centropoplazmę. W barwnej chromatoplazmie znajdują się główne elementy dzięki, którym komórki sinic mogą przeprowadzać fotosyntezę. Są to płaskie struktury lipidowe przy błonie protoplazmatycznej, zwane tylakoidami, które mają układ równoległy lub pośladkowy. W błonie tylakoidu występuje chlorofil a, β -karoten, barwniki ketokarotenoidy, a w nich żółte barwniki z grupy ksantofili, echineon, zeaksantyna. Występują również barwniki tworzące charakterystyczne krążkowe struktury, fikobilisomy, które łączą się z zewnętrzną powierzchnią tylakoidów. Składają się z niebieskiego barwnika fikocyjaniny, fikobiliprotein, allofikocyjaniny i czerwonej fikoerytryny, która pełni funkcję niewystępującego w komórkach sinic chlorofilu b. W skład fikobiliprotein wchodzi białka fikocyjanobiliny i fikoerytrobiliny, które służą jako przekaźnik i oddają pochłoniętą energię słoneczną w szczególności fotosystemowi II. W fotosystemie I bierze udział chlorofil a [2, 4]. Na rysunku 1. przedstawiono schemat budowy komórki sinicy.

Sinice zabarwione są na odpowiedni kolor zależnie od proporcji barwników w chromatoplazmie. Najczęściej zabarwione są na niebiesko, ale również występuje barwa niebiesko-zielona, fioletowa, karminowa, brązowa i czarna. Komórki sinic nie występują w kolorze zielonym jak rośliny w tym glony. Na ubarwienie wielu komórek sinic wpływ ma również barwa padającego światła. W świetle czerwonym produkowana jest fikocyjanina (barwa niebieska), a w świetle niebieskim i zielonym produkowana jest w większych ilościach fikoerytryna (barwa czerwona) [4, 6].

endospory, egzospory i akinety. U gatunków nitkowatych lub tworzących cenobia odbywa się to poprzez fragmentację nici lub cenobi. Wytwarzają one również komórki pomagające rozmnażaniu, którymi są baeocyty, nanocyty i hormocysty. Te ostatnie służą do powstawania krótkich łańcuchów komórek tworzących nici, nazywających się hormogoniami. W grupie sinic nie występuje rozmnażanie płciowe. Dodatkowo mogą przetrwać długi okres niekorzystnych warunków poprzez wytworzenie form przetrwalnych, do których zalicza się artrospory lub akinety. Sinice wzrastając w płytkich wodach tworzą warstwę ułożone zbiorowiska wzrostu, zwane stromatolitami [4, 5, 7, 8].

Sinice podczas fotosyntezy wytwarzają najczęściej wielocukier glikogen. Ten produkt przemiany fotosyntezy różnicuje sinice od roślin, w tym glonów gdzie produktem końcowym jest często inny wielocukier skrobia. Magazynowanie cukru odbywa się w formie drobnych ziarnistości w nukleoplazmie [4].

Korzystny wpływ glonów i sinic na środowisko oraz różne sposoby ich wykorzystywania w przemyśle

Korzystnym wpływem glonów i sinic na środowisko jest produkcja pierwotna. W m³ wody zbiornika oligotroficznego znajdują się około 25 gramów węgla, a w eutroficznym 350 gramów. Biomasa glonów i sinic to według szacunków netto 50·10⁹ ton, w tym sucha masa w oceanach 4·10⁹ ton. Grupami tworzącymi fitoplankton są organizmy takie jak: okrzemki (31%), bruzdnice (28%), wiciowce (25%), formy kokoidalne (25%) i sinice (16%). Organizmy udostępniają węgiel innym organizmom w zbiornikach wodnych, morzach i oceanach w postaci rozpuszczonej materii organicznej (DOM – dissolved organic matter) stanowiącej 80-90% materii organicznej w morzach. Jest ona podstawowym źródłem pożywienia dla bakterii heterotroficznych. Komórki glonów, sinic, populacje bakterii oraz DOM tworzą początkowe ogniwa łańcucha pokarmowego w wodach. [2]

U bruzdnic i zielenic zauważa się symbiotyczne związki z grzybami i porostami, a nawet ze zwierzętami. Do takich symbiotycznych organizmów należą zooksantelle z grupy bruzdnic, które przybierają formy kokoidalne wewnątrz komórki zwierzęcej. Zaobserwowano ich związek z pierwotniakami, promieniowcami, stułbiami, koralowcami, ukwiałami i małżami. Nie są one trawione przez te organizmy, choć są wewnątrz komórki, ponieważ rozwijają się w wakuolach zbudowanych z podwójnej błony. Organizm zwierzęcy dostarcza do komórek glonów potrzebny im ditlenek węgla, azot nieorganiczny, fosforany i witaminy, a otrzymuje kwasy organiczne, glicerol, glukozę. Inna grupa zoochlorelle współlistnieje z orzęskami, stułbiami, nicieniami, amebami, płazińcami, otwornicami, małżami. Glony wytwarzają dla nich kwas glikolowy, alaninę, maltozę, a otrzymują ditlenek węgla, azot nieorganiczny i niektóre makrosubstancje odżywcze. Innym przykładem jest proces

budowania raf koralowych, gdzie nieodzownym partnerem dla koralowców są glony. Podobnie promieniowce, które związane są z produkcją pierwotną w oceanach zależne są od glonów. Relacje glonów z różnymi organizmami wiążą się z dostarczeniem przez nie potrzebnych węglowodanów wytwarzanych w procesie fotosyntezy. [2, 9]

Stosowanym przez człowieka produktem, który powstał w wyniku odkładania się pancerzyków okrzemek jest ziemia okrzemkowa złożona z dwutlenku krzemu (SiO_2). Jest to produkt o właściwościach obojętnych i nie rozpuszcza się w wodzie. Zastosowanie znalazł w wielu gałęziach przemysłu jako np. dodatek do farb odbłaskowych, wypełnienie filtrów, uszczelnienia i ochrony elementów przed ogniem, a nawet jako środek owadobójczy.

Nie do końca poznaną do tej pory funkcją glonów jest bioluminescencja wielu bruzdnic. Organizmy te emitują światło pulsacyjne o mocnej intensywności lub mniej intensywne światło o charakterze ciągłym. Długość fali promieniowania to 474 nm i jest to barwa niebieskozielona. Proces świecenia związany jest z reakcją między tetrapirolem (lucyferyną), a enzymem lucyferazą w scyntylonach, które są grupą pęcherzyków skupionych przez błonę. Charakterystyczna cecha tych bruzdnic może być wykorzystywana w medycynie i nauce jako znacznik komórek. Dzięki temu efektywniejszym będzie odróżnienie komórek z markerem bioluminescencyjnym od innych [2].

Glony i sinice są obiektem zainteresowań naukowców, którzy starają się wykorzystać różnorodne ich umiejętności. Obecnie prowadzone są badania związane m.in.: z wykorzystaniem glonów do oczyszczania wód użytkowych, remediacji metali ciężkich, produkcji biopaliwa. Stosuje się je w badaniach przyrodniczych w naukach biotechnologicznych. Przekształca się je w produkty spożywcze, lecznicze i kosmetyczne.

Hołdys [10] opisuje współczesne osiągnięcia naukowców związane z produkcją paliw samochodowych i samolotowych z węglowodorów wytwarzanych przez glony. W przyszłości produkcja biopaliw przez te organizmy może być powiązana z metabolizowaniem związków biogenych mających wpływ na eutrofizację, co będzie sprzyjać poprawie jakości ekosystemów wodnych. Dlatego też ważnym jest opracowanie procesu technologicznego wykorzystującego wymienione wyżej zdolności tych organizmów jak i możliwości ich produkcji na skalę przemysłową. Przykładem zastosowania glonów w procesie oczyszczania ścieków miejskich i produkcji biopaliwa jest skonstruowana w 2006r. instalacja. przez nowozelandzką firmę Aquaflow. Początkowo hodowla odbywała się w stawach o powierzchni 0,4 km², w których dziennie wytwarzano kilka ton glonów. Przedsiębiorstwo zwiększyło obiekt do hodowli glonów do 4 km², budując w Stanach Zjednoczonych kompleksową instalację do produkcji biopaliwa. W celu zmniejszenia kosztów rafinerię zlokalizowano blisko stawów. Praca rafinerii polega na przetworzeniu wyekstrahowanych z glonów węglowodorów w paliwo użytkowe – biodiesel. Najbardziej zain-

interesowane pozyskiwaniem w ten sposób paliwa są linie lotnicze. W tabeli 1 podano przybliżoną wydajność wytwarzania biooleju z różnych rodzajów biomasy z jednego hektara uprawy.

Tabela 1. Wydajność wytwarzania biooleju z różnych rodzajów biomasy

Rodzaj uprawy	Wydajność [l/ha]
Kukurydza	172
Soja	446
Orzech ziemny	1059
Rzepak	1190
Kokos	2689
Mikroalgi	136900

Źródło: [13]

Obecnie Aquaflow posiada swoje przedstawicielstwa w wielu państwach na świecie skupiających się w międzynarodową firmę Schott NA. W Polsce zarejestrowana jest pod nazwą AlgaeLabs sp. z o.o.

Inną firmą zajmującym się produkcją biopaliwa jest PetroSunw w Teksasie, posiadająca 157 oddzielnych stawów o łącznej powierzchni 7,2 km². W Holandii zaś firma AlgaeLink donosi iż wynalazła proces pozyskiwania oleju z glonów nie używając do tego procesu środków chemicznych, suszenia lub prasy. Według firmy do wytwarzania 12000 dm³ oleju z glonów na godzinę, z wydajnością procesu 50% potrzebne jest 26 kilowatów energii. Podobne badania prowadzono na Old Dominion University w stanie Wirginia w USA. W zrealizowanym projekcie do hodowli glonów wykorzystano ścieki komunalne i wytworzono w ciągu roku 70000 dm³ biodiesla [10, 11].

W Polsce również prowadzi się badania nad możliwością intensyfikacji wytwarzania i zastosowania glonów. Naukowcy z Politechniki Częstochowskiej wraz z konsorcjantem biznesowym firmą Primeco S.A. zrealizowali projekt pt. „Technologia uprawy mikroglonów w bioreaktorach zamkniętych z recyklingiem CO₂ i innych odpadów z biogazowni”. Zadaniem projektu było opracowanie i praktyczne zweryfikowanie zasad budowy zamkniętych bioreaktorów w celu:

- wytwarzania surowców do produkcji biopaliwa, pasz, żywności, suplementów diety, kosmetyków i farmaceutyków,
- wychwytu i utylizacji CO₂ z gazów spalinowych powstałych ze spalania gazu metanowego, biomasy lub węgla,
- oczyszczania gazów metanowych, a w szczególności biogazu, metanu z kopalń węgla kamiennego i gazu łupkowego,
- wykorzystania ciepła odpadowego z systemów kogeneracji [12].

Autorzy badań potwierdzili duży potencjał w wykorzystaniu glonów i sinic do produkcji biopaliw, biogazu i innych badanych zastosowaniach. W tabeli 2 podano ilość biogazu wytworzonego z biomasy glonów i sinic zastosowanych jako wsad do komór w procesie mezofilowej fermentacji metanowej i porównanie ich z analogicznym doświadczeniem, w którym wykorzystano roślinność lądową.

Tabela 2. Ilość biogazu uzyskiwanego w procesie mezofilowej fermentacji metanowej

Surowiec	Ilość biogazu [dm ³ / kg s.m.]	Zawartość metanu [%]
Rośliny lądowe		
Wytłoki z ziemniaków	820	54
Korzenie buraków cukrowych	620	65
Lucerna	450-600	56-64
Jarmuż	440-560	47-58
Trawa	450-530	55-57
Kukurydza	350-500	50
Owies	450-480	51-55
Siano	350-460	54-65
Słoma	350-450	54-58
Liście buraków cukrowych	380	66
Głony		
<i>Macrocystis pyrifera</i>	181,4 ± 52,3	100
<i>Laminaria sp.</i>	260-280	62-67
<i>Laminaria digitata</i>	500	
<i>Gracilaria sp.</i>	280-400	
<i>Macrocystis</i>	390-410	
<i>Ulva sp.</i>	200	
<i>Scenedesmus obliquus</i>	210	100
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	587	62-67
<i>Chlorella vulgaris</i>	240	100
Sinice		
<i>Spirulina platensis</i>	280	100

Źródło: [14]

Z popularnego i dosyć łatwego w hodowli glonu *Chlorella vulgaris* oraz sinicy *Spirulina platensis* uzyskano odpowiednio 240 i 280 dm³ CH₄/ kg s. m. W porównaniu z roślinnością lądową, a szczególnie z powszechnie stosowaną jako wsad do komór fermentacji kukurydzą, glony mają porównywalną zdolność produkcji biogazu z uwzględnieniem procentowej zawartości metanu w biogazie. Według Brennan i Owende [17] zawartość produkowanego biogazu z roślinności wodnej może być dwukrotnie większa poprzez dodanie zewnętrznego źródła węgla. W badaniach zastosowali oni dodatek makulatury w stosunku 1:1. Wyniki badań wyka-

zały możliwość zastosowania glonów i sinic jako substrat lub kosubstrat w biogazowniach rolniczych. W Niemczech na skutek prowadzenia uprawy monokultury kukurydzy, wysokich kosztów produkcji kiszonki, a w konsekwencji nieopłacalności prowadzenia biogazowni podano, że w latach 2009-2013 zostało zamkniętych 25% takich obiektów. Wprowadzenie uprawy glonów i sinic na potrzeby biogazowni pozwoli na odbudowę różnorodności biocenozy w regionie. Hodowla roślinności wodnej nie wymaga dużych powierzchni w porównaniu do roślinności lądowej, a uzyskany teren mógłby być zwrócony przyrodzie lub wykorzystana w inny sposób. [14, 15]

W procesie fermentacji należy zwrócić uwagę na dobór substratów oraz czas, który jest niezbędny do ich rozkładu oraz temperaturę procesu. Najwięcej biogazu można uzyskać z tłuszczów jednak czas wymagany do ich rozkładu jest długi. Pożądanymi składnikami są również polisacharydy, które charakteryzują się szybkim rozkładem. W tabeli 3 podano ilość i skład gazów powstających w wyniku fermentacji. Komórki glonów i sinic w swojej budowie mają różne proporcje węglowodanów, tłuszczu i białek. Aby jednak proces mógł zająć potrzebny jest właściwy stosunek węgla do azotu. Optymalne warunki mieszczą się w zakresie stosunku C:N 10:1 do 25:1. Zbyt wysoki stosunek C:N powoduje spadek produkcji gazu, ponieważ bakterie metanogenne pobierają azot do zaspokojenia swoich potrzeb białkowych. Natomiast zbyt niski stosunek C:N powoduje uwalnianiem azotu w postaci amoniaku, co skutkuje zwiększeniem pH [16, 18].

Tabela 3. Ilość i skład gazu powstającego w wyniku fermentacji związków organicznych

Rodzaj substratu	Ilość biogazu	Skład gazu, % (v/v)	
		CH ₄	CO ₂
węglowodany	830	50	50
tłuszcze	1425	70	30
białka	1018	52	48

Źródło: [18]

Do hodowli glonów na skalę przemysłową stosuje się dwie metody: otwarte stawy lub zamknięte systemy, które występują w wielu odmianach. W tabeli 4. przedstawiono wskazane przez Schott NA różnice wynikające ze sposobu hodowli [19].

Tabela 4. Porównanie różnic w systemach hodowli glonów

Cecha	Otwarte stawy	Systemy zamknięte
Ryzyko zanieczyszczenia	Wysokie	Niskie
Koszty inwestycyjne	Niskie	Stosunkowo wysokie

Konsumpcja wody	Wysokie	Niskie
Wydajność	Niskie	Wysokie
Jakość biomasy	Niskie	Wysokie
Elastyczność produkcji	Niskie	Wysokie

Źródło: [19]

Mając na celu zmianę modelu gospodarki na przyjazną środowisku glony mogą być wykorzystane na wiele sposobów. Badania przeprowadzone w Finlandii przez centrum badawcze VTT (Technical Research Center) w ramach projektu ALGIDA (Algae from waste for combined biodiesel and biogas production) wykazały, że nawet w chłodnym klimacie jest możliwa hodowla glonów. Dodatkowo taka uprawa w warunkach przemysłowych może przynosić zyski. Oprócz wyżej wymienionych możliwości glony mogą być wykorzystane do produkcji środków chemicznych biologicznego pochodzenia, do oczyszczania gazów przemysłowych z ditlenku węgla, jako źródło pigmentów, składnik kosmetyków i hydrożeli, jako nawóz biologiczny. W przemyśle można wykorzystać je do produkcji suplementów diety bogatych m. in. w wielonienasycone kwasy tłuszczowych omega-3. Według koordynatora projektu Arnold'a w Finlandii powinno się zintegrować proces hodowli glonów z procesami przemysłowymi. Należy to uczynić w taki sposób, aby wykorzystać wytwarzane przez glony ciepło do intensyfikacji produkcji biopaliw [18, 19].

Glony i sinice wykorzystuje się również w przemyśle spożywczym jako wysokiej jakości suplement diety bogaty w białka, witaminy i metale ciężkie niezbędne dla organizmu człowieka. Najczęstszym sposobem konserwacji i przygotowania do transportu glonów i sinic jest liofilizacja, która niechętnie przyjmowana jest przez klientów z powodu pogorszenia walorów smakowych produktu. Badacze z Uniwersytetu Warszawskiego przygotowują urządzenie komercyjne do hodowli sinicy *Spiruliny* w warunkach domowych. Jak wykazują badania dawka 3 gramów żywej *Spiruliny* na dzień, która w tej postaci posiada lepsze walory smakowe, odpowiada zapotrzebowaniu człowieka na niezbędne witaminy, mikro i makro elementy oraz w ok. 60% w białko [12, 20, 21].

Niekorzystny wpływ glonów i sinic na środowisko

Glony podczas optymalnych warunków mogą rosnąć bardzo intensywnie, a ich liczba może zmieniać się wykładniczo co stanowi zagrożenie dla środowiska naturalnego. W tym przypadku istnieje duże niebezpieczeństwo, ponieważ niektóre gatunki wytwarzają toksyny. Masowy rozwój glonów określany jest jako toksyczny zakwit, kwitnienie wody, czerwony przypływ (z ang. red tides"). Najczęściej zakwity powodowane są przez morskie bruzdnice, które zatrują ryby, ssaki, bezkrę-

gowce. Część gatunków glonów wytwarza saksytoksynę powodującą przy lekkich zatruciach odrętwienie przechodzące po kilku godzinach oraz dużo groźniejsze ciguatoksynę i maitotoksynę. Toksyczne zakwity powodują również sinice. Na rozwój, ale w szczególności na zakwity sinic i na produkcję biotoksyn mają wpływ następujące czynniki [23, 26]:

- ilość docierającego światła i ich duża tolerancja na jego częstotliwość,
- odporność sinic na skrajne wartości pH,
- występowanie wysokich temperatur powietrza do 35°C,
- wysoka średnia dobową temperatura wody,
- stężenia jonów endogennych (Zn, Cu, Fe),
- przeżywalność w środowisku o niskiej zawartości soli amonowych i azotowych, dzięki wiązaniu azotu cząsteczkowego,
- wolny przyrost biomasy w niekorzystnych warunkach, który umożliwia biosyntezę toksyn,
- uśmiercanie konkurencji poprzez produkcję biotoksyn,
- możliwość utrzymywania się i ruchu w toni wodnej dzięki wakuolom gazowym

Ich występowanie w postaci zakwitów na różnych obszarach podano w tabeli 5. Największy udział w zakwitach według Kabzińskiego [22] posiada rodzaj *Anabaena*. Rodzaje sinic występujących w zakwitach podano w tabeli 6. U sinic występują grupy: hematotoksyn np. nodularyna, mikrocytyna, cylindrospermopsyna a z grupy neurotoksyn np. anatoksynę-a, anataksynę-a(s), homoanatoksynę-a (saksotoksynę i neosaksotoksynę) oraz grupa endotoksyn a w nich LPS.

Drogą przedostawania się toksyn do organizmu jest przewód pokarmowy, bezpośredni kontakt ze skórą oraz w mniejszym stopniu poprzez układ oddechowy. Charakter toksyn jest różny zależnie od gatunku. Mają one tendencję do gromadzenia się w organizmach zwierzęcych. Z tego powodu człowiek spożywając ryby lub owoce morza może ulec poważnemu zatruciu. Przykładem glonu produkującego ciguatoksynę, która odkłada się, u niektórych gatunków ryb powodując porażenie ośrodkowego układu nerwowego, problemy żołądkowe i niewydolność oddechową jest gatunek *Gambierdiscus toxicus*. W małżach zaś odkłada się kwas domoikowy ($C_{15}H_{21}NO_6$), który po spożyciu jest groźny, wywołuje zatrucie, utratę pamięci, a nawet śmierć. Szczególnym zagrożeniem jest mikrocytyna (MCYST), która posiada wysoką toksyczność oraz właściwości kancerogenne. Znanych jest ponad 70 izoform mikrocytyny, których toksyczność ostra (LD_{50}) mieści się w przedziale 50-600 $\mu\text{g/kg}$ wagi ciała. Toksyny te, podobnie jak kwas okadaikowy, tautomycyna i kantorydyna mają zdolności do inhibicji fosfataz proteinowych typu 1 i 2A, przez co uznawane są za promotory nowotworów wątroby [23].

Tabela 5. Obszary występowania zakwitów sinic na świecie

Europa	Anglia, Belgia, Czechy, Dania, Finlandia, Francja, Grecja, Holandia, Irlandia, Niemcy, Norwegia, Polska, Portugalia, Rosja, Słowacja, Szwecja, Szwajcaria, Ukraina, Węgry, Włochy,
Ameryka	Argentyna, Bermudy, Brazylia, Chile, Kanada, USA, Wenezuela,
Środkowy Wschód i Azja	Bangladesz, Indie, Izrael, Japonia, Korea, Malezja, Chiny, Arabia Saudyjska, Tajlandia,
Afryka	Egipt, Etiopia, Maroko, Południowa Afryka, Zimbabwe,
Australia	Australia, Nowa Kaledonia, Nowa Zelandia,
Morza i oceany	Ocean Atlantycki i Indyjski, Morze Bałtyckie i Karaibskie

Źródło: [23]

Tabela 6. Udział poszczególnych gatunków sinic w zakwitach wodnych oraz produkcja poszczególnych grup toksyn

Lp.	Sinice	Zawartość w zakwicie [%]	Zawartość grup toksyn [%]		
			Hepatotoksyny	Neurotoksyny	Inne
1.	<i>Anabaena</i>	51	10	10	31
2.	<i>Aphanizomenon</i>	17	x	2	15
3.	<i>Planktothrix</i>	4	4	x	x
4.	<i>Trichodesmium</i>	2	x	x	2
5.	<i>Gomphosphaeria</i>	5	5	x	x
6.	<i>Microcystis</i>	21	13	x	8

Źródło: [23]

W Kanadzie w 1987r. w pobliżu ujścia rzeki Świętego Wawrzyńca do Atlantyku kilkaset osób miało objawy ostrego zatrucia po spożyciu małż. Do szpitala trafiło 19 osób w bardzo złym stanie, niestety 4 osobom nie udało się pomóc. Uszkodzone zostały struktury mózgu odpowiedzialne za zapamiętywanie i przeżycia emocjonalne, zespół takich zmian nazwano ASP (Amnestic Shellfish Poisoning). Do pełnej rekonwalescencji po zatruciu chorzy dochodzili przez wiele miesięcy. Powodem zatrucia było spożycie omulek (blue mussels) zawierających kwas domoikowy o stężeniu 800 µg/g masy organizmu, przy bezpiecznej dawce wynoszącej 20 µg/ 100 g mięsa. W Japonii kwas domoikowy stosuje się w mniejszych dawkach u dzieci jako środek przeciwko glistom i innym pasożytom. Toksynę tą produkują takie gatunki okrzemek jak *Pseudo-nitzschia multiseries* oraz *Pseudo-nitzschia seriata*. Występowanie toksycznych zakwitów powodowanych przez wymienione okrzemki odnotowywano w Szkocji, Francji, Hiszpanii, Danii, Portugalii, Włoszech, USA, Japonii i Nowej Zelandii. Niekiedy w tych krajach dochodziło do występowania objawów zatrucia u ludzi i zwierząt. Według przeprowadzonych badań

kwask domoikowy może odkładać się w osadzie, gdzie przenika do organizmów zasiedlających dno akwenu, a następnie kumuluje się w poszczególnych ogniwach łańcucha pokarmowego. Stwierdza się również wpływ trucizny na ataki epileptyczne u młodych uchatek [7, 24, 25, 26]. Właściwości toksyn sinic podano w tabeli 7.

Tabela 7. Właściwości toksyn sinicowych

Toksyna	Gatunki sinic	Struktura cząsteczkowa	Ilość wariantów	Sposób oddziaływania
Hepatotoksyny				
Nodularina	<i>Nodularia</i>	Cykliczny penta-peptyd	>6	hepatotoksyczność, promotor nowotworowy, inhibitor PPazy
Mikrocystyna	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Oscillatoria</i>	Cykliczny hepta-peptyd	>70	
Cylindrospermopsyna	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Umezaki</i>	Cykliczny alkolid guanidynowy	1	hepatotoksyczność, promotor nowotworowy
Neurotoksyny				
Anatoksyna-a	<i>Anabaena</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Drugorzędowa amina alkaloidu	1	neurotoksyczność, depolaryzacja blokerów nauronięśniowych
Anatoksyna-a(s)	<i>Anabaena</i>	Metylo fosforanowy ester guanidyny	1	neurotoksyczność, inhibitor cholinesterazy
Homoanatoksyna-a (saksytoksyna, neosaksytoksyna)	<i>Phormidium</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Anabaena</i>	Alkaloidy	8	neurotoksyczność, bloker kanału sodowego
Endotoksyny				
LPS	<i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i>	Lipopolisacharydy	>3	toksyczny szok, zaburzenia jelitowe i oddychania

Źródło: [23]

Następnymi glonami, które wytwarzają toksyny o działaniu paraliżującym są przedstawiciele z rodzaju *Alexandrium*. Występują w klimacie umiarkowanym w północnym Atlantyku. Produkują one saksytoksynę, która gromadzi się w małżach, ale również w krabach i ślimakach. Toksyna ta produkowana jest również przez gatunek *Pyrodinium bahamense*. Powoduje ona przy lekkim zatruciu odrętwienie, mrowienie języka, przy poważniejszych zatruciach dochodzi do upośledzenia mięśni twarzy, szyi, występowania problemu z przełykaniem i oddychaniem.

W zależności od podanej dawki śmierć może nastąpić po 2-12 godzinach. Mniej niebezpiecznymi dla ludzi i zwierząt glonami są rodzaje *Dinophysis* i *Prorocentrum*, wytwarzające związki m. in.: kwas okadaikowy, kwas azaspirowy, yessotoksynę i inne, powodujące mdłości, wymioty, biegunki i bolesne skurcze żołądka [24, 25].

Substancje odkładające się w żywych małżach nazywane są morskimi biotoksynami. W celu ochrony człowieka przed nimi zastosowano monitorowanie hodowli i oczyszczania małży. Do kontrolowanych parametrów zalicza się: ilość fitoplanktonu i oznaczenie gatunków glonów i sinic, które wchodzi w jego skład, mikrobiologiczne wskaźniki, składniki odżywcze (azotany(V), azotany(III), azot amonowy, fosforany(V), krzemiany), pestycydy, metale ciężkie, związki chloroorganiczne, zasolenie, pH, tlen rozpuszczony, przejrzystość, temperaturę. Najważniejszym jest oznaczenie biotoksyn w glonach, sinicach i małżach. Wyniki tych badań pozwalają ocenić czy można dokonać zbioru i sprzedaży małży lub przekierowania ich do zakładów oczyszczania z toksyn gdzie przemycia się je czystą wodą, proces może trwać kilka dni do kilkunastu tygodni [25].

Do zagrożeń powodujących przez glony należy również choroba prototekoz. Powodowana jest przez glony z rodzaju *Prototheca*. Miejscem występowania tych organizmów jest gleba. Nie posiadają one chlorofilu, a odżywiają się poprzez przemiany saprofityczne. Powodują one infekcję skóry, najczęściej stóp. Nie leczone zmiany skórne mogą prowadzić do poważniejszych zmian chorobowych węzłów limfatycznych. W przypadku gdy glon przedostanie się do krwiobiegu może spowodować śmierć człowieka lub zwierzęcia [7, 26].

Podsumowanie

Glony i sinice są jedną z najstarszych żyjących form życia na ziemi. Są pierwszymi organizmami łańcucha troficznego. Najliczniej występują w wodach powierzchniowych, w których udostępniają węgiel innym organizmom w postaci rozpuszczonej materii organicznej (DOM). W środowisku, niektóre gatunki mikroalg łączą się w symbiotyczne związki z grzybami, porostami i zwierzętami. W optymalnych warunkach glony i sinice mogą rosnać wykładniczo co stanowi zagrożenie dla środowiska naturalnego powodując toksyczny zakwit. Należy pamiętać, że występują wśród omawianych organizmów gatunki wytwarzające groźne toksyny. Przyjęcie niewielkiej dawki toksyny może doprowadzić do poważnych zatruc, a w konsekwencji nawet do śmierci ludzi lub zwierząt.

Od wielu lat przyjazne dla środowiska mikroalg stosuje się jako nawóz na polach ryżowych. Przykładem ich zastosowania w różnych gałęziach przemysłu jest ziemia okrzemkowa, która powstała w wyniku odkładania się pancerzyków okrzemek. Jednak badacze poszukują nowych i coraz to doskonalszych możliwości zastosowania glonów i sinic. Ich specyficzne właściwości wykorzystuje się w proce-

sach inżynierii i ochrony środowiska do oczyszczania ścieków, usuwania z nich azotu amonowego, azotanowego, pozyskiwania z glonów biopaliwa oraz jako substrat lub kosubstrat do komór fermentacji w biogazowni. Wykorzystuje się je również w produkcji produktów spożywczych, lekarstw, kosmetyków, tekstyliów, wyrobów papierniczych, produkcji farb i wielu innych.

W niniejszym opracowaniu przedstawiono tylko, niektóre możliwości ich zastosowań. Jak wykazano, hodowla glonów umożliwia wyższą produkcję biooleju w porównaniu z roślinnością lądową. Początkowe koszty budowy instalacji do hodowli biomasy roślinności wodnej są duże. Jednak korzyści wynikające z ich zastosowania będą niewątpliwie coraz to uważniej brane pod uwagę przez przyszłych inwestorów. Już dzisiaj wiele przedsiębiorstw łączy swój proces technologiczny z wykorzystaniem instalacji do hodowli glonów.

Literatura

- [1] Bajguz A., *Wpływ brassinosteroidów na kultury glonu Chlorella vulgaris poddane działaniu wybranych fitohormonów i czynników stresowych*. Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok 2007.
- [2] Nicklin J., Graeme-Cook K., Paget T., Killington R., *Krótkie wykłady Mikrobiologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
- [3] Raczyński R., *Znaczenie gospodarcze i ekologiczne glonów*. Politechnika Białostocka, Białystok 2006.
- [4] Bobrowski M.M., *Podstawy Biologii Sanitarnej*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2002.
- [5] Kunicki-Golfinger W. J.H., *Życie bakterii*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
- [6] Schlegel H. G., *Mikrobiologia ogólna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000, 2008.
- [7] Paul E. A., Clark F. E., *Mikrobiologia i biochemia gleb*. Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin 2000.
- [8] Wójcik-Szwedzińska M., Nowak D., Stańczyk-Mozanek E., *Elementy Biologii Sanitarnej*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2000.
- [9] Baj J., *Metabolizm*, w: *Biologia molekularna bakterii* pod red. Baj J. i Markiewicz Z. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.
- [10] Hołdys A., *Jazda na glonach*. Wiedza i Życie No.10, s. 48-51, 2009.
- [11] Kram J.W., *Aquaflow Bionomic harvests first wild algae*. [online], dostęp zdalny: <http://biomassmagazine.com/articles/1664/aquaflow-bionomic-harvests-first-wild-algae>.
- [12] Szczukocki D. i Krawczyk B., *Cyjanobakterie – sprzymierzeńcy czy wrogowie?* Prezentacja w Ramach VII Edycji Akademii Ciekawej Chemii. Wydział Chemii Uniwersytetu w Łodzi, 2016. [online], dostęp zdalny: www.chemia.uni.lodz.pl
- [13] Szczukocki D., Krawczyk B., Czarny K., Romanowska-Duda Z., *Wykorzystanie glonów do produkcji biopaliw*, w: *Technologia uprawy mikroglonów w bioreaktorach zamkniętych z recyklingiem CO₂ i innych odpadów z biogazowni*, pod red. Szwaja S., Wydawnictwo Instytut Maszyn Ciepłych Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2015.
- [14] Nowicka A., Zieliński M., Dudek M., Dębowski M., Elbruda K., *Porównanie wydajności produkcji biogazu z biomasy alg i roślin lądowych*, w: *Technologia uprawy mikroglonów w bioreaktorach zamkniętych z recyklingiem CO₂ i innych odpadów z biogazowni*, pod red. Szwaja S., Wydawnictwo Instytut Maszyn Ciepłych Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2015.

-
- [15] Lewicki A., *Możliwości stosowania hodowlanych alg jako kosubstratu do produkcji biogazu*. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, [online], dostęp zdalny: www.efs.wup.poznan.pl.
- [16] Biega B., *Substraty do produkcji biogazu na przykładzie wybranych biogazowni rolniczych*, [online], dostęp zdalny: <http://www.esperotia.pl/>
- [17] Brennan L., Owende P., *Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2010, 14, s. 557-577.
- [18] Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007, s. 80-113,
- [19] Arnold M., *Sustainable algal biomass products by cultivation in waste water flows*, VTT Technology 147, Wydawnictwo VTT, 2013, [online], dostęp zdalny: http://www.vttresearch.com/Documents/2014_T147.pdf.
- [20] Taurogiński B. *Glony - źródło biopaliw i środków chemicznych biologicznego pochodzenia*, [online], dostęp zdalny: www.laboratoria.net.
- [21] Martuzalska N., *Wyhoduj sobie spirulinę*. 2015, [online], dostęp zdalny: <http://biotechnologia.pl/biotechnologia/artykuly/wyhoduj-sobie-spiruline,15530>.
- [22] Mróz M., *Rola sinic w środowisku przyrodniczym*. Politechnika Białostocka, Białystok 2007.
- [23] Kabziński A. K. M., *Wpływ metali na efektywność zakwitów sinicowych w zbiornikach zaporowych*. Aura 2006 vol. 9 s.16-19.
- [24] Kabziński A. K. M., *Zakwity sinicowe*. Aura 2006, Vol. 7 s.6-8, 2.
- [25] Hołdys A., *Inwazja glonów*. Wiedza i Życie 2009, No.6, 36-39.
- [26] Michalski M. M., *Biotoksyny morskie – występowanie i metody analizy*. Żywność. Nauka. Technologia. Jakość. Pod red. Sikora T. Wydawnictwo Naukowe Polskiego Towarzystwa Technologów Żywnościowych 2006, Nr 3 (48), s. 16-22.
- [27] Sawicka J., *Zagrożenia sanitarne powodowane przez sinice*. Politechnika Białostocka, Białystok 2013.
- [28] Surmacz-Górska J., *Przemiany azotu i fosforu w wodach słodkich oraz podstawy ich usuwania*. Inżynieria Akwakultury, Olsztyn 2014.

mgr Marcin Andrzej Kruszewski¹⁾, dr Monika Naumowicz
Uniwersytet w Białymstoku, Wydział Biologiczno-Chemiczny
Zakład Elektrochemii

¹⁾ kaligula9@gmail.com

SKUTECZNOŚĆ WYBRANYCH ZWIĄZKÓW W ZWALCZANIU *VARROA DESTRUCTOR*

Effectiveness of selected compounds
against *Varroa destructor*

Słowa kluczowe: *Varroa destructor*, akarycydy, pszczoła miodna

Keywords: *Varroa destructor*, acaricides, honey bee

Streszczenie:

Varroa destructor to roztocza żerujące na pszczole miodnej, odżywiające się hemolimfą owadów. Roztocza te przyczyniają się do osłabienia kondycji rodzin pszcze-lich a tym samym do większej ich podatności na choroby takie jak zgnilec amerykański, zgnilec europejski czy masowe ginięcie pszczoł. Od momentu odkrycia pasożyta w latach 60-tych ubiegłego wieku wciąż nie ma w pełni skutecznego leku dającego możliwość jego pełnej eliminacji. W trakcie eksperymentu porównano skuteczność wybranych związków stosowanych w zwalczaniu *Varroa destructor*. Badania przeprowadzono w 2014 roku stosując dostępne środki do walki z warrozą. Porównano skuteczność następujących substancji: kumafosu, kwasu mrówkowego, tymolu, flumetryny oraz amitrazy. Stwierdzono, że najbardziej skuteczną substancją w zwalczaniu roztoczy była amitraza cechująca się skutecznością na poziomie ponad 91%. Eksperyment prowadzono na 30 rodzinach pszcze-lich w 3 pasiekach w okolicach Białegostoku. Uzyskane wyniki badań wykazały brak w pełni skutecznej substancji przeciwko pasożytom *Varroa destructor*.

Wstęp

Varroa jacobsoni był pierwszym pasożytem żerującym na pszczole miodnej, odkrytym w latach 60-tych XX wieku w Japonii oraz wschodnich rejonach Związku Republik Radzieckich. Przez długi okres czasu sądzono, że w Europie również istnieje *Varroa jacobsoni*, jednak okazało się iż roztocza w Europie różnią się mitochondrialnym DNA, ten nowy gatunek nazwano *Varroa destructor* [1-3]. Badania prowadzone przez Andersona i wsp. [1] wykazują, że pszczołę miodną atakują 2 spośród 18 różnych typów tego roztocza. Porażenie rodziny pszczelej roztocząmi, zwane potocznie warrozą, może być czynnikiem zwiększającym podatność na różne choroby w tym choroby wirusowe, co przyczynia się do osłabienia kondycji rodzin pszczelich. Wiele chorób związanych jest z obecnością roztoczy *Varroa destructor*, najmniej poznany mechanizm przenoszenia posiadają te o podłożu wirusowym. Osłabione rodziny mogą stać się źródłem schorzeń ze względu na możliwość rabunku [4-7]. Obecnie warrozą jest wyzwaniem zarówno dla pszczelarzy jak i naukowców na całym świecie. Z punktu widzenia pszczelarza najważniejszą informacją jest poznanie mechanizmu rozwoju i rozmnażania pasożyta. Informacje te dają możliwość kontroli biologicznej, stosowania pułapek i repelentów w walce przeciwko roztoczom. Bardzo szybka ekspansja roztocza spowodowała konieczność znalezienia skutecznego leku [8-13].

Akarycydy to substancje chemiczne stosowane przez pszczelarzy do kontroli i walki z roztoczami *Varroa destructor* [14-17]. Niewłaściwie stosowane akarycydy mogą zanieczyszczać produkty pszczele, najczęściej bada się ich pozostałości w wosku. Tau-fluwalinat, flumetryna, kumafos, bromopropylat oraz tymol należące do pyretroidów są najpowszechniej stosowane w walce z warrozą [18-21].

Celem badań było porównanie skuteczności wybranych substancji: kumafosu, kwasu mrówkowego, tymolu, flumetryny oraz amitrazy w walce z *Varroa destructor*. Kumafos należy do lipofilowych fosforoorganicznych insektycydów. Jest on chyba najczęstszą gromadzącą się w wosku substancją, może również doprowadzać do kontaminacji innych produktów pszczelich [18]. Związek ten ma silny wpływ na roztocza, jednak negatywnie oddziałuje również na pszczoły. Stosowanie kumafosu w dużych dawkach wpływa na proces uczenia się pszczół, a także na proces zapamiętywania, co przyczynia się do zjawiska błędzenia [22-24]. Od wielu lat z powodzeniem wykorzystuje się również kwasy organiczne (kwas mrówkowy, mlekowy, szczawiowy). Kwas mrówkowy daje bardzo dobre rezultaty w walce z roztoczami *Varroa destructor*, jest on również składnikiem miodu, dzięki czemu nie zanieczyszcza produktów pszczelich [25]. Olejki eteryczne zawierające w składzie tymol cechują się wysoką skutecznością zwalczania roztoczy *Varroa destructor*. Tymol należy do monoterpenu występujących np. w kwiatkach. Flumetryna należy do pyretroidów, jest związkiem bardzo często stosowanym do zwalczania roztoczy ze względu na łatwość aplikacji. Amitraza z powodu niewielkiej toksycz-

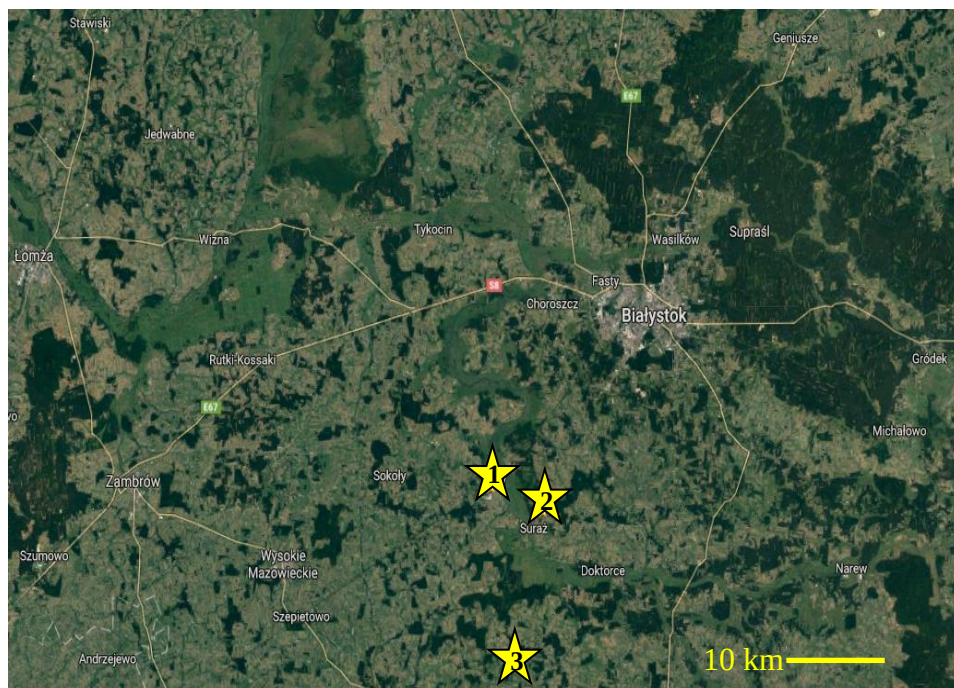
ności dla ssaków jest często wykorzystywana jako substancja przeciwko roztoczom i kleszczom np. u psów [22-24].

Stosowanie akarycydów w okresie produkcji miodu towarowego jest niezgodne z zaleceniami producenta preparatów leczniczych i przyczynia się do zanieczyszczenia produktów pszczelich [17].

Metodologia

Eksperyment przeprowadzono w 3 pasiekach zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce, w województwie podlaskim. Pasieki położone były w odległości około 35 km na południowy wschód od Białegostoku (rys. 1). Odległość pomiędzy poszczególnymi miejscami wynosiła około 20 km. Badania zostały przeprowadzone od początku października do końca listopada 2014 r. Rodziny pszczele naturalnie porażone przez roztocze *Varroa destructor*, utrzymywane były w 11-sto ramkowych ulach typu niemiecki znormalizowany, o wymiarach ramki (223 mm x 370 mm). Korpusy uli wykonane były z poliuretanu, natomiast dennica z drewna. Dennica posiadała dno zabezpieczone drobną siatką, pod którą można było umieścić lekki papier do kontroli osypu roztoczy. W każdej rodzinie znajdował się czerw w ilości około 2-2,5 plastra. Do badania użyto 30 rodzin pszczelich, które podzielono na 5 grup w każdej po 6 rodzin. Ze względu na intensywną budowę plastrów z czerwem trutowym w okresie od maja do czerwca czerw ten był usuwany, regularnie po zasklepieniu. Niszczenie czerwii trutowego stanowi naturalną metodę ograniczania populacji roztoczy. W każdej grupie użyto innej substancji. Wyboru substancji dokonano po rozmowach z kilkoma pszczelarzami, którzy z powodzeniem używają tych substancji od kilku lat. Każda z nich należy do odrębnej grupy chemicznej co stanowi dodatkowy atut porównawczy. W pierwszej grupie zastosowano flumetrynę, ule te znajdowały się w lokalizacji pierwszej. W drugiej grupie użyto kumafosu, rodziny te znajdowały się w lokalizacji 2. W trzeciej grupie znajdowało się 18 koloni i zastosowano następujące substancje: amitrazę, kwas mrówkowy oraz tymol. Różnice w rozmieszczeniu uli wynikały z czasu trwania leczenia aby wyeliminować zjawisko przemieszczania się roztoczy pomiędzy ulami. W każdej grupie dwa spośród 6 uli stanowiły grupę kontrolną.

Wszystkie rodziny pszczele wykorzystane do eksperymentu były wolne od wszelkich chorób, a także były poddane leczeniu przeciwko *V. destructor* w poprzednim sezonie. Leczenie w roku 2013 przeprowadzono za pomocą preparatu Biowar 500, zawierającego amitrazę jako substancję czynną. Preparat miał postać plastikowych pasków nasączonych preparatem do zawieszenia pomiędzy ramkami. W każdym ulu zawieszano dwa paski zawierające 500 mg amitrazy na pasek na okres 6 tygodni.



Rys. 1. Położenie 3 pasiek, w których przeprowadzono eksperyment, na fragmencie mapy Polski

Źródło: Internet Google Maps, modyfikacje autora

Do badań zastosowano następujące substancje:

- flumetryna 3,6 mg /pasek (Bayvarol, Bayer Animal Health GmbH),
- kumafos 32 mg/ml (Perizin, Bayvarol, Bayer Animal Health GmbH),
- amitraza 12.5 mg/tabletka fumigacyjna (Apiwarol, Poland Biowet Pulawy),
- kwas mrówkowy (Sigma Aldrich St. Louis, MO),
- tymol 12.5 g/50 g żel (Apiguard, Laleham Healthcare Ltd Sycamore Park, Mill Lane, Alton, Hampshire, UK).

Flumetrynę wykorzystano w postaci pasków. W każdym ulu zawieszono 4 paski, pomiędzy ramkami. Substancja uwalniała się z pasków w procesie parowania. Czas leczenia trwał 5 tygodni zgodnie z zaleceniami producenta [26].

Roztwór kumafosu przygotowano zgodnie z zaleceniami producenta [27], o stężeniu 3,2% (rozpuszczono 1 ml preparatu Perizin w 50 ml wody destylowanej). Tak przygotowanym roztworem polewano pszczoły w uliczkach międzyramkowych.

Amitraza była stosowana w postaci tabletek fumigacyjnych. Zapaloną tabletkę zamocowaną w uchwycie wykonanym z drutu umieszczano w zamkniętym ulu na okres 20 minut. Po wymaganym czasie ul otwierano [28].

Kwas mrówkowy stosowano o stężeniu 85% do odparowania wewnątrz ula. Do specjalnego pojemnika, o perforowanych ściankach umożliwiającym kontrolę odparowującej ilości kwasu, wlewano na watę 50 ml roztworu. Pojemnik umieszczano nad ramkami [29].

Tymol podawano w postaci żelu do odparowania. Żel zapakowany był w aluminowych tackach zabezpieczonych folią, przed umieszczeniem w ulu folię zabezpieczającą usuwano, a preparat postawiono na ramkach. Po 12 dniach, w momencie odparowania całej zawartości, tacę wymieniano na nową [30].

Wszystkie substancje stosowano zgodnie z zaleceniami producenta, wszelkie obserwacje dotyczące kontroli siły rodzin oraz ilości osypu *V. destructor* zapisywano w protokole (rys. 2).

Po zakończeniu eksperymentu, w każdym ulu przeprowadzono dodatkowo kontrolną fumigację w celu określenia pozostałości roztoczy.

Wszystkie plastry używane w trakcie stosowania akarycydów zostały usunięte z ula wiosną następnego roku, w celu uniknięcia kontaminacji miodu.

kumafos (Perizin)	numer ula	Dzień															
		1-10		11		12-17			18		19-27		28				
	naturalny osyp		kumafos		osyp po leczeniu					naturalny osyp							
	1																
	2																
3																	
efekty uboczne				X					X				X				
Amitraz (Aptiwarol)	numer ula	Dzień															
		1-10		11		12-17			18		19-27		28				
	naturalny osyp		amitraz		osyp po leczeniu					naturalny osyp							
	1																
	2																
3																	
efekty uboczne				X					X				X				
kwas mrówkowy	numer ula	Dzień															
		1-10		11		12-17			18		19-27		28				
	naturalny osyp		kwas		osyp po leczeniu					naturalny osyp							
	1																
	2																
3																	
efekty uboczne				X					X				X				
tymol (Apigard)	numer ula	Dzień															
		1-10		11		12-17		18	19-22	23	24-29		30	31-35	36	37-44	45
	naturalny osyp		tymol		osyp po leczeniu		tymol		osyp po leczeniu				naturalny osyp				
	1																
	2																
3																	
efekty uboczne				X		X				X				X		X	
flumetryna (Bayvarol)	numer ula	Dzień															
		1-10		11		12-17		18	19-24	25	26-31	32	33-38	39	40-45	46	47-55
	naturalny osyp		flumetryna		osyp po leczeniu				osyp po leczeniu				naturalny osyp				
	1																
	2																
3																	
efekty uboczne				X		X				X				X		X	

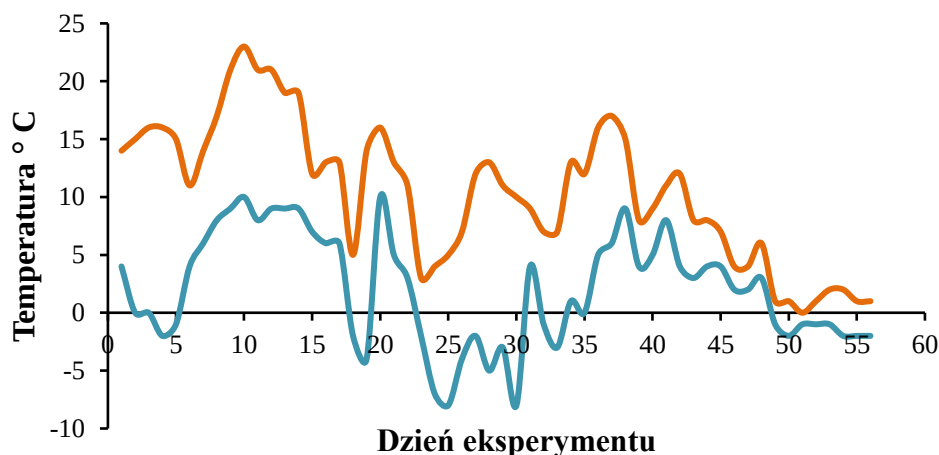
Rys. 2. Protokół do kontroli osypu roztoczy *Varroa destructor* – wersja dla 3 uli, gdzie X – kontrola siły rodziny

Źródło: Opracowanie własne autora

Dyskusja wyników i wnioski

Stosowanie substancji mających odparować w ulu wymaga odpowiedniej temperatury. Temperatura zewnętrzna ma wpływ na wiązanie się kłębu zimowego i odpowiedniego rozprowadzania substancji czynnej pomiędzy pszczołami. Zbyt niska temperatura stosowania może powodować zmniejszone działanie leków ze względu na nieskuteczne rozprowadzanie substancji pomiędzy pszczołami. Niemniej jednak leki powinny być stosowane w momencie kiedy w ulach nie ma czerwii, co determinowane jest temperaturą zewnętrzną. Maksymalne i minimalne temperatury otoczenia były rejestrowane za pomocą domowej stacji pogodowej, uzyskane wartości przedstawiono na rys 3. Podczas pierwszego użycia wszystkich substancji temperatura w trakcie dnia sięgała 21°C, w nocy spadała do 8°C. Druga dawka tymolu została zaaplikowana 23 dnia trwania eksperymentu – tego dnia temperatura maksymalna wynosiła 3°C, a minimalna -2°C. Najniższa temperatura otoczenia, -8°C, została zarejestrowana 32 dnia eksperymentu.

Ze względu na gospodarkę w ulach wykonanych z poliuretanu oraz zimowanie bardzo silnych rodzin na jednym korpusie o małej kubaturze, temperatura zewnętrzna miała niewielki wpływ na badania. Pozwalało to na utrzymanie w ulu wymaganej temperatury.



Rys. 3. Wykres dobowej temperatury, kolor pomarańczowy - temperatura maksymalna, niebieski – temperatura minimalna

Źródło: Opracowanie własne autora

Przed zastosowaniem wybranej substancji przeprowadzono 10-cio dniowy pomiar naturalnego osypu *Varroa destructor*, w celu określenia poziomu porażenia pasożytami. Przyjmuje się iż stopień porażenia pasożytem jest około 120 razy

większy niż naturalny dzienny osyp. Największy naturalny osyp wynosił 24 sztuki, a najmniejszy 12. We wszystkich rodzinach średni dzienny naturalny osyp wynosił 17 ± 2 sztuk roztoczy. W grupie pierwszej, gdzie zastosowano flumetrynę, liczba martwych roztoczy zawierała się od 90 do 353, w rodzinach gdzie stosowano kumafos od 170 do 823. W rodzinach gdzie do walki z roztoczami użyto amitrazy ilość martwych roztoczy zawierała się w zakresie 183-1327, w przypadku tymolu zakres ten wynosił 23-785. W rodzinach leczonych kwasem mrówkowym śmiertelność roztoczy wynosiła od 25 do 738 sztuk. Stopień porażenia roztoczami był na średnim poziomie obserwowanym od kilku lat.

Efektywność stosowanej substancji obliczono korzystając ze wzoru [31]:

$$V_E = \frac{V_S}{V_N + V_S} \cdot 100\%$$

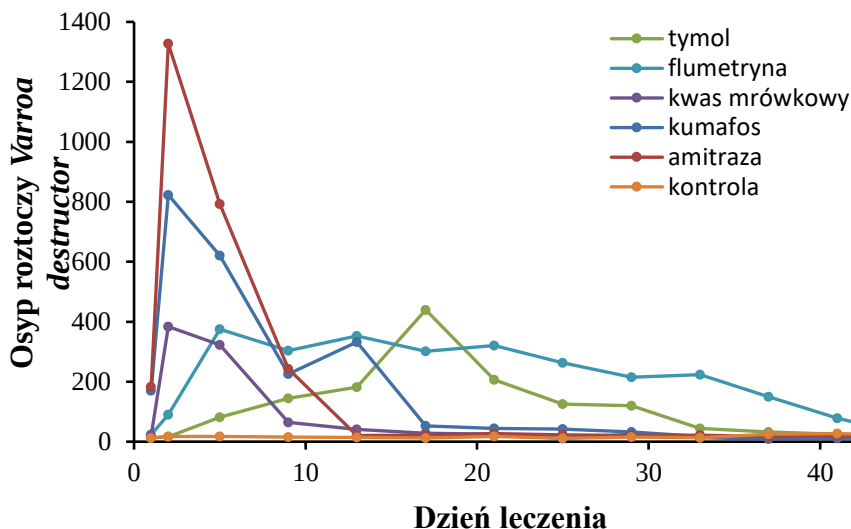
gdzie:

V_E - efektywność wybranej substancji,

V_S - ilość martwych roztoczy po zastosowaniu substancji,

V_N - naturalny osyp,

V. destructor.



Rys. 4. Osyp roztoczy *Varroa destructor* w trakcie leczenia

Źródło: Opracowanie własne autora

Podczas pierwszej aplikacji tymolu w okresie kiedy w ulach znajdował się jeszcze czerw, skuteczność związku była znacznie niższa niż podczas drugiej aplikacji (rys. 4). Zmniejszona skuteczność może się wiązać z żerowaniem roztoczy na czerwiu krytym. Podobne obserwacje zanotowano w pracy [32], w której wyka-

ziano wyraźny wzrost osypu roztoczy po drugiej aplikacji. Tymol jako substancja pochodzenia naturalnego nie wywołuje negatywnych efektów w przypadku jego stosowania, jednak zbyt intensywne parowanie może powodować okłębianie matek a także zjawisko błędzenia pszczół. Z punktu widzenia pszczelarza aplikacja tymolu w postaci żelu jest szybką i prostą metodą, nie wymagającą skomplikowanych operacji, jednak skuteczność samej substancji była mniejsza niż pozostałych i wynosiła 56%.

W grupie gdzie zastosowaną substancją była flumetryna, skuteczność przeciwko roztoczom wynosiła ponad 90%, co jest zgodne z badaniami przeprowadzonymi przez Loucif-Ayad i wsp. [33]. Sam proces aplikacji substancji był wyjątkowo prosty, wymagał jedynie zawieszenia w ulu 4 plastikowych pasków i usunięcia ich po 5 tygodniach. Średni czas poświęcony na leczenie 1 rodziny to około 7 minut. Jej wpływ na organizm pszczoły jest niewielki, w skrajnie wysokich stężeniach może prowadzić do okłębiania matek.

Skuteczność kwasu mrówkowego to ponad 57%. Jego stosowanie wymaga jednak dużo przygotowań i ostrożności. Po aplikacji kwasu mrówkowego zauważono zmniejszenie ilości czerwiu otwartego oraz więcej niż w pozostałych ulach martwych pszczół przed wylotkiem. Zmniejszenie wydajności czerwienia przez matkę pszczelą może przyczyniać się do osłabienia rodzin na wiosnę. Zbyt intensywne parowanie może powodować okłębianie matek pszczelich. Otrzymane wyniki i obserwacje są zbieżne z pracą [34], gdzie autorzy również zaobserwowali zmniejszenie ilości czerwiu i pszczół w rodzinach po zastosowaniu kwasu mrówkowego.

Skuteczność kumafosu jako substancji czynnej wynosiła ponad 82%. Przygotowanie roztworu o odpowiedniej temperaturze może być problemem pszczelarzy posiadających pasieki z dala od swojego miejsca zamieszkania. Wiąże się to z koniecznością wcześniejszego przygotowania roztworów i umieszczenia ich w termosie. Termin zabiegu jest silnie uzależniony od warunków pogodowych. Roztocze może wykazywać odporność na stosowanie kumafosu, co zaprezentowano w pracy [35]. W przypadku przeprowadzonego eksperymentu nie zaobserwowano spadku skuteczności preparatu, ponieważ co roku stosowany jest inny środek przeciwko roztoczom. Podczas stosowania kumafosu nie zauważono negatywnego wpływu na matkę oraz pszczoły. Rodziny rozwijały się normalnie, podobne obserwacje zanotowano w pracy [21]. Kumafos jest substancją lipofilową, dlatego dobrze rozpuszcza się w wosku. Zanieczyszczenia z wosku mogą przenosić się do innych produktów pszczelich składanych w plastrach [16]. W wielu badaniach wosku wykrywa się pozostałości kumafosu [36]. Drugą substancją często poddawaną kontroli jest amitraza, substancja ta nie jest jednak trwała w miodzie. Po kilku tygodniach ulega rozkładowi do metabolitów, przez co jest praktycznie nie do wykrycia w miodzie. Zanieczyszczenia produktów pszczelich mogą być przemieszczane przez pszczoły na ich ciałach i nogach [37]. W trakcie badania nie zauważono negatywnego wpływu kumafosu na czerwienie matki oraz żywotność pszczół. W pracach [22, 37],

autorzy przedstawiają negatywny wpływ tego związku na rozwój rodzin pszczelich. Pszczelarz przed zastosowaniem akarycydów powinien uważnie przeczytać instrukcję stosowania danego leku. Kwas mrówkowy najlepiej stosować wiosną i jesienią, kiedy temperatura otoczenia wynosi około 20°C, występują najlepsze możliwości wentylacji ula przez pszczoły a proces parowania jest bardziej efektywny [38, 39].

W przeprowadzonym badaniu najlepsze właściwości w zwalczaniu roztoczy wykazała amitraza. Zastosowanie tabletek fumigacyjnych jest najszybszą i najbardziej komfortową metodą z punktu widzenia pszczelarza. Efektywność amitrazy wynosiła ponad 91%. Stosowanie amitrazy może powodować zwiększenie aktywności pszczół, nie powoduje jednak efektów ubocznych. Otrzymane wyniki są zgodne z pracą [40], w której autorzy stosujący amitrazę podkreślają, że efektywność fumigacji zależy od temperatury otoczenia. W przypadku uli o dużej kubaturze i słabych rodzin może to być związane z wcześniejszym wiązaniem się kłębu zimowego, przez co dostęp dymu do pszczół wewnątrz kłębu jest znacznie trudniejszy. Stosowanie tabletek fumigacyjnych powinno być wykonywane podczas bezwietrznej pogody, ponieważ powstający dym jest niebezpieczny dla ludzi.

Wszystkie użyte substancje cechują się wysoką skutecznością przeciwko roztoczom *Varroa destructor*, zestawienie efektywności substancji zostało przedstawione na rys. 4. Wszystkie wykorzystane substancje wymagają odpowiedniej temperatury otoczenia mieszczącej się w zakresie od 15 do 30°C. Stosowanie biologicznej walki z roztoczami przyczynia się do zmniejszenia ich populacji i lepszej efektywności aplikowanych leków. Usuwanie czerwii trutowego powinno odbywać się regularnie. Usunięte larwy powinny być możliwie szybko unieszkodliwione, ze względu na możliwość rozwoju chorób takich jak zgnilec amerykański czy europejski. Postępowanie takie może być uciążliwe dla pszczelarzy.

Pozyskany czerw trutowy może zostać wykorzystany do wykonania homogenatu. Homogenat czerwii trutowego to zmiksowane larwy trutni wraz z miodem. Tak przygotowana mieszanka ma jednak niską trwałość i powinna być szybko użyta. Homogenat jest źródłem łatwo przyswajalnego białka zwierzęcego, makro i mikroelementów [41].

Najistotniejszym warunkiem skuteczności przeprowadzonego leczenia przeciwko *Varroa destructor* jest odpowiedni termin, kiedy w ulu matki przestają czerwicić i występuje niewielka ilość czerwii krytego. Wieczka czerwii krytego chronią roztocza przed kontaktem z substancją aktywną preparatu.

Podsumowanie

W doświadczeniu przeprowadzono badanie mające na celu porównanie skuteczności pięciu wybranych substancji w walce z roztoczami *Varroa destructor*.

W wyniku przeprowadzonego doświadczenia nie znaleziono substancji, która cechowałaby się 100% skutecznością w zwalczaniu *Varroa destructor*, badane substancje pozwalają jednak na wystarczające opanowanie inwazji roztoczy.

Najszybszą i najbardziej efektywną metodą okazała się metoda fumigacyjna. Stosując amitrazę możliwe jest przeprowadzenie w krótkim czasie leczenia w całej pasiece.

Akarycydy niewłaściwie stosowane mogą zanieczyszczać produkty pszczele takie jak miód, wosk, mleczko pszczele czy propolis, z tego względu stosowanie substancji chemicznych powinno odbywać się w odpowiednich terminach.

Duży wpływ na działanie substancji aktywnych mają: siła rodziny pszczelej, typ ula, a także warunki pogodowe. Gospodarka w ulach wykonanych z poliuretanu oraz zimowanie rodzin na jednym korpusie pozwalają na osiągnięcie dobrych efektów leczenia wybranymi substancjami.

Usuwanie czerwii trutowego jest naturalną metodą ograniczania populacji i rozwoju roztoczy *Varroa destructor*, pozwalającą na zmniejszenie populacji roztoczy w trakcie sezonu.

Literatura

- [1] Anderson D.L., Trueman J.W.H., *Varroa jacobsoni* (Acari: Varroidae) is more than one species, *Experimental and Applied Acarology* 2000, 24, s. 165–189.
- [2] Oudemans A.C., *Nog iets aangaande de „Afbeeldingen met beschrijving van insecten, schadelijk voor naaldhout”*, *Entomologische Berichten* 1904, 18, s. 156–164.
- [3] De Guzman L.I., Rinderer T.E., *Identification and comparison of Varroa species infesting honey bees*, *Apidologie* 1999, 30, s. 85–95.
- [4] Mondet F., de Miranda J.R., Kretzschmar A., Le Conte Y., Mercer A.R., *On the Front Line: Quantitative virus dynamics in honeybee (Apis mellifera L.) colonies along a new expansion front of the Parasite Varroa destructor*, *PLOS Pathogens* 2014, 10 (8), s. 1–15.
- [5] Martin S.J., *The role of Varroa and viral pathogens in the collapse of honey-bee colonies: a modelling approach*, *Journal of Applied Ecology* 2001, 38, s. 1082–1093.
- [6] Ellis J. Munn P., *The worldwide health status of honey bees*, *Bee World* 2005, 86, s. 88–101.
- [7] Nordstrom S., Fries I., Aarhus A., Hansen H., Korpela S., *Virus infections in Nordic honey bee colonies with no, low or severe Varroa jacobsoni infestations*, *Apidologie* 1999, 30, s. 475–484.
- [8] Rosenkranz P., Aumeier P., Ziegelmann B., *Biology and control of Varroa destructor*, *Journal of Invertebrate Pathology* 2010, 103, s. 96–119.
- [9] Walter D., Procter H., *Mites: Ecology, Evolution and Behavior*, CABI Publishing, Wallingford Oxon UK 1999, s. 69–104.
- [10] Wilde J., Fuchs S., Bratkowski J., Siuda M., *Distribution of Varroa destructor between swarms and colonies*, *Journal of Apicultural Research* 2005, 44 (4), s. 190–194.
- [11] Fries I., Rosenkranz P., *Number of reproductive cycles of Varroa jacobsoni in honey-bee (Apis mellifera) colonies*, *Experimental and Applied Acarology* 1996, 20, s. 103–112.
- [12] Anderson D., *Variation in the parasitic bee mite Varroa jacobsoni Oud.*, *Apidologie* 2000, 31, s. 281–292.
- [13] Anderson D.L., Sukarsih, *Changed Varroa jacobsoni reproduction in Apis mellifera colonies in Java*, *Apidologie* 1996, 27, s. 461–466.
- [14] Cizelj I.C., Glavan G., Bozic J., Oven I., Mrak V., Narat M., *Prochloraz and coumaphos induce different gene expression patterns in three developmental stages of the Carniolan honey bee (Apis mellifera carnica Pollmann)*, *Pesticide Biochemistry and Physiology* 2016, 128, s. 68–75.

-
- [15] Lambert O., Piroux M., Puyo S., Thorin C., L'Hostis M., Wiest L., Bulete A., Delbac F., Pouliquen H., *Widespread occurrence of chemical residues in beehive matrices from apiaries located in different landscapes of Western France*, PLOS ONE 2013, 8 (6), s. 1–12.
- [16] Bogdanov S., *Contaminants of bee products*, Apidologie 2006, 37, s. 1–18.
- [17] Desneux N., Decourtye A., Delpuech J.M., *The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods*, Annual Review of Entomology 2007, 52, s. 81–106.
- [18] Korta E., Bakkali A., Berrueta L.A., Gallo B., Vicente F., Bogdanov S., *Determination of amitraz and of other acaricide residues in beeswax*, Analytica Chimica Acta 2002, 475, s. 97–103.
- [19] Garcia M.A., Fernandez M.I., Melgar M.J., *Contamination of honey with organophosphorus pesticides*, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 1995, 54, s. 825–832.
- [20] Celli G., Porrini C., Radeghieri P., Sabatini A.G., Marcazzan G.L., Colombo R., Barbattini R., Greatti M., D'Agaro M.D., *Honeybees (Apis mellifera L.) as bioindicators for the presence of pesticides in the agroecosystem. Field tests.*, Insect Social Life 1996, 1, s. 207–212.
- [21] Milani N., *The resistance of Varroa jacobsoni Oud. to acaricides*, Apidologie 1999, 30, s. 229–234.
- [22] Pettis J.S., Collins A.M., Wilbanks R., Feldlaufer M.F., *Effects of coumaphos on queen rearing in the honey bee, Apis mellifera*, Apidologie 2004, 35, s. 605–610.
- [23] Haarmann T., Spivak M., Weaver D., Weaver B., Glenn T., *Effects of fluvalinate and coumaphos on queen honey bees (Hymenoptera: Apidae) in two commercial queen rearing operations*, Journal of Economic Entomology 2002, 95, s. 28–35.
- [24] Rortais A., Arnold G., Halm M., Touffet-Briens F., *Modes of honeybee exposure to systemic insecticides: estimated amounts of contaminated pollen and nectar consumed by different categories of bees*, Apidologie 2005, 36, s. 71–83.
- [25] Eguaras M., M., Palacio A., Faverin C., Basualdo M., DelHoyo M. L., Velis G., Bedascarrasbure E., *Effiacacy of formic acid in gel for Varroa control in Apis mellifera L.: importance of the dispenser position inside the hive*, Veterinary Parasitology 2002, 2488, s. 1-5.
- [26] Bayvarol, Bayer Animal Health GmbH, *Instrukcja producenta dołączona do preparatu leczniczego*, Bayer Animal Health GmbH 2014 .
- [27] Perizin, Bayvarol, Bayer Animal Health GmbH, *Instrukcja producenta dołączona do preparatu leczniczego w formie ulotki*, Bayer Animal Health GmbH 2014 .

- [28] Apiwarol, Poland Biowet Pulawy, Instrukcja użycia preparatu Apiwrol, [online], dostęp zdalny. <http://biowet.pl/produkty/apiwarol-amitraz/>.
- [29] Van Veen J., Calderon Fallas A., Cubero Murillo A., Arce H., *Varroa jacobsoni* in Costa Rica: detection, spread, and treatment with formic acid, *Bee World* 1998, 79, s. 5–10.
- [30] Apiguard, Laleham Healthcare Ltd Sycamore Park, Mill Lane, Alton, Hampshire, UK, *How to use Apiguard*, [online], dostęp zdalny. <http://www.vita-europe.com/products/apiguard/#HowtouseApiguard>
- [31] Bacandritsos N., Papanastasiou I., Saitanis C., Nanetti A., Roinioti E., *Efficacy of repeated trickle applications of oxalic acid in syrup for Varroosis control in Apis mellifera: influence of meteorological conditions and presence of brood*. *Veterinary Parasitology* 2007, 148, s. 174–178.
- [32] Gregorc A. Planinc I., *The control of Varroa destructor in honey bee colonies using the thymol-based acaricide – Apiguard*, *The American Bee Journal* 2005, 145, s. 672–675.
- [33] Loucif-Ayad W., Aribi N., Smagghe G., Soltani N., Comparative effectiveness of some acaricides used to control *Varroa destructor* (Mesostigmata: Varroidae) in Algeria, *African Entomology* 2010, 18, s. 259–266.
- [34] Skinner J.A., Parkman J.P., Studer M.D., *Evaluation of honey bee miticides, including temporal and thermal effects on formic acid gel vapours, in the central south-eastern USA*, *Journal of Apicultural. Research* 2015, 40, s. 81–89.
- [35] Pettis J.S., *A scientific note on Varroa destructor resistance to coumaphos in the United States*, *Apidologie* 2004, 35 (1), s. 91–92.
- [36] Chauzat M.P., Faucon J.P., *Pesticide residues in beeswax samples collected from honey bee colonies (Apis mellifera L.) in France*, *Pest Management Science* 2007, 63, s. 1100–1106.
- [37] Wallner K., *Varroacides and their residues in bee products*, *Apidologie* 1999, 30, s. 235–248.
- [38] Chaimanee V., Evans J.D., Chen Y., Jackson C., Pettis J.S., *Sperm viability and gene expression in honey bee queens (Apis mellifera) following exposure to the neonicotinoid insecticide imidacloprid and the organophosphate acaricide coumaphos*. *Journal Insect Physiology* 2016, 89, s. 1–8.
- [39] Calderone N.W. Nasr M.E., *Evaluation of formic acid and a thymol-based blend of natural products for the fall control of Varroa jacobsoni (Acari: Varroidae) in colonies of Apis mellifera (Hymenoptera: Apidae)*. *Journal of Economic Entomology* 1999, 92, s. 253–260.
- [40] Semkiw P., Skubida P., Pohorecka K., *The amitraz strips efficacy in control of Varroa destructor after many years application of amitraz in apiaries*. *Journal of Apicultural Science* 2013, 57 (1), s. 107–121.

- [41] Isidorow W.A, *Alchemia pszczół. Pszczoły i produkty pszczele oczami chemika*. Sądecki Bartnik, Stróże 2013, s. 64–71.

Kornelia Miernik¹⁾

Uniwersytet Śląski w Katowicach, Wydział Nauk o Ziemi

Katedra Klimatologii

¹⁾ kornelamiernik@onet.eu

ZANIECZYSZCZENIE ATMOSFERY WOJEWÓDZTWA ŚLĄSKIEGO OD POCZĄTKU XXI WIEKU NA PRZYKŁADZIE PYŁÓW ZAWIESZONYCH (PM₁₀)

Atmospheric pollution in Silesia in the beginning of XXI century for example airborne dust (PM₁₀)

Słowa kluczowe: Indeks jakości powietrza, pyły zawieszone (PM₁₀)

Keywords: Air Quality Scale, airborne dust (PM₁₀)

Streszczenie:

Województwo śląskie jest określane jako jedno z najbardziej zanieczyszczonych w skali całej Polski. W skład zanieczyszczeń wchodzi głównie związki chemiczne pochodzenia głównie antropogenicznego, m.in. tlenki siarki, tlenki azotu, tlenki węgla, ozon, benzen oraz pyły zawieszone.

W poniższym artykule zostanie scharakteryzowane kształtowanie się stężeń pyłów zawieszonych na terenie województwa śląskiego mierzonych na wybranych stacjach WIOŚ. W tym celu zostały wzięte pod uwagę dane ze stacji znajdujących się na terenie województwa śląskiego, gdzie są prowadzone pomiary stężenia pyłu zawieszonego. Za pomocą wyznaczonych parametrów określono zależność między warunkami synoptycznymi a ilością pyłów zawieszonych w atmosferze.

Wprowadzenie

Człowiek funkcjonując w środowisku, wywiera na niego mniejszy bądź większy wpływ. Objawia się on pod różną postacią: m.in. w zmianach formach terenu, w przekształceniu warunków wodnych, degradacją gleb czy też poprzez zanieczyszczenia powietrza. W zależności od regionu, możemy obserwować różny stopień przekształcenia środowiska geograficznego. Województwo śląskie należy do jednych z najbardziej przeobrażonych regionów Polski, co wynika z dużego udziału przemysłu eksploatacyjno – przetwórczego, który swoją działalnością powoduje (w różnym stopniu) degradację środowiska.

Celem niniejszego artykułu jest analiza przebiegu kształtowania się stężenia substancji jaką jest PM_{10} w latach 2003 – 2016 na wybranych stacjach pomiarowych. Dzięki temu możliwe będzie opisanie jak zanieczyszczenie to kształtuje jakość powietrza w województwie śląskim.

Charakterystyka obszaru badawczego

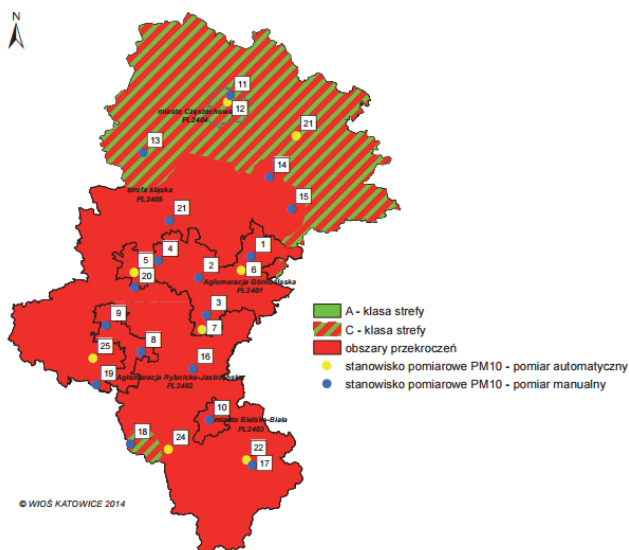
Województwo śląskie jest położone w południowej części Polski. Jego kształt jest wydłużony wzdłuż kierunku północ – południe. Rozciągłość południkowa wynosi ok. 200 km, zaś równoleżnikowa ok. 135 km. Ze względu na zajmowaną powierzchnię (12 333 km²) (Bank Danych Lokalnych, 2017) jest ono jednym z najmniejszych województw (mniejsze są tylko województwa opolskie oraz świętokrzyskie); jednakże pod względem ludności jest ono drugie co do wielkości – aż 4 570 849 osób (Bank Danych Lokalnych, 2017) (pierwsze pod względem liczby ludności to województwo mazowieckie). Inną ważną cechą charakterystyczną województwa śląskiego są jego zasoby surowców mineralnych. Ich wydobywanie oraz obróbka przyczyniły się do silnej industrializacji regionu. Wymienione wyżej czynniki nie były obojętne dla środowiska geograficznego regionu (Dulias, Hibszer, 2004).

Jedną z konsekwencji rozwoju przemysłowego jest zanieczyszczenie powietrza. Jego źródłem są najczęściej procesy emisji zanieczyszczeń pyłowych. Według Polskiej Klasyfikacji Działalności (PKD 2007) były to zakłady: przetwórstwa przemysłowego (48,9% emisji ogółem), wytwarzania i zaopatrywania w energię elektryczną, gaz, parę wodną, gorącą wodę i powietrze do układów klimatyzacyjnych (41,3%) oraz górnictwa i wydobywania (9,4%). Innymi źródłami emisji zanieczyszczeń na terenie województwa śląskiego są zakłady górnictwa (Stan środowiska, 2016).

Można zatem stwierdzić, że emisja zanieczyszczeń odbywa się na kilku płaszczyznach: powierzchniowej (np. osiedle domków mieszkalnych), punktowej (np. wysokie kominy zakładów przemysłowych) oraz liniowej (np. transport).

Metodyka opracowywania danych

Na potrzeby badanego zagadnienia skupiono się na jednym z typów zanieczyszczeń atmosfery – pyłach zawieszonych, a dokładniej jednej z jego frakcji, czyli PM_{10} . Wartości jego stężenia są mierzone na kilkunastu stacjach automatycznych rozmieszczonych w różnych częściach województwa. Pomiaru przez nie prowadzone zostały pozyskane z Banku Danych Pomiarowych zarządzanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Na potrzeby analizy wytypowano 5 następujących stacji: w Częstochowie (przy ul. Baczyńskiego 2), w Dąbrowie Górniczej (przy ul. Tysiąclecia 25), w Katowicach (przy ul. Kossutha 6), w Rybniku (przy ul. Borki 37d) oraz w Żywcu (przy ul. Kopernika 83a). Stacje zostały wybrane ze względu na swoje położenie geograficzne. Mają one obrazować przestrzenny rozkład pyłów zawieszonych na przestrzeni całego województwa. Wybór stacji pomiarowych zależał od położenia geograficznego oraz specyfikacji regionu pod względem przemysłu, jaki się znajduje w najbliższym otoczeniu stacji. Dokładną lokalizację kilku stacji przedstawiono na Rys. 1.



Rys. 1. Lokalizacja stacji pomiarowych stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} . Wybrane do opracowania stacje oznaczono pogrubioną czcionką: 1 – Dąbrowa Górnicza; 2 – Katowice; 3 – Katowice; 4 – Zabrze; 5 – Gliwice; 6 – Sosnowiec; 7 – Tychy; 8 – Żory; 9 – Rybnik; 10 – Bielsko – Biała; 11 – Częstochowa; 12 – Częstochowa; 13 – Lubliniec; 14 – Myszków; 15 – Zawiercie; 16 – Pszczyna; 17 – Żywiec; 18 – Cieszyn; 19 – Grodów; 20 – Knurów; 21 – Tarnowskie Góry; 22 – Żywiec; 23 – Żłoty Potok; 24 – Ustroń; 25 – Wodzisław Śląski

Źródło: Stan środowiska w województwie śląskim w 2013 roku, 2014

Wartości stężeń dla każdej ze stacji zostały uśrednione do wartości 24 – godzinnych. Na ich podstawie wyznaczono charakterystyki, jakie ukształtowały się w badanym okresie.

Definicja pyłu zawieszonego PM₁₀

Pył zawieszony PM₁₀ – to drobne cząstki pyłu, o średnicy poniżej 10 µm, które przez długi czas mogą unosić się w powietrzu i przemieszczać się na duże odległości od źródła emisji (Niedźwiedz, 2003). Skład pyłów zawieszonych może zawierać różne substancje chemiczne, m.in. siarkę, związki organiczne, metale ciężkie czy też alergen (np. pyłki roślin).

Pyły zawieszone mają znaczący wpływ na zdrowie organizmów żywych. Ich niewielkie rozmiary, bez problemu są w stanie dostać się do układu oddechowego człowieka, wywołując szereg chorób, m.in. stany zapalne górnych dróg oddechowych, alergię czy astmę.

Z uwagi na ochronę zdrowia zostały ustalone normy, według których jest określany stopień zamieszczenia. Zostały one ujęte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Tabela 1).

Tabela 1. Poziomy dopuszczalne, alarmowe oraz informowania dla pyłów zawieszonych w powietrzu

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarów	Poziom dopuszczalny dla niektórych substancji w powietrzu w µg/m ³	Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym	Poziom alarmowy dla niektórych substancji w powietrzu w µg/m ³	Poziom informowania dla niektórych substancji w powietrzu w µg/m ³
Pył zawieszony PM ₁₀	24 godziny	50	35 razy	300	200
	Rok kalendarzowy	40	-		

Źródło: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031)

Z definicją pyłu zawieszonego wiąże się kolejne określenie, jakim jest indeks jakości powietrza. Pozwala on na ocenę jakości powietrza. Wyznacza się go w oparciu o pomiary stężeń niektórych substancji w powietrzu (są to m.in. SO₂, NO₂, CO, PM₁₀, PM_{2,5}, O₃ oraz C₆H₆). W tabeli 2 przedstawiono progi zmienności stężeń dla poszczególnych zanieczyszczeń, w zależności od kategorii indeksu.

Tabela 2. Wartości stężeń niektórych substancji w powietrzu zestawione w indeks jakości powietrza

Indeks jakości powietrza	SO ₂ [µg/m ³]	NO ₂ [µg/m ³]	CO [µg/m ³]	PM10 [µg/m ³]	PM2,5 [µg/m ³]	O ₃ [µg/m ³]	C ₆ H ₆ [µg/m ³]
Bardzo dobry	0-50	0-40	0–2499	0-20	0-12	0-30	0-5
Dobry	51-100	41-100	2500–6499	21-60	13-36	31-70	6-10
Umiarkowany	101-200	101-150	6500-10499	61-100	37-60	71-120	11-15
Dostateczny	201-350	151-200	10500-14499	101-140	61-84	121-160	16-20
Zły	351-500	201-400	14500-20499	141-200	85-120	161-240	21-50
Bardzo zły	>500	>400	>20499	>200	>120	>240	>50

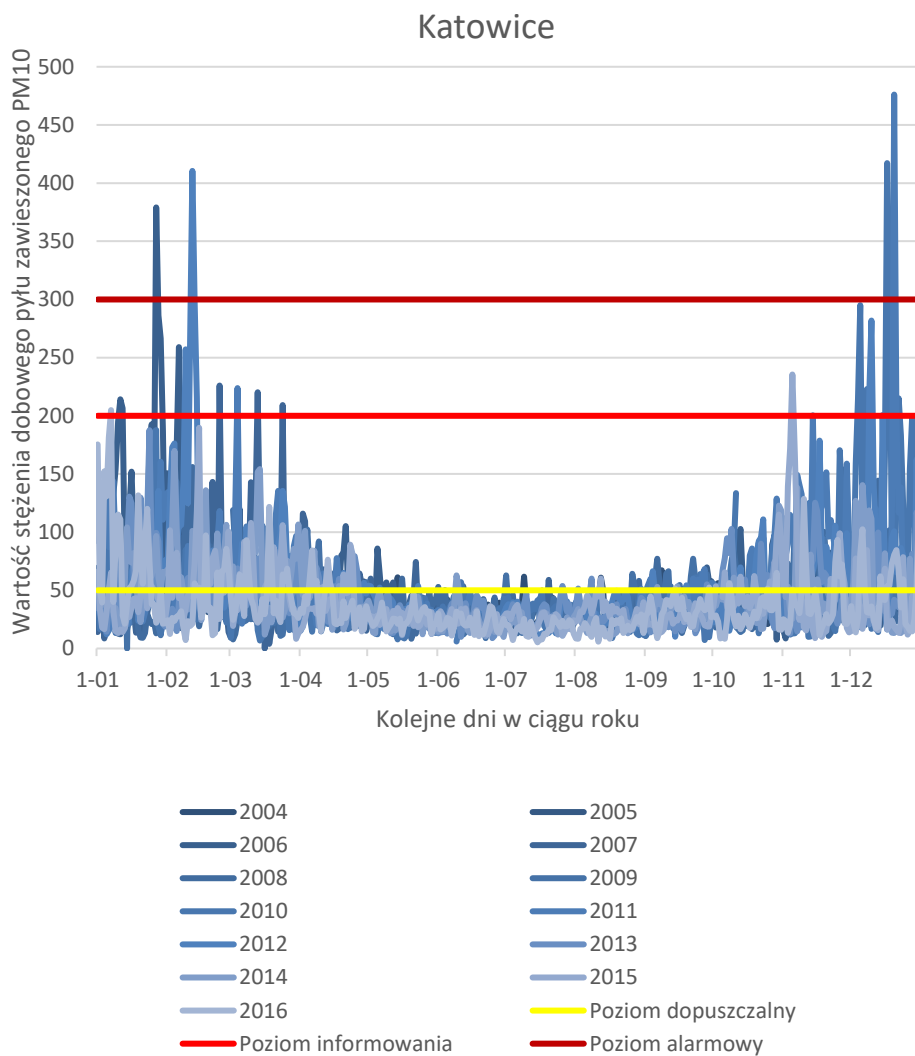
Źródło: Na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu

Wyniki

Na podstawie zebranych wyników możemy zauważyć, iż w miesiącach letnich stężenie pyłów zawieszonych w atmosferze jest dużo niższe niż w miesiącach zimowych. Pomimo braku ciągłości w części serii danych w zestawieniu wieloletnim, możemy zauważyć powtarzający się schemat. Taki układ obserwujemy w każdym z analizowanych miast. Stężenia o wartości powyżej 50 µg/m³ obserwuje się od przełomu września i października aż do końca kwietnia kolejnego roku. W pozostałych miesiącach średnia dobową wartość stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ nie przekracza dopuszczalnego poziomu określonego w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031) lub przekracza go epizodycznie.

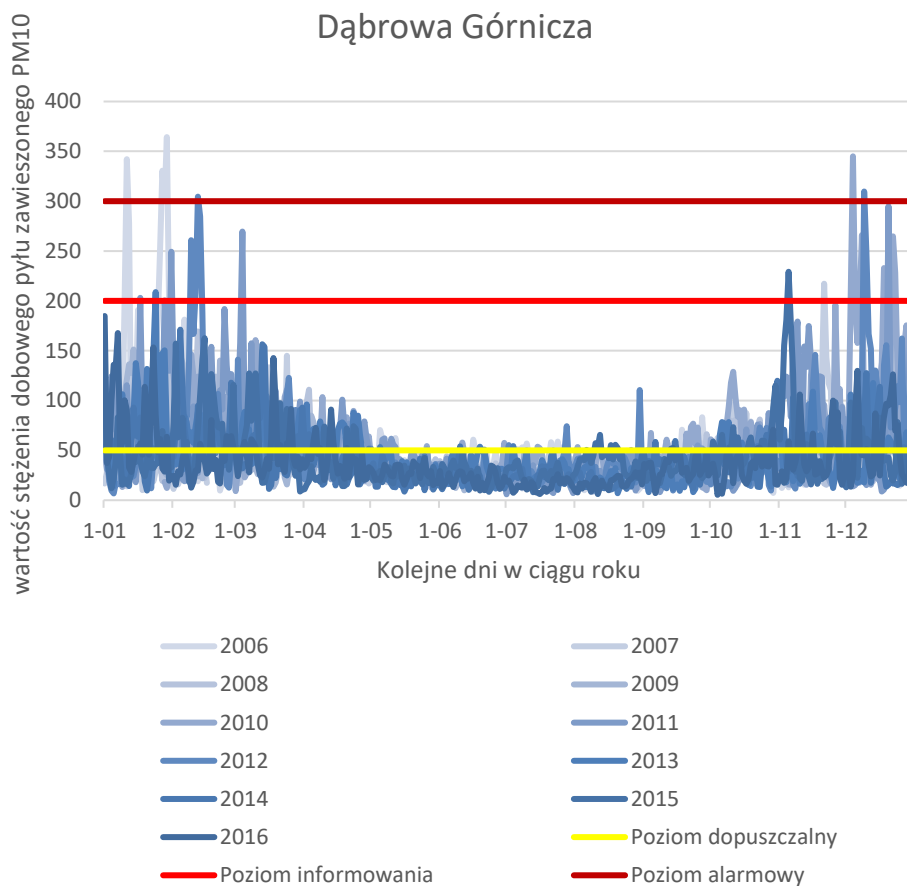
Od początku maja do końca września nie obserwuje się przekroczenia normy dopuszczalnej, jednakże mogą wystąpić takie przypadki. Miało to miejsce we wrześniu 2004 r. na stacji w Katowicach. Odnotowane wartości nie były większe niż 80 µg/m³. W klasyfikacji Indeksu Jakości Powietrza, zanieczyszczenie powietrza określono jako umiarkowane.

W miesiącach zimowych obserwuje się stałe przekroczenie normy określonej w ustawie. Wartość stężenia sporadycznie waha się w okolicach jego dopuszczalnego stężenia, jednak często ją przekracza. Nie są to tak wysokie wartości, aby zasła konieczność informowania społeczeństwa o możliwym większym zagrożeniu stanu zdrowia. Wartości stężenia PM10 w okresie zimowym są często określane jako warunki umiarkowane lub dostateczne.



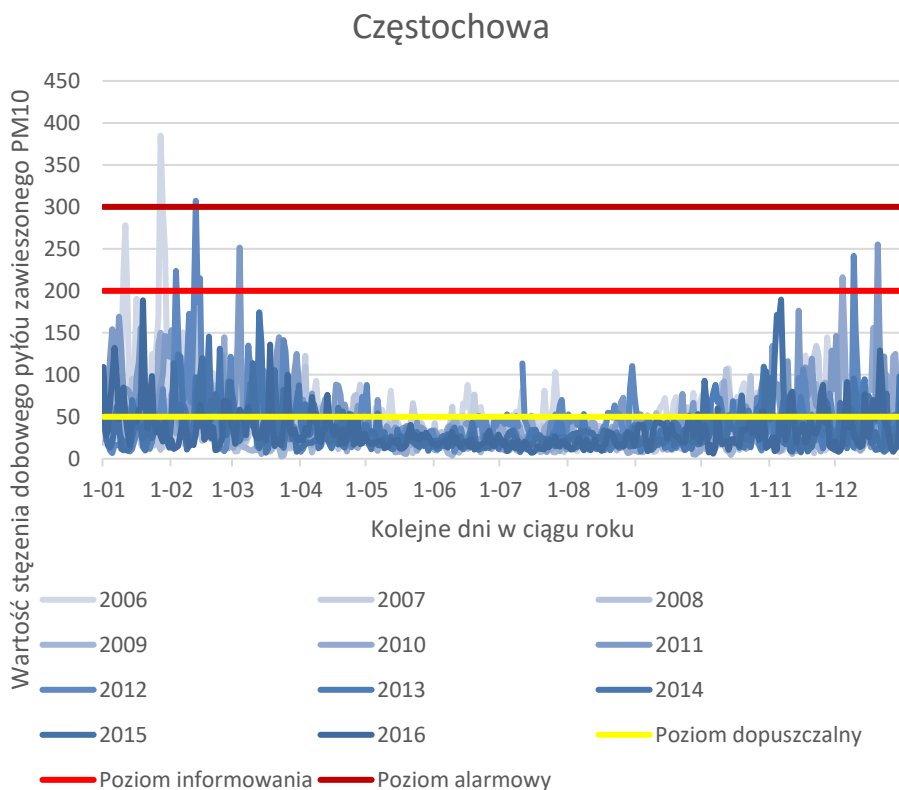
Wykres 1. Przebieg stężenia dobowego pyłów zawieszonych PM₁₀ w latach 2004 – 2016 dla stacji w Katowicach, z uwzględnieniem poziomu dopuszczalnego, informowania oraz alarmowego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska



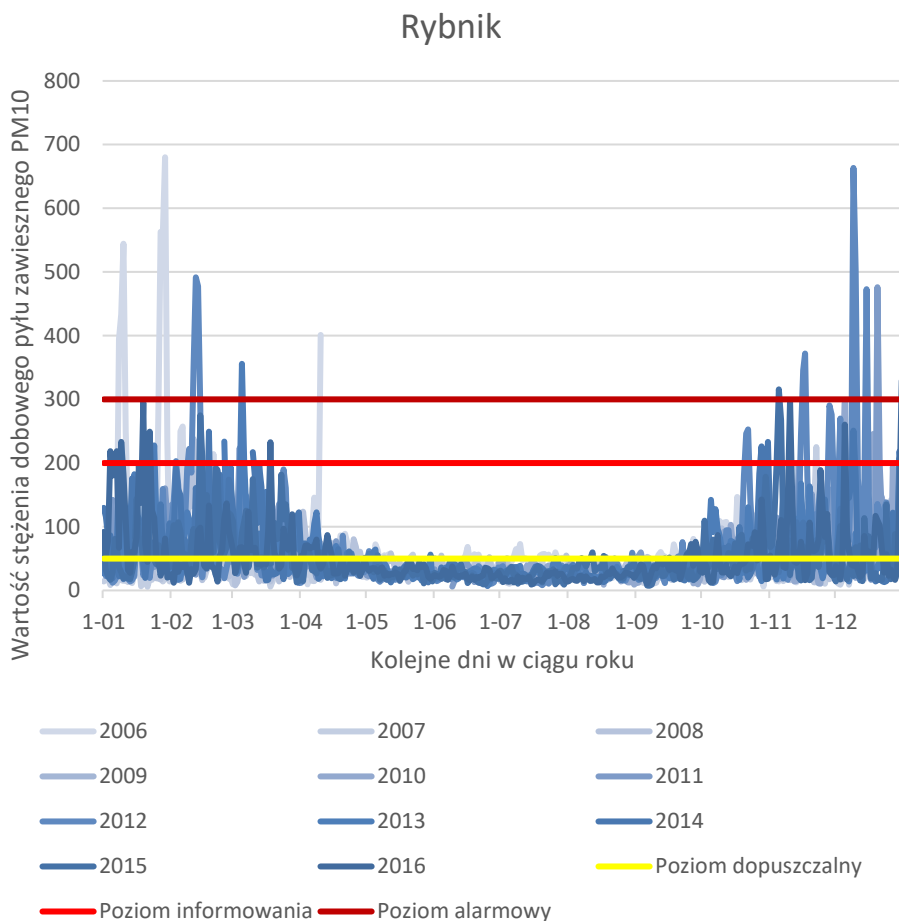
Wykres 2. Przebieg stężenia dobowego pyłów zawieszonych PM₁₀ w latach 2006 – 2016 dla stacji w Dąbrowie Górniczej, z uwzględnieniem poziomu dopuszczalnego, informowania oraz alarmowego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska



Wykres 3. Przebieg stężenia dobowego pyłów zawieszonych PM_{10} w latach 2006 – 2016 dla stacji w Częstochowie z uwzględnieniem poziomu dopuszczalnego, informowania oraz alarmowego

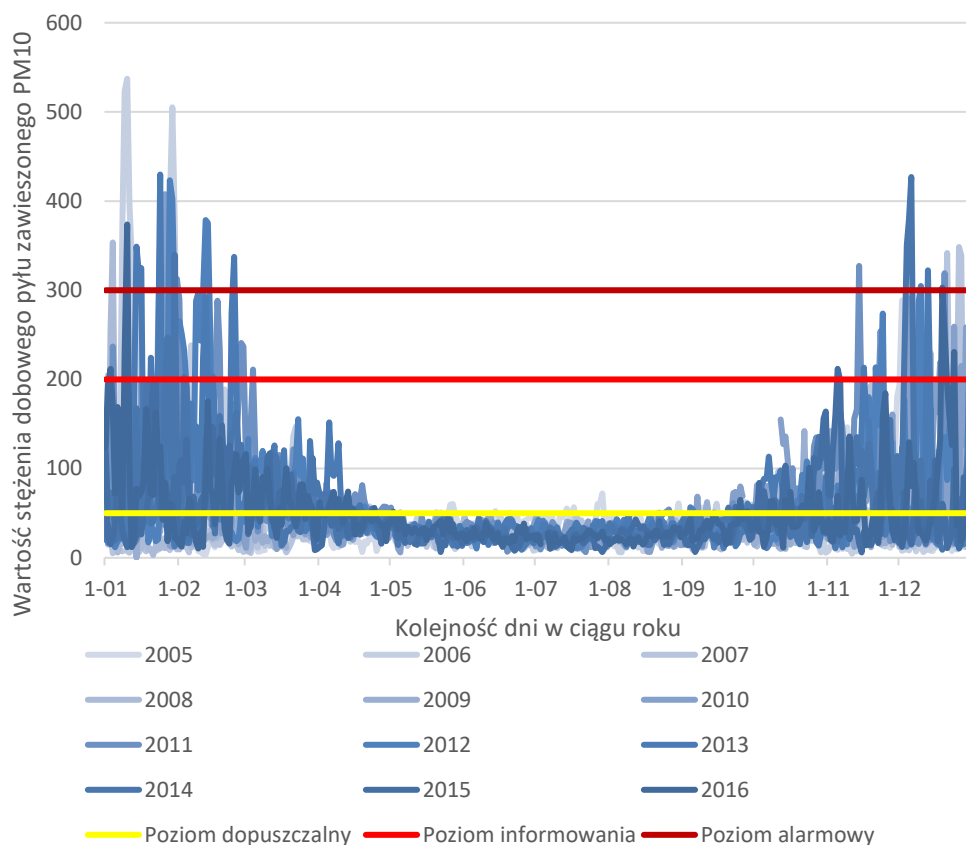
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska



Wykres 4. Przebieg stężenia dobowego pyłów zawieszonych PM₁₀ w latach 2006 – 2016 dla stacji w Rybniku z uwzględnieniem poziomu dopuszczalnego, informowania oraz alarmowego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Żywiec



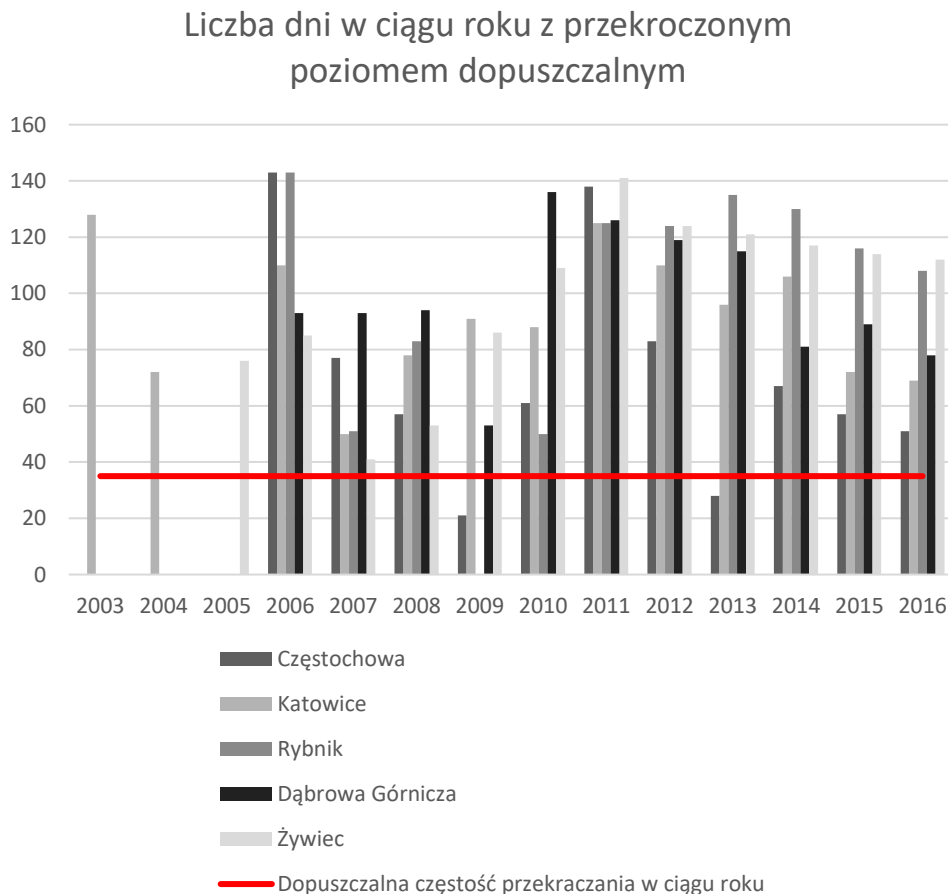
Wykres 5. Przebieg stężenia dobowego pyłów zawieszonych PM₁₀ w latach 2005 – 2016 dla stacji w Żywcu z uwzględnieniem poziomu dopuszczalnego, informowania oraz alarmowego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Przekroczenie poziomu informowania wystąpiło wielokrotnie w badanym okresie na każdej stacji. Najwięcej przypadków zanotowano od końca października do końca marca, kiedy to występuje okres grzewczy. Ze względów zdrowotnych wprowadzono dopuszczalną ilość dni, w czasie których jest możliwe przekroczenie wartości stężenia niektórych substancji w powietrzu. Ta ilość została ustalona w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031) i wynosi ona 35 dni w ciągu roku.

Z analizy powyższych wykresów możemy zobaczyć, iż wymogi zawarte w ustawie są niespełnione, ponieważ znacznie częściej dochodzi do przekroczenia

poziomu dopuszczalnego, który wynosi $50\mu\text{g}/\text{m}^3$. Statystykę liczby dni z przekroczoną normą ukazują Wykres 6.



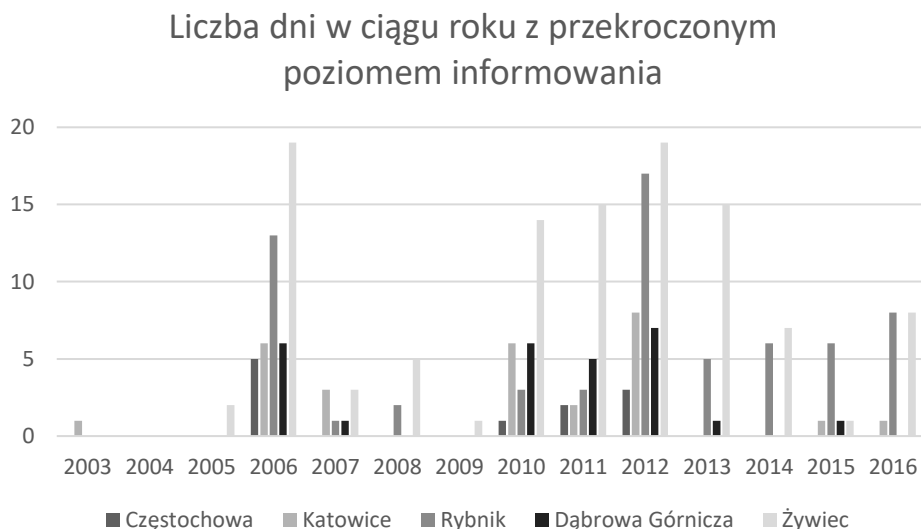
Wykres 6. Liczba dni z przekroczoną wartością stężenia pyłów zawieszonych w ciągu roku z uwzględnieniem dopuszczalnej liczby dni, które dopuszcza Rozporządzenie w badanych latach 2003 – 2016

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Ze względu na brak ciągłości danych dla każdej stacji, możemy zauważyć mniejszą liczbę dni z przekroczeniem w ciągu roku. W latach 2003 i 2004 dane uwzględniono tylko ze stacji w Katowicach, w 2005 tylko ze stacji w Żywcu. W 2006 roku wszystkie stacje prowadziły pomiar stężenia pyłów zawieszonych w powietrzu, jednak z przyczyn niezależnych nie zawsze występują pełne ciągi danych. Można to zaobserwować na przykładzie Rybnika, gdzie brakuje danych pomiarowych za rok 2009 oraz pierwszą połowę roku 2010. Właśnie brak danych

za 2010 rok spowodował obniżenie liczby dni z przekroczoną wartością stężenia pyłów zawieszonych w powietrzu.

Pomimo braku ciągłości w serii danych możemy zauważyć pewien stały schemat – niskie stężenia pyłu zawieszonego latem, a wysokie wartości zimą. Wartości dopuszczalne są znacznie przekraczane w ciągu roku, na każdej z obserwowanych stacji. Wartości te najczęściej kształtują się w przedziale 50 – 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

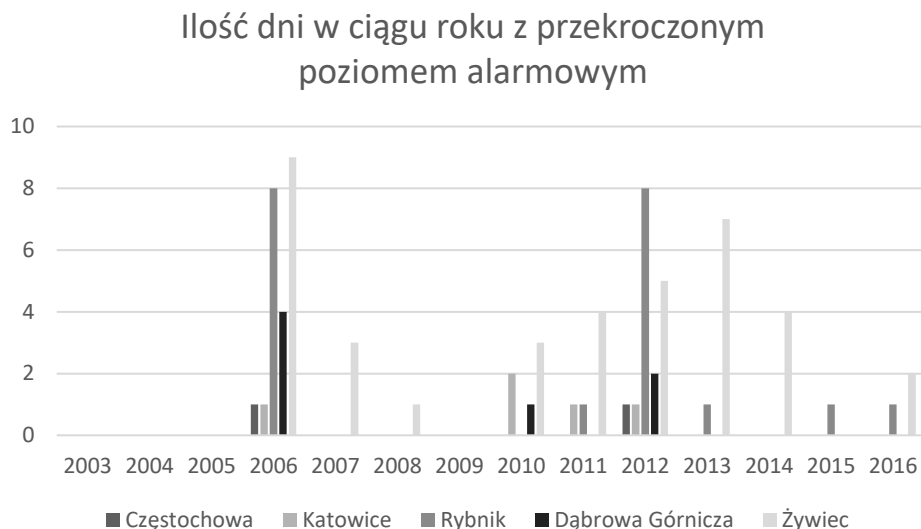


Wykres 7. Liczba dni z przekroczonym poziomem informowania o stężeniu pyłów zawieszonych w ciągu roku, które dopuszcza Rozporządzenie w badanym wieloleciu 2003 – 2016

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Na wykresie 7 możemy zauważyć, że liczba dni z przekroczonym poziomem informowania jest nieduża w stosunku do liczby dni w roku kalendarzowym (do 20 dni). Skutki długotrwałego przekroczenia poziomu informowania. Należą do nich m.in. zwiększona zachorowalność na choroby układu oddechowego. Wartości powyżej 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ są uznawane jako bardzo złe warunki w indeksie jakości powietrza. Złe warunki mogą przyczyniać do zwiększenia zachorowalności na choroby układu oddechowego.

Dodatkowo można wyróżnić ilość dni, kiedy występowało zanieczyszczenie większe niż 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, czyli powyżej poziomu alarmowego. W ciągu całego okresu badawczego nie odnotowano dużej liczby takich dni, jednak dzięki ich występowaniu możemy określić, czy występowały szczególne warunki do zatrzymania pyłów zawieszonych



Wykres 8. Liczba dni z przekroczonym poziomem alarmowym stężenia pyłów zawieszonych w ciągu roku, które dopuszcza Rozporządzenie w badanych latach 2003 – 2016

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Możemy zauważyć, że nie we wszystkich badanych latach zaobserwowano ekstremalnie wysokie wartości stężenia pyłów zawieszonych. Występowały one sporadycznie, w pojedynczych miastach. Wyjątek stanowią lata 2006 i 2012, kiedy to wysokie wartości stężenia szkodliwych substancji (w tym pyłu zawieszonego) przyczyniły się do wystąpienia smogu. W 2006 roku taki epizod miał miejsce w styczniu, a dokładniej w jego trzeciej dekadzie. Przyczynił się do tego spadek temperatury, co z kolei wymusiło zwiększenie nakładu grzewczego. Brak wystąpienia opadów oraz wiatru spowodował kumulację zanieczyszczeń w miejscu ich tworzenia – zanieczyszczenia nie przemieszczały się zgodnie z kierunkiem wiatru. Skutkiem takich warunków były wysokie stężenia zanieczyszczeń w powietrzu (Stan środowiska, 2007).

Wystąpienie sytuacji alarmowej w 2012 rozumiał podobny przebieg jak w 2006. Wysokie stężenia pyłów zawieszonych również odnotowano w styczniu. Warunki atmosferyczne uniemożliwiły rozrzedzenie zanieczyszczenia, co dało wysokie wartości (Stan środowiska, 2013). Powodem braku migracji pyłów zawieszonych był znikomy ruch powietrza.

Wyżej wymienione przypadki pokazały, jak kluczowe są warunki atmosferyczne w kształtowaniu się stężenia zanieczyszczeń. Ich stężenie zależy w głównej mierze od panujących warunków atmosferycznych. Parametrami, jakie decydują o stężeniu substancji szkodliwych zawartych w powietrzu (w tym przypadku pyła-

mi zawieszonymi PM₁₀) są m. in.: kierunek i prędkość wiatru, wilgotność względna powietrza, czy też natężenie promieniowania słonecznego (Gioda i in., 2013).

Wnioski

Na podstawie dokonanej analizy można wysunąć następujące wnioski:

1. Na podstawie zebranych danych można wyznaczyć charakterystyczny przebieg stężenia pyłów zawieszonych w ciągu roku. Wyróżniamy dwa okresy – zimowy oraz letni. Okres zimowy trwa od stycznia do kwietnia oraz od października do stycznia jednego roku. Okres letni przypada od maja do września.
2. W okresie letnim wartości stężenia pyłów zawieszonych spełniają normy zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031), jednak możemy zaobserwować epizodyczne przekroczenia poziomu dopuszczalnego. Wartości te najczęściej osiągają swoje maksimum 80 µg/m³ i nie utrzymują się dłużej niż 4 dni. Wartości te są klasyfikowane jako umiarkowane w indeksie jakości powietrza. Nie mają one większych skutków dla organizmów żywych.
3. W okresie zimowym często obserwuje się przekroczenie poziomu dopuszczalnego określonego w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031). Wartości te najczęściej nie przekraczają wartości określonej jako poziom informowania. Najczęściej wysoka wartość stężenia pyłów zawieszonych klasyfikuje powietrze jako dostateczne, złe lub bardzo złe.
4. W przypadku przekroczenia poziomu informowania kluczową rolę odgrywają warunki atmosferyczne. One w głównej mierze decydują, czy zanieczyszczenie zostanie rozrzedzone czy skumulowane w danym regionie.
5. W żadnym z analizowanych miast w województwie śląskim nie została spełniona norma maksymalnie 35 dni w ciągu roku, kiedy to może dojść do przekroczenia poziomu dopuszczalnego stężeń substancji szkodliwych zawartych w powietrzu. Możemy zatem mówić, że powietrze w województwie śląskim nie spełnia norm określonych w ustawie.
6. Pomimo braku ciągłości w serii danych, można odtworzyć kształtowanie się średniej wartości pyłu zawieszonego w atmosferze.
7. Obserwuje się niewielki spadek liczby dni z przekroczonym poziomem dopuszczalnym w stosunku do lat ubiegłych.

Literatura

- [1] Bank danych pomiarowych Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska [online] dostęp zdalny: www.powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives.
- [2] Bank Danych Lokalnych [online] dostęp zdalny: www.bdl.stat.gov.pl/BDL/start.
- [3] Dulias R., Hibszer A., *Województwo śląskie. Przyroda, gospodarka, dziedzictwo kulturowe*, Wydawnictwo Kubajak, Kraków, 2004
- [4] Gioda A., Ventura L., Lima I., Luna A., *Influence of meteorological parameters on air quality*, EGU General Assembly Conference Abstracts, April, Vol. 15, s. 3256
- [5] Niedźwiedz T. [red.], *Słownik meteorologiczny*, PTG, Warszawa, 2003.
- [6] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, *Stan środowiska w województwie śląskim w 2006 roku*, Katowice 2007.
- [7] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, *Stan środowiska w województwie śląskim w 2012 roku*, Katowice 2013.
- [8] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, *Stan środowiska w województwie śląskim w 2013 roku*, Katowice 2014.
- [9] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, *Stan środowiska w województwie śląskim w 2015 roku*, Katowice 2016.
- [10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2012 poz. 1031).

mgr inż. Katarzyna Misiólek¹⁾

Politechnika Warszawska

Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska

Zakład Budownictwa Wodnego i Hydrauliki

¹⁾ katarzyna.misiolek@is.pw.edu.pl

IZOLACJA BAKTERII UREOLITYCZNYCH W CELU ICH POTENCJALNEGO WYKORZYSTANIA W PROCESACH BIOCEMENTACJI GRUNTÓW

Isolation of urease active bacteria to their potential
use in the processes biocementation of soil

Słowa kluczowe: bakterie ureolityczne, biocementacja, CO₂, MICP, osad, biomineralizacja, ureaza;

Keywords: urease active bacteria, biocementation, CO₂, MICP, precipitation, biomineralization, urease

Streszczenie:

Metoda biocementacji wykorzystywana jest w celu zwiększenia właściwości wytrzymałościowych betonu, który uległ zniszczeniu. Proces biocementacji pozwala na zapobieganie dalszym pęknięciom w betonie czy korozji zbrojenia. Ma również pozytywny wpływ na parametry wytrzymałościowe, odkształceniowe i filtracyjne gruntów. Powszechne metody, tj. aplikowanie cementu lub środków chemicznych do materiału, są nieodwracalne oraz powodują zanieczyszczenia wód, powietrza oraz gruntu. W artykule przedstawiono nowe rozwiązanie z wykorzystaniem bakterii ureolitycznych, które jest korzystne dla środowiska. Opisano wyniki wstępnych badań nad pozyskiwaniem bakterii ureolitycznych z wybranych próbek materiałów.

Wstęp

Bakterie od zawsze odgrywały dużą rolę w życiu człowieka. Wystarczy przyjrzeć się ludzkiemu organizmowi, aby dostrzec, że życie bez nich nie jest możliwe, na przykład bakterie probiotyczne dostarczane do organizmu wraz z produktami mlecznymi pomagają w prawidłowym funkcjonowaniu przewodu pokarmowego. Bakterie znajdują zastosowanie w przemyśle, pełnią też ważną funkcję przy oczyszczaniu ścieków i utylizacji odpadów. Aktualnie prowadzone są intensywne badania nad wykorzystaniem licznych możliwości jakie daje działalność bakterii, która jest korzystna dla ekonomii, gospodarki oraz, co najważniejsze, dla środowiska naturalnego.

Jednym z największych problemów ochrony środowiska jest duża emisja dwutlenku węgla do atmosfery, powodująca wystąpienie tzw. efektu cieplarnianego. Stały wzrost temperatury powietrza ma niezwykle negatywny wpływ na funkcjonowanie ekosystemów na kuli ziemskiej. Obecnie koncentracja dwutlenku węgla CO_2 w atmosferze wynosi 390 ppmv, jednak z każdym rokiem jego stężenie wzrasta o 2 ppmv [1]. Powoduje to, że jednym z głównych wyzwań staje się obecnie ograniczenie emisji dwutlenku węgla do atmosfery. Jednym z rozwiązań może być ograniczenie spalania szkodliwych paliw, w tym ograniczenie transportu paliwowego, oraz wprowadzenie nowych technologii pozyskiwania energii i materiałów.

Procesy mikrobiologicznego uzyskiwania osadu węglanu wapnia (w skrócie MICP od angielskiego terminu „microbially induced calcite precipitation”) są jedną z propozycji ekologicznego wytwarzania materiału budowlanego. Jest to technika stwarzająca nowe perspektywy również w zakresie badań nad biokonsolidacją gruntów [2].

Biocementacja

Biocementacja wykorzystywana jest do podniesienia właściwości wytrzymałościowych zniszczonego betonu. Aby umocnić zniszczone miejsca, powszechnie stosuje się aplikację cementu bądź odpowiednich odczynników chemicznych. Nie jest to jednak idealna metoda, ze względu na potencjalne zanieczyszczenie gleb, wód i powietrza. Co więcej, stosowane syntetyczne substancje chemiczne są drogie, ciężko je równomiernie rozprowadzić po całej uszkodzonej powierzchni i powodują wprowadzenie niebezpiecznych substancji do gruntów[3]. Dlatego tak ważne jest znalezienie ekologicznego rozwiązania. Jedną z satysfakcjonujących technik udoskonalania zniszczonych materiałów jest MICP. Tworzący się na drodze procesów mikrobiologicznych węglan wapnia ($CaCO_3$) powoduje połączenie się cząstek materiału, co zwiększa wytrzymałość i sztywność betonu. Biocementacja prowadzi do poprawy podstawowych właściwości betonu, takich jak trwałość, wodoszczel-

ność i wytrzymałość na ściskanie. Jest to zarazem technologia efektywna i przyjazna środowisku, która może nie tylko wzmocnić pękający beton, ale i zwiększyć jego wytrzymałość oraz spowolnić proces korozji zbrojenia [4] [5].

Procesy mikrobiologicznego uzyskiwania osadu węglanu wapnia znalazły zastosowanie w biokonsolidacji gruntów. Dowiedziono pozytywny wpływ bakterii na parametry wytrzymałościowe piasku. Uzyskano błočky gruntu, które zyskały swoją formę dzięki wprowadzeniu mikroorganizmów [6]. Biokonsolidacja pozwala również na zapobieganie erozji podłoża i podnosi stabilizację skarp [3]. Wprowadzenie osadu $CaCO_3$ powoduje wiązanie się ziarenek piasku między sobą, co podnosi wytrzymałość i sztywność gruntu. Stosowanie biokonsolidacji prowadzi do podniesienia podstawowych parametrów podłoża, wytrzymałości na ścinanie, filtracji i ścisłości [7]. Obecnie uzyskano podniesienie parametrów wytrzymałościowych wyłącznie piasku poprzez zastosowanie MICP, natomiast zastosowanie osadu $CaCO_3$ w innych typach gruntu jest ograniczone [8].

Biomineralizacja jako proces tworzenia osadów

Biomineralizacja jest procesem, w którym organizmy żywe wytwarzają minerały, zwykle w celu utwardzenia lub usztywnienia swoich tkanek. W naturze, biomineralizacja powoduje formowaniu się ponad 60 różnych minerałów, takich jak np. kalcyt [9].

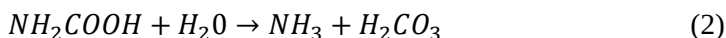
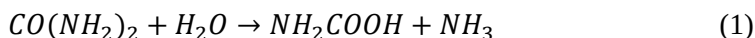
Mikrobiologiczne uzyskiwanie osadu węglanu wapnia, stanowiące podstawę technologii MICP wykorzystuje aktywność komórek bakterii. Podczas MICP, odpowiednie mikroorganizmy są w stanie zmagazynować produkt metaboliczny CO_3^{2-} , który następnie reaguje z jonami wapnia w środowisku naturalnym, w wyniku czego uzyskiwana jest struktura minerału. Proces ten może być z powodzeniem prowadzony w warunkach laboratoryjnych, z wykorzystaniem takich elementów metabolizmu drobnoustrojów jak fotosynteza, hydroliza mocznika, redukcja siarczanów i wiele innych. Najefektywniejszą metodą okazało się tworzenie osadu węglanu wapnia przy udziale bakterii prowadzących proces hydrolizy mocznika przy udziale enzymu ureazy [10].

Enzymy ureolityczne i ich rola w MICP

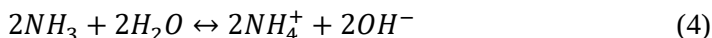
Możliwości wykorzystania zjawiska wytwarzania ureazy w celu uzyskiwania węglanu wapnia w procesach mikrobiologicznych był już badany na przestrzeni lat przez wielu naukowców [11]. Celem stało się znalezienie bakterii, które najefektywniej wyprodukują ten związek. W opisywanych badaniach wyizolowano bakterie z rodzaju *Bacillus*. Są to gramdodatnie, cylindryczne bakterie tlenowe lub względnie beztlenowe, występujące pojedynczo, parami lub w formie łańcuszków

i charakteryzujące się dużym zróżnicowaniem fizjologicznym i metabolicznym, co ma wpływ na ich szerokie występowanie w przyrodzie. Znajdują się powszechnie w różnych środowiskach: glebie, wodach słodkich i słonych, przewodzie pokarmowym zwierząt czy psującej się żywności [12].

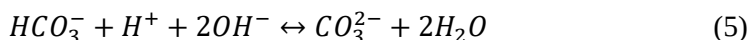
Proces tworzenia osadu węglanu wapnia przez mikroorganizmy jest prosty i w krótkim czasie prowadzi do uzyskania wysokich stężeń CaCO_3 . W reakcji hydrolizy bakterie poprzez rozkład jednego jona mocznika uzyskują jeden jon kwasu karbaminowego i jeden jon amoniaku (1), po czym w wyniku ponownej reakcji hydrolizy kwasu karbaminowego powstaje jeden jon kwasu węglowego i jeden jon amoniaku (2).



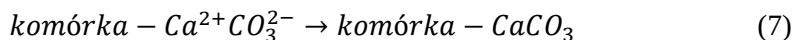
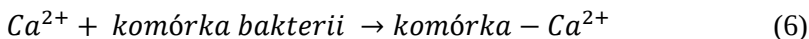
Uzyskane produkty (tj. NH_3 i H_2CO_3) w dalszym procesie są równoważone w wodzie co prowadzi do uzyskania wodorowęglanu (3), dwóch jonów amonowych i dwóch wodorotlenkowych (4).



Jony wodorotlenkowe powodują wzrost pH, co może zmienić stan równowagi dwuwęglanów, w wyniku czego powstaje jon węglanowy (5). To z kolei powoduje wytrącenie jonów wapnia. Związki NH_4^+ lokalnie podnoszą odczyn pH, co prowadzi do spontanicznego tworzenia węglanu wapnia.



Przy wystarczającym stężeniu Ca^{2+} i CO_3^{2-} na powierzchni komórki bakterii powstaje osad CaCO_3 (6,7).



Obecność komórek bakterii odgrywa istotną rolę w produkcji osadu CaCO_3 , ponieważ stanowią miejsce zarodkowania i wpływają na typ formowanego minerału [13].

Metodyka pozyskiwania bakterii

Przeprowadzone badania miały na celu pozyskanie bakterii charakteryzujących się potencjalną wysoką wydajnością węglanową. Takie bakterie najłatwiej znaleźć w środowisku naturalnym, np. przy wapiennych kamieniach, glebach czy mułach, osadach [14] [15]. Wstępnym kryterium selekcji była zdolność wytwarzania przez mikroorganizmy enzymu – ureazy. Próbkę zebrano na początku stycznia 2017. Bar-

dzo ważny był czas, ponieważ synoptycy zapowiadali znaczne obniżenie temperatury powietrza i opady śniegu. Próbkę ziemi zebrano w wybranych punktach położonych w okolicach prowadzonych prac budowlanych lub niedaleko składowisk materiałów budowlanych w Warszawie i Mińsku Mazowieckim.

Próbki zbierano do jałowych plastikowych pojemników. Pobierano około 100 gram gruntu i szczelnie zamykano. Do momentu wykonania posiewów próbki przechowywano w warunkach chłodniczych (+8°C).

Zebrano sześć próbek z następujących miejsc (zdjęcia 1-5):

- próbka nr 1 – budowa chodnika przy dworcu PKP Śródmieście – *próbka gruntu*,
- próbka nr 2 – budowa budynku biurowo usługowego z planowanym parkingiem dwupoziomowym w Warszawie - *próbka gruntu pobrana z głębokiego wykopu*,
- próbka nr 3 – budowa budynku biurowo usługowego niepodpiwniczonego w Mińsku Mazowieckim – *próbka gruntu*,
- próbka nr 4 – budowa budynku mieszkalno usługowego z planowanym parkingiem dwupoziomowym w Mińsku Mazowieckim - *próbka gruntu pobrana z głębokiego wykopu*,
- próbka nr 5 - budowa budynku mieszkalno usługowego z planowanym parkingiem dwupoziomowym w Mińsku Mazowieckim – *próbka wody pobrana z odwodnienia wykopu*,
- próbka nr 5A - budowa budynku mieszkalno usługowego z planowanym parkingiem dwupoziomowym w Mińsku Mazowieckim – *próbka osadu pobrana z wody pochodzącej z odwodnienia wykopu*.

Wybrane próbki zostały przedstawione na zdjęciach:



Rys. 1. i 2. Próbkę gruntu numer 1.

Źródło: opracowanie własne



Rys. 3. Próbkę gruntu numer 2.

Źródło: opracowanie własne



Rys. 4. Próbkę gruntu numer 3.

Źródło: opracowanie własne



Rys. 5. Próbkę gruntu numer 4.

Źródło: opracowanie własne

Metodyka badań

Izolację szczepów bakterii z poszczególnych próbek przeprowadzono metodą płytkową Kocha, stosując posiew powierzchniowy na podłoże agarowe odżywcze oraz na podłoże agarowe wg Christensena do hodowli bakterii ureolitycznych [12]. Glebę wysiewano na powierzchnię podłoża bezpośrednio oraz w postaci zawiesiny w wodzie destylowanej.

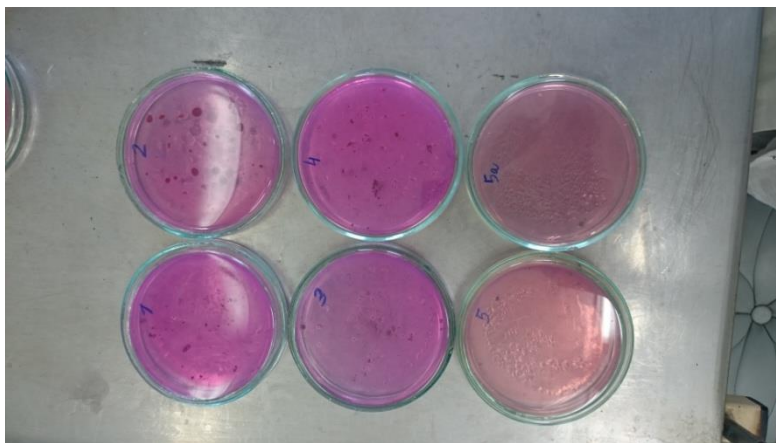
Posiewy inkubowano w temperaturze 37°C przez 24 godziny. Po tym czasie wykonano posiew redukcyjny dominujących szczepów bakterii powodujących zmianę zabarwienia podłoża wg Christensena na kolor różowy, co świadczyło o ich zdolności do wytwarzania enzymu ureazy. Czynność powtarzano do uzyskania czystych szczepów drobnoustrojów.

Kolejny etap badań miał na celu sprawdzenie, czy wyizolowane szczepy będą zdolne do wzrostu i wytwarzania ureazy w szerszym zakresie temperatur. W tym celu równolegle wykonane posiewy na podłożu agarowym oraz podłożu wg Christensena inkubowano odpowiednio w temperaturze 20°C i 26°C przez 48h, przy czym wystąpienie zmiany zabarwienia podłoża wg Christensena sprawdzano zarówno po 24 jak i 48h inkubacji.

W przypadku szczepów bakterii charakteryzujących się produkcją ureazy po 24h inkubacji, we wszystkich badanych temperaturach wykonano preparaty barwione metodą Grama i przeprowadzono obserwacje mikroskopowe mające na celu określenie ich formy morfologicznej.

Wyniki badań

Wstępne posiewy na podłoże agarowe i podłoże wg Christensena do wykrywania bakterii ureolitycznych wykazały, że pomimo obecności bakterii we wszystkich badanych próbkach, aktywność ureolityczną zaobserwowano jedynie dla próbek numer 1, 2, 3 i 4, o czym świadczyło różowe zabarwienie podłoża (zdjęcie nr 6). Dla próbek 5 i 5a (woda i osad) zanotowano wynik negatywny.



Rys. 6. Wyniki badań wstępnych na podłożu do hodowli bakterii ureolitycznych

Źródło: opracowanie własne

Metodą posiewu redukcyjnego uzyskano 9 szczepów bakterii, które charakteryzowały się zdolnością do wzrostu we wszystkich badanych temperaturach. Na podkreślenie zasługuje fakt, że wzrost ten był intensywny już nawet po 24h w temperaturze 20°C. Niestety aktywnością ureolityczną w badanym zakresie temperatur charakteryzowały się nieliczne szczepy – pozytywne rezultaty uzyskano

jedynie w przypadku próbek numer 2 (2 szczepy) i 4 (1 szczep). Obie te próbki zostały wcześniej pobrane z głębokich wykopów.

Obserwacje mikroskopowe preparatów barwionych metodą Grama wykazały, że wszystkie trzy szczepy bakterii wykazujących aktywność ureolityczną były gram dodatnimi laseczkami, licznie wytwarzającymi formy przetrwalnikowe. Pozwala to przypuszczać, że mamy do czynienia z przedstawicielami rodzaju *Bacillus*, aczkolwiek ich szczegółowa identyfikacja wymaga dalszych badań z wykorzystaniem testów biochemicznych

Planowane badania uzupełniające

W kolejnym etapie badań przede wszystkim należy sprawdzić czy uzyskane bakterie wytwarzają enzym ureazę w ilościach na tyle dużych, aby mogły znaleźć zastosowanie w praktyce. To kryterium będzie kluczowe i decydujące. W przypadku uzyskania pozytywnego wyniku można będzie podjąć próby wprowadzenia tych bakterii do gruntu i obserwacji zjawiska biokonsolidacji. Przewidywane jest również zbieranie nowych próbek gruntów, osadów i wody, w celu sprawdzenia najlepszych warunków występowania tych bakterii. Autorka chce precyzyjnie określić miejsca występowania szukanych mikroorganizmów. Na tym etapie badań można stwierdzić, że tego rodzaju bakterie występują w miejscach budów o głębokich wykopach, jednakże próbki warto pobrać również z innych miejsc. Planuje się zebranie materiału stale mającego kontakt z fundamentem (próbka gruntu z około 1m głębokości przy fundamencie domu jednorodzinnego), z okolic zbiornika retencyjnego przy autostradzie oddanej do użytku w 2012 roku (tu można będzie pobrać próbki gruntu, wody oraz osadu), z okolic składowiska budowlanego i z innych budów najlepiej wykonujące głęboki wykop.

Rozszerzenie zakresu badanych próbek pozwoli na uzyskanie większej liczby szczepów i określenie, które z nich wytwarzają najwięcej enzymu ureazy i w jakich warunkach. Będzie możliwe sprecyzowanie warunków wzrostu tych bakterii z uwzględnieniem takich czynników jak temperatura, pH, intensywność przeprowadzania hydrolizy mocznika, dostępność miejsca zarodkowania, typy formowanych minerałów.

W kolejnym etapie planuje się badania nad potencjalną biocementacją gruntów w obecności bakterii i określenie możliwości wytrzymałościowych uzyskanego w ten sposób materiału. Ważne będzie określenie dokładnych właściwości gruntu, tj. wytrzymałości na ścinanie, przepuszczalności i ściśliwości. Należy również określić w jaki sposób najlepiej aplikować bakterie w celu mikrobiologicznego uzyskiwania osadu węglanu wapnia, w jaki sposób najlepiej je rozmnożyć, aby skonsolidowały grunt oraz - na koniec - jak zatrzymać ten proces.

Podsumowanie i wnioski

Mikrobiologiczne uzyskiwanie osadu węglanu wapnia (MICP) jest bardzo obiecującą metodą pozwalającą na podnoszenie właściwości wytrzymałościowych zniszczonego betonu [13] [16]. Oraz stwarza perspektywy jeśli chodzi o procesy biocementacji gruntów. Metoda ta będzie jednak wykorzystywana tylko wtedy, gdy stanie się łatwo dostępna, wydajna, wygodna i przede wszystkim spełni swoje zadanie. Tylko wtedy nowa metoda będzie atrakcyjna dla inżynierów. Dlatego też konieczne jest prowadzenie prac mających na celu pozyskiwanie odpowiednich grup aktywnych drobnoustrojów. W niniejszej pracy opisano uzyskanie trzech szczepów gram dodatnich, przetrwalnikujących bakterii ureolitycznych, pochodzących z próbek gleby pobranych z wykopów budowlanych, charakteryzujących się zdolnością do intensywnego wzrostu i produkcji ureazy w szerokim zakresie temperatur – od 20°C do 37°C. Dalsze prace nad izolacją tego rodzaju mikroorganizmów oraz precyzyjne określenie ich wymagań środowiskowych pozwoli na optymalizację wytwarzania przez nie pożądanых enzymów i stworzy perspektywę efektywnego ich wykorzystania w praktyce.

Literatura

- [1] Dostęp zdalny: www.ziemianarozdrozu.pl.
- [2] Bosak T. : *Calcite precipitation, microbially induced*. In: Reitner J, Thiel V (eds) *Encyclopedia of earth sciens series*. Spronger, Netherlands, 2011, s. 223-227.
- [3] Khodadadi T, Bilsel H. : *Application of microorganismz for improvement of liquefiable Sand*. In: 3rd international conference on New development In soil mechanics and geotechnical engineering. Near East University, Nicosia, North Cyprus, 2011, s. 857-863.
- [4] Nele De Belle: *Application of bacteria In concrete: a critical review*. RILEM Technical Letters 2016.
- [5] De Muynck W., De Belie N., Verstraete W.: *Microbial carbonate precipitation In construction materials: a review*. *Ecol Eng* (2010) 32 (2), s. 118-136.
- [6] Prof. Masaharu Fukue: *Seminarium pt. „Prospect and application of bioce-ment”*, Laboratorium Centrum Wodne Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie 2016.
- [7] DeJong JT, Mortensen BM, Martinez BC, Nelson DC: *Bio-mediated soil improvement*. *Ecol Eng*, 2010, s.197-210.
- [8] Soon, NW, Lee LM, Khun TC, Ling HS: *Factors affecting improvement in engineering properties of residua soil through microbial – induced calcite precipitation*. *J Geotech Geoenviron Eng*, 2014.
- [9] Dostęp zdalny: www.cordis.europe.eu
- [10] Hammes F., Verstraete W.: *Key roles of pH and calcium metabolism In microbial carbonate precipitation*. *Rec Environ Sci Biotechnol* 2002.
- [11] Hammes F, Seka A, Hege KV, de Wiele TV, Vanderdeelen J, Siciliano SD, Verstraete W: *Calcium removal from industrial wastewater by bio-catalytic CaCO₃ precipitation*. *J Chem Technol Biotechnol*, 2003, s.670-677.
- [12] Kunicki–Goldfinger Władysław J.H.: *Życie Bakterii*. Wydawnictwo Naukowe PWN.
- [13] Periasamy Anbu, Chang-Ho Kang, Yu-Jin Shin and Jae-Seong So: *Formations of calcium carbonate minerale by bacteria and its multiple applications*. Springer Plus 2016.
- [14] Jimenez-Lopez C., Rogriguez-Navarro C., Pinar G., Carrillo-Rousua FJ., Rodriguez-Gallego M., Gonzalez-Munoz MT.: *Consolidation of degraded ornament al porouslimestone stone by calcium carbonate precipitation induced by the microbiota inhabiting the stone*. *Chemosphere* 2007.
- [15] Dick J., De Windt W., De Graef B., Saveyn H., Van Der Meeren P., De Belie N., Verstraete W.: *Biodeposition of a calcium carbonate layer on degraded limestone by Bacillus species*, *Biodegradation* 2006.

- [16] De Muynck W, De Belie N, Verstraete W: *Microbial carbonate precipitation In construction materials: a review*. Ecol Eng 36: 118-136, 2010

Podziękowania

Praca stanowi część pracy doktorskiej prowadzonej na Wydziale Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej pod opieką Pani Profesor Ewy Karwowskiej i Pana Profesora Pawła Popielskiego, którym bardzo dziękuję za wsparcie.

mgr inż. Natalia Gierasimiuk^{1,2,a)}, Urszula Piliczuk^{2b)},
dr hab. Tomasz Orszako, prof. PB^{2c)}

¹⁾ Politechnika Białostocka; Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

²⁾ Politechnika Białostocka; Zamiejskowy Wydział Leśny w Hajnówce

^{a)} n.gierasimiuk@pb.edu.pl, ^{b)} ula_piliczuk@wp.pl, ^{c)} t.orszako@ibles.waw.pl

Wykorzystanie bakterii z rodzaju *Bacillus* w ochronie biologicznej przed grzybem *Fusarium oxysporum*

Possibilities of *Bacillus* genus in biological control of *Fusarium oxysporum*

Słowa kluczowe: kontrola biologiczna, *Bacillus*, *Fusarium*

Keywords: biological control, *Bacillus*, *Fusarium*

Streszczenie:

W pracy przedstawiono wyniki badań testu antagonizmu wybranych bakterii z rodzaju *Bacillus*: *B.amyloliquefaciens*, *B.subtilis*, *B.thuringiensis* na rozwój grzyba *Fusarium oxysporum*. Celem przeprowadzonego testu było określenie stopnia zahamowania wzrostu *F. oxysporum* w wyniku obecności związków produkowanych przez bakterie z rodzaju *Bacillus*. Test miał na celu ocenę możliwości wykorzystania poszczególnych bakterii z rodzaju *Bacillus* w ochronie biologicznej roślin przed patogenem *F. oxysporum*. Zakres prowadzonych badań obejmował hodowlę bakterii oraz grzyba na stałej pożywce PDA (*Potato - Dextrose Agar*), ich inkubację w 25°C przez 15 dni oraz pomiary średnicy grzybni (co 48 godzin). Dla porównania przeprowadzono hodowlę kontrolne bakterii oraz grzyba w oddzielnych hodowlach. Uzyskane wyniki potwierdziły inhibitoryczne działanie bakterii z rodzaju *Bacillus*: *B.amyloliquefaciens*, *B.subtilis*, *B.thuringiensis* w stosunku do grzyba *F. oxysporum*. Poszczególne gatunki bakterii wyraźnie różniły się stopniem inhibitowania

wzrostu grzybnia *F. oxysporum*. Spośród analizowanych, najwyższym stopniem inhibicji odznaczał się gatunek *B. amyloliquefacines*.

Wstęp

Grzyby strzępkowe z rodzaju *Fusarium* są powszechnie występującymi w przyrodzie mikroorganizmami [Kwaśna i in., 1991; Płaskowska, 2010; Stewart i in., 2006]. Zasiedlają przede wszystkim żyzną glebę, ale można je również spotkać w nadziemnych oraz podziemnych organach drzew oraz krzewów. Występują w różnych strefach klimatycznych, od umiarkowanych regionów po piaszki pustyni i obszary arktyczne [Kwaśna i in., 1991; Płaskowska, 2010]. Grzyby z rodzaju *Fusarium* nie tworzą owocników, z tego względu nazywane są pleśniowymi [Kwaśna i in. 1991; Wolny - Koładka, 2014]. Do rodzaju *Fusarium* należą patogeny powodujące choroby roślin, z których najpoważniejsze to fuzaryjna zgorzel siewek, fuzaryjna zgorzel podstawy źdźbła i korzeni, fuzarioza kłosów (FHB, *Fusarium Head Blight*) [Chełkowski, 1989; Mańka, 1989; Suchorzyńska, 2009]. Gatunki należące do rodzaju *Fusarium* posiadają zdolność zmiany metabolizmu oraz potrafią dostosować się do zmieniającego się podłoża, co pozwala na porażanie wielu gatunków roślin uprawianych na całym świecie. Zaliczane są do organizmów ubikwistycznych, czyli przystosowanych do zmieniających się warunków atmosferycznych oraz glebowych. Potrafią rozwijać się w szerokim zakresie temperatur (0-30°C) oraz wykazują się tolerancją w stosunku do czynników abiotycznych środowiska [Leslie i in., 2006; Wolny - Koładka, 2014]. *Fusarium* infekuje rośliny ważne z gospodarczego punktu widzenia: zboża, rośliny ozdobne, młode sadzonki drzew iglastych, powodując w ten sposób obniżenie plonów oraz ogromne straty ekonomiczne [Kotowicz i in. 2014; Suchorzyńska, 2009]. Wysoka patogeniczność *Fusarium* wynika ze zdolności wytwarzania toksycznych metabolitów wtórnych [Suchorzyńska, 2009]. Grzyby należące do rodzajów *Fusarium*, *Penicillium* oraz *Aspergillus* uważane są za najbardziej toksynotwórcze na świecie. Mykotoksyny wytwarzane przez grzyby z rodzaju *Fusarium* są także szkodliwe dla ludzi i zwierząt. W badaniach naukowych potwierdzono ich działanie hepatotoksyczne, nefrotoksyczne, kardiotoxyczne oraz neurotoksyczne. Ponadto, mykotoksyny fuzaryjne obniżają odporność, zakłócają gospodarkę hormonalną oraz są czynnikiem nowotworczym [Chełkowski, 1989; Janeczko i in., 2007; Suchorzyńska i Misiewicz, 2009]. Toksyny fuzaryjne wpływają również ujemnie na żyzność gleb, produktywność biologiczną, ekosystemów rolniczych, trawiastych oraz leśnych, znacznie obniżając wartość np. płodów rolnych [Chełkowski 1989]. Uważa się, że grzyby z rodzaju *Fusarium* są jednymi z najbardziej patogennych oraz fitotoksycznych mikroorganizmów na świecie [Kwaśna i in., 1991; Leslie i in., 2006; Wolny - Koładka, 2014].

Obecnie uważa się, że pod nazwą *Fusarium oxysporum* rozumiany jest kompleks saprotroficznych oraz fitopatogenicznych gatunków [Lecomte i in., 2016]. *F.*

oxysporum występuje powszechnie i poraża m.in. rośliny iglaste oraz zboża [Kwaśna i in., 1991]. Zdolny jest do przetrwania przez długi okres czasu w materii organicznej, w glebie oraz ryzosferze wielu roślin. Patogenne szczepy *F. oxysporum* powodują gnicie korzeni wywołując choroby zbóż, roślin ozdobnych i sadzonek drzew [Fravel i in., 2002].

Dotychczasowe sposoby zwalczania *Fusarium* polegały na stosowaniu środków chemicznych, jednak nie dały oczekiwanych efektów [Bale i in., 2008; Haas i Defago, 2005]. Ponadto, coraz większa świadomość społeczna oraz postępująca degradacja środowiska naturalnego spowodowała stworzenie koncepcji Integrowanej Ochrony Roślin, w której chemiczne środki ochrony roślin stosowane są wyjątkowo po wyczerpaniu innych możliwości [Stokłosa, 2006]. Naturalną alternatywą wydają się być metody ochrony biologicznej z wykorzystaniem antagonistycznych mikroorganizmów lub ich produktów [Yuan i in., 2012].

Ochrona biologiczna jest podstawowym elementem integrowanej strategii ochrony roślin przed patogenami. Definiowana jest jako ograniczenie populacji patogenów przez ich naturalnych wrogów i polega na wykorzystaniu mikroorganizmów działających w stosunku do nich antagonistycznie, i/lub ułatwiających pobieranie składników pokarmowych z gleby, dzięki czemu następuje poprawa zdrowotności hodowanych roślin. W ochronie biologicznej w celu supresji niepożądanych chorób, największe znaczenie odgrywają substancje antybiotyczne. Czynniki ochrony biologicznej służący ograniczaniu występowania patogenów określany jest mianem antagonisty [Handelsman i Stabb, 1996]. Ochrona biologiczna roślin powinna być oczywiście bezpieczna dla środowiska oraz zapewniać długoterminową ochronę upraw. Biologiczne metody ochrony roślin przed fitopatogenami jako alternatywa dla stosowania fungicydów zmniejsza skażenie gleb, szczególnie w szkołkach [Fernando i in., 2005]. Wśród mikroorganizmów mogących być wykorzystanymi w ochronie biologicznej, często wymienia się bakterie z rodzaju *Pseudomonas* oraz *Bacillus* [Handelsman i Stabb, 1996]. Mikroorganizmy te zostały zaklasyfikowane jako BCAs (*Biological Control Agents*) do ochrony roślin przed chorobami pożywnymi [Chen i in., 2016]. Dzięki produkowanym endosporom, odpornym na wysokie temperatury i wysuszenie bakterie z rodzaju *Bacillus* są bardzo atrakcyjne z punktu widzenia praktycznego zastosowania [Turner i Backman, 1991]. Z tego względu gatunki należące do rodzaju *Bacillus* uważane są powszechnie za bardzo ważne organizmy w ograniczające występowanie zakażeń fuzaryjnych [Yuan i in., 2012]. Bakterie te mogą wytwarzać nietlotne (NVOCs - *Non Volatile Organic Compounds*) oraz lotne (VOCs - *Volatile Organic Compounds*) związki organiczne. Substancje te posiadają silne działanie hamujące wzrost wielu patogenów roślinnych [Mackie i Wheatley, 2009; Minerdi i in., 2009; Yuan i in., 2012]. Obecność w środowisku bakteryjnych VOCs oraz NVOCs redukuje wzrost grzybní [Fiddaman i Rossal, 1994; Minerdi i in., 2009] oraz powoduje inhibicję kiełkowania zarodników wielu gatunków grzybów [McKee i Robinson, 1988;]. Wiele badań po-

twierdziło, że podstawowym mechanizmem ograniczającym rozwój patogenów roślinnych jest zjawisko antybiozy. Wśród antybiotyków produkowanych przez *B. subtilis* oraz *B. amyloliquefaciens* wymienia się głównie cykliczne lipopetdydy. Związki te zaklasyfikowano do 3 grup: ituryny, fengycyny i surfaktyny, wykazujących szerokie spektrum grzybobójczego działania [Chen i in., 2016; Kim i in., 2004; Nakano i in., 1988].

Liczne wyniki analiz dowodzą, iż poszczególne bakterie z rodzaju *Bacillus*: *B. amyloliquefaciens*, *B. subtilis*, *B. thuringiensis* charakteryzują się zdolnościami przeciwwgrzybowymi, dzięki czemu mogą zostać wykorzystane w ochronie biologicznej roślin. Badania Yuan i in. [2012] potwierdzają, iż analizowany przez nich szczep *B. amyloliquefaciens* NJN-6 wykazuje zdolności redukcji wzrostu grzybnicy *F. oxysporum*. Oyedele i Ogunbanwo [2014] oraz Aslim i in. [2002] wskazują w swoich pracach, że analizowane przez nich szczepy *B. subtilis* izolowane z gleby charakteryzowały się właściwościami przeciwwgrzybowymi, w tym również przeciwko *F. oxysporum*. Badania Al Banna i in. [2016] potwierdzają efektywne działanie wpływu szczepu *B. thuringiensis* (J23) hamujące wzrost grzybów *F. proliferatum* oraz *F. oxysporum*.

Głównym celem niniejszej pracy była ocena możliwości wykorzystania wybranych gatunków bakterii z rodzaju *Bacillus*: *B. amyloliquefaciens*, *B. subtilis*, *B. thuringiensis* w ochronie biologicznej roślin przed grzybem *F. oxysporum*.

Materiały i metody

Test antagonizmu zakładał określenie właściwości antagonistycznych, czyli hamujących, wzrost grzybnicy *F. oxysporum* przez poszczególne gatunki z rodzaju *Bacillus*: *B. amyloliquefaciens*, *B. subtilis*, *B. thuringiensis*. Dzięki obserwacji stopnia zahamowania wzrostu grzybnicy *F. oxysporum* przez poszczególne bakterie z rodzaju *Bacillus* możliwe było jednoznaczne określenie relacji między mikroorganizmami.

Szczepy grzyba oraz bakterii zostały udostępnione przez Instytut Badawczy Leśnictwa (Sękocin Stary).

Szczep *F. oxysporum* do czasu właściwej analizy przechowywano w temp. 25°C na płycie Petriego z pożywką PDA (*Potato Dextrose – Agar*; agar glukozowo – ziemniaczany) firmy BTL.

Szczepy bakterii do czasu analizy przechowywano w temperaturze 25°C w pożywce płynnej TSB (*Trypticase Soy Broth*; bulion kazeinowo - sojowy) firmy BTL.

Przygotowanie materiału do badań

Test antagonizmu został przeprowadzony na płytkach Petriego (średnica 90 mm) z pożywką PDA. Przy ścianie płytki (zawsze w tej samej odległości) za-

szczepiono poszczególne gatunki bakterii z rodzaju *Bacillus*: *B. subtilis*, *B. amylo-liquefaciens*, *B. thuringiensis*.

Test antagonizmu wykonano wg Alenezi i in. [2016] z modyfikacjami. Z pożywki płynnej TSB pobrano eszą zawiesinę bakterii oraz wykonano 2 cm linię prostą przy jednym brzegu płytki. Po 48 godzinach po przeciwnej stronie płytki, w odległości 7 cm od linii bakterii umieszczono fragment z grzybnią *F. oxysporum* o wymiarach 10 x 10 mm. Fragmenty grzybni były wycinane igłą preparacyjną z wcześniej przygotowanej 10 - dniowej hodowli *F. oxysporum* na pożywce PDA. Płytki z zaszczepionymi mikroorganizmami *Fusarium* oraz *Bacillus* inkubowano w temp. 25°C przez 15 dni i wykonywano pomiary [mm] średnicy kolonii grzyba co 48 godzin. Test przeprowadzono w trzykrotnych powtórzeniach. W celu porównania stopnia zahamowania wzrostu grzyba *F. oxysporum* założono hodowlę kontrolną.

Stopień zahamowania (inhibicji) wzrostu grzybni *F. oxysporum* obliczono w procentach według następującego wzoru [Prashar i in., 2013]:

$$I = \frac{(C - T) \times 100}{C} \quad (1)$$

gdzie,

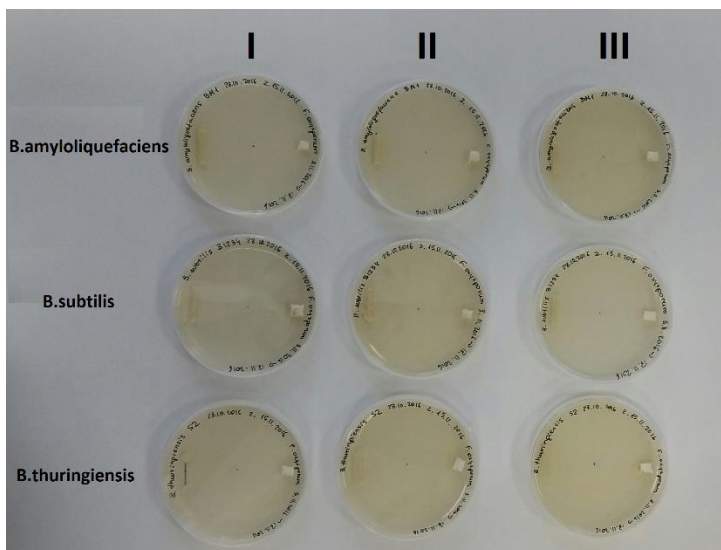
I - inhibicja wzrostu grzybni [%]

C - średnica grzybni *F. oxysporum* – próba kontrolna

T - średnica grzybni *F. oxysporum* – próba badana

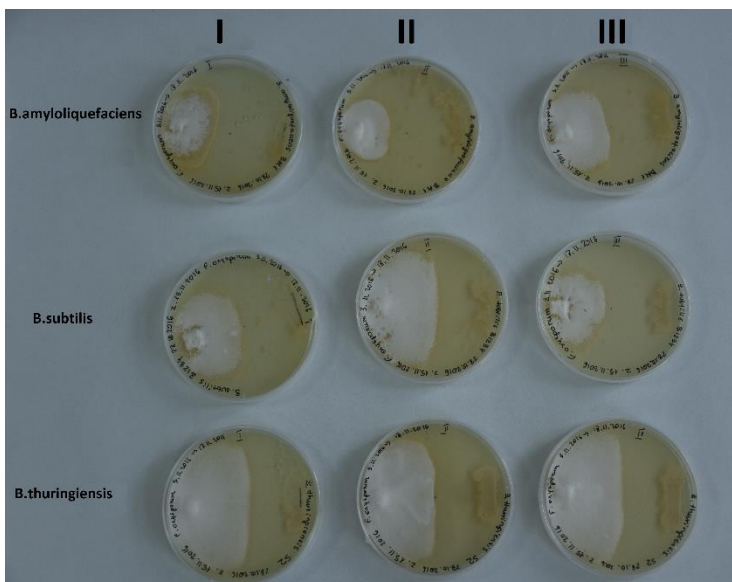
Wyniki

Moment rozpoczęcia testu antagonizmu liczony jest od dnia zaszczepienia płytek Petriego grzybem *F. oxysporum* i 48 godzin po zaszczepieniu poszczególnymi bakteriami z rodzaju *Bacillus* (fot 1). Test zakończono po 384 godzinach wspólnej hodowli bakterii i grzyba (fot.2). Test przeprowadzono w trzech powtórzeniach, co oznaczono na fotografiach 1. oraz 2. jako: I, II, III.



Rys. 1. Rozpoczęcie testu antagonizmu, po lewej stronie każdej płytki Petriego 2 cm linie kolonii poszczególnych bakterii z rodzaju *Bacillus*; po prawej stronie fragmenty grzybnia *F.oxysporum*

Źródło: opracowanie własne

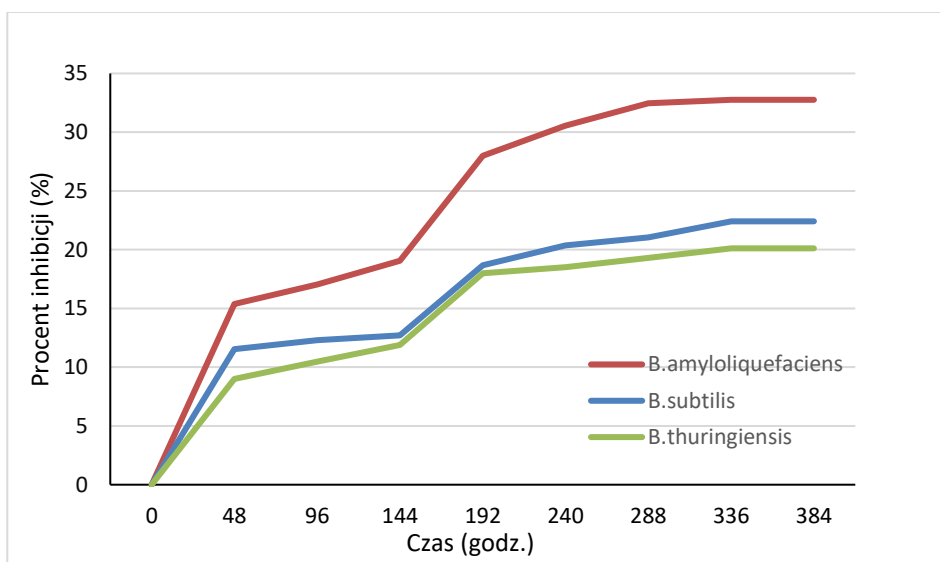


Rys. 2. Zakończenie testu antagonizmu po 384 godzinach. Po prawej stronie płytki Petriego kolonie poszczególnych bakterii z rodzaju *Bacillus*; po lewej stronie grzybnia *F. oxysporum*

Źródło: opracowanie własne

Wszystkie 3 gatunki bakterii z rodzaju *Bacillus*: *B. amyloliquefaciens*, *B. subtilis*, *B. thuringiensis* wykazały zdolność hamowania wzrostu grzybni *F. oxysporum* (Ryc. 1). Już od pierwszych godzin rozpoczęcia testu antagonizmu zauważalne było hamujące działanie bakterii *Bacillus*. W pierwszych 48 godzinach zahamowanie wzrostu *F. oxysporum* oceniono na poziomie ok. 9 - 15 %. We wszystkich testach zaobserwowano, że badane bakterie inhibitowały wzrost patogenicznego grzyba (Ryc. 1). Maksymalna inhibicja wzrostu grzybni wynosiła ok. 20 - 34%, w zależności od poszczególnych gatunków bakterii. W przypadku wszystkich 3 gatunków bakterii w 336 godzinie trwania testu odnotowano maksymalny procent inhibicji wzrostu grzybni. Stan ten utrzymywał się, aż do momentu zakończenia trwania analizy, czyli po 384 godzinach.

Jednak, poszczególne bakterie z rodzaju *Bacillus* charakteryzowały się różnymi zdolnościami hamowania wzrostu grzybni *F. oxysporum*. Najwyższym stopniem inhibicji wzrostu grzybni odznaczały się bakterie *B. amyloliquefaciens*. Po 336 godzinach trwania testu zdolne były do zahamowania wzrostu grzybni na poziomie ponad 30%. W tym samym czasie (336 godzina) zarówno *B. subtilis* jak i *B. thuringiensis* były w stanie zahamować wzrost grzybni *F. oxysporum* na poziomie odpowiednio: 23% oraz 20%.



Rys. 3. Zahamowanie wzrostu grzybni *F. oxysporum* pod wpływem obecności bakterii z rodzaju *Bacillus*

Źródło: opracowanie własne

Dyskusja i wnioski

Grzyby z rodzaju *Fusarium* powodują ogromne straty ekonomiczne szkółkarstwie leśnym. Wytwarzane przez nie mykotoksyny są przyczyną powstawania u ludzi i zwierząt zaburzeń układu neurologicznego, immunologicznego czy rozrodczego [Suchorzewska i Misiewicz, 2009]. Stąd potrzeba poszukiwania nowoczesnych metod ograniczania populacji tych chorobotwórczych grzybów. Standardowe metody ochrony roślin opierają się dotychczas przede wszystkim na stosowaniu środków chemicznych. Ograniczenia związane z ochroną środowiska naturalnego oraz oczekiwania społeczeństwa idą w kierunku poszukiwania alternatywnych metod walki z fitopatogenami [Stokłosa, 2006]. Biologiczne metody ochrony roślin są zarówno bezpieczne dla środowiska jak i stanowią długoterminową ochronę roślin [Fernando i in., 2005].

Bakterie z rodzaju *Bacillus*, dzięki produkowanym przez siebie lotnym (VOCs) oraz nielotnym (VOCs) związkom organicznym zdolne są do hamowania wzrostu wielu mikroorganizmów, w tym grzybów z rodzaju *Fusarium*. Yuan i in. [2012] udowodnili, że substancje lotne (VOCs) produkowane przez szczep NJN-6 bakterii *B. amyloliquefaciens* oddziałują silnie antagonistycznie na rozwój patogena *F. oxysporum* w glebie. Prawdopodobnie lotne związki organiczne posiadają duże możliwości rozprzestrzeniania się w środowisku na dalsze odległości [Yuan i in., 2012]. Dla porównania nielotne związki organiczne (NVOCs) produkowane przez bakterie z rodzaju *Bacillus* działają tylko lokalnie i chronią tkanki roślin przed infekcjami i bezpośrednią kolonizacją [Yuan i in., 2012].

Niniejsza praca wpisuje się w zagadnienia integrowanej ochrony roślin wykorzystując poszczególne gatunki bakterii z rodzaju *Bacillus* w ochronie biologicznej przeciwko *F. oxysporum*. W testach antagonizmu analizie poddano wzrost grzybnii *F. oxysporum* w obecności bakterii: *B. amyloliquefaciens*, *B. subtilis* oraz *B. thuringiensis*.

Wyniki naszych badań potwierdziły zdolności inhibicji wzrostu grzyba *Fusarium oxysporum* przez badane gatunki bakterii. Poszczególne gatunki bakterii wyraźnie różniły się stopniem inhibitowania wzrostu grzybnii *F. oxysporum*. Najwyższym stopniem inhibicji odznaczał się gatunek *B. amyloliquefaciens*. Po 336 godzinach trwania testu maksymalny poziom zahamowania wzrostu został osiągnięty w ponad 30%. Dotychczasowe badania wskazują, że po 72 godzinach testu antagonizmu szczep NJN - 6 *B. amyloliquefaciens* hamuje wzrost grzybnii *F. oxysporum* na poziomie 30 – 40 % w porównaniu z kontrolą [Yuan i in., 2012]. W przypadku *B. subtilis* oraz *B. thuringiensis*, w ramach naszych badań, stopień inhibicji wyniósł odpowiednio: 23% oraz 20 %. Podobne analizy przeprowadzili Karimi i in. [2012], gdzie przeanalizowanych zostało 6 szczepów *B. subtilis*, wszystkie z nich wykazały się inhibicją wzrostu *F. oxysporum* na poziomie 44 – 51 %. Al Banna i in. [2016] po analizie 7 szczepów *B. thuringiensis* stwierdzili, że są one w znacznym stopniu

zahamować wzrost grzyba *F. oxysporum*, co również potwierdzają w swoich badaniach.

Bakterie z rodzaju *Bacillus* należą do naturalnie występujących w glebie mikroorganizmów [Oyedele i Ogunbanwo, 2014]. Większość bakterii z rodzaju *Bacillus*, w tym również *B.amyloliquefaciens*, *B.subtilis* oraz *B.thuringiensis* stanowią gatunki bezpieczne dla ludzi i zwierząt (posiadają status GRAS, z ang. Generally Recognized As Safe) [Pietraszek i Walczak, 2014]. Liu i in., 2013 oraz Talibi i in., 2014 wskazują, że mikroorganizmy wykorzystywane w ochronie biologicznej posiadają niewielki wpływ na środowisko.

Zatem, na podstawie wykonanych testów wykazano, iż badane bakterie z powodzeniem mogą zostać wykorzystywane do ochrony biologicznej przeciwko infekcjom *F. oxysporum*. Potrzebne są obecnie testy *in planta* oraz poznanie genów odpowiedzialnych za syntezę związków chemicznych produkowanych przez poszczególne gatunki bakterii.

Literatura

- [1] Al Banna L., Khyami - Horani H., Sadder M., Abu Zahra S., *African Journal of Agricultural Research*, Efficacy of some local *Bacillus thuringiensis* isolates against soil borne fungal pathogens 2016, s.1750-1754.
- [2] Aslim B., Saglam N., Beyatli Y.,. *Determination of some properties of Bacillus isolated from soil*. Turk J. Biol 2002. 26, s.41-48.
- [3] Bale J.; Van Lenteren J., Bigler F., *Biological control and sustainable food production*. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 363 (1492) 2008, s. 761–776.
- [4] Chelkowski J. ed., 1989. *Fusarium: mycotoxins, taxonomy and pathogenicity*. Elsevier, Amsterdam.
- [5] Chen X., Zhang Y., Fu X., Li Y., W Q., *Isolation and characterization of Bacillus amyloliquefaciens PG12 for the biological control of apple ring rot*. Postharvest Biology and Technology 2016,s 115, 113-121.
- [6] Alenezi F.N., Rekik I., Belka M., Ibrahim A.F., Luptakova L., Jaspars M., Woodward S., Belbahri L., 2016. *Strain-level of secondary metabolism in the biocontrol species Aneurinibacillus migulanus*. Microbiological Research 2016, s.182,116-124.
- [7] Fernando W. G. D., Ramarathnam R., Krishnamoorthy A.S., Savchuk S.C., *Identification and use of potential bacterial organic antifungal volatiles in biocontrol*. Soil Biology and Biochemistry 2005, s. 955-964.
- [8] Fiddaman D.J., Rossall S., *Effect of substrate on the production of antifungal volatiles from Bacillus subtilis*. Journal of Applied Bacteriology, 76 1994, s. 396-405.
- [9] Fravel D., Olivain C., Alabouvette C., *Fusarium oxysporum and its biocontrol*. New Phytologist 1994,s. 493–502.
- [10] Haas D., Defago G., *Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads*. Nature Reviews Microbiology 2005, s.307-319.
- [11] Handelsman J., Stabb E., *Biocontrol of soilborne plant pathogens*. The Plant Cell 1996, s.1855-1869.
- [12] Janeczko A., Biesaga-Kościelniak J., Marcinska I., Skoczkowski A., *Differentiation of wheat cell suspension cultured in cold impact of zearalenone and 24-epibrassinolide*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 523,2007, s. 127-136.
- [13] Karimi K., Amini J., Harighi B., Bahramnejad B., *Evaluation of biocontrol potential of Pseudomonas and Bacillus spp. against Fusarium wilt of chickpea*. Australian Journal of Crop Science. 6 (4) 2012, s. 695-703.
- [14] Kim P.I., et al., *Purification and characterization of a lipopeptide produced by Bacillus thuringiensis CMB26*. Journal of Applied Microbiology, 97 2004, s. 942-949.

- [15] Kotowicz N.K., Frąc M., Lipiec J., *The importance of Fusarium Fungi in Wheat Cultivation- Pathogenicity and Mycotoxins Production: A Review*. Journal of Animal and Plant Sciences. 21 (2) 2014, s. 3326-3343.
- [16] Kwaśna H., Chełkowski J., Zajkowski P., *Grzyby. Tom XXII*. Polska Akademia Nauk. Warszawa – Kraków 1991.
- [17] Lecomte Ch., Alabouvette C., Edel - Hermann V., Robert F., Steinberg Ch., *Biological control of ornamental plant diseases caused by Fusarium oxysporum: A review*. Biological control, 101 2016, s. 17-30.
- [18] Leslie J., Summerell B. A., Bullock S., *The Fusarium laboratory manual*. Wiley - Blackwell, USA 2006.
- [19] Mańka M., *Patogeniczność wybranych gatunków z rodzaju Fusarium dla siewek zbóż*. Poznań 1989.
- [20] Mackie A., Wheatley R.E., 1998. *Effects and incidence of volatile organic compound interactions between soil bacterial and fungal isolates*. Soil Biology and Biochemistry, 31 1989, s.375-385.
- [21] McKee N., Robinson P.P.M., *Production of volatile inhibitors of germination and hyphal extension by Geotrichum candidum*. Transactions of the British Mycological Society 91 1988, s. 154-190.
- [22] Minerdi D., Bossi S., Gullino M.L., Garibaldi A., *Volatile organic compounds: a potential direct long - distance mechanism for antagonistic action of Fusarium oxysporum strain MSA 35*. Environmental Microbiology, 11(4) 2009, s. 844-854.
- [23] Nakano N.M., Marahiel M.A., Zuber P., *Identyfication of a genetic locus required for biosynthesis of the lipopeptide antibiotic surfactin in Bacillus subtilis*. Journal of Bacteriology, 170 1988, s. 5662-5668.
- [24] Oyedele A. O., Ogunbanwo T. S., *Anrifungal activities of Bacillus subtilis isolated from some condiments and soil*. African Journal of Microbiology Research, 8(18) 2014, s. 1841-1849.
- [25] Pietraszek P., Walczak P., *Charakterystyka i możliwości bakterii z rodzaju Bacillus wyizolowanych z gleby*. Polish Journal of Agronomy, 16 2014,s. 37-44.
- [26] Płaskowska E., *Charakterystyka i taksonomia grzybów z rodzaju Fusarium*. Mikologia Lekarska, 17(3) 2010, s.172-176.
- [27] Prashar P., Kapoor N., Sachdeva S., *Isolation and characterization of Bacillus sp with In-vitro antagonistic activity against Fusarium oxysporum from rhizosphere of tomato*. Journal of Agricultural Science and Technology, 15 2013, s. 1501-1512.
- [28] Suchorzyńska M., Misiewicz A., *Mikotoksynotwórcze grzyby fitopatogeniczne z rodzaju Fusarium i ich wykrywanie technikami PCR*. Postępy Mikrobiologii, 48(3) 2009, s. 221-230.

- [29] Stewart J.E., Kim M.S., James R.L., Dumroese R.K., Klopfenstein N.B., *Molecular characterization of Fusarium oxysporum and Fusarium commune isolates from a conifer nursery*. Phytopathology, 96(10) 2006, s. 1126-1133.
- [30] Stokłosa A., *Bioherbicydy i alleloherbicydy w walce z chwastami*. Postępy Nauk Rolniczych, 6 2006, s. 41-52.
- [31] Turner J.T., Backman P.A., *Factors relating to peanut yield increases after seed treatment with Bacillus subtilis*. Plant disease, 75 1991, s. 347-353.
- [32] Wolny - Koładka K., *Grzyby z rodzaju Fusarium - występowanie, charakterystyka i znaczenie w środowisku*. Kosmos. Problemy Nauk Przyrodniczych, 4(305) 2014, s. 623-633.
- [33] Yuan J., Raza W., Shen Q., Huang Q., *Antifungal activity of Bacillus amylo-liquefaciens NJN-6 volatile compounds against Fusarium oxysporum f.p. cubense*. Applied and Environmental Microbiology, 78(16) 2012, s. 5942-5944.

mgr inż. Agnieszka Wysmułek¹⁾, dr inż. Elżbieta Halina Grygorczuk- Petersons²⁾
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

¹⁾ a.wysmulek@doktoranci.pb.edu.pl, ²⁾ e.petersons@pb.edu.pl

ZAGROŻENIA ANTROPOGENICZNE WÓD ZLEWNI JEZIORA EŁCKIEGO

The anthropogenic threats of waters of catchment of Elckie Lake

Słowa kluczowe: Jezioro Ełckie, zagrożenia antropogeniczne, wody powierzchniowe, zanieczyszczenia wód

Keywords: Elckie Lake, anthropogenic threats, surface water, water pollutions

Streszczenie:

Jedno ze 120 największych i 8 najgłębszych jezior w Polsce - Jezioro Ełckie od wielu dekad ulega silnej antropopresji, wskutek której akwen z czystego, oligotroficznego jeszcze na początku XX wieku, zmienił się w silnie zeutrofizowany. Pracę poświęcono wnikliwej identyfikacji i wszechstronnej analizie wszelkich czynników antropogenicznych na terenie zlewni bezpośredniej, które negatywnie oddziałują na stan wód akwenu. Do kluczowych problemów zaliczono: śródmiejski charakter zbiornika, nieprawidłowości w gospodarce ściekowej i odpadowej, bezpośrednie sąsiedztwo gospodarstwa rybackiego, okoliczne cieki i zbiorniki wodne, rolnictwo, przemysł i transport oraz rozwijająca się turystykę i rekreację. Wskazano też na obecność grupy tak zwanych „nowo pojawiających się zanieczyszczeń” tj. skażenia wód kofeiną, narkotykami, farmaceutykami, substancjami hormonalnymi, filtrami UV, czy bisfenolem A.

Wstęp

Bezpośrednia zlewnia Jeziora Ełckiego położona jest na terenie Zielonych Płuc Polski - jednego z najcenniejszych ekosystemów Europy. Historyczne miasto Ełk stanowi natomiast ważny ośrodek gospodarczy i turystyczny północno – wschodniej Polski, posiadający połączenie komunikacyjne z wieloma miastami Polski oraz z Litwą. Ze względu na planowany dynamiczny rozwój rekreacji i turystyki w regionie, a także zobowiązania Polski związane z akcesem do Unii Europejskiej koniecznością stała się wszechstronna analiza jakości i wielkości zasobów wodnych zlewni oraz podjęcie działań zmierzających do poprawy stanu wód Jeziora Ełckiego.

Poza czynnikami naturalnymi (opadające pyłki roślin, szczątki martwych organizmów, czy też składniki wymywane z podłoża) do wód jeziora dostają się liczne zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego (ścieki komunalne, przemysłowe i deszczowe, spływy z terenów rolniczych, wody pohodowlane) - to właśnie one stanowią najistotniejszy problem.

Jedno z największych zagrożeń dla Jeziora Ełckiego stanowi silna eutrofizacja, czyli proces wzbogacania wód w związki azotu i fosforu, a co za tym idzie zmniejszenie stopnia nasycenia wody tlenem, pogorszenie jej przezroczystości oraz zmiana barwy [7]. Jezioro jako system niemal zamknięty nie posiada wystarczających zdolności do samooczyszczania się, więc raz wprowadzone nieczystości wchodzi w obieg jego materii i nawet po odcięciu źródeł zanieczyszczeń oraz zastosowaniu innowacyjnych zabiegów rekultywacyjnych będzie reagować na nie opornie, a skumulowane w dnie związki biogenne długo będą zasilać wody akwenu [13].

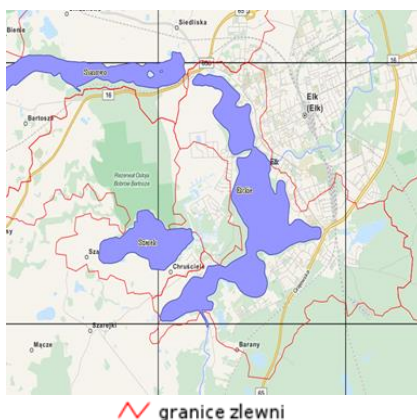
Charakterystyka regionu oraz wyszczególnienie zlewni bezpośrednio Jeziora Ełckiego

Zlewnia całkowita Jeziora Ełckiego leży w dorzeczu Narwi, które z przyrodniczego i ekologicznego punktu widzenia należy do najcenniejszych rejonów Polski, bogatych w obszary prawnie chronione (między innymi parki narodowe: Białowieński, Narwiański i Biebrzański). Obszar posiada też bogate i nienaruszone zasoby wód podziemnych, których jakość zależy od stanu technicznego systemów wodnych i kanalizacyjnych miejscowości leżących nad rzekami Ełk i Biebrza [20].

Podregion ełcki stanowi około 26% powierzchni województwa warmińsko-mazurskiego i określany jest jako jeden z najsłabiej rozwijających się pod względem społecznym i gospodarczym. Charakteryzuje się też najbardziej peryferyjnym położeniem i komunikacyjnym wykluczeniem, chociaż od ponad dekady zauważalne jest nieznaczne przyspieszenie rozwoju regionu oraz ożywienie inwestycji.

Wśród uwarunkowań niekorzystnych dla regionu wymienia się duże skoncentrowanie obszarów rolniczych (w tym obszarów popegeerowskich, zagrożonych marginalizacją społeczno-ekonomiczną), małą innowacyjność gospodarki, złą infrastrukturę, niewielką atrakcyjność inwestycyjną czy niski poziom PKB. Ale nie brak i pozytywnych czynników, które są jeszcze mało wykorzystywane, wśród nich wymienić należy: występowanie obszarów cennych przyrodniczo (Zielone Płuca Polski, NATURA 2000 czy Wielkie Jeziora Mazurskie), bogactwo kulturowe, zabytki, atrakcje turystyczne oraz granica z Rosją. Charakterystyczna dla regionu jest zwłaszcza urozmaicona rzeźba terenu, a przede wszystkim liczne jeziora [23].

Zlewnię bezpośrednią Jeziora Ełckiego (rys. 1.) tworzy samo jezioro, niewielki odcinek rzeki Ełk – tuż przy ujściu rzeki do jeziora oraz tereny przyległe do zbiornika. Znaczną część tego obszaru stanowi część gminy miejskiej Ełk (osiedla: Kajki, Północ I i II, Centrum, Bogdanowicza, część SSSE-Suwałskiej Specjalnej Strefy Ekonomicznej oraz osiedla: Jeziorna, Leśne, Pod Lasem, Wczasowe, Baranki i Grunwaldzkie), część gminy wiejskiej Ełk (w tym część wsi Chruściele i Barany) oraz tereny leśne na południowy wschód od jeziora należące do Nadleśnictwa Ełk. Powierzchnia zlewni bezpośredniej wraz z jeziorem wynosi 1 384,5 ha, z czego 22,84% stanowią tereny zurbanizowane, 17,84% - obszary rolnicze, 31,6% - tereny nieznacznie przekształcone (w tym lasy) i 27,62% - wody powierzchniowe. Do wód Jeziora Ełckiego trafiają spływy z południowej części miasta, z terenów rolniczych i leśnych na zachód od niego, wody rzeki Ełk oraz wody z jezior Sunowo, Szyba i Szarek [11, 18].



Rys. 1. Granice zlewni bezpośredniej jeziora Ełckiego – mapa fizyczna

Źródło: [11]

Jezioro Ełckie jest wyraźnie zróżnicowane morfometrycznie. Wyróżnia się trzy jego płosa, a każde z nich można traktować jako osobny zbiornik:

- płoślo północne - oddzielone od reszty sztucznym półwyspem i mostem drogowym, niezbyt głębokie (tylko dwa głęboczaki powyżej 23 m) i posiadające w miarę łagodne brzegi;
- płoślo południowe - oddzielone od północy wspomnianym półwyspem, a od południa przewężeniem i wypłyconiem, najgłębsze (osiągające nawet 56 m głębokości) i o najbardziej stromych brzegach;
- płoślo zachodnie – naj płytsze (do 10 m), o bardzo łagodnych brzegach, jego dno tworzy szereg płycizn, a kilku z nich wytworzyły się wyspy trzcinowe [26].

Na terenie zlewni bezpośredniej leży jedynie krótki, rozwidlony fragment końcowy górnego biegu **rzeki Elk**, jednak nie sposób pominąć wpływu całej rzeki na jakość wód jeziora. Rzeka wpadająca do środkowego płośla jeziora jest wciąż wskazywana jako jedna z podstawowych przyczyn jego degradacji. Niesie ze sobą wody z terenu kilku gmin (Gołdap, Kowale Oleckie, Świętajno, Stare Juchy, Elk), przyjmuje ścieki z osiedlowej oczyszczalni ścieków w Stradunach, gorzelni rolniczej w Stradunach, oczyszczalni w Świętajnie koło Olecka. Duży odsetek terenów położonych w jej zlewni stanowią użytki rolne, więc mamy tu do czynienia ze spływem powierzchniowym z ich obszaru [5, 26].

Obszary lądowe zlewni zajmują:

- tereny miejskie z zabudową jedno- i wielorodzinną, z niewielkimi przedsiębiorstwami przemysłowymi i usługowymi oraz tereny rekreacyjne i zielone, występują także niewielkie tereny rolnicze oraz drogi krajowe i miejskie; kanalizacji korzysta tu 95% mieszkańców, ale są jeszcze nieskanalizowane gospodarstwa domowe;
- tereny wiejskie, czyli położone nad płoślem południowym części niewielkich miejscowości: Chruściele i Barany; częściowo skanalizowanych, o uporządkowanej gospodarce odpadowej; część obszaru to użytki rolne, w tym ekologiczne;
- lasy, głównie typu bór mieszany i bór mieszany świeży.

Charakterystyka zagrożeń antropogenicznych na terenie zlewni bezpośredniej Jeziora Ełckiego

Degradacja jeziora spowodowana jest wieloma, niezależnymi od siebie czynnikami i trudno stwierdzić, który z nich jest bardziej odpowiedzialny za taki stan rzeczy. Wśród tych czynników wymienić należy:

- śródmiejskie położenie zbiornika,
- nieprawidłowości w gospodarce ściekowej i odpadowej,
- pobliskie gospodarstwo rybackie,
- sąsiadujące cieki i zbiorniki wodne,

- okoliczne rolnictwo,
- rozwój turystyki i rekreacji w regionie,
- pozostałe zagrożenia.

Bezpośrednie sąsiedztwo miasta

Dla wód powierzchniowych w obszarze każdej aglomeracji charakterystyczne jest znaczne nagromadzenie zanieczyszczeń: pyłów pochodzących ze spalania paliw, wietrzenia dróg i niszczenia budowli, nawozów i środków ochrony roślin stosowanych do pielęgnacji zieleni miejskiej. Jezioro ma charakter typowo śródmiejski, otrzymuje więc duże ilości wód zanieczyszczonych [3, 4]. Dzielnice Elku, które obejmuje zlewnia bezpośrednia, to dzielnice mieszkaniowe o dość zwartej zabudowie wielo- i jednorodzinnej oraz stosunkowo niewielkim udziale terenów zielonych. Występuje tu głównie mało uciążliwa dla środowiska działalność usługowo-handlowa. Tereny typowo przemysłowe zlokalizowane są poza obszarem zlewni. Zagrożenia dla jeziora stanowią między innymi spływy powierzchniowe z terenów typowo miejskich, ponieważ nad jeziorem brakuje przestrzeni wolnych od zabudowy, korytarzy ekologicznych czy zieleni ochronnej oraz niekontrolowany dopływ ścieków, głównie bytowych [5, 14,].

Gospodarka ściekowa i odpadowa

Ścieki komunalne są bardzo zróżnicowane pod względem składu, zawierają między innymi: zanieczyszczenia organiczne i mineralne, substancje rozpuszczone i zawieszone, mydła, detergenty, mikroorganizmy, tłuszcze itp. Ścieki przemysłowe (w zależności od rodzaju produkcji) zawierają chemikalia, metale ciężkie, rozpuszczalniki, odpady organiczne, natomiast trzeci rodzaj ścieków – wody opadowe i roztopowe niosą ze sobą kurz, pył, glebę i odłamki skalne, resztki paliw oraz sól drogową [2].

Do połowy lat siedemdziesiątych ubiegłego stulecia u wylotu rzeki Elk istniała mechaniczna oczyszczalnia ścieków zrzucająca swoje wody bezpośrednio do jeziora. Przeniesienie jej poniżej jeziora i całkowita modernizacja od razu przyniosły efekty – natlenienie wód płoza południowego znacznie się poprawiło. Niemniej jednak nie wyeliminowano całkowicie problemu dopływu ścieków do zbiornika. Nadal faktem są nieskanalizowane gospodarstwa domowe w obrębie zlewni. W 2013 r. wskaźnik zwodociągowania gminy wiejskiej Elk wyniósł 75,1%, zaś skanalizowania jedynie niecałe 30%, ilość podłączonych do wodociągu gospodarstw domowych to 1 645, a do zbiorczej kanalizacji jedynie 549, do tego doliczono się 640 zbiorników bezodpływowych i 118 przydomowych oczyszczalni. Duża ilość ścieków bytowych gdzieś po prostu „ginie”. Lepsza jest sytuacja w gminie

miejskiej: wskaźnik zwodociągowania wynosi 98,8%, a skanalizowania 94,9%, do tego istnieje 60 zbiorników bezodpływowych, ale i tu brak jest danych na temat ścieków od 3 000 mieszkańców [14, 16, 20, 21].

Kolejnym znaczącym źródłem skażenia jest grawitacyjna sieć kanalizacji deszczowej odprowadzająca wody z terenów zagospodarowanych i szlaków komunikacyjnych do rowów melioracyjnych, rzeki Elk czy bezpośrednio do jeziora. Badania wykazywały znacznie gorszą jakość wód w rejonie wylotów kolektorów burzowych [2]. Seria analiz przeprowadzona w latach 2015 i 2016 wykazała, iż kanalizacja deszczowa dostarcza do zbiornika aż 3,0% całkowitego rocznego ładunku fosforu i 1,6% całkowitego ładunku azotu [5]. Jednocześnie, z uwagi na występujące przekroczenia poziomu docelowego benzo(a)pirenu w pyłe PM₁₀ zawartym w powietrzu, w strefie - miasto Elbląg (średnia roczna pomiarów w 2015 roku wynosiła 2,0 ng/m³ [12]) w ściekach opadowych kierowanych do jeziora znajdują się też WWA.

Ponadto niemal we wszystkich próbkach wody pochodzących z kolektorów burzowych oznaczono duże i bardzo duże zawartości (często znacznie przekraczające obowiązujące normy) bakterii *Escherichia coli*, co wskazuje na dopływ zanieczyszczeń pochodzenia fekalnego. Istnieje więc realne zagrożenie epidemiologiczne [5]. Stosowane na niektórych wylotach kolektorów separatory, które mają za zadanie zatrzymanie zanieczyszczeń, zwłaszcza ropopochodnych, nie są wystarczającą ochroną przed tego rodzaju skażeniami.

W niedalekiej odległości od terenu zlewni Jeziora Elckiego, we wsi Siedliska od ponad 30 lat istniało gminne wysypisko odpadów, które do niedawna jedynie składowało odpady inne niż niebezpieczne i obojętne i nie było właściwie wcale zabezpieczone. W 2010 r. otwarto tam nowoczesny Zakład Unieszkodliwiania Odpadów, który w końcu rozwiązał problem śmieci w regionie. Niemniej jednak zagrożeniem dla wód jeziora mogą pozostawać odcieki z terenu starego składowiska, które potrafią przemieszczać się na naprawdę duże odległości, jeśli dotrą do warstwy wodonośnej.

Kolejnym problemem są dzikie wysypiska. Każdego roku na terenie gminy likwiduje się kilkadziesiąt takich wysypisk, a na ich miejsce wciąż powstają nowe [10, 16, 18].

Gospodarstwo rybackie

Od około 100 lat pomiędzy jeziorami Sunowo i Elckim istnieją hodowlane stawy rybne oraz łowisko przy Potoku Woszczelskim i od tego czasu płoś pólnocne stale przyjmuje stamtąd ładunek około 560 kg fosforu rocznie, co stanowi 14 % z 4 000 kg fosforu ogólnego dostarczanego do tego płośa każdego roku. Ponadto

zrzuty wód pochodzących zanieczyszczają wody związkami azotu i zawiesinami mineralnymi podnosząc znacznie ich żyzność i potęgując eutrofizację [1, 18].

Badania przeprowadzone w latach 2016-2017 na odpływie z Gospodarstwa Rybackiego przy ulicy 11 listopada wykazały skalę zagrożenia ze strony tego rodzaju działalności. Same tylko stawy hodowlane to roczny ładunek ponad 680 kg fosforu i 4 727 kg azotu. Dla dobra jeziora dopływ wód poprodukcyjnych jako punktowe źródło zanieczyszczeń powinien być wyeliminowany w pierwszej kolejności. Dodatkowo stwierdzono obecność dodatkowych odpływów, w których okresowo oznaczono zawartość *Escherichia coli* [5].

Rabunkowa, prowadzona przez kilkadziesiąt lat działalność dzierżawców jeziora oraz kłusowników doprowadziła do znacznego zmniejszenia liczebności ryb. Dziś w jeziorze nie odławia się nawet jednego procenta ryb, które odławiano kiedyś. Zbyt małe zarybienie także ma wpływ na proces eutrofizacji – niewykorzystany pokarm po prostu odkłada się w osadach dennych [18, 22, 25].

Okoliczne ciek i zbiorniki

Rzeka Elk na dzień dzisiejszy pozostaje największym źródłem problemów Jeziora Elckiego. Niesie ze sobą ogromną ilość związków azotu (164 830 kg/rok) i fosforu (14 396 kg/rok), co stanowi odpowiednio 93,8% i 89,8% całkowitego rocznego ładunku tych substancji. Podczas opadów oznaczono obecność bakterii *Escherichia coli* w ilości 4 000b jtk/100 ml przekraczających wartości dopuszczalne [5].

Jezioro Sunowo połączone jest z Elckim Potokiem Woszczelskim i dostarcza mu corocznie 680 kg fosforu oraz 4 727 kg azotu. Na dopływie z tego jeziora nie stwierdzono obecności bakterii kałowych [23]. Wody Sunowa w 2006 r. zakwalifikowano do III klasy czystości. Zbiornik przyjmuje porcję typowych zanieczyszczeń z okolicznych niekanalizowanych wsi i terenów rekreacyjnych oraz terenów nieczynnego już składowiska odpadów [17].

Gospodarka rolna

Tereny rolnicze zlewni leżą w większości po zachodniej stronie jeziora i stanowią około 18% jej powierzchni [11]. Panują tu korzystne warunki do działalności rolniczej (jakość gleb, warunki wodne, rzeźba terenu, klimat), dlatego od około dekady obserwuje się wzrost produkcji rolnej, zwłaszcza ekologicznej. Zagrożenia pochodzące z rolnictwa to głównie spływy z pól zawierające nawozy (sztuczne i naturalne) i środki ochrony roślin, zanieczyszczenia z budynków inwentarskich (mogące powodować poza zanieczyszczeniem biogenami także skażenia sanitarne – organizmami chorobotwórczymi), oraz odcieki z nieprawidłowo składowanych

nawozów, zarówno organicznych, jak i nieorganicznych. Migrację nutrientów do wód powierzchniowych ułatwia brak pasów zieleni wzdłuż cieków i brzegów zbiorników, ale także sieć melioracji [15, 18].

Rozwój turystyki i rekreacji

Jezioro Ełckie jest wykorzystywane do celów rekreacyjnych w stosunkowo niedużym stopniu. Brakuje tu bazy turystyczno-wypoczynkowej, odpowiedniej infrastruktury i dobrze oznakowanych szlaków. W ostatnich latach miasto sporo zainwestowało w tym kierunku: uporządkowano teren wokół jeziora, wzmocniono jego linię brzegową, wybudowano sześciokilometrową, nadbrzeżną promenadę wraz ze ścieżką rowerową, powstają nowe parki i skwerki. Na terenie zlewni nadal zbyt mało jest obiektów o wysokim standardzie, ale powstaje coraz więcej gospodarstw agroturystycznych i rozwija się turystyka ekologiczna. Wraz z napływem turystów zwiększa się ilość ścieków i śmieci, a wody są zanieczyszczane spalinami i wyciekami ze sprzętu pływającego – wystarczy latem przejść brzegami jeziora. Dlatego koniecznością staje się dalsza rozbudowa odpowiedniej infrastruktury [16, 19, 24].

Pozostałe zagrożenia

Na terenie zlewni nie występują jakieś znaczące zagrożenia ze strony **przemysłu**. Chociaż miasto Ełk leży na terenie Suwalskiej Specjalnej Strefy Ekonomicznej, to niemal cała ta strefa pozostaje poza zasięgiem zlewni i posiada pełną, nowoczesną infrastrukturę techniczną, w tym kanalizację. Oczywiście wraz ze spływem powierzchniowym do wód powierzchniowych dostają się pyły, substancje ropopochodne i inne zanieczyszczenia także z terenów przemysłowych [16].

Zanieczyszczenia pochodzące z **transportu** także nie są jakimś wielkim problemem. Ełk stanowi ważny węzeł komunikacyjny regionu, przecinają się tu drogi biegnące do Białegostoku, Augustowa i Olsztyna, oraz krajowa nr 16 obsługująca ruch tranzytowy w kierunku granicy z Litwą. Ponadto istnieje sieć dróg miejskich i linii MKK oraz węzeł kolejowy. Na obszarze zlewni znajduje się część tych dróg i zagrożenie stanowi spływ powierzchniowy, niosący zanieczyszczenia pyłowe i gazowe powstające wskutek spalania paliw, czy ścierania powierzchni asfaltowych i ogumienia, ale także sól stosowana zimą do utrzymania dróg [3, 16].

Lasy zajmują 31,69% obszaru zlewni, a lesistość tutaj jest wyższa niż średnia krajowa (29,3%). W lasach przeważa drzewostan sosnowy oraz świerkowy, więc wody glebowe mogą zostać zakwaszone. Spływ powierzchniowy oraz wody gruntowe z terenu lasów mogą oddziaływać na odczyn wód zbiornika, zwłaszcza w jego strefie brzegowej. Poza tym obecność lasu jest korzystna dla wód zlewni, gdyż peł-

ni on funkcję retencyjną. W tym przypadku intensywniejsza działalność człowieka byłaby pożądana – można by zalesić większą powierzchnię gruntów, zwłaszcza tych zdegradowanych i gorszego gatunku [9, 11, 16].

Wodom jeziora mogą zagrażać **przypadkowe skażenia środowiska**, trudne do przewidzenia. Wśród nich można wymienić: różnego rodzaju awarie, wycieki, pożary, eksplozje. Na terenie zlewni mogą wystąpić katastrofy budowlane, awarie infrastruktury komunalnej czy zdarzenie spowodowane siłami natury (nagłe przejście frontów atmosferycznych, podtopienia, susze, pożary), o skutkach miejscowych i krótkotrwałych, ale też długoterminowych i trudnych do usunięcia [15].

Problem tak zwanych „**nowo pojawiających się**” zanieczyszczeń stosunkowo od niedawna stał się przedmiotem zainteresowania naukowców, i to w głównej mierze zagranicznych. Konsumpcja kofeiny, leków, hormonów, środków odurzających oraz powszechne stosowanie tworzyw sztucznych, czy stosowanie kosmetyków z filtrami UV w obecnych czasach są wpisane w codzienność człowieka. Pozostałości wszystkich tych substancji różnymi drogami przedostają się w końcu do wód powierzchniowych. Wcześniej nie przypuszczano, że stanowią realne zagrożenie dla ekosystemów wodnych i zdrowia człowieka. Okazuje się jednak, że są to swoiste „bomby z opóźnionym zapłonem” – działają długofalowo i mają zdolności kumulowania się w organizmach, a ich ilość w wodach jest coraz większa. Ponieważ ich zawartość oznaczono w okolicznych wodach wielu aglomeracji na świecie i ich występowanie ściśle wiąże się z bytowaniem człowieka, dlatego zakłada się, że są one obecne także w Jeziorze Ełckim, kwestią czasu jest jedynie określenia stopnia zagrożenia tymi substancjami [8].

Wszystkie te „pozostałe zagrożenia” jednostkowo nie stanowią zauważalnego zanieczyszczenia wód Jeziora Ełckiego, w żadnych badaniach nie oznaczono ich ilości. Jednak sumarycznie i okresowo mogą stawać się znaczące i groźne dla środowiska oraz bytujących w nim organizmów, a pośrednio dla zdrowia człowieka.

Stan troficzny, ekologiczny i bakteriologiczny Jeziora Ełckiego

Jeszcze w 1928 r. jezioro Ełckie było wyjątkowo czyste, o bardzo dobrych warunkach tlenowych, w latach 80-tych XX w stwierdzono jego eutrofizację, a w 90-tych dalsze znaczne pogarszanie się warunków tlenowych. Wody plosa południowego osiągnęły stan pozaklasowy, północnego mieściły się w klasie III. W połowie lat 70-tych odcięto dopływ ścieków do plosa południowego, co powodowało stopniową, samoczynną poprawę warunków tlenowych. Część północna nie posiadała takich zdolności do samooczyszczania się, dlatego przeprowadzono szereg zabiegów ochronnych i renaturyzacyjnych, których celem było doprowadzenie wód zbiornika do II klasy czystości. Rekultywację prowadzono przez 11 lat (1998-2009) - niestety, nie przyniosła oczekiwanych efektów. Po krótkich okresach poprawy następowało gwałtowne pogarszanie się parametrów i warunków tlenowych. Cały

czas utrzymywała się wysoka trofia i nadal okresowo wzmagало się zasilanie wewnętrzne jeziora (tab. 1). W latach 2015 i 2016 ponownie przeprowadzono szereg badań wód jeziora które potwierdziły eutrofizację (tab. 1), a nawet zasugerowały intensyfikację tego procesu we wszystkich trzech plosach. Parametrem obniżającym klasyfikację do poziomu hipertrofii jest fosfor ogólny (tab. 2) [1, 5, 6].

Tabela 1. Stan trofii określony na podstawie wskaźników Rotifera (WSTROT), oraz Crustacea (WSTCRU) - badania wykonane w latach 1998-2009 oraz 2015-2016

OKRES BADAŃ	TYP TROFII WG WSKAŹNIKA WROTKOWEGO WST _{ROT}	TYP TROFII WG WSKAŹNIKA SKORUPIAKOWEGO WST _{CR}	TYP TROFII WG WSKAŹNIKA WROTKOWEGO WST _{ROT}	TYP TROFII WG WSKAŹNIKA SKORUPIAKOWEGO WST _{CR}
	płoso PN		płoso PD	
1998	eutrofia	mezo-eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia
1999	eutrofia	eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia
2000	mezo-eutrofia	eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia
2001	eutrofia	eutrofia	eutrofia	eutrofia
2002	mezo-eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia	eutrofia
2003	eutrofia	eutrofia	eutrofia	eutrofia
2004	eutrofia	eutrofia	eutrofia	eutrofia
2005	eutrofia	eutrofia	eutrofia	politrofia
2006	eutrofia	politrofia	eutrofia	eutrofia
2007	eutrofia	eutrofia	eutrofia	eutrofia
2008	mezo-eutrofia	mezo-eutrofia	eutrofia	eutrofia
2009	eutrofia	eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia
2015-2016	mezo-eutrofia	eutrofia	mezo-eutrofia	eutrofia

Źródło: Opracowanie własne na podst. [5, 6]

Tabela 2. Stan trofii w latach 2015-2016 określony na podstawie międzynarodowej klasyfikacji OECD

	płoso PN	płoso PD	płoso ZACH
fosfor ogólny [$\mu\text{g P/dm}^3$]	hypertrofia	hypertrofia	hypertrofia
chlorofil "a" [$\mu\text{g/dm}^3$]	eutrofia	eutrofia	eutrofia
przezroczystość [m]	hypertrofia	eutrofia	eutrofia

Źródło: Opracowanie własne na podst. [5].

Według opinii WIOŚ w Olsztynie w 2011r. jednolity stan wód był dobry i stopniowo, aczkolwiek powoli się poprawiał. Najnowsze badania UWM wykazały, że jednak stan wód jest zły i wciąż się pogarsza (tab. 3) [5, 18].

Tabela 3. Ocena stanu ekologicznego i chemicznego oraz stanu JCW jeziora Etckiego, badania z 2011 r. przeprowadzone przez WIOŚ w Olsztynie oraz z 2015 i 2016 przeprowadzone przez UWM w Olsztynie

ZESTAWIENIE WYNIKÓW BADAŃ Z 2011 R.			ZESTAWIENIE WYNIKÓW BADAŃ Z LAT 2015-2016			
TYP ABIOTYCZNY		6A	TYP ABIOTYCZNY		6A	
elementy biologiczne	chlorofil "a"	9,2	elementy biologiczne	chlorofil "a"	płoso PN	21,9
	multimetriks planktonowy-PMPL	1,99		multimetriks planktonowy-PMPL	płoso PD	13
					płoso ZACH	8,6
					płoso PN	3,9
					płoso PD	3,2
	fitobentos IOJ	0,82		fitobentos IOJ	płoso ZACH	3,2
					płoso PN	
	makrofity ESMI	0,434		makrofity ESMI	płoso PD	
płoso ZACH						
płoso PN			0,417			
płoso PD			0,549			
				płoso ZACH	0,549	
OCENA BIOLOGICZNA		II	OCENA BIOLOGICZNA			III
elementy fizykochemiczne	przezroczystość [m]	1,8	elementy fizykochemiczne	przezroczystość [m]	płoso PN	0,9
	nasycenie hypolimnionu tlenem [%]	14,4		nasycenie hypolimnionu tlenem [%]	płoso PD	1,9
					płoso ZACH	2,3
					płoso PN	0
	przewodność w 20°	364		przewodność w 20°	płoso PD	30,9
					płoso ZACH	0,2
					płoso PN	370
	azot ogólny [mg N/l]	1,46		azot ogólny [mg N/l]	płoso PD	375
płoso ZACH			371			
płoso PN			1			
fosfor ogólny [mg P/l]	0,034	fosfor ogólny [mg P/l]	płoso PD	0,9		
			płoso ZACH	0,9		
			płoso PN	0,183		
			płoso PD	0,172		
				płoso ZACH	0,18	
OCENA FIZYKOCHEMICZNA		I-II	OCENA FIZYKOCHEMICZNA			PSD
OCENA STANU EKOLOGICZNEGO		DOBRY	OCENA STANU EKOLOGICZNEGO			SŁABY
OCENA STANU CHEMICZNEGO		DOBRY	OCENA STANU CHEMICZNEGO			PD
OCENA JCW		DOBRY	OCENA JCW			ZŁY

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [5, 18].

Tabela 4 obrazuje ilości dostających się do jeziora wraz z rzeką Etłk i kanalizacją deszczową ilości bakterii typu kałowego, stanowiących realne zagrożenie epidemiologiczne dla ludności. Jeżeli chodzi o wody powierzchni samego jeziora, to jakość ich pod względem bakteriologicznym jest dobra i doskonała. Jedynie wody hypolimnionu płosa południowego nie wykazały jakości wymaganej, gorsza była też ich jakość w warstwie dennej pozostałych plos [5].

Tabela 4. Wyniki badań bakteriologicznych próbek pobranych z rzeki Ełk i z kolektorów burzowych 92015 i 2016 r.)

stanowisko badawcze	Escherichia coli (jtk w 100 ml próby)						bakterie z grupy coli (jtk w 100 ml próby)					
	XI 2015	III 2016	IV 2016	VI 2016	VIII 2016	X 2016	XI 2015	III 2016	IV 2016	VI 2016	VIII 2016	X 2016
1	2 500	130	130	3 900	1 300	12 000	72 00	36 000	43 000	308 000	30 000	384 000
2	800	3 700	5 100	10	53 000	75 000	11 200	27 000	1 616 000	210 000	356 000	272 000
3	800 000	9 000	-	-	12 300	52 000	18 100 000	710 000	-	-	2 400 000	300 000
4	100	0	40	40	130	140	4 700	60	9 800	76 800	36 000	30 000
5	-	75 000	2 100	-	-	94 000	-	372 000	664 000	-	-	256 000
6	200	170	300	1 600	470	44 000	17 000	15 000	7 300	832 000	1 410 000	370 000
7	-	20	200	-	700	12 000	-	220	31 800	-	43 000	95 000
8	110	0	50	260	800	4 000	4 000	170	1 500	10 300	30 800	38 000
9	100	0	200	130	140	90	1 400	30	3 800	18 600	242 000	11 000
10	120	50	280	-	-	2 200	7 100	490	19 600	-	-	394 000
11	70	20	220	20	200	60	5 800	250	14 400	172 000	15 300	22 000
12	30	50	-	-	-	-	7 800	1 500	-	-	-	-
13	60	-	100	10	-	10	1 400	-	13 450	328 000	-	15 000
14	30	-	30	270	-	-	3 400	-	5 100	738 000	-	-
15	-	-	-	-	130	21 000	-	-	-	-	1 460 000	71 000

Źródło: [5]

Podsumowanie

Jezioro Ełckie bez wątpienia podlega silnej antropopresji, która związana jest głównie ze źle zorganizowaną gospodarką ściekową i odpadową w zlewni na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat, ale także z nieprawidłowościami w gospodarce rolnej i rybackiej oraz z bezpośrednim sąsiedztwem miasta. Proces silnej eutrofizacji wód, który zajęłby naturze tysiące lat pod wpływem człowieka zaszedł w ciągu kilku zaledwie dekad.

Aby jezioro stało się na powrót czyste i przyciągało swoim urokiem należałoby między innymi rozwiązać nadal ogromny problem nieszczelnej gospodarki ściekowej na terenie zlewni, odciąć wpływ gospodarstwa rybackiego i okolicznych cieków i zbiorników, ograniczyć spływ powierzchniowy przez tworzenie chociażby stref ekotonowych na brzegach wód, rozwiązać kwestię nagromadzonych w osadach dennych zanieczyszczeń oraz stworzyć właściwe, kompleksowe zaplecze turystyczne.

Obecnie miasto i gmina Ełk podejmują usilne starania o przywrócenie jezioru stanu sprzed stu lat, kiedy było ono wyjątkowo czyste. Uporządkowano już w znacznej mierze okoliczną gospodarkę ściekową i odpadową. Jednakże potrzeba jeszcze dużych nakładów czasowych i finansowych oraz mnóstwa pracy i przede wszystkim poszerzenia świadomości ekologicznej i zachęcenia do współpracy wszystkich mieszkańców tego regionu. W bardzo niedalekich planach jest kolejna rekultywacja zbiornika.

Literatura

- [1] Bańkowska A. *Ocena działania struktur BIO-HYDRO w rekultywacji jeziora Elckiego*, [online], dostęp zdalny: www.iks_pn.sggw.pl.
- [2] Bańkowska A. *Efekty rekultywacji jeziora Elckiego metodą sztucznego napowietrzania i chemicznej dezaktywacji fosforu*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. Zesz. 532/2008, str.19-29.
- [3] Chełmicki W.: *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*, Wyd. PWN, Warszawa 2012.
- [4] Choiński A.: *Limnologia fizyczna Polski*, Wyd. UAM, Poznań 2007.
- [5] Dunalska J.: *Badania osadów dennych oraz pomiary hydrologiczne Jeziora Elckiego i jego zlewni wraz ze sporządzeniem projektu ochrony i rekultywacji zbiornika w celu zachowania jego potencjału rekreacyjnego i przyrodniczego. Raport końcowy*, Olsztyn 2016. Materiały niepublikowane.
- [6] Ejsmont – Karabin J., Grabowska M., Węgleńska T., Malinowska H. i in. *Ocena skutków ekologicznych rekultywacji płosa północnego Jeziora Elckiego metodą ograniczenia dopływów fosforu z głębinowych osadów dennych i z Jeziora Sunowo*, Wyniki badań prowadzonych w latach 1999-2009. Stacja Hydrobiologiczna Instytutu Ekologii PAN w Mikołajkach. Materiały niepublikowane (11 zeszytów).
- [7] Neverova – Dziopak E.: *Ekologiczne aspekty ochrony wód powierzchniowych*, Rzeszów 2007.
- [8] Próba M. *Wybrane zntropogeniczne czynniki zanieczyszczenia wód powierzchniowych. Analiza zjawiska*, Inżynieria i Ochrona Środowiska. Tom 16, nr. 1/2013.
- [9] Rękowski F. *Zagrożenia antropogeniczne wód wybranej zlewni*. Praca magisterska. Białystok 2011.
- [10] Sobik K. *Badanie wpływu składowisk odpadów na środowisko gruntowo – wodne na przykładzie wybranych obiektów zlokalizowanych w obrębia zlewni Dunajca*, [online], dostęp zdalny: www.winntbg.bg.agh.edu.pl.
- [11] Sobolewski W. i.in. *Baza danych i atlas jezior Polski*, [online], dostęp zdalny: www.atlas.limnologiczny.pl/.
- [12] *Ocena roczna jakości powietrza w województwie warmińsko – mazurskim za rok 2015*. Olsztyn 2016. [online] , dostęp zdalny: www.wios.nettom.eu.
- [13] *Plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły*, Monitor Polski nr 49, [online], dostęp zdalny: www.dokumenty.rcl.gov.pl.
- [14] *Program rewitalizacji Elku*, [online], dostęp zdalny: www.mamprawowiedziec.pl.
- [15] *Program Ochrony Środowiska Województwa Warmińsko-Mazurskiego na lata 2011-2014 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2015-2018*, Olsztyn 2011, [online], dostęp online: www.bip.warmia.mazury.pl.

- [16] *Program Ochrony Środowiska na lata 2014-2017 z perspektywą na lata 2018-2021 dla gminy Elk*, [online], dostęp online: www.elk-ug.bip.eur.pl.
- [17] *Raport o stanie środowiska województwa warmińsko – mazurskiego w 2006r*, [online], dostęp zdalny: www.wios.olsztyn.pl.
- [18] *Raport o stanie środowiska województwa warmińsko – mazurskiego w 2011r*, [online], dostęp zdalny: www.wfosigw.olsztyn.pl.
- [19] *Strategia zrównoważonego rozwoju Elku do roku 2020*, [online], dostęp zdalny: www.bip.warmia.mazury.pl.
- [20] Strony MPWiK w Elku, [online], dostęp zdalny: www.pwik.elk.com.pl oraz www.jrp-pwik.elk.pl.
- [21] Strony urzędu statystycznego, [online], dostęp zdalny: www.olsztyn.stat.gov.pl.
- [22] www.mazurskiwedkarz.pl/.
- [23] <http://zdanowski.elk.pl/index.php>.
- [24] <http://mapa.polskieszlaki.pl/>.
- [25] <http://www.wspolczesna.pl/apps/pbcs.dll/article?AID=/20121023/REG30/121029950>.
- [26] Wikipedia-wolna encyklopedia.
https://pl.wikipedia.org/wiki/Jezioro_E%C5%82ckie,
[https://pl.wikipedia.org/wiki/E%C5%82k_\(rzeka\)](https://pl.wikipedia.org/wiki/E%C5%82k_(rzeka))

Paulina Zadykowicz¹⁾

Wydział Prawa Uniwersytetu w Białymstoku

¹⁾ zadykowicz.paulina@gmail.com

OCENA ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO JAKO PRZYKŁAD PRAWNEGO INSTRUMENTU OCHRONY ŚRODOWISKA

Environmental impact assessment as an example
of legal instrument in environmental protection

Słowa kluczowe: środowisko, prawo ochrony środowiska, prawo administracyjne, ocena oddziaływania na środowisko, procedura administracyjna

Keywords: environment, environmental law, administrative law, environmental impact assessment, administrative procedure

Streszczenie:

Środowisko, czyli ogół elementów przyrodniczych, stanowiące fundament życia i funkcjonowania ludzi, a także ich rozwoju, nieustannie narażone jest na degradację i zniszczenie. Obowiązkiem państwa staje się więc dbanie o środowisko oraz ustanowienie jego ochrony. Regulację tego obowiązku odnaleźć można już w samej Konstytucji RP. Ochrona środowiska oraz jego zrównoważony rozwój stanowią fundamentalne zadanie władzy publicznej, mogą być podstawą do ograniczenia praw i wolności, wyznaczają one konkretne obowiązki i zadania władzom publicznym oraz prawa i obowiązki jednostek. Ogólne zasady konstytucyjne odnoszące się do ochrony środowiska doprecyzowane zostały przez ustawodawcę w formie katalogu zasad prawa ochrony środowiska, wśród których wyjątkowo podniosłe wydają się konstytucyjna zasada zrównoważonego rozwoju w połączeniu z zasadą prewen-

cji (art. 6 ust. 1 p.o.ś.) oraz zasadą przezorności (art. 6 ust. 2 p.o.ś.), których urzeczywistnieniem jest procedura oceny oddziaływania na środowisko.

Ocena oddziaływania na środowisko, rozumiana jako badanie wpływu planowanego przedsięwzięcia (inwestycji) na środowisko, wywodzi się z prawodawstwa unijnego, które zostało transponowane do ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz ocenach oddziaływania na środowisko (u.u.i.ś.). Jest to procedura polegająca w szczególności na weryfikacja raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko, uzyskaniu wymaganych ustawą opinii oraz uzgodnień, umożliwienie udziału społeczeństwa w tymże postępowaniu, która to w konsekwencji prowadzi finalnie do wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach.

W pracy poruszona została problematyka procedury oceny oddziaływania na środowisko, ze szczególnym uwzględnieniem sytuacji wymagających przeprowadzenia tejże oceny, raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko oraz udziału społeczeństwa w tymże postępowaniu, z jednoczesnym uwzględnieniem poglądów przedstawicieli doktryny oraz orzecznictwa sądownictwa administracyjnego.

Wprowadzenie

Środowisko, czyli ogół elementów przyrodniczych, stanowiące fundament życia i funkcjonowania ludzi, a także ich rozwoju, nieustannie narażone jest na degradację i zniszczenie. Obowiązkiem państwa staje się więc dbanie o środowisko oraz ustanowienie jego ochrony. Już w Konstytucji RP (dalej: Konstytucja RP) [1] odnaleźć można regulacje tego obowiązku. W literaturze przyjmuje się, że można rozpatrywać je dwojako: w płaszczyźnie *sensu stricto*, obejmującej przepisy bezpośrednio odnoszące się do ochrony środowiska, oraz w płaszczyźnie *sensu largo*, do której zaliczyć można także ogólne zasady konstytucyjne [2]. Na podstawie analizy płaszczyzny *sensu stricte*, ochrona środowiska oraz jego zrównoważony rozwój stanowią fundamentalne zadanie władzy publicznej (art. 5 Konstytucji RP), mogą być podstawą do ograniczenia praw i wolności (art. 31 ust. 3 Konstytucji RP), wyznaczają one konkretne obowiązki i zadania władzom publicznym (art. 68 ust. 4 oraz art. 74 ust. 1, 2, 4 Konstytucji RP) oraz prawa i obowiązki jednostek (art. 74 ust. 3 oraz art. 86 Konstytucji RP) [3]. W płaszczyźnie *sensu largo*, ochrona środowiska może przejawiać się jako element wchodzący w skład zasady demokratycznego państwa prawnego (art. 2 Konstytucji RP) czy zasady legalizmu (art. 7 Konstytucji RP). Ogólne konstytucyjne zasady zostały doprecyzowane i rozszerzone poprzez katalog zasad prawa ochrony środowiska, znajdujący się w ustawie z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (dalej: p.o.ś.) [4]. Zasady te powinny być traktowane jako zasady nadrzędne, ze względu na ich treść, a także ich

umiejscowienie w systemie prawa ochrony środowiska. Pośród ogólnych zasad prawa ochrony środowiska, wśród których wyróżnić można zasadę kompleksowości (art. 5 p.o.ś.), zasadę korzystania ze środowiska (art. 4 p.o.ś.) czy zasadę „zanieczyszczający płaci” (art. 7 p.o.ś.), wyjątkowo doniosła wydaje się konstytucyjna zasada zrównoważonego rozwoju w połączeniu z zasadą prewencji (art. 6 ust. 1 p.o.ś.) oraz zasadą przezroczności (art. 6 ust. 2 p.o.ś.), których urzeczywistnieniem jest procedura wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, wraz z oceną oddziaływania na środowisko.

Genezy procedury oddziaływania na środowisko doszukiwać się można w instrumentach wprowadzonych w latach 60-tych w USA. Wprowadzona w tamtym czasie ustawa o narodowej polityce ochrony środowiska (NEPA – *National Environmental Policy Act*) z 1969 r. oraz jej nowelizacja z 1970 r. wprowadziły do porządku prawnego instytucję oceny oddziaływania na środowisko, a regulacje te zostały uszczegółowione i ubogacone poprzez przepisy Rady Jakości Środowiska, które będąc przepisami wykonawczymi stanowiły funkcjonalną wykładnię ustawy, wykorzystując ku temu orzecznictwo sądowe[5]. Prawodawca amerykański zdecydował się na wprowadzenie tej regulacji, gdyż odnotowano brak instytucji, która pomagałaby w prowadzeniu prewencyjnej oraz kompleksowej polityki w dziedzinie ochrony środowiska[6]. Podobną potrzebę zauważyło również prawodawstwo wspólnotowe, które podkreślało, że działania polegające na zapobieganiu i prewencji w jak najwcześniejszej fazie są dla środowiska korzystniejsze, aniżeli działania polegające na przeciwdziałaniu powstającym negatywnym skutkom. Aby zapewnić możliwość realizacji takiego założenia, zdecydowano, że kwestie związane z jak najwcześniejszym zapobieganiem we wszystkich procesach planowania technicznego oraz podejmowania decyzji[7], postanowiono uregulować w dyrektywie Rady 85/337/EWG z 27 czerwca 1985 r.[8], która na przestrzeni lat swojego obowiązywania była wielokrotnie nowelizowana, a z dniem 13 grudnia 2011 r. została zastąpiona przez dyrektywę 2011/92/UE [9]. Na gruncie dyrektyw zauważyć można, że procedura oceny oddziaływania na środowisko może, lecz nie musi, być zakończona wydaniem rozstrzygnięcia w sprawie, w której takiej oceny się dokonuje. Polski ustawodawca, transponując wspomniane dyrektywy, zdecydował, że w polskim porządku prawnym ocena oddziaływania na środowisko dokonywana jest w ramach postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, stanowiąc jego nieodłączny element.

Istota instrumentu oceny oddziaływania na środowisko

Ocena oddziaływania na środowisko jest jednym z najistotniejszych i najważniejszych instrumentów ochrony środowiska, dzięki któremu urzeczywistnia się zasadę prowadzenia całościowej oraz dogłębnej ochrony środowiska [10]. Jest to na-

rzędzie prawne, które umożliwia dokonanie badania oddziaływania danego przedsięwzięcia na konkretne elementy środowiska, wskazując jednocześnie możliwe jego oddziaływania i natężenia [11]. Za jego pośrednictwem wykazuje się, czy przyszła i planowana inwestycja powstanie bez szkody dla środowiska naturalnego, a także jakie niesie za sobą możliwe skutki przyrodnicze, które powinny zostać zminimalizowane czy uniknione w każdej fazie jej realizacji – w trakcie wzniesienia oraz późniejszej eksploatacji.

Procedury oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko uregulowane zostały w ustawie z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (dalej: u.u.i.ś.) [12]. Przeprowadzenie indywidualnej oceny oddziaływania planowanego przedsięwzięcia na środowisko jest kluczowym elementem postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, natomiast zaznaczyć należy, iż nie jest to jedyna sytuacja, w której dokonuje się oceny. Ustawodawca wskazał, że poza indywidualną oceną oddziaływania na środowisko, wyróżnić można dodatkowo:

ponowną ocenę oddziaływania na środowisko, w sytuacjach, gdy potrzebę taką wskazano w decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach bądź też w konsekwencji dokonania zmian we wniosku o wydanie decyzji, o których mowa w art. 72 ust. 1 pkt 1, 10, 14 i 18 u.u.i.ś., w stosunku do środowiskowych wymagań wskazanych w decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach,

strategiczną ocenę oddziaływania, w której to dokonuje się oceny oddziaływania skutków realizacji polityk, strategii, planów lub programów wskazanych w u.u.i.ś.,

transgraniczną ocenę oddziaływania na środowisko, w której dokonuje się oceny oddziaływania przedsięwzięć bądź realizowanych strategii bądź polityk, które mogą oddziaływać na kraje sąsiednie, ocenę oddziaływania przedsięwzięcia na obszar Natura 2000.

Organ dokonujący oceny, zgodnie z art. 62 ust. 1 u.u.i.ś., określa, analizuje oraz poddaje ocenie trzy elementy: bezpośredni i pośredni wpływ przedsięwzięcia na środowisko, możliwości oraz sposoby zapobiegania i zmniejszania negatywnego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia oraz wymagany zakres monitoringu. Ustawodawca wskazał, iż w pierwszej kolejności należy określić sytuację, następnie ją dokładnie przeanalizować, a na końcu ją ocenić [13]. Po pierwsze, należy dokonać tych czynności w odniesieniu do bezpośredniego i pośredniego oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko, zdrowie oraz warunki życia ludzi, dobra materialne, zabytki oraz wzajemne oddziaływanie pomiędzy tymi elementami. Ustawodawca sam zwrócił uwagę na to, że możliwe oddziaływanie należy traktować szeroko, gdyż dokonując oceny należy brać pod uwagę bezpośrednie oddziaływanie na wszystkie, czy też niektóre elementy środowiska, jak też i oddziaływanie pośrednie, czyli te, które nie będą występowały od razu. Po przeanalizowaniu

zakresu oddziaływania przedsięwzięcia, organ analizuje i ocenia, jakie czynności można podjąć w celu zapobiegania i zmniejszenia możliwego negatywnego oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko, aby w końcowym stadium ustalić zakres, w jakim przedsięwzięcie podlegać będzie monitoringowi. Zaznaczyć należy, że wynik przeprowadzonej oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko nie jest wiążący. Ocena przybiera w tym przypadku charakter pomocniczy i ma zapewnić organowi wydającemu decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach wiedzę niezbędną do wydania tej decyzji. Jeżeli więc z przeprowadzonej oceny wynika, że planowane przedsięwzięcie może negatywnie oddziaływać na środowisko, to nie tworzy to po stronie organu uprawnienia do odmowy wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, a mają one posłużyć do określenia takich warunków planowanego przedsięwzięcia, aby takie oddziaływania w jak największym stopniu złągodzić [14].

W świetle art. 3 ust. 1 pkt 8 u.u.i.ś., oceną oddziaływania na środowisko jest postępowanie w sprawie dokonania tej oceny dla planowanego przedsięwzięcia, która obejmuje weryfikację raportu o oddziaływaniu na środowisko, uzyskanie wymaganych w ustawie opinii i uzgodnień oraz zapewnienie możliwości udziału społeczeństwa w postępowaniu.

Klasyfikacja przedsięwzięć, dla których realizacji wymagane jest przeprowadzenie oceny oddziaływania na środowisko znajduje swoje źródła w prawie unijnym, a mianowicie we wcześniej powołanej dyrektywie 2011/92/UE. Wedle art. 4 dyrektywy, przedsięwzięcia można podzielić na dwie grupy: pierwszą, którą określa załącznik I do dyrektywy oraz grupę drugą, którą określa załącznik II do dyrektywy. W tych załącznikach prawodawca unijny zawarł katalog sytuacji, w których należy przeprowadzić ocenę oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko (która może być traktowana jako jeden z elementów procedury poprzedzającej wydanie decyzji zezwalającej na przeprowadzenie przedsięwzięcia). Wynika to bezpośrednio z art. 2 ust. 1 dyrektywy 2011/92/UE, w którym to wskazano, iż „Ocena oddziaływania na środowisko może być zintegrowana z istniejącymi procedurami udzielania zezwolenia na inwestycję w państwach członkowskich lub, jeżeli takie nie istnieją, z innymi procedurami albo z procedurami, które będą ustanowione do realizacji celów niniejszej dyrektywy”. Prawodawca unijny zezwala państwom członkowskim na zadecydowanie, czy procedura oceny oddziaływania na środowisko będzie niezależną procedurą, czy też zostanie ona wkomponowana w już istniejące procedury inwestycyjne. Prawodawca unijny zaznaczył, że przedsięwzięcia zaliczone do grupy pierwszej wymagają przeprowadzenia tejże oceny, zaś w odniesieniu do przedsięwzięć z grupy drugiej, państwa członkowskie mają możliwość dokonania selekcji przypadków, w których wymagane będzie jej przeprowadzenie.

Analogicznie do zaproponowanego przez Unię Europejską rozróżnienia, polski ustawodawca w art. 59 ust. 1 u.u.i.ś. dokonał transpozycji tegoż podziału. Ocenę oddziaływania na środowisko przeprowadza się, gdy planowane przedsięwzięcie

może zawsze znacząco oddziaływać na środowisko oraz gdy planowane przedsięwzięcie może potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko.

W przypadku przedsięwzięć, które mogą zawsze znacząco oddziaływać na środowisko, inwestor ma obowiązek uzyskania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach przed podjęciem prac przy planowanym przedsięwzięciu po uprzednim przeprowadzeniu oceny oddziaływania na środowisko. Przyjmuje się, że przedsięwzięcia klasyfikowane do tej grupy zawsze niosą za sobą możliwość negatywnego oddziaływania na środowisko. Natomiast wobec przedsięwzięć, które mogą potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, obowiązek przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko zależy od postanowienia organu, który prowadzi postępowanie w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Dla wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach nie ma znaczenia fakt, czy uprzednio została przeprowadzona ocena oddziaływania na środowisko, czy też nie. W orzecznictwie zauważono, że przedsięwzięcie zaklasyfikowane do grupy mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, wobec których zadecydowano o obowiązku przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisku, nie oznacza, że takie przedsięwzięcie jest szczególnie szkodliwe dla środowiska oraz mogące pogorszyć jego stan w poważnym stopniu, aniżeli te, wobec których takiego obowiązku nie ustalono [15]. Różnica pomiędzy przedsięwzięciami mogącymi znacząco bądź potencjalnie oddziaływać na środowisko jest niewielka. Sądownictwo administracyjne zwróciło słuszną uwagę, że jedyną różnicą odróżniającą grupy od siebie jest wymóg przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko. W przypadku przedsięwzięć klasyfikowanych do grupy pierwszej, ocena oddziaływania jest obligatoryjnym elementem postępowania, zaś w przypadku przedsięwzięć zaliczających się do grupy drugiej – jest to element fakultatywny i zależy od uznania organu prowadzącego postępowanie [16].

Wybrane aspekty procedury w sprawie przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko

Tak jak zostało to już wspomniane wcześniej, ocenę oddziaływania na środowisko przeprowadza się obligatoryjnie w odniesieniu do przedsięwzięć, które mogą zawsze znacząco oddziaływać na środowisko. Postępowanie wszczyna się na wniosek zainteresowanego realizacją przedsięwzięcia podmiotu, który to wraz z wnioskiem o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, przedkłada właściwemu organowi raport o oddziaływaniu na środowisko. Raport o oddziaływaniu na środowisko stanowi jeden z najważniejszych dokumentów w całym postępowaniu w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Podniosła rola raportu w tym postępowaniu dodaje fakt, iż ustawodawca poświęcił cały rozdział na regulacje z nim związane. Raport służy bowiem organowi za najważniejszy dowód

w postępowaniu, gdyż pozwala na ustalenie możliwych zagrożeń wynikających z planowanego przedsięwzięcia [17]. W orzecznictwie zaznacza się, że przyjmuje on charakter dowodu prywatnego [18], gdyż sporządzany jest na zlecenie podmiotu planującego realizację przedsięwzięcia [19]. Przepis art. 66 ust. 1 u.u.i.ś. zawiera katalog elementów, które powinny się w nim znajdować, m.in. opis planowanego przedsięwzięcia, opis elementów przyrodniczych środowiska objętych zakresem przewidywanego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia, źródła informacji, na podstawie których sporządzono raport czy uzasadnienie proponowanego przez wnioskodawcę wariantu wraz ze wskazaniem jego oddziaływania na środowisko. Z katalogu tego jasno wynika, iż raport jest dokumentem zawierającym szereg elementów specjalistycznych i technicznych; są to elementy opisowe jak i analityczne a także wnioski oraz propozycje możliwych rozwiązań. Ważnym elementem sporządzenia raportu jest wskazanie jego autora. Do dnia 1 stycznia 2017 r. u.u.i.ś. nie stawiała restrykcyjnych wymagań przed możliwym autorem, od którego nie wymagano specjalistycznej wiedzy teoretycznej czy praktycznej. Dlatego też to na osobie zlecającej sporządzenie raportu ciążył obowiązek doboru odpowiedniej osoby, która to w jego mniemaniu dawałaby rękojmię prawidłowego przygotowania raportu [20]. Z początkiem roku wszedł w życie art. 74a u.u.i.ś., który jest swoistą odpowiedzią na bardzo często spotykaną niską jakość sporządzanych raportów. Ustawodawca przewidział dwa warianty, jakie musi spełnić przyszły autor raportu. Z jednej strony od autora wymaga się ukończenia studiów pierwszego stopnia, studiów drugiego stopnia, jednolitych studiów magisterskich na kierunku związanym z obszarem nauk ścisłych z dziedzin chemicznych, nauk przyrodniczych z dziedzin nauk biologicznych oraz nauk o Ziemi, nauk technologicznych z dziedzin nauk technicznych z dziedzin: biotechnologia, górnictwo i geologia inżynierskie, inżynieria środowiska bądź też nauk rolniczych, leśnych i weterynaryjnych z dziedzin nauk rolniczych, leśnych; z drugiej zaś strony ukończenia studiów pierwszego stopnia, studiów drugiego stopnia, jednolitych studiów magisterskich oraz dodatkowo co najmniej 5-letniego doświadczenia w pracach w zespołach przygotowujących raporty o oddziaływaniu na środowisko lub prognozy oddziaływania na środowisko lub brała udział w przygotowaniu co najmniej 5 raportów o oddziaływaniu na środowisko lub prognozy oddziaływania na środowisko. Co więcej, przyszły autor raportu obowiązany jest do złożenia oświadczenia o spełnianiu przytoczonych wymagań pod rygorem odpowiedzialności karnej; w innym razie wymagane byłoby wprowadzenie udokumentowania wymaganego wykształcenia lub doświadczenia zawodowego, co znacznie mogłoby wydłużyć czas trwania postępowania, w którym sporządzany jest raport [21].

Ustawodawca nie wykluczył sytuacji, w której inwestor miałby wątpliwości co do zakresu, w jakim powinien zostać sporządzony raport w przypadku planowanego przez niego przedsięwzięcia. W celu wyeliminowania wszelkich wątpliwości, ustawodawca w art. 69 ust. 1 u.u.i.ś. zezwala na wystąpienie z wnioskiem o usta-

lenie zakresu raportu (nazywany *scopingiem*), który wraz z wnioskiem o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz kartą informacyjną przedsięwzięcia przedkłada się organowi właściwemu do rozstrzygnięcia sprawy. Z punktu widzenia inwestora, konstrukcja ta pozwala na zminimalizowanie kosztów związanych ze sporządzeniem raportu, a co ważniejsze, na wyeliminowanie sytuacji, w których organ wzywałby go do uzupełnienia bądź poprawiania raportu, co wydłużałoby czas prowadzonego postępowania. Organ, w celu ustalenia zakresu raportu, występuje do regionalnego dyrektora ochrony środowiska w celu zasięgnięcia opinii w sprawie, a w przypadkach, o których jest mowa w art. 70 ust. 1 pkt. 2 u.u.i.ś., zasięga opinii właściwego organu Państwowej Inspekcji Sanitarnej. Występując o zaopiniowanie zakresu raportu, organ prowadzący postępowanie przekazuje wspomnianym organom wniosek o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach wraz z kartą informacyjną przedsięwzięcia. Opinię o zakresie raportu, organy sporządzają w terminie 14 dni od dnia otrzymania dokumentów. Organ właściwy do wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, po uzyskaniu opinii, wydaje postanowienie, w którym określa zakres raportu. Z chwilą wydania postanowienia, organ właściwy do wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach zawiesza postępowanie w sprawie do czasu przedłożenia przez inwestora gotowego raportu planowanego przedsięwzięcia na środowisko.

Bardziej skomplikowaną procedurę przewidziano w stosunku do przedsięwzięć, które mogą potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko. W stosunku do takich przedsięwzięć obowiązek przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko stwierdza organ prowadzący postępowanie. Podmiot zainteresowany realizacją przedsięwzięcia wszczyna postępowanie poprzez przedłożenie do właściwego organu wniosku o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, załączając do niej kartę informacyjną przedsięwzięcia. W kolejnym etapie, organ musi dokonać *screeningu*, co oznacza podjęcie decyzji o tym, czy dane przedsięwzięcie wymaga przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko. Organ podejmując decyzję musi uwzględnić łącznie szczegółowe uwarunkowania, które kwalifikują przedsięwzięcie do przeprowadzenia tej oceny, uwzględniając w szczególności charakterystykę planowanego przedsięwzięcia, jego lokalizację czy rodzaj oraz skalę jego możliwego oddziaływania [22]. Organ prowadzący postępowanie obowiązany jest do zasięgnięcia opinii regionalnego dyrektora ochrony środowiska, właściwego organu Państwowej Inspekcji Sanitarnej oraz dyrektora urzędu morskigo, jeżeli przedsięwzięcie realizowane jest w części na obszarze morskim. Organ przedkłada wniosek o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, kartę informacyjną przedsięwzięcia oraz wypis i wyrys z miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego lub informację o jego braku, w przypadku gdy nie został uchwalony, w przypadkach przewidzianych w art. 64 ust. 2 u.u.i.ś.. Opiniujące organy uwzględniają łącznie wszystkie uwarunkowania przedsięwzięcia i wydają opinię w terminie 14 dni od dnia otrzymania wymienionych dokumentów,

co do potrzeby przeprowadzenia oceny oddziaływania, a w przypadku stwierdzenia takiej potrzeby, ustalają zakres raportu oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko. Po uzyskaniu opinii, tak samo jak w przypadku postępowania w sprawie przedsięwzięć mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko, właściwy do wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach organ, wydaje postanowienie, w którym stwierdza potrzebę przeprowadzenia oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko ustalając jednocześnie zakres raportu oddziaływania na środowisko bądź stwierdza brak takiej potrzeby. Jeżeli stwierdzona zostanie potrzeba przeprowadzenia oceny, organ zawiesza postępowanie w tej sprawie do czasu przedłożenia przez inwestora sporządzonego raportu o oddziaływaniu na środowisko. Jeżeli organ w postanowieniu nie stwierdzi potrzeby przeprowadzenia oceny oddziaływania, to kolejną podejmowaną przez właściwy organ czynnością jest wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, w której stwierdza się brak potrzeby przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko, do której załącza charakterystykę przedsięwzięcia oraz kartę informacyjną przedsięwzięcia; informację o wydaniu decyzji podaje się do wiadomości publicznej.

Omówione powyżej procedury *screeningu* oraz *scopingu* przeprowadzane są na samym początku postępowania i można powiedzieć, że są wstępnymi czynnościami właściwego organu poprzedzającymi przeprowadzenie zasadniczej oceny oddziaływania na środowisko oraz rozstrzygnięcie w sprawie.

Po przeprowadzeniu wstępnego postępowania, właściwy organ administracji publicznej przechodzi do kolejnego etapu, którym jest przeprowadzenie zasadniczej oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko. Ta faza postępowania przybiera taką samą postać w przypadku przedsięwzięć mogących zawsze znacząco, a także potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko.

Etap zasadniczej oceny oddziaływania na środowisko rozpoczyna dostarczenie do właściwego organu raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko, co następuje z chwilą złożenia wniosku o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach bądź też po sporządzeniu raportu z uwzględnieniem zakresu ustalonego przez właściwy organ po przeprowadzeniu *scopingu*. Raport o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko jest dokumentem kluczowym, stanowiącym podstawę do przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko, więc organ nie może dokonać żadnych czynności bez jego posiadania.

Organ podaje do wiadomości publicznej informację o wszczęciu postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz o zamiarze przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko. Obowiązek taki wynika z art. 79 u.u.i.ś. będącym w związku z art. 29 – 38 u.u.i.ś.. Powiedzieć można, że obowiązek zapewnienia udziału społeczeństwa w takim postępowaniu powstaje w związku z dwoma przesłankami – postępowanie takie kończy się wydaniem decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz w trakcie tego postępowania ma zostać przeprowadzona ocena oddziaływania na środowisko. Zapewnienie dostępu

społeczeństwa do postępowania jest jednym z elementów, które decydują o poprawności przeprowadzonej oceny oddziaływania, gdyż samo ocenienie raportu oraz innych dowodów, a także konsultacja z innymi organami administracji nie spełniają wymogów poprawnie przeprowadzonego postępowania wyjaśniającego. Zgodnie z art. 33 ust. 1 u.u.i.ś., organ w obwieszczeniu informuje o przedmiocie postępowania, organie prowadzącym postępowanie w przedmiotowej sprawie, sposobie i miejscu składania uwag i wniosków, organie właściwym do rozpatrzenia uwag i wniosków oraz wyznacza 21 – dniowy termin na ich składanie. Należy zaznaczyć, iż przewidziany w art. 33 ust. 1 u.u.i.ś. katalog informacji, które organ ma obowiązek podać do wiadomości społeczeństwa jest katalogiem enumeratywnym, dlatego też organ nie ma obowiązku podawania innych nieprzewidzianych w omawianym artykule informacji. Ważnym elementem obwieszczenia jest powiadomienie społeczeństwa o możliwości zapoznania się z dokumentacją sprawy oraz wskazanie miejsca i czasu, w jakim można tego dokonać. Społeczeństwo ma więc możliwość zapoznania się z samym wnioskiem o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, raportem oddziaływania na środowisko, kartą informacyjną przedsięwzięcia a także ze wszystkimi postanowieniami oraz stanowiskami wydawanymi w toku prowadzonego postępowania. Zgłaszane przez społeczeństwo uwagi i wnioski stanowią istotny element, który musi zostać uwzględniony na etapie formułowania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, ponieważ jest jednym z elementów znajdujących się w uzasadnieniu decyzji. Omawiając zagadnienia związane z udziałem społeczeństwa w ochronie środowiska, należy podkreślić, że zawiadomienie dokonywane na podstawie art. 49 ustawy z dnia 14 czerwca 1960 r. Kodeks postępowania administracyjnego (dalej: k.p.a.) [23] w związku z regulacją art. 74 ust. 3 u.u.i.ś. nie jest tożsame z podaniem do wiadomości publicznej informacji związanych z toczącym się postępowaniem w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz przeprowadzanej w jego ramach oceny oddziaływania na środowisko. Orzecznictwo słusznie zauważa, iż zrównanie praw stron postępowania z prawami podmiotów wywodzących się ze społeczeństwa jest niezasadne. Udział społeczeństwa ogranicza się do pewnych elementów postępowania polegających na prawie wglądu do dokumentacji sprawy oraz wnoszeniu wobec niej uwag i wniosków, natomiast strona w takim postępowaniu legitymuje się prawem do wnoszenia środków zaskarżenia w toku postępowania. Co więcej, orzecznictwo zwraca również uwagę, iż zapewnienie społeczeństwu udziału w postępowaniu nie zwalnia organu od obowiązku skrupulatnego ustalenia wszystkich stron w danym postępowaniu w rozumieniu art. 28 k.p.a.

W dalszej kolejności, organ prowadzący postępowanie występuje do wskazanych w art. 77 ust. 1 u.u.i.ś. organów celem pozyskania uzgodnienia bądź opinii w sytuacji, gdy w toku postępowania przeprowadzona zostaje ocena oddziaływania na środowisko. Organ prowadzący postępowanie uzgadnia z regionalnym dyrektorem ochrony środowiska warunki realizacji przedsięwzięcia, a w wyjątkowych sy-

tuacjach – także z dyrektorem właściwego urzędu morskiego; natomiast od właściwego organu Państwowej Inspekcji Sanitarnej uzyskuje opinię w części spraw przewidzianych w art. 72 ust. 1 u.u.i.ś. . Organ uzgadniający wyrażając swoją opinię co do realizacji przedsięwzięcia, musi korzystać z ustaleń poczynionych przez organ występujący o uzgodnienie , co wyrażone zostało w ust. 2 omawianego artykułu . Poprzez uzgodnienie, współdziałające ze sobą organy muszą osiągnąć konsensus w sprawie standardów, jakie powinna spełniać planowana inwestycja, dlatego też zasadny wydaje się pogląd, iż regionalny dyrektor ochrony środowiska, działający w ramach przyznanych mu prawem kompetencji, nie jest uprawniony do wyrażania swojej opinii co do projektu samej decyzji . Organ ten dokonuje uzgodnienia tylko ze względu na wymagania ochrony środowiska . Zaznaczyć należy, iż w doktrynie prawa administracyjnego przyjmuje się, że uzgodnienie przybiera charakter wiążący dla organu o nie występującego, natomiast zaopiniowanie takiego charakteru nie przejawia. Z tego względu uzgodnienie dokonywane przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska na tym etapie postępowania przybiera podniosły prawnie charakter. Wynik dokonanego uzgodnienia, w przeciwieństwie do zaopiniowania, wiąże organ, więc jego treść może wpłynąć znacznie na treść decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach , a zatem negatywny wynik przeprowadzonego uzgodnienia uniemożliwia pozytywne rozstrzygnięcie sprawy. Warto jest jednak zauważyć, że dokonanie pozytywnego uzgodnienia nie obliuguje organu występującego o nie do pozytywnego rozstrzygnięcia danej sprawy, jeżeli organ ten z uzasadnionych przyczyn nie akceptuje któregośkolwiek z warunków bądź postanowień organu uzgadniającego. Podkreśla się również, że regionalny dyrektor ochrony środowiska, jako organ kompetentny i wyspecjalizowany w zakresie ochrony środowiska, musi w sposób precyzyjny uzasadnić swoje stanowisko względem wyniku dokonanego uzgodnienia. Uzasadniając negatywne uzgodnienie, niedopuszczalne jest, aby organ uzgadniający poprzestał na pozornym uzasadnieniu swojego stanowiska, m.in. poprzez nieodniesienie się do zebranego materiału dowodowego czy pominięcie wykładni przepisów, które zdaniem organu uzgadniającego, dają podstawę do zajęcia negatywnego stanowiska . W świetle ust. 3 omawianego artykułu, uzgodnienia dokonuje się w drodze postanowienia. W postanowieniu tym, regionalny dyrektor ochrony środowiska uzgadnia warunki realizacji planowanego przedsięwzięcia a także przedstawia swoje stanowisko w sprawie przeprowadzenia ponownej oceny oddziaływania na środowisko. Uzgodnienia oraz opinii dokonuje się w instrukcyjnym terminie 30 dni od dnia przekazania dokumentacji sprawy. Charakter tego terminu wynika z faktu, iż ustawodawca wyłączając przepisy k.p.a. odnoszące się do zajęcia stanowiska przez inny organ, nie uwzględnił art. 106 § 1 k.p.a. . Tak więc, organ nie może podjąć rozstrzygnięcia w przedmiotowej sprawie bez uprzedniego uzyskania opinii bądź uzgodnienia, bez względu na to, ile czasu będzie to w praktyce trwało.

Kolejnym, kluczowym dla całego postępowania etapem jest analiza zgromadzonego materiału. Organ poddaje analizie przedłożony przez inwestora raport o oddziaływaniu na środowisko, ustalenia wynikające z dokonanych uzgodnień oraz uzyskanych opinii oraz wyniki przeprowadzonego postępowania z udziałem społeczeństwa, co wynika jasno z art. 80 ust. 1 u.u.i.ś.. Poddając analizie raport o oddziaływaniu, organ ma ograniczoną możliwość oceny jego treści. Z uzasadnionych przyczyn, nie dysponuje on wystarczającą wiedzą specjalistyczną, aby wszystkie jego aspekty poddawać analizie pod kątem merytorycznym. Organ, zgodnie z zasadą prawdy obiektywnej, zobligowany jest do kompleksowego wyjaśnienia stanu faktycznego, a w przypadku raportu oceny tego, czy uwzględnia on wszelkie prawem przewidziane wymagania, gdyż podlega on takiej samej ocenie jak inne dowody przeprowadzane w toku postępowania. W związku z tym, raport powinien być sporządzony w sposób kompleksowy i niebudzący wątpliwości oraz powinien odnosić się do wszystkich możliwych zagrożeń wynikających z analizy planowanego przedsięwzięcia, by organ prowadzący postępowanie nie miał trudności z późniejszym sformułowaniem swojej analizy tego dokumentu. Analiza materiału dowodowego, związanego z prowadzoną oceną oddziaływania na środowisko, stanowi podstawę do rozstrzygnięcia sprawy w najlepszy możliwy sposób.

Zaznaczyć należy, że w każdym przypadku postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, zgodnie z art. 80 ust. 2 u.u.i.ś., organ prowadzący postępowanie obowiązany jest do stwierdzenia zgodności lokalizacji planowanego przedsięwzięcia z ustaleniami miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, jeżeli taki plan został uchwalony, przy czym ustawodawca wyłącza ten obowiązek w stosunku do niektórych przedsięwzięć, o których mowa w art. 72 ust. 1 u.u.i.ś.. Badanie zgodności pomiędzy lokalizacją planowanego przedsięwzięcia, a ustaleniami miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego ma zapewnić spójność pomiędzy nimi. Zaznaczyć należy, że w toku postępowania nie poddaje się weryfikacji zgodności lokalizacji przedsięwzięcia ze studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego.

Po przeanalizowaniu materiału dowodowego, organ właściwy w sprawie, wydaje decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach. Organ w decyzji takiej określa sposób realizacji planowanego przez inwestora przedsięwzięcia, zawierając w niej szereg specjalistycznych elementów. Do decyzji dołącza się charakterystykę przedsięwzięcia, która stanowi jej załącznik. Zaznaczyć należy, że wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach kończy postępowanie w sprawie jej wydania, a także jest zakończeniem procedury oceny oddziaływania na środowisko.

Co do zasady, organ wydaje decyzje o środowiskowych uwarunkowaniach dla każdego przedsięwzięcia, nawet jeżeli jego możliwe oddziaływanie nie jest znaczne. Jednakże możliwe są sytuacje, w których organ prowadzący postępowanie może odmówić wydania przedmiotowej decyzji. Do przesłanek takich zaliczyć można: niezgodność lokalizacji planowanego przedsięwzięcia z założeniami miejscowego

planu zagospodarowania przestrzennego, odmowa uzgodnienia realizacji warunków przedsięwzięcia przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska, brak zgody wnioskodawcy na realizację przedsięwzięcia w innym wariancie niż przez niego proponowany (jeżeli z oceny oddziaływania na środowisko wynika uzasadniona konieczność realizacji przedsięwzięcia w innym wariancie) a także niezgodność planowanego przedsięwzięcia z przepisami ustaw szczególnych.

Ostatnią czynnością podejmowaną przez organ prowadzący postępowanie w świetle art. 33 ust. 1 u.u.i.ś. oraz będącego z nim w związku art. 72 ust. 6 u.u.i.ś., jest podanie do publicznej wiadomości informacji o wydaniu decyzji w przedmiotowej sprawie oraz poinformowanie o możliwości zapoznania się z jej treścią. Odbywa się to na tych samych zasadach oraz w tym samym trybie co podanie do publicznej wiadomości informacji o wszczęciu tegoż postępowania.

Podsumowanie

Ochrona środowiska naturalnego stanowi obowiązek władzy publicznej, któremu wyraz nadał sam ustrojodawca w przepisach konstytucyjnych. Jednym z przejawów realizacji tejże ochrony jest narzędzie oceny oddziaływania na środowisko. Instrument ten jest na tyle istotny i ważny dla systemu ochrony środowiska, gdyż zapewnia on możliwość badania oddziaływania danego przedsięwzięcia przed jego zrealizowaniem, w trakcie realizacji, a także na etapie jego późniejszej eksploatacji. Procedura, w której dokonuje się oceny oddziaływania na środowisko jest wysoce skomplikowana, a przepisy regulujące tą materię nie są pozbawione wad i niedociągnięć, które przekładają się na późniejsze komplikacje podczas ich wykładni i stosowania. Pozytywnie należy ocenić starania polskiego ustawodawcy w dążeniu do dostosowania przepisów u.u.i.ś. do unijnych dyrektyw, a także w dążeniu do eliminowania niejasności i jednoczesnym zmierzaniu do jej zrozumiałości, czego przejawem jest jej nowelizacja, która weszła w życie z dniem 1 stycznia 2017 r.

Nowelizacja ustawy, według uzasadnienia do niej, ma na celu dostosowanie prawa do przepisów dyrektywy 2011/92/UE w związku z uwagami, jakie wystosowała w kierunku Polski Komisja Europejska, a także doprecyzowanie przepisów budzących wątpliwości interpretacyjne oraz wprowadzenie nowych przepisów do tej pory nie funkcjonujących na gruncie u.u.i.ś.. Ciężko jest aktualnie ocenić, czy nowelizacja ta wpływa i w perspektywie czasu wpłynie pozytywnie na poprawę funkcjonowania instytucji oceny oddziaływania na środowisko. Można mieć jedynie nadzieję na to, że ustawodawca trafnie rozpoznał problemy wynikające ze stosowania u.u.i.ś. w praktyce oraz wziął pod uwagę spostrzeżenia Komisji Europejskiej, i w związku z tym zaproponowane zmiany przyniosą z czasem wymierne korzyści w postaci usprawnienia procedury, zarówno dla organów prowadzących postępowanie, jak i dla inwestorów, którzy obowiązani są do uzyskania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach.

Literatura

- [1] Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 kwietnia 1997 r. (Dz. U. Nr 78, poz. 483).
- [2] J. Sommer, *Efektywność prawa ochrony środowiska i jej uwarunkowania – problemy udatności i struktury*, Wrocław 2005, s. 48.
- [3] B. Rakoczy, *Ograniczanie praw i wolności jednostek ze względu na ochronę środowiska w Konstytucji Rzeczypospolitej Polskiej*, Toruń 2006, s. 79.
- [4] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (tj. Dz. U. z 2016, poz. 672 z późn. zm.).
- [5] J. Jendrośka, M. Bar, *Kierunki rozwoju ocen środowiskowych w świecie*, Wrocław 2002, s. 11.
- [6] J. Jendrośka, *Ocena oddziaływania na środowisko: Fachowa ekspertyza czy procedura z udziałem społeczeństwa. Sytuacja w Polsce na tle tendencji światowych*, Wrocław 1997, s. 56.
- [7] M. Pchałek, M. Behnke, *Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko w prawie Polskim i UE*, Warszawa 2009, s. 12 – 13.
- [8] Dyrektywa Rady z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne 85/337/EWG (Dz.U. L 175 z 5.7.1985).
- [9] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2011/92/UE z dnia 13 grudnia 2011 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko Tekst mający znaczenie dla EOG (Dz.Ur.UE.L 2012 Nr 26, str. 1).
- [10] J. Ciechanowicz – McLean, M. Nyka, *Nowe instrumenty administracyjno-prawne w ochronie środowiska* (w:) M. Rudnicki, A. Haładyj, K. Sobieraj (red.), *Dekada harmonizacji w prawie ochrony środowiska*, Lublin 2011, s. 139.
- [11] D. Kałuża, *Decyzje środowiskowe*, 2015, [online], dostęp zdalny: LEX.
- [12] Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (T.j. Dz.U. z 2016 r., poz. 353 z późn. zm.).
- [13] B. Rakoczy, *Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Komentarz*, Warszawa 2010, s. 169.
- [14] M. Bar, J. Jendrośka, *Ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko a ocena oddziaływania a obszar Natura 2000* (w:) B. Rakoczy, M. Pchałek (red.), *Wybrane problemy prawa ochrony środowiska*, Warszawa 2010, s. 33.
- [15] Wyrok WSA w Warszawie z dnia 28 października 2008 r., VII SA/Wa 403/05, Legalis nr 260484.

-
- [16] Wyrok WSA w Lublinie z dnia 17 czerwca 2011 r., II SA/Lu 293/11, Legalis nr 366216.
 - [17] Wyrok WSA w Rzeszowie z dnia 11 marca 2014 r., II SA/Rz 792/13, Legalis nr 979731.
 - [18] Wyrok WSA w Lublinie z dnia 31 marca 2011 r., II SA/Lu 845/10, Legalis nr 870319.
 - [19] Wyrok NSA z dnia 18 marca 2009 r., II OSK 383/08, Legalis nr 222224.
 - [20] M. Nowak, B. Dąbrowski, *Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Komentarz praktyczny*, Warszawa 2013., s. 111.
 - [21] B. Opaliński (w:) B. Opaliński (red.), *Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Komentarz*, Warszawa 2016, s. 204 – 205.
 - [22] M. Pchałwk, M. Behnke, *Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko w prawie polskim i UE*, Warszawa 2009, s. 79.
 - [23] Ustawa z dnia 14 czerwca 1960 r. Kodeks postępowania administracyjnego (tj. Dz.U. z 2015 r., poz. 23, z późn. zm.)

dr inż. Jolanta Niedzielko¹⁾, Aleksandra Zajkowska²⁾

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska

¹⁾j.niedzielko@pb.edu.pl, ²⁾al.zajkowska@gmail.com

ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ A STANDARDY INFRASTRUKTURY TECHNICZNEJ EKOMARIN NA WARMII I MAZURACH NA PRZYKŁADZIE EKOMARINY W PISZU

Sustainable development and the standards
of technical infrastructure of ecomarines on Warmia
and Mazury based on the case of ecomarina in Pisz

Słowa kluczowe: zrównoważony rozwój, ekomarina, infrastruktura techniczna, odnawialne źródła energii

Keywords: sustainable development, ecomarine, technical infrastructure, renewable energy sources

Streszczenie:

Uwarunkowania przyrodnicze i geologiczne Warmii i Mazur sprawiają, że obszar ten jest unikatowy w skali Europy jeśli chodzi o warunki do uprawiania żeglarstwa śródlądowego.

Od kilku lat odnotowuje się wzrost urlopowiczów decydujących się na pozostanie w kraju. Teren Warmii i Mazur, oferujący wiele atrakcji zarówno dla tych którzy upodobał sobie luksus jak i poszukiwaczy głuszy, charakteryzuje się wieloma walorami turystycznymi. Tym niemniej rozwój oferty turystycznej powinien iść

w parze z dbałością o to, co Mazury mają najcenniejszego, czyli z naturalnymi walorami przyrodniczymi regionu. Na terenie tym trwa ciągła walka natury z człowiekiem i jego cywilizacją. Obszar Warmii i Mazur daje ogromne pole do popisu miłośnikom sportów wodnych: żeglarzy, kajakarzy, narciarzy wodnych itd. Infrastruktura noclegowa jest na ogół dobrze rozwinięta. Natomiast turystom, którzy chcieliby spędzić urlop na własnej lub wycararterowanej łódce, nie jest już tak łatwo, szczególnie jeśli chcą chronić unikatowe środowisko. Tym niemniej z roku na rok promocja zachowań proekologicznych i edukacja ekologiczna prowadzona podczas kilkudniowych regat obejmuje coraz szersze grono miłośników tego sportu. Wzrost świadomości ekologicznej żeglarzy przybliży im potrzebę działań na rzecz ochrony środowiska przyrodniczego, co przyczynia się do poprawy jego stanu.

Przy mrągowskiej ekomarinie powstało Centrum Edukacji Ekologicznej, w którym można dowiedzieć się, jak czerpać z zasobów natury nie czyniąc jej szkody. Prowadzone są tu m.in. warsztaty rodzinne z zakresu upcyclingu, propagujące wiedzę na temat wtórnego przetwarzania odpadów. Autorzy „Strategii Wielkich Jezior Mazurskich 2020” zauważają, że wśród najsłabszych stron krainy WJM znajduje się niska świadomość ekologiczna mieszkańców i turystów, co może utrudnić znalezienie części wspólnej pomiędzy potrzebami rozwojowymi a ochroną przyrody. Tym niemniej, w coraz to większej liczbie portów żeglarze mogą legalnie i nie szkodząc środowisku opróżnić nieczystości, wyrzucić śmieci, czy skorzystać ze specjalnie wybudowanych sanitariatów.

W artykule przedstawiono standardy infrastruktury technicznej nabrzeży polskich jezior na przykładzie ekomaryny w Piszcu.

Wprowadzenie

Szlaki wodne Wielkich Jezior Mazurskich są gospodarczym i turystycznym sercem, a także motorem rozwoju położonych tam miejscowości. Zanieczyszczanie jezior ściekami pochodzącymi z jednostek pływających na obszarze Wielkich Jezior Mazurskich oraz innych akwenów w województwie warmińsko-mazurskim stanowi z roku na rok coraz większy problem [4]. Z tego powodu podstawowym elementem infrastruktury ekologicznej portów i przystani jest odbiór ścieków jachtowych w sposób nie stwarzający zagrożenia dla środowiska naturalnego [2]. Temu mają służyć ekomaryny.

Ekomarina jest to mały lub średni port (a także wydzielona część portu, tj. basen jachtowy) przystosowany do przybijania, cumowania i postoju jachtów i innych niewielkich jednostek pływających [8]. Obszar portu osłonięty jest zazwyczaj od strony otwartego akwenu falochronem w sposób naturalny lub sztuczny. Dobrze wyposażone mariny posiadają m.in.:

- sanitariaty (WC, prysznic itp.);

- dostęp do wody pitnej;
- podłączenie do energii elektrycznej;
- pompy do opróżniania zbiorników ze ściekami;
- urządzenia portowo-remontowe (dźwig, ślip itp.) [1].

Wskazane jest, aby zespół niskoenergochłonnych budynków wchodzących w skład ekomariny korzystał z odnawialnych źródeł energii [7].

Niniejsze opracowanie powstało w wyniku:

- analizy dostępnych projektów technicznych oraz projektu zagospodarowania terenu przy ekologicznej mini przystani żeglarskiej wraz z systemem odbioru i segregacji odpadów, położonych na działkach nr 6 i nr 994 (rys.1.2), przy Al. Turystów w Piszcu oraz części działki 1026/5 (jez. Roś, rys. 1.2) położonej w obrębie wsi Pilchy, gmina Pisz, cytowanych w wykazie literatury,
- wizji lokalnej w terenie uzupełnionej wywiadami z przedstawicielami Urzędu Miejskiego w Piszcu.

Zanim powstały ekomariny

Mazury od zawsze przyciągały rzesze turystów zarówno krajowych jak i zagranicznych. Od wielu lat na szlaku Wielkich Jezior Mazurskich obserwowany jest stale zwiększający się ruch turystyczny. Według szacunków magazynu dla żeglarzy „Wiatr”, w czasie jednego sezonu przepływa tamtędy ok. 10 tys. Jachtów [9]. Jak wyglądał rejs turystyczny po Mazurach pod koniec XX i na początku XXI wieku, zanim powstały ekomariny?

Odbycie rejsu po jeziorach Warmii i Mazur było równoznaczne ze spędzeniem długiego czasu na łódce. Czarterowana (najczęściej) łódka miała „mini WC” oraz zbiornik, do którego odprowadzano nieczystości. Po napełnieniu zbiornika pojawiał się problem. Nawet jeżeli żeglarze byli zapalonymi ekologami, to tak naprawdę nie było innej możliwości jak spuszczenie jachtowych ścieków prosto do jeziora. Działo się tak, ponieważ infrastruktura techniczna nabrzeży jezior nie dawała możliwości, aby w legalny i nie szkodzący środowisku sposób pozbyć się nieczystości. Miało to również inne konsekwencje. Niektórzy dochodzili do wniosku, że skoro nieczystości nie można zdać, to nie opłaca się płynąć do portu tylko po to, żeby opróżnić kosze na śmieci. W wyniku czego odpady wyrzucane były wprost do wody.

Jeżeli założymy, że przeciętnie na każdej łódce znajdują się 4 osoby, z których każda produkuje codziennie nawet minimum odpadów czy nieczystości i pomnożymy to razy 10 tysięcy jachtów, wynik może być tylko jeden- ogromne zanieczyszczenie środowiska, z którym trudno będzie walczyć bez podjęcia natychmiastowych i radykalnych kroków mających na celu uratowanie unikatowych mazurskich ekosystemów [3].

Strategia Wielkich Jezior Mazurskich

Biorąc pod uwagę stale pogarszający się stan środowiska zaczęto temu przeciwdziałać. W marcu 2015r. powstała „Strategia Wielkich Jezior Mazurskich 2020” [7]. Inicjatorem przedsięwzięcia i realizacji programu było Stowarzyszenie na Rzecz Rozwoju i Bezpieczeństwa Wielkich Jezior Mazurskich z siedzibą w Szczytnie. W projekcie wzięło udział kilkanaście gmin (w tym m.in. Węgorzewo, Wilkasy, Mikołajki, Pisz, Mrągowo, Iława, Ryn). Przedsięwzięcie obejmowało budowę, przebudowę i modernizację infrastruktury portowej na szlakach wodnych Wielkich Jezior Mazurskich, odnowienie i poprawę śródlądowego szlaku wodnego WJM oraz rewitalizację nabrzeży, nadanie im nowych funkcji gospodarczych, stworzenie systemu małych, ekologicznych przystani żeglarskich poprzez zagospodarowanie istniejących bindug [6].

Podstawowym przesłaniem budowy portów i planowanego łączenia ich w sieć było minimalizowanie negatywnego oddziaływania na środowisko naturalne.

Program zakładał łączenie turystyki z ekologią, w wyniku czego miała powstać sieć mini ekologicznych przystani żeglarskich, które reprezentowałyby podobne standardy- zarówno jeśli chodzi o infrastrukturę ekologiczną jak i turystyczną. W związku z tym każda przystań miałaby świadczyć wysoki poziom usług, które zostały podzielone na:

a) podstawowe

- cumowanie jachtów,
- usługi socjalno-bytowe (woda, WC, prysznic, pralnio-suszarnia oraz mini zaplecze kuchenne),
- odbiór ścieków jachtowych i nieczystości stałych,
- usługi infrastruktury wspierającej (dostęp do energii elektrycznej i wody na pomoście, możliwość wymiany butli gazowych);

b) uzupełniające

- usługi gastronomiczne,
- usługi noclegowe,
- usługi handlowe,
- wypożyczanie sprzętu wodnego,
- usługi skutnicze.

Usługi podstawowe miały być spełnione przez każdą przystań.

Stan zagospodarowania terenu przed wykonaniem ekomariny w Pisz

Analizowany teren jest położony w mieście Pisz przy Al. Turystów, nad południowym brzegiem jeziora Roś, gdzie rozpoczyna swój bieg rzeka Pisa. Jest on nieznacznie oddalony od centrum miasta – około 20 min. piechotą. Drogi dojazdowe do mariny są asfaltowe i rzadko uczęszczane, dzięki czemu pozostają w dobrym stanie technicznym.

Działki o numerach 6 i 994 (rys.1.2) stanowią teren ogólnodostępnej plaży miejskiej. Na działkach zlokalizowany był budynek hangaru-murowany, jednokondygnacyjny, budynek tawerny, stróżówka, zadaszona wiata drewniana, budynki rekreacji indywidualnej i przyczepy campingowe. Wyżej wymieniony teren porośnięty jest niską roślinnością trawiastą. W jego zachodniej części znajduje się roślinność wysoka- topole. Przy wejściu na teren plaży miejskiej, wzdłuż drogi żużlowej, rosną drzewa iglaste- świerki. Południowo-wschodnia część plaży miejskiej porośnięta jest średniej wysokości roślinnością- krzewami i niewysokimi drzewami liściastymi. Działkę nr 1026/5 stanowi teren jeziora Roś. Zlokalizowany był tam ogólnodostępny pomost drewniany w kształcie litery T- na palach, z częścią cumowniczą i spacerową. Od zachodu teren inwestycji sąsiaduje z działką nr 5, stanowiącą teren istniejącego Ośrodka Żeglarstwa i turystyki wodnej. Jest to teren płaski, ogrodzony, o powierzchni 1,89 ha, sklasyfikowany jako inne tereny zabudowane (Bi). Funkcja terenu – rekreacyjno – turystyczna. Istniejące budynki na działce nr 5 to budynek pensjonatowy (stanicy wodnej) oraz budynek wielofunkcyjny. Funkcja wyżej wymienionych obiektów na działce nr 5 to usługi (noclegowe, gastronomiczne, wypoczynkowe i konferencyjne). Na terenie znajdują się utwardzone place spełniające rolę parkingu oraz tereny utwardzone stanowiące komunikację w obrębie działki nr 5 [10]. Teren nie był przystosowany dla osób starszych i niepełnosprawnych, ponieważ nie wybudowano tam żadnych ścieżek ułatwiających przemieszczanie się takim osobom po nierównym i nieutwardzonym gruncie. Teren inwestycji posiada dostęp do drogi publicznej, położonej na działce nr 11, będącej własnością Gminy Pisz (Al. Turystów). Jezioro Roś - działka nr 1026/5 w obrębie wsi Pilchy, gmina Pisz położona jest na obszarach objętych formami ochrony, o których mowa w ustawie O ochronie przyrody (Dz. U. Z 2009r. Nr 151, poz. 1220 z późn. zm.) z dnia 16 kwietnia 2004r. Analizowany teren położony jest w Obszarze Chronionego Krajobrazu Puszczy i Jezior Polskich [5].



Rys. 1. Widok z pomostu na ekomarinę w Piszu zimą

Źródło: Fot. Aleksandra Zajkowska 03.02.2017

Zagospodarowanie terenu ekomariny w Piszu

Przedmiotem niniejszej analizy jest projekt zagospodarowania terenu położonego na działkach nr 6 i nr 994, przy Al. Turystów w Pisz, oraz części działki 1026/5 (jez. Roś) położonej w obrębie wsi Pilchy gmina Pisz, w postaci ekologicznej mini przystani żeglarskiej wraz z systemem odbioru i segregacji odpadów. Inwestorem była Gmina Pisz.

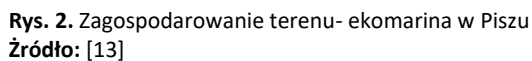
Na analizowanym terenie zaprojektowano i wykonano mini przystań żeglarską – ekomarinę, w skład której wchodzi:

- budynek główny o pow. użytkowej ok. 320m². Obiekt ten jest podzielony na dwa budynki, przekryte wspólnym, dwuspadowym dachem. Poprzez zastosowanie prześwitów w bryle budynku osiągnięto efekt zgrania z otaczającą przyrodą. Przez prześwity widać roślinność, a także jezioro. Budynek został wykonany w technologii drewnianej, tak samo jak taras, który ułatwia przemieszczanie się dookoła budynku. W środku mieści się nowa tawerna, zespół sanitariatów, pralnia, pomieszczenia biurowe, sala konferencyjna oraz miejsce do spania dla pracowników. Budynek ogrzewany jest pompą ciepła. Położony jest centralnie w stosunku do całego obszaru inwestycji, co wyróżnia jego funkcję;

- budynek hangarowo- szkutniczy o pow. użytkowej ok. 80 m² powstał w miejscu wcześniej istniejącego hangaru. Budynek ten służy do przechowywania łodzi . Znajduje się on bezpośrednio nad brzegiem jeziora. Stylistyka budynku została zaprojektowana podobnie jak budynek główny;
- wieża obserwacyjna (rys.1.5) o pow. użytkowej ok. 30m² i wysokości 10,90m zdecydowanie wyróżnia się na tle całego obszaru. Stanowi ona dominantę opisywanego terenu nie tylko ze względu na wysokość, ale także ze względu na materiały i styl w jakim została wykonana. W przeciwieństwie do pozostałych budynków jest koloru srebrnego, nie ma żadnych elementów drewnianych, a stalowa konstrukcja została obłożona siatką również w kolorze srebrnym. Miejsce to pełni funkcję wieży obserwacyjnej , z której rozciągają się piękne widoki . Wieża jest też dobrym punktem nawigacyjnym. Kiedy jednostki pływające zmierzają do ekomariny, mają ułatwione wejście do portu, biorąc kurs na dobrze widoczną wieżę zbudowaną naprzeciwko wejścia do basenu portowego;
- pomost do cumowania łodzi umożliwiający zacumowanie 30 jednostek pływających;
- budynek stróżówki (przy wejściu na plażę) o pow. użytkowej ok.27 m², z pomieszczeniem na odpady. Jest to budynek jednokondygnacyjny, niepodpiwniczony, przekryty dachem płaskim. W budynku tym znajdują się pojemniki do selekcji odpadów stałych oraz miejsce na odpady chemiczne (rys. 1.4);
- sanitariaty;
- pole namiotowo-campingowe na 60 miejsc noclegowych.
Wszystkie budynki dostępne są dla osób niepełnosprawnych.
Oprócz budynków powstał także:
- pomost pływający- o powierzchni 227 m² -pozwalający na zacumowanie 30 jednostek. Został wykonany z desek drewnianych, na konstrukcji nośnej ze stali cynkowanej ogniowo;
- slip- zbudowany z prefabrykowanych płyt żelbetowych; konstrukcja ta ułatwia wyciąganie łódek na brzeg.

W ramach prac wykonano: oświetlenie, trzy maszty sygnalizacyjne, ogrodzenie, utwardzenie nabrzeża oraz komunikację wewnętrzną (place utwardzone, parking na 36 samochodów osobowych , place manewrowe).

Plan zagospodarowania terenu w postaci ekologicznej mini przystani żeglarskiej wraz z systemem odbioru i segregacji odpadów został zrealizowany z dotacji unijnych i funduszy własnych miasta Pisz. Koszty inwestycji wyniosły ok. 4mln złotych [11].





Rys. 3. Wieża obserwacyjna od strony nabrzeża

Źródło: Fot. Aleksandra Zajkowska 03.02.17



Rys. 4. Widoczny w dali budynek z miejscem do selekcji odpadów, przy wejściu na teren ekomariny

Źródło: Fot. Aleksandra Zajkowska 03.02.17

Ekomarina w Pisz w kontekście ładu przestrzennego

Inwestor już w momencie składania projektu o dofinansowanie unijne zwrócił uwagę na zagadnienia dotyczące ładu przestrzennego. Wszystkie budynki wykonane zostały w technologii drewnianej, drewniane są też ich elewacje. Dach hangaru jest dwuspadowy, dachy nad stróżówkami są płaskie. Wszystkie bryły są niewielkie. Dzięki swoim gabarytom i użytym materiałom doskonale wpisują się w otoczenie. Elementem dominującym wysokościowo nad całym założeniem jest budynek wieży obserwacyjnej (rys.1.5). Wykonana na konstrukcji stalowej i obłożona stalową siatką elewacyjną malowaną proszkowo na kolor srebrny, wyróżnia się spośród pozostałej architektury.

Budynek główny podzielony jest na dwa budynki przekryte wspólnym, dwuspadowym dachem. Budynek pierwszy składa się z trzech elementów. Między elementami znajdują się zadaszone przestrzenie. Dzięki rozbiciu bryły na mniejsze elementy budynki wydają się lekkie, ażurowe i nie dominujące, co pozwala na doskonale wpisanie się w otoczenie. Między osobnymi bryłami prześwituje zieleń otaczających drzew i błękit jeziora. Dodatkowym walorem budynku jest wykorzystanie materiałów nawiązujących do regionalnych rozwiązań. Budynek wykonany jest w technologii drewnianej. Elewacje również pokryte są drewnem- każdy osobny element budynku w trochę innym układzie, co odzwierciedla jego funkcję. Wokół obiektu znajduje się drewniany taras. Dwuspadowy dach, pokryty dachówką ceramiczną w kolorze ceglastym, nawiązuje do regionalnej architektury. Według decyzji o warunkach zabudowy kąt nachylenia połaci dachu wynosi 35 stopni. W podobnej stylistyce zaprojektowane zostały budynki stróżówek oraz hangar.



Rys. 5. Wieża obserwacyjna na tle budynku głównego

Źródło: Fot. Aleksandra Zajkowska 03.02.17

Zestawienie powierzchni terenu inwestycji [12]:

Powierzchnia terenu inwestycji: 18 466m²- 100%

Powierzchnia zabudowy – 711, 2642m² (co stanowi 3,85%)

Powierzchnia biologicznie czynna – 15 080,7170m² (co stanowi 81,67%)

Powierzchnia utwardzona – 2 674, 0198m² (co stanowi 14,48%)

liczba budynków: 5

liczba miejsc postojowych: 36

Na uwagę zasługuje duży procent powierzchni biologicznie czynnej, co pozytywnie wpisuje się w rozwój zrównoważony.

Infrastruktura techniczna

Zapotrzebowanie na energię elektryczną – na warunkach określonych przez PGE Dystrybucja Białystok S.A.

Zapotrzebowanie na wodę- z miejskiej sieci wodociągowej. Zaprojektowano i wykonano przyłącze wodociągowe z istniejącego wodociągu PE Ø 110 mm do poszczególnych obiektów i hydrantów zewnętrznych nadziemnych Ø 80 mm. W celu rozliczenia poboru wody zaprojektowano studnię wodomierzową.

Zaprojektowano i wykonano przyłącze kanalizacji sanitarnej od istniejącej przepompowni ścieków za pomocą rurociągu tłocznego do projektowanej przepompowni na terenie działki inwestora. Ścieki z obiektów odprowadzane będą grawitacyjnie do przepompowni poprzez układ kanałów ze studniami rewizyjnymi.

Odprowadzanie ścieków z łodzi- do specjalnie wydzielonego miejsca na odpady

Zdanie nieczystości z jachtu wymaga wcześniejszego zgłoszenia, gdyż władze mariny muszą zamówić specjalny wóz. Wówczas jednostka podpływa do slipa, następnie jeszcze w wodzie wkładana jest na wózek, który wyciąga ją na brzeg po utwardzanej powierzchni slipa. Kolejną czynnością jest podłączenie rury, przez którą ścieki zostaną przepompowane z jachtu do cysterny, która po zakończonej czynności odjeżdża i zdaje nieczystości do miejscowej oczyszczalni ścieków.

Aktualnie procedura ta jest dość pracochłonna i niekoniecznie wygodna. Mimo wszystko liczba jachtów przypluwających do ekomariny w celu zdania nieczystości sukcesywnie wzrasta. Władze miasta i zarządcy mariny mają w planach modernizację zadania. Aktualnie formułowany jest projekt mający na celu usprawnienie procesu odprowadzania nieczystości. Najprawdopodobniej będzie można podłączyć się bezpośrednio z pomostu, co niewątpliwie usprawni prace mariny.

Odprowadzanie wód opadowych zaprojektowano powierzchniowo, do gruntu na teren inwestycji.

Charakterystyka ekologiczna

Odpady stałe

W budynku stróżówki znajduje się miejsce na odpady stałe, zapewniające umieszczenie pojemników do selektywnej zbiórki odpadów, oraz miejsce na odpady chemiczne.

Emisja hałasów oraz wibracji

Budynki z projektowanym wyposażeniem oraz przewidzianym sposobem użytkowania nie emitują szczególnych hałasów i wibracji wymagających dodatkowych środków zaradczych.

Wpływ budynku na istniejący drzewostan, powierzchnię ziemi, glebę, wody powierzchniowe i podziemne

Budynki z uwagi na małą wysokość nie powodują większego zacienienia otoczenia. Obiekty nie wprowadzają zakłóceń ekologicznych w charakterystyce powierzchni ziemi, gleby, wód powierzchniowych i podziemnych [12].

Instalacja centralnego ogrzewania i przygotowania ciepłej wody użytkowej

Dla pokrycia potrzeb c.o. i przygotowania c.w.u. przewidziano dwie pompy ciepła o mocy wynoszącej 28,0 kW i 42,0 kW. Każda pompa ciepła standardowo wyposażona jest w dwie pompy obiegowe dolnego i górnego źródła. Pompa ciepła pracująca na potrzeby c.o. współpracuje z zasobnikiem buforowym. Pompa ciepła na potrzeby c.o. ładować będzie zasobnik buforowy w trybie pogodowym według krzywej grzewczej ustalonej na regulatorze pompy ciepła. Obieg grzejnikowy pracować będzie przy parametrach 50/40°C. Do sterowania obiegami wykorzystany będzie niezależny regulator. Pompa ciepła dodatkowo- przez zawór przełączający- zapewni energię na potrzeby c.w.u. Zaprojektowano ręczne uzupełnianie zładu poprzez stację uzdatniania wody umieszczoną w pomieszczeniu pomp ciepła. Pompy ciepła ładować będą zasobniki c.w.u. poprzez wymiennik płytowy.

W budynku głównym projektuje się nową instalację centralnego ogrzewania o obliczeniowych parametrach czynnika grzewczego 50/40°C z grzejnikami płytowymi. W budynkach: stróżówce, toaletach zaprojektowano ogrzewanie elektryczne za pomocą konwektorów elektrycznych. Projektowana instalacja c.o. budynku głównego zasilana będzie z pompy ciepła.

Zapotrzebowanie na moc cieplną budynku głównego (50/40 °C) wynosi $Q = 31,8 \text{ kW}$.

Technologia dolnego źródła i konstrukcja otworów wiertniczych

Zaprojektowano 15 otworów wiertniczych o głębokości czynnej 100 m każdy. Do wywierconego otworu należy wprowadzić U-kształtny zgrzany u podstawy gruntowy wymiennik ciepła. Przed zapuszczeniem należy przeprowadzić próbę ciśnieniową szczelności wymiennika wodą pod ciśnieniem 1,0 MPa zgodnie z „Wzrostkami Technicznymi Wykonania i Odbioru Rurociągów z Tworzyw Sztucznych”. Po jej pozytywnym wyniku napęlnić wymiennik 30% roztworem glikolu propylenowego – neutralnego dla środowiska naturalnego i ulegającego biodegradacji. Niedopuszczalne jest stosowanie innego typu glikolu. Aby nie wystąpiło zjawisko migracji wód pomiędzy poziomami wodonośnymi należy osady spoiste profilu wypełnić pastą bentonitową. Pozostałą wolną przestrzeń należy wypełnić obsypką żwirową o granulacji 8 do 16 mm. Po zabudowaniu gruntowego wymiennika rurę osłonową należy usunąć z otworu.

Zaprojektowano dwie prefabrykowane studnie zbiorcze dla przewodów dolnego źródła o wymiarach 3,6x2,6x2m każda. Studnie wyposażone są we wzmacnianą płytę wierzchnią (na powierzchni znajduje się parking) oraz nadmurówkę z włazem żeliwnym. W studniach zostaną zbudowane rozdzielacze zasilające i powrotne [12].

Podsumowanie

Na terenie województwa warmińsko-mazurskiego w latach 2010-2014 powstało 10 przyjaznych środowisku przystani żeglarskich -ekomarin [10].

Wdrożenie „Strategii Wielkich Jezior Mazurskich 2020”, w której bierze udział kilkanaście gmin, zdecydowanie poprawi stan środowiska wodnego, a także przybrzeżnego Warmii i Mazur. Szkolenia prowadzone w Centrum Edukacji Ekologicznej przy mrągowskiej ekomarinie podnoszą świadomość (zarówno młodego jak i starszego pokolenia), jak dbać o środowisko. Stale podnoszące się standardy infrastruktury nabrzeżnej Wielkich Jezior Mazurskich przyciągają coraz większą rzeszę krajowych, jak i zagranicznych żeglarzy, co przekłada się na wzrost zatrudnienia miejscowej ludności w branży usług turystycznych.

Wnioski dotyczące ekomariny w Piszcu:

- Ekomarinę w Piszcu zaprojektowano i wykonano z uwzględnieniem rozwoju zrównoważonego i poszanowania ładu przestrzennego.
- Przykład ekomariny w Piszcu, pokazuje jednocześnie, iż wskazane jest, aby w miarę możliwości na bieżąco niwelować niedoskonałości. Dotyczy to zduwania nieczystości przez jachty. Proces ten jest aktualnie niewygodny i pracochłonny.
- Wywiad przeprowadzony w kierownictwie piskiej ekomariny pokazuje, iż nie ma żadnych planów, aby w przyszłości modernizować infrastrukturę z uwzględnieniem odnawialnych źródeł energii (np.: kolektorów słonecznych lub ogniw fotowoltaicznych).
- Budynki ekomariny w Piszcu wykorzystywane są głównie wiosną, latem i jesienią. Okres zimy jest raczej „martwą” porą roku. W zaprojektowanej sali konferencyjnej (z pomieszczeniami dodatkowymi) mogłyby być organizowane półkolonie zimowe dla dzieci, gdzie wśród lokalnej najmłodszej społeczności można by było m.in. wdrażać wychowanie ekologiczne.

Ekomarina w Piszcu spełnia wymagania podstawowe i uzupełniające określone w Strategii Wielkich Jezior Mazurskich. A zatem można stwierdzić, iż świadczy wysoki poziom usług i może być uznana za przykładową w skali tego typu przedsięwzięć na Warmii i Mazurach.

Literatura

- [1] Czajewski J. (1996) *Encyklopedia Żeglarstwa*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- [2] *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2014/52/UE z dnia 16 kwietnia 2014 zmieniająca dyrektywę 2011/52/UE w sprawie oceny wpływu wywieranego przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko.*
- [3] Dziemianowicz W., Szlachta J. (2012), *Konkurencyjność Warmii i Mazur – diagnoza problemowa*, Urząd Marszałkowski Województwa Warmińsko-Mazurskiego, Warszawa.
- [4] Mazurkiewicz B. (2004) *Porty jachtowe – Mariny. Projektowanie*. Gdańsk.
- [5] Mrozek A. (2012), *Plan zagospodarowania przestrzennego województwa warmińsko-mazurskiego. Analiza uwarunkowań zagospodarowania przestrzennego. Turystyka*, Warmińsko-Mazurskie Biuro Planowania Przestrzennego, Olsztyn.
- [6] *Strategia rozwoju społeczno-gospodarczego województwa warmińsko-mazurskiego do roku 2025*, Olsztyn 2013.
- [7] *Wielkie Jeziora Mazurskie 2020 – strategia*. Mrągowo 2015.
- [8] [https://pl.wikipedia.org/wiki/Marina_\(%C5%BCeglarstwo\)](https://pl.wikipedia.org/wiki/Marina_(%C5%BCeglarstwo)) – Marina (żeglarstwo)
- [9] <http://magazynwiatr.pl/blog/ekomariny-na-mazurskim-szlaku/> - Magazyn „Wiatr”
- [10] http://eko-mazurymariny.pl/opis_projektu_eko_marin/ - Opis projektu Eko-Marin
- [11] *„Wniosek o dofinansowanie projektu ze środków Regionalnego Programu Operacyjnego Warmia i Mazury 2007- 2013”*
- [12] <http://www.bip.pisz.hi.pl/index.php?wiad=10210> – BIP Pisz
- [13] <http://www.bip.pisz.hi.pl/zalaczniki/art/2011/08/110812130256.pdf> - BIP Pisz

Bernadetta Wądołowska, Karolina Weremijewicz, Agata Witkowska, Justyna Truskolaska, Weronika Skoczko, Marcin Butkiewicz, inż. Michał Bursa, inż. Rafał Buczyński, mgr inż. Ewa Szatyłowicz, dr hab. inż. Iwona Skoczko¹⁾
Politechnika Białostocka, Wydział
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
¹⁾ kolomlodychpzits@gmail.com

PRAWO WODNE 2017 VS 2001

Water Law 2017 vs 2001

Słowa kluczowe: ustawa Prawo wodne, gospodarka wodna, cena wody, woda przemysłowa

Keywords: Water Law, water management, water price, industrial water

Streszczenie:

Celem gospodarki wodnej jest m.in. zaopatrzenie w wodę określonej ilości i jakości. Zarządzanie zasobami wodnymi należy prowadzić mając na uwadze potrzeby społeczne oraz ochronę wód, które trzeba ująć w ramy prawne. Kształtując politykę wodną kraju należy zwrócić uwagę na kierunek zmian w gospodarce wodnej oraz sposób zaspokajania potrzeb ludności i ochronę zasobów wodnych przed nieodpowiednią eksploatacją oraz zanieczyszczeniami. Równie ważna jest świadomość społeczeństwa w odniesieniu do gospodarki wodnej oraz znajomość prawa dotyczącego korzystania z wód.

Wprowadzenie

Celem gospodarki wodnej jest m.in. zaopatrzenie ludności w wodę określonej ilości i jakości. Zarządzanie zasobami wodnymi należy prowadzić mając na uwadze potrzeby społeczne oraz ochronę wód, które trzeba ująć w ramy prawne. Kształtując politykę wodną kraju należy zwrócić uwagę na kierunek zmian w gospodarce wodnej oraz sposób zaspokajania potrzeb ludności i ochronę zasobów wodnych przed nieodpowiednią eksploatacją oraz zanieczyszczeniami. Równie ważna jest świadomość społeczeństwa w odniesieniu do gospodarki wodnej oraz znajomość prawa dotyczącego korzystania z wód.

Konieczne są zmiany w prawie wodnym aby spełnić wymagania Unii Europejskiej, a w szczególności ramowej dyrektywy wodnej [1, 25]. Obecnie zagadnienia związane z gospodarowaniem wodami reguluje ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz.U. nr 115, poz. 1229 z późn. zm.). Pomimo licznych zmian w ustawie, nie zostały wyeliminowane wszystkie problemy prawne i zarządcze związane z gospodarowaniem wodami. W ubiegłym roku Ministerstwo Środowiska przedłożyło projekt nowej ustawy, której celem jest wprowadzenie regulacji w zakresie prawa wodnego, która implementowałaby prawo Unii Europejskiej [2]. Planowane zmiany w obecnej ustawie wynikają z konieczności uporządkowania systemu zarządzania gospodarką wodną, uwzględniając przepisy zawarte w unijnych dyrektywach. Nowa ustawa dotyczyć będzie wielu przedsiębiorców, a także urzędników i częściowo gospodarstw domowych. Przewiduje się, iż dodatkowe opłaty za wodę zachęcą do racjonalnego jej wykorzystywania, co przełoży się na niższe koszty utrzymania wód w dobrym stanie oraz oszczędność cennego surowca jakim jest woda [7].

W myśl art. 1., prawo wodne jest ustawą regulującą gospodarowanie wodami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, a w szczególności kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi, jak również sprawy własności wód oraz gruntów pokrytych wodami, a także zasady gospodarowania tymi składnikami jako mieniem Skarbu Państwa [3]. Ustawa podkreśla, że zarządzanie zasobami wodnymi ma za zadanie służyć zaspokajaniu potrzeb ludności i gospodarki, ochronie wód a także ochronie środowiska związanego z tymi zasobami, w szczególności w zakresie zapewnienia ludności odpowiedniej jakości i ilości wody. Aby woda przeznaczona do spożycia nadawała się do zaopatrzenia ludności, należy ją bezwzględnie chronić [1].

Ustawa o prawie wodnym z dnia 18 lipca 2001 roku

Podstawowym założeniem ustawy z dnia 18 lipca 2001 była reglamentacja korzystania z wód zarówno tych z regionu wodnego jak i ze zlewni. Między innymi

uregulowano kwestie związane z pobieraniem wód powierzchniowych i podziemnych, wprowadzaniem ścieków oraz substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego do wód i ziemi oraz lokalizowaniem nowych urządzeń wodnych (art. 115 ust. 2) [22].

W ustawie zakładano również planowanie gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy. Treść tego planu i sposoby osiągnięcia celów w gospodarce wodnej zawierają się w art. 114 ust. 2. Mowa tam o programach dotyczących wykorzystywania zasobów wodnych do urządzania kąpielisk, zaopatrywania ludności w wodę pitną, wydzielania obszarów przeznaczonych na siedliska naturalne stworzeń wodnych (ryb, skorupiaków, mięczaków), a także ograniczenie i eliminację zanieczyszczenia wód szczególnie szkodliwymi substancjami dla środowiska wodnego (art. 45 ust.1, wykaz I i II) [22].

Przewidziano też plany o ochronie przeciwpowodziowej na obszarze państwa i regionów wodnych oraz przeciwdziałania skutkom suszy. Miały na celu powiększenie dostępnych zasobów wodnych, oraz rezerw pojemności powodziowej i retencyjnej, a co za tym idzie lepsze ich zagospodarowanie. Dotyczyły również rozbudowy lub przebudowy urządzeń wodnych, a także wykorzystania naturalnej retencji i kształtowania dolin rzecznych (art. 117) [22].

Ustawa o prawie wodnym z 18 lipca 2001 roku zawierała regulacje prawne dotyczące krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych. Art. 43 ust. 3 przewidywał, że krajowy program oczyszczania ścieków sporządzany był przez ministra do spraw środowiska. Miał on zawierać wykaz aglomeracji (terenów, które posiadały cechy uzasadniające zbiorowe odprowadzanie i oczyszczanie ścieków), a także wykaz koniecznych przedsięwzięć, z tego zakresu. Ustanowiono specjalny kalendarz realizacji tego obowiązku: do dnia 31 grudnia 2015 r., w przypadku aglomeracji o równoważnej liczbie mieszkańców od 2.000 do 15.000; do dnia 31 grudnia 2010 r., w przypadku aglomeracji o równoważnej liczbie mieszkańców powyżej 15.000 (art. 208) [22].

Jednym z istotniejszych planów była również regulacja odpływu azotu ze źródeł rolniczych. Główne jej założenia określono w art. 47. Dotyczyły one stosowania i przechowywania nawozów naturalnych, a także gospodarowania gruntami w taki sposób, by zapobiec zanieczyszczeniu wód związkami azotu [22, 26].

Przyczyny wprowadzenia nowej ustawy Prawo wodne

30 czerwca 2016 roku Trybunał Sprawiedliwości Unii Europejskiej wydał wyrok, w którym stwierdził, że Rzeczpospolita Polska nie wykonała w pełni zobowiązań spoczywających na niej na mocy dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego dzia-

łania w dziedzinie polityki wodnej. W związku z powyższym zdecydowano o wprowadzeniu nowej ustawy Prawo wodne, która ma na celu zniwelowanie wszystkich uchybień wskazanych przez Trybunał Sprawiedliwości Unii Europejskiej. Jednocześnie ustawa dokonuje w zakresie swojej regulacji dostosowania polskiego prawa do przepisów unijnych. Jest to wymagane konieczne, które warunkuje otrzymanie przez Polskę środków z programów operacyjnych Unii Europejskiej na lata 2014 – 2020 [4].

Kolejnym z powodów reformy Prawa wodnego jest fakt, iż od momentu wejścia w życie ustawy z 18 lipca 2001 r. minęło już kilkanaście lat. Prawo wodne wiele razy było dostosowywane do ciągle zmieniających się warunków społecznych i gospodarczych. Efektem tych dostosowań jest ponad 50 nowelizacji dotychczas obowiązującej ustawy. Uczyniło ją to jednak nieprzejrzystą i złamało jej wewnętrzną spójność. Nowa ustawa została przygotowana mając na uwadze zarówno względy merytoryczne, czyli powstanie nowej struktury organizacyjnej, która jednoznacznie wskazuje, kto i za co będzie odpowiadał, jak również względy formalne, a więc wprowadzenie wewnętrznej spójności nowego prawa [5].

Ponadto powodem podjęcia prac nad reformą jest na ogół znany zły stan zasobów wodnych w Polsce oraz świadomość negatywnych skutków tej sytuacji. Główne problemy to przede wszystkim brak dostępności wody o wysokiej jakości, spowodowany degradacją jakościową zasobów wodnych kraju, błędy polityki przestrzennej, marnotrawstwo związane z niską ceną wody, zanieczyszczenia wód powierzchniowych wykluczające możliwość ich użytkowania, niezadawalający stan ekosystemów wodnych, brak zintegrowanej gospodarki zlewniowej, a także brak służb gospodarki wodnej. Dodatkowo likwidacja obszarów podmokłych i bagien przez prowadzone melioracje spowodowała zwiększenie zagrożeń powodziowych i obniżenie poziomu wód podziemnych [6]. Aktualny system uniemożliwia również zapobieganie ekstremalnym zjawiskom hydrologicznym z wymaganą skutecznością. Mowa tu przede wszystkim o powodziach i suszach, które coraz częściej powodują trudności w zaopatrzeniu ludności w wodę pitną [4].

Projektodawcy nowej ustawy zauważyli również niewłaściwe usytuowanie środowiska i problematyki wody w hierarchii obowiązków państwa. Dotychczas wodę traktowano jako niezbędny do życia i rozwoju produkt, którego dostępność w znacznym stopniu zależy od woli człowieka. System gospodarowania wodą był traktowany jako element infrastruktury kraju. Ogółem mówiąc zakładano, że wszystkie potrzeby, które są związane z zasobami wodnymi, powinny i mogą być zaspokajane, a gdy występują niedobory, to należy je zlikwidować poprzez inwestycje. Wszelkie próby realizacji takiego podejścia wykazały w wielu przypadkach szkodliwość i niepowodzenie [6]. Nowa ustawa ma za zadanie przede wszystkim zmienić to utopijne podejście, uporządkować, rozproszony na różnych szczeblach, system zarządzania gospodarką wodną, umocnić rolę państwa nad kontrolą zasob-

bów wodnych oraz zintegrować wszystkie służby zajmujące się gospodarowaniem wodą w taki sposób, aby stan wód w Polsce poprawił się [7].

Najważniejsze założenia i zmiany zawarte w nowej ustawie

Nowa ustawa Prawo wodne ma na celu zapewnienie skutecznego zapobiegania ekstremalnym zjawiskom hydrologicznym, np. łatwości w zaopatrzeniu w wodę pitną podczas susz czy powodzi. Projekt przewiduje, że środki finansowe przeznaczone na nadzwyczajny czas będą pozyskiwane z opłat, do których zobowiązane zostaną pewne podmioty gospodarcze [10]. Reformatory nowej ustawy zwrócili uwagę na wnoszenia opłat za użytkowane usługi wodne. Wspomniane opłaty będą obejmowały gospodarcze wykorzystanie wody, czyli zużycie na potrzeby energii cieplnej bądź elektrycznej, energetyki wodnej itp. Planowane jest, aby tę powinność spełniały wszystkie podmioty gospodarcze korzystające z tego charakteru usług [9, 10].

Projekt przewiduje wprowadzenie systemu instrumentów ekonomicznych służących zarządzaniu wodami. Przepisy o ponoszeniu opłat zostaną przeniesione z ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska do nowej ustawy Prawo wodne. Planuje się, że opłata za pobór wód składać się będzie z opłaty stałej (ustalanej w zgodzie wodnoprawnej) i zmiennej (ponoszonej za faktyczne wykorzystanie wód). Dzięki temu zwiększy się stopień zwrotu kosztów usług wodnych. [2] Wprowadzenie nowych instrumentów ekonomicznych przyczyni się do poboru opłat za wprowadzenie do wód lub do ziemi „wód opadowych i roztopowych, wód pochodzących z odwodnienia gruntów lub obiektów budowlanych, także spływy wód opadowych lub roztopowych, czy też zmniejszanie naturalnej retencji terenowej w przypadku obiektów o znaczącej powierzchni terenów zasklepionych i korzystanie ze śródlądowych wód płynących, spiętrzonych lub retencionowanych przy pomocy urządzeń wodnych będących własnością Skarbu Państwa” [17]. Za ustalanie i pobieranie opłat mają być odpowiedzialne Wody Polskie [2].

Następnym celem nowej ustawy jest zasadnicza modyfikacja ustroju struktur administracyjnych odpowiedzialnych za gospodarkę wodną w państwie. Planowane jest utworzenie państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, co przypominać będzie m.in. istniejące już Lasy Państwowe. Podmiot ten ma zastąpić organ centralnej administracji rządowej - Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, przejmując tym samym rolę właściciela wód i nieruchomości związanych z wodami, które dotychczas stanowiły własność Skarbu Państwa [15]. Głównym zadaniem nowo powołanej instytucji będzie skupianie oraz nadzorowanie zadań polecanym jednostkom samorządu terytorialnego. Planowane jest również przekształcenie siedmiu

regionalnych zarządów gospodarki wodnej w jednostki organizacyjne Wód Polskich [9].

Reformie planowane jest również poddanie melioracji wodnych. Do tej pory programowanie, planowanie i nadzorowanie urządzeń wodnych leżało w kompetencji marszałka województwa. Zasugerowane zostało przekazanie utrzymania urządzeń melioracyjnych wodnym Wodom Polskim. Ponadto, zaprzestano obecnemu podziałowi na urządzenia melioracji szczegółowej oraz podstawowej. Wiąże się to z utrzymywaniem urządzeń melioracji szczegółowych przez właścicieli gruntów, zaś podstawowych przez marszałka województwa [9].

Projektodawcy dążą również do wdrożenia zasady „jedna rzeka, jeden właściciel”, co umożliwi lepsze zarządzanie wałami przeciwpowodziowymi oraz urządzeniami melioracyjnymi [10].

W nowym Prawie wodnym przewiduje się reformę instytucji ustalających linię brzegową oraz wydających pozwolenia wodnoprawne. Planowane jest całkowite pozbawienie starostów i marszałków prawa do ustalania linii brzegowej oraz wydawania ww. pozwoleń. Wyznaczanie linii brzegowej zostanie przekazane dla ministra właściwego do spraw gospodarki wodnej, zaś wydawanie pozwoleń wodno prawnych dla Wód Polskich [9].

Co więcej, jednym z elementów wydawania zgód wodnoprawnych będzie tzw. „ocena wodnoprawna”. Ma ona poprzedzać inwestycje i działania, m.in. korzystanie z usług wodnych, które mogłyby wpływać na cele środowiskowe. W praktyce oznaczać to będzie, iż w przypadku, gdy planowana inwestycja korzystnie lub neutralnie wpłynie na powyższe cele, ocena zostanie wydana. Jeżeli jednak zostanie ustalony negatywny wpływ inwestycji, konieczne będzie dodatkowe udokumentowanie planowego przedsięwzięcia i jego wnikliwe rozpatrzenie [16].

Oprócz zadań przedstawionych w powyższej części, Wodom Polskim zostanie przekazany obowiązek przeprowadzenia uzgodnień dotyczących zabudowy oraz zagospodarowania nieruchomości zlokalizowanych na obszarach zagrożonych powodzią. Następną istotną rolą tego podmiotu będzie nadzorowanie planów zarządzania ryzykiem powodziowym [9].

Kogo dotyczyć będą zmiany? Jaki wpływ będą miały na życie obywateli?

Jak wcześniej wspomniano, przedstawione zmiany, znajdujące się w projekcie nowej ustawy wynikają głównie z konieczności wdrożenia przepisów unijnych i bezpośrednio dotyczyć będą jedynie wykorzystania wody na cele gospodarcze (tj. wytwarzania energii, stosowania wody w celu nawodnień czy hodowli ryb). Jak łatwo przewidzieć, największe kontrowersje wśród obywateli, wzbudza fakt wpro-

wadzenia nowych opłat za korzystanie z wód. Myślą przewodnią niniejszej zmiany jest mobilizacja do racjonalnego i zrównoważonego gospodarowania wodą [10].

Koszty wody kranowej wzrosną nieznacznie (ok. kilkunastu złotych rocznie na osobę), podczas gdy obciążenia związane z produkcją wody butelkowanej, niezależnie od rodzaju pobieranej w tym celu wody, utrzymywać się będą na stałym poziomie – ok. 3 zł za m³. Zmiany nie będą więc w znacznym stopniu dotyczyły zwykłego korzystania z wód, określonego w Art. 36. Ustawy „Prawo wodne” [11]. Wyłączone z dopłat zostaną gospodarstwa domowe, małe gospodarstwa rolne itp., pobierające wodę w ilości nieprzekraczającej średniorocznie 5 m³ na dobę. Dodatkowymi opłatami za wodę nie zostaną obciążeni również rolnicy korzystający z wody wodociągowej (gdyż już jest to odpłatne), magazynujący wodę deszczową lub stosujący naturalne metody nawadniania za pomocą systemów melioracji. Opłata obejmie gospodarstwa rolne pobierające średnio w ciągu roku powyżej 5m³ wody na dobę (wysoko-towarowe) [12].

Co więcej, biorąc pod uwagę, iż za obecność azotu w wodach powierzchniowych odpowiedzialni są głównie rolnicy, Ministerstwo Środowiska planuje wprowadzenie zmian, w wyniku których, wszystkie duże gospodarstwa rolne (powyżej 10 ha), zmuszone będą do ograniczenia zrzutu azotanów do wód. Oznaczać to będzie ograniczenie zużycia stosowanych nawozów, stanowiących główne źródło azotu i innych zanieczyszczeń w wodach [13].

Kolejną z planowanych zmian, dotyczących gospodarczego korzystania z wód jest wprowadzenie obowiązku posiadania przyrządów pomiarowych, określających rzeczywistą ilość pobieranej wody. Przełoży się to na dodatkowe obciążenia finansowe dla rolników, hodowców ryb, elektrowni, powodując wzrost kosztów za energię, ogrzewanie, a przez to i inne towary. Zwiększone koszty produkcji odbiją się na wyższych cenach produktów przemysłowych czy rolnych, co z kolei odczuje przeciętny obywatel [13].

Ponadto, zmiany w prawie spowodować mają racjonalizację gospodarowania zasobami wodnymi, ograniczenie biurokracji oraz kosztów ponoszonych przez wszystkich podatników. Celem uzyskania „lepszego jakości” w gospodarowaniu zasobami wodnymi, powołana zostanie nowa jednostka państwowa „Wody Polskie” o czym w szerszym stopniu przedstawione zostanie w dalszej części artykułu [14].

Założeniem nowelizacji ustawy jest także wywarcie bezpośredniego wpływu na jednostki samorządu terytorialnego, celem skłonienia ich do retencjonowania wody, m.in. w celach przeciwpowodziowych. Wody opadowe powinny być zatrzymywane, a następnie odprowadzane do środowiska stopniowo. Samorządy, które zdecydują się na inwestycje związane z retencjonowaniem wody poniosą niższe koszty korzystania z wód [13].

Uzyskane w wyniku zmian w ustawie fundusze, wykorzystywane będą w celu poprawy stanu wód, ochrony przeciwpowodziowej, poprawy retencji wód czy zminimalizowania ryzyka suszy [10].

Nowe Prawo Wodne, a przemysł

W nowym projekcie „Prawa Wodnego” znacznie obniżono stawki opłat za pobór wód. Producenci napojów będą musieli płacić 3,00 zł za m³ dla wód podziemnych zamiast 8,20 zł za metr i 3,00 zł za m³ dla wód powierzchniowych zamiast 4,10. Koszt 1 litra pobranej wody do celów produkcji soków czy napojów wynosi w tym wypadku 0,3 grosza zarówno w przypadku wód powierzchniowych, jak i podziemnych [23].

Również w przypadku wody wykorzystywanej do produkcji papieru i wyrobów z tego surowca można zauważyć pewne zmniejszenie stawek. Wynoszą one: 0,70 zł za 1 m³ pobieranej wody podziemnej i 0,35 zł za 1 m³ pobieranej wody powierzchniowej [23].

W rolnictwie 1 m³ pobieranej wody podziemnej używanej do urządzeń pompowych będzie kosztował 0,15 zł. Natomiast przy wykorzystaniu wody w celu zaopatrzenia w nią ludzi i zwierząt gospodarczych, jeżeli pobierane jest więcej niż 5 m³ wody na dobę, opłata taka wyniesie 0,30 zł za 1 m³ pobranej wody podziemnej i 0,15 zł za 1 m³ pobranej wody powierzchniowej [23].

Opłata od hodowców ryb pobierana byłaby raz na kwartał. Stawki za pobór wód powierzchniowych na potrzeby chowu lub hodowli ryb w stawach w wodzie stojącej wyniosą od 1 do 1,5 zł za hektar stawu. Natomiast przy wykorzystaniu wód podziemnych stawki będą wynosiły (w zależności od ich przepływu) od 100 do 125 zł [24].

W przypadku przemysłu energetycznego opłaty będą pobierane od różnicy między ilością wód pobranych, a ilością wód z obiegów chłodzących elektrowni lub elektrociepłowni wprowadzanych do wód lub do ziemi. Przy wodach powierzchniowych wyniosą one 0,35 zł za 1m³ różnicy, a przy podziemnych 0,70 zł za 1m³ różnicy [24].

Opłata za tzw. wody chłodnicze, pochodzące z obiegów chłodzących elektrowni, które wprowadzane są do wód lub ziemi zależna jest od ich temperatury. Jeżeli temperatura wód jest wyższa niż 26°C, a nie przekracza 32°C to stawka wynosić będzie 0,68 zł. Jeśli jest ona wyższa niż 32°C i nie przekracza 35 °C pobrana zostanie opłata w wysokości 1,36 natomiast jeśli temperatura przekracza 35 °C to 4,24 zł [24].

W nowej ustawie zawarta też mają być też koszty "utraconej wody". Wysokość stawki ma wynosić rocznie 1 zł za metr kwadratowy utwardzonej powierzchni. Opłata będzie jednak nawet dziesięć razy niższa, jeśli samorządy będą prowadzić inwestycje związane z retencją wody. Kosztami nie zostaną objęte domy jednoro-

dzinne. Opłaty będą dotyczyć jedynie dużych, utwardzonych nawierzchni, np. parkingów i terenów przemysłowych [24].

Nowa ustawa o prawie wodnym wprowadza również nowe regulacje dotyczące wód morskich, które stracą status dróg wodnych. Oznacza to, że każde wypłynięcie na Zatokę Gdańską na jednostce o silniku mającym 9,9 lub więcej KM, będzie wymagać posiadania pozwolenia (art. 388 p.2). Aby je uzyskać, konieczne będzie dostarczenie do Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie w Warszawie operatu wodnoprawnego i innych dokumentów, a także uiszczenie określonej kwoty (Art 399 ust. 8). Ponadto ma zostać wprowadzony tzw. „podatek denny”- podatek naliczany za grunt pod wodą. Zgodnie z nowym prawem, „organizacja wypoczynków lub sportów wodnych w ramach działalności gospodarczej” nie jest już „powszechnym korzystaniem z wód” (art. 260 ust. 5) W związku z tym opodatkowane zostaną m.in. mariny, porty i ośrodki żeglarskie, a ceny oferowanych przez nie usług wzrosną [3, 27].

Powstanie nowej jednostki państwowej - Państwowe Gospodarstwo Wodne "Wody Polskie" (cele, zadania)

Wraz z wejściem w życie nowej ustawy Prawo Wodne do życia zostanie powołana spółka Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie”. Sama instytucja ma centralizować zarządzanie administracyjne wodami w Polsce, przejmą ona zadania: prezesa Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej oraz marszałków województw [18]. Nowe organy w sprawach gospodarowania wodami składają się z:

1. minister właściwy do spraw gospodarki wodnej;
2. Prezes Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie;
3. dyrektor regionalnego zarządu gospodarki wodnej Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie;
4. dyrektor zarządu zlewni Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie;
5. kierownik nadzoru wodnego Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie;
6. dyrektor urzędu morskiego;
7. wojewoda;
8. starosta;
9. wójt, burmistrz, prezydent miasta [19].

Dodatkowo regionalne zarządy gospodarki wodnej zostaną zastąpione jednostkami organizacyjnymi Wód Polskich. Ma to na celu efektywniejsze pozyskiwanie środków finansowych jak i wydatkować je na finansowanie przedsięwzięć gospodarki wodnej oraz usprawnić czynności zapewniające ochronę przeciwpowodziową,

która zrealizowana będzie głównie przez budowę wałów przeciwpowodziowych oraz działania służące ochronie przed suszą [18].

Do zadań spółki Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie” należeć będą [19]:

1. wykonywanie praw właścicielskich Skarbu Państwa w stosunku do śródlądowych wód płynących oraz gruntów pokrytych tymi wodami;
2. ustalenie przebiegu granic zlewni, granic regionów wodnych granic obszarów dorzeczy oraz ich przebiega w systemie informacyjnym gospodarki wodnej
3. zarządzanie ryzykiem powodziowym;
4. planowanie, wykonywanie i nadzór nad melioracjami wodnymi;
5. wydawanie pozwoleń wodnoprawnych;
6. planowanie i prowadzenie inwestycji z zakresu gospodarki wodnej, w tym pełnienie funkcji inwestora albo inwestora zastępczego, w zakresie określonym w ustawie;
7. planowanie i realizacja zadań związanych z utrzymywaniem wód i pozostałego mienia Skarbu Państwa związanego z gospodarką wodną, w tym obwałowań oraz obszaru międzywala.

Podsumowanie

Głównym celem wprowadzenia nowej ustawy „Prawo Wodne” jest reforma struktur organizacyjno-prawnych systemu gospodarowania wodą poprzez centralizację zarządzania zasobami wodnymi. W wyniku tej reorganizacji Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie zastąpią dotychczasowy Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej. W konsekwencji tego przekształcenia wiele zadań samorządu terytorialnego zostanie przekazane organom Wód Polskich m.in. zadania z zakresu melioracji wodnych, które do tej pory pełnili marszałkowie województw. Dotyczy to głównie planowania, nadzorowania i wykonywania urządzeń melioracji wodnych, prowadzenie ewidencji wód istotnych dla rolnictwa, urządzeń melioracji wodnych i zmeliorowanych gruntów. Ponadto zmianom ulegnie także wydawanie pozwoleń wodnoprawnych oraz ustalanie linii brzegu. Zgodnie z art. 15 ust. 2 Ustawy z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne: linię brzegu ustala, w drodze decyzji, na wniosek mającego interes prawny lub faktyczny właściwy terenowy organ administracji morskiej, właściwy marszałek województwa lub właściwy starosta [10]. W myśl nowej ustawy kompetencje te przejmą Wody Polskie. Finansowanie całego systemu będzie odbywało się na drodze wpływów z opłat za usługi wodne, za pobór wód oraz opłat za korzystanie ze śródlądowych dróg wodnych i urządzeń wodnych. Ponadto dodatkowym przychodem Wód Polskich będą stawki naliczane za brak wymaganej prawem decyzji oraz za przekroczenie lub naruszenie warunków korzystania ze środowiska, ustalonych decyzją w zakresie poboru wód. Innym źródłem finansowania mogą być dotacje z budżetu państwa lub jednostek samorzą-

du terytorialnego oraz środki z budżetu Unii Europejskiej przeznaczone na potrzeby inwestycyjne. Podczas gdy obecnym modelu finansowania środki są rozproszone między wiele podmiotów [10].

Zgodnie z wyrokiem Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej z 30 czerwca 2016 roku Rzeczpospolita Polska nie wykonała w pełni zobowiązań spoczywających na niej na mocy dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. [20]. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. W związku z tym Polska musiała wprowadzić nową ustawę Prawo Wodne i zobowiązać się do wypełnienia wskazanych przez Trybunał Sprawiedliwości UE postanowień. Jest to konieczne w przypadku, gdy Polska zabiegałaby o otrzymanie środków z programów operacyjnych Unii Europejskiej na lata 2014 – 2020.

Obecna ustawa Prawo Wodne jest przestarzała ponieważ została wprowadzona kilkanaście lat temu. Efektem jej kilkudziesięciu nowelizacji była coraz mniejsza przejrzystość i niejasność obowiązujących przepisów oraz pogarszający się stan wód w Polsce [21]. W dużej mierze przyczynił się do tego brak dostępności wody o wysokiej jakości spowodowany degradacją jakościową zasobów wodnych kraju, błędy polityki przestrzennej, marnotrawstwo związane z niską ceną wody, zanieczyszczenia wód powierzchniowych wykluczające możliwość ich użytkowania, niezadawalający stan ekosystemów wodnych, brak zintegrowanej gospodarki zlewniowej, a także brak służb gospodarki wodnej [13]. Aktualny system uniemożliwia również zapobieganie ekstremalnemu zjawiskom hydrologicznym z wymaganą skutecznością. Mowa tu przede wszystkim o powodziach i suszach, które coraz częściej powodują trudności w zaopatrzeniu ludności w wodę pitną. Nowa ustawa powinna przede wszystkim uporządkować, rozproszony na różnych szczeblach, system zarządzania gospodarką wodną, umocnić rolę państwa nad kontrolą zasobów wodnych oraz zintegrować wszystkie służby zajmujące się gospodarowaniem wodą w taki sposób, aby stan wód w Polsce uległ poprawie [13].

Literatura

- [1] Rauba E., *Analiza uwarunkowań prawnych gospodarowania wodą w zakresie zaopatrzenia ludności w wodę pitną w Polsce*, *Ekonomia i Środowisko* 2016, 3 (58), s. 111–125.
- [2] Kozieł A., *Nowe prawo wodne – istotne zmiany systemowe i ich wpływ na działalność geologiczno-górnictw*, *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk* 2016, 96, s. 133-150.
- [3] Projekt ustawy Prawo wodne – październik 2016.

- [4] <http://portalkomunalny.pl/nowe-prawo-wodne-przyniesie-jednostkom-samorzadu-terytorialnego-335396/>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [5] <http://www.gospodarkamorska.pl/Administracja,Prawo/gawlowski-nowelizacja-prawa-wodnego-wynika-z-jego-obecnej-nieprzejrzystosci-.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [6] http://www.tnz.most.org.pl/dokumenty/publ/psopp/imgw_w1.html, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [7] <https://serwisochronysrodowiska.pl/gospodarka-wodnosciekowa-i-ochrona-gleby/rewolucyjne-zmiany-w-prawie-wodnym-2166.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [8] <http://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?jsessionid=9ea7d2dc30d53c756e5cb4754dfab9eaa6ab2a2ec3bc.e34KaxiLc3qMb40Rch0SaxyKc3r0?text=&docid=181111&pageIndex=0&doclang=PL&mode=lst&dir=&occ=first&part=1&cid=232744>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [9] <http://portalkomunalny.pl/nowe-prawo-wodne-przyniesie-jednostkom-samorzadu-terytorialnego-335396>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [10] <https://www.mos.gov.pl/aktualnosci/szczegoly/news/nowe-prawo-wodne-jak-wplynie-na-polakow>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [11] Ustawa z dnia 5 stycznia 2011r. o zmianie ustawy- Prawo wodne
- [12] <http://serwisy.gazetaprawna.pl/rolnictwo/artykuly/978724,nowe-prawo-wodne-2017-oplaty.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [13] <https://serwisochronysrodowiska.pl/gospodarka-wodnosciekowa-i-ochrona-gleby/rewolucyjne-zmiany-w-prawie-wodnym-2166.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [14] <http://prawo.gazetaprawna.pl/artykuly/1013411,prawo-wodne-2017-projekt.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [15] <http://www.cire.pl/item,132078,14,0,0,0,0,nowe-prawo-wodne--nowa-ustawa-to-nie-tylko-oplaty-za-uslugi-wodne.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [16] Wałkowski D., *Nowe prawo wodne to mała rewolucja*, Energetyka Wodna, nr 2, 2016.
- [17] Uzasadnienie projektu ustawy Prawo wodne – październik 2016.
- [18] Bujny J. *Nowe Prawo wodne – co przyniesie jednostkom samorządu terytorialnego?*, <http://portalkomunalny.pl/nowe-prawo-wodne-przyniesie-jednostkom-samorzadu-terytorialnego-335396/3/>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [19] <http://legislacja.rcl.gov.pl/docs//2/12284651/12349268/dokument238388.pdf>, Art.7, Art.8, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [20] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. 2000 L 327, s. 1 – wyd. spec. w jęz. polskim, rozdz. 15, t. 5, s. 275; sprostowanie Dz. Urz. 2006 L 113, s. 26), zmieniona dyrektywą

- 2008/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 11 marca 2008 r. (Dz. Urz. 2008 L 81, s. 60).
- [21] http://www.tnz.most.org.pl/dokumenty/publ/psopp/imgw_w1.html, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [22] Dz. U. 2001 nr 115 poz. 1229- Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r.
- [23] <https://www.mos.gov.pl/kalendarz/szczegoly/news/nizsze-oplaty-za-pobor-wody/> dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [24] Boroń M., *Co oznacza dla nas nowe prawo wodne?*, <http://forsal.pl/artykuly/1024395,co-oznacza-dla-nas-nowe-prawo-wodne-oplaty-wzrosna-zapewne-dopiero-od-2019-r.html>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.
- [25] Dyrektywa 2000/60/WE tzw. Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW).
- [26] Rotko J. *Ramowa dyrektywa wodna – analiza prawna Ramowa dyrektywa wodna – analiza prawna*, WSPiA - Wyższa Szkoła Pedagogiki i Administracji, Poznań 2013.
- [27] Ciężadło A., *Nowe prawo wodne- będzie lepiej, czy tylko drożej?* <http://www.tawernaskipperow.pl/czytelnia/ciekawostki/nowe-prawo-wodne---bedzie-lepiej-czy-tylko-drozejl-/5236>, dostęp z dnia 11.02.2017 r.

mgr Małgorzata Żukowska¹⁾

Wydział Prawa Uniwersytetu w Białymstoku

¹⁾ mproniewicka@o2.pl

REGULACJE PRAWNE OCHRONY LASÓW W POLSCE

Legal regulations to protect forest in Poland

Słowa kluczowe: ochrona lasów, grunty leśne, gospodarka leśna

Keywords: protect forest, forest land, forestry

Streszczenie:

Regulacje prawne w zakresie ochrony lasów zawarte są w różnych aktach prawnych. Jest to zagadnienie niezwykle złożone, dlatego też wymaga dokładnej analizy prawnej. Podjęty temat jest szeroko komentowany w doktrynie i judykaturze. Istotną kwestią jest wykazanie szerokiej możliwości dochodzenia ochrony gruntów leśnych na podstawie odmiennych norm prawnych. Ponadto jednym z aspektów efektywnej ochrony lasów w Polsce są stale zmieniane normy prawne, które to regulują. Wraz z rozwojem sfery życia publicznego pojawia się wyzwanie dla ustawodawcy, który powinien dostosować obowiązujące przepisy do pojawiających się potrzeb w tym zakresie. W prezentowanym artykule przedstawiono definicję lasów, gruntów leśnych i ich prawne środki ochrony.

Wstęp

Zagadnienie dotyczące prawnej regulacji ochrony lasów w Polsce jest niezwykle ważne. Przejawia się ono w ustawie - Prawo ochrony środowiska, jak również w innych aktach normatywnych. Ochrona lasów była już znana w średniowieczu. Z analiz historycznych źródeł prawa wiadomo, iż już w najwcześniejszych aktach prawa pisanego zamieszczono jedno z pierwszych regulacji prawnych w tym zakresie. Podkreślenia wymaga fakt, iż jest to bardzo ważne dla każdego z nas oraz otaczającego nas środowiska. Ponadto wpływ na zakres regulacji prawnych dotyczącej ochrony lasów ma stale zmieniający się styl życia ludności, a także wprowadzane innowacje gospodarcze. W związku z powyższym wykształciło się wiele potrzebnych aktów prawnych, które regulują także odpowiedzialność z tytułu naruszenia deliktów administracyjnoprawnych przewidzianych w ustawie o lasach.

Podstawowe regulacje prawne

Podstawowym aktem prawnym regulującym omawiane zagadnienia jest Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 kwietnia 1997 r.[1]. W myśl art. 74 ust. 2 ochrona środowiska jest obowiązkiem władz publicznych. Wskazać przy tym należy, iż zgodnie z utrwalonym poglądem doktryny poprzez pojęcie władzy publicznej powinno być rozumiane szeroko, także jako instytucje państwowe, które wykonują funkcje władzy publicznej[2]. Dotyczy to również prawnej ochrony lasów, gdzie podmiotem odpowiedzialnym będzie Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych.

Następnie należy rozważyć, czym jest w ujęciu prawnym środowisko. Posiada ono legalną definicję, która umieszczona została w ustawie z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska[3]. Zgodnie z art. 3 pkt 39 omawianej ustawy jest to ogół elementów przyrodniczych, w tym także przekształconych w wyniku działalności człowieka, a w szczególności powierzchnię ziemi, kopaliny, wody, powietrze, krajobraz, klimat oraz pozostałe elementy różnorodności biologicznej, a także wzajemne oddziaływania pomiędzy tymi elementami. Bezsprzecznie w legalnej definicji środowiska mieści się pojęcie lasu. Ponadto obejmuje ona także zasoby leśne powstałych przez ludzi. Potwierdza to także prezentowany w pogląd w literaturze przedmiotu definicja ta dotyczy także elementów przyrodniczych powstałych w sposób pierwotny oraz wtórny, tj. przekształconych w wyniku działalności człowieka[4].

Podkreślenia wymaga, iż polskie prawo leśne przewiduje także odrębny akt prawny dotyczący ochrony omawianych gruntów. Regulują to przepisy rangi ustawowej znajdujące się w ustawie z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych[5]. Omawiana regulacja dotyczy m.in. zapewnienie dostatecznej opieki nad gruntami leśnymi, rekultywacji i poprawy ich wartości użytkowej, o czym sta-

nowi art. 1 omawianej ustawy. W doktrynie podkreśla się, że zakresu przedmiotowego wymienionego powyżej nie należy traktować rozłącznie[6]. Na tle powyższego aktu prawnego gruntami leśnymi w rozumieniu ustawy są określone jako lasy w przepisach o lasach, zrekultywowane dla potrzeb gospodarki leśnej oraz pod drogami dojazdowymi do gruntów leśnych (zgodnie z art. 2 ust. 2 u.o.g.r.l).

Próba definicji lasu w ujęciu prawnym

Wobec powyższego należy podjąć rozważania nad próbą zdefiniowania lasów. Ustawodawca przewidział legalną definicję tych gruntów. Znajduje się ona w ustawie z dnia o 28 września 1991 r. o lasach[7]. Las jest to grunt o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi) - drzewami i krzewami oraz runem leśnym - lub przejściowo jej pozbawiony. W ostatnim przypadku musi jednak być przeznaczony do produkcji leśnej lub stanowiący rezerwat przyrody lub wchodzący w skład parku narodowego albo wpisany do rejestru zabytków (art. 3 ust. 1 pkt a), b), c) u.l.). Ponadto lasem w rozumieniu ustawy może być też grunt związany z gospodarką leśną, zajęty pod wykorzystywane dla potrzeb gospodarki leśnej: budynki i budowle, urządzenia melioracji wodnych, linie podziału przestrzennego lasu, drogi leśne, tereny pod liniami energetycznymi, szkółki leśne, miejsca składowania drewna, a także wykorzystywany na parkingi leśne i urządzenia turystyczne (art. 3 ust. 2 u.l.). Jak wskazuje się w literaturze przedmiotu definicja ta nie jest jednolita dla różnych aktów normatywnych obowiązujących w polskim porządku prawnym. W prezentowanym poglądzie doktryny nie jest wystarczające dla uznania określonego gruntu mianem lasu jeżeli jest on związany z gospodarką leśną. Muszą bowiem zaistnieć przesłanki ustawowe przywołane powyżej, tj. powinien stanowić obszar o określonej powierzchni – co najmniej 0,10 ha, który jest pokryty uprawami leśnymi[8]. Ponadto warto podkreślić także pogląd prezentowany w judykaturze, zgodnie z którym warunki określone w art. 3 ust. 1 pkt 1 lit. a), b) i c) nie muszą być spełnione[9]. Istotnym jest również, że las nie zawsze musi być przeznaczony do produkcji leśnej. Stanowisko to przedstawił Sąd Najwyższy w wyroku z dnia 28 stycznia 2010 r., zgodnie z którym nieruchomością leśną w rozumieniu art. 8 ust. 2 pkt 1 ustawy z dnia 24 marca 1920 r. o nabywaniu nieruchomości przez cudzoziemców jest między innymi nieruchomość o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryta roślinnością leśną (uprawami leśnymi) - drzewami i krzewami oraz runem leśnym i faktycznie wykorzystywana jako las w chwili zawarcia umowy sprzedaży - bez względu na to, czy jest przeznaczona do produkcji leśnej[10]. W związku z powyższym należy podkreślić powyższe twierdzenie, że definicja lasu jest wykorzystywana w wielu innych aktach prawa stanowionego. Ponadto, zgodnie z przeanalizowanymi poglądami Sądu Najwyższego bezspornym jest, że tylko określona przez ustawodawcę powierzchnia może decydować o zakwalifikowaniu gruntu jako „las”.

Przedstawiciele doktryny stoją na stanowisku, iż omawianego pojęcia nie można utożsamiać z definicją nieruchomości gruntowej bądź gruntu leśnego. Jednakże prawodawca uzależnił istnienie lasu od jego wykorzystywania dla prowadzenia gospodarki leśnej[11]. Konkludując, analiza przepisu stanowiącego czym w rozumieniu ustawy jest las uzależniona jest od współistnienia wymienionych powyżej przesłanek, spośród których jedną z nich jest powierzchnia, zaś drugą związania gruntu z gospodarką leśną. Nie bez znaczenia jest wpis użytku w ewidencji gruntów i budynków. Wówczas, gdyby grunt posiadał oznaczenie „Ls” lub „Lz”[12], ale nie był pokryty roślinnością leśną bądź przejściowo jej pozbawiony to według ustawodawcy zostanie zakwalifikowany jako las.

Kolejnym zagadnieniem związanym z definicją lasurozważanym w niniejszym artykule będzie gospodarka leśna. W tym przypadku także w u.l. ustawodawca zdecydował wprowadzić definicję legalną. Zgodnie z art. 6 ust.1 pkt 1) przez gospodarkę leśną rozumie się działalność leśną w zakresie urządzenia, ochrony i zagospodarowania lasu, utrzymania i powiększania zasobów i upraw leśnych, gospodarowania zwierzyną, pozyskiwania – z wyjątkiem skupu – drewna, żywicy, choinek, karpiny, kory, igliwia, zwierzyny oraz płodów runa leśnego, a także sprzedaż tych produktów oraz realizację pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Niewątpliwie wszystkie wymienione powyżej działalności są bezpośrednio związane z gruntem leśnym.

Prawne regulacje ochrony lasów w Polsce

Warto wskazać, iż na podstawie kryterium własności można wyróżnić lasy stanowiące własność Skarbu Państwa i lasy niestanowiące własności Skarbu Państwa. Niezależnie od zaprezentowanego podziału regulacje prawne dotyczące ochrony tych gruntów mają takie samo zastosowanie. W art. 5 u.l. wskazano, iż nadzór nad gospodarką leśną sprawują minister właściwy do spraw środowiska i starosta. Pierwszy z wymienionych organów zajmuje się opieką nad lasami stanowiącymi własność Skarbu Państwa, zaś drugi nad gruntami leśnymi, które nie wchodzą w skład zasobów nieruchomości Skarbu Państwa. W tym miejscu należy podkreślić, iż starosta w ramach powierzonych mu zadań własnych może wydawać decyzje określające obowiązki ochronne właścicieli lasów[13]. Reguluje to art. 9 ust. 2 u.l. W dyspozycji omawianej normy prawnej została uregulowana powszechna ochrona lasów. Jest ona realizowana poprzez kształtowanie równowagi w ekosystemach leśnych oraz podnoszenia naturalnej odporności drzewostanów. Zastosowanie tego przepisu jest niezależne od podmiotu posiadającego własność gruntów leśnych. Jednakże obowiązki, które wprowadza są nakładane na osoby fizyczne i prawne posiadające tytuł prawny do gruntów. Należy pokreślić, iż są one określone jedynie ogólnie. Dlatego też ustawodawca zdecydowała się je uszczegółowić, czego wyrazem są wymienione enumeratywnie pkt od 1-3 w art. 9 ust. 1. Wobec powyższego ochrona lasu przejawia się m.in. w wykonywaniu zabiegów profilaktycznych

i ochronnych zapobiegających powstawaniu i rozprzestrzenianiu się pożarów, zapobieganiu, wykrywaniu i zwalczaniu nadmiernie pojawiających się rozprzestrzeniających się organizmów szkodliwych oraz ochronę gleby i wód leśnych. Obowiązki te zostały wymienione przykładowo, nie jest to katalog zamknięty. W związku z powyższym należy je traktować rozszerzająco. I tak, prawodawca w ochronie przeciwpożarowej lasu odsyła do innego aktu prawnego, jakim jest rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 marca 2006 r. w sprawie szczegółowych zasad zabezpieczania przeciwpożarowego lasów[14]. W rozporządzeniu podzielono grunty leśne według odpowiedniej kategorii zagrożenia pożarowego, co ma usprawnić ochronę przeciwko pożarom.

Ponadto, kolejnym obowiązkiem jest zwalczanie i wykrywanie organizmów szkodliwych. Jednakże ustawa o lasach nie definiuje czym są „szkodniki”. Natomiast w literaturze przedmiotu podkreśla się, że chodzi tutaj o obowiązek profilaktyczny, aby chronić grunty leśne przed pojawieniem się tych organizmów[15].

Jak wskazał ustawodawca ochrona lasów polega także na ochronie gleby i wód leśnych. Działania te nie charakteryzują określonych obowiązków. Brak jest także ogólnego zakresu takich zachowań[16]. Dlatego też, należy szukać ich w ustawie z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych, jak również w ustawie z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne.

Na tle rozważań na gruncie ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. u.o.g.r.l wskazać należy, że organami zajmującymi się ochroną gruntów objętych niniejszym aktem prawnym są Dyrektor Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, starosta, organy gminy i marszałek województwa. Ponadto w sprawie gruntów leśnych położonych na terenie parku narodowego właściwym podmiotem realizującym zadania ochronne jest dyrektor parku narodowego. W prezentowanym poglądzie doktryny wskazuje się, iż działania wynikające z przepisów zawartych w omawianym akcie prawnym są rozbudowane. Mogą polegać na nakazywaniu wykonania określonych przedsięwzięć przeciwozyjnych bądź rekultywacji gruntów, które zostały zdegradowane bądź zniszczonych na tyle mocno, aby można było nazwać to dewastacją[17]. Niewątpliwie kolejnym czynnikiem wpływającym na ochronę lasów jest to, że tylko wskazane w u.o.g.r.l grunty mogą zostać przekwalifikowane na „grunty nieleśne”. Zgodnie z art 6 u.o.g.r.l., ustawodawca określił, że na cele nierolnicze i nieleśne można przeznaczać przede wszystkim grunty oznaczone w ewidencji gruntów jako nieużytki, a w razie ich braku - inne grunty o najniższej przydatności produkcyjnej. Ponadto również te, które w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego zostały przeznaczone na cele nieleśne[18].

Najnowszym rozwiązaniem dotyczącym ochrony lasów są normy prawne ustawy o lasach. Przepis 66 u.l. został wprowadzony do polskiego porządku prawnego ustawa z dnia 20 marca 2015 r. o zmianie ustawy o lasach oraz niektórych innych ustaw[19]. Jak podkreśla się w literaturze przedmiotu powyższa zmiana miała na celu wprowadzenie odpowiednich przepisów dotyczących ochrony lasów

w zakresie naruszeń wynikających z deliktów administracyjnych[20]. Podkreślenia wymaga fakt, iż na terenie całego globu są podobne normy, które typizują to samo naruszenie. Znajdują się one w dwóch aktach prawnych, które bezsprzecznie swoim zakresem obejmują ochronę gruntów leśnych i całego środowiska, w tym np.: lasów tropikalnych i innych. Są to:

- 1) rozporządzenie Rady (WE) nr 2173/2005 z 20 grudnia w sprawie ustanowienia systemu zezwoleń na przewóz drewna do Wspólnoty Europejskiej FLEGT[21];
- 2) rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 995/2010 z 20 października 2010 r. ustanawiającego obowiązki podmiotów wprowadzających do obrotu drewno i produkty z drewna[22].

Powyżej wskazane regulacje nakładają obowiązek na Państwa Członkowskie Unii Europejskiej, aby wskazało organy, które będą nadzorowały przestrzeganie przepisów wynikających z omawianych aktów prawodawstwa unijnego oraz jakie będą obowiązywały sankcje za nieprzestrzeganie przepisów. Polska obowiązek ten zrealizowała nowelizując prawo leśne w tym zakresie.

Do obowiązujących przepisów dodano art. 66a, który znajduje się w rozdziale 9A u.l. W przypadku deliktu z art. 66a ponosi odpowiedzialność ten, kto dokonuje przywozu na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej produktów z drewna wywiezionych z państw partnerskich, w przypadku gdy ich dostawa nie jest objęta zezwoleniem FLEGT. Natomiast zgodnie z art. 66b podmiot, który wbrew zakazowi określonemu w art. 4 ust. 1 rozporządzenia nr 995/2010, wprowadza do obrotu nielegalnie pozyskane drewno lub produkty z drewna., będzie ponosił sankcje administracyjne. Ponadto w kolejnym przepisie zostały ujęte trzy delikty[23]. Wszystkie dotychczas sytuacji, w której podmiot wprowadzający do obrotu drewno lub produkty z drewna obowiązany jest stosować:

- 1) środki i procedury zapewniających dostęp do informacji, o których mowa w art. 6 ust. 1 lit. a rozporządzenia nr 995/2010, lub
- 2) procedur oceny ryzyka, o których mowa w art. 6 ust. 1 lit. b rozporządzenia nr 995/2010, lub
- 3) procedury ograniczania ryzyka, o których mowa w art. 6 ust. 1 lit. c rozporządzenia nr 995/2010.

Wobec powyższego każdy podmiot, który nie stosuje powyżej określonych dyspozycji w normach prawnych będzie ponosił odpowiedzialność w postaci obowiązku uiszczenia kary pieniężnej podanej w ustawie.

Warto również wskazać, że podmiotami wymierzającymi karę pieniężną są właściwy naczelnik urzędu celnego, ustalając ją w drodze decyzja z tytułu naruszenia art. 66a. Natomiast drugim podmiotem jest właściwy wojewódzki inspektor ochrony środowiska, który również wydaje decyzję osobom naruszającym przepis 66b-66e.

Podsumowanie

Konkludując, regulacje prawne w zakresie ochrony lasów w Polsce są szeroko rozbudowane. Jest wiele aktów normatywnych, w których ustawodawca zdecydował się wprowadzić przepisy dotyczące działań ochronnych tych gruntów.

Ponadto należy wskazać, iż dla podjętych powyżej rozważań bezwzględne znaczenie ma definicja lasu i gospodarki leśnej. Nie bez znaczenia jest fakt, iż poglądy doktryny i judykatury różnią się wzajemnie w tej kwestii. Jednakże, lasem w rozumieniu regulacji dotyczących jego ochrony będzie grunt o zwartej powierzchni co najmniej bądź równoważności 0,10 ha. Powinien być pokryty roślinnością leśną (drzewami, krzewami) lub jej czasowo pozbawiony. Również są to nieruchomości gruntowe związane z gospodarką leśną lub przeznaczone do produkcji leśnej.

Wobec powyższego lasem w rozumieniu ustawy będzie każdy grunt, który spełnia powyższe przesłanki niezależnie od podmiotu, który posiada prawo własności tego użytku. Ustawodawca przewidział konieczność klasyfikacji określonego gruntu, jeżeli w ewidencji gruntów i budynków jest zakwalifikowany jako las.

W konsekwencji prawne regulacje dotyczące ochrony mogą polegać na różnorodnych funkcjach, np.: prewencyjnych – w celu zapobiegania rozprzestrzenianiu się organizmów szkodzących lub ochronie przeciwpożarowej. Ponadto mogą polegać na nakazywaniu wykonania określonych przedsięwzięć przeciwerozyjnych bądź rekultywacji gruntów leśnych. Bezsprzecznym jest to, że ochrona ta opiera się także na normach prawnych zakazujących określonego działania. W celu lepszej efektywności działania przepisów dotyczących deliktów w prawie administracyjnych zawartych w u.l. przewidziano sankcję w postaci kary pieniężnej.

W moim przekonaniu, w świetle obecnego stanu prawnego zasadnym, wydaje się wprowadzenie kompleksowej regulacji dotyczącej prawnej ochrony gruntów leśnych w Polsce bądź wskazania w podstawowym akcie normatywnym dotyczącym lasów – odpowiednich odesłań do norm prawnych zawartych w innych ustawach, aby przepisy regulujące tak szerokie zagadnienie były precyzyjne i czytelne dla każdego zainteresowanego podjętym tematem.

Literatura

- [1] Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 kwietnia 1997 r., Dz. U. Nr 78, poz. 483.
- [2] Red. M. Safjan, L. Bosek, Konstytucja RP. Tom I Komentarz do art. 1-86, dostęp Legalis.
- [3] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska, Dz. U. z 2016 r., poz. 672.
- [4] B. Wierzbowski, B. Rakoczy, Prawo ochrony środowiska. Zagadnienia podstawowe, Wolters Kluwer, Warszawa 2015, s. 16-17.
- [5] Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych, Dz. U. z 2015 r., poz. 909, dalej jako: „u.o.g.r.l”
- [6] J. Bieluk, D. Łobos-Kotowska, Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Komentarz, C.H. Beck, Warszawa 2015, s. 7.
- [7] Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach, Dz. U. z 2015 r., poz. 2100, dalej jako: „u.l.”.
- [8] M. H. Ziemblicki, Uwarunkowania prawne nadzoru nad lasami niestanowiącymi własności Skarbu Państwa [w:] red. T. Mróz, Białostockie Studia Prawnicze, Zeszyt 18, Białystok 2015, s. 297-298.
- [9] Wyrok SN z dnia 28 stycznia 2008 r., sygn. akt IV CSK 353/08, Legalis nr: 236402.
- [10] Wyrok SN z dnia 28 stycznia 2010 r., sygn. akt I CSK 258/09, Legalis nr: 338387.
- [11] B. Rakoczy, Ustawa o lasach. Komentarz, Wolters Kluwer, Warszawa 2011, s. 26-27.
- [12] Zob. § 68 ust. 2 pkt 1) i 2) Rozporządzenia Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa z dnia 29 marca 2001 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków, Dz. U. z 2016 r., poz. 1034.
- [13] A. Habuda, Prawna definicja lasu i kategoryzacja lasów [w:] D. Danecka, A. Habuda, W. Radecki, J. Rotko, Polskie prawo leśne, Difin, Warszawa 2016, s. 114-115.
- [14] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 marca 2006 r. w sprawie szczegółowych zasad zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów, Dz. U. z 2006 r., Nr 82, poz. 573 ze zm.
- [15] B. Rakoczy, Ustawa o lasach..., op. cit., s. 57-58.
- [16] Ibidem, s. 58-59.
- [17] M. Nowak, Ochrona gruntów rolnych i leśnych – podstawowe zasady, Nieruchomości 2014, Nr 6, s. 20.
- [18] M. Wolanin, Podziały, scalenia i rozgraniczenia nieruchomości oraz procedury ewidencyjne, C.H. Beck, Warszawa 2016, dostęp Legalis.

-
- [19] Ustawa z dnia 20 marca 2015 r. o zmianie ustawy o lasach oraz niektórych innych ustaw, Dz. U. z 2015 r., poz. 671.
 - [20] W. Radecki, Odpowiedzialność w prawie leśnym [w:] . Danecka, A. Habuda, W. Radecki, J. Rotko, Polskie prawo leśne, Difin, Warszawa 2016, s. 306.
 - [21] Rozporządzenie Rady (WE) nr 2173/2005 z 20 grudnia w sprawie ustanowienia systemu zezwoleń na przewóz drewna do Wspólnoty Europejskiej FLEGT, Dz. Urz. UE L 347 z 30 grudnia 2005 r. ze zm.
 - [22] Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 995/2010 z 20 października 2010 r. ustanawiającego obowiązki podmiotów wprowadzających do obrotu drewno i produkty z drewna, Dz. Urz. UE L 295 z 12 listopada 2010 r., dalej jako: „rozporządzenie nr 995/2010”.
 - [23] W. Radecki, Odpowiedzialność..., op. cit. s. 307.