

NOWOCZESNE ROZWIĄZANIA W OCHRONIE ŚRODOWISKA

ZAGADNIENIA WYBRANE

Redakcja: Agnieszka Pilarska, Krzysztof Pilarski



Lublin 2023

Nowoczesne rozwiązania w ochronie środowiska. Zagadnienia wybrane

Nowoczesne rozwiązania w ochronie środowiska. Zagadnienia wybrane

Redakcja:
Agnieszka Pilarska
Krzysztof Pilarski

Lublin 2023

**Wydawnictwo Naukowe TYGIEL składa serdeczne podziękowania
zespołowi Recenzentów za zaangażowanie w dokonane recenzje
oraz merytoryczne wskazówki dla Autorów.**

Recenzentami niniejszej monografii byli:

- prof. dr hab. inż. Sławomir Kurpaska
- dr hab. Bożena Czech, prof. UMCS
- dr hab. Barbara Futa
- dr hab. Piotr Gauden, prof. UMK
- dr hab. inż. Maciej Karpowicz, prof. UwB
- dr hab. Dorota Matuszko, prof. UJ
- dr hab. inż. Kamil Śmierciew, prof. PB
- dr hab. inż. Dorota Wójcicka-Migasiuk, prof. PL
- dr hab. Małgorzata Wrzesień
- dr hab. inż. Elwira Zajusz-Zubek
- dr inż. Tomasz Bury
- dr Paulina Jachimowicz-Jankowska
- dr inż. Anna Kowalska
- dr inż. Amelia Staszowska
- dr inż. Radosław Szczerbowski

Wszystkie opublikowane rozdziały otrzymały pozytywne recenzje.

Skład i łamanie:
Monika Maciąg

Projekt okładki:
Marcin Szklarczyk

Korekta:

© Copyright by Wydawnictwo Naukowe TYGIEL sp. z o.o.

ISBN 978-83-67881-01-2

Wydawca:
Wydawnictwo Naukowe TYGIEL sp. z o.o.
ul. Głowackiego 35/341, 20-060 Lublin
www.wydawnictwo-tygiel.pl

Spis treści

Dorota Gryglik, Szymon Darznik

Interdyscyplinarność kluczem do rozwoju energetyki jądrowej w Polsce 7

Henryk Wojtaszek

Zarządzanie działaniami w kierunku OZE. Ochrona środowiska – rozwiązania i perspektywy 23

Jacek Gawina, Konrad Tarasiewicz, Jacek Kuszner

Analiza wpływu lokalizacji i warunków klimatycznych na temperaturę i pracę paneli PV elektrowni hybrydowej Wydziału Elektrycznego PB 35

Katarzyna Myślińska, Marek Bogacki

Zastosowanie wielokryterialnych analiz przestrzennych w procesie wyznaczania lokalizacji farm fotowoltaicznych z magazynami energii na przykładzie gminy Nieporęt 49

Jakub Kostecki, Kacper Żuraw, Jakub Wyka, Wiktor Dudziak

Uwarunkowania środowiskowe lokalizacji farm fotowoltaicznych na obszarach rolniczych w Polsce 66

Jan Dobkowski, Anna Justyna Werner-Juszczuk

Wykorzystanie kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków jednorodzinnych 81

Przemysław Gawęda

Rozwój miast, a zmiany klimatu – działania proekologiczne – zielona infrastruktura szansą na przyjazne środowisko miejskie 95

Joanna Czerpak, Bartosz Józef Bomba

Skład chemiczny śniegu miasta Lublin jako indykator zanieczyszczenia środowiska 107

Aleksandra Kozłowska, Agata Bober

Bioindykacja w badaniu oddziaływania kanalizacji deszczowej na odbiornik – rzekę Bystrzycę 128

Magdalena Podbielska, Justyna Gorzkiewicz, Judyta Jasińska, Ewa Szpyrka

Wpływ mikro- i nanoplastiku na organizmy wodne ze szczególnym uwzględnieniem mikroalg 141

Alina Pohl, Michał Bodzek

Usuwanie mikro- i nanoplastików ze środowiska wodnego 159

Patrycja Ozga-Gwóźdź	
Zależność wyboru zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach a czystość środowiska naturalnego	194
Piotr Holnicki, Andrzej Kałuszko, Zbigniew Nahorski	
Prognoza jakości powietrza w Warszawie na koniec bieżącej dekady	211
Jarosław Zubrzycki, Magdalena Przybylska-Fronc	
Koncepcja niskobudżetowej stacji monitorującej stan powietrza	223
Katarzyna Kauch, Mateusz Halladin, Natalia Patoń, Julia Rytczak, Mateusz Szczęsny, Agnieszka Palmowska, Ewa Brągoszewska	
Ocena efektywności działania urządzeń oczyszczających powietrze wewnętrzne w zakresie usuwania szkodliwych czynników biologicznych (SCB)	230
Dorota Pikuła	
RENURE – nowy nawóz na redukcję azotu w środowisku	239
Indeks Autorów	250

Interdyscyplinarność kluczem do rozwoju energetyki jądrowej w Polsce

1. Wprowadzenie

Coraz wyraźniej widoczne skutki mającego miejsce globalnego ocieplenia klimatu oraz niepewna sytuacja polityczno-gospodarcza na świecie, która w ostatnim czasie obnażyła niebezpieczeństwa związane z koniecznością importu paliw, skłaniają do zintensyfikowania działań dążących do zapewnienia niezależności energetycznej państw.

Artykuł porusza tematykę rozwoju energetyki jądrowej w Polsce. Ze względu na pozytywną rolę, jaką może ona odegrać w walce ze zmianami klimatycznymi oraz we wzmocnieniu bezpieczeństwa energetycznego kraju, po wielu latach przerwy powrócono do planowania pierwszej polskiej elektrowni jądrowej. Z reguły głównym zadaniem takiej elektrowni jest wytwarzanie energii elektrycznej, jednak ciepło wytwarzane przez reaktory jądrowe może być również wykorzystywane w różnych procesach przemysłowych i do ogrzewania pomieszczeń. Dodatkowo, reaktory jądrowe mogą służyć do badań naukowych i produkcji izotopów do celów diagnostycznych i terapeutycznych.

Zwrócono uwagę na fakt, że w warunkach polskich energetyka jądrowa, oprócz tradycyjnego wytwarzania energii elektrycznej dla domów, przedsiębiorstw i przemysłu, mogłaby również znaleźć zastosowanie (szczególnie w postaci reaktorów mniejszej mocy) m.in. przy produkcji wodoru, niezbędnego w zakładach petrochemicznych lub azotowych. Zmniejszyłoby to konieczność importu gazu ziemnego, a tym samym zwiększyłoby niezależność energetyczną kraju a także jego stabilność i niezależność gospodarczą co, w obecnych warunkach geopolitycznych, jawi się być szczególnie istotne.

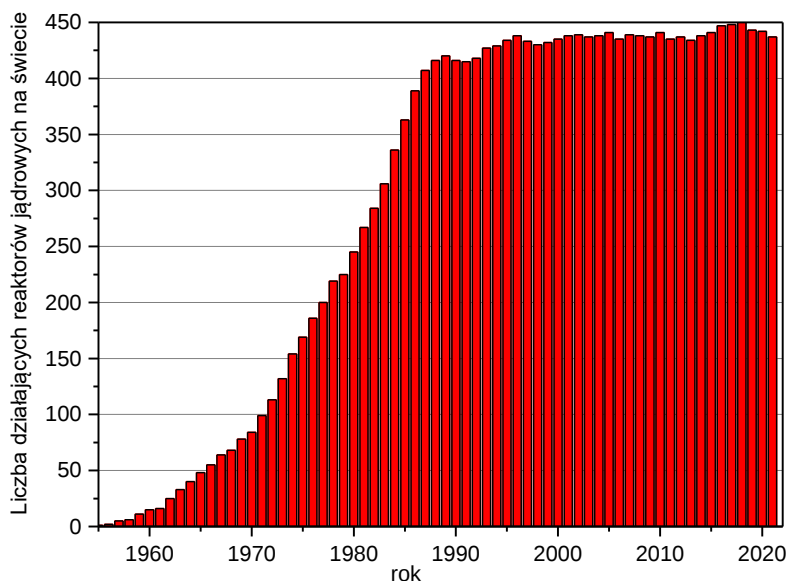
W artykule przeanalizowano ekonomiczne, ekologiczne oraz społeczne aspekty budowy elektrowni jądrowych. Dokonano porównania emisji zanieczyszczeń pochodzących z energetyki jądrowej, elektrowni węglowych i wybranych odnawialnych źródeł energii pokazując, że energetyka jądrowa wspomaga obniżenie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery oraz wywołuje mniejsze szkody środowiskowe niż wykorzystywanie tradycyjnych źródeł energii.

2. Energetyka jądrowa na świecie

Rozwój energetyki jądrowej rozpoczął się w latach 50. ubiegłego stulecia i do połowy lat 80. następował niezwykle intensywnie (rys. 1). W ciągu 30 lat liczba reaktorów jądrowych na świecie wzrosła do 420, co, zważywszy na stopień skomplikowania technologii i procedur formalno-prawnych wymaganych do wybudowania i uruchomienia elektrowni jądrowej, jest wynikiem niezwykle imponującym. Od 1989 roku rozwój energetyki jądrowej gwałtownie przyhamował i, od tego czasu, liczba reaktorów utrzymuje się na względnie stałym poziomie, osiągnąwszy maksymalną wartość 450 w roku 2018.

¹ dorota.gryglik@p.lodz.pl, Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, Politechnika Łódzka, www.bais.p.lodz.pl.

² szymon.darznik@edu.p.lodz.pl, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, Politechnika Łódzka, www.bais.p.lodz.pl.

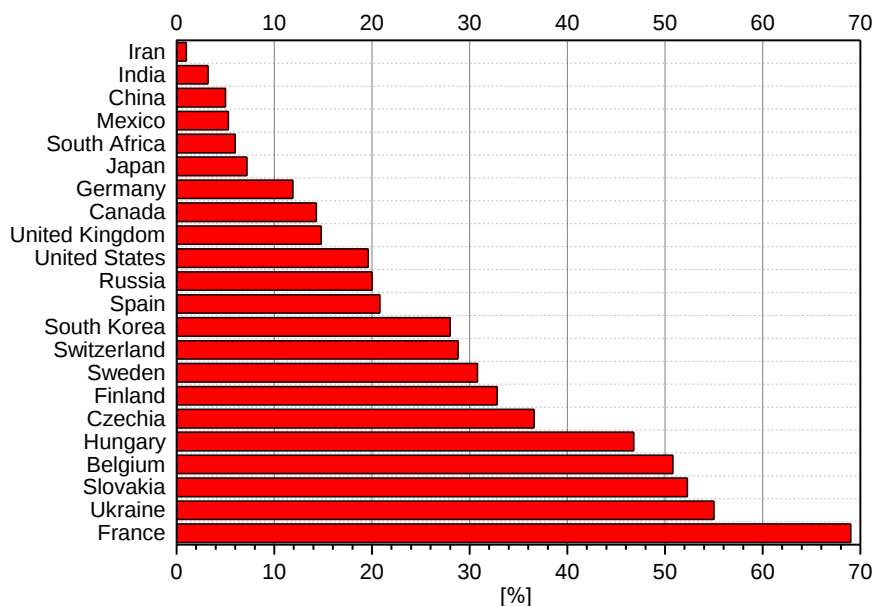


Rysunek 1. Zmiany w liczbie działających reaktorów jądrowych na świecie na przestrzeni lat 1954-2021.
Opracowanie własne na podstawie danych opublikowanych przez Statista Research Department [1]

W odpowiedzi na obecny kryzys, w niektórych krajach, które produkowały dużo energii w elektrowniach jądrowych, a po 2011 roku wycofały się z produkcji energii jądrowej na rzecz zwiększenia produkcji energii ze źródeł odnawialnych, inwestycje w energetykę jądrową znów wracają do łask. Pojawiły się zapowiedzi przedłużenia żywotności istniejących reaktorów a także budowy nowych, np. w Japonii i we Francji, gdzie w roku 2011 bardzo drastycznie zareagowano na katastrofę elektrowni w Fukushimie. W chwili obecnej, największy na świecie program budowy nowych elektrowni jądrowych realizowany jest w Chinach.

W 2021 roku skumulowana moc elektrowni jądrowych działających na świecie osiągnęła około 389,5 GWe. Podobnie, jak w latach poprzednich, na „wielką piątkę” krajów wytwarzających energię jądrową – USA, Chiny, Francję, Rosję i Koreę Południową – przypadało prawie 71% światowej produkcji [2]. Według stanu na lipiec 2022 roku, pod względem mocy elektrowni jądrowych, wiodącymi na świecie krajami były USA, Francja i Chiny, natomiast jeżeli chodzi o stopień pokrycia własnego zapotrzebowania na energię przez energetykę jądrową dominowała Francja, Ukraina i Słowacja [3].

Na rysunku 2 przedstawiono procentowy udział energii jądrowej w całkowitej krajowej produkcji energii elektrycznej w wybranych krajach w 2021 roku.



Rysunek 2. Udział energii jądrowej w całkowitej krajowej produkcji energii elektrycznej w wybranych krajach w 2021 roku [%] Opracowanie własne na podstawie danych opublikowanych przez Statista Research Department [3]

Według danych dostępnych w systemie informacji o reaktorach mocy (PRIS) Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej (MAEA), obecnie (stan na 31.03. 2023 roku) na świecie pracują 423 reaktory energetyczne o łącznej mocy elektrycznej 378,912 GW, praca 17 reaktorów jest czasowo zawieszona a 56 kolejnych (o łącznej mocy 58,595 GW) jest w trakcie budowy. Ponadto, w planach są 103 reaktory o łącznej mocy 106 GW [4].

Tymczasem, mimo rosnącej świadomości szkodliwości spalania paliw kopalnych wciąż pozostają one dominującym źródłem wytwarzania energii elektrycznej na świecie. W 2021 roku udział węgla w globalnym miksie energetycznym wynosił około 36,5%, gazu ziemnego 22% a udział niskoemisyjnej energii jądrowej w globalnej produkcji energii elektrycznej brutto spadł w roku 2021 do poziomu 9,8% – najniższego od około czterech dekad (ponad 40% poniżej szczytowego poziomu 17,5% z 1996 roku) [5, 6].

3. Zalety i wady wykorzystywania energetyki jądrowej

Każda zmiana miksu energetycznego powinna następować w wyniku wyważenia zysków i zagrożeń. Dlatego też, przystępując do realizacji programu rozwoju energetyki jądrowej w Polsce, dobrze jest mieć świadomość mocnych i słabych stron tego procesu. W tabeli 1 przedstawiono kluczowe zalety i wady wytwarzania energii w elektrowniach jądrowych.

Istotną zaletą wytwarzania energii w elektrowniach jądrowych jest stabilność i przewidywalność produkcji. Mogą one pracować z pełną mocą niemal bez przerwy, zapewniając ciągłą i niezawodną podaż energii. Daje to ogromną przewagę nad jej głównymi konkurentami – źródłami odnawialnymi – wśród których technologie najprężniej się obecnie rozwijające, czyli fotowoltaika i energetyka wiatrowa, nie mogą stanowić samodzielnego typu zasilania ze względu na brak możliwości zapewnienia ciągłości

dostaw energii i konieczność zasilania rezerwowego podczas niekorzystnych warunków atmosferycznych. Niebagalne znaczenie ma również niezwykle wysoka wartość opałow paliwa jądrowego, większa o kilka rzędów wielkości od najbardziej energetycznych paliw kopalnych (tab. 2). Przy tak dużej wydajności wytwarzanie energii w elektrowniach jądrowych stanowi bardzo małe obciążenie dla środowiska. Jej jednostkowe emisje wynoszą poniżej 100 g CO₂eq na kWh w całym cyklu życia [7]. Szacuje się, że w ciągu ostatnich pięćdziesięciu lat wykorzystanie energii jądrowej ograniczyło globalne emisje CO₂ o około 70 Gt i nadal pozwala uniknąć emisji ponad 1 Gt CO₂ każdego roku pozostając drugim, po energii wodnej, źródłem niskoemisyjnej energii elektrycznej [8]. Wobec rosnącej w postępie geometrycznym liczby ludności świata, coraz większego znaczenia nabiera również fakt, że wytwarzanie energii w elektrowniach jądrowych wymaga znikomo małych powierzchni w stosunku do np. elektrowni słonecznych, wiatrowych czy uprawy biomasy.

Tabela 1. Zalety i wady wykorzystywania energii jądrowej

Zalety	Wady
Długoterminowa stabilność i przewidywalność produkcji energii	Wrażliwość na wypadki (intencjonalne i niezamierzone) o trudnych do przewidzenia konsekwencjach
Wysoka gęstość energii	Obawy społeczeństwa
Niska emisja gazów cieplarnianych	Spadek konkurencyjności cenowej (wysokie koszty kapitałowe)
Mała powierzchnia w przeliczeniu na ilość wytwarzanej energii	Konieczność zagospodarowania odpadów radioaktywnych
Możliwość przeróbki zużytego paliwa oraz recykling uranu i plutonu	Długie procedury

Źródło: opracowanie własne.

Jednak, jak pokazały ostatnie lata, rozważając inwestycje w energetykę jądrową głównym wyzwaniem jest akceptacja społeczna. Nie można nie doceniać siły obaw społeczeństwa. Na nasze wyobrażenia o braku bezpieczeństwa wykorzystywania energii jądrowej duży wpływ miały dwa wypadki: awaria w Czarnobylu w 1986 roku oraz w Fukushima w roku 2011. Jednak liczba osób, które zginęły w wyniku tych katastrof jest niewielka w porównaniu z milionami ludzi, którzy co roku umierają z powodu wydobywania i spalania paliw kopalnych. Wskaźnik zgonów występujących z powodu źródeł energii (mierzony jako liczba zgonów z powodu zanieczyszczenia powietrza i wypadków na terawatogodzinę (TWh) produkcji energii) wskazuje, że energia jądrowa powoduje ok. 99,9% mniej zgonów niż węgiel brunatny; ok. 99,8% mniej niż węgiel kamienny; ok. 99,7% mniej niż ropa naftowa i ok. 97,6% mniej niż gaz [9]. Istotnym wyzwaniem rozwoju energetyki jądrowej są powstające odpady radioaktywne. Wciąż są czynione postępy w zakresie opracowywania nowych cykli paliwowych, technologii reaktorów oraz zabezpieczania i składowania odpadów, które rozwiązują niektóre z tych problemów. Zużyte paliwo nuklearne może być powtórnie użyte poprzez ponowne przetworzenie, minimalizując tym samym ilość powstających odpadów i negatywny wpływ tej technologii na środowisko. Pomimo tak optymistycznych statystyk należy mieć na uwadze, że elektrownie jądrowe zawsze będą stanowić strategicznie wrażliwe punkty ze względu na niemożliwe do przewidzenia konsekwencje ewentualnych awarii czy wypadków związanych z ich funkcjonowaniem. Reaktory jądrowe i związane

z nimi magazyny wypalonego paliwa są szczególnie narażone w czasie konfliktu zbrojnego oraz wrażliwe na, coraz częstsze w czasach kryzysu klimatycznego i ekstremalnych zjawisk pogodowych, klęski żywiołowe.

Istotną kwestią są również aspekty ekonomiczne wykorzystania energii jądrowej. Od kilku lat, ze względu ciągle doskonalenie technologii i wzrost skali i konkurencyjności użycia, systematycznie spadają w skali globalnej koszty technologii energii odnawialnej, co również wpływa na wyhamowanie rozwoju energetyki jądrowej. Jak wynika z raportu World Nuclear Industry Status Report z roku 2022, koszt wytworzenia energii słonecznej wynosi od 36 do 44 dolarów za megawatogodzinę, koszt wytworzenia energii wiatrowej na lądzie to 29-56 dolarów za MWh a wyprodukowanie 1 MWh energii w elektrowni jądrowej kosztuje od 112 do 189 dolarów [2]. Opublikowana w październiku 2021 roku przez amerykańską firmę Lazard najnowsza roczna analiza LCOE 15.0 (ang. *Levelized Cost of Energy* – liczony jako ekonomiczna ocena średniego całkowitego kosztu budowy i eksploatacji ośrodka wytwarzania energii w całym okresie jego użytkowania, podzielona przez całkowitą produkcję energii z danego źródła trwałego w tym okresie) wskazuje na rosnącą konkurencyjność kosztową niektórych technologii energii odnawialnych na zasadzie subsydiowania [10]. Według dostępnych danych, w latach 2009-2021, koszty energii słonecznej spadły o ok. 90%, energii wiatrowej o ok. 72%, a koszty energii jądrowej produkowanej w nowobudowanych elektrowniach wzrosły o ok. 36% i różnica ta wciąż się powiększa [2].

W kontekście dążenia do zmniejszania emisyjności przemysłu energetycznego oparcie transformacji energetycznej na rozwoju energetyki jądrowej nie nadąży za potrzebą zmian. Procedury związane z inwestycjami w energetykę jądrową są (szczególnie w przypadku dużych elektrowni) niezwykle skomplikowane i czasochłonne a, tymczasem, istniejące elektrownie zasilane paliwami kopalnymi nadal emitują CO₂ w oczekiwaniu na ich zastąpienie. Dlatego wart rozważenia jest rozwój energetyki jądrowej opartej na małych reaktorach modułowych pełniących funkcję wspomagającą w różnych gałęziach gospodarki.

4. Historia energetyki jądrowej w Polsce

Koncepcja budowy elektrowni jądrowej w Polsce pojawiła się już w latach 50. ubiegłego wieku. Prace budowlane rozpoczęły się w kwietniu 1982 roku w Żarnowcu w województwie pomorskim. Tymczasem, w 1989 roku, mimo znacznego stopnia zaawansowania, budowa została wstrzymana, a w grudniu 1990 roku inwestycja została podana w stan likwidacji z powodu braku możliwości jej finansowania wynikającego z kryzysu gospodarczego będącego następstwem transformacji gospodarczo-ustrojowej oraz protestów opinii publicznej po katastrofie elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku. W roku 2005 powrócono do tematu energetyki jądrowej w dokumencie „Polityka energetyczna Polski do 2025 roku” [11], w którym sygnalizowano potrzebę budowy elektrowni jądrowej ze względu na konieczność dywersyfikacji źródeł energii i ograniczenia emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. Temat jednak nie został rozwinięty aż do roku 2014, kiedy to rząd przyjął tzw. Program polskiej energetyki jądrowej (PPEJ), zakładający uruchomienie elektrowni jądrowej w 2024 roku [12]. Prace się jednak opóźniały i dopiero 2 października 2020 roku Rada Ministrów przyjęła uchwałę w sprawie aktualizacji programu i powrócono do planowania pierwszej polskiej elektrowni jądrowej [13]. Realizację programu umożliwi wpisanie budowy elektrowni jądrowych w długoterminowej

strategii energetycznej państwa – Polityce Energetycznej Polski do 2040 r. (PEP2040), która została przyjęta w lutym 2021 roku [14].

Ponadto, 13 kwietnia 2023 roku weszła w życie nowelizacja ustawy z roku 2011 o przygotowaniu i realizacji inwestycji w zakresie obiektów energetyki jądrowej oraz inwestycji towarzyszących, która, z założenia, powinna usprawnić formalnoprawną stronę procesu inwestycyjnego, co umożliwi przyspieszenie realizacji projektów oraz przełożyć się na niższe koszty inwestycji [15].

Obecny harmonogram rozwoju energetyki jądrowej w Polsce przewiduje budowę 2 elektrowni jądrowych o łącznej mocy od 6 do 9 GWe, z których każda będzie złożona z 3 reaktorów generacji III+. Rozpoczęcie budowy planowane jest na rok 2026, a oddanie pierwszego reaktora na rok 2033. W dniu 22 lutego 2023 roku Polskie Elektrownie Jądrowe podpisały umowę pomostową (Bridge Contract) z amerykańską firmą Westinghouse Electric Company na prace przedprojektowe dla pierwszej polskiej elektrowni jądrowej działającej w oparciu o wodne ciśnieniowe reaktory jądrowe AP1000®. Obecnie preferowaną lokalizacją elektrowni jest Lubiatowo-Kopalino w gminie Choczewo w województwie pomorskim.

5. Rola wodoru we współczesnym świecie

5.1. Wodór jako nośnik energii

Wodór jest świetnym nośnikiem energii. Ma najwyższą spośród wszystkich paliw (nie uwzględniając pierwiastków promieniotwórczych) gęstość energetyczną w przeliczeniu na masę (ok. 2,5-3 razy wyższą niż benzyna, ok. 2,7-3,2 razy wyższą niż olej napędowy czy ropa naftowa, ok. 5-6 razy wyższą niż węgiel kamienny oraz ok. 7,5-8,9 razy wyższą niż suche drewno opałowe – tabela 2) [16].

Tabela 2. Wartości opałowe wybranych nośników energii

NOŚNIK ENERGII	WARTOŚĆ OPAŁOWA MJ/kg	NOŚNIK ENERGII	WARTOŚĆ OPAŁOWA MJ/kg
Wodór	120 - 142	Ropa naftowa	42 - 47
Gaz ziemny	42 - 55	Węgiel kamienny	> 23,9
Benzyna	44 - 46	Węgiel brunatny	< 17,4
Olej napędowy	42 - 46	Drewno opałowe	16

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych udostępnianych przez World Nuclear Association [16].

Pomimo tak wysokiego potencjału energetycznego zastosowanie wodoru w energetyce nie jest jeszcze rozpowszechnione. Problemem jest fakt, że wodór jest najmniej szą i najlżejszą cząsteczką chemiczną, przez co trudno jest zmagazynować dużą jego masę. W praktycznym, wielkoskalowym wykorzystaniu wodoru jako paliwa przeszkodą jest więc jego przechowywanie i transport, do czego wymagane są niezwykle szczelne i wytrzymałe pojemniki gwarantujące utrzymanie wysokiego ciśnienia (70MPa) i/lub niskiej temperatury (-253°C). Obecnie rozwijane są technologie oparte na fizycznym lub chemicznym wiązaniu wodoru z innymi związkami chemicznymi (np. fullerenami lub nanorurkami węglowymi), gdzie proces magazynowania wodoru opiera się na jego reakcji z wybranym związkiem chemicznym, co nie wiąże się z wysrubowanymi wymaganiem dotyczącymi temperatury czy ciśnienia [17].

5.2. Wodór w innych sektorach gospodarki

Oprócz dużego potencjału energetycznego wodoru jest on również niezbędnym surowcem w wielu dziedzinach gospodarki, filarem dzisiejszego przemysłu.

Przykładem wykorzystywania wodoru na olbrzymią skalę są rafinerie i zakłady azotowe. W rafineriach służy on m.in. do odsiarczania paliw i przerobu ciężkich frakcji ropy naftowej. W Polsce, ze względu na szeroko rozwinięty przemysł produkcji nawozów azotowych, pełni również kluczową rolę jako najważniejszy surowiec do produkcji amoniaku.

Jednak wodór jest niezwykle istotnym surowcem również w innych sektorach przemysłu. Jest niezbędny w wielu procesach syntezy chemicznej, zwłaszcza do produkcji metanolu oraz syntetycznych węglowodorów. Przemysł metalurgiczny wykorzystuje wodór do redukcji rud metali. W przemyśle spożywczym stosuje się go jako dodatek do żywności bądź niezbędny substrat do utwardzania margaryn. Od początku ery lotów kosmicznych wodór służył jako paliwo raketowe. Obecnie, duże nadzieje pokłada się w wodorze jako przyszłości sektora transportowego.

Zestawienie najistotniejszych zastosowań wodoru w różnych gałęziach gospodarki przedstawia tabela 3.

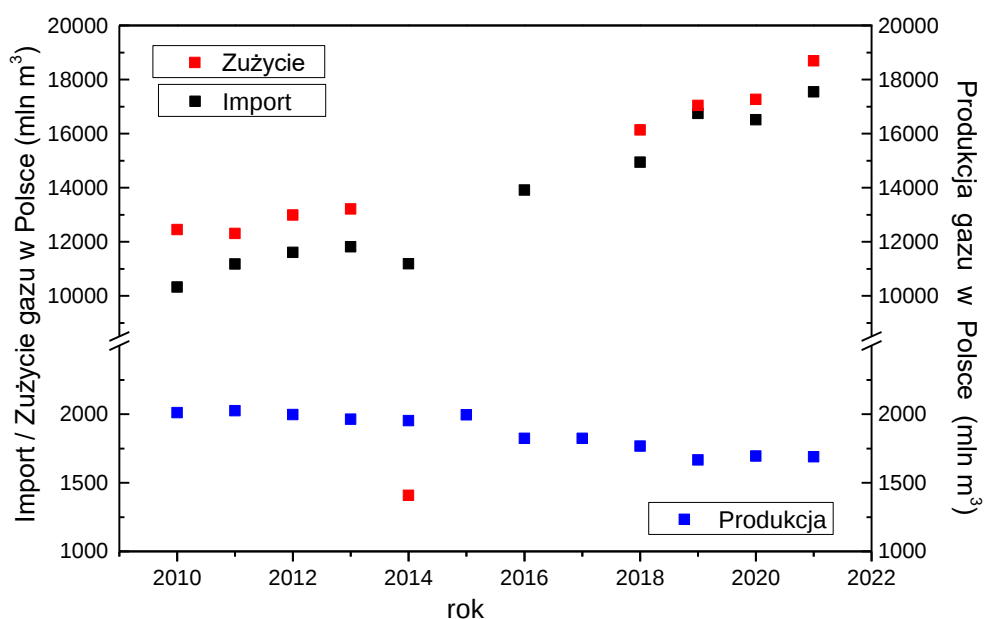
Tabela 3. Przykłady zastosowań wodoru w wybranych sektorach przemysłu

PRZEMYSŁ	ZASTOSOWANIE WODORU
CHEMICZNY	• stosowany jako surowiec do syntezy amoniaku (produkcja nawozów azotowych i tworzyw sztucznych) • stosowany jako surowiec do produkcji metanolu, kwasu solnego, węglowodorów syntetycznych
PETROCHEMICZNY	• stosowany w celu obniżenia w paliwach zawartości związków siarki, azotu oraz tlenu i wysycenia wiązań nienasyconych, które obniżają stabilność paliwa (hydrorafinacja) • stosowany do rozkładu długich węglowodorów alifatycznych zawartych w ciężkich frakcjach ropy naftowej na związki o krótszych łańcuchach węglowych w celu wytworzenia benzyny i olejów lekkich (hydrokraking) • stosowany w celu podniesienia liczby oktanowej paliwa (reforming benzyny)
METALURGICZNY	• stosowany jako reduktor rudy zawierającej tlenki żelaza do żelaza surowego (produkcja stali)
SPOŻYWCZY	• stosowany jako dodatek do żywności E949 (ochrona przed utlenianiem w szczelnych opakowaniach). • stosowany jako czynnik chłodzący do zamrażania żywności • stosowany do utwardzania wielonienasyconych ciekłych tłuszczów roślinnych (podczas produkcji margaryn)
JUBILERSKI	• stosowany w palnikach tlenowo-wodorowych do precyzyjnego cięcia i obróbki metali
MOTORYZACYJNY	• stosowany do bezpośredniego zasilania pojazdów poprzez spalanie go w specjalnie dostosowanych silnikach spalinowych • stosowany do produkcji energii elektrycznej w tzw. ogniwach paliwowych
KOSMICZNY	• stosowany jako paliwo napędowe w raketach i promach kosmicznych

FARMACEUTYCZNY	• stosowany do produkcji leków
KOSMETYCZNY	• stosowany do dokładnego oczyszczania składników preparatu • stosowany do zabiegów pielęgnacyjnych

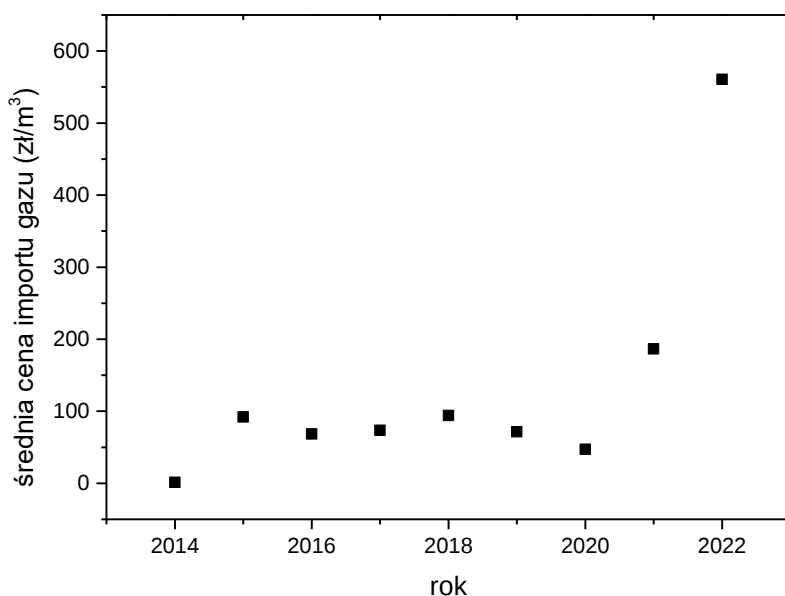
Źródło: opracowanie własne.

Tymczasem, niezbędny do produkcji wodoru gaz ziemny jest w Polsce, niemal w całości, importowany i wielkość tego importu (stosownie do zapotrzebowania) ciągle rośnie. Na rysunku 3 przedstawiono zmiany wielkości importu i zużycia gazu ziemnego w Polsce w okresie od 2010 do 2021 roku w odniesieniu do poziomu jego rodzimej produkcji. Zarówno import, jak i zużycie tego medium na przestrzeni analizowanego okresu wzrosły o ok. 70%, podczas gdy wielkość krajowej produkcji w tym czasie spadła o ok. 16%, zmniejszając tym samym stopień naszej niezależności w tym zakresie [18]. W tym samym 2021 roku średni wskaźnik zależności UE od importu gazu ziemnego wyniósł 83% [19].



Rysunek 3. Zmiany w wielkości importu i zużycia gazu ziemnego w Polsce oraz jego produkcji na przestrzeni lat 2010-2021. Opracowanie własne na podstawie danych opublikowanych przez GUS [18]

Osobnym problemem jest kwestia finansowa. Według informacji opublikowanych przez Urząd Regulacji Energetyki średnia cena zakupu gazu ziemnego sprowadzanego z państw członkowskich UE lub z państw członkowskich Europejskiego Porozumienia o Wolnym Handlu (EFTA) wzrosła z 1,13 zł za m³ w roku 2014 do 560,47 zł za m³ w roku 2022 (rys. 4) [20].



Rysunek 4. Zmiana cen importu gazu ziemnego do Polski w latach 2014-2022. Opracowanie własne na podstawie danych opublikowanych przez URE [20]

To przełożyło się bezpośrednio na ok. 46%-owy wzrost ceny gazu ziemnego dla odbiorców w gospodarstwach domowych, która w I półroczu 2022 roku wynosiła 0,0549 Euro za kWh a w tym samym półroczu roku poprzedniego 0,0376 Euro za kWh (w cenę wliczone są wszystkie podatki i opłaty) [21].

Jeszcze bardziej drastyczna zmiana nastąpiła w przypadku cen gazu ziemnego dla odbiorców innych niż gospodarstwa domowe, gdzie skok cen w tym samym okresie wyniósł 167,6% – z 0,0752 Euro za kWh (2021) do 0,281 Euro za kWh (2022) (ceny podane z wyłączeniem podatku VAT i innych podatków i opłat podlegających zwrotowi) [21].

Z powodu pogorszenia się sytuacji na rynku cen gazu, w sierpniu 2022 roku, najwięksi producenci nawozów sztucznych w Polsce – Grupa Azoty Zakłady Azotowe „Puławy” S.A. oraz należąca do Grupy Kapitałowej PKN ORLEN S.A. spółka Anwil – wstrzymały czasowo produkcję amoniaku, nawozów azotowych i tworzyw sztucznych.

Wstrzymanie produkcji nawozów spowodowało m.in. problemy z dostępnością dwutlenku węgla, który m.in. powstrzymuje rozwój pleśni, grzybów i bakterii, a, w postaci „suchego lodu”, służy do utrzymania wymaganej temperatury w procesie przetwórstwa lub transportu. To z kolei przeniosło się na problemy w produkcji w wielu innych branżach – w przemyśle spożywczym, papierniczym, kosmetycznym, farmaceutycznym i wielu innych.

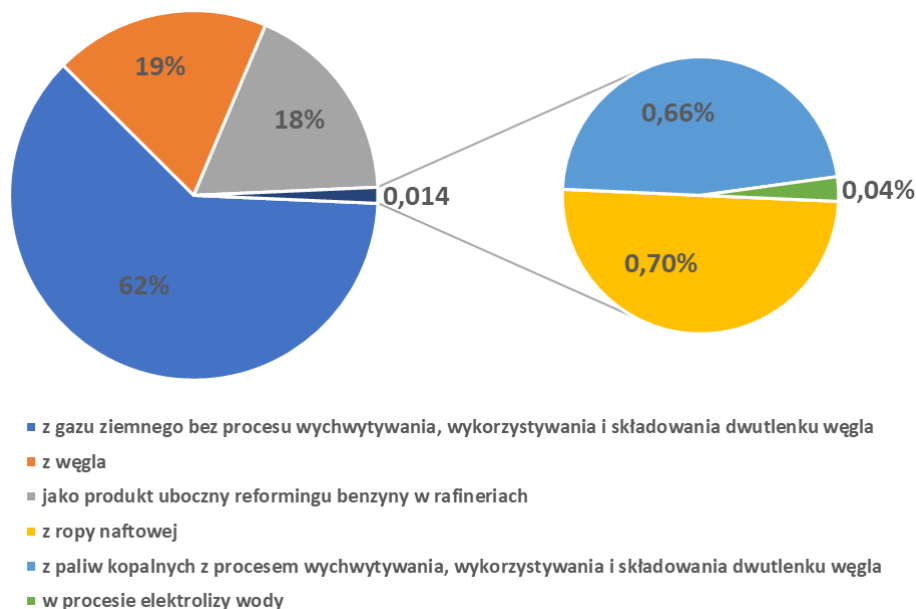
Jak widać, stabilność funkcjonowania przemysłu chemicznego jest gwarantem działania innych sektorów gospodarki a podstawą sprawnego jego funkcjonowania jest m.in. dostępność gazu ziemnego. Niestabilność i nieprzewidywalność sytuacji na rynku gazu może spowodować, że sytuacje kryzysowe mogą się powtarzać.

6. Produkcja wodoru

6.1. Stan obecny

W 2021 roku całkowita globalna produkcja wodoru wyniosła 94 mln ton (z czego 74 Mt stanowił czysty wodór a około 20 Mt wodór zmieszany z gazami zawierającymi węgiel w produkcji metanolu i w produkcji stali). Ponadto, powstało jeszcze około 30 Mt H₂ obecnego w gazach resztkowych pochodzących z procesów przemysłowych wykorzystywanych do produkcji ciepła i energii elektrycznej. Nie uwzględniono tu również wodoru pochodzącego z produktów ubocznych w przemyśle chloro-alkalicznym [22].

Rysunek 5 przedstawia strukturę udziału poszczególnych metod produkcji wodoru na świecie w 2021 roku.



Rysunek 5. Struktura udziału poszczególnych metod produkcji wodoru na świecie w 2021 roku. Opracowanie własne na podstawie danych opublikowanych przez Międzynarodową Agencję Energetyczną [22]

Jak widać, w 2021 roku, większość produkowanego na świecie wodoru powstała w procesie tzw. reformingu parowego gazu ziemnego czyli reakcji metanu z parą wodną w wysokiej temperaturze, w wyniku czego do atmosfery uwalnia się duża ilość gazów cieplarnianych (ok. 74 kg CO₂/GJ). Emisje związane z procesami produkcji wodoru w roku 2021 oceniono na ponad 900 Mt CO₂. Około 19% całkowitej produkcji wodoru stanowiła produkcja ze zgazowywania węgla (głównie w Chinach), a kolejne 18% powstało jako produkt uboczny reformingu benzyny w rafineriach (gdzie na bieżąco jest on wykorzystywany w innych procesach rafineryjnych typu hydrokraking czy odsiarczanie). Niewielka ilość wodoru (mniej niż 1%) powstała z ropy naftowej, a tylko minimalny udział w całym procesie stanowiła produkcja wodoru o niskiej emisji – ok. 0,7% (mniej niż 1 Mt), z czego większość wyprodukowano z paliw kopalnych z procesem wychwytywania, wykorzystywania i składowania CO₂ (ang. CCUS, *carbon capture, utilization, and storage*), a jedynie 35 kt H₂ powstało z energii elektrycznej

w procesie elektrolizy wody. Mimo że ilość wodoru wyprodukowanego za pomocą elektrolizy wody jest znikoma, wzrosła ona o prawie 20% w porównaniu z rokiem 2020. W 2020 roku na terenie UE działało 300 elektrolizerów. Na koniec roku 2021 zainstalowana moc elektrolizerów osiągnęła 510 MW, co stanowi wzrost o ok. 70% w stosunku do roku 2020, jednak za większość tego wzrostu odpowiada wdrożenie tylko jednego projektu – Ningxia Solar Hydrogen w Chinach o mocy elektrolizerów 150 MW. W chwili obecnej jest to największy działający elektrolizer na świecie [22].

6.2. Perspektywy rozwoju rynku wodoru w Unii Europejskiej

Rynek wodoru w Europie jest obecnie jeszcze mocno ograniczony ale bardzo szybko się rozwija. Coraz więcej firm energetycznych, wydobywczych i przemysłowych inwestuje w technologie wodorowe. Ponieważ główną barierą rozwoju „zielonego” wodoru są wysokie koszty, Unia Europejska oferuje już wsparcie rozwoju technologii wodorowych.

Zgodnie z przyjętą w 2019 roku przez kraje Unii Europejskiej strategią rozwoju, która ma przekształcić Unię Europejską w obszar neutralny klimatycznie [23], dla osiągnięcia założonych celów, kluczowe jest ciągłe obniżanie emisyjności systemu energetycznego. Obecnie, ponad 75% emisji gazów cieplarnianych w UE pochodzi bowiem z produkcji i wykorzystania energii. Zakłada się, że w niedalekiej przyszłości będziemy odchodzić od produkcji energii w wyniku spalania węgla, a docelowo, sektor energetyczny UE będzie oparty głównie na źródłach odnawialnych. Ważnym elementem jest również obniżenie emisyjności sektora gazu. Proces zmiany miksu energetycznego UE będzie realizowany etapowo. W pierwszym etapie celem strategicznym jest zainstalowanie w UE co najmniej 6 GW elektrolizerów wodoru wykorzystujących energię elektryczną wytwarzaną ze źródeł odnawialnych, ale niskoemisyjna energia jądrowa również dobrze mogłaby tu znaleźć zastosowanie.

Ponadto, w lipcu 2020 roku Komisja Europejska opublikowała „Strategię wodorową dla neutralnej klimatycznie Europy” [24].

Dwa lata później, 15 lipca 2022 roku, Komisja Europejska zatwierdziła projekt „IPCEI Hy2Tech”, którego celem jest opracowanie innowacyjnych technologii dla łańcucha wartości wodoru w celu dekarbonizacji procesów przemysłowych i sektora mobilności. Obejmuje on 35 przedsiębiorstw i 41 projektów z 15 państw członkowskich. Komisja Europejska w planie REPowerEU przewiduje, że do 2030 roku na terenie UE będzie produkowane 10 mln ton odnawialnego i niskoemisyjnego wodoru a drugie tyle będzie pochodzić z importu (częściowo w postaci amoniaku).

REPowerEU to plan Komisji Europejskiej polegający na uniezależnieniu Europy od rosyjskiego gazu i ropy naftowej. Największe redukcje jeśli chodzi o gaz – prawie 22 mld m³ – można uzyskać w związku z produkcją i rafinacją minerałów niemetalicznych, cementu, szkła i ceramiki oraz chemikaliów. Oczekuje się, że do 2030 roku około 30% podstawowej produkcji stali w UE zostanie poddane dekarbonizacji w oparciu o wodór odnawialny. Projekt składa się z czterech obszarów technologicznych, dotyczących wytwarzania wodoru, ogniw paliwowych, przechowywania, transportu i dystrybucji wodoru oraz zastosowań dla użytkowników końcowych. W projekcie bierze udział 35 przedsiębiorstw z 15 państw członkowskich. Są to zarówno duże podmioty przemysłowe, jak i małe i średnie przedsiębiorstwa oraz start-upy. Podejmą oni dodatkową współpracę z ponad 300 partnerami pośrednimi w całej Europie, w tym z uniwersytetami i organizacjami badawczymi.

W kwietniu 2023 roku niemiecka firma Sunfire zainstalowała w rafinerii Neste w Rotterdamie opracowaną przez siebie największą na świecie instalację wykorzystującą do produkcji „zielonego” wodoru technologię Solid Oxide Electrolysis Cell. Ten wysokotemperaturowy elektrolizer wykorzystuje do produkcji energii elektrycznej ścieki przemysłowe i ciepło odpadowe. Zgodnie z założeniem konstruktorów elektrolizer będzie produkował ponad 60 kg zielonego wodoru na godzinę.

W Polsce, na obecną chwilę, istnieją jedynie instalacje prototypowe powstałe w ramach prowadzonych projektów badawczo-rozwojowych. Jednak w lipcu 2020 roku, Minister Klimatu wraz z najważniejszymi przedstawicielami środowiska przedsiębiorców i nauki podpisali „List intencyjny o ustanowieniu partnerstwa na rzecz budowy gospodarki wodorowej i zawarcia sektorowego porozumienia wodorowego”. W liście tym została wyrażona intencja zawarcia „Porozumienia sektorowego na rzecz rozwoju gospodarki wodorowej”. Porozumienie to podpisano w październiku 2021 roku.

W wyniku analiz stanu krajowego potencjału (rozwoju technologii, organizacji rynku itp.) strony *Porozumienia* opracowały propozycje działań wspomagających budowę rynku wodoru w Polsce oraz wytyczne w zakresie długofalowych działań na rzecz stworzenia niezbędnych instrumentów prawnych, finansowych i instytucjonalnych. Porozumienie stało się kluczowym instrumentem wykonawczym *Polskiej Strategii Wodorowej do roku 2030 z perspektywą do roku 2040* (PSW) opublikowanej w grudniu 2021 roku. PSW jest dokumentem strategicznym, którego głównym celem jest stworzenie i rozwój polskiej gałęzi gospodarki wodorowej. Strategia ta zakłada m.in. wdrożenie w Polsce technologii wodorowych w energetyce i ciepłownictwie oraz wykorzystanie wodoru jako paliwa alternatywnego w transporcie. Wymaga to jednak kompleksowego systemu wsparcia finansowego, dlatego też przewidziane jest duże dofinansowanie rynku produkcji wodoru, szczególnie dotyczące instalacji do produkcji wodoru nisko- i zeroemisyjnego. W Strategii przewidziano do roku 2030 dążenie do osiągnięcia mocy zainstalowanej z niskoemisyjnych źródeł i procesów na poziomie 2 GW, co mogłoby umożliwić produkcję ok. 193,6 tys. ton wodoru rocznie. Szacuje się, że pokryłoby to ok. 99,4% zapotrzebowania na wodór w gospodarce narodowej [25].

Od października 2022 roku projektowana jest również nowelizacja Prawa Energetycznego, zawierający tzw. „konstytucję dla wodoru”, skupioną głównie na sprecyzowaniu zasad magazynowania i transportu wodoru oraz zasad koncesjonowania działalności z nim związanej.

W planach jest wybudowanie wytwórni wodoru o docelowej mocy do 50 MW, zasilanej energią z bloków energetycznych opalanych biomasą w Elektrowni Konin. Produkowany tu wodór będzie przeznaczony głównie do napędzania autobusów produkowanych w Świdniku. Swoją strategię wodorową do 2030 roku ma również PKN Orlen planując budowę co najmniej 540 MW mocy produkcyjnych wodoru nisko- i zeroemisyjnego (głównie z elektrolizerów). W projekcie Hydrogen Eagle (docelowo realizowanym w Polsce, Czechach i Słowacji) zakłada się budowę rozproszonych źródeł wodoru o mocy łącznie do 250 MW, innowacyjnych instalacji przetwarzających odpady komunalne w niskoemisyjny wodór oraz stworzenie międzynarodowej sieci ponad 100 stacji tankowania wodoru

Z inicjatywą wodorową wyszła również Grupa Lotos, która przewiduje powstanie ponad 100 MW mocy produkcyjnych w Gdańsku (projekt Green H2).

Polenergia wspólnie z Politechniką Wrocławską oraz Elektrociepłownią Nowa Sarzyna rozpoczęła projekt „H2 HUB Nowa Sarzyna: Magazynowanie Zielonego Wodoru”. Projekt zakłada produkcję wodoru w procesie elektrolizy oraz wykorzystanie go do produkcji „odnawialnego” paliwa lotniczego.

Podobnie, największy producent wodoru w Polsce – Grupa Azoty – rozważa instalację wytwórni „zielonego” wodoru w elektrolizerach wysokotemperaturowych lub PEM. Wszystkie te inicjatywy są zgodne z nadrzędnym założeniem, zgodnie z którym, ze względu na problemy z transportem wodoru, powinien on być produkowany blisko odbiorcy.

7. Energetyka jądrowa dla produkcji wodoru

Energia elektryczna produkowana w małych reaktorach jądrowych mogłaby znaleźć zastosowanie w produkcji wodoru metodą elektrolizy wody, szczególnie że Polska plasuje się obecnie na 3 pozycji wśród europejskich producentów wodoru, tuż za Niemcami i Holandią. Największymi producentami wodoru w Polsce są: Grupa Azoty, Koksownie Zdzeszowice i Przyjaźń, PKN Orlen i Grupa Lotos.

Roczna produkcja wodoru w Polsce wynosi ok. 1,3 miliona ton dane z roku 2021 z czego zdecydowana większość to wódór szary [18]. Globalne emisje związane z procesami produkcji wodoru w 2021 roku oceniono na ponad 900 Mt CO₂ [22].

Jednocześnie, Polska jest jednym z głównych emiterów CO₂ w Europie (poziom emisji dwutlenku węgla w 2021 roku wyniósł 309,1 mln ton metrycznych, z czego za prawie 92% odpowiadał sektor spalania paliw kopalnych (głównie węgla)). Ponadto, według szacunków Światowej Organizacji Zdrowia (WHO, ang. *World Health Organization*), w roku 2020 elektrownia Bełchatów była największym emitentem CO₂ w Europie, emitując 30,1 Mt ekwiwalentu CO₂. To bezpośrednio przełożyło się na fakt, że, zgodnie z danymi zebranymi przez WHO, 42 na 100 europejskich miast o najwyższym poziomie zanieczyszczenia powietrza znajdowało się w Polsce [26].

Tymczasem, w Strategii w zakresie wodoru na rzecz Europy neutralnej dla klimatu, za obszar priorytetowy dla osiągnięcia neutralności węglowej do 2050 roku została uznana bezemisyjna produkcja wodoru (głównie na drodze elektrolizy) [24].

Wprawdzie w Polskiej Strategii Wodorowej nie przewiduje się wykorzystywania energetyki jądrowej w celu produkcji wodoru z elektrolizy wody, jednakże nie można wykluczyć, że wraz z rozwojem i popularyzacją energetyki jądrowej w naszym kraju, rozwiązania takie nie znajdą swojego miejsca. Przyczyną nieuwzględnienia energetyki jądrowej w tym zakresie w Polsce są prawdopodobnie szacunkowe prognozy ekonomiczne, które wskazują, że koszt wytworzenia energii elektrycznej z nowej elektrowni jądrowej na mało rozwiniętym rynku w Polsce będzie zbyt wysoki, aby takie jej wykorzystanie było uzasadnione ekonomicznie [27].

W tym kontekście warto się przyjrzeć nowym technologiom wykorzystania energii jądrowej, takim jak małe reaktory modułowe (SMR, ang. *Small Module Reactors*), które będą bardziej przystępne cenowo oraz łatwiejsze i szybsze w budowie niż konwencjonalne duże reaktory. Reaktory SMR mają mniejszy rozmiar – poniżej 300 MW i mogą być potencjalnie budowane fabrycznie i transportowane do miejsca przeznaczenia, co skraca czas realizacji projektu i zmniejsza jego koszty. W miarę wzrostu udziału energii słonecznej i wiatrowej w globalnej produkcji energii reaktory SMR mogą stać się kluczowym sposobem zaspokojenia rosnących potrzeb elastyczności w wytwarzaniu energii.

Mogą one być również wykorzystywane do produkcji ciepła i wodoru. Mimo iż w Polskiej Strategii Wodorowej nie przewidziano wykorzystywania reaktorów tego typu do produkcji niskoemisyjnego wodoru są podejmowane już konkretne działania w tym zakresie. W marcu 2023 roku spółka Orlen Synthos Green Energy (OSGE) podpisała umowę z Narodowym Funduszem Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w sprawie przygotowania, budowy i komercjalizacji obiektów energetyki jądrowej przy wykorzystaniu reaktorów typu BWRX-300 GE Hitachi należących do małych modułowych reaktorów wodno-wrzących z naturalnym obiegiem chłodzenia.

8. Podsumowanie

Przez pół wieku energia jądrowa była głównym źródłem czystej i niezawodnej energii elektrycznej na świecie. W Polsce rozwój energetyki jądrowej może przynieść korzyści w wielu płaszczyznach. Mógłby stanowić rozwiązanie problemu wzrostu zużycia energii elektrycznej, problemów ze złą jakością powietrza oraz zwiększyć poziom bezpieczeństwa energetycznego kraju. Zaspokojona zostanie potrzeba większej niezawodności i różnorodności w łańcuchach dostaw energii. Perspektywicznym, w warunkach polskich, rozwiązaniem byłaby również produkcja wodoru z prądu wytwarzanego przez elektrownie jądrowe. W przypadku wykorzystania energii jądrowej (szczególnie tej, produkowanej w małych reaktorach modułowych) do wytwarzania wodoru w procesie elektrolizy wody, korzyści mogą być wielostronne. Niskoemisyjna produkcja wodoru będzie się przyczyniać do zmniejszenia poziomu emisji gazów cieplarnianych, co wpłynie korzystnie na jakość powietrza a tym samym poprawi obraz Polski w tym kontekście na tle krajów Unii Europejskiej. Poza tym, produkcja wodoru *in situ* uniezależnia kraj od konieczności importu gazu ziemnego, na czym obecnie opiera się wiele kluczowych sektorów polskiej gospodarki. Prawdopodobne jest również, że wodór będzie stanowił jedno z kluczowych paliw transformacji energetycznej zachodzącej w Unii Europejskiej.

Jako że technologie dużych elektrowni jądrowych wiążą się z wieloma kontrowersyjnymi aspektami, zwrócono uwagę na możliwość rozważenia rozwoju małych reaktorów modułowych, które są bezpieczniejsze w użytkowaniu oraz tańsze i szybsze w budowie od tradycyjnych, dużych elektrowni.

Literatura

1. <https://www.statista.com/statistics/263945/number-of-nuclear-power-plants-worldwide/> [data dostępu: 31.03.2023].
2. *The World Nuclear Industry Status Report*, Paris 2022, A Mycle Schneider Consulting Project.
3. <https://www.statista.com/statistics/270367/share-of-nuclear-power-in-the-power-supply-of-selected-countries/> [data dostępu: 31.03.2023].
4. <https://pris.iaea.org/pris/> [data dostępu: 16.03.2023]
5. <https://www.statista.com/statistics/269811/world-electricity-production-by-energy-source/> [data dostępu: 16.03.2023].
6. <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-31.03.2023>].
7. Bruckner T., Bashmakov I.A., Mulugetta Y., Chum H., de la Vega Navarro A., Edmonds J., Faaij A., Fungtammasan B., Garg A., Hertwich E., Honnery D., Infield D., Kainuma M., Khennas S., Kim S., Nimir H.B., Riahi K., Strachan N., Wiser R., Zhang X., *Energy Systems*, [w:] *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*, Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

- Climate Change [Edenhofer O., Pichs-Madruga R., Sokona Y., Farahani E., Kadner S., Seyboth K., Adler A., Baum I., Brunner S., Eickemeier P., Kriemann B., Savolainen J., Schlömer S., von Stechow C., Zwickel T., Minx J.C. (red)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA 2014.
8. <https://ourworldindata.org/nuclear-energy> [data dostępu: 16.03.2023].
 9. <https://ourworldindata.org/nuclear-energy> [data dostępu: 16.03.2023].
 10. <https://www.lazard.com/research-insights/levelized-cost-of-energyplus/> [data dostępu: 31.03.2023].
 11. Obwieszczenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 1 lipca 2005 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2025 r., M.P. 2005 nr 42 poz. 562.
 12. Uchwała Nr 15/2014 Rady Ministrów z dnia 28 stycznia 2014 r. w sprawie programu wieloletniego pod nazwą „Program polskiej energetyki jądrowej”, M.P. 2014 poz. 502.
 13. Uchwała nr 141 Rady Ministrów z dnia 2 października 2020 r. w sprawie aktualizacji programu wieloletniego pod nazwą „Program polskiej energetyki jądrowej”, M.P. 2020 poz. 946.
 14. Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 2 marca 2021 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2040 r., M.P. 2021 poz. 264.
 15. Ustawa z dnia 9 marca 2023 r. o zmianie ustawy o przygotowaniu i realizacji inwestycji w zakresie obiektów energetyki jądrowej oraz inwestycji towarzyszących oraz niektórych innych ustaw, Dz.U. 2023 poz. 595.
 16. <https://world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/heat-values-of-various-fuels.aspx> [data dostępu: 31.03.2023].
 17. Zafar M., Iqbal T., Fatima S., Sanaullah Q., Aman S., *Carbon nanotubes for production and storage of hydrogen: challenges and development*, Chemical Papers, 76, 2022, s. 609-625.
 18. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/energia/energia-2022,1,10.html> [data dostępu: 31.03.2023].
 19. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Natural_gas_supply_statistics#Consumption_trends [data dostępu: 31.03.2023].
 20. <https://www.ure.gov.pl/pl/paliwa-gazowe/ceny-wskazniki/7859,Srednie-kwartalne-ceny-zakupu-gazu-ziemnego-sprowadzanego-z-panstw-czlonkowskich.html> [data dostępu: 16.02.2023].
 21. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/nrg_pc_202/default/table?lang=en [data dostępu: 30.03.2023].
 22. *Global Hydrogen Review*, 2022, dostępny na stronie <https://www.iea.org/reports/global-hydrogen-review-2022> [data dostępu: 15.02.2023].
 23. *Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów – Europejski Zielony Ład dla Unii Europejskiej*, Document 52019DC0640, COM/2019/640 final.
 24. *Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów Strategia w zakresie wodoru na rzecz Europy neutralnej dla klimatu*, Document 52020DC0301, COM(2020) 301 final.
 25. *Polska Strategia Wodorowa do roku 2030 z perspektywą do roku 2040*, 2021, Ministerstwo Klimatu i Środowiska.
 26. <https://www.statista.com/statistics/449809/co2-emissions-poland/?locale=en> [data dostępu: 16.03.2023]
 27. *Analiza potencjału technologii wodorowych w Polsce do roku 2030 z perspektywą do 2040 roku*, Centrum Technologii Wodorowych, Instytut Energetyki Wydziału Zarządzania Uniwersytetu Warszawskiego, Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, 2021, praca zbiorowa

Interdyscyplinarność kluczem do rozwoju energetyki jądrowej w Polsce

Streszczenie

Celem opracowania była analiza możliwości rozwoju energetyki jądrowej w polskich warunkach społeczno-gospodarczych. Omówiono główne wady i zalety energii jądrowej. Zwrócono uwagę na fakt, że energia elektryczna produkowana w małych reaktorach modułowych mogłaby znaleźć zastosowanie m.in. w produkcji niskoemisyjnego wodoru niezbędnego do produkcji nawozów azotowych, przerobu ciężkich frakcji ropy naftowej oraz w wielu innych gałęziach przemysłu. Jest szczególnie istotne ponieważ Polska jest trzecim w Europie i piątym na świecie producentem wodoru, do którego wytworzenia obecnie konieczny jest import dużych ilości gazu ziemnego. Uzyskanie niezależności w tym zakresie dałoby większą pewność stabilności gospodarki państwa a dodatkowo pozwoliłoby ograniczyć emisje dwutlenku węgla wynikające z produkcji energii elektrycznej w wyniku spalania węgla.

Słowa kluczowe: małe reaktory jądrowe, gaz ziemny, wodór

Interdisciplinarity as the key to the nuclear energy development in Poland

Abstract

The purpose of the study was to analyze the possibility of developing nuclear power in Polish socio-economic conditions. The main advantages and disadvantages of nuclear energy were discussed. Attention was drawn to the fact that electricity produced in small modular reactors could find application in, among other things, the production of low-carbon hydrogen necessary for the production of nitrogen fertilizers, the processing of heavy fractions of crude oil and in many other industries. It is particularly important because Poland is Europe's third and the world's fifth largest producer of hydrogen, the production of which currently requires the import of large quantities of natural gas. Becoming independent in this field would give greater certainty to the stability of the country's economy and, in addition, would reduce carbon dioxide emissions resulting from the production of electricity by coal burning.

Keywords: small nuclear reactors, natural gas, hydrogen

Zarządzanie działaniami w kierunku OZE. Ochrona środowiska – rozwiązania i perspektywy

1. Wprowadzenie

Zarządzanie energią odnawialną i ochrona środowiska [1] to dwa kluczowe elementy zrównoważonej przyszłości. Aby zrozumieć, jak kierować działaniami w tych obszarach, istotne jest zrozumienie obecnej sytuacji.

Wiele krajów Unii Europejskiej nadal w dużym stopniu zależy od paliw kopalnych, takich jak węgiel, ropa naftowa i gaz ziemny. Te źródła energii, mimo że są obecnie głównymi dostawcami energii, przyczyniają się do emisji gazów cieplarnianych i mają negatywny wpływ na środowisko. Równocześnie, trend wzrostu udziału energii odnawialnej w miksie energetycznym jest coraz bardziej zauważalny [2].

Pomimo zaangażowania Unii Europejskiej w celu zmniejszenia zależności od paliw kopalnych, zgodnie z założeniami Zielonego Ładu, zobowiązanie to jest wyzwaniem. Wiele krajów członkowskich przyjęło własne, często bardziej ambitne cele, jednak ich realizacja wymaga znacznego zaangażowania i zmiany podejścia do produkcji i konsumpcji energii [3].

W kwestii ochrony środowiska, Unia Europejska dąży nie tylko do redukcji emisji CO₂, ale również do ochrony bioróżnorodności i zrównoważonego wykorzystania zasobów naturalnych. Istnieją jednak liczne wyzwania, takie jak zanieczyszczenie powietrza, problem zarządzania odpadami czy utrata różnorodności biologicznej [4].

Kierowanie działań w obszarach zarządzania energią odnawialną i ochrony środowiska wymaga zrozumienia tych trudności, ale również zrozumienia potencjału i możliwości, jakie niesie ze sobą przejście na OZE i realizacja zrównoważonych praktyk ochrony środowiska [5].

Celem niniejszej pracy jest przeprowadzenie przeglądu literatury polskiej i anglojęzycznej oraz innych źródeł w celu analizy zarządzania działaniami w kierunku Odnawialnych Źródeł Energii (OZE) oraz ochrony środowiska. Praca ma na celu zrozumienie obecnej sytuacji energetycznej i zależności od paliw kopalnych w krajach Unii Europejskiej oraz ocenę działań podejmowanych w obszarze OZE i ochrony środowiska. Metodyka pracy obejmuje przegląd literatury polskiej i anglojęzycznej, a także innych źródeł informacji w celu uzyskania wiedzy na temat aktualnych trendów, strategii i rozwiązań w obszarze OZE i ochrony środowiska. Można uznać, że metodyka ma ścisłe powiązanie z eksperymentami.

2. Analiza obecnej sytuacji energetycznej

Obecna sytuacja energetyczna w Unii Europejskiej jest wielowymiarowa, odzwierciedlająca różnorodność geograficzną, ekonomiczną i polityczną jej krajów członkowskich. Mimo że w wielu aspektach paliwa kopalne, takie jak węgiel, gaz ziemny i ropa naftowa, nadal odgrywają kluczową rolę w miksie energetycznym, to coraz więcej

¹ doktor, Akademia Sztuki Wojennej w Warszawie, Instytut Logistyki.

krajów UE dąży do zrównoważenia swojej produkcji energetycznej poprzez zwiększanie udziału Odnawialnych Źródeł Energii (OZE) [6].

Niemniej jednak, zauważalna jest dywersyfikacja wśród krajów członkowskich w zakresie tempa i skali adopcji OZE. Niektóre kraje, takie jak Dania czy Niemcy, odnotowały znaczne postępy w zakresie wykorzystania energii wiatrowej i słonecznej, podczas gdy inne, takie jak Polska czy Czechy, nadal w dużym stopniu opierają się na paliwach kopalnych, głównie węgla. Dynamiczny rozwój fotowoltaiki w Polsce, z uwzględnieniem stanu na koniec roku 2022, gdzie łączna moc zainstalowanych paneli fotowoltaicznych (PV) przekroczyła 12 gigawatów, stanowi znaczący przełom w kontekście transformacji energetycznej kraju. Ten fenomen można analizować przez pryzmat kilku kluczowych czynników. Po pierwsze, zjawisko to jest zgodne z globalnym trendem zwiększania udziału odnawialnych źródeł energii w mixie energetycznym. Jest to odpowiedź na rosnące wyzwania związane z emisją gazów cieplarnianych i zmianami klimatycznymi. Po drugie, rozwój technologii fotowoltaicznych, w tym spadek cen paneli i zwiększenie ich efektywności, sprawia, że inwestycje w tę formę odnawialnej energii stają się coraz bardziej opłacalne. Po trzecie, polityka państwa, w tym systemy wsparcia finansowego i ulg podatkowych, również odgrywa istotną rolę w akceleracji tego sektora. W kontekście naukowym, obserwuje się zainteresowanie badaniami nad nowymi materiałami i technologiami, które mogą dalej zwiększyć efektywność konwersji energii słonecznej na energię elektryczną. W skali makroekonomicznej, rozwój fotowoltaiki w Polsce może mieć pozytywny wpływ na dywersyfikację źródeł energii, zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego i stworzenie nowych miejsc pracy w sektorze zielonej gospodarki. W rezultacie, dynamiczny rozwój fotowoltaiki w Polsce jest złożonym fenomenem, który można interpretować jako wynik interakcji czynników technologicznych, ekonomicznych i politycznych, i który ma daleko idące implikacje dla przyszłości energetycznej kraju.

Podstawą tej nierówności są różnice w dostępie do naturalnych zasobów, takich jak nasłonecznienie czy siła i częstotliwość wiatrów, ale także rozbieżności w polityce energetycznej i inwestycjach w infrastrukturę. W każdym z tych krajów są też różne wyzwania, takie jak starzejące się elektrownie węglowe czy społeczno-ekonomiczne konsekwencje transformacji energetycznej [7].

Mimo tych różnic, wyraźny jest trend zwiększania udziału OZE w miksie energetycznym. Motywowane celami klimatycznymi UE, kraje członkowskie dążą do redukcji emisji gazów cieplarnianych i zwiększenia bezpieczeństwa energetycznego poprzez dywersyfikację źródeł energii. Te starania są dodatkowo wspierane przez rozwój technologiczny, który sprawia, że OZE stają się coraz bardziej konkurencyjne kosztowo w porównaniu do paliw kopalnych. W rezultacie, mimo istniejących wyzwań, widoczna jest ewolucja w kierunku bardziej zrównoważonej, niskoemisyjnej przyszłości energetycznej.

2.1. Ocena obecnej zależności od paliw kopalnych

Zależność od paliw kopalnych, takich jak węgiel, ropa naftowa i gaz ziemny, stanowi jedno z największych wyzwań dla Unii Europejskiej w kontekście jej dążeń do zrównoważonego rozwoju i redukcji emisji gazów cieplarnianych. Zgodnie z danymi Eurostat, w 2017 roku paliwa kopalne stanowiły 73,2% całkowitego zużycia energii

pierwotnej w UE. Mimo znaczących wysiłków na rzecz dywersyfikacji źródeł energii i zwiększenia efektywności energetycznej, ta zależność nadal jest istotna [8, 9].

Jednakże, strategiczne priorytety UE zmierzają ku zmniejszeniu tej zależności. Zielony Ład dla Europy, ambitny plan transformacji gospodarki w celu osiągnięcia neutralności klimatycznej do 2050 roku, jest kluczowym elementem tej strategii. Założenia Zielonego Ładu obejmują m.in. zwiększenie efektywności energetycznej, przyspieszenie rozwoju i adopcji Odnawialnych Źródeł Energii oraz dekarbonizację sektorów transportu i przemysłu [10].

Co więcej, wiele krajów członkowskich UE, zainspirowanych celami unijnymi, zdecydowało się na jeszcze bardziej ambitne kroki w kierunku transformacji energetycznej. Kraje takie jak Dania, Szwecja czy Niemcy, wyznaczają sobie cel osiągnięcia neutralności klimatycznej wcześniej, często już do 2040 roku. W praktyce oznacza to dążenie do całkowitej eliminacji paliw kopalnych z miksie energetycznym na rzecz OZE i innych niskoemisyjnych technologii [11].

Należy jednak podkreślić, że pomimo znaczących postępów w realizacji tych celów, transformacja energetyczna w UE to proces skomplikowany i długotrwały. Zmiana źródeł energii wymaga nie tylko inwestycji w nowe technologie i infrastrukturę, ale także społecznej akceptacji i dostosowania systemów prawnych i regulacyjnych. Dlatego też, mimo pozytywnych trendów, zależność od paliw kopalnych nadal pozostaje wyzwaniem, które będzie musiało zostać pokonane w najbliższych latach i dekadach.

3. Analiza obecnej sytuacji w zakresie ochrony środowiska

Obecna sytuacja w zakresie ochrony środowiska w Unii Europejskiej jest zróżnicowana i skomplikowana, z szeregiem wyzwań do pokonania. Rozważając aspekt emisji gazów cieplarnianych, który jest niewątpliwie jednym z najważniejszych problemów, Unia Europejska stawia sobie za cel redukcję tych emisji, co jest kluczowym elementem jej strategii w zakresie OZE [12].

Głównym celem jest oczywiście redukcja emisji dwutlenku węgla, głównego gazu cieplarnianego. Jednak UE podejmuje również działania mające na celu zmniejszenie emisji innych gazów cieplarnianych, takich jak metan i podtlenek azotu, które mają znacznie większy potencjał do tworzenia efektu cieplarnianego.

Ponadto, Unia Europejska stawia sobie za cel ochronę bioróżnorodności na swoim terytorium. Cel ten jest realizowany poprzez szereg inicjatyw, takich jak sieć Natura 2000, która obejmuje tereny o wysokiej wartości dla ochrony bioróżnorodności. Pomimo tych wysiłków, bioróżnorodność w Europie nadal jest zagrożona przez takie czynniki jak zmiana klimatu, zanieczyszczenie i intensyfikacja rolnictwa [13].

Unia Europejska podjęła również szeroko zakrojone działania w celu promowania zrównoważonego wykorzystania zasobów. Kluczowym elementem tych działań jest promowanie gospodarki o obiegu zamkniętym, w której zasoby są efektywnie wykorzystywane i recyklingowane, zamiast być po prostu wyrzucane. Ta strategia obejmuje szereg działań, od promowania recyklingu i zapobiegania powstawaniu odpadów, po zmniejszanie zużycia energii i wody [14-16].

Jednak, mimo tych wysiłków, Unia Europejska nadal stoi przed szeregiem wyzwań. Zanieczyszczenie powietrza, zwłaszcza w dużych miastach, nadal jest poważnym problemem zdrowia publicznego. Zarządzanie odpadami, zwłaszcza odpadami plastikowymi, jest również ważnym wyzwaniem.

Mimo to, Unia Europejska zobowiązała się do kontynuowania swoich wysiłków na rzecz ochrony środowiska. Przykładem takiego zaangażowania jest strategia „od farmy do stołu”, która ma na celu stworzenie bardziej zrównoważonego systemu żywnościowego, redukującego wpływ produkcji żywności na środowisko. Również plan działania w zakresie gospodarki o obiegu zamkniętym ma na celu dalsze zmniejszenie zużycia zasobów i generowania odpadów, promując jednocześnie innowacje i tworzenie miejsc pracy w sektorach zrównoważonych [17-19].

Podsumowując, obecna sytuacja w zakresie ochrony środowiska w Unii Europejskiej jest skomplikowana, z wieloma wyzwaniami do pokonania. Mimo to, Unia Europejska zobowiązała się do dalszego działania na rzecz ochrony środowiska, zarówno na poziomie politycznym, jak i poprzez konkretne inicjatywy i strategie. Pomimo postępów, wiele wyzwań pozostaje. Zanieczyszczenie powietrza, zwłaszcza w dużych miastach, nadal jest poważnym problemem. Kwestie zarządzania odpadami, zwłaszcza odpadami plastikowymi, również wymagają uwagi. Niemniej jednak, Unia Europejska zobowiązała się do rozwiązania tych problemów poprzez różne strategie i inicjatywy, takie jak Zielony Ład, strategia „od farmy do stołu” i plan działania w zakresie gospodarki o obiegu zamkniętym.

3.1. Identyfikacja potencjału OZE

Wykorzystanie różnych źródeł Odnawialnych Źródeł Energii (OZE) zależy w dużej mierze od specyficznych warunków geograficznych, klimatycznych i ekonomicznych każdego kraju. Na przykład, kraje posiadające rozległe obszary lądowe i silne wiatry, takie jak Niemcy i Polska, są w stanie skutecznie eksploatować potencjał energii wiatrowej. Dzięki zainstalowanym farmom wiatrowym, są w stanie wytwarzać znaczącą ilość energii odnawialnej, zmniejszając tym samym swoją zależność od paliw kopalnych [20, 21].

Z drugiej strony, kraje o wysokim poziomie nasłonecznienia, takie jak Hiszpania i Włochy, mogą skierować swoje wysiłki na rozwój technologii związanych z energią słoneczną. Zastosowanie paneli fotowoltaicznych czy farm solarnych umożliwia wykorzystanie tego naturalnego zasobu do wytwarzania ekologicznej energii.

Innym przykładem jest Islandia, która ze względu na swoje geologiczne uwarunkowania posiada duży potencjał geotermalny. Wykorzystanie energii geotermalnej na taką skalę, jak to ma miejsce na Islandii, jest unikalnym przykładem eksploatacji OZE [22].

Wreszcie, kraje z dużą ilością obszarów leśnych, takie jak Szwecja i Finlandia, mogą z powodzeniem wykorzystywać energię biomasy. Poprzez zastosowanie technologii pozyskiwania energii z odpadów organicznych i odpadów drzewnych, są w stanie przekształcić te naturalne zasoby w odnawialne źródło energii. Hydroelektrownie w Norwegii stanowią kluczowy element krajobrazu energetycznego tego kraju i są znaczącym przykładem efektywnego wykorzystania odnawialnych źródeł energii na skalę przemysłową. Norwegia, podobnie jak Islandia, jest krajem spoza Unii Europejskiej, ale jej doświadczenia w dziedzinie hydroenergetyki są często przedmiotem analiz i badań. W Norwegii, hydroelektrownie dostarczają około 96% całkowitej produkcji energii elektrycznej, co jest wynikiem unikatowych warunków geograficznych i klimatycznych, takich jak obfitość wód górskich i duża ilość opadów. Systemy zbiorników wodnych działają jako „zielone baterie”, umożliwiając magazynowanie energii i jej dystrybucję zgodnie z zapotrzebowaniem. Z perspektywy naukowej, Norwegia jest często analizowana jako model do naśladowania w kontekście zrównoważonego rozwoju i trans-

formacji energetycznej. Jej podejście do zarządzania zasobami wodnymi, w tym aspekty związane z ochroną środowiska i społeczną akceptacją, są przedmiotem wielu badań interdyscyplinarnych. W kontekście globalnym, Norwegia jest również aktywnym uczestnikiem międzynarodowego rynku energii, eksportując swoją nadwyżkę produkcji do innych krajów i uczestnicząc w projektach mających na celu integrację różnych form odnawialnej energii na poziomie regionalnym i kontynentalnym. W rezultacie, hydroelektrownie w Norwegii nie tylko stanowią podstawę krajowej matriki energetycznej, ale również służą jako istotny przypadek studyjny dla innych krajów dążących do zwiększenia udziału odnawialnych źródeł energii w ich własnych systemach energetycznych.

Takie podejście do wykorzystania różnych źródeł OZE ilustruje, jak różne warunki i zasoby mogą wpływać na strategie energetyczne poszczególnych krajów i jak ważne jest dostosowanie tych strategii do specyficznych warunków każdego kraju.

3.1.1. Wykorzystanie różnych źródeł Odnawialnych Źródeł Energii (OZE)

Wykorzystanie różnych źródeł Odnawialnych Źródeł Energii zależy w dużej mierze od specyficznych warunków geograficznych, klimatycznych i ekonomicznych każdego kraju. Na przykład, kraje posiadające rozległe obszary lądowe i silne wiatry, takie jak Niemcy i Polska, są w stanie skutecznie eksploatować potencjał energii wiatrowej. Dzięki zainstalowanym farmom wiatrowym, są w stanie wytwarzać znaczącą ilość energii odnawialnej, zmniejszając tym samym swoją zależność od paliw kopalnych [21, 22].

Z drugiej strony, kraje o wysokim poziomie nasłonecznienia, takie jak Hiszpania i Włochy, mogą skierować swoje wysiłki na rozwój technologii związanych z energią słoneczną. Zastosowanie paneli fotowoltaicznych czy farm solarnych umożliwia wykorzystanie tego naturalnego zasobu do wytwarzania ekologicznej energii.

Innym przykładem jest Islandia, która ze względu na swoje geologiczne uwarunkowania posiada duży potencjał geotermalny. Wykorzystanie energii geotermalnej na taką skalę, jak to ma miejsce na Islandii, jest unikalnym przykładem eksploatacji OZE.

Wreszcie, kraje z dużą ilością obszarów leśnych, takie jak Szwecja i Finlandia, mogą z powodzeniem wykorzystywać energię biomasy. Poprzez zastosowanie technologii pozyskiwania energii z odpadów organicznych i odpadów drzewnych, są w stanie przekształcić te naturalne zasoby w odnawialne źródło energii.

Takie podejście do wykorzystania różnych źródeł OZE ilustruje, jak różne warunki i zasoby mogą wpływać na strategie energetyczne poszczególnych krajów i jak ważne jest dostosowanie tych strategii do specyficznych warunków każdego kraju.

4. Implementacja działań ukierunkowanych na OZE

Implementacja skutecznych środków politycznych i regulacji jest kluczowa dla promowania OZE. W tym celu rządy mogą skorzystać z różnych narzędzi. Na przykład, państwa mogą zapewnić bezpośrednie wsparcie finansowe dla projektów związanych z OZE, takich jak budowa farm wiatrowych, instalacji solarnych czy biogazowni, przez udzielanie subsydiów. Subsidia mogą także obejmować dofinansowanie badań i rozwoju nowych technologii [23].

Innym narzędziem mogą być zachęty podatkowe, takie jak zwolnienia, ulgi czy kredyty podatkowe, które mogą zachęcić firmy i osoby prywatne do inwestowania w OZE. Na przykład, firmy mogą otrzymać ulgę podatkową za instalację paneli solarnych czy turbin wiatrowych, a osoby prywatne – za wykorzystanie energii słonecznej do ogrzewania domu. Zachęty podatkowe, takie jak zwolnienia, ulgi czy kredyty podatkowe,

stanowią istotny mechanizm w promowaniu inwestycji w odnawialne źródła energii (OZE). Te instrumenty fiskalne mają na celu redukcję barier finansowych i zwiększenie atrakcyjności ekonomicznej projektów związanych z OZE.

W kontekście korporacyjnym, ulgi podatkowe za instalację paneli solarnych czy turbin wiatrowych mogą znacząco wpłynąć na decyzje inwestycyjne firm. Dzięki temu, przedsiębiorstwa są bardziej skłonne do alokacji kapitału w projekty związane z odnawialnymi źródłami energii, co z kolei przyspiesza transformację energetyczną na poziomie przemysłowym. Wprowadzenie takich zachęt może również stymulować innowacje technologiczne, gdyż firmy będą dążyły do zwiększenia efektywności i obniżenia kosztów operacyjnych związanych z produkcją energii.

W odniesieniu do osób prywatnych, zachęty podatkowe za wykorzystanie energii słonecznej do ogrzewania domu lub innych zastosowań domowych mogą wpłynąć na zwiększenie popytu na technologie OZE. To z kolei może skutkować zwiększeniem skali produkcji i spadkiem cen tych technologii, co dodatkowo zwiększa ich dostępność dla szerszej populacji. Należy również zauważyć, że skuteczność tych instrumentów fiskalnych jest zależna od wielu czynników, takich jak struktura rynku energetycznego, poziom świadomości społecznej oraz regulacje prawne. Dlatego też, ich wprowadzenie wymaga kompleksowej analizy i może być częścią szerszej strategii promowania zrównoważonego rozwoju energetycznego [24].

Regulacje, takie jak ustalanie standardów i wymogów, mogą także skłonić do większego wykorzystania OZE. Rządy mogą, na przykład, wymagać od dostawców energii, aby pewien procent dostarczanej energii pochodził z odnawialnych źródeł. Mogą także wprowadzić wymogi dotyczące efektywności energetycznej budynków, co z kolei może zwiększyć popyt na technologie związane z OZE.

Edukacja i podnoszenie świadomości są równie ważne. Działania edukacyjne i kampanie mające na celu zwiększenie świadomości społecznej na temat korzyści związanych z OZE mogą odgrywać istotną rolę w promowaniu zrównoważonych źródeł energii.

Na koniec, warto zauważyć rolę partnerstw publiczno-prywatnych. Współpraca między sektorem publicznym a prywatnym może przyczynić się do przyspieszenia rozwoju i adopcji OZE. Na przykład, państwo może współpracować z prywatnymi firmami w celu budowy infrastruktury niezbędnej do dystrybucji energii odnawialnej [25].

Różnorodne narzędzia, jeśli są odpowiednio wykorzystane, mogą znacznie przyspieszyć przejście na OZE i przyczynić się do realizacji celów klimatycznych i energetycznych.

Promocja i wspieranie technologii związanych z OZE stanowią istotną część strategii zarządzania energią odnawialną. Istnieje wiele sposobów na promowanie tych technologii, zaczynając od finansowania badań i rozwoju (R&D). Inwestowanie w badania i rozwój technologii związanych z OZE jest kluczowe dla przyspieszenia ich innowacji i polepszania efektywności. W tym celu rządy mogą dostarczać bezpośrednie finansowanie dla instytucji badawczych, jak również zachęcać do prywatnych inwestycji w R&D poprzez ulgi podatkowe.

Jednocześnie, promowanie edukacji i szkolenia w dziedzinie OZE może pomóc w rozwoju kompetencji niezbędnych do wdrożenia i utrzymania tych technologii. Może to obejmować zarówno szkolenia dla profesjonalistów, jak i edukację społeczeństwa na temat korzyści związanych z OZE.

Współpraca z przemysłem to kolejna składowa tej strategii. Rządy mogą współpracować z przemysłem w celu przyspieszenia adopcji technologii OZE. Może to obejmować, na przykład, współpracę z producentami sprzętu OZE w celu zwiększenia produkcji i dostępności tych technologii, lub współpracę z firmami energetycznymi w celu integracji OZE z siecią energetyczną [26].

Równie istotne są kwestie związane z polityką cenową i subsydiowaniem. Ustanowienie korzystnej polityki cenowej, takiej jak systemy taryf gwarantowanych dla energii odnawialnej, może zachęcić do inwestycji w technologie OZE. Subsydia mogą również pomóc w pokryciu kosztów początkowych związanych z instalacją tych technologii.

Na koniec, wprowadzenie regulacji i standardów, takich jak wymóg stosowania określonej ilości energii z OZE w budynkach czy przemyśle, może również przyczynić się do promowania tych technologii [27, 28].

Przy właściwym podejściu, te strategie mogą przyczynić się do przyspieszenia rozwoju i adopcji technologii OZE, przyczyniając się do realizacji celów w zakresie zrównoważonej energii i ochrony środowiska.

Istotną częścią strategii zarządzania energią odnawialną jest ochrona środowiska. Inicjatywy w tej dziedzinie powinny obejmować szereg działań, takich jak recykling i zarządzanie odpadami. Wdrażanie i promowanie praktyk recyklingu oraz zrównoważonego zarządzania odpadami są kluczowe dla minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko. Może to obejmować wprowadzanie programów sortowania i recyklingu odpadów, promowanie gospodarki o obiegu zamkniętym, jak również regulacje dotyczące odpowiedzialnego zarządzania odpadami w przemyśle.

Ponadto, inicjatywy na rzecz ochrony przyrody mogą obejmować ochronę i przywracanie naturalnych siedlisk, promowanie zrównoważonego rolnictwa i leśnictwa, a także ochronę zagrożonych gatunków.

Znaczenie ma także zrównoważone planowanie przestrzenne. Zastosowanie zrównoważonych praktyk w urbanistyce i planowaniu przestrzennym, takie jak promowanie zielonej infrastruktury, ograniczanie zabudowy terenów naturalnych, czy tworzenie zielonych stref w miastach, może przynieść znaczące korzyści dla środowiska.

Kluczowe jest promowanie edukacji środowiskowej i podnoszenie świadomości na temat ochrony środowiska, które są kluczowe dla zachęcania społeczeństwa do podejmowania zrównoważonych wyborów.

Wprowadzenie tych działań może przyczynić się do ochrony i poprawy stanu środowiska naturalnego, a także do stworzenia zrównoważonej i odnawialnej gospodarki energetycznej.

5. Zakończenie

Rozpoznanie nowych możliwości i trendów w dziedzinie OZE i ochrony środowiska stanowi kluczowy element strategii energetycznej. Przegląd aktualnych i przyszłych trendów pozwala na antycypowanie zmian, które mogą mieć wpływ na politykę energetyczną i strategię ochrony środowiska. Szybko rozwijające się technologie magazynowania energii, takie jak baterie litowo-jonowe czy metody magazynowania energii mechanicznej, mogą znacznie zwiększyć efektywność i niezawodność systemów opartych na OZE. Innowacje w zakresie technologii energetycznych obejmują szeroki wachlarz działań, mających na celu doskonalenie procesów pozyskania, przetwarzania, transportu

i użytkowania nośników energii. Jednym z głównych obszarów jest zmniejszenie niedoskonałości termodynamicznych, co można osiągnąć poprzez podwyższenie sprawności energetycznej urządzeń i systemów. W tym kontekście, kogeneracja i trigeneracja, czyli jednoczesna produkcja energii elektrycznej, ciepłej i chłodniczej, stają się coraz bardziej popularne. Wykorzystanie energii odpadowej, zarówno z procesów technologicznych, jak i odpadów, również zyskuje na znaczeniu jako sposób na zwiększenie efektywności energetycznej.

Promowanie energetyki rozproszonej, w tym rozwój klastrów i spółdzielni energetycznych, jest kolejnym krokiem w kierunku zwiększenia efektywności i elastyczności systemów energetycznych. Dzięki temu, możliwe jest lepsze dostosowanie do lokalnych warunków i potrzeb, co z kolei może przyczynić się do zwiększenia udziału odnawialnych źródeł energii w matriksie energetycznym.

W kontekście biopaliw, rozwijane są tzw. biopaliwa zaawansowane II, III i IV generacji, które są bardziej efektywne i ekologiczne niż ich wcześniejsze wersje. Biogazownie szczytowe, które pozwalają na magazynowanie i wykorzystanie biogazu w okresach szczytowego zapotrzebowania, również stanowią interesujący obszar badań i implementacji.

W dziedzinie technologii wiatrowej, innowacje obejmują regulowane łopatki, które dostosowują się do kierunku wiatru, turbiny powietrzne operujące na większych wysokościach, oraz zastosowanie silników odrzutowych do konwersji energii wiatrowej. Turbina Fullera, wykorzystująca cienkie metalowe tarcze do napędu generatora, oraz technologie eliminujące tarcie, takie jak lewitowanie łopatek turbin, są kolejnymi przykładami innowacji w tym sektorze.

Inteligentne domy, wykorzystujące zaawansowane systemy zarządzania energią i automatyzację, są również częścią szerokiego spektrum innowacji mających na celu zwiększenie efektywności energetycznej i zrównoważonego rozwoju. W sumie, te różnorodne innowacje stanowią zintegrowany i holistyczny podejście do doskonalenia technologii energetycznych, mając na celu osiągnięcie wyższej efektywności, zrównoważonego rozwoju i zminimalizowania wpływu na środowisko. Inteligentne sieci energetyczne, umożliwiające dwukierunkową komunikację i zarządzanie pomiędzy producentami i konsumentami energii, mogą przyczynić się do stabilizacji sieci i umożliwiają efektywniejsze wykorzystanie OZE. Technologie wychwytu i przechowywania CO₂, które są obecnie w fazie eksperymentalnej, mogą w przyszłości przyczynić się do redukcji emisji gazów cieplarnianych, choć wiążą się z pewnymi wyzwaniami zarówno technologicznymi, jak i ekonomicznymi. Wykorzystanie tych i innych innowacji może pomóc krajom UE w realizacji ich celów związanych z OZE i ochroną środowiska.

W tym kontekście, aktywne przyjęcie i implementacja najnowszych technologii i innowacji jest kluczowe dla przyspieszenia transformacji energetycznej. Rozwijające się technologie takie jak inteligentne sieci energetyczne pozwalają na lepsze zarządzanie i dystrybucję energii, umożliwiając efektywne wykorzystanie OZE. Nowoczesne panele fotowoltaiczne, które są coraz bardziej efektywne i tańsze w produkcji, mogą przyczynić się do przyspieszenia adopcji energii słonecznej. Technologie magazynowania energii, takie jak nowoczesne baterie litowo-jonowe, są kluczowe dla poprawy niezawodności i efektywności systemów opartych na OZE. Wdrażanie zaawansowanych technologii wychwytu i składowania CO₂ może przyczynić się do redukcji emisji gazów cieplarnianych. Każdy z tych elementów, a także wiele innych innowacji, stanowi istotny krok w kierunku zwiększenia udziału OZE w miksie energetycznym.

Zaangażowanie różnych interesariuszy – od rządów, poprzez sektor prywatny, lokalne społeczności, aż po organizacje pozarządowe i społeczeństwo obywatelskie – jest kluczowe dla promowania OZE i ochrony środowiska. Poprzez budowanie silnych i trwałych relacji z interesariuszami, możliwe jest stworzenie platformy do wymiany wiedzy, doświadczeń i najlepszych praktyk. Tego rodzaju działania umożliwiają rozwój wspólnych strategii i inicjatyw, które przyczyniają się do promowania zrównoważonych źródeł energii.

Jednym z najważniejszych aspektów jest edukacja społeczności lokalnych na temat korzyści płynących z OZE, takich jak tworzenie miejsc pracy, poprawa jakości powietrza, redukcja emisji gazów cieplarnianych i ograniczenie zależności od paliw kopalnych. Równie ważne jest przekonywanie decydentów politycznych i liderów biznesowych do inwestowania w OZE i adopcji zrównoważonych praktyk biznesowych.

Jednocześnie, zaangażowanie interesariuszy pozwala na identyfikację i zarządzanie potencjalnymi wyzwaniami i oporami, które mogą pojawić się w procesie transformacji energetycznej. Może to obejmować zarówno kwestie techniczne i infrastrukturalne, jak i społeczne, ekonomiczne czy prawne.

Ostatecznie, budowanie pozytywnych relacji z interesariuszami przyczynia się do tworzenia środowiska, które sprzyja adopcji OZE i promuje zrównoważoną, niskowęglową przyszłość.

6. Wnioski/Podsumowanie

Wnioski z przeprowadzonego przeglądu literatury polskiej i anglojęzycznej oraz innych źródeł w obszarze zarządzania działaniami w kierunku Odnawialnych Źródeł Energii (OZE) oraz ochrony środowiska wskazują na następujące poniższe konkluzje.

Zrealizowany przegląd literatury potwierdza, że OZE odgrywają coraz większą rolę w globalnym sektorze energetycznym. Wiele badań i publikacji podkreśla konieczność rozwoju i wykorzystania OZE jako alternatywy dla paliw kopalnych, aby ograniczyć emisje gazów cieplarnianych i zmniejszyć negatywny wpływ na środowisko.

Należy podkreślić kluczową rolę polityki i regulacji w promowaniu OZE i ochrony środowiska. Kraje, które wprowadziły odpowiednie instrumenty prawne, wsparcie finansowe i bodźce podatkowe dla OZE, odnotowały większy postęp w tym obszarze. Ważne jest kontynuowanie prac legislacyjnych, które zachęcają do inwestycji w OZE i wprowadzają surowe normy dotyczące emisji.

Istotne jest znaczenie różnych technologii OZE, takich jak energia słoneczna, wiatrowa, wodna, geotermalna i biomasa. Określenie opłacalności instalacji geotermalnych jest kluczowe, zwłaszcza w kontekście wysokich kosztów początkowych związanych z wierceniem otworów wiertniczych. Te inicjalne inwestycje stanowią znaczący procent całkowitych kosztów i mogą wpływać na decyzje inwestycyjne. Jednakże, warto zauważyć, że koszty operacyjne na etapie eksploatacji są stosunkowo niskie, co sprawia, że energia geotermalna staje się coraz bardziej konkurencyjna. Trend spadkowy kosztów produkcji energii geotermalnej, obserwowany w ostatnich latach, jest zgodny z danymi rynkowymi. Na przykład, koszt produkcji energii geotermalnej spadł z około 50-150 EUR·MWh⁻¹ w 2005 roku do 40-80 EUR·MWh⁻¹ w 2020 roku. Dla Polski, kraju o dużym potencjale geotermalnym, jest to dobra wiadomość. Dotychczas wydobywanie energii geotermalnej było uznawane za nieopłacalne, głównie ze względu na dużą głębokość większości złóż. Jednak zmiany w strukturze kosztów mogą wpłynąć na zwiększenie atrakcyjności tej formy odnawialnej energii w Polsce. W kontekście euro-

pejskim, oczekuje się, że wykorzystanie energii geotermalnej będzie szybko rosło w ciągu najbliższych dziesięcioleci. Jednym z głównych zastosowań energii geotermalnej jest rolnictwo, a konkretnie dostarczanie ciepła do szklarni w ogrodnictwie. Jest to szczególnie istotne w kontekście zrównoważonego rozwoju i dążeń do zwiększenia efektywności energetycznej w sektorze rolniczym. Każda z tych technologii ma swoje unikalne cechy i potencjał, które można wykorzystać do produkcji energii bez emisji szkodliwych substancji. Prace badawcze nad doskonaleniem tych technologii i ich skutecznym wdrażaniem są niezwykle istotne [29].

Wielu autorów zwraca uwagę na konieczność zwiększenia inwestycji w sektor OZE. Należy wskazać, że inwestycje w OZE przynoszą nie tylko korzyści dla środowiska, ale także przyczyniają się do tworzenia nowych miejsc pracy i pobudzania rozwoju gospodarczego. Ważne jest, aby kraje i instytucje finansowe kontynuowały wspieranie projektów OZE i tworzenie korzystnych warunków inwestycyjnych.

Równie istotna jest konieczność zwiększenia świadomości społecznej na temat korzyści wynikających z OZE i ochrony środowiska. Edukacja i kampanie informacyjne odgrywają kluczową rolę w zachęcaniu społeczeństwa do podejmowania działań proekologicznych i promowania zrównoważonego rozwoju.

Wzrastające znaczenie OZE jako alternatywy dla paliw kopalnych zostało potwierdzone przez badania i publikacje. Polityka i regulacje odgrywają kluczową rolę w promowaniu OZE, dlatego ważne jest kontynuowanie prac legislacyjnych i wprowadzanie bodźców dla inwestycji w OZE. Różne technologie OZE, takie jak energia słoneczna, wiatrowa, wodna, geotermalna i biomasa, mają duży potencjał i wymagają dalszych badań i doskonalenia. Inwestycje w OZE przynoszą korzyści zarówno dla środowiska, jak i dla gospodarki, dlatego konieczne jest zwiększenie inwestycji w ten sektor. Wzrost świadomości społecznej i edukacja na temat OZE są istotne dla promowania działań proekologicznych i zrównoważonego rozwoju. Wnioski te stanowią ważne wskazówki dla decydentów, inwestorów, badaczy i społeczeństwa jako całości, aby kontynuować działania w kierunku Odnawialnych Źródeł Energii i ochrony środowiska.

Literatura

1. Olkiewicz M., Bober B., *Zarządzanie energią determinantą ochrony środowiska. Zeszyty Naukowe*, Organizacja i Zarządzanie/Politechnika Śląska, Katowice 2017, s. 365-382.
2. Seroka A., *Odnawialne źródła energii jako element zarządzania bezpieczeństwem energetycznym państwa*, Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej, Zarządzanie, Częstochowa 2022, s. 88-100.
3. Matysko R., Wiśniewska W., Schab M., *Możliwości poprawy efektywności energetycznej instalacji WMA*, Nowa Energia, Warszawa 2022, s. 16-21.
4. Pilarczyk A., Pilarczyk E., *Konstytucyjne gwarancje ochrony środowiska na przykładzie nałożonych kar przez wojewódzkich inspektorów ochrony środowiska*, Zeszyty Naukowe Collegium Witelona, 2(43), 2022, s. 39-55.
5. Seroka A., *Odnawialne źródła energii jako element zarządzania bezpieczeństwem energetycznym państwa*, Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej, Zarządzanie, 46, Częstochowa 2022, s. 88-100.
6. Musiał W., Ziolo M., Luty L., Musiał K., *Polityka energetyczna państw członkowskich Unii Europejskiej w kontekście rozwoju odnawialnych źródeł energii*, Energie, 14(10), Warszawa 2022, s. 2864-2865.
7. Bórawski P., Wyszomierski R., Beldycka-Bórawska A., Mickiewicz B., Kalinowska B., Dunn J.W., Rokicki T., *Rozwój odnawialnych źródeł energii w Unii Europejskiej w kontekście polityki zrównoważonego rozwoju*, Energie, 15(4), Warszawa 2022, s. 1545.

8. Bórawski P., Beldycka-Bórawska A., Szymańska E.J., Jankowski K.J., Dubis B., Dunn J.W., *Rozwój rynku odnawialnych źródeł energii i biopaliw w Unii Europejskiej*, Dziennik czystszej produkcji, Warszawa 2019, s. 467-484.
9. Climate Policy Tracker, Energy, <https://climatepolicytracker.org/industries/energy/> [data dostępu: 14.06.2023].
10. Sobolewski M., *Europejski Zielony Ład – w stronę neutralności klimatycznej*, Infos zagadnienia społeczno-gospodarcze, 9, Warszawa 2020, s. 1-4.
11. *Jak UE wspiera energię odnawialną? Parlament Europejski – aktualności*, <https://www.europarl.europa.eu/news/pl/headlines/society/20221128STO58001/jak-ue-wspiera-energie-odnawialna> [data dostępu: 3.06. 2022].
12. Gołabeska E., Harasimowicz A., *Wybrane problemy związane z realizacją systemów wykorzystujących zieloną energię*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2023, s. 74.
13. Maiorano L., Falcucci A., Garton E.O., Boitani L., *Contribution of the Natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy*, Conservation biology, 21(6), Italy 2007, s. 1433-1444.
14. Miciuła I., *Polityka energetyczna Unii Europejskiej do 2030 roku w ramach zrównoważonego rozwoju*, Studia i Prace WNEiZ, Uniwersytet Szczeciński, Szczecin 2015, s. 57-67.
15. European Investment Bank, FEMIP Study on Climate Change and Energy in the Mediterranean. Available online: https://www.eib.org/attachments/country/climate_change_energy_mediterranean_en.pdf [data dostępu: 11.06. 2022].
16. Szpak K., *Polityka klimatyczna. In Polityka klimatyczna Unii Europejskiej w Perspektywie 2050 Roku*, Polityka Klimatyczna i jej Realizacja w Pierwszej Połowie XXI Wieku; Gajewski J., Paprocki W., Eds.; Publikacja Europejskiego Kongresu Finansowego, Centrum Myśli Strategicznych: Warszaw, Poland 2020, s. 35.
17. D’Adamo I., Falcone P.M., Gastaldi M., Morone P., *RES-T trajectories and an integrated SWOT-AHP analysis for biomethane*, Policy implications to support a green revolution in European transport. Energy Policy 2020, 138, s. 111220.
18. Dincer I., *Renewable energy and sustainable development*, A crucial review. Renew. Sustain. Energy Rev., 4, 2000, s. 157-175.
19. Miciuła I., Wojtaszek H., Włodarczyk B., Szturo M., Gac M., Będźmirowski J., Kajoć K., Kabus J., *The Current Picture of the Transition to a Green Economy in the EU – Trends in Climate and Energy Policy versus State Security*, Energies 2021, s. 14-23.
20. Jałowiec T., Wojtaszek H., *Analysis of the RES Potential in Accordance with the Energy Policy of the European Union*, Energies, 2021, s. 1-14.
21. Wojtaszek H., Jałowiec T., Miciuła I., *Analysis of the Potential Management of the Low-Carbon Energy Transformation by 2050*, Energies, 15(7), 2022, s. 1-32.
22. Miciuła I., Wojtaszek H., Bazan M., Janiczek T., Włodarczyk B., Kabus J., Kana R., *Management of the Energy Mix and Emissivity of Individual Economies in the European Union as a Challenge of the Modern World Climate*, Energies, 2020, s. 1-24.
23. Jałowiec T., Wojtaszek H., Miciuła I., *Green Energy Management through the Implementation of RES in the EU*, Analysis of the Opinions of Poland and Germany, Energies, 2021, s. 34-41.
24. Rosenow J., Kern F., *EU energy innovation policy, The curious case of energy efficiency*, In Research Handbook on EU Energy Law and Policy; Edward Elgar Publishing: Cheltenham, UK, 2017, s. 501- 518.
25. *Czysta Energia. Innowacje Energetyczne Dzięki Zmianie Myślenia*, Available online: <https://www.europarl.europa.eu/news/pl/press-room/20180202IPR97028/czysta-energia-innowacje-energetyczne-dzieki-zmianie-myslenia> [data dostępu: 14.06.2023].

26. *Energetyka Obywatelska w Polsce. Analiza Stanu i Rekomendacje Do Rozwoju*, Available online: https://www.pine.org.pl/wp-content/uploads/2020/06/191021_InE_Opracowanie_v3_FNEZ_czyste.pdf [data dostępu: 13.06. 2022].
27. *W Kierunku Nowoczesnego Rynku Energii*, Available online: https://rynek-energii-elektrycznej.cire.pl/pliki/2/raport_bezpieczenstwo-dostaw-energii-elektrycznej.pdf [data dostępu: 11.06. 2022].
28. *Climate Change Mitigation – European Environment Agency*, Available online: <https://www.eea.europa.eu/pl/themes/climate/intro> [data dostępu: 5.06. 2022].
29. Kurpaska S., Janowski M., Gliniak M., Krakowiak-Bal A., Ziemiańczyk U., *The Use of Geothermal Energy to Heating Crops under Cover: A Case Study of Poland*, *Energies* 14(9), 2021, 2618, <https://doi.org/10.3390/en14092618>.

Zarządzanie działaniami w kierunku OZE. Ochrona środowiska – rozwiązania i perspektywy

Streszczenie

Celem niniejszej pracy było przeprowadzenie przeglądu literatury polskiej i anglojęzycznej oraz innych źródeł w kierunku analizy zarządzania działaniami w kierunku Odnawialnych Źródeł Energii (OZE) oraz ochrony środowiska. Praca ma na celu zrozumienie obecnej sytuacji energetycznej i zależności od paliw kopalnych w krajach Unii Europejskiej oraz ocenę działań podejmowanych w obszarze OZE i ochrony środowiska. Metodyka pracy obejmuje przegląd literatury polskiej i anglojęzycznej, a także innych źródeł informacji w celu uzyskania wiedzy na temat aktualnych trendów, strategii i rozwiązań w obszarze OZE i ochrony środowiska. Wnioski pozwalają na ustalenie wzrastającego znaczenia OZE jako alternatywy dla paliw kopalnych zostało potwierdzone przez badania i publikacje. Polityka i regulacje odgrywają kluczową rolę w promowaniu OZE, dlatego ważne jest kontynuowanie prac legislacyjnych i wprowadzanie bodźców dla inwestycji w OZE. Różne technologie OZE, takie jak energia słoneczna, wiatrowa, wodna, geotermalna i biomasa, mają duży potencjał i wymagają dalszych badań i doskonalenia. Inwestycje w OZE przynoszą korzyści zarówno dla środowiska, jak i dla gospodarki, dlatego konieczne jest zwiększenie inwestycji w ten sektor. Wzrost świadomości społecznej i edukacja na temat OZE są istotne dla promowania działań proekologicznych i zrównoważonego rozwoju. Wnioski te stanowią ważne wskazówki dla decydentów, inwestorów, badaczy i społeczeństwa jako całości, aby kontynuować działania w kierunku Odnawialnych Źródeł Energii i ochrony środowiska.

Słowa kluczowe: zarządzanie, działania, Ochrona, Środowisko, OZE

Management of activities towards RES. Environmental protection – solutions and perspectives

Abstract

The purpose of this work was to conduct a review of Polish and English-language literature and other sources in the direction of analyzing the management of activities in the field of Renewable Energy Sources (RES) and environmental protection. The work aims to understand the current energy situation and dependence on fossil fuels in the European Union countries and to assess the activities undertaken in the area of RES and environmental protection. The methodology of the work includes a review of Polish and English-language literature, as well as other sources of information in order to obtain knowledge about current trends, strategies and solutions in the area of renewable energy and environmental protection. Conclusions allow to establish the growing importance of RES as an alternative to fossil fuels, which has been confirmed by research and publications. Policies and regulations play a key role in promoting RES, so it is important to continue legislative work and introduce incentives for investments in RES. Various RES technologies, such as solar, wind, hydro, geothermal and biomass, have great potential and require further research and improvement. Investments in RES bring benefits both for the environment and for the economy, therefore it is necessary to increase investments in this sector. Increasing public awareness and education on RES are important for promoting pro-ecological activities and sustainable development. These conclusions provide important guidance for policy makers, investors, researchers and society as a whole to move forward towards Renewable Energy and environmental protection.

Keywords: management, activities, protection, environment, RES

Analiza wpływu lokalizacji i warunków klimatycznych na temperaturę i pracę paneli PV elektrowni hybrydowej Wydziału Elektrycznego PB

1. Wstęp

Panele fotowoltaiczne przetwarzające energię promieniowania słonecznego na energię elektryczną zaliczane są do odnawialnych źródeł energii. Jest to najpopularniejsze rozwiązanie z tej grupy źródeł w Polsce. Na przestrzeni lat zapotrzebowanie na energię elektryczną rośnie, co niesie za sobą konieczność modernizacji całego systemu energetycznego. W 1989 roku zapotrzebowanie Polski na energię wynosiło 147 TWh, a w 2021 roku było to już 173,6 TWh. Energia elektryczna w Polsce produkowana jest przede wszystkim w elektrowniach zawodowych. W 2021 roku wielkość produkcji w tych obiektach wyniosła 154 599 GWh, co stanowiło prawie 90% całkowitej produkcji [1]. Alternatywne źródła są więc niezbędne do pozyskiwania energii, znacząco odciążając elektrownie oparte na paliwach kopalnych. W najbliższych latach planowane jest zwiększenie udziału generacji ze źródeł odnawialnych. Celem tych działań jest dążenie do zmniejszenia emisji substancji szkodliwych dla środowiska [2, 3]. W komunikacie z 2014 roku „Ramy polityczne dla klimatu i energii w okresie od 2020 do 2030 roku” [4] Komisja Europejska rozpoczęła debatę na temat nowych ram polityki energetycznej w podejściu do 2030 roku. Przez kolejne lata dyskusje pomiędzy poszczególnymi stronami, w tym państwami członkowskimi, doprowadziły do przyjęcia w 2018 r. pakietu dokumentów końcowych i rozporządzeń dedykowanych poszczególnym obszarom i celom na rok 2030. W efekcie przyjęto nowe cele polityki energetycznej UE do osiągnięcia do 2030 r., które wynikają z ogólnej polityki dekarbonizacji

- Co najmniej 40% redukcja emisji gazów cieplarnianych (w stosunku do poziomu z 1990 roku);
- Co najmniej 32% udział energii odnawialnej;
- Co najmniej 32,5% poprawa efektywności energetycznej [4]

Panele fotowoltaiczne wykorzystują promieniowanie słoneczne, które następnie zamieniane jest na energię elektryczną bez użycia dodatkowych przemian chemicznych. Pierwszej takiej konwersji dokonał fizyk Edmund Becquerel w 1839 roku, kiedy wynalazł sposób wytwarzania energii elektrycznej poprzez materiał półprzewodnikowy pochłaniający promieniowanie słoneczne. Natomiast pierwsze ogniwo PV zostało skonstruowane z wykorzystaniem krzemu monokrystalicznego przez trzech naukowców: Fullera, Pearsona i Chaplina w Bell Laboratories w USA. Było to w 1954 roku. W celu określenia ilości energii produkowanej w systemie fotowoltaicznym ważna jest analiza

¹ jacek.gawina.109880@student.pb.edu.pl, Wydział Elektryczny, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45D, 15-351 Białystok.

² konrad.tarasiewicz.109899@student.pb.edu.pl, Wydział Elektryczny, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45D, 15-351 Białystok.

³ j.kusznier@pb.edu.pl, Wydział Elektryczny, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45D, 15-351 Białystok.

pracy matryc fotowoltaicznych (PV) w rzeczywistych warunkach pracy oraz uwzględnienie wpływu czynników zewnętrznych takich jak nasłonecznienie (irradiacja) i uśłonecznienie, temperatura otoczenia oraz prędkość wiejącego wiatru, który jest naturalnym czynnikiem chłodzącym panele PV [5-8]. Promieniowanie słoneczne docierające do powierzchni Ziemi można podzielić na trzy podstawowe rodzaje: promieniowanie bezpośrednie, promieniowanie rozproszone oraz promieniowanie odbite. Stąd zdefiniowano średnią gęstość strumienia promieniowania słonecznego padającego na płaską powierzchnię ustawioną prostopadle do kierunku promieni poza atmosferą ziemską. Została ona nazwana stałą słoneczną [9].

2. Prezentacja obiektu badań

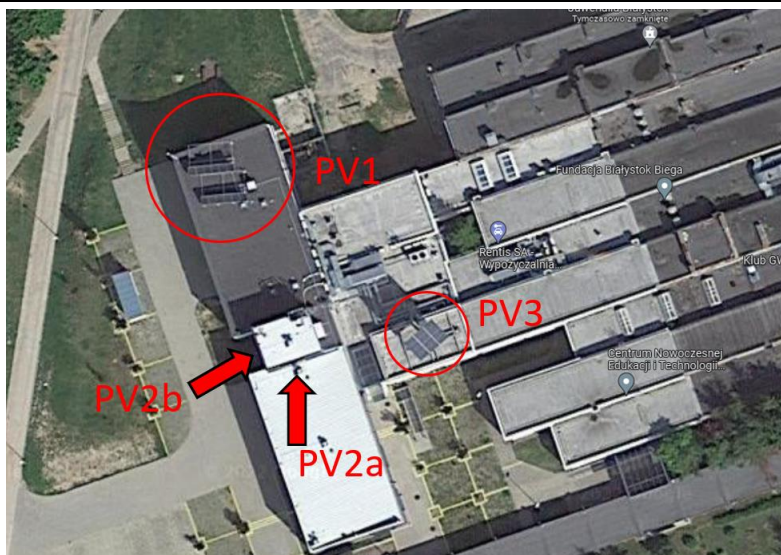
Obiektem badawczym przedstawionym w artykule jest elektrownia hybrydowa Wydziału Elektrycznego Politechniki Białostockiej (rysunek 1). Została ona oddana do użytku w grudniu 2014 roku. Kompleks ten służy nie tylko do zasilania w energię elektryczną Centrum Badawczo-Dydaktycznego Wydziału Elektrycznego, ale jest również wykorzystywany do celów badawczych i dydaktycznych. Składa się on z czterech sekcji polikrystalicznych paneli fotowoltaicznych o parametrach przedstawionych w tabeli 1. Łączna moc instalacji PV wynosi około 10 kWp [10]. Jedna z sekcji wyposażona jest w precyzyjny system nadążny (tracker), dzięki któremu porusza się ona w dwóch płaszczyznach umożliwiając najkorzystniejsze ustawienie względem położenia słońca. System archiwizacji, akwizycji, wizualizacji i przetwarzania danych pomiarowych przetwarza i gromadzi informacje o warunkach pogodowych, w tym o parametrach promieniowania słonecznego, wiatru, temperatury zewnętrznej, a także o poszczególnych modułach tworzących sekcje paneli. Praca elektrowni prezentowana jest na stronie internetowej oraz ekranach synoptycznych [11]. System może dostarczać energię do zasilania urządzeń na terenie kampusu PB lub oddawać energię do systemu energetycznego.

Tabela 1. Parametry sekcji fotowoltaicznej EC PB

	PV1	PV2a	PV2b	PV3
Lokalizacja	Dach budynku	Elewacja SE budynku	Elewacja SW budynku	Dach budynku
Ustawienie	Pod kątem ok. 38°	Pod kątem ok. 90°	Pod kątem ok. 90°	0-80°
Azymut	180°	160°	250°	45-315°
Moc DC	3,0 kWp	1,5 kWp	1,5 kWp	3,0 kWp
Inwerter	SMA typ SUNNY BOY 3000HF, moc maksymalna 3,15 kWp DC [12]	Goodwe NS-1500. Moc maksymalna 1,8 kWp DC [13]	Goodwe NS-1500. Moc maksymalna 1,8 kWp DC [13]	SMA typ SUNNY BOY 3000HF, moc maksymalna 3,15 kWp DC [12]
Liczba modułów	12	6	6	12
Powierzchnia całkowita	19,48m ²	9,74m ²	9,74m ²	19,48m ²
Powierzchnia aparatury	17,52m ²	8,76m ²	8,76m ²	17,52m ²

Tabela 2. Parametry paneli PV [14]

Symbol	ESP 250 6P
Producent	Europe Solar Production
Typ	Polycrystalline
Sprawność modułu	15.3%
Moc szczytowa STC	250 Wp
Moc szczytowa NOCT	182 Wp
Współczynniki temperatury dla P_{max}	$-0.46 \pm 0.02 \text{ \% / K}$
Współczynniki temperatury V_{oc}	$-0.34 \pm 0.01 \text{ \% / K}$
Współczynniki temperatury I_{sc}	$+0.07 \pm 0.02 \text{ \% / K}$
Wymiary modułu	1640x990x40 mm
12 lat gwarancji na wydajność modułu	Min 90%
25 lat gwarancji na wydajność modułu	Min 80%



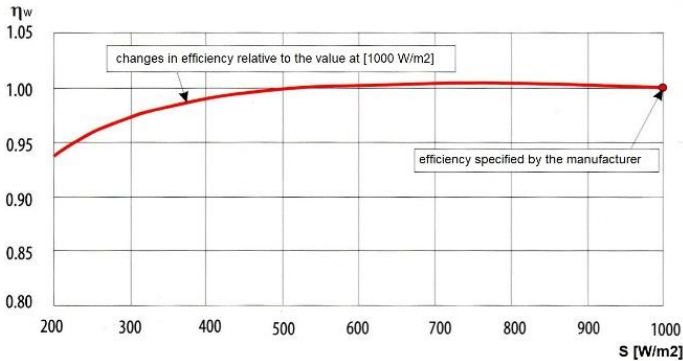
Rysunek 1. Lokalizacja instalacji fotowoltaicznej na Centrum Badawczo-Dydaktycznym Wydziału Elektrycznego oraz rozmieszczenie poszczególnych sekcji PV, opracowanie własne na podstawie [15]

Zastosowanie architektury IoT do obsługi elektrowni fotowoltaicznej Politechniki Białostockiej pozwala na kompleksową analizę jej pracy w czasie rzeczywistym. W skład systemu pomiarowego wchodzi urządzenia: National Instruments NI PXIe-8108 (2.53 GHz Dual-Core Embedded Controller for PXI Express), zewnętrzne moduły pomiarowe NI-9148 (8-Slot, Spartan- 3 FPGA and Ethernet Compact RIO Chassis), NI 9213, termopary NiCr-NiAl typu K oraz czujniki (NI-9219+ LP PYRA 03). Do monitorowania parametrów środowiskowych wykorzystano stację meteorologiczną WS501-UMB (Lufft, Fellbach, Niemcy), która poprzez interfejs RS485 jest połączona z komputerem NI PXIe-8108.

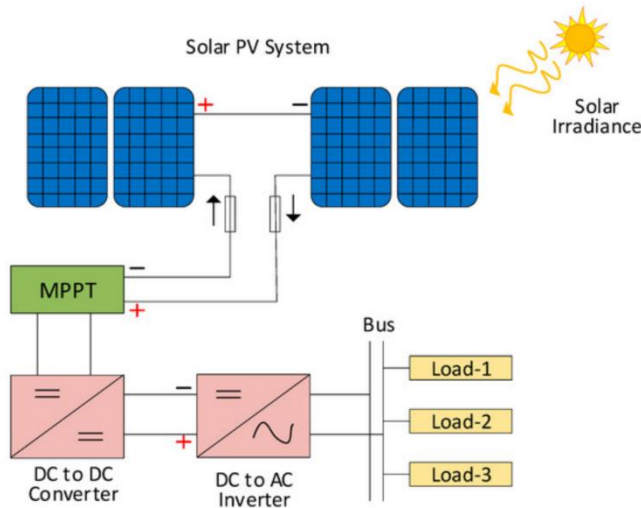
3. Czynniki wpływające na sprawność paneli fotowoltaicznych

Na pracę elektrowni fotowoltaicznej mają wpływ czynniki związane z lokalizacją, orientacją względem kierunków geograficznych, otaczającymi obiektami oraz warunkami atmosferycznymi. Czynniki pogodowe w polskich warunkach klimatycznych mogą zmieniać się w szerokim zakresie i w sposób trudny do precyzyjnego przewidzenia. Do

najważniejszych parametrów należą: temperatura, globalne oraz rozproszone natężenie promieniowania słonecznego (nasłonecznienie, irradancja), liczba godzin słonecznych (uśłonecznienie), prędkość i kierunek wiatru, wilgotność, ciśnienie, opady, długość dnia, położenie geograficzne i kąt orientacji. Moc padającego na powierzchnię paneli PV promieniowania słonecznego, a więc i temperatura otoczenia, nie są wartościami stałymi. Wraz ze spadkiem irradancji maleje niemalże proporcjonalnie moc maksymalna modułu. Fakt ten powoduje, że przy ocenie efektywności pracy modułu PV należy uwzględnić, jak zmienia się jego sprawność wraz ze zmianą wartości natężenia promieniowania [16].



Rysunek 2. Zmiana sprawności modułu c-Si w funkcji natężenia promieniowania słonecznego w stosunku do sprawności w warunkach STC [17]



Rysunek 3. System fotowoltaiczny (PV) ze śledzeniem maksymalnego punktu mocy (MPPT) [18]

Wykres przedstawiony na rysunku 2 należy interpretować w ten sposób, że moduł przy natężeniu promieniowania 200 W/m^2 osiąga sprawność 94% w stosunku do sprawności uzyskanej przy 1000 W/m^2 . Oznacza to, że jeżeli przy 1000 W/m^2 sprawność konwersji fotowoltaicznej wynosi 20%, wówczas przy 200 W/m^2 sprawność ta wyniesie $20\% \cdot 0,94 = 18,80\%$. Należy również pamiętać, że w rzeczywistych warunkach pracy sprawność konwersji energii słonecznej na energię elektryczną zawsze będzie niższa od sprawności podawanej przez producenta. Sprawność konwersji energii promie-

niowania słonecznego na energię elektryczną zależy w dużej mierze od charakteru energii słonecznej docierającej do Ziemi, czyli od widma promieniowania słonecznego. Aby uzyskać maksymalną moc wyjściową z systemu PV, pomiędzy systemem PV a konwerterem mocy przy niejednolitym napromieniowaniu słonecznym instaluje się układ elektroniczny zwany śledzeniem punktu maksymalnej mocy (MPPT), jak pokazano na rysunku 3.

Wykorzystując następujące parametry, wyznaczono sprawność paneli fotowoltaicznych w każdym sezonie: PV1: I_{DC} , PV1: U_{DC} , PV1: S_a , PV1: S_b , PV1: T , Sprawności te są następnie przedstawione w tabelach 3-6 jako funkcja temperatury zewnętrznej,

gdzie:

PV1: I_{DC} – prąd stały z zespołu paneli fotowoltaicznych [A],

PV1: U_{DC} – napięcie stałe na zespole paneli fotowoltaicznych [V],

PV1: S_a – wskazanie pyranometru sekcji północnej (irradiacja) [W/m^2],

PV1: S_b – wskazanie pyranometru sekcji południowej (irradiacja) [W/m^2],

PV1: T – temperatura otoczenia [$^{\circ}C$].

Do uzyskania miarodajnych wyników wykorzystano pomiary z dni o podobnych warunkach nasłonecznienia. W związku z tym konieczne było określenie wartości natężenia promieniowania charakterystycznych dla poszczególnych pór roku. Dokonano następującego podziału: wiosenną pracę elektrowni poddano analizie przy wartości natężenia promieniowania słonecznego $500 [W/m^2]$, pracę letnią przy $1000 [W/m^2]$, jesienną przy $750 [W/m^2]$, oraz zimową przy $800 [W/m^2]$. Do badań wykorzystano pomiary z trzech dni w każdej z pór roku. Do określenia sprawności sekcji paneli fotowoltaicznych ustawionych optymalnie posłużył następujący wzór:

$$\eta = \frac{E_w [W]}{S \left[\frac{W}{m^2} \right] \cdot P_p [m^2]} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie: η – sprawność, E_w – Moc chwilowa paneli fotowoltaicznych, P_p – powierzchnia paneli fotowoltaicznych, S – natężenie promieniowania słonecznego wyznaczona ze wzoru (2)

$$S \left[\frac{W}{m^2} \right] = \frac{S_a + S_b}{2} \left[\frac{W}{m^2} \right] \quad (2)$$

Tabela 3. Zestawienie wybranych wartości sezonu wiosennego, opracowanie własne na podstawie [19]

Pora roku	Data	Godzina	S [W/m^2]	η	Temperatura otoczenia [$^{\circ}C$]	Temperatura PV1 [$^{\circ}C$]
Wiosna	01.04.2021	10:04:59	535	17,3	14,3	29,60
	06.04.2021	15:29:33	549	19,2	3,7	15,06
	17.04.2021	10:00:09	500	20,2	9,1	27,20

Tabela 4. Zestawienie wybranych wartości sezonu letniego, opracowanie własne na podstawie [19]

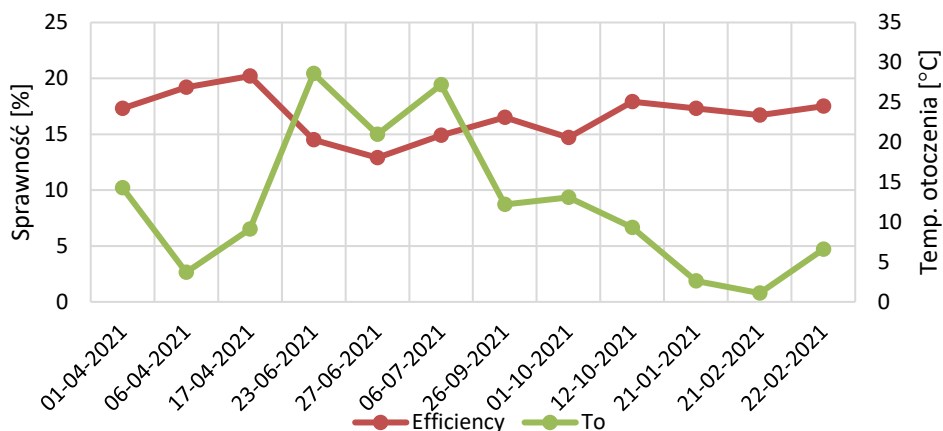
Pora roku	Data	Godzina	S [W/m^2]	η	Temperatura otoczenia [$^{\circ}C$]	Temperatura PV1 [$^{\circ}C$]
Lato	23.06.2021	10:26:59	1020	14,5	28,6	48,59
	27.06.2021	11:36:03	1035	12,9	21,0	38,08
	06.07.2021	11:33:09	970	14,9	27,2	55,43

Tabela 5. Zestawienie wybranych wartości sezonu jesiennego, opracowanie własne na podstawie [19]

Pora roku	Data	Godzina	S [W/m ²]	η	Temperatura otoczenia [°C]	Temperatura PV1 [°C]
Jesień	26.09.2021	9:47:43	752	16,5	12,2	36,28
	01.10.2021	12:33:56	742	14,7	13,1	38,85
	12.10.2021	13:57:03	736	17,9	9,3	26,19

Tabela 6. Zestawienie wybranych wartości sezonu zimowego, opracowanie własne na podstawie [19]

Pora roku	Data	Godzina	S [W/m ²]	η	Temperatura otoczenia [°C]	Temperatura PV1 [°C]
Zima	21.01.2021	10:47:47	798	17,3	2,6	21,28
	21.02.2021	11:44:12	794	16,7	1,1	25,30
	22.02.2021	12:54:51	788	17,5	6,6	27,84



Rysunek. 4 Sprawności paneli PV a temperatura zewnętrzna w analizowanych dniach, opracowanie własne na podstawie [19]

4. Rozkład temperatury na modułach sekcji PV1



Rysunek 5. Rozmieszczenie modułów PV w sekcji PV1 [20]

W badanej sekcji PV1 panele ułożone są w dwóch rzędach, w każdym rzędzie zainstalowanych jest sześć modułów. Na każdy rząd modułów przypada jedna konstrukcja wsporcza. Montaż został zaprojektowany tak, aby uniknąć efektu wzajemnego zacięcia się paneli PV. Dla ułatwienia, w dalszej części pracy rzędy zostaną podzielone na część północną i południową. Analizę rozkładu temperatury przeprowadzono dla czterech pór roku, a do prezentacji wyników wybrano dni znajdujące się na pierwszej pozycji w tabelach każdej z analizowanych pór roku (tab. 3-6). Analizując rozkład temperatury na powierzchni każdego modułu, wzięto pod uwagę takie parametry jak temperatura otoczenia, kierunek i prędkość wiatru oraz natężenie napromienienia na części północnej i południowej. Parametry te powinny być brane pod uwagę, gdyż bezpośrednio wpływają na końcową temperaturę modułów. W celu graficznego przedstawienia rozkładu temperatury wybrano moment, w którym moduły osiągnęły jej najwyższą wartość w ciągu dnia. Analiza rozkładu temperatury na powierzchni paneli sekcji PV1 w okresie wiosennym została przeprowadzona z wykorzystaniem danych pomiarowych z 01.04.2021. W tym dniu moduły osiągnęły najwyższą temperaturę o godzinie 12:10, a czynnikami wpływającymi na tę temperaturę były:

- temperatura otoczenia: 17,7°C;
- irradancja części północnej: 747 W/m²; południowej: 771 W/m²;
- prędkość wiatru: 3,9 m/s;
- kierunek wiatru: 270,9° (W).

Rozkład temperatury na modułach PV1 w okresie wiosennym przedstawiono na rysunku 6. Różnica temperatur pomiędzy modułem, który osiągnął najwyższą i najniższą temperaturę wynosi 2,34°C. Świadczy to o dużej równomierności jej rozkładu na powierzchni modułów w przedstawionych warunkach. Nie zaobserwowano znaczącej różnicy pomiędzy temperaturami modułów sekcji północnej i południowej, może to wynikać z obecności zachodniego wiatru, który równomiernie docierał do dwóch rzędów modułów w sekcji PV1. Obserwuje się jedynie nieco niższe wartości temperatur paneli od strony, z której wieje wiatr.



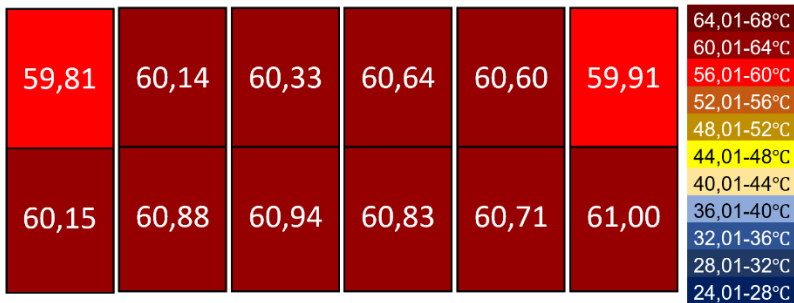
Rysunek 6. Rozkład temperatury na powierzchni modułów PV sekcji PV1 w okresie wiosennym,
opracowanie własne na podstawie [19]

Analiza rozkładu temperatury na powierzchni paneli PV w okresie letnim została przeprowadzona z wykorzystaniem danych pomiarowych z 23.06.2021. W tym dniu najwyższą temperaturę moduły osiągnęły o godzinie 13:06, a czynnikami wpływającymi na nią były:

- temperatura otoczenia: 31,8°C;
- irradancja części północnej: 860 W/m²; południowej: 860 W/m²;

- prędkość wiatru: 2,2 m/s;
- kierunek wiatru: 166,6° (SE).

Rozkład temperatury na modułach sekcji PV1 w okresie letnim przedstawiono na rysunku 7. W okresie letnim temperatura powierzchni na modułach osiągnęła wartość 61°C. Jest to spowodowane bardzo wysoką temperaturą otoczenia, która w tym dniu wynosiła aż 31,8°C. Różnica temperatur pomiędzy modułem, który osiągnął najwyższą i najniższą temperaturę wynosi 1,19°C. Wskazuje to na bardzo podobny rozkład temperatury na powierzchni modułów. Niższa temperatura jest zauważalna na części północnej w stosunku do części południowej. Fakt ten może być spowodowany południowo-wschodnim wiatrem o stosunkowo dużej prędkości powodującym nieznaczne wychłodzenie skrajnych modułów.

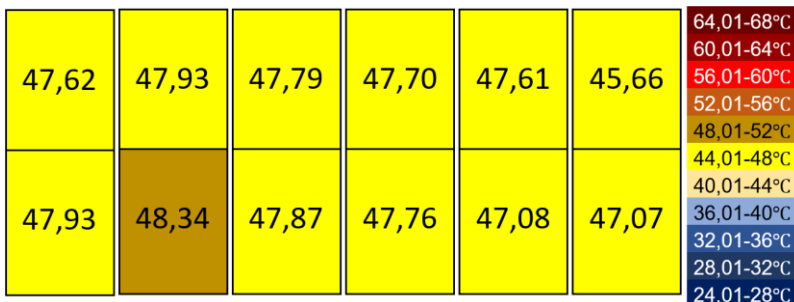


Rysunek 7. Rozkład temperatury na powierzchni modułów PV sekcji PV1 w okresie letnim, opracowanie własne na podstawie [19]

Analizę rozkładu temperatury na powierzchni paneli PV w okresie jesiennym przeprowadzono z wykorzystaniem danych pomiarowych z 26.09.2021. W tym dniu najwyższą temperaturę moduły osiągnęły o godzinie 12:23, a czynnikami wpływającymi na nią były:

- temperatura otoczenia: 16,1°C;
- irradancja części północnej: 937 W/m²; południowej: 951 W/m²;
- prędkość wiatru: 0,6 m/s;
- kierunek wiatru: 315,4° (NW).

Rozkład temperatury na modułach PV w warunkach jesiennych przedstawiono na rysunku 8. Różnica temperatur pomiędzy modułem, który osiągnął najwyższą i najniższą temperaturę wynosi 2,68°C. Wiatr w tym przypadku nie odgrywał zbyt dużej roli, gdyż był to wiatr północno-zachodni, a jego prędkość nie była duża i wynosiła 0,6 m/s.

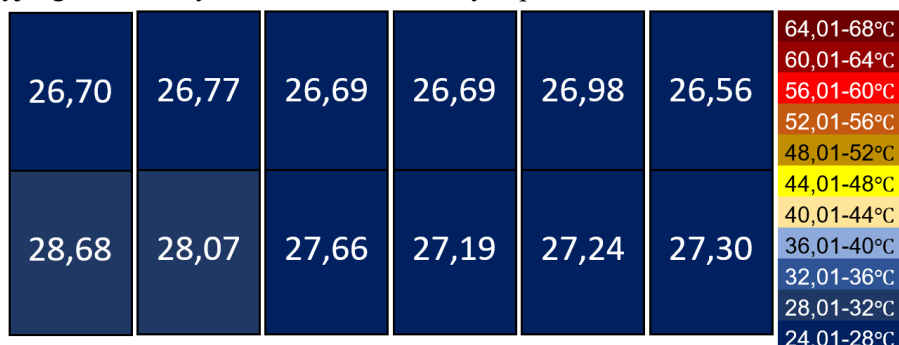


Rysunek 8. Rozkład temperatury na powierzchni modułów PV sekcji PV1 w okresie jesiennym, opracowanie własne na podstawie [19]

Analizę rozkładu temperatury na powierzchni paneli PV w okresie zimowym przeprowadzono z wykorzystaniem danych pomiarowych z 21.01.2021 r. W tym dniu moduły osiągnęły najwyższą temperaturę o godzinie 11:38, a czynnikami wpływającymi na tę temperaturę były:

- Temperatura zewnętrzna: 4,3°C;
- Irradiancja części północnej: 687 W/m²; południowej: 590 W/m²;
- Prędkość wiatru: 3,8 m/s;
- Kierunek wiatru: 191,3° (NW).

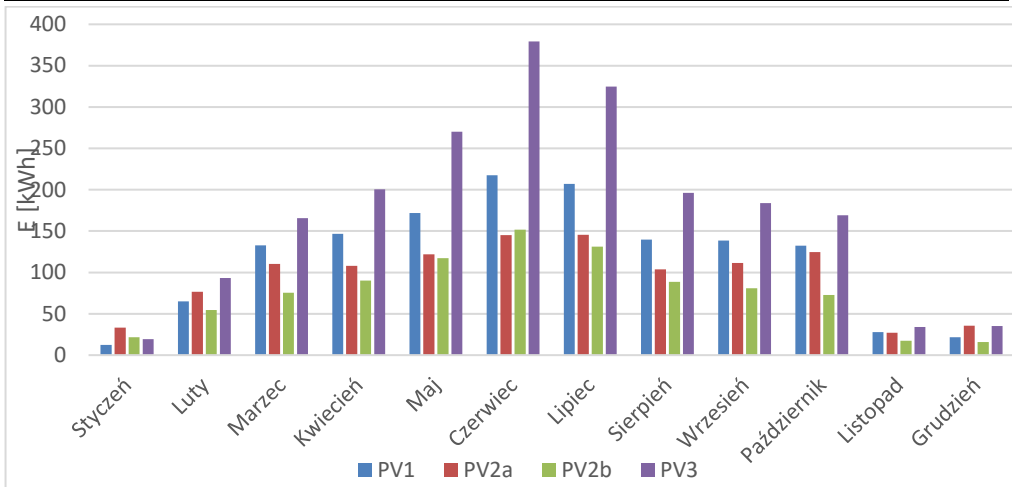
Rozkład temperatury na modułach PV przedstawiono na rysunku 9. Najwyższa uzyskana temperatura wyniosła 26,7°C, a różnica temperatur pomiędzy modulem, który osiągnął najwyższą i najniższą temperaturę wynosi 2,12°C. Niewątpliwie wpływ na to miała niska temperatura otoczenia, stosunkowo duża prędkość wiatru, ale przede wszystkim fakt, że promieniowanie słoneczne w zimie ma krótszy okres oddziaływania irradycyjnego na moduły PV w stosunku do innych pór roku.



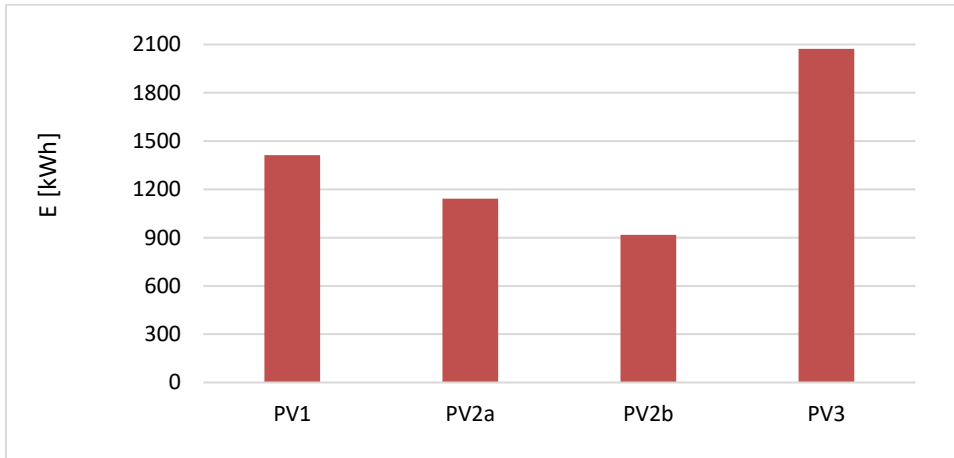
Rysunek 9. Rozkład temperatury na powierzchni modułów PV sekcji PV1 w okresie jesiennym, opracowanie własne na podstawie [19]

5. Porównanie ilości wytworzonej energii w zależności od lokalizacji sekcji

Analizując ilość wytworzonej energii wykorzystano dane pomiarowe z 2021 roku, a parametry poszczególnych sekcji elektrowni PV Wydziału Elektrycznego Politechniki Białostockiej przedstawiono w tabeli 1. Na podstawie danych pobranych z bazy danych serwera Elektrowni PB stworzono charakterystykę porównawczą przedstawiającą wygenerowaną energię przez poszczególne sekcje. Aby uzyskać bardziej obiektywny obraz generowanej energii w zależności od lokalizacji sekcji, unormowano wyniki względem rozbieżności w liczbie paneli PV. Sekcje PV1 i PV3 posiadają po 12 modułów, natomiast w sekcjach PV2a i PV2b ich liczba wynosi 6. Konieczne było zatem przeliczenie na wielkości względne, co pozwoliło na rzetelne porównanie uzyskanych wartości.



Rysunek 10. Porównanie ilości wyprodukowanej energii wygenerowanej przez każdą z sekcji w 2021 roku, przy uwzględnieniu tej samej liczby modułów we wszystkich sekcjach, opracowanie własne na podstawie [19]



Rysunek 11. Przedstawienie rocznej produkcji energii elektrycznej przez każdą z sekcji w 2021 roku, opracowanie własne na podstawie [19]

Widać wyraźnie, że sekcja PV3 ma najwyższą produkcję energii, co jest zgodne z oczekiwaniami, gdyż jest to segment modułów umieszczonych na trackerze. To o 659,15 kWh więcej niż sekcja PV1 (nachylona pod kątem 38 stopni), czyli paneli umieszczonych optymalnie, która zajęła drugie miejsce pod względem produkcji. Wynosi 31,82% rocznej generacji PV3. Najmniej energii wygenerowały moduły zainstalowane na elewacji. Sekcja PV2a wygenerowała o 19,1% mniej energii, a PV2b o 35% mniej w porównaniu z sekcją PV1. Nie jest to różnica dyskwalifikująca, zwłaszcza że sekcja PV2b jest odchylona od południa aż o kąt 60°. Porównując instalację na elewacji zawierającej panele skierowane na południowy wschód (PV2a), można stwierdzić, że w analizowanym przypadku są one bardziej opłacalne niż sekcja PV2b, czyli moduły zainstalowane na elewacji i skierowane na południowy zachód, ze względu na większe odchylenie od południa tej sekcji.

6. Wnioski

Wnioski są sformułowane przez autorów na podstawie wyników, obliczeń własnych oraz przeprowadzonej analizy danych pozyskanych z systemu pomiarowego przedstawionego w rozdziale 2. Celem pracy była analiza wpływu lokalizacji i warunków klimatycznych na temperaturę i pracę elektrowni fotowoltaicznej na Wydziale Elektrycznym PB. Lokalizacja ma bardzo istotny wpływ na pracę całej elektrowni. Należy wziąć pod uwagę, że wyniki analizowane w niniejszym artykule mogą nie pokrywać się z wynikami dla analogicznych instalacji zlokalizowanych w innej części kraju. Wynika to z różnic lokalizacyjnych oraz zmiennych warunków klimatycznych. Oczywiście zastosowanie trackera jest najbardziej optymalne pod względem produkcji energii elektrycznej, jednak jest to instalacja budowana w celach naukowych i dydaktycznych. Należy pamiętać, że koszt systemu nadążnego jest znacznie wyższy niż instalacja modułów PV na stelażu, dodatkowo rozwiązanie to zużywa energię elektryczną potrzebną do jego napędu i sterowania. Każda instalacja powinna być zaprojektowana tak, aby spełniała dane wymagania w konkretnej lokalizacji. Po przeanalizowaniu pomiarów odbywających się dzięki pracy Elektrowni PV Wydziału Elektrycznego Politechniki Białostockiej można stwierdzić, że najbardziej optymalnym rozwiązaniem w północno-wschodniej Polsce jest instalacja paneli zamontowanych w kierunku południowym, nachylonych pod kątem optymalnym, który wynosi w przypadku Białegostoku 38° . Natomiast jeśli inwestor nie ma możliwości zainstalowania paneli na gruncie lub dachu w kierunku południowym, to decyzja o zainstalowaniu ich na elewacji budynku również będzie słuszną. Drugim bardzo ważnym aspektem niniejszego opracowania jest wpływ warunków klimatycznych na temperaturę i pracę elektrowni fotowoltaicznej. Najważniejszy wpływ na ten parametr ma oczywiście temperatura otoczenia. Wzrost temperatury zewnętrznej powoduje spadek wartości napięcia na module, co negatywnie wpływa na współczynnik mocy i sprawności ogniw fotowoltaicznych [20]. Sam rozkład temperatury na modułach w sekcji nie jest idealnie równomierny, jednak maksymalne różnice temperatur nie przekraczały 3°C . W analizowanym przypadku największa różnica temperatur na modułach dla sekcji PV1 wystąpiła w okresie wiosennym i wyniosła $2,68^\circ\text{C}$. Temperatura modułów podlega ciągłym zmianom ze względu na zmiany temperatury otoczenia, natężenia promieniowania padającego na powierzchnię modułów PV, czy też prędkości i kierunku wiatru, który powoduje wychłodzenie paneli [21]. Wszystkie te okoliczności muszą być brane pod uwagę przez projektantów przy doborze komponentów w projekcie systemu fotowoltaicznego. Kolejnym ważnym zagadnieniem w kontekście wpływu warunków klimatycznych na pracę modułu jest natężenie promieniowania słonecznego. Przeprowadzona analiza potwierdza zależność pomiędzy wysokim napromienianiem a wzrostem temperatury modułu. Należy jednak pamiętać, że wraz ze wzrostem temperatury otoczenia następuje spadek napięcia obwodu otwartego (U_{oc}) w wyniku czego zmniejsza się generowana moc, jednak wartość ta jest znacznie mniejsza niż przyrost mocy spowodowany wysokim napromienieniem. Kolejnym ważnym zagadnieniem jest wpływ występowania wiatru i jego kierunku. Naukowcy, oprócz poszukiwania sposobów minimalizacji wpływu rosnącej temperatury podczas pracy ogniw, prowadzą badania nad metodami maksymalizacji wydajności systemów PV poprzez poprawę sprawności linii przesyłowych energii oraz magazynowania jej nadmiaru. Technolodzy sięgają po zmianę materiału do produkcji ogniw PV z Si na ogniwa wykonane ze stopu indu, galu, miedzi, selenu lub innych dostępnych materiałów, a także techno-

logię osadzania opartą na nanotechnologii [22]. Biorąc pod uwagę wyniki uzyskane podczas przedmiotowej analizy, można zauważyć, że prędkość i kierunek wiatru mogły przyczynić się do spadku temperatury modułów, co ostatecznie przełożyło się na wzrost mocy generowanej przez panele PV. Należy przy tym pamiętać, że moduły zainstalowane na elewacji mogą być znacznie ograniczone pod względem wpływu wiatru. Można więc stwierdzić, że sposób instalacji modułów znacząco wpływa na odprowadzanie ciepła paneli PV do otoczenia. Jest to jednak zjawisko, które trudno kontrolować, dlatego ważnym aspektem jest przemyślana lokalizacja instalacji w taki sposób, aby wykorzystać wiatr, tak aby moduły generowały jak najwięcej energii.

Podziękowanie

Finansowanie: Przedstawione badania zostały zrealizowane na Wydziale Elektrycznym i sfinansowane przez Politechnikę Białostocką z funduszu dydaktycznego na wsparcie działalności studenckich kół naukowych.

Literatura

1. <https://www.rynekelektryczny.pl/produkcja-energii-elektrycznej-w-polsce/> [16.12.2022].
2. MONITOR POLSKI DZIENNIK URZĘDOWY RZECZYPOSPOLITEJ POLSKIEJ *OBWIESZCZENIE MINISTRA KLIMATU I ŚRODOWISKA z dnia 2 marca 2021 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2040 r.* Warszawa, Polska, 10.03.2021. <https://monitorpolski.gov.pl/M2021000026401.pdf>, s. 120 [data dostępu: 16.12.2022].
3. Główny Urząd Statystyczny, *Energia ze źródeł odnawialnych w 2017 r. Energy from renewable sources in 2017*, Warszawa, Warsaw 2018. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/energia/energia-ze-zrodel-odnawialnych-w-2017-roku,10,1.html> [data dostępu: 16.12.2022].
4. Paska J., Surma T., *Electricity generation from renewable energy sources in Poland*, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2014. <https://www.mdpi.com/1996-1073/13/16/4261>, [data dostępu: 20.12.2022].
5. Jaskółowski W., Wiatr J., *Instalacje fotowoltaiczne. Podstawy fizyczne działania. Ochrona odgromowa. Zasady neutralizacji zagrożeń porażenia prądem elektrycznym w czasie pożaru*, Zeszyty Naukowe SGSP, 59(3), 2016, s. 73.
6. Idzkowski A., Karasowska K., Walendziuk W., *Temperature Analysis of the Stand-Alone and Building Integrated Photovoltaic Systems Based on Simulation and Measurement Data*. *Energies* 2020. <https://www.mdpi.com/1996-1073/13/16/4274> [data dostępu: 16.12.2022].
7. Kuszniar J., Wojtkowski W., *Impact of climatic conditions on PV panels operation in a photovoltaic power plant*, In *Proceedings of the 2019 15th Selected Issues of Electrical Engineering and Electronics (WZEE)*, Zakopane, Poland, 8-10 December 2019. <https://ieeexplore.ieee.org/document/8979985> [data dostępu: 17.12.2022].
8. Kuszniar J., Wojtkowski W., *IoT Solutions for Maintenance and Evaluation of Photovoltaic Systems*, *Energies* 2021, <https://www.mdpi.com/1996-1073/14/24/8567> [data dostępu: 16.12.2022].
9. Sarniak M.T., *Podstawy fotowoltaiki*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2008. s. 16
10. Trzasko W., *Na Politechnice Białostockiej powstał hybrydowy system energetyki wiatrowej i fotowoltaicznej*, Białystok 29.10.2014. <https://gramwzielone.pl/trendy/13276/na-politechnice-bialostockiej-powstal-hybrydowy-system-energetyki-wiatrowej-i-fotowoltaicznej> [data dostępu: 16.12.2022].
11. <http://elektrownia.pb.edu.pl/> [data dostępu: 12.01.2023].

12. SMA Solar Technology AG. Sunny Boy 2000HF/2500HF/3000HF – Installation Guide. <https://www.solartradesales.co.uk/Cache/Downloads/SunnyBoy-HF-Installation-guide-3.pdf> [data dostępu: 15-01-2023].
13. Solahart Goodwe Single Phase Small Domestic Inverter. GW1500-NS & GW3000-NS. https://www.solahart.com.au/media/5305/ih0113gw1500-ns-gw3000-nssingle-phase-inverters_june-2019_web.pdf [data dostępu: 15.01.2023].
14. ESP 6P 250-265 Wp, Moduły Fotowoltaiczne Polikrystaliczne o Grubości ramy 40 mm, Europe Solar Production. https://www.europe-solarproduction.com/media/2963/ESP-Polycrystalline-250-265WP_PL.pdf [data dostępu: 15.01.2023].
15. <https://www.google.pl/maps/@53.1186479,23.1508002,78m/data=!3m1!1e3> [data dostępu: 16.12.2022].
16. Kuszniar J., *Influence of Environmental Factors on the Intelligent Management of Photovoltaic and Wind Sections in a Hybrid Power Plant*. Energies. 2023. <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/4/1716> [data dostępu: 11.02.2023].
17. Szymański B., *Instalacje fotowoltaiczne. Teoria i praktyka*, GLOBEnergia, Kraków 2018, s. 56.
18. Ali A., Almutairi K., Malik M.Z., Irshad K., Tirth V., Algarni S., Zahir M.H., Islam S., Shafiullah M., Shukla N.K., *Review of Online and Soft Computing Maximum Power Point Tracking Techniques under Non-Uniform Solar Irradiation Conditions*. Energies 2020, 13, 3256, <https://www.mdpi.com/1996-1073/13/12/3256> [data dostępu: 22.12.2022].
19. <http://elektrownia.pb.edu.pl/dane/> [data dostępu: 16.12.2022].
20. <http://elektrownia.pb.edu.pl/pv1.php> [data dostępu: 16.12.2022].
21. Wacławek M., Rodziewicz T., *Ogniwa słoneczne: wpływ środowiska naturalnego na ich pracę*, WNT Warszawa 2011, s. 140.
22. Mateuszczuk P., Popławski T., Flansza J., *Wpływ natężenia promieniowania słonecznego i temperatury modułu na wybrane parametry i moc znamionową paneli fotowoltaicznych*. Przegląd Elektrotechniczny, grudzień 2015. <http://pe.org.pl/articles/2015/12/40.pdf>, s. 162. [data dostępu: 20.03.2023].

Analiza wpływu lokalizacji i warunków klimatycznych na temperaturę i pracę elektrowni fotowoltaicznej na Wydziale Elektrycznym PB

Streszczenie

Celem przedstawionej pracy było dokonanie analizy wpływu lokalizacji i warunków klimatycznych na temperaturę i pracę elektrowni fotowoltaicznej na Wydziale Elektrycznym Politechniki Białostockiej. W pracy przedstawiono tematykę związaną z konwersją energii promieniowania słonecznego na energię elektryczną poprzez zastosowanie czterech sekcji paneli fotowoltaicznych umieszczonych na terenie PB (sekcja zainstalowana optymalnie przy zastosowaniu konstrukcji wsporczej, sekcja wyposażona w precyzyjny system nadążny i dwie sekcje modułów umieszczonych na elewacji). Zakres tematyczny dotyczył aspektów wpływających na efektywność generacji energii elektrycznej przez panele PV, rozkładu temperatury na powierzchni modułów fotowoltaicznych, a także porównania ilości wytworzonej energii w zależności od lokalizacji sekcji. Treść artykułu bazuje na danych pomiarowych pozyskanych z systemu archiwizacji i wizualizacji danych pomiarowych PB. Treść pracy została wzbogacona o informacje pozyskane z literatury oraz bazuje na własnej wiedzy autorów. Przeprowadzone badania pokazały, że wpływ lokalizacji ma decydujące znaczenie w zakresie potencjału produkcji energii. Najbardziej korzystne wyniki prezentuje sekcja umieszczona na trackerze. Potwierdzono i opisano również wpływ temperatury zewnętrznej, poziomu nasłonecznienia i uśłonecznienia oraz prędkości i kierunku wiatru na poziom generacji energii elektrycznej. Dalsze prace mogą polegać na analizie zarejestrowanych wyników z lat poprzednich, oraz roku 2022 w celu oceny procesu starzenia się paneli fotowoltaicznych.

Słowa kluczowe: odnawialne źródła energii, fotowoltaika, energia słoneczna, PV, elektrownia PV

Analysis of the influence of location and climatic conditions on the temperature and operation of the photovoltaic power plant in the PB Department of Electrical Engineering

Abstract

The aim of the presented work was to analyze the influence of location and climatic conditions on the temperature and operation of a photovoltaic power plant at the Faculty of Electrical Engineering of Białystok University of Technology. The paper presents the conversion of solar energy into electricity through the use of four sections of photovoltaic panels placed on the PB site (a section installed optimally using a support structure, a section equipped with a precision tracking system and two sections of modules placed on the façade). The scope of the article was on aspects affecting the efficiency of power generation by PV panels, the temperature distribution on the surface of photovoltaic modules, as well as a comparison of the amount of energy generated depending on the location of the section. The content of the paper is based on measurement data obtained from the PB measurement data archiving and visualization system. The content of the paper is enriched with information obtained from the literature and is based on the authors' own knowledge. The study showed that the influence of location is decisive in terms of energy production potential. The most favorable results are presented by the section located on the tracker. The influence of ambient temperature, solar irradiance, hours of sunshine, wind speed and direction on the level of power generation has also been confirmed and described. Further work may consist of analyzing the recorded results from previous years, and 2022 to evaluate the aging process of photovoltaic panels.

Keywords: renewable energy sources, photovoltaic, solar energy, PV, PV power plant

Zastosowanie wielokryterialnych analiz przestrzennych w procesie wyznaczania lokalizacji farm fotowoltaicznych z magazynami energii na przykładzie gminy Nieporęt

1. Wprowadzenie

Trwająca transformacja polskiej energetyki, wynikająca w znacznej mierze z konieczności wypełnienia unijnych celów klimatycznych oraz wyłączania wyeksploatowanych aktywów węglowych, wymusza skuteczne planowanie i podejmowanie decyzji zarówno w zakresie wyboru nowych technologii wytwarzania energii elektrycznej, jak również optymalnych lokalizacji poszczególnych źródeł wytwórczych.

W najbliższych latach zakładane jest osiągnięcie znaczących redukcji poziomów emisji gazów cieplarnianych i zanieczyszczeń pyłowych w atmosferze oraz wzrost produkcji energii pochodzącej z odnawialnych źródeł, co wynika m.in. z założeń krajowej polityki energetycznej [1]. W świetle tak postawionych celów istotnym zadaniem współczesnej gospodarki jest osiągnięcie i utrzymanie niezależności energetycznej. Kluczowym elementem wspierającym realizację tych priorytetów jest rozwój energetyki rozproszonej oraz magazynowania energii. Jedno z podstawowych wyzwań stanowi jednak skala wymaganych do zrealizowania inwestycji oraz stopień złożoności podejmowanych przedsięwzięć. Dlatego kluczowym czynnikiem stanowiącym o powodzeniu procesów planistycznych oraz inwestycyjnych w dziedzinie energetyki jest stosowanie narzędzi wspierających planowanie energetyczne oraz cały proces inwestycyjny. Podstawowym narzędziem służącym do prowadzenia różnego rodzaju analiz przestrzennych jest system informacji przestrzennej (GIS, ang. *Geographical Information System*) [2, 3]. System ten jest często wspierany także dodatkowymi modelami obliczeniowymi, umożliwiającymi customizację istniejących rozwiązań na potrzeby rozwiązywania konkretnych problemów decyzyjnych.

Literatura wskazuje różne metody wykorzystania technologii GIS do określenia potencjału danego obszaru dla realizacji konkretnych kierunków zagospodarowania przestrzennego [4-6]. Istnieją też źródła, w których przedmiotem badań jest poszukiwanie terenów spełniających założone kryteria dla danej technologii OZE w analizowanym obszarze, uwzględniające zastosowanie sieci inteligentnych (ang. *smart grid*) [7], magazynów energii [8-11], farm fotowoltaicznych i kolektorów słonecznych [12-17] czy elektrowni wiatrowych [18-21].

Podobnie, informacje o teoretycznym potencjale energetyki rozproszonej w podziale na poszczególne technologie OZE zawarte są w aktualnych opracowaniach strategicz-

¹ myslinska@agh.edu.pl, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, <https://www.agh.edu.pl/>.

² bogacki@agh.edu.pl, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, <https://www.agh.edu.pl/>.

nych (zarówno rządowych, jak i pozarządowych) [22-25]. Ich cechą charakterystyczną jest jednak ujęcie ogólne, które w większości przypadków nie wystarcza dla precyzyjnej selekcji terenów o optymalnych uwarunkowaniach pod względem budowy poszczególnych źródeł [26]. Rozwiązania wspierające określenie użyteczności danego gruntu do zastosowania OZE podają niekiedy instytuty naukowe lub prywatne firmy projektowe. Ich mankamentem jest jednak komercyjny charakter, brak adekwatności dla obszaru całego kraju i ograniczona ilość kryteriów oceny.

Z punktu widzenia inwestora zasadniczym ułatwieniem procesu podejmowania decyzji jest możliwość prowadzenia analiz wielokryterialnych z użyciem możliwie jednego narzędzia i wykorzystanie wiarygodnych danych źródłowych. Dzięki systemom typu GIS możliwe jest wykonanie analizy przestrzennej dla nawet bardzo szerokich zasobów danych, w tym wyszukanie najbardziej odpowiednich działek, spełniających przyjęte kryteria [27].

Biorąc pod uwagę powyższe, w artykule przedstawiono wyniki wstępnych badań polegających na zastosowaniu wielokryterialnych analiz przestrzennych w celu poszukiwania potencjalnej lokalizacji magazynów energii oraz farm fotowoltaicznych w gminie Nieporęt (województwo mazowieckie). Opracowany model pozwala wskazać optymalne obszary dla lokalizowania farm fotowoltaicznych współpracujących z bateryjnymi magazynami energii oraz oszacować potencjał gruntowy obszarów odpowiednich dla tego typu inwestycji na określonym terenie.

Niniejsza praca prezentuje wstępne/częściowe wyniki badań nad stworzeniem wielokryterialnego modelu, umożliwiającego wybór lokalizacji optymalnych dla budowy OZE wyposażonych w dodatkowe instalacje magazynowania energii. Dotychczas nie zidentyfikowano publikacji, które prezentowałyby uniwersalne podejście, dające się zastosować do różnych obszarów całego kraju. Model będący przedmiotem niniejszego opracowania, testowany na przykładzie terenu gminy Nieporęt, został w założeniu przygotowany w taki sposób, by wspierać lokalizacyjne procesy decyzyjne dla dowolnych gmin/powiatów. Jest więc on komplementarny do istniejących na rynku modeli decyzyjnych o bardziej selektywnej charakterystyce i zakresie funkcjonalności.

2. Opis problemu

Inwestorzy, samorządy oraz jednostki rządowe i pozarządowe niejednokrotnie stają w obliczu problemu polegającego na konieczności wskazania optymalnych obszarów, w których możliwe i korzystne jest ulokowanie inwestycji w źródła odnawialne i magazyny energii. Dla preselekcji obszarów spełniających podstawowe kryteria inwestycyjne oraz wytypowania tych optymalnych zasadne jest opracowanie modelu wielokryterialnego, uwzględniającego złożoność tego typu decyzji.

Na potrzeby prowadzonych badań przyjęto, że podstawową technologię, dla której poszukiwane są optymalne lokalizacje stanowią farmy fotowoltaiczne uzupełnione bateryjnymi magazynami energii. Wprowadzenie do układu bateryjnego magazynu energii rozszerzy spektrum możliwych do pełnienia funkcji źródła fotowoltaicznego w systemie elektroenergetycznym. Ze względu na aktualne uwarunkowania legislacyjne, które częściowo ograniczają możliwości rozwoju elektrowni wiatrowych na lądzie oraz wydłużają w czasie proces przygotowania tego typu źródeł, technologia ta nie została uwzględniona w opracowanym modelu. Podobnie pominięto technologie produkcji energii elektrycznej z wiatru na morzu, energetyki wodnej i geotermii, gdyż ich specyfika po-

woduje preferowanie zupełnie odmiennych od źródeł fotowoltaicznych obszarów (związanych m.in. z obecnością cieków i zbiorników wodnych). Nie jest jednak wykluczone dalsze rozwinięcie mechanizmu obliczeniowego, tak aby uwzględniał również czynniki właściwe dla tego rodzaju źródeł wytwórczych.

3. Opis metod badawczych

Jak wskazano powyżej, głównym celem analizy jest wykorzystanie narzędzi typu GIS dla wskazania potencjalnych lokalizacji magazynów energii oraz farm fotowoltaicznych. Obszarem wybranym do badań częściowych jest gmina Nieporęt, położona w Polsce, w województwie mazowieckim, powiat legionowski (na północ od Warszawy). Teren ten charakteryzuje się wysoką dostępnością i aktualnością danych przestrzennych operatora systemu dystrybucyjnego w zakresie infrastruktury energetycznej, co wpłynęło na możliwość przeprowadzenia analiz z wysoką dokładnością. Ponadto powierzchnia gminy Nieporęt, wynosząca 95,67 km², pozwala na sprawne prowadzenie obliczeń geoprzestrzennych bez konieczności stosowania wysokich wymagań sprzętowych. Z kolei płaskie ukształtowanie terenu, różnorodne zagospodarowanie oraz dostępność infrastruktury pozwalają podejrzewać, że przynajmniej część terenu uwzględnionego w obliczeniach będzie przydatna pod kątem zlokalizowania na nim rozważanych instalacji.

Całość analiz przeprowadzono z wykorzystaniem oprogramowania QGIS w wersji 3.22.16. „Białowieża” oraz jego zintegrowanego modułu „Modelarz Graficzny”. Badania przeprowadzono w oparciu o metodę wielokryterialną (MCA, ang. *Multicriteria Analysis*) wykorzystującą średnią liniową (WLC, ang. *Weighted Linear Combination*). Mapy przydatności względem poszczególnych kryteriów zostały opracowane z użyciem rozmytych metod obliczeniowych (ang. *Fuzzy*) opartych zarówno na funkcjach liniowych, jak i nieliniowych, w zależności od wybranego parametru.

Szereg kryteriów istotnych z punktu widzenia analizy został wytypowany w toku oceny eksperckiej. Ocena wag poszczególnych kryteriów odbyła się natomiast w oparciu o metodę AHP (ang. *Analytic Hierarchy Process*). Zastosowane procedury i metodyka zostały szczegółowo opisane poniżej.

Metodę AHP zaproponował Saaty w 1977 roku i od tamtego czasu jest ona ciągle rozwijana – niektóre aspekty rozwoju zostały przedstawione w pracy [28]. AHP należy do metod wielokryterialnych i oparta jest na tzw. teorii użyteczności addytywnej. Pozwala ona na ocenę poszczególnych obiektów poprzez określenie względnych wag, które odzwierciedlają istotność każdego kryterium.

Istotną zaletą AHP jest możliwość odwzorowania hierarchicznej struktury problemu decyzyjnego. Dzięki metodzie porównań parami uzupełnionej oceną werbalną decydenta możliwe jest wiarygodne odzwierciedlenie preferencji decydenta. Metoda wspiera także decydenta poprzez przypisanie ocenie werbalnej wartości liczbowej, która jest w dalszej kolejności wykorzystywana do obliczeń. Sposób przyporządkowania ocen liczbowych do ocen werbalnych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Przyporządkowanie ocen liczbowych ocenom werbalnym w metodzie AHP wg Saaty’ego

Ocena werbalna (x_i w porównaniu do x_j)	Ocena liczbowa
Ekstremalnie	9
Bardzo silnie	7
Silnie	5

Umiarkowanie	3
Równoważnie	1
Pośrednie preferencje	2, 4, 6, 8
Preferencje odwrotne	Odwrotności ww. liczb

Źródło: opracowanie własne na podstawie [29, 30].

Na podstawie porównań parami poszczególnych kryteriów lub wariantów decyzyjnych opracowywane są macierze porównań. Procedura przygotowania rankingu częściowego składa się z następujących kroków:

1. sumowanie po kolumnach wartości w macierzy porównań;
2. normalizacja macierzy (podzielenie wartości macierzy w kolumnach przez ich sumy);
3. uśrednienie wartości z każdego wiersza.

Uzyskane w ten sposób wartości średnie są względnymi wagami, które są nieujemne i sumują się do jedności. Informują one o preferencjach decydenta – im wyższa waga, tym istotniejsze kryterium. Względne wagi względem wszystkich kryteriów tworzą macierz W , a względne wagi kryteriów stanowią wektor w . Ranking końcowy jest więc iloczynem macierzy kryteriów W i wektora wag względnych tych kryteriów w .

Kluczową kwestią dla zapewnienia wiarygodności wyników metody AHP jest zgodność porównań. Ocena zgodności zapobiega sytuacji braku spełnienia jednego z warunków racjonalności, czyli tzw. przechodniości. Do oceny zgodności wykorzystuje się współczynnik zgodności (c):

$$c = \frac{\lambda_{\max} - n}{r(n-1)} \quad (1)$$

gdzie: $\lambda_{\max}$ – największa wartość własna macierzy porównań, n – liczba analizowanych wariantów (kryteriów), r – wskaźnik przyjmującym wartości uzależnione od liczby n wariantów.

Wskaźnik r przyjmuje wartości w zależności od liczby porównywanych obiektów, co wskazano w tabeli 2. Z kolei wartość $\lambda_{\max}$ wyznacza się mnożąc macierz porównań przez wektor wag, a następnie dzieląc elementy otrzymanego wektora przez wagi oraz obliczając średnią arytmetyczną. Przyjmuje się, że porównania są zgodne, jeżeli $c \leq 0,1$. W przeciwnym wypadku należy powtórnie dokonać porównania lub odrzucić uzyskany wynik [29-31].

Tabela 2. Wartości wskaźnika r w zależności od liczby n porównywanych obiektów (wariantów lub kryteriów)

n	3	4	5	6	7	8	9	10
r	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Źródło: opracowanie własne na podstawie [29, 30].

Wartości wag uzyskane w metodzie AHP zostały zaimplementowane do narzędzia QGIS. Jednak, aby wykonać wymagane analizy niezbędne było w pierwszej kolejności pozyskanie i odpowiednie przygotowanie danych wejściowych, a następnie przeprowadzenie analiz cząstkowych na poszczególnych warstwach składowych modelu GIS.

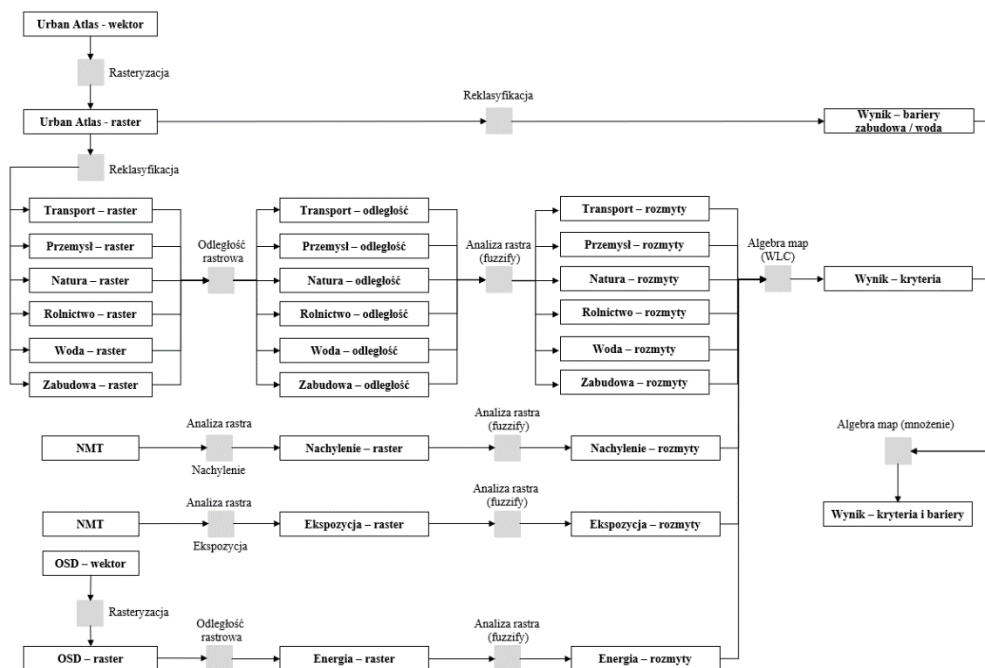
Model GIS jest sekwencją funkcji tworzoną na potrzeby rozwiązania problemu przestrzennego lub symulacji procesów zachodzących w przestrzeni geograficznej [32]. Zadaniem tego typu modeli jest z jednej strony wyjaśnienie świata fizycznego, a z drugiej dostarczenie narzędzi przydatnych do szeroko rozumianego zarządzania środowiskiem.

wiskiem przyrodniczym. Osiąganie tych celów jest możliwe dzięki sekwencji operacji przeprowadzanych w GIS na odpowiednim modelu danych. Modele GIS odróżniają się także od standardowej sekwencji operacji analizy danych większym stopniem sformalizowania procesu ich tworzenia. Model co do zasady posiada precyzyjnie określony cel, dokumentację i formalny zapis, który umożliwia analizę i weryfikację jego założeń oraz logicznej i funkcjonalnej spójności, jak również pozwala na wykorzystanie przez innych użytkowników GIS dla odmiennych warunków i danych.

Klasycznym pojęciem dotyczącym modelowania w GIS jest wprowadzone przez Tomlina (1990) modelowanie kartograficzne (ang. *cartographic modeling*), określane jako sekwencja operacji w GIS, mających charakter zautomatyzowania technik manualnych, takich jak nakładanie lub buforowanie [32]. Dla odróżnienia od modeli kartograficznych modele wykorzystujące relacje matematyczne nazywa się niekiedy modelami przestrzennymi (ang. *spatial models*). Jednak podział ten nie jest precyzyjny i pojęcie modeli przestrzennych bywa także stosowane w odniesieniu do wszystkich modeli GIS.

W kontekście rodzaju rozwiązywanego problemu standardowo wyróżnia się trzy grupy modeli tj. modele wskaźnikowe, modele przestrzennych procesów fizycznych i modele regresyjne. Pierwsze z nich (ang. *indicator models*) określają stopień przydatności różnych lokalizacji dla danego celu lub wrażliwości na określone zagrożenia, a ich produktem jest warstwa bezwymiarowych wskaźników, które przyjmują charakter binarny (0-1), porządkowy (średni, lepszy, najlepszy) lub ilościowy (wyrażony liczbami rzeczywistymi). Modelowanie wskaźnikowe z reguły klasyfikowane jest jako modelowanie kartograficzne i jest stosowane do zarządzania środowiskiem. Drugi rodzaj modelowania – modelowanie procesów fizycznych – oparte jest na wyznaczonych matematycznie teoretycznych zależnościach fizycznych (gdzie rolę zmiennych pełnią warstwy GIS). Z kolei modelowanie regresyjne (ang. *regression modeling*) polega na estymacji (prognozie) nieznanych wartości (zmiennych) warstwy Y za pomocą funkcji regresji, wyznaczonej metodami statystycznymi na podstawie relacji zmiennej estymowanej i zmiennych na istniejących warstwach. Modele wskaźnikowe i regresyjne mają najczęściej charakter modeli statycznych tj. wartości warstw modelu danych w czasie nie zmieniają się. Z drugiej strony istnieją również modele dynamiczne, cechujące się zmiennością w czasie i umożliwiające symulację nawet długotrwałych procesów.

Model może być sekwencją różnorodnych operacji dokonywanych na wielu warstwach. Pierwszym krokiem w budowie modelu GIS jest dokładne zdefiniowanie celu oraz postaci rezultatów. Kolejnym krokiem jest zbudowanie bazy warstw i zmiennych stanowiących dane wejściowe do modelu. Proces konstrukcji modelu bywa jednak prowadzony począwszy od danych wynikowych do wejściowych. Graficzną prezentacją przebiegu modelowania może być diagram blokowy (ang. *flowchart*). W związku z tym, procedurę tworzenia modelu GIS na potrzeby określenia przydatności danego obszaru do zlokalizowania w nim instalacji fotowoltaicznych wraz z magazynowaniem energii przedstawiono na rysunku 1.



Rysunek 1. Graficzna prezentacja modelu GIS wyznaczającego przydatność terenu do posadowienia instalacji fotowoltaicznej współpracującej z elektrochemicznym magazynem energii [opracowanie własne]. Urban Atlas – zasób danych o pokryciu terenu, NMT – Numeryczny Model Terenu, OSD – Operator Systemu Dystrybucyjnego, WLC – metoda wielokryterialna wykorzystująca średnią ważoną (ang. *Weighted Linear Combination*)

Pojęcie przydatności (ang. *suitability*) danego obszaru do realizacji określonego zamierzenia jest typowo stosowane w zarządzaniu środowiskiem przyrodniczym. Mapy przydatności (ang. *suitability maps*) za pomocą bezwymiarowej miary przedstawiają najczęściej stopień zgodności z pewnymi założonymi warunkami lub wymogami i mogą w znaczący sposób poprawiać jakość podejmowanych decyzji.

Jak wskazano na rysunku 1, w przypadku problemu decyzyjnego poruszonego w niniejszym artykule, pierwszym etapem modelu było przeprowadzenie reklasyfikacji danych w taki sposób, aby uzyskać warstwy odpowiadające poszczególnym kryteriom, uwzględnionym w analizie AHP. W ten sposób, wykorzystując ogólnodostępne dane w zakresie zagospodarowania gruntów pochodzące z Urban Atlas [33], utworzono kolejno warstwy przedstawiające: transport (sieć dróg i autostrad), tereny przemysłowe (zindustrializowane), naturalne (chronione), rolne (pola uprawne), wody (cieki i zbiorniki wodne), jak również tereny o zabudowie mieszkaniowej. Ponadto, na podstawie danych pozyskanych od operatora systemu dystrybucyjnego (PGE Dystrybucja S.A.) utworzona została warstwa obrazująca przebieg infrastruktury energetycznej (sieci średniego i wysokiego napięcia oraz główne punkty zasilania).

Następnie każda z warstw poddana została operacji obliczania „bliskości” (ang. *proximity*). Algorytm ten generuje rastrową mapę sąsiedztwa, wskazującą odległość środka każdego piksela do środka najbliższego zidentyfikowanego piksela określonego typu. Na tym etapie do modelu wprowadzono też dwie dodatkowe warstwy: ekspozycja oraz nachylenie. Warstwy te zostały utworzone przy pomocy numerycznego modelu

terenu [34], z wykorzystaniem poleceń „nachylenie” (ang. *slope*) oraz ekspozycja (ang. *aspect*).

Każda z uzyskanych warstw „bliskości”, nachylenia i ekspozycji została w dalszej kolejności poddana algorytmowi obliczeniowemu typu rozmytego (fuzzy), co pozwoliło na normalizację wartości odległości od danego elementu każdego z pikseli na każdej warstwie. Operacja ta umożliwia dalsze łączenie warstw poprzez nakładanie. Po zakończeniu przygotowania warstw składowych możliwe było zastosowanie operacji nakładania (moduł „raster calculator”), która pozwoliła równocześnie na wykorzystanie wag kryteriów uzyskanych w ramach metody AHP.

Celem wykluczenia z analizy obszarów całkowicie nieodpowiednich do zlokalizowania na nich instalacji fotowoltaicznej i magazynu energii, ponownie dokonano reklasyfikacji warstwy obrazującej sposób zagospodarowania przestrzennego terenu. Tym razem celem było wykluczenie terenów wodnych (rzeki, jeziora) oraz obszarów zabudowanych (budynki mieszkalne, użyteczności publicznej, obiekty sportowe i rekreacyjne, budynki przemysłowe itp.), poprzez przypisanie odpowiednim pikselom wartości 0. Nakładanie mapy wynikowej z polecenia „kalkulator rastra” oraz mapy barier, stanowiących przeszkodę w lokalizowaniu przedmiotowych obiektów pozwoliło na opracowanie docelowej mapy przydatności. W ten sposób utworzony został także model GIS, który co do zasady może być wykorzystany również dla odmiennych warunków i danych [35].

Ważnym elementem tworzenia modelu jest jego kalibracja. Kalibracja polega na porównaniu modelowanych rezultatów z prawdziwymi i takiej zmianie parametrów modelu, aby zapewnić jak największą zgodność wyników z rzeczywistością [32]. Operację tę przeprowadzono z wykorzystaniem rzeczywistych danych o obiektach wytwarzających energię elektryczną i magazynów energii (istniejących lub będących w fazie planowania). Jednak ze względu na komercyjny charakter danych wyniki tego kroku nie zostały opisane w niniejszej publikacji.

4. Prezentacja wyników

W celu przeprowadzenia analizy wyboru potencjalnych lokalizacji instalacji fotowoltaicznych wyposażonych w elektrochemiczny magazyn energii w pierwszej kolejności wyznaczono ekspercko listę kryteriów podlegających ocenie. Wykaz wybranych kryteriów przedstawiono w tabeli 3. Kryteria, z których każde charakteryzuje się różnymi jednostkami miar oraz przedziałem możliwych wartości, podzielono na trzy umowne grupy: techniczne, środowiskowe i prawno-organizacyjne.

Tabela 3. Zestawienie kryteriów oceny modelu przydatności terenu do budowy farm fotowoltaicznych i elektrochemicznych magazynów energii

Lp.	Grupa kryteriów	Nazwa kryterium
1.	Techniczne	T.1. Bliskość infrastruktury energetycznej (linie: SN, WN, GPZ) [km]
2.		T.2. Bliskość dróg i autostrad [km]
3.		T.3. Bliskość terenów przemysłowych [km]
4.	Środowiskowe	Ś.1. Dystans od obszarów chronionych [km]
5.		Ś.2. Bliskość terenów rolnych słabej jakości lub nieużytków [km]
6.		Ś.3. Ekspozycja zbliżona do południowej [strony świata]
7.		Ś.4. Nachylenie terenu [°]
8.		Ś.5. Dystans od zbiorników wodnych [km]
10.	Prawno-organizacyjne	PO.1. Dystans od zwartej zabudowy mieszkaniowej [km]

Źródło: opracowanie własne.

Wybrany zestaw kryteriów został poddany ocenie eksperckiej z wykorzystaniem opisanej wyżej metody AHP, celem wyznaczenia wag poszczególnych kryteriów. Oceny dokonywało siedmiu ekspertów o zróżnicowanym profilu (środowiskowym, technicznym, sieciowym, inwestycyjnym, analitycznym, ekonomicznym i zarządczym), reprezentujących preferencje inwestora. Na podstawie porównań parami poszczególnych kryteriów wyznaczono ostateczne wartości wag kryteriów. Z uwagi na brak spełnienia warunku przechodniości macierzy opracowanych przez dwóch ekspertów (współczynnik zgodności $c > 0,1$) ich oceny odrzucono z dalszych analiz. Wyniki analizy AHP przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Względne wartości wag poszczególnych kryteriów, uzyskane w toku analizy AHP

Kryterium	Ekspert 1	Ekspert 2	Ekspert 3	Ekspert 4	Ekspert 5	Ekspert 6	Ekspert 7	Średnia wag
T.1.	0,27	0,16	0,22	0,29	0,28	0,12	0,06	0,23
T.2.	0,11	0,16	0,06	0,12	0,25	0,02	0,02	0,13
T.3.	0,03	0,14	0,18	0,11	0,06	0,13	0,14	0,09
Ś.1.	0,05	0,08	0,05	0,21	0,12	0,13	0,41	0,09
Ś.2.	0,31	0,06	0,28	0,15	0,14	0,09	0,07	0,17
Ś.3.	0,13	0,31	0,13	0,03	0,07	0,38	0,06	0,14
Ś.4.	0,07	0,10	0,10	0,03	0,09	0,07	0,06	0,07
Ś.5.	0,07	0,02	0,04	0,07	0,02	0,09	0,11	0,04
PO.1.	0,05	0,02	0,04	0,11	0,03	0,10	0,20	0,04
c^3	0,090	0,095	0,037	0,064	0,083	0,508	1,964	-

Źródło: opracowanie własne.

Można zauważyć, że w ocenie większości ekspertów najistotniejsze znaczenie dla lokalizacji układu instalacji fotowoltaicznej z magazynem energii ma kryterium bliskości infrastruktury energetycznej. Biorąc pod uwagę ograniczone możliwości przyłączeniowe w systemie elektroenergetycznym, bliskość infrastruktury (w tym głównych punktów zasilania) może w znacznej mierze wpłynąć na możliwość zlokalizowania tego typu inwestycji. Z kolei w ujęciu kosztowym odległość inwestycji od punktu przyłączenia wprost proporcjonalnie przekłada się na wielkość nakładów wymaganych do poniesienia dla przyłączenia instalacji do sieci elektroenergetycznej. Wysoko ocenianą grupą kryteriów są też kryteria środowiskowe dotyczące w szczególności ekspozycji, jak i sposobu zagospodarowania danego terenu. Kryteria te wydają się mieć wysokie znaczenie w odniesieniu do technologii fotowoltaicznej, która wymaga dobrego nasłonecznienia, przekładającego się bezpośrednio na produktywność instalacji, jak i odpowiednio dużej, niezagospodarowanej i niezacienionej powierzchni do jej posadowienia. Co ciekawe, w ocenie ekspertów odległość tego typu instalacji od zabudowy mieszkaniowej nie jest priorytetem, co może świadczyć o dosyć wysokiej akceptacji społecznej tego typu rozwiązań oraz niskiej szkodliwości dla zdrowia ludzi. Dzięki zastosowanej metodzie, w pośredni sposób możliwe jest zapewnienie porównywalności kryteriów o charakterze ilościowym z kryteriami o charakterze jakościowym.

³ c – współczynnik zgodności.

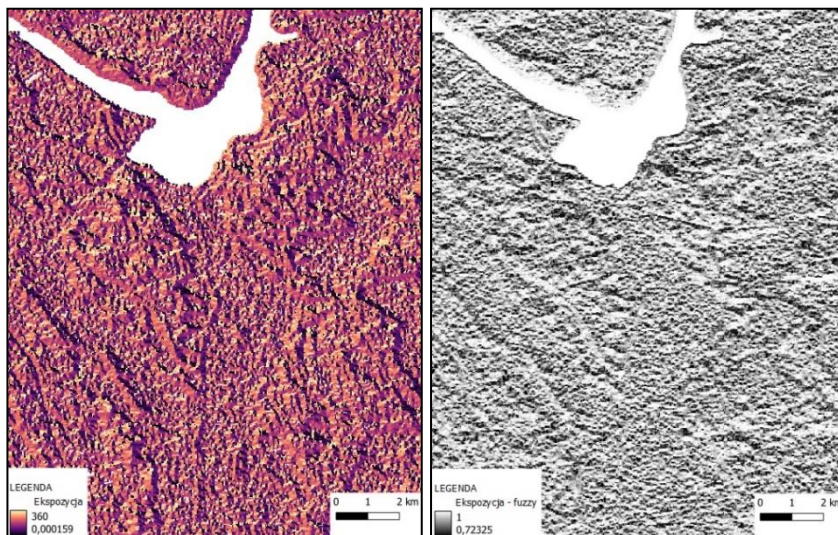
Opisana powyżej analiza AHP pozwoliła na uzyskanie wag kryteriów, które zostały wykorzystane w modelu GIS. Jak wspomniano, wypracowany model co do zasady może być wykorzystywany do analizy innych obszarów.

Jednym z pierwszych rezultatów cząstkowych będących efektem pracy modelu jest warstwa prezentująca ekspozycję terenu (ang. *aspect*). Jest ona wynikiem działania funkcji „aspect”, która wyznacza kierunek, w którym zwrócone jest nachylenie terenu. Aspekt 0 oznacza, że nachylenie jest skierowane na północ, 90 – na wschód, 180 – na południe i 270 – na zachód. Z punktu widzenia przedmiotowej analizy interesujące są obszary skierowane w kierunku południowym lub zbliżonym do południowego (południowo-wschodnim i południowo-zachodnim), gdzie możliwe jest uzyskanie wyższej produktywności z instalacji fotowoltaicznych. W związku z powyższym normalizacja tej warstwy została przeprowadzona metodą rozmytą (funkcja „fuzzify raster – gaussian membership”), która przekształca raster wejściowy w raster rozmyty przez przypisanie wartości przynależności do każdego piksela przy użyciu funkcji przynależności Gaussa. Wartości przynależności mieszczą się w zakresie od 0 do 1. W rastrze rozmytym wartość 0 oznacza brak przynależności do zdefiniowanego zbioru rozmytego, podczas gdy wartość 1 oznacza pełną przynależność. Funkcja przynależności gaussowskiej jest zdefiniowana jako [36]:

$$\mu(x) = e^{-f_1 * (x - f_2)^2} \quad (2)$$

gdzie: f_1 jest rozpiętością, a f_2 punktem środkowym.

Dla uzyskania pożądanego rozmycia ekspercko wyznaczono wartość f_1 jako 0,00001, a f_2 jako 180. Wynik kalkulacji nachylenia oraz warstwy rozmytej zaprezentowano na rysunku 2.



Rysunek 2. Wynik algorytmu „aspect” (po lewej) oraz „fuzzify raster – gaussian membership” (po prawej)
[opracowanie własne]

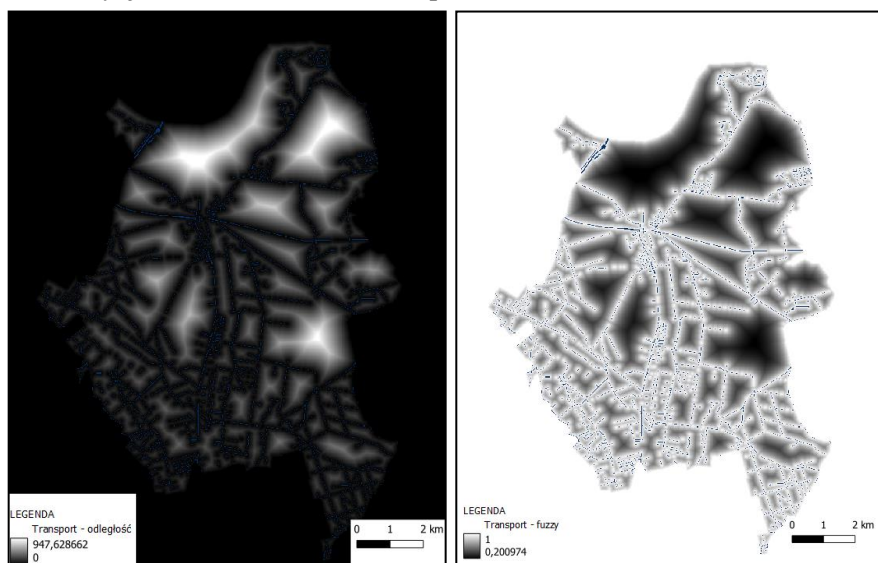
W podobny sposób przygotowane zostały warstwy odpowiadające poszczególnym sposobom zagospodarowania terenu. Przykładowo, warstwę dotyczącą transportu (drogi, autostrady) oraz warstwę rozmytą pokazującą znormalizowaną wartość odległości za-

prezentowano na rysunku 3. Wykorzystana w tym przypadku funkcja malejąca przypisuje wartość 0 jeśli dany piksel wykazuje brak przynależności do zdefiniowanego zbioru rozmytego, podczas gdy wartość 1 oznacza pełną przynależność. Malejąca funkcja przynależności jest zdefiniowana jako [36]:

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + (\frac{x}{f_2})^{f_1}} \quad (3)$$

gdzie: f_1 jest rozpiętością, a f_2 punktem środkowym.

W tym przypadku wartość rozpiętości określono ekspercko na 1,2, natomiast punkt środkowy wynosi 300. Na tej podstawie widać, że preferowane jest bliskie położenie terenu względem dróg dojazdowych. Jednak już odległość przekraczająca ok. 500 m (w linii prostej) wpływa na konieczność doprowadzenia dedykowanej drogi dojazdowej do inwestycji i może zwiększać koszt przedsięwzięcia.



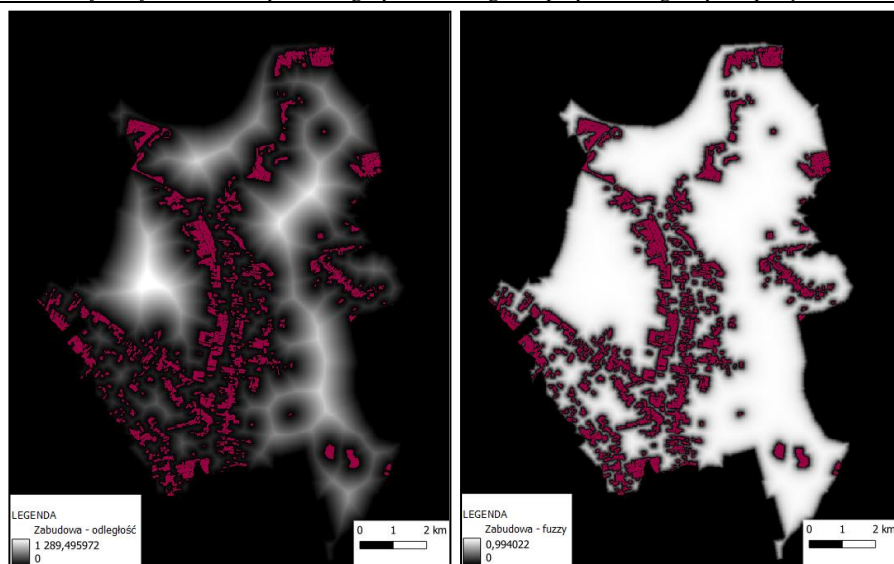
Rysunek 3. Wynik algorytmu „distance” dla obiektów typu transport (po lewej) oraz „fuzzify raster – small membership” (po prawej) [opracowanie własne]

Trzeci rodzaj algorytmu rozmytego („fuzzify membership – large membership”) został zastosowany m.in. w opracowaniu warstwy dotyczącej terenów zurbanizowanych (rys. 4). Podobnie jak w przypadku funkcji malejącej, tutaj również wartość 0 oznacza brak przynależności, a wartość 1 – pełną przynależność. Funkcja rosnąca zdefiniowana jest jako [36]:

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + (\frac{x}{f_2})^{-f_1}} \quad (4)$$

gdzie: f_1 jest rozpiętością, a f_2 punktem środkowym.

Ekspertem wytypowane wartości rozpiętości i punktu środkowego przyjęły tym razem odpowiednio wartości: 2 i 100. Oznacza to, że już odsunięcie potencjalnej lokalizacji instalacji o ok. 150 m pozwala uważać dany obszar za przydatny do budowy inwestycji.



Rysunek 4. Wynik algorytmu „distance” dla obiektów typu tereny zabudowane (po lewej) oraz „fuzzify raster – large membership” (po prawej) [opracowanie własne]

Analogicznie (ekspercko) definiowane były funkcje odpowiadające pozostałym kryteriom modelu. Ich parametry zaprezentowano w tabeli 5.

Tabela 5. Zestawienie funkcji i parametrów wykorzystanych w wielokryterialnym modelu wyboru terenów optymalnych do budowy instalacji fotowoltaicznych wraz z magazynami energii

Warstwa	Nazwa algorytmu	Rozpiętość	Punkt środkowy
Infrastruktura energetyczna	Fuzzify raster – small membership	1,2	1500
Transport	Fuzzify raster – small membership	1,2	300
Tereny przemysłowe	Fuzzify raster – small membership	5	500
Tereny naturalne	Fuzzify raster – large membership	1	500
Tereny rolne	Fuzzify raster – small membership	1,5	500
Zbiorniki i ciekły wodne	Fuzzify raster – large membership	2	500
Tereny zabudowane	Fuzzify raster – large membership	2	100
Ekspozycja	Fuzzify raster – gaussian membership	0,00001	180

Źródło: opracowanie własne

Jak widać powyżej, przyjęte rodzaje funkcji rozmytych oddają co do zasady reguły określone wcześniej podczas definiowania kryteriów modelu. Algorytm typu „small membership” zostały użyte w odniesieniu do obiektów, których bliskość (sąsiedztwo) jest pożądane. Z kolei algorytm typu „large membership” wykorzystano w zakresie obiektów, które co do zasady powinny być zlokalizowane z dala od przedmiotowej instalacji.

W związku z faktem, że instalacje fotowoltaiczne i magazyny energii nie mogą bezpośrednio sąsiadować m.in. z obszarami leśnymi czy terenami chronionymi, w modelu uwzględnione zostało odpowiednie odsunięcie się od tego typu obszarów. Podobnie, w przypadku zbiorników i cieków wodnych czy terenów zabudowanych, bowiem podstawowym założeniem jest budowa farmy fotowoltaicznej na gruncie, a nie w formie

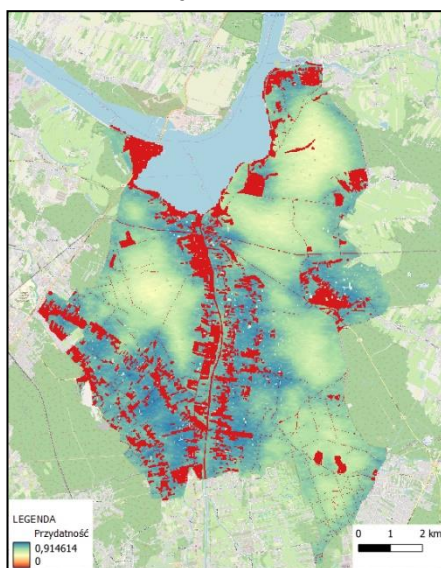
instalacji pływającej czy dachowej. Z kolei bliskość obiektów takich jak: infrastruktura energetyczna, sieci transportowe, tereny przemysłowe czy obszary rolne jest korzystna i wpływa na obniżenie kosztów budowy tego typu instalacji, co również znalazło odzwierciedlenie w założeniach modelu.

Celem uwzględnienia w analizie wszystkich wyżej wymienionych kryteriów, wraz z przypisaniem im odpowiednich wag wskazanych dzięki metodzie AHP, wykorzystano funkcję kalkulatora rastrowego, która bazując na metodzie WLC (ang. *Weighted Linear Combination*) pozwoliła na połączenie poszczególnych warstw zgodnie z równaniem:

$$W = 0,23 * w_e + 0,13 * w_t + 0,09 * w_p + 0,09 * w_n + 0,17 * w_r + 0,14 * w_{eksp} + 0,07 * w_{nach} + 0,04 * w_w + 0,04 * w_z \quad (5)$$

gdzie: W – warstwa wynikowa algorytmu WLC; w_i – warstwa rozmyta odległości odpowiednio od: w_e – infrastruktury energetycznej, w_t – transportu, w_p – terenu przemysłowego, w_n – obszarów chronionych, lasów, itp., w_r – rolnictwa, w_{eksp} – ekspozycji, w_{nach} – nachylenia, w_w – wody, w_z – zabudowy.

Aby uniknąć posadowienia przedmiotowej inwestycji w terenie do tego nieprzeznaczonym (jak zbiorniki wodne, utwardzone powierzchnie drogowe, zabudowa mieszkaniowa, użyteczności publicznej itp.) dodatkowo utworzona została warstwa tzw. barier, stanowiąca „maskę”. Dzięki operacji mnożenia warstwy wynikowej z algorytmu WLC oraz „maski” z warstwy wynikowej wyłączone zostają obszary nie nadające się do budowy źródła wytwórczego i magazynu energii. W ten sposób uzyskano mapę przydatności terenu do zlokalizowania instalacji fotowoltaicznej wyposażonej w elektrochemiczny magazyn energii, co przedstawiono na rysunku 5.



Rysunek 5. Mapa wynikowa przydatności terenu do zlokalizowania instalacji fotowoltaicznej wyposażonej w elektrochemiczny magazyn energii [opracowanie własne]

Obszary oznaczone kolorem niebieskim i zielonym co do zasady opisują teren o wskaźniku przydatności do zlokalizowania farmy fotowoltaicznej wraz z magazynem energii przekraczającym 0,5. Tereny oznaczone kolorem żółtym i czerwonym z kolei są traktowane jako cechujące się niską przydatnością dla tego typu rozwiązań.

Widoczny w zachodniej części gminy Nieporęt obszar w kolorze zielonym jest to teren o rolniczym kierunku zagospodarowania, zlokalizowany w niewielkiej odległości od kilku linii średniego napięcia oraz dróg dojazdowych. Z drugiej strony, po wschodniej stronie rzeki Narew (południowo-wschodnia część gminy), widoczny jest obszar o jeszcze wyższym zagęszczeniu dróg, zawierający fragmenty terenu zindustrializowanego. Stąd przydatność tej części jest najwyższa spośród całej mapy. Z kolei obszar położony w części północno-wschodniej, z uwagi na pokrycie terenu przez lasy, bliskość zbiornika wodnego (Jezioro Zegrzyńskie) oraz małe zagęszczenie sieci elektroenergetycznej, wykazuje umiarkowaną przydatność dla umiejscowienia instalacji fotowoltaicznej wraz z magazynem energii. Wykluczone (a więc oznaczone kolorem czerwonym) tereny obejmują przede wszystkim zbiorniki wodne i wody płynące, jak również tereny pokryte istniejącą zabudową mieszkaniową, usługową i przemysłową.

5. Podsumowanie

Zastosowanie narzędzi GIS celem wyboru lokalizacji źródeł wytwarzania energii elektrycznej jest powszechnie podnoszone w literaturze. Wiele z przeprowadzonych badań koncentrowało się również na instalacjach fotowoltaicznych lub słonecznych [12-17]. W ostatnim czasie popularność zdobywają też badania nad użyciem GIS dla określenia potencjalnych miejsc budowy magazynów energii, co jest związane z koniecznością gromadzenia nadwyżek energii elektrycznej produkowanych przez mniej stabilne źródła odnawialne [8-11].

Zaprezentowana w niniejszym artykule analiza wielokryterialna, wykorzystująca narzędzia GIS, bazująca na metodach WLC oraz Fuzzy Logic pozwala w sposób zobiektywizowany i wydajny wykonać preselekcję terenów odpowiednich dla budowy instalacji fotowoltaicznych z magazynami energii. Biorąc pod uwagę kryteria wybrane w toku oceny eksperckiej i uporządkowane przy użyciu metody AHP, wynik modelu wskazał 3 główne preferowane lokalizacje w ramach Gminy Nieporęt.

Pierwszy z obszarów mieści się w zachodniej części gminy Nieporęt. Jest to teren rolniczy, przez który przebiega kilka linii średniego napięcia oraz dróg dojazdowych. Drugi z potencjalnych obszarów zidentyfikowano w południowo-wschodniej części gminy. Charakteryzuje się on rolno-przemysłowym kierunkiem zagospodarowania oraz bardziej zagęszczoną siecią drogową. Trzeci z wytypowanych obszarów położony jest w części północno-wschodniej. Biorąc pod uwagę wysoką lesistość terenu, bliskość zbiornika wodnego (Jezioro Zegrzyńskie) oraz małe zagęszczenie sieci elektroenergetycznej teren ten wykazuje umiarkowaną przydatność dla umiejscowienia instalacji fotowoltaicznej wraz z magazynem energii. Wykluczone w toku analiz obszary to głównie zbiorniki i ciekі wodne oraz tereny zabudowane.

Analizując wyniki modelu należy jednak pamiętać, że są one determinowane w znacznej mierze ekspercką oceną wag poszczególnych kryteriów. W ramach tej oceny największe znaczenie przypisano do kryterium bliskości infrastruktury energetycznej, na co z pewnością wpływ mają ograniczone możliwości przyłączeniowe w systemie elektroenergetycznym oraz znaczący udział kosztów przyłączenia w ogólnej wielkości nakładów inwestycyjnych instalacji.

Pomimo teoretycznej możliwości budowy instalacji dachowych lub pływających, inwestycje takie nie były przedmiotem rozważań przedmiotowej analizy. Dlatego, aby uniknąć zlokalizowania farmy fotowoltaicznej oraz magazynu energii w terenie do

tego nieprzeznaczonym, z analiz wyłączone zostały obszary wodne i zabudowane. Instalacje tego typu nie mogą także bezpośrednio graniczyć z lasami czy obszarami chronionymi, co również zostało przewidziane w przeprowadzonym badaniu.

Zaletą opracowanego modelu jest jego prostota, dzięki czemu jest on przejrzysty i zrozumiały dla osób nie będących ekspertami w tej dziedzinie. Ponadto, może być stosowany również w odniesieniu do innych obszarów kraju, przy czym adekwatność wyników w terenie o innej charakterystyce (np. górzystych, podmokłych) należy potwierdzić w toku dalszych badań. Wykorzystanie modelu do takich analiz wymagałoby jednak jedynie wstępnego przygotowania danych w taki sposób, aby zapewnić rastrowe mapy będące danymi wsadowymi do modelu.

Opracowany model wykazuje również wysoką elastyczność. Możliwe jest m.in. zmodyfikowanie wag użytych w ramach algorytmu WLC w zależności od indywidualnych preferencji decydenta. Ponadto, w razie wejścia w życie regulacji wymagających np. zapewnienia większej odległości instalacji OZE i magazynów energii od zabudowy mieszkaniowej możliwe jest także dostosowanie algorytmów rozmytych poprzez dobranie innych wartości punktu środkowego i rozpiętości. Cechy te wpływają w ocenie autorów na znaczne rozszerzenie spektrum zastosowań przedmiotowego modelu obliczeniowego. Reasumując rozważania dotyczące zastosowania metody AHP w powiązaniu z GIS do wyboru optymalnej lokalizacji inwestycji fotowoltaicznych i magazynów energii, można zaakcentować następujące walory takiego podejścia: wsparcie decydenta w zakresie ustalania wag poszczególnych kryteriów modelu z wykorzystaniem oceny lingwistycznej, przejrzysta graficzna prezentacja wyników algorytmu obliczeniowego oraz uniwersalność, elastyczność i skalowalność modelu pozwalająca przenosić go do dowolnych innych obszarów Polski (po potwierdzeniu poprawnego działania mechanizmu w terenie o innej charakterystyce przestrzennej).

W związku z szybkim postępowaniem nauki w dziedzinie uczenia maszynowego potencjalnie możliwe jest zastosowanie do rozpoznawania obszarów przydatnych do posadowienia instalacji fotowoltaicznych i magazynów energii również algorytmów typu „machine learning”, co może być przedmiotem dalszych badań.

Z kolei istniejący model można rozszerzyć geograficznie na inne obszary Polski lub Europy i zbadać jego działanie w innych warunkach ukształtowania terenu. W razie zmiany preferencji inwestorskich możliwe jest też modyfikowanie wykorzystanych w modelu wag poszczególnych kryteriów, co również doprowadzi do uzyskania odmiennych wyników.

Podziękowania

Artykuł został opracowany w ramach realizacji Programu „Doktorat Wdrożeniowy”. Autorka dziękuje za wsparcie Partnerom projektu – Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie oraz firmie PGE Polska Grupa Energetyczna S.A.

Literatura

1. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WMP20210000264/O/M20210264.pdf> [data dostępu 30.03.2023].
2. <https://www.arcanagis.pl/swietlana-przyszlosc-w-poszukiwaniu-optymalnej-lokalizacji-ogniw-fotowoltaicznych/?print=pdf> [data dostępu 30.03.2023].
3. <https://www.arcanagis.pl/mapy-potencjalu-solarnego-eko-moda-energetyczna-szansa/?print=print> [data dostępu 30.03.2023].

4. Li X., Gar-On Yeh A., *Urban simulation using Principal Components Analysis and Cellulat Automata for land-use planning*, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 68, 2002, s. 341-351.
5. Faisal K., Shaker A., *An Investigation of GIS Overlay and PCA Techniques for Urban Environmental Quality Assessment: A Case Study in Toronto, Ontario, Canada*, Sustainability, 9, 2017.
6. Mrówczyńska M., Skiba M., Sztubecka M., Bazan-Krzywoszańska A., Kazak J.K., Gajownik P., *Scenarios as a tool supporting decisions in urban energy policy: The analysis using fuzzy logic, multi-criteria analysis and GIS tools*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 137, 2021.
7. Alhamwi A., Medjroubi W., Vogt T., Agert C., *GIS-based urban energy systems models and tools: Introducing a model for the optimisation of flexibilisation technologies in urban areas*, Applied Energy, 191, 2017, s. 1-9.
8. Alhamwi A., Medjroubi W., Vogt T., Agert C., *Development of a GIS-based platform for the allocation and optimisation of distributed storage in urban energy systems*, Applied Energy, 251, 2019, s. 113-125.
9. Al-Madhlom Q., Al-Ansari N., Laue J., Nordell B., Hussain H.M., *Site Selection of Aquifer Thermal Energy Storage Systems in Shallow Groundwater Conditions*, Water, 11, 2019.
10. Lu B., Stocks M., Blakers A., Anderson K., *Geographic information system algorithms to locate prospective sites for pumped hydro energy storage*, Applied Energy, 222, 2018, s. 300-312.
11. Görtz J., Aouad M., Wieprecht S., Terheiden K., *Assessment of pumped hydropower energy storage potential along rivers and shorelines*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 165, 2022.
12. Firozjaei M.K., Nematollahi O., Mijani N., Shorabeh S.N., Firozjaei H.K., Toomanian A., *An integrated GIS-based Ordered Weighted Averaging analysis for solar energy evaluation in Iran: Current conditions and future planning*, Renewable Energy, 136, 2019, s. 1130-1146.
13. Aydin N.Y., Kentel E., Duzgun H.S., *GIS-based site selection methodology for hybrid renewable energy systems: A case study from western Turkey*, Energy Conversion and Management, 70, 2013, s. 90-106.
14. Omitaomu O.A., Blevins B.R., Jochem W.C., Mays G.T., Belles R., Hadley S.W., Harrison T.J., Bhaduri B.L., Neish B.S., Rose A.N., *Adapting a GIS-based multicriteria decision analysis approach for evaluating new power generating sites*, Applied Energy, 96, 2012, s. 292-301.
15. Charabi Y., Gastli A., *PV site suitability analysis using GIS-based spatial fuzzy multi-criteria evaluation*, Renewable Energy, 36, 2011, 2554-2561.
16. Sánchez-Lozano J.M., Teruel-Solano J., Soto-Elvira P.L., García-Cascales M.S., *Geographical Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Making (MCDM) methods for the evaluation of solar farms locations: Case study in south-eastern Spain*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 24, 2013, s. 544-556.
17. Yousefi H., Hafeznia H., Yousefi-Sahzabi A., *Spatial Site Selection for Solar Power Plants Using a GIS-Based Boolean-Fuzzy Logic Model: A Case Study of Markazi Province, Iran*, Energies, 11, 2018.
18. Vasileioua M., Loukogeorgakia E., Vagionab D.G., *GIS-based multi-criteria decision analysis for site selection of hybrid offshore wind and wave energy systems in Greece*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 73, 2017, s. 745-757.
19. Janke J.R., *Multicriteria GIS modeling of wind and solar farms in Colorado*, Renewable Energy, 35, 2010, s. 2228-2234.

20. Quijano H.R., Botero B.S., Dominguez B.J., *MODERGIS application: Integrated simulation platform to promote and develop renewable sustainable energy plans, Colombian case study*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 16, 2012, s. 5176-5187.
21. Ayodele T.R., Ogunjuyigbea A.S.O., Odigiea O., Mundab J.L., *A multi-criteria GIS based model for wind farm site selection using interval type-2 fuzzy analytic hierarchy process: The case study of Nigeria*, Applied Energy, 228, 2018, s. 1853-1869.
22. https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2015/IRENA_REmap_Poland_paper_2015_PL.PDF?la=en&hash=37E52205C649C5FF87FB1DAC3127ABF5B5FA35E5 [data dostępu 31.03.2023].
23. https://www2.deloitte.com/content/dam/Deloitte/pl/Documents/Prezentacje-webinary/pl-webinar-17-11-2020-Potencjal_rozwoju_energetyki_odnawialnej_OZE.pdf [data dostępu 31.03.2023].
24. https://pie.net.pl/wp-content/uploads/2021/04/PIE-Raport_OZE.pdf [data dostępu 31.03.2023].
25. http://www.ptpiree.pl/raporty/2022/ptpiree_2022.pdf [data dostępu 31.03.2023]
26. <https://inzynierbudownictwa.pl/zastosowanie-narzedzi-gis-do-ptymalnego-wykorzystania-potencjalu-solarnego/> [data dostępu 31.03.2023].
27. <https://www.gramwzielone.pl/energia-sloneczna/107168/analizy-przestrzenne-gis-do-poszukiwania-dzialalek-pod-farmy-fotowoltaiczne> [data dostępu 31.03.2023].
28. Kwiesielewicz M., *Analizy hierarchiczny proces decyzyjny. Nerozmyte i rozmyte porównania parami*, IBS PAN, 2002, s. 1-132.
29. Saaty T.L., *Fundamentals of decision making and priority theory with the Analytic Hierarchy Process*, AHP Series, 2007.
30. Saaty T.L., *Decision making with the analytic hierarchy process*, International Journal of Services Sciences, 1, 2008, s. 83-98.
31. Donegan H.A., Dodd F.J., *A Note on Saaty's Random Indexes*, Mathematical and Computer Modelling, 15, 1991, s. 135-137.
32. Urbański J., *GIS w badaniach przyrodniczych*, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, 2008, s. 1-232.
33. <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas> [data dostępu 28.02.2022].
34. <https://earthexplorer.usgs.gov/> [data dostępu 28.02.2022].
35. Cimmery V.W., *Tutorial: Using SAGA for Multi-Criteria Evaluation*, 2016, s. 1-149.
36. https://docs.qgis.org/3.28/en/docs/user_manual/ [data dostępu 31.03.2023].

Zastosowanie wielokryterialnych analiz przestrzennych w procesie wyznaczania lokalizacji farm fotowoltaicznych z magazynami energii na przykładzie gminy Nieporęt

Streszczenie

Przedmiotem opracowania jest prezentacja częściowych badań nad stworzeniem wielokryterialnego modelu, umożliwiającego wybór lokalizacji optymalnych dla budowy OZE wyposażonych w dodatkowe instalacje magazynowania energii. Trwająca transformacja polskiej energetyki wymusza skuteczne planowanie i podejmowanie decyzji zarówno w zakresie wyboru technologii wytwarzania energii elektrycznej, jak również optymalnych lokalizacji poszczególnych źródeł wytwórczych. Znaczącym ułatwieniem procesu podejmowania decyzji jest możliwość prowadzenia analiz wielokryterialnych z użyciem systemów typu GIS, które umożliwiają wykonanie modeli przestrzennych dla bardzo szerokich zasobów danych. Całość analiz zaprezentowanych w artykule przeprowadzono z wykorzystaniem oprogramowania QGIS. Badania przeprowadzono w oparciu o metodę wielokryterialną (MCA, ang. *Multicriteria Analysis*) wykorzystującą średnią liniową (WLC, ang. *Weighted Linear Combination*). Mapy przydatności względem poszczególnych kryteriów zostały opracowane z użyciem rozmytych metod obliczeniowych (ang. *Fuzzy*) opartych zarówno na funkcjach liniowych, jak i nieliniowych, w zależności od wybranego parametru. Ocena wag poszczególnych kryteriów odbyła się natomiast w oparciu o metodę AHP (ang. *Analytic Hierarchy Process*). Dotychczas nie zidentyfikowano publikacji, które prezentowałyby uniwersalne podejście, dające się zastosować do różnych

obszarów całego kraju. Model będący przedmiotem niniejszego opracowania, testowany na przykładzie terenu gminy Nieporęt, został w założeniu przygotowany w taki sposób, by wspierać lokalizacyjne procesy decyzyjne dla dowolnych gmin/powiatów. Jest więc on komplementarny do istniejących na rynku modeli decyzyjnych o bardziej selektywnej charakterystyce i zakresie funkcjonalności.

Słowa kluczowe: GIS, OZE, magazynowanie energii, model decyzyjny

The use of multi-criteria spatial analyzes in the process of determining the location of photovoltaic farms with energy storage on the example of the Nieporęt municipality

Abstract

The subject of the study is the presentation of the partial results of the model enabling the multi-criteria selection of optimal locations for the construction of photovoltaic installations supplemented with energy storage installations. The ongoing transformation of the Polish energy sector forces effective planning and decision-making both in terms of the choice of electricity generation technology, as well as the optimal locations of individual generation sources. A significant facilitation of the decision-making process is the possibility of conducting multi-criteria analyzes using GIS, which enable the creation of spatial models for very wide data resources. All analyzes presented in the article were carried out using the QGIS software. The research was conducted based on the Multicriteria Analysis (MCA) method using the Weighted Linear Combination (WLC). Suitability maps for particular criteria were developed using fuzzy calculation methods based on both linear and non-linear functions, depending on the selected parameter. The assessment of the weights of individual criteria was based on the Analytic Hierarchy Process. So far, no publications have been identified that would present a universal approach applicable to different areas of the country. The model being the subject of the article, tested on the example of the area of the Nieporęt commune, was developed in such a way as to support decision-making processes for any commune/powiat. Therefore, it is complementary to the decision-making models existing on the market with more selective characteristics and scope of functionality.

Keywords: GIS, RES, energy storage, decision making model

Uwarunkowania środowiskowe lokalizacji farm fotowoltaicznych na obszarach rolniczych w Polsce

1. Wprowadzenie

Branża fotowoltaiczna jest jedną z intensywnie rozwijających się, zarówno w ujęciu lokalnym, jak i globalnym. Energia słoneczna jest powszechnie dostępna i możliwa do łatwego pozyskania. Exley i in. [1] wskazuje, że wykorzystanie energii słonecznej jest rozwiązaniem często stosowanym ze względu na rentowność w różnych klimatach i skalowalność, umożliwiającą wdrożenia o różnej mocy, od mieszkalnej po skalę użytkową.

Na obszarach zurbanizowanych panele fotowoltaiczne stawiane są na dachach, ogrodzeniach i balkonach; na obszarach wiejskich – na gruntach rolnych słabszych klas. W niektórych krajach (Dania, Szwecja) montaż paneli na terenach wykorzystywanych do produkcji rolniczej jest całkowicie zakazany. W Polsce dopuszczalny jest montaż na glebach słabszych lub odłogowanych pod warunkiem wykazania braku negatywnego wpływu na środowisko naturalne.

Lambert i in. [2] wskazują na fakt, że pomimo coraz powszechniejszego wykorzystywania technologii paneli fotowoltaicznych do produkcji energii elektrycznej wpływ budowy i eksploatacji parków słonecznych na środowisko nie jest jeszcze dobrze zbadany. Zwłaszcza, że w niektórych sytuacjach (zależnie od lokalizacji) budowa parku solarnego wymaga częściowego usunięcia roślinności i niwelacji terenu. Może to przyczyniać się do zmienianiu mikroklimatu i funkcjonowania gleby.

Realizacja inwestycji wielkoobszarowej stanowi zawsze wyzwanie, zarówno dla środowiska, jak i dla właściciela gruntów. Konieczna jest analiza obejmująca perspektywę i skutki krótko- i długoterminowe. Farja i Maciejczak [3] zwracają uwagę, że dylemat rolników powinien być również postrzegany jako część problemu dobrobytu społecznego, który obejmuje dodatkowe czynniki, takie jak wartości ekologiczne i estetyczne konkurujących ze sobą sposobów użytkowania gruntów.

2. Uwarunkowania prawne lokalizacji farm fotowoltaicznych w Polsce

Lokalizacja instalacji wytwarzających energię ze źródeł odnawialnych jest uwarunkowana zapisami ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [4]:

2a. Jeżeli na obszarze gminy przewiduje się wyznaczenie obszarów, na których rozmieszczone będą urzędnienia wytwarzające energię z odnawialnych źródeł energii o mocy zainstalowanej większej niż 500 kW, a także ich stref ochronnych

¹ j.kostecki@iis.uz.zgora.pl, Instytut Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski.

² kacper.zuraw@gmail.com, Instytut Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski, Koło Naukowe Solum et Universum.

³ kubawyka123@interia.pl, Instytut Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski, Koło Naukowe Solum et Universum.

⁴ wiktordudziak@wp.pl, Instytut Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski, Koło Naukowe Solum et Universum.

związanych z ograniczeniami w zabudowie oraz zagospodarowaniu i użytkowaniu terenu, w studium ustala się ich rozmieszczenie z wyłączeniem:

1) wolnostojących urządzeń fotowoltaicznych, o mocy zainstalowanej elektrycznej nie większej niż 1000 kW zlokalizowanych na gruntach rolnych stanowiących użytki rolne klas V, VI, VIz i nieużytki – w rozumieniu przepisów wydanych na podstawie art. 26 ust. 1 ustawy z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne;

2) urządzeń innych niż wolnostojące.

Budowa farm fotowoltaicznych zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 10 września 2019 roku w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko [5] zaliczana jest do przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko:

§ 3. 54) zabudowa przemysłowa, w tym zabudowa systemami fotowoltaicznymi, lub magazynowa, wraz z towarzyszącą jej infrastrukturą, o powierzchni zabudowy nie mniejszej niż:

a) 0,5 ha na obszarach objętych formami ochrony przyrody, o których mowa w art. 6 ust. 1 pkt 1–5, 8 i 9 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, lub w otulinach form ochrony przyrody, o których mowa w art. 6 ust. 1 pkt 1–3 tej ustawy,

b) 1 ha na obszarach innych niż wymienione w lit. a.

Wybór optymalnej działki pod budowę farmy fotowoltaicznej jest znacznie bardziej wymagające niż w przypadku innych inwestycji. Zgodnie z prawem, wielkopowierzchniowe instalacje mogą być usytuowane wyłącznie na gruntach klasy IV lub niższej oraz na nieużytkach rolnych. Aktualnie trwają prace zmierzające na wykluczeniu gruntów klasy IV spod możliwości zabudowy instalacjami fotowoltaicznymi, podobnie jak ma się to w przypadku gruntów klas I-III. Dotyczy to realizacji inwestycji w oparciu o decyzję o warunkach zabudowy dla instalacji o mocy większej niż 150 kW oraz instalacji o mocy zainstalowanej elektrycznej większej niż 1MW dla pozostałych terenów [6].

Realizacja inwestycji musi być zgodna z zapisami prawa miejscowego, a więc z miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego. W przypadku, gdy teren nie jest objęty planem miejscowym konieczne jest uzyskanie informacji, czy inwestycja tego typu jest uważana za inwestycję celu publicznego.

3. Uwarunkowania środowiskowe lokalizacji farm fotowoltaicznych

W praktyce inwestycyjnej decydujące znaczenie o wyborze miejsca posadowienia większych instalacji fotowoltaicznych (>150 kW) mają następujące kryteria [7]:

- nasłonecznienie;
- ekspozycja na strony świata;
- odległość od zabudowy;
- odległość od linii energetycznej średniego napięcia (SN);
- odległość od dróg publicznych.

Mniejsze znaczenie mają kryteria środowiskowe, takie jak siedliska przyrodnicze, obecność cieków wodnych czy też obecność analizowanej działki w obszarach objętych ochroną prawną.

Jak podaje Foks i in. [8] największy wpływ na lokalizację farm fotowoltaicznych ma nasłonecznienie oraz ekspozycja terenu. Najmniejszy – odległość od dróg.

Przyjmuje się, że działka do realizacji inwestycji powinna być na tyle duża, aby ustawione w rzędach panele fotowoltaiczne wzajemnie się nie zacięniały. W praktyce dla farmy fotowoltaicznej o mocy 1 MW minimalna wielkość działki to ok. 2 ha. Przy ograniczeniu co do powierzchni liczba potencjalnych lokalizacji ulega znacznemu ograniczeniu.

Z praktyki wykonawczej wynika [7], że optymalne są działki o płaskiej powierzchni znajdujące się z dala od strefy zurbanizowanej, w odległości maksymalnie 200 m od linii energetycznej SN, gdyż większa odległość powoduje wzrost kosztów całej inwestycji. Pomimo konieczności dostępu do drogi publicznej działka pod fotowoltaikę nie powinna graniczyć bezpośrednio z pasem drogowym [8].

3.1. Różnorodność biologiczna, rośliny, zwierzęta i siedliska przyrodnicze

Pola orne na ogół cechuje bioróżnorodność niższa niż na użytkach zielonych. Realizacja farm fotowoltaicznych na obszarach użytkowanych rolniczo bądź nieużytkach nie wpływa w sposób znaczny na bioróżnorodność obszaru. Realizacja inwestycji nieuchronnie wiąże się z koniecznością budowy ogrodzenia w celu ochrony instalacji przed wandalami oraz większymi zwierzętami. Ogrodzenie takie, z uwagi na koszty inwestycyjne, jest najczęściej wykonywane w postaci siatki drucianej, bez podmurówki, co umożliwia migrację mniejszym zwierzętom [9, 10].

W celu przeciwdziałania niekorzystnym zjawiskom, w tym ograniczaniu przestrzeni dla zwierząt wskazane jest realizacji farmy fotowoltaicznej nie jako ogrodzonego monolitu, lecz wydzielonych enklaw o zróżnicowanej powierzchni. Pozwoli to na zapewnienie większym zwierzętom szlaków migracyjnych na osiach i pośrednio – zniwelowaniu zjawiska „fragmentacji siedlisk”. Metoda ta jest z powodzeniem stosowana jako niskokosztowe rozwiązanie pozwalające – pomimo inwestycji – zachować połączenia ekologiczne [11].

Uzyskanie zgody na realizację farmy fotowoltaicznej związane jest z oddziaływaniem skumulowanym. Aktualnie, w dobie „mody na fotowoltaikę” farmy mogą powstawać jako niezależne inwestycje lub być elementem wykończenia dachów lub ogrodzeń. W przypadku dużych połaci o jednakowym charakterze (tzw. pustyń), wystąpi oddziaływanie negatywne, które w przypadku np. ptaków wykorzystujących siedliska nadwodne mogą mylić te obszary z terenami siedlisk nadwodnych. Zjawisko takie potwierdzają m.in. badania Loss i in. [12] i Harrisona i in. [13]. Dużo bardziej szkodliwe wydają się pod tym względem systemy stosowane na terenach pustynnych, gdzie energia słoneczna może być pozyskiwana jest przez obracające się panele rozlokowane na dużych obszarach (np. Ivanpah Solar Plant czy Genesis Solar Energy Project) [13, 14].

Należy zauważyć, że lokalizowanie na obszarach przyległych różnych inwestycji (tj. farm fotowoltaicznych) nie stoi w sprzeczności z ochroną środowiska – o ile zapewni się zróżnicowane zagospodarowanie obszarów i możliwość migracji zwierząt.

W trakcie realizacji inwestycji najczęściej spotyka się gatunki ssaków należące do lokalnej fauny. Po wybudowaniu elektrowni solarnej teren inwestycji może stać się żerowiskiem dla zwierząt owadożernych (płazów, ptaków i ssaków) tym samym będzie

stanowił atrakcyjny teren w kontekście bioróżnorodności gatunkowej. Na łąkach oraz w częściach trudnodostępnych i nie koszonych, rozwijać się może roślinność trawiasta i zielna, o składzie gatunkowym bogatszym niż ma to miejsce w przypadku pola uprawnego. Oddziaływanie negatywne będzie występowało w trakcie budowy, podczas którego zlikwidowana zostanie aktualnie występująca roślinność. Konieczne jest odłogowanie humusu w celu jego późniejszego zagospodarowania na obszarze objętym inwestycją. Da to szansę na odtworzenie występujących tu roślin (baza nasion) [15].

W procesie montażu farmy fotowoltaicznej może okazać się konieczna wycinka drzew, które stałyby na przeszkodzie usadowienia konstrukcji. Sam proces montażu oraz dowozu części czy ludzi może się również wiązać z wyniszczeniem roślinności, która do tej pory pozostawała nie naruszona. Po zakończeniu montażu można uwzględnić odbudowę flory poprzez nasadzenie zastępcze/kompensacyjne, które nie będą kolidowały z instalacją [16].

W przypadku realizacji inwestycji w okresie wiosennej lub jesiennej migracji herpetofauny może nastąpić większa śmiertelność tych organizmów wynikająca z kolizji z samochodami i maszynami budowlanymi. Konieczne jest wygrodzenie wykopów, w celu ochrony zwierząt przed wpadaniem do nich. Dojść może również do płoszenia zwierząt wywołane hałasem oraz pracą ludzi i maszyn budowlanych. Może wystąpić oddziaływanie związane z potencjalną utratą miejsc lęgowych i żerowisk ptaków na skutek zmian w siedliskach [17].

W trakcie użytkowania – w zależności od zagospodarowania – zaleca się koszenie traw w terminie od połowy czerwca do końca września, zaczynając od wnętrza działek w kierunku do zewnątrz terenu inwestycyjnego, najlepiej ręcznie lub lekkim sprzętem. Siano powinno być usuwane z terenu działki. Pozostawienie na działkach inwestycyjnych roślinności tu występującej pomiędzy i pod panelami fotowoltaicznymi przyczyni się do zachowania charakteru obszaru. Odmiennie wygląda sprawa w przypadku czynnego użytkowania terenu jako obszaru rolniczego tzw. agrofotowoltaika [18-20]. Tego typu uprawy mieszane wymagają doboru odpowiednich, często ceniolubnych roślin [19, 21].

3.2. Obszary prawnie chronione

Zgodnie z ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody [22] do obszarów podlegających ochronie prawnej zalicza się:

- parki narodowe;
- rezerваты przyrody;
- parki krajobrazowe;
- obszary chronionego krajobrazu;
- obszary Natura 2000;
- pomniki przyrody;
- stanowiska dokumentacyjne przyrody nieożywionej;
- użytki ekologiczne;
- zespoły przyrodniczo-krajobrazowe;
- ochronę gatunkową roślin, zwierząt i grzybów.

Parki narodowe i rezerваты przyrody są wykluczone z zabudowy farmami fotowoltaicznymi. Najtrudniejszą pod względem inwestycyjnym grupę terenów stanowią

jednak obszary, których głównym celem jest ochrona krajobrazu, a więc obszary chronionego krajobrazu, parki krajobrazowe oraz zespoły przyrodniczo-krajobrazowe.

Celem nadrzędnym dokumentów planistycznych sporządzanych przed inwestycją powinno być przeznaczenie i sposób zagospodarowania terenu w jak największym stopniu zapewniający zachowanie jego walorów krajobrazowych – krajobraz podlegający ochronie prawnej należy traktować jako krajobraz o wysokiej wrażliwości na zmiany. Nad prawidłowym przebiegiem realizacji zapisów związanych z ochroną przyrody czuwają Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska. Z przedłożonych dokumentów m.in. prognoz oddziaływania na środowisko musi jasno wynikać, że inwestycja nie jest sprzeczna z zakazami, że nie uniemożliwia lub nie ogranicza realizacji celów ochrony danego obszaru i że nie oddziałuje w żaden inny sposób negatywnie na krajobraz szeroko pojęty [13, 23]. O tym, że lokalizacja inwestycji w obrębie obszarów prawnie chronionych jest możliwa a nawet konieczna, świadczy ich powierzchnia i położenie na terenie Polski.

3.3. Wody powierzchniowe i podziemne

Farmy fotowoltaiczne z reguły nie są lokalizowane na obszarach podmokłych a ich funkcjonowanie nie wiąże się z oddziaływaniem na cieki i zbiorniki wodne. Z uwagi na montaż na stelażach nie następuje obniżenie zwierciadła wód podziemnych. Na terenach otwartych oraz przy wykorzystaniu obszarów rolnych ich jedyny wpływ ogranicza się do izolacji warstwy wierzchniej (lub jej braku) od bezpośredniego kontaktu z wodą opadową. Woda ta jest odprowadzona z paneli na powierzchnię ziemi, skąd infiltrowuje w głąb profilu (rys. 1).

Inne rozwiązania mogą być stosowane na mniejszą skalę, zwłaszcza w przypadku inwestycji prywatnych (rys. 2) – możliwa jest wtedy izolacja większej powierzchni i odprowadzanie spływu powierzchniowego we wcześniej zadane miejsce, np. do małego zbiornika wodnego.

Potencjalnie negatywne oddziaływanie może wystąpić w trakcie budowy instalacji, jeśli do budowy wykorzystywany jest awaryjny sprzęt. Wówczas wycieki np. olejów mogą doprowadzić do zanieczyszczenia powierzchni ziemi i docelowo wód powierzchniowych i podziemnych.



Rysunek 1. Przykładowy montaż paneli, PV Adamów, fot. J. Kostecki



Rysunek 2. Przykładowy montaż paneli, inwestor prywatny, fot. W. Dudziak

3.4. Powierzchnia ziemi i krajobraz

Zagospodarowanie terenu nieuchronnie wiąże się ze zmniejszeniem powierzchni biologicznie czynnej. Realizacja farm fotowoltaicznych może się różnić, w zależności od wybranej technologii. Nie przyczynia się jednak do zajęcia powierzchni ziemi pod zabudowę konstrukcji stelaży, pozostawiając znaczną część powierzchni biologicznie czynną. Panele fotowoltaiczne są mocowane do ram montażowych za pomocą uchwytów i klamer. Jeśli panele fotowoltaiczne są instalowane na ziemi, mogą wymagać dodatkowych podstaw i fundamentów. Podstawy są zazwyczaj wykonane z betonu lub metalu i służą do stabilnego mocowania systemu montażowego w gruncie. Istnieje wiele różnych systemów mocujących, które można zastosować w zależności od rodzaju montażu paneli fotowoltaicznych. Dla montażu na ziemi, mogą być używane systemy wspornikowe lub śruby kotwiące, które zapewniają odpowiednią stabilność [24].

W trakcie prac montażowych może wystąpić negatywne oddziaływanie o ile dojdzie do wycieku np. oleju, co może doprowadzić do zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Niektóre badania wskazują, że realizacja farm fotowoltaicznych może przyczyniać się do zagęszczania i zaburzania profilu glebowego, co będzie wpływać na zdolność absorpcji wody. Dodatkowo gleba pod panelami może wykazywać różnice w zawartości azotu i węgla w porównaniu do obszarów niezabudowanych [25]. Wszystko zależy będzie od stopnia ingerencji w glebę i sposobu posadowienia paneli. Zacienienie od strony paneli przyczynia się do lokalnego obniżenia temperatury i spadku ewapotranspiracji [26].

Zgodnie z Oceną oddziaływania farm fotowoltaicznych na krajobraz [23] ocena wpływu na krajobraz powinna się opierać „na typologii zaproponowanej w metodyce audytu krajobrazowego i powinien obejmować zarówno typologię krajobrazu, w którym planowana jest inwestycja, jak i sąsiadujących krajobrazów”. Problemem jest jednak brak na chwilę obecną audytów krajobrazowych. Na terenach płaskich farmy są nieznacznie wyniesiona nad teren na stelażu, co nie powoduje zaburzenia krajobrazu i nie stanowi jego dominanty. Z dalszej perspektywy farma jest widoczna jako cienka niebiesko-szara linia w linii horyzontu.

Aktualnie realizacja farm fotowoltaicznych na terenach rolniczych wiąże się ze zmianą użytkowania obszaru - z terenu wykorzystywanego do produkcji rolnej na teren wykorzystywany do produkcji energii ze źródła odnawialnego. Jako jedno z rozwiązań minimalizujący dominujący charakter farm fotowoltaicznych można wskazać ich rozdział na tzw. „wyspy”. Otoczenie takich wysp terenami o zróżnicowanym charakterze, częściowo utrzymując dotychczasowy sposób użytkowania (tereny rolne, tereny leśne, wody powierzchniowe), wykorzystując jednak dostęp do obszarów niezabudowanych o odpowiednim nasłonecznieniu powoduje wytworzenie na ich styku obszarów ekotopowych, które mogą być cenniejsze przyrodniczo niż znaczne powierzchnie terenów otwartych [16].

Realizacja zabudowy na stelażach jest widoczna na ogół z perspektywy najbliższych zabudowań, jednak widok ten może zostać zredukowany przez zastosowanie różnego rodzaju obudowy z gatunków roślin o zróżnicowanym pokroju. W przestrzeni otwartej będzie miała jednak charakter stały. Widok wielohektarowej konstrukcji w porównaniu ze wcześniejszym widokiem niezagospodarowanego terenu może negatywnie wpłynąć na odczucia człowieka. Biorąc pod uwagę konstrukcję paneli położonych na stelażach należy stwierdzić, że w najbliższej najmniejszej odległości od punktu obserwacyjnego panele będą widoczne dla obserwatora. Wprowadzenie obszarowo rozlokowanych skupisk paneli oraz wykorzystanie naturalnych barier z roślinności niskiej (w tym m.in. świadome kreowanie żywopłotów) może przyczynić się do zmniejszenia inwazyjności proponowanych rozwiązań w krajobrazie [16, 21].

Problematiczne jest występowanie jasno zdefiniowanych osi widokowych – wówczas pole paneli jest trudne do ukrycia i rzeczywiście wpływa na odbiór otoczenia. Zwłaszcza w przypadku zarysowanych przedpól panoram z krajobrazie wiejskim.

Realizacja inwestycji polegającej na budowie farmy fotowoltaicznej w znaczny sposób jest uwarunkowana ukształtowaniem powierzchni i może wykazywać mniejszy lub większy wpływ na postrzeganie krajobrazu. Przykładem może być lokalizacja paneli na zboczu gór w Maladze, w którym naturalny krajobraz został zaburzony w sposób znaczny (rys. 3).



Rysunek 3. Przykładowy montaż paneli na zboczu góry, za Mérida-Rodríguez i in., 2015 [27]

Należy zauważyć, że na etapie realizacji inwestycji plac budowlano-montażowy stanowi element obcy w krajobrazie. Jest to jednak działalność tymczasowa, która w chwili zakończenia prac montażowych zostaje usunięta. W trakcie eksploatacji instalacji solarnej jej na krajobraz będzie znikomy, co wynika z następujących czynników:

- są to obiekty niskie;
- panele fotowoltaiczne nie mają kontrastowego kolor w stosunku do tła powierzchni ziemi z różnymi formami jej użytkowania;
- panele nie będą widoczne w nocy,
- umiejscowione są na stelażach.

Wymienione wyżej czynniki powodują, iż:

- panele fotowoltaiczne nie będą stanowić wybitnie elementu obcego w krajobrazie,
- możliwości zamaskowania częściowego paneli płotem ogradzającym inwestycje, na ekspozycje, krajobrazową paneli fotowoltaicznych i ich postrzeganie silnie wpłynie lokalizacja w zasięgu widoczności z dróg, pozostają krótko w zasięgu widoczności obserwatorów jadących rzadko uczęszczaną drogą gminną,
- charakteryzują się określoną trwałością. Po okresie eksploatacji elektrownię fotowoltaiczną w łatwy sposób można zdemontować i przeprowadzić zabiegi rekultywacyjne, przywracające wartość użytkową danego terenu (w tym cofając zmiany w krajobrazie),
- możliwe jest wprowadzenie paneli na zasadzie mozaikowej (skupiskowo) co pozwoli na łatwiejszą migrację zwierząt [18, 23].

3.5. Zasoby naturalne, zabytki, dobra materialne

Z uwagi na zaleganie złóż surowców naturalnych na znacznych głębokościach, z reguły nie prognozuje się wystąpienia negatywnego oddziaływania na zasoby naturalne. Jeżeli na danym terenie występują złoża surowców wskazane jest wykorzystanie tych terenów pod farmę fotowoltaiczną jako okresowe. Pozwoli to w przyszłości na eksploatację przedmiotowych złóż. Urządzenia wymagające fundamentowania powinny być lokalizowane poza udokumentowanymi złożami surowców naturalnych.

W przypadku zabytków i dóbr materialnych należy oczekiwać pozytywnego wpływu realizacji inwestycji w farmy fotowoltaicznej. Wynika to pośrednio z wpływu na jakość powietrza i mikroklimat, które to przyczyniają się do pogorszenia lub poprawy jakości zabytków.

Niektóre badania wskazują, że położenie w pobliżu dużych farm fotowoltaicznych może negatywnie wpływać na ceny nieruchomości [28, 29].

3.6. Rodzaje oddziaływań na środowisko

Ocena oddziaływania na środowisko jest wymagana przy różnych inwestycjach. O konieczności jej przeprowadzenia lub o odstąpieniu decyduje m.in. charakter przedsięwzięcia, w tym czy zostało wpisane na listę przedsięwzięć mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko lub mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko [5]. Formy oddziaływań, które powinny zostać przeanalizowane obejmują m.in. oddziaływania bezpośrednie, pośrednie, wtórne, skumulowane, krótkoterminowe, średnioterminowe i długoterminowe, stałe i chwilowe oraz pozytywne i negatywne [29]. Oddziaływania bezpośrednie i pośrednie są łatwo zauważalne. Oddziaływania wtórne mogą zaistnieć w dłuższej perspektywie czasu, w konsekwencji prowadzonej działal-

ności. Nieco bardziej skomplikowane są oddziaływania skumulowane i skumulowane z urbanizacją, które w zależności od źródła zagrożenia lub zanieczyszczenia mogą mieć charakter addytywny, synergetyczny lub antagonistyczny [30].

W ujęciu czasowym oddziaływania mogą oddziaływać krótko-, średnio i długoterminowo a ich oddziaływanie może być stałe lub chwilowe. Należy mieć na uwadze, że oddziaływania stałe, nawet długoterminowe mogą wykazywać pozytywny lub negatywny wpływ na dany komponent środowiska.

Niektórzy autorzy wyszczególniają dodatkowo oddziaływania odwracalne i nieodwracalne [31], lokalne, regionalne, krajowe i transgraniczne czy przeniesione (efekt widoczny poza miejscem, w którym doszło do oddziaływania). Inwestor powinien dysponować tytułem prawnym do nieruchomości, na którym występują oddziaływania przez niego spowodowane [29].

3.7. Studium przypadku – projektowana farma fotowoltaiczna w gminie Czerwieńsk

Analizowana potencjalna lokalizacja farmy fotowoltaicznej znajduje się w gminie Czerwieńsk. Obszar opracowania znajduje się w zachodniej części kraju, w południowej części województwa lubuskiego, w granicach powiatu zielonogórskiego (rys. 4). Pod względem usytuowania fizyczno-geograficznego obszar opracowania należy do Prowincji Nizina Środkowoeuropejska (31), Podprowincja Pojezierza Południowobałtyckie (315), Makroregion Pradolina Warciańsko-Odrzańska (315.6), Mezoregion Dolina Środkowej Odry (315.61).



Rysunek 4. Lokalizacja obszaru opracowania, na podstawie <https://mapy.geoportal.gov.pl/> [32]

Pod względem zanieczyszczeń powietrza głównym źródłem emisji jest w tym rejonie emisja niska. Ze względu na ochronę zdrowia wskazano w strefie lubuskiej (obejmującej województwo lubuskie poza Zieloną Górą i Gorzowem Wielkopolskim) przekroczenie średniodobowe pyłu PM₁₀ oraz średniorocznego poziomu pyłu PM_{2,5}. Przekroczenia notowane były jednak na niewielkim obszarze strefy (odpowiednio 0,1% i 0,04% przy populacji obszaru przekroczenia 32000 i 2400 mieszkańców).

Obszary opracowania położone są w terenie niezabudowanym o charakterze rolniczym. Analizowany obszar jest w większości płaski, deniwelacja wynosi ok. 1 m. Występują tu głównie piaski, żwiry oraz mady rzeczne (dolina rzeki Odry) stanowiące kompleksy pszenne dobre i bardzo dobre, żytnie dobre. Pod względem bonitacyjnym obszar przedstawia mozaikę – od kompleksów dobrych (IIIa, IIIb), po słabe i bardzo słabe (V, VI, VI).

Obszary objęte opracowaniem stanowi mozaikę terenów otwartych i zadrzewień (rys. 5). Występują tu grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających, łąki oraz tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej. Na obszarze objętym analizą występują zadrzewienia z dominacją dębów, olchy i wierzby. Największe zróżnicowanie gatunkowe jest obserwowane na pograniczu zadrzewień i zakrzewień śródpolnych, w pobliżu rowów i w sąsiedztwie dróg. Występuje tu roślinność niska o charakterze ruderalnym i segetalnym. Pod względem obecności fauny spotkać tu można typowe gatunki nizinne, charakterystyczne dla poszczególnych siedlisk. Zalicza się tutaj dziko żyjące sarny, lisy, dziki, daniela oraz mniejsze ssaki i ptaki. Licznie występują populacje owadów.



Rysunek 5. Zagospodarowanie terenu (widok z DW280 – po lewej, widok z drogi polnej – po prawej, styczeń 2023), fot. J. Kostecki

Z uwagi na fakt, że obszar opracowania w całości przynależy do obszarów objętych ochroną prawną, tj. obszaru chronionego krajobrazu Krośnińska Dolina Odry, obszaru specjalnej ochrony Dolina Środkowej Odry PLB080004 oraz specjalnego obszaru ochrony Krośnińska Dolina Odry PLH080028 mogą tu występować gatunki ptaków wymienione w standardowym formularzu danych Natura2000, jednak większość z nich jako gatunki przelotne i wydające potomstwo.

Na obszarze opracowania woda stabilizuje się na zmiennej głębokości ok 1,0 m p.p.t. Obszar opracowania przynależy do jednolitej części wód podziemnych nr 68 (PLGW600068). Teren opracowania zalega na jednym z Głównych Zbiorników Wód Podziemnych – 150 Pradolina Warszawa-Berlin (Koło-Odra). Pod względem ochrony przed zanieczyszczeniem zbiornik zaliczany jest do obszarów wymagających najwyższej

ochrony. Z uwagi na przynależność do jednolitej części wód powierzchniowych obszar objęty analizą znajduje się w RW60001915969 (Zimny Potok od Łączy do ujścia typ 19 rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta), ogólny stan wód określono jako zły.

Na podstawie uzyskanych danych przeprowadzono analizę potencjalnych oddziaływań metodą porównawczo-opisową oraz analizie matrycowej (tab. 1).

Tabela 1. Zbiorcze zestawienie oddziaływań

ELEMENTY ŚRODOWISKA OBJĘTE ODDZIAŁYWIANIEM	RODZAJ ODDZIAŁYWANIA											
	bezpośrednie	pośrednie	wtórne	skumulowane	Skumulowane z urbanizacją	krótkoterminowe	średnioterminowe	długoterminowe	stałe	chwilowe	pozytywne	negatywne
Różnorodność biologiczna, rośliny, zwierzęta i siedliska przyrodnicze	1	1	0	0	0	3	2	1	2	0	2	2
Ludzie	0	2	0	0	0	1	2	2	2	0	2	0
Wody powierzchniowe i podziemne	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0
Powietrze	1	1	0	0	0	0	0	2	2	0	3	0
Powierzchnia ziemi	1	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	1
Krajobraz	3	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	2
Klimat	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0
Zasoby naturalne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zabytki	1	2	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
Dobra materialne	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0

0 – brak oddziaływania, 1 – oddziaływanie słabe, 2 – oddziaływanie średnie, 3 – oddziaływanie silne.

Źródło: opracowanie własne.

W wyniku analizy nie stwierdzono występowania na terenie bezpośrednio przeznaczonym pod funkcje naziemnych i podziemnych elementów infrastruktury fotowoltaiki (tereny o przeznaczeniu rolniczym) oraz w bezpośrednim sąsiedztwie obszarów planistycznych, siedlisk gatunków roślin i zwierząt wymienionych w Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 roku w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 [33], a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000. Nie stwierdzono też występowania siedlisk gatunków roślin

chronionych prawem polskim, w tym gatunków roślin, zwierząt i grzybów [34-36]). Przeprowadzona analiza stanu środowiska w obszarze objętym zmianami wykazała, że projektowany sposób wykorzystania środowiska nie będzie oddziałował negatywnie w sposób znaczny na abiotyczne i biotyczne komponenty środowiska. Może się jednak przyczynić do ograniczenia możliwości migracji zwierząt kopytnych – konieczne jest więc sporządzenie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego.

W przypadku oddziaływania farm fotowoltaicznych na ludzi konieczne jest rozpatrzenie sąsiedztwa zabudowy mieszkaniowej oraz komunikacyjnej. Z założenia przyjmuje się, że inwestycje w odnawialne źródła energii (OZE) mają korzystny wpływ na życie i zdrowie ludzi, gdyż przyczyniają się do poprawy jakości powietrza i klimatu. W przypadku dróg kołowych konieczne jest wyposażenie paneli w powłoki anty-refleksyjne, co znacząco niweluje ich oddziaływanie na przejeżdżające samochody [37]. W analizowanym przypadku zabudowa mieszkaniowa znajduje się w odległości ok. 1 km, co nie powinno generować konfliktów społecznych.

Z uwagi na fakt inwestycji z OZE należy przyjąć, że realizacja farm fotowoltaicznych z założenia poprawia jakość powietrza w ujęciu lokalnym i globalnym. Jest to spowodowane poprawą czystości powietrza, a tym samym poprawy jakości powietrza, jak również przyczynia się do ograniczenia zużycia energii pochodzącej ze źródeł konwencjonalnych, wzrostu efektywności użytkowania energii, a w konsekwencji do ograniczenia negatywnego oddziaływania sektora energetyki na środowisko i realizacji zasad zrównoważonego rozwoju. Jednym z głównych argumentów przemawiających na korzyść farm fotowoltaicznych jest ich pozytywny wpływ na środowisko, w tym redukcję emisji gazów cieplarnianych. To z kolei może przyczynić się do ochrony zasobów przed negatywnymi skutkami zmian klimatycznych [38].

Z punktu widzenia rozwoju gminy wprowadzane zmiany są korzystne, zarówno pod względem poprawy jakości środowiska i rozwoju, jak również spełnieniu zobowiązań wynikających z dyrektyw unijnych i innych zobowiązań.

4. Podsumowanie i wnioski

W trakcie analizy stwierdzono występowanie oddziaływań zarówno pozytywnych, jak i negatywnych na różne komponenty środowiska, w tym występujących w ujęciu długoterminowym. Ma to szczególne znaczenie, ponieważ część nowopowstających instalacji lokalizowanych jest na obszarach objętych ochroną prawną, w tym w Obszarach chronionego krajobrazu oraz terenach przynależących do sieci Natura2000.

Obiekty takie jak elektrownie fotowoltaiczne z uwagi na zajmowanie znacznego obszaru mogą przyczyniać się do degradacji osi widokowych i zaburzać istniejących krajobraz (oddziaływanie negatywne w powiązaniu z postępującą urbanizacją), jednak w ujęciu ogólnoodrodowiskowym należy zauważyć ich pozytywną rolę.

Z punktu widzenia rozwoju gmin realizacja mniejszych i większych farm fotowoltaicznych jest korzystne, zarówno pod względem poprawy jakości środowiska i rozwoju lokalnego, jak również spełnienia zobowiązań wynikających z dyrektyw unijnych (ograniczanie emisji niskiej, pozyskiwanie energii ze źródeł odnawialnych).

Podziękowania

Praca powstała przy wsparciu finansowym ze środków Prorektora ds. Studenckich dla kół i organizacji studenckich Uniwersytetu Zielonogórskiego.

Literatura

1. Exley G., Hernandez R.R., Page T., Chipps M., Gambro S., Hersey M., Lake R., Zoannou K.S., Armstrong A., *Scientific and stakeholder evidence-based assessment: Ecosystem response to floating solar photovoltaics and implications for sustainability*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 152, 2021, s. 111639, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111639>.
2. Lambert Q., Bischoff A., Cuffe S., Cluchier A., Gros R., *Effects of solar park construction and solar panels on soil quality, microclimate, CO₂ effluxes, and vegetation under a Mediterranean climate*, Land Degradation & Development, 32(18), 2021, s. 5190-5202, <https://doi.org/10.1002/ldr.4101>.
3. Farja Y., Maciejczak M., *Economic implications of agricultural land conversion to solar power production*, Energies, 2021, 14, s. 6063, <https://doi.org/10.3390/en14196063>.
4. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. 2003 nr 80 poz. 717, t.j. z późn. zm.).
5. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 września 2019 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz. U. 2019 poz. 1839).
6. Rządowy projekt ustawy o zmianie ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym oraz niektórych innych ustaw, druk 3097.
7. <https://hymon.pl/wymogi-jakie-musi-speelniac-dzialka-pod-fotowoltaike/> [data dostępu: 03.06.2023].
8. Ustawa z dnia 21 marca 1985 r. o drogach publicznych (Dz.U. 1985 nr 14 poz. 60 t.j. z późn. zm.).
9. Toledo C., Scognamiglio A. *Agrivoltaic Systems Design and Assessment: A Critical Review, and a Descriptive Model towards a Sustainable Landscape Vision (Three-Dimensional Agrivoltaic Patterns)*, Sustainability, 2021, 13(12), s. 6871. <https://doi.org/10.3390/su13126871>
10. Foks A., Całka B., Bielecka E., *Zastosowanie wielokryterialnych analiz przestrzennych w celu poszukiwania potencjalnej lokalizacji farm fotowoltaicznych w gminie Torzym*, Polskie Towarzystwo Informacji Przestrzennej. Roczniki Geomatyki, XVII, 3(86), 2019, s. 171-182.
11. Kim J.Y., Koide D., Ishihama F., Kadoya T., Nishihiro J., *Current site planning of medium to large solar power systems accelerates the loss of the remaining semi-natural and agricultural habitats*, Science of The Total Environment, 779, 2021, s. 146475, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146475>.
12. Loss S.R., Will T., Loss S.S., Marra P.P., *Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability*, The Condor. Ornithological Applications, 116, 2014, s. 8-23, <https://doi.org/10.1650/CONDOR-13-090.1>.
13. Harrison C., Lloyd H. Field C., *Evidence review of the impact of solar farms on birds, bats and general ecology (NEER012)*, 2017, Manchester Metropolitan University, s. 125.
14. Al-Kouz W., Almuhtady A., Abu-Libdeh N., Nayfeh J., Boretti A. *A 140 MW Solar Thermal Plant in Jordan*, Processes, 8(6), 2020, s. 668, <https://doi.org/10.3390/pr8060668>.
15. Tóth Á., Deák B., Tóth K., Kiss R., Lukács K., Rádai Z., Godó L., Borza S., Kelemen A., Miglécz T., Bátori Z., Novák T.J., Valkó O.. 2022. *Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands*, Peer J, 10, e13226, <https://doi.org/10.7717/peerj.13226>.
16. Valera F., Bolonio L., La Calle A., Moreno E., *Deployment of Solar Energy at the Expense of Conservation Sensitive Areas Precludes Its Classification as an Environmentally Sustainable Activity*, Land, 11(12), 2022, s. 2330, <https://doi.org/10.3390/land11122330>.
17. Takekawa J.Y., Prosser D.J., Sullivan J.D., Yin S., Wang X., Zhang G., Xiao X., *Potential Effects of Habitat Change on Migratory Bird Movements and Avian Influenza Transmission in the East Asian-Australasian Flyway*, Diversity, 15(5), 2023, s. 601, <https://doi.org/10.3390/d15050601>.

18. Nag M.K., Kumar P., Paswan M.K., *Environmental Impacts from the System of Solar Energy*, [w:] Gupta O.H., Sood V.K. (red.), *Recent Advances in Power Systems. Lecture Notes in Electrical Engineering*, Springer, 699, Singapore, https://doi.org/10.1007/978-981-15-7994-3_42.
19. Schindele S., Trommsdorff M., Schlaak, A., Obergfell, T., Bopp, G., Reise, C., Braun, C., Weselek, A., Bauerle, A., Högy, P., Goetzberger A., Weber E., *Implementation of agrophotovoltaics: Techno-economic analysis of the price-performance ratio and its policy implications*, *Applied Energy*, 265, 2020, s. 114737, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114737>.
20. Weselek A., Ehmann A., Zikeli S., Lewandowski I., Schindele S., Högy P., *Agrophotovoltaic systems: Applications, challenges, and opportunities. A review*. *Agronomy for Sustainable Development*, 39, 2019, s. 35, <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0581-3>.
21. Wagner M., Lask J., Kiesel A., Lewandowski I., Weselek A., Petra Högy P., Trommsdorff M., Schnaiker M.A., Bauerle A., *Agrivoltaics: the environmental impacts of combining food crop cultivation and solar energy generation*, *Agronomy*, 13, 2023, s. 1-14. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020299>.
22. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880, t.j. z późn. zm.).
23. Jaśkiewicz M., Kornet Z., Łojewski B., Bienias A., Zabówka E., Drejer K., Golińska K., Szczepaniak M., Skupień M., Szkudlarek M., Stec P., Szmigiel R., Bira T., *Ocena oddziaływania farm fotowoltaicznych na krajobraz. Zalecenia metodyczne*, Wrocław 2022, s. 148.
24. Lutenegger A.J., *Foundation Alternatives for Ground Mount Solar Panel Installations*, *Proceedings of the ASCE Joint GT/SEI Conference 2016*.
25. Choi C.S., Cagle A.E., Macknick J., Bloom D.E., Caplan J.S., Ravi S., *Effects of Revegetation on Soil Physical and Chemical Properties in Solar Photovoltaic Infrastructure*, *Frontiers in Environmental Science*, 8, 2020, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00140>
26. Elamri Y., Cheviron B., Lopez J.M., Dejean C., Belaud G., *Water budget and crop modelling for agrivoltaic systems: Application to irrigated lettuces*, *Agricultural Water Management*, 208, 2018, s. 440-453, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.07.001>.
27. Mérida-Rodríguez M., Lobón-Martín R., Perles-Roselló M.J., *The Production of Solar Photovoltaic Power and Its Landscape Dimension. The Case of Andalusia (Spain)*, [w:] Frolova M., Prados M.J. Nadañ A. (red.), *Renewable Energies and European Landscapes Lessons from Southern European Cases*, Springer, 2015, s. 298.
28. Gaur V., Lang C., *Property value impacts of commercial-scale solar energy in Massachusetts And Rhode Island*, Department of Environmental and Natural Resource Economics, University of Rhode Island, 2020, s. 46
29. 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 (Dz.U. 2008 nr 199 poz. 1227, t.j. z późn. zm.).
30. Krystek J., *Ocena oddziaływania na środowisko*, Teoria i praktyka, PWN, 2022, s. 617.
31. Gronowicz J., Kubiak T., *Zastosowanie procedury oddziaływania na środowisko w procesie projektowania stacji demontażu samochodów wycofanych z eksploatacji*, *Problemy Eksploatacji*, 2009, 1, s. 93-97.
32. <https://mapy.geoportal.gov.pl/> [data dostępu: 03.06.2023].
33. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz.U. 2010 nr 77 poz. 510, t.j. z późn. zm.).
34. Ogłoszenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 19 października 2022 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2022 poz. 2380).

35. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz.U. 2014 poz. 1408).
36. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2014 poz. 1409).
37. Redweik P., Catita C., Henriques F., Rodrigues A. *Solar Glare Vulnerability Analysis of Urban Road Networks – A Methodology*, *Energies*, 12(24), 2019, s. 4779, <https://doi.org/10.3390/en12244779>
38. Turney D., Fthenakis V., *Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 2011, s. 3261-3270, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.023>.

Uwarunkowania środowiskowe lokalizacji farm fotowoltaicznych na obszarach rolniczych w Polsce

Streszczenie

W ostatnich latach obserwuje się szybko postępujący rozwój odnawialnych źródeł energii. Z uwagi na uwarunkowania prawne i środowiskowe najszybciej rozwija się branża związana z pozyskiwaniem energii słonecznej w postaci paneli fotowoltaicznych. Zjawisko to jest obserwowane w obszarach zurbanizowanych oraz na terenach rolnych, zwłaszcza na słabszych glebach. Budowa farm fotowoltaicznych, zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 10 września 2019 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. 2019 poz. 1839), zabudowa systemami fotowoltaicznymi należy do przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko. Z tego względu przed uzyskaniem zgody konieczne jest przeprowadzenie oceny oddziaływania na środowisko, w tym ocena miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. W pracy poddano analizie lokalizację projektowanej farmy fotowoltaicznej zlokalizowanej w województwie lubuskim. Przeanalizowano usytuowanie, konstrukcje oraz potencjalne oddziaływanie na poszczególne komponenty środowiska w tym florę i faunę. Stwierdzono występowanie oddziaływań zarówno pozytywnych, jak i negatywnych, w tym występujących w ujęciu długoterminowym. Ma to szczególnie znaczenie, ponieważ część nowopowstających instalacji lokalizowanych jest na obszarach objętych ochroną prawną, w tym w obszarach chronionego krajobrazu oraz terenach przynależących do sieci Natura2000. Instalacje takie, z uwagi na zajmowanie znacznego obszaru mogą przyczyniać się do degradacji osi widokowych i zaburzać istniejących krajobraz (oddziaływanie negatywne w powiązaniu z postępującą urbanizacją).

Słowa kluczowe: elektrownie fotowoltaiczne, oddziaływanie środowiskowe, energia odnawialna, obszary chronionego krajobrazu, krajobraz rolniczy

Environmental aspects of the location of photovoltaic farms in agricultural areas in Poland

Abstract

In recent years there has been a rapid development of renewable energy sources. Due to legal and environmental considerations, the fastest growing industry is that of solar energy generation in the form of photovoltaic panels. This phenomenon is observed in urban areas and on agricultural land, especially on weaker soils. The construction of photovoltaic farms, according to the Regulation of the Council of Ministers of September 10, 2019 on projects that may significantly affect the environment (Journal of Laws 2019 item 1839), the development of photovoltaic systems belongs to projects that may potentially significantly affect the environment. Therefore, it is necessary to conduct an environmental impact assessment, including an assessment of local spatial development plans, before obtaining approval. The paper analyzes the location of selected planned photovoltaic farms located in Lubuskie province. The location, construction and potential impacts on various components of the environment including flora and fauna were analyzed. Both positive and negative impacts were found, including those occurring in the long-term. This is particularly important because some of the newly built installations are located in areas under legal protection, including protected landscape areas and areas belonging to the Natura2000 network. Such installations, due to their occupation of a significant area, may contribute to the degradation of scenic axes and disturb the existing landscape (negative impact in conjunction with increasing urbanization).

Keywords: power plants, environmental impact, renewable energy, protected landscape areas, agricultural landscape

Wykorzystanie kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków jednorodzinnych

1. Wprowadzenie

W ostatnich kilkudziesięciu latach wzrosła świadomość społeczeństwa w zakresie konieczności ochrony środowiska przez negatywną działalnością człowieka, w szczególności w kontekście zmniejszenia emisji CO₂. W Europie ponad 40% energii pierwotnej jest wykorzystywane przez budownictwo, w związku z czym istotnym elementem polityki w zakresie zrównoważonego rozwoju są działania w tym sektorze [1]. Obejmują one wprowadzanie nowych regulacji z zakresu energochłonności budynków, w tym polepszenia właściwości izolacyjnych budynków, a także zmniejszenia wykorzystania energii pierwotnej pochodzących ze źródeł kopalnych. Unia Europejska wprowadziła szereg dyrektyw z zakresu energochłonności budynków uwzględniających systemy grzewcze i wentylacyjne, chłodnicze, oświetlenie oraz systemy przygotowania c.w.u., z których najważniejszą jest dyrektywa 2010/31/EC [2]. Postawione w niej cele są realizowane m.in. poprzez wykorzystanie odnawialnych źródeł energii, wśród których źródłem o największej dostępności i potencjale jest energia słoneczna [3].

Na świecie obserwuje się tendencję wzrostową produkcji energii z wykorzystaniem energii słonecznej (rys. 1). Wzrost ten dotyczy wszystkich kontynentów i jest intensywny zwłaszcza w ostatnich 20 latach. Rośnie także udział energii słonecznej w ogólnej produkcji energii pierwotnej ze źródeł odnawialnych z 0,04% w 2000 roku do 13% w 2021 [4]. W Polsce udział energii słonecznej w produkcji energii z odnawialnych źródeł energii w 2020 roku wyniósł niecałe 2% [5].

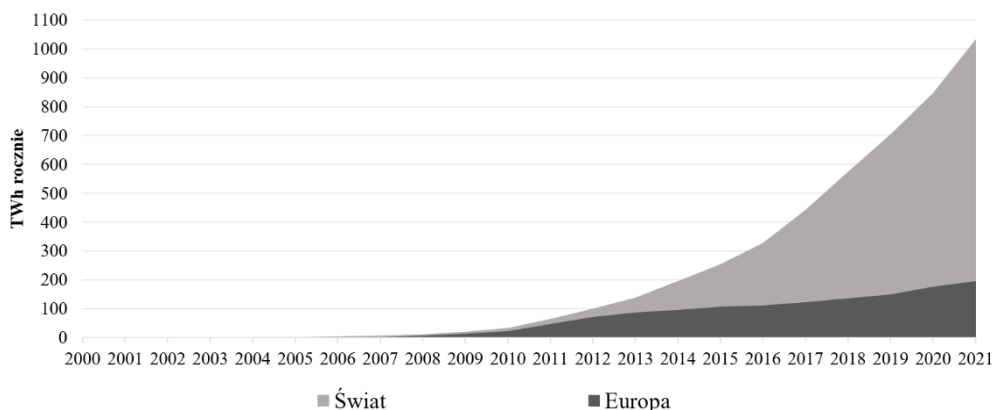
Energia promieniowania słonecznego może być konwertowana na ciepło z wykorzystaniem kolektorów słonecznych lub na energię elektryczną za pomocą paneli fotowoltaicznych [1]. Dostępne są rozwiązania łączące obydwie funkcje tzw. kolektory fotowoltaiczno-termiczne PVT (ang. *Photovoltaic Thermal Systems*). Poprzez jednoczesną produkcję energii elektrycznej i cieplnej, osiągają one wyższą sprawność niż urządzenia jednofunkcyjne w odniesieniu do zamontowanej powierzchni i jednocześnie zajmują mniejszą powierzchnię [6].

Tematyka pracy obejmuje wykorzystanie energii słonecznej do celów grzewczych w budynkach mieszkalnych jednorodzinnych. Praca prezentuje rozwiązania, które nie są powszechnie stosowane w Polsce. Jednak w obliczu rosnących wymagań w zakresie minimalizacji zużycia energii pierwotnej przez budynki, konieczne staje się poszukiwanie rozwiązań, które umożliwią zwiększenie udziału energii odnawialnej wykorzystywanej do celów grzewczych.

¹ dobkowski.jan@wp.pl, Studenckie Koło Naukowe „Ciepłownik”, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Politechnika Białostocka, www.pb.edu.pl.

² a.juszczuk@pb.edu.pl, Katedra Budownictwa Zrównoważonego i Instalacji Budowlanych, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Politechnika Białostocka, www.pb.edu.pl.

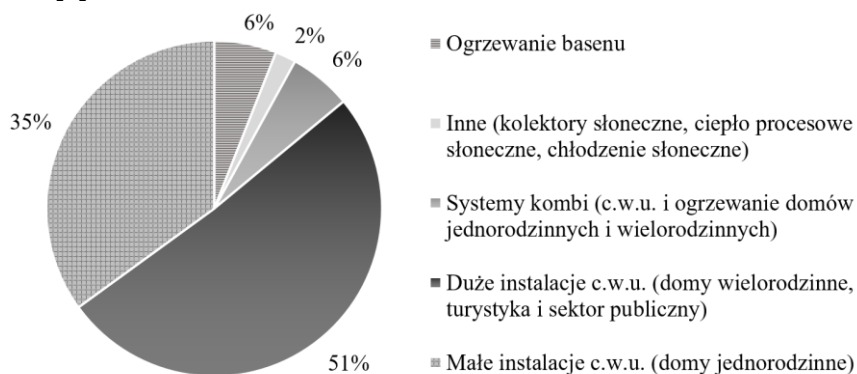
W pierwszej części artykułu przedstawiono strukturę wykorzystania ciepła z energii słonecznej na świecie. Następnie skupiono się na rozwiązaniach dla budynków jednorodzinnych. Omówiono rekomendacje w zakresie budynków i systemów grzewczych zasilanych przez kolektory słoneczne. Przedstawiono ograniczenia wynikające ze stosowania kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków. Zaprezentowano przykłady układów technologicznych z kolektorami słonecznymi wspomagającymi ogrzewanie w budownictwie jednorodzinym.



Rysunek 1. Wytwarzanie energii słonecznej. Opracowanie własne na podstawie [4]

2. Struktura wykorzystania ciepła z energii słonecznej

Wykorzystanie ciepła z kolektorów słonecznych jest najczęściej kojarzone z podgrzewaniem ciepłej wody użytkowej. Największy udział, bo aż 51% w całkowitej powierzchni kolektorów zainstalowanych na świecie w 2020 roku, miały duże instalacje przygotowania ciepłej wody użytkowej (c.w.u.) dla domów wielorodzinnych, turystyki i sektora publicznego (rys. 2). Systemy solarne c.w.u. w domach jednorodzinnych stanowiły około 35% [7].



Rysunek 2. Struktura nowozainstalowanych systemów solarnych na świecie w 2020 roku. Opracowanie własne na podstawie [7]

W przypadku budynków o niskim zapotrzebowaniu na cele c.w.u. (budynki jednorodzinne, letniskowe), podgrzew wody odbywa się za pomocą małych instalacji solarnych, składających się z kilku kolektorów słonecznych, często działających bez pompy cyr-

kulacyjnej z wykorzystaniem zjawiska termosyfonu [8]. Instalacje termosyfonowe charakteryzują się niskim kosztem inwestycyjnym i eksploatacyjnym, mają jednak pewne ograniczenia dotyczące wielkości oraz miejsca montażu zasobnika c.w.u. (zasobnik usytuowany powyżej kolektora). W związku z czym częściej stosowane są systemy z wymuszonym przepływem czynnika solarnego tzw. układy pompowe, które w 2020 roku stanowiły 64% wszystkich nowo zainstalowanych systemów solarnych na świecie [7].

Ze względu na rosnące koszty energii elektrycznej i paliw kopalnych systemy solarne zyskują popularność jako instalacje do celów grzewczych [9]. Wzrost potencjału wykorzystania kolektorów słonecznych do ogrzewania jest związany także z obniżeniem energochłonności budynków w ostatnim dziesięcioleciu oraz coraz niższą temperaturą czynnika grzewczego stosowaną w instalacji centralnego ogrzewania (c.o.) [10]. Nie bez znaczenia jest rozwój technologii, w tym wprowadzenie na rynek podgrzewaczy multiwalentnych, w których podgrzew wody może odbywać się za pomocą kilku źródeł ciepła, oraz spadek cen urządzeń wchodzących w skład solarnego systemu grzewczego. Zastosowanie kolektorów słonecznych do celów grzewczych skutkuje zmniejszeniem zużycia paliw kopalnych jak np. gazu ziemnego, co z kolei wpływa na zmniejszenie emisji CO₂ do atmosfery [11]. Ze względu na przesunięcie czasowe pomiędzy popytem na ciepło a jego podażą, wykorzystanie kolektorów słonecznych do celów grzewczych jest związane z koniecznością magazynowania ciepła w magazynach krótko lub długoterminowych.

Dostarczenie energii cieplnej z kolektorów słonecznych na cele ogrzewania może odbywać się za pomocą lokalnych układów solarnych zasilających w ciepło dany budynek lub wielkoskalowych pól kolektorów słonecznych zasilających sieci ciepłownicze [12]. W 2021 roku małe systemy solarne stanowiły około 60% światowych nowozainstalowanych instalacji solarnych, obejmując podgrzew c.w.u. i ogrzewanie w domach jednorodzinnych, budynkach mieszkalnych oraz domach wielorodzinnych. Wraz z rozwojem technik wykorzystania ciepła produkowanego przez kolektory słoneczne, obserwuje się wzrost liczby powstających wielkoskalowych instalacji solarnych do produkcji ciepła, obejmujących instalacje grzewcze podłączone do lokalnych lub okręgowych sieci ciepłowniczych oraz systemy solarne zainstalowane na dużych budynkach mieszkalnych, komercyjnych i publicznych, czy w przemyśle. Należy tu zauważyć, że od początku lat 80. do roku 2016 rynek wielkoskalowych instalacji słonecznych był skoncentrowany niemal wyłącznie w Europie. Po tym okresie nastąpił dynamiczny rozwój wielkoskalowych instalacji także na innych kontynentach, zwłaszcza w Azji [7].

Lokalne systemy solarne są stosowane w domach jednorodzinnych oraz wielorodzinnych i często mają postać tzw. systemów kombi, które łączą przygotowanie c.w.u. ze wspomaganie instalacji grzewczej budynku. Na świecie w 2020 roku (rys. 2) systemy combi stanowiły 6% wszystkich nowozainstalowanych systemów solarnych. Zasilanie sieci ciepłowniczych jest rozwiązaniem mniej powszechnym, lecz stosowanym już od wczesnych lat 80. w krajach skandynawskich Danii i Szwecji, jak również w Austrii, Niemczech, Hiszpanii i Grecji [7].

Innym sposobem wykorzystania ciepła produkowanego przez kolektory słoneczne jest podgrzew wody basenowej, popularny zwłaszcza na obszarze Stanów Zjednoczonych (94% nowozainstalowanych systemów solarnych w 2020 roku, przy 2% w skali światowej) [7]. Podgrzew wody basenowej jest dobrym sposobem na wykorzystanie nadprodukcji energii słonecznej w okresie letnim, zwłaszcza, gdy instalacja solarna jest

przewymiarowana w celu wspomagania ogrzewania budynku w okresie zimowym. W Europie instalacje służące do podgrzewu wody basenowej stanowiły w 2020 roku zaledwie 1% nowych instalacji solarnych (rys. 2).

Kolektory słoneczne znalazły także zastosowanie w przemyśle, gdzie ciepło jest wykorzystywane w procesach produkcyjnych oraz do zapewnienia wymaganego komfortu ciepłego w budynkach, m.in. do ogrzewania hal produkcyjnych, zaplecza socjalnego czy biur [13]. Słoneczna energia cieplna jest wykorzystywana między innymi w górnictwie, przemyśle tekstylnym, chemicznym i farmaceutycznym. Najważniejszym odbiorcą pozostaje przemysł spożywczy i rolniczy [7, 10] (suszenie wiórów drzewnych czy owoców, hodowla zwierząt, komercyjna produkcja żywności i kwiatów, szkółek i upraw warzyw, szklarnie [7, 14]). W celu zintegrowania słonecznych technologii termicznych w przemyśle, należy przede wszystkim wziąć pod uwagę zapotrzebowanie na energię cieplną w danym procesie, profil produkcji, dostępną przestrzeń, położenie geograficzne oraz rodzaj i koszt kolektora [14]. Z powodu nierównomiernej podaży energii słonecznej konieczne jest stosowanie pomocniczych systemów magazynowania ciepła. Podczas analizy zasadności wykorzystania kolektorów słonecznych do celów przemysłowych należy zwrócić uwagę na temperaturę docelową, zapotrzebowanie na energię, kryteria ekonomiczne, dostępność miejsca oraz stopień zaawansowania technologii [13].

W Polsce kolektory słoneczne są wykorzystywane głównie do podgrzewu c.w.u. Mimo coraz większego wzrostu świadomości w zakresie ochrony środowiska, wykorzystanie odnawialnych źródeł energii do celów grzewczych jest wciąż niskie. Według danych GUS [15] głównym źródłem ciepła w gospodarstwach domowych są kotły na paliwa stałe, wśród których należy wymienić kotły jednofunkcyjne, dwu-funkcyjne, piece kaflowe czy kominki. Odnawialne źródła energii są źródłem ciepła jedynie w 1%, zarówno w kontekście przygotowania c.w.u., jak i ogrzewania budynków. Wlicza się w to energię zapewnianą przez kolektory słoneczne oraz pompy ciepła. Tylko 2% gospodarstw domowych w Polsce użytkuje kolektory słoneczne, z czego największy udział (71%) mają kolektory cieczerw płaskie [15].

3. Aspekty wykorzystania energii słonecznej do celów grzewczych w budownictwie jednorodzinnym

Największym wyzwaniem związanym z wykorzystaniem energii promieniowania słonecznego do ogrzewania budynków jest profil jej dostępności w ciągu roku. Popyt na energię słoneczną na cele grzewcze jest w innym czasie niż jej podaż. W okresie letnim obecna jest nadwyżka energii promieniowania do zagospodarowania, natomiast zimą jej niedomiar. Stąd wykorzystanie kolektorów słonecznych do ogrzewania może odbywać się jedynie jako wspomaganie i kolektory nie mogą stanowić jedyne go źródła ciepła w budynku. Celem stosowania kolektorów słonecznych jest podwyższenie sprawności systemu grzewczego oraz zmniejszenie zapotrzebowania na energię produkowaną ze źródła podstawowego. Podstawowym źródłem ciepła w instalacji mogą być kotły na paliwo ciekłe (gazowe, olejowe) [11], na biomasę (pellety) [16] oraz inne źródła ciepła wykorzystujące odnawialne źródła energii np. pompy ciepła (systemy biwalentne) [17].

Zwiększenie energii cieplnej pozyskiwanej z kolektorów słonecznych może odbywać się poprzez zwiększenie ich powierzchni. W przypadku budynków jednorodzinnych rodzi to jednak wiele problemów. Pierwszym z nich jest konieczność zapewnienia miejsca na montaż kolektorów. Drugim fakt, że duża powierzchnia kolektorów będzie

skutkować nadwyżką produkcji energii cieplnej w okresie letnim, co generuje problem z jej zagospodarowaniem. Z tego względu, aby efektywnie wspomagać system grzewczy instalacją solarną zaleca się, aby budynek charakteryzował się niskim zapotrzebowaniem na ciepło np. standardem budynku niskoenergetycznego (30-60 kWh/m²rok) lub pasywnego (<15 kWh/m²rok) [18, 17, 19]. Niskie zapotrzebowanie na ciepło pozwoli zmniejszyć wielkość urządzeń wchodzących w skład instalacji solarnej: powierzchnię zamontowanych kolektorów, średnice przewodów, pojemność zasobnika magazynującego ciepło. Skutkiem będzie obniżenie kosztów inwestycyjnych oraz eksploatacyjnych. Drugim ważnym aspektem jest to, że niskie zapotrzebowanie na energię do celów grzewczych pozwala na stosowanie niskotemperaturowych instalacji grzewczych tj. ogrzewanie płaszczyznowe (podłogowe, ściennie). Niski parametr czynnika grzewczego zapewnia wysoką sprawność kolektora słonecznego [18]. Przy czym należy zaznaczyć, że zastosowanie niskotemperaturowej instalacji c.o. nie jest wymogiem koniecznym do tego, aby stosować kolektory do wspomagania instalacji grzewczej budynku [20].

W celu osiągnięcia wysokiej sprawności kolektorów słonecznych do celów grzewczych istotne jest usytuowanie kolektorów względem stron świata. Badania prezentowane w [21] wykazały różnicę w ilości produkowanej energii do celów grzewczych na poziomie 33% przy zmianie orientacji z południowo-zachodniej na północno-zachodniej. W Polsce zalecany kierunek to południe. Przy montażu kolektora na dachu istotnym czynnikiem jest także jego geometria i kąt nachylenia [22]. Kąt nachylenia kolektora stosowanego do celów grzewczych powinien być optymalny dla okresu przejściowego, czyli okresu wiosennego lub jesienno. Nie należy dobierać optymalnego kąta dla miesięcy zimowych ze względu na to, że w okresie zimy promieniowanie słoneczne jest zbyt małe, aby zapewnić wysoką sprawność kolektorów [18]. W warunkach polskich przy wspomaganiu instalacji c.o. zalecane jest 60° [20]. Duży kąt nachylenia obniża nadwyżkę ciepła w okresie letnim i chroni instalację przed przegrzaniem. Gdy kąt jest mniejszy, zaleca się montaż kolektorów próżniowo-rurowych, których rury są ruchome i można je dowolnie ustawiać, tak aby w momencie największego zapotrzebowania na ciepło wykorzystać promieniowanie słoneczne [20].

Istotnym aspektem jest opłacalność zastosowania kolektorów słonecznych do wspomagania ogrzewania. Wpływ na nakłady inwestycyjne ma przede wszystkim wielkość instalacji zdeterminowana stopniem pokrycia zapotrzebowania na ciepło. Jedną z metod wymiarowania systemu solarnego do wspomagania instalacji c.o. jest uzależnienie wymaganej powierzchni kolektorów od zapotrzebowania na ciepłą wodę użytkową. Zalecane jest 2- lub 2,5-krotne zwiększenie powierzchni kolektorów słonecznych koniecznych do wspomagania podgrzewu c.w.u. [20]. Z kolei Foit zaleca obliczanie wymaganej powierzchni kolektorów z uwzględnieniem liczby osób korzystających z c.w.u. w budynku (1) [23]:

$$A = n \cdot (1,2 \div 2,5) [m^2] \quad (1)$$

gdzie: A – powierzchnia kolektorów słonecznych, n – liczba osób korzystających z c.w.u.

Podczas gdy wymaganą objętość zasobnika magazynująca ciepło Foit zaleca obliczać ze wzoru (2) [23]:

$$V_{zas} = (50 - 100) \cdot A [dm^3] \quad (2)$$

Istotny wpływ na nakłady inwestycyjne ma także konstrukcja zastosowanych kolektorów. Do celów ogrzewania budynków są wykorzystywane kolektory cieczowe oraz powietrzne [7].

W kolektorach powietrznych czynnikiem ogrzewanym przez promieniowanie słoneczne jest powietrze, które może być bezpośrednio używane do ogrzania budynku, bez stosowania czynników pośrednich [24]. Aby wykorzystać niższe kąty padania promieni słonecznych w zimie i wyeliminować gromadzenie się śniegu, kolektory powietrzne często są montowane na ścianach budynków lub są zintegrowane z konstrukcją budynku. Systemy słonecznego ogrzewania powietrza mogą przyczynić się do 20-30% redukcji zużycia energii konwencjonalnej na cele grzewcze budynku [7]. Wykorzystanie kolektorów powietrznych w gospodarstwach domowych w Polsce jest na niskim poziomie (4,7%) w porównaniu do kolektorów cieczowych (82%) [15].

Wśród kolektorów cieczowych do celów grzewczych stosowane są kolektory płaskie oraz próżniowe. Ze względu na wyższą sprawność kolektorów próżniowych w okresach przejściowych i zimowym zaleca się ich wykorzystanie do wspomagania ogrzewania [20]. Są one jednak droższe od kolektorów płaskich, co zwiększa nakłady inwestycyjne na cały system solarny.

Przykład analizy opłacalności wykorzystania kolektorów słonecznych cieczowych płaskich w warunkach polskich przedstawiono w pracy [25], w której porównano nakłady inwestycyjne oraz koszty eksploatacyjne ogrzewania i podgrzewu c.w.u. w budynku jednorodzinnym o powierzchni 255m^2 , zlokalizowanym w III strefie klimatycznej Polski. Porównano ogrzewanie za pomocą kotła kondensacyjnego (jedyne źródło ciepła) oraz kotła współpracującego z instalacją solarną wspomagającą instalację c.o. oraz podgrzew c.w.u.. Nakłady inwestycyjne przy wykorzystaniu kolektorów były dwukrotnie wyższe niż przy instalacji z samym kotłem gazowym, a czas zwrotu wyniósł 40 lat. Istotne jest to, że analiza została przeprowadzona w roku 2009, w związku z czym wyniki nie odzwierciedlają obecnej opłacalności tego rozwiązania. Koszty energii elektrycznej oraz gazu są teraz kilkukrotnie wyższe, a dodatkowo budynki charakteryzują się mniejszym zapotrzebowaniem na energię do celów grzewczych.

Potwierdzeniem tego jest analiza przeprowadzona z uwzględnieniem cen z 2019 roku [26]. W pracy przedstawiono symulację wspomagania systemu grzewczego budynku jednorodzinnego o powierzchni 100m^2 zlokalizowanego w Warszawie z wykorzystaniem kolektorów cieczowych skupiających. Kąt nachylenia kolektorów to 45° . System pokrył zapotrzebowanie na ciepło do ogrzania budynku w 18,4% i 75,5% na cele przygotowania c.w.u.. Okres zwrotu nakładów na instalację wyniósł 11 lat.

Kolejny przykład analizy zasadności wykorzystania kolektorów słonecznych do ogrzewania zaprezentowano w pracy [24]. Fieducik i Godlewski analizowali możliwość ogrzewania i chłodzenia energooszczędnego domu jednorodzinnego o powierzchni 150m^2 przy wykorzystaniu powietrznych kolektorów słonecznych jako jedyne źródła ciepła w domu jednorodzinnym. Autorzy do obliczeń przyjęli zapotrzebowanie na ciepło na poziomie 40 kWh/m^2 oraz kolektory słoneczne powietrzne o łącznej powierzchni 60m^2 i sprawności 70%, usytuowane na dachu pod kątem 45° w kierunku południowym. Według obliczeń instalacja solarna była w stanie ogrzać budynek oraz zapewnić podgrzew c.w.u. przez 10 miesięcy w roku (poza grudniem i styczniem).

Inne przykłady dotyczą budynków jednorodzinnych zlokalizowanych na południu Europy. W [19] przeprowadzono symulację dla budynku jednorodzinnego o powierzchni

120 m² zlokalizowanego w Grecji. W przypadku zastosowania solarnych systemów kombi (podgrzew c.w.u. i wspomaganie instalacji c.o.) okres zwrotu wyniósł 5,5-6,5 lat w porównaniu do instalacji z konwencjonalnym kotłem grzewczym na olej opałowy i 9 lat w porównaniu do kotła na gaz ziemny, przy zapewnieniu co najmniej 50% całkowitego zapotrzebowania na ciepło budynków [19].

Analiza opłacalności stosowania kolektorów słonecznych do celów grzewczych zawsze powinna być wykonywana dla danego budynku o znanej charakterystyce energetycznej, lokalizacji, a także z uwzględnieniem parametrów kolektorów słonecznych (konstrukcja, sprawność, charakterystyka pracy), kąta nachylenia i orientacji względem stron świata.

4. Przykłady układów technologicznych w budynkach jednorodzinnych

Najpopularniejszym rozwiązaniem stosowanym w budownictwie jednorodzinnym są układy solarne typu kombi z kolektorami cieczowymi. Systemy te łączą funkcję podgrzewu c.w.u. ze wspomaganie ogrzewania budynku. W systemach kombi korzystne jest rozdzielnie obiegu przygotowania wody na cele c.w.u. i obiegu c.o.. Związane jest to z tym, że zapotrzebowanie na cele grzewcze przewyższa zwykle zapotrzebowanie na cele przygotowania c.w.u., co wiąże się ze zmiennymi wielkościami strumienia objętości wody w poszczególnych obiegach instalacji. Dzięki rozdzieleniu obiegów c.w.u. i c.o., w okresie letnim kolektory dogrzewają jedynie c.w.u. [18].

System solarny kombi składa się z:

- układu solarnego: kolektor słoneczny, pompa solarna, układ regulacji, zasobnik;
- układu przygotowania c.w.u.: zasobnik, układ regulacji;
- układu grzewczego: podstawowe źródło ciepła, zasobnik, instalacja centralnego ogrzewania razem z regulacją [27].

Zasobniki wody w zależności od schematu technologicznego mogą być osobne lub wspólne dla każdego z układu.

Jednym z elementów różnicujących układy technologiczne jest sposób magazynowania ciepła pochodzącego z kolektorów słonecznych. Konieczność stosowania magazynów ciepła jest niezbędna ze względu na nieciągłość dostarczania energii cieplnej przez kolektory, zarówno w okresie dziennym jaki i w ciągu roku. W zimnym i umiarkowanym klimacie największe zapotrzebowanie na cele grzewcze występuje w okresie zimowym, gdzie nasłonecznienie i liczba godzin słonecznych są najmniejsze [9]. W związku z tym, w celu zapewnienia wysokiej sprawności wykorzystania energii słonecznej, konieczne jest jej efektywne magazynowanie [28].

Przy doborze technologii do magazynowania energii należy brać pod uwagę wiele aspektów tj. zakres temperatury pracy, pojemność magazynu, straty ciepła, szybkość ładowania i rozładowywania, gęstość energii (kJ/kg) lub objętościową pojemność energetyczną (kJ/m³) oraz czas, w którym energia może być zmagazynowana z akceptowalnymi stratami [28]. Systemy magazynujące energię cieplną można podzielić na krótkoterminowe (kilka, kilkanaście godzin) oraz długoterminowe (do kilku miesięcy).

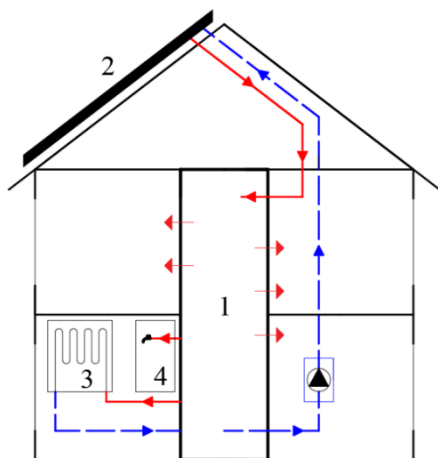
Zasobniki długoterminowe (sezonowe) zwiększają efektywność wykorzystania energii promieniowania słonecznego do celów ogrzewania poprzez kompensowanie niedopasowania dostępności energii cieplnej ze słońca do jej zapotrzebowania [29]. Charakteryzują się one dużą pojemnością, która może być nawet 20-30 krotnie większa od pojemności tradycyjnych zasobników krótkoterminowych [20, 23]. Dzięki gromadzeniu energii słonecznej w zasobnikach długoterminowych instalacja solarna może pokryć

większą część zapotrzebowania na ciepło budynku w porównaniu do instalacji z zasobnikami krótkoterminowymi. Przykładem jest symulacja wykonana w pracy [1] dla budynku jednorodzinnego o powierzchni 120 m^2 , w którym instalacja z kolektorami słonecznymi płaskimi o powierzchni 30 m^2 z zasobnikiem długoterminowym o pojemności 36 m^3 pokryła prawie 67% całkowitego zapotrzebowania na cele grzewcze (lokalizacja budynku: Grecja, Saloniki). Analiza wykorzystania zasobnika podziemnego o pojemności 15 m^3 dla budynku jednorodzinnego w Richmond, Virginia, USA, wykazała natomiast, że system solarny zredukował zużycie paliw kopalnych do ogrzewania budynku o ponad 64% [30].

W zależności od lokalizacji zasobniki sezonowe mogą być naziemne lub podziemne [29].

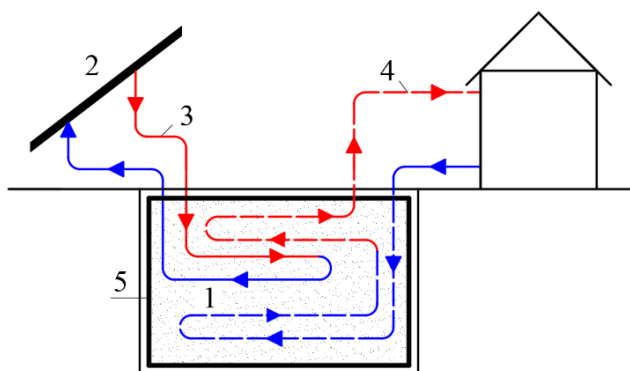
Przykład zasobnika całorocznego zlokalizowanego w budynku jednorodzinnym przedstawiono na rysunku 3. Zasobnik ma postać walcowego zbiornika wypełnionego wodą, umieszczonego centralnie w budynku. Zaletą takiego rozwiązania jest to, że straty ciepła zbiornika są wykorzystywane bezpośrednio do ogrzewania pomieszczeń. Wadą są duże koszty inwestycyjne, ze względu na duże rozmiary buforu oraz konieczność dostosowania konstrukcji i architektury budynku na etapie projektowania budynku [23].

Przykładem wykorzystania sezonowych zasobników podziemnych jest rozwiązanie zaproponowane w [9], w którym ciepło z kolektorów jest transportowane do zbiorników wypełnionych wodą i zakopanych w gruncie na głębokości 6,5 m. Każdy z 12 zbiorników ma pojemność 220 dm^3 i jest zaizolowany wełną mineralną o oporze cieplnym około $14 \text{ m}^2\text{K/W}$. W okresie od wiosny do jesieni energia cieplna produkowana przez system solarny jest przekazywana do zbiorników, gdzie następuje jej częściowe przekazanie do gruntu. Zgromadzone w gruncie i wodzie ciepło jest następnie źródłem ciepła dla pompy ciepła, zasilającej system grzewczy w budynku. Autorzy zauważyli, że w tym systemie nie ma potrzeby stosowania dużej powierzchni kolektorów słonecznych, ponieważ ciepło jest magazynowane stopniowo i przez kilka miesięcy. Takie rozwiązanie, ze względu na podwyższenie temperatury dolnego źródła ciepła, wpłynęło na poprawę współczynnika efektywności pompy ciepła COP, co jest związane ze zmniejszeniem zużycia energii elektrycznej.



Rysunek 3. Układ solarny z zasobnikiem całorocznym. Oznaczenia: 1 – bufor całoroczny, 2 – kolektor słoneczny, 3 – instalacja c.o., 4 – instalacja c.w.u. Opracowanie własne na podstawie [23]

Zasobnik podziemny może być także wypełniony piaskiem zamiast wodą, co było przedmiotem analizy w [30]. W układzie zaprezentowanym na rysunku 4, ciepło produkowane przez instalację solarną przepływa przez zasobnik wypełniony piaskiem, gdzie jest akumulowane. W zasobniku znajdują się dwa obiegi z czynnikiem transportującym ciepło: z kolektora słonecznego do zasobnika oraz z zasobnika do systemu grzewczego budynku. Zasobnik jest usytuowany poniżej linii przemarzania. Posiada izolację cieplną i paroszczelną, aby zminimalizować straty ciepła i zapobiec przepływowi wód gruntowych przez złożo. Energia zebrana w okresie ciepłym zasila system grzewczy z ogrzewaniem płaszczyznowym budynku w okresie zimnym [30].

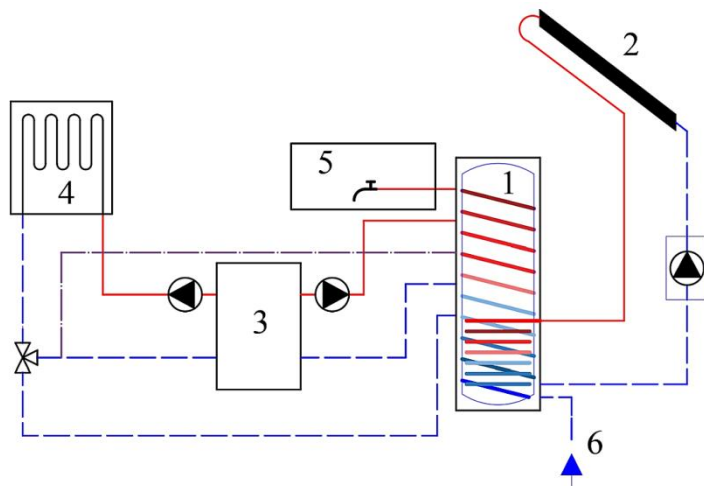


Rysunek 4. Schemat instalacji solarnej ze wspomaganie instalacji c.o. z wykorzystaniem sezonowego zasobnika ciepła. Oznaczenia: 1 – złożo piaskowe, 2 – kolektory słoneczne, 3 – obieg czynnika solarnego, 4 – obieg czynnika grzewczego, 5 – izolacja cieplna. Opracowanie własne na podstawie [30]

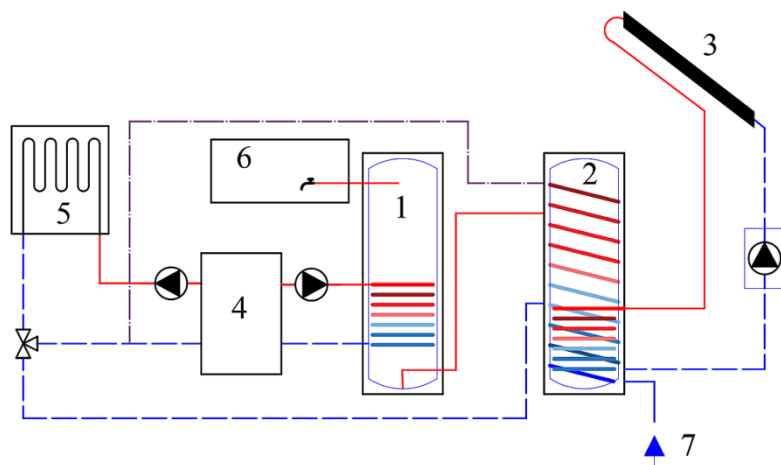
Tańszą opcją są systemy z krótkoterminowym magazynowaniem energii cieplnej solarnej z wykorzystaniem zasobników monowalentnych, biwalentnych lub multiwalentnych [20]. Ze względu na sposób podłączenia podstawowego źródła ciepła (np. kotła grzewczego) w systemach tych wyróżnia się podłączenie szeregowo i równoległe.

System szeregowy (rys. 5 i 6) jest to system z podwyższeniem temperatury powrotu. W systemie tym obieg grzewczy posiada także kocioł. Czynnik podgrzany w instalacji solarnej przepływa przez węzownicę usytuowaną w dolnej części zasobnika. Jeżeli woda grzewcza w zasobniku zostanie ogrzana do temperatury wyższej od temperatury na powrocie instalacji c.o., zawór trójdrogowy otwiera się i kocioł grzewczy jest zasilany czynnikiem wstępnie podgrzanym przez instalację solarną. Następnie kocioł podgrzewa wodę do wymaganej temperatury na zasilaniu instalacji c.o.. Jeśli instalacja solarna podwyższy temperaturę w pojemnościowym podgrzewaczu wody do temperatury na zasilaniu, wówczas wyłącza się kocioł grzewczy, a instalacja grzewcza jest zasilana jedynie dzięki pracy kolektorów słonecznych. Przy szeregowym podłączeniu straty ciepła z instalacji solarnej są niewielkie, ponieważ podgrzana przez układ solarny woda obwodu grzewczego zawsze przepływa przez kocioł grzewczy, nawet gdy jest on wyłączony. W instalacji z podwyższonym powrotem można zastosować jeden zbiornik (rys. 5) lub dwa (rys. 6). Wykorzystanie dwóch zasobników jest stosowane w przypadku dużego chwilowego rozbioru c.w.u., lub gdy mamy do czynienia z modernizacją systemu grzewczego (jest już pojemnościowy podgrzewacz wody). Rozwiązanie z osobnymi zasobnikami podwyższa nakłady inwestycyjne oraz wymaga dużej powierzchni monta-

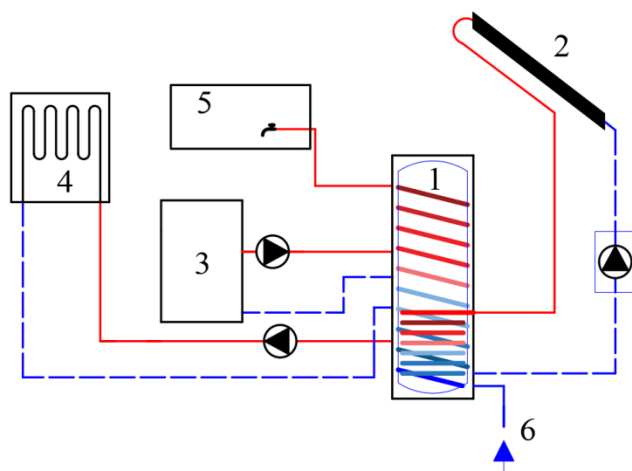
zowej. Zasobnik zintegrowany (tzw. multiwalentny) charakteryzuje się niższymi nakładami inwestycyjnymi, mniejszym zajęciem powierzchni użytkowej, a także możliwością wpięcia w jeden system kilku źródeł ciepła [20].



Rysunek 5. Instalacja kombi z podwyższeniem temperatury powrotu (połączenie szeregowe) z jednym zasobnikiem. Oznaczenia: 1 – zasobnik multiwalentny, 2 – kolektor słoneczny, 3 – podstawowe źródło ciepła, 4 – instalacja c.o., 5 – instalacja c.w.u., 6 – dopływ wody zimnej. Opracowanie własne na podstawie [20]



Rysunek 6. Instalacja kombi z podwyższeniem temperatury powrotu (połączenie szeregowe) z dwoma zasobnikami. Oznaczenia: 1 – zasobnik c.w.u., 2 – zasobnik typu kombi, 3 – kolektor słoneczny, 4 – podstawowe źródło ciepła, 5 – instalacja c.o., 6 – instalacja c.w.u., 7 – dopływ wody zimnej. Opracowanie własne na podstawie [20]



Rysunek 7. Instalacja kombi z ładowaniem bufora (połączenie równoległe). Oznaczenia: 1 – zasobnik multiwalentny, 2 – kolektor słoneczny, 3 – podstawowe źródło ciepła, 4 – instalacja c.o., 5 – instalacja c.w.u., 6 – dopływ wody zimnej. Opracowanie własne na podstawie [20]

W przypadku połączenia równoległego z tzw. ładowaniem bufora (rys. 7), woda grzewcza podgrzana przez system solarny zanim trafi do obiegu grzewczego jest zawsze magazynowana w zasobniku, w związku z czym występują większe straty energii solarnej niż w połączeniu szeregowym. Instalacja solarna zasila dolną węzownicę zasobnika c.w.u., a drugie źródło ciepła zasila ciepłą wodą zasobnik w górnej strefie. Pobór wody do instalacji c.o. następuje z części środkowej zasobnika. Obwód grzewczy zasilany jest bezpośrednio z zasobnika multiwalentnego. Pojemnościowy podgrzewacz wody musi być więc w trybie ogrzewania utrzymywany zawsze na poziomie temperatury na zasilaniu. Gdy temperatura w pojemnościowym podgrzewaczu wody będzie niedostateczna, włącza się kocioł grzewczy i ogrzewa pojemnościowy podgrzewacz wody aż do żądanej temperatury na zasilaniu. Wykorzystuje on przy tym również wstępnie podgrzaną przez układ solarny wodę z obiegu grzewczego. W instalacji z ładowaniem bufora, zbiornik poprzez instalację solarną lub dodatkowo przez kocioł grzewczy jest nagrzewany do określonej temperatury. Ze zbiornika buforowego ciepło przekazywane jest następnie do obiegu grzewczego.

5. Podsumowanie

Obecny kryzys związany z cenami i dostępnością paliw kopalnych, a także coraz większa świadomość w zakresie ochrony środowiska wpływają na intensywne poszukiwanie alternatywnych rozwiązań do celów grzewczych budynków. Energia słoneczna jest jednym z odnawialnych źródeł energii, które ze względu na podwyższanie wymagań w zakresie energochłonności budynków oraz rozwój technologiczny urządzeń może być rozpatrywane jako źródło ciepła wspomagające ogrzewanie budynku. Wykorzystanie energii cieplnej z kolektorów słonecznych do celów grzewczych nie jest nowym rozwiązaniem, stosowane jest na świecie od lat 80. XX wieku. Wytyczne dla systemów grzewczych z kolektorami można znaleźć u wielu producentów kolektorów. Są to schematy technologiczne oraz metodologia doboru kolektorów do celów wspomagania instalacji centralnego ogrzewania.

W pracy omówiono zalecenia i obostrzenia stosowania kolektorów słonecznych do celów grzewczych. Zaprezentowano przykłady układów technologicznych instalacji solarnych stosowanych do jednoczesnego podgrzewu c.w.u. oraz wspomagania instalacji grzewczej (tzw. systemy kombi). W systemach solarnych ze względu na nierównomierność podaży energii słonecznej oraz jej popytu konieczne jest stosowanie magazynów energii cieplnej. W pracy przedstawiono rozwiązania z zasobnikami długo i krótkoterminowymi, naziemnymi i podziemnymi.

Analiza opłacalności wykorzystania kolektorów słonecznych do celów grzewczych powinna zawsze być wykonywana indywidualnie dla budynku. Wpływ na opłacalność inwestycji ma bowiem wiele zmiennych, z których najważniejszą jest lokalizacja budynku i związana z tym wartość nasłonecznienia w ciągu roku. Istotnym parametrem jest energochłonność budynku, im niższa tym instalacja solarna może w większym stopniu pokryć jego zapotrzebowanie na ciepło. O opłacalności decyduje także zastosowany układ technologiczny instalacji solarnej, w tym w szczególności: typ, powierzchnia i kąt nachylenia kolektorów słonecznych, rodzaj medium, typ magazynu energii cieplnej.

Prezentowana analiza stanowi wstęp do dalszych badań nad możliwością i opłacalnością wykorzystania kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków jednorodzinnych w Polsce.

Źródło finansowania

Badania zostały zrealizowane w ramach pracy nr WZ/WB-IIL/2/2023w Katedrze Budownictwa Zrównoważonego i Instalacji Budowlanych Politechniki Białostockiej i sfinansowane ze środków na dofinansowanie inicjatyw naukowych.

Literatura

1. Antoniadis C.N., Martinopoulos G., *Simulation of Solar Thermal Systems with Seasonal Storage Operation for Residential Scale Applications*, Procedia Environmental Sciences, 38, 2017, s. 405-412.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady UE 2010/31/EC z dnia 19 maja 2010 r. w sprawie charakterystyki energetycznej budynków.
3. IEA, *World energy balances: Overview, complete energy balances for over 180 countries and regions*, 2020. www.iea.org/reports/world-energy-balances-overview [data dostępu: 03.03.2023].
4. Ritchie H., Roser M., Rosado P., *Energy*, <https://ourworldindata.org/energy> [data dostępu: 02.03.2023].
5. GUS, *Energia 2022*, Warszawa 2022.
6. Herez A., El Hage H., Lemenand T., Ramadan M., Khaled M., *Review on photovoltaic/thermal hybrid solar collectors: Classifications, applications and new systems*, Solar Energy, 207, 2020, s. 1321-1347.
7. Weiss W., Spörk-Dür M., *Solar Heat World Wide 2022*, <https://www.iea-shc.org/solar-heat-worldwide> [data dostępu: 03.03.2023].
8. Kalogirou S.A., *Solar thermal collectors and applications*, Progress in Energy and Combustion Science, 30, 2004, s. 231-295.
9. AlidadiShamsabadi A., Jahangiri M., Rezaei T., YadollahiFarsani R., Seryani A., Hakim S., *The design of a seasonal heat storage system with a geothermal heat pump for a residential building in Tehran*, Journal of Engineering, Design and Technology, 20, 2022, s. 1606-1626.
10. <https://www.teraz-srodowisko.pl/media/pdf/aktualnosci/11429-wykorzystaniekolektorow-slonecznych-wspomaganie-ciepła-procesowego-SPIUG.pdf> [data dostępu: 10.03.2023]

11. Shaddel M., Shokouhian M., *Feasibility of solar thermal collectors usage in dwelling apartments in Mashhad, the second megacity of Iran*, Renewable and Sustainable Energy Reviews 39, 2014, s. 1200-1207.
12. Kubiński K., Szablowski Ł., *Dynamic model of solar heating plant with seasonal thermal energy storage*, Renewable Energy, 145, 2020, s. 2025-2033.
13. Ghazouani M., Bouya M., Benaissa M., *Thermo-economic and exergy analysis and optimization of small ptc collectors for solar heat integration in industrial processes*, Renewable Energy, 152, 2020, s. 984-998.
14. Carrión-Chamba W., Murillo-Torres W., Montero-Izquierdo A., *A review of the state-of-the-art of solar thermal collectors applied in the industry*, Ingenius, 27, 2022, s. 59-71.
15. GUS, *GUS Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2018 r.*, Warszawa 2019.
16. Fiedler F., Nordlander S., Persson T., Bales C., *Thermal performance of combined solar and pellet heating systems*, Renewable Energy, 31, 2006, s. 73-88.
17. Fraga C., Mermoud F., Hollmuller P., Pampaloni E., Lachal B., *Direct coupling solar and heatpump at large scale: Experimental feedback from an existing plant*, Energy Procedia, 30, 2012, s. 590-600.
18. Pluta Z., *Słoneczne instalacje energetyczne*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2008.
19. Tsalikis G., Martinopoulos G., *Solar energy systems potential for nearly net zero energy residential buildings*, Solar Energy, 115, 2015, s. 743-75
20. *Podręcznik architekta, projektanta i instalatora. Kolektory słoneczne*, Viessman sp. z o.o. 08/2010.
21. Shapoval S., Zhelykh V., Vehryn I., Shepichak V., *Influence of orientation on efficiency of combined solar heating system in gravity mode*, Budownictwo o Zoptymalizowanym Potencjale Energetycznym, 7(2), 2018, s. 19-24.
22. Zalamea León E., García Alvarado R., Sánchez Arriagada R., Baeriswy S., *Assessment of integrated performance and roof geometry for solar energy*, Open House International, 41(4), 2016, s.73-81.
23. FoitH., *Zastosowanie odnawialnych źródeł energii w ogrzewnictwie i wentylacji*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2013.
24. Fieduciuk J., Godlewski J., *Analiza możliwości wykorzystania słonecznych kolektorów powietrznych do ogrzewania domów jednorodzinnych oraz podgrzewania wody*, Czasopismo inżynierii lądowej, środowiska i architektury Journal of civil engineering, environment and architecture JCEEA, t. XXXI, z. 61 (3/II/14), 2014, s. 133-142.
25. Różycka E., *Analiza opłacalności zastosowania niekonwencjonalnych źródeł energii w projektowanym budynku jednorodzinym. Kolektory słoneczne, pompy ciepła*, Rocznik Ochrona Środowiska, 11, 2009, s. 1353-1371.
26. Sosnowski B., Nemš M., *Analiza pracy solarnego systemu grzewczego przy wykorzystaniu programu TRNSYS 17*, Zeszyty energetyczne. Tom VI. Wybrane zagadnienia współczesnej energetyki cieplnej, 6, 2019, s. 55-64.
27. Yazdanshenas E., Furbo S., *Theoretical study of solar combisystems based on bikini tanks and tank-in-tank stores*, International Journal of Numerical Methods for Heat & Fluid Flow, 22(2), 2012, s. 251-262.
28. Stritih U., Paksoy H., Turgut B., Osterman E., Evliya H., Butala V., *Sustainable energy management: Solar energy and thermal storage technologies in two Mediterranean countries*, Management of Environmental Quality, 26(5), 2015, s. 764-790.
29. Pavlov G.K., Olesen B.W., *Seasonal Ground Solar Thermal Energy Storage – Review of Systems and Applications*, Proceedings of the ISES Solar World Congress, Kassel, Germany, 2011, s. 1-11.
30. Sweet M.L., McLeskey J.T., *Numerical simulation of underground Seasonal Solar Thermal Energy Storage (SSTES) for a single family dwelling using TRNSYS*, Solar Energy, 86(1), 2012, s. 289-300.

Wykorzystanie kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków jednorodzinnych

Streszczenie

W celu zmniejszenia negatywnego oddziaływania budynków na środowisko, konieczne staje się stosowanie rozwiązań technologicznych zmniejszających zużycie nieodnawialnej energii pochodzącej z paliw kopalnych do celów grzewczych, przygotowania c.w.u., wentylacji i oświetlenia. Jednym ze sposobów jest wykorzystanie energii promieniowania słonecznego, która w Polsce służy głównie do podgrzewu ciepłej wody użytkowej oraz produkcji energii elektrycznej. Celem pracy jest przedstawienie możliwości zastosowania kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków. Na wstępie pracy przedstawiono i omówiono strukturę wykorzystania ciepła pochodzącego z kolektorów słonecznych. Następnie skupiono się na rozwiązaniach dla budynków jednorodzinnych. Zaprezentowano rekomendacje dla budynków oraz systemów grzewczych wspomaganych przez instalację solarną. Przedstawiono korzyści i ograniczenia stosowania kolektorów słonecznych do ogrzewania budynków. Zaprezentowano przykłady układów technologicznych systemów grzewczych z kolektorami słonecznymi w budynkach jednorodzinnych. Przedstawione informacje mogą wspomóc proces decyzyjny w zakresie wykorzystania kolektorów słonecznych do wspomagania ogrzewania. Praca jest wstępem do dalszych badań na temat możliwości stosowania kolektorów słonecznych do ogrzewania w warunkach klimatycznych Polski.

Słowa kluczowe: kolektory słoneczne, system kombi, ogrzewanie słoneczne, wspomaganie solarne ogrzewania budynku

The use of solar collectors for heating single-family buildings

Abstract

In order to reduce the negative impact of buildings on the environment, it is becoming necessary to apply technological solutions that reduce the consumption of non-renewable energy from fossil fuels for heating, hot water preparation, ventilation and lighting. One of the ways is to use solar energy, which in Poland is mainly used for heating domestic hot water and producing electricity. The aim of this paper is to present the possibilities of using solar collectors to heat buildings. In the beginning, the structure of the use of heat from solar collectors is presented and discussed. The paper then focuses on solutions for single-family buildings. Recommendations for buildings and solar-assisted heating systems were presented. The benefits and limitations of using solar collectors for heating buildings were discussed. Examples of technological systems of heating systems with solar collectors in single-family buildings were presented. The presented information can support the decision-making process on the use of solar collectors for heating support. The work is an introduction to further research on the possibilities of using solar collectors for heating in the climatic conditions of Poland.

Keywords: solar collectors, combi system, solar heating, solar-assisted heating systems

Rozwój miast, a zmiany klimatu – działania proekologiczne – zielona infrastruktura szansą na przyjazne środowisko miejskie

1. Wprowadzenie

We współczesnej Europie ponad 65% ludności zamieszkuje obszary miejskie. W Polsce według danych Głównego Urzędu Statystycznego, w 2018 roku ponad 60% ludności mieszkało w miastach.

Prognozuje się, że liczba ta przez najbliższe dekady będzie jeszcze wzrastać. Zamieszkiwanie na obszarach miejskich to nie tylko synonim wyższego standardu życia ale przede wszystkim łatwiejszy dostęp do usług, rynku pracy, szkolnictwa, ośrodków badawczych, placówek medycznych, a także rozrywki i szeroko pojętej kultury.

To co należy uznać za wartości sprzyjające koncentracji zamieszkania na obszarach miejskich koresponduje także z elementami, które rodzą zagrożenia będące wynikiem m.in. zmian klimatycznych. Miasto jako jednostka osadnicza o przewadze zwartej zabudowy i funkcjach nierolniczych, ukształtowana przez stulecia jako zaplanowana i funkcjonująca maszyna do życia nie musi oznaczać rezygnacji z bliskości natury.

Zmiany klimatyczne, które z dekady na dekadę przybierają na intensywności mogą z coraz większym skutkiem oddziaływać na miasta i w zależności od ich położenia geograficznego i wewnętrznej podatności przyczyniać się do pogłębienia obecnych, jak i generować nowe kryzysy. Mowa o ekstremalnych zjawiskach takich jak długotrwałe upały i susze, huraganowe wiatry czy deszcze padające z niespotykaną wcześniej intensywnością. Niewłaściwa gospodarka miejska i nieodpowiednie zarządzanie miastem może powodować, że w wyniku zmian klimatu negatywne zjawiska będą bardziej uciążliwe. Warto zauważyć, że

klimat obszarów zurbanizowanych kształtowany jest przez czynniki makroskalowe (np. szerokość geograficzną) oraz mezoskalowe pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego. Wśród czynników tych można wymienić m.in. ukształtowanie i pokrycie terenu, obecność zbiorników wodnych czy wielkość i strukturę miasta. Do czynników kształtujących klimat miasta zalicza się również zanieczyszczenia powietrza oraz emisję sztucznego ciepła [1].

Dominacja obszarów zabudowanych (niewłaściwa polityka planistyczna) niewystarczająca ilość lub brak terenów zielonych, nieprzepuszczalność uszczelnionych obszarów (niewłaściwy drenaż) a także niekontrolowana wycinka drzewostanu to pięta achillesowa współczesnych miast.

Właściwe projektowanie urbanistyczne, jak i racjonalna polityka zarządzania ma na celu przeciwdziałać zmianom klimatycznym. Rozwój zielonej infrastruktury, może

¹ przemek.gaweda85@wp.pl, Wydział Architektury Politechniki Śląskiej w Gliwicach, Wspólna Szkoła Doktorska, „Instytut/Katedra: RAR-2 Katedra Projektowania Architektury Mieszkaniowej i Użyteczności Publicznej”; <https://www.polsl.pl/>.

przynieść liczne korzyści wykraczające poza zwiększoną odporność miasta, w tym poprawę jakości powietrza, lepsze zdrowie, wsparcie różnorodności biologicznej i lepszą jakość życia.

Ze względu na odpowiedzialność za bezpieczeństwo i rozwój miast odpowiednie szkolenia powinny być prowadzone na zamówienie przedstawicieli władz lokalnych i samorządów. W szkoleniach szczególnie powinna być podkreślona rola planowania przestrzennego jako narzędzia pozwalającego optymalnie wykorzystać przestrzeń na terenie miasta z punktu widzenia adaptacji do zmian klimatu [2].

Tymczasem do szeregu problemów, będących skutkiem zmian klimatu, poprzez niewłaściwe standardy w zarządzaniu infrastrukturą miejską w tym zielenią wysoką w ośrodkach miejskich, dokłada się kolejne negatywne zjawiska.

Celem artykułu jest przegląd i analiza czynników mających wpływ na poziom zwiększającej się koncentracji ludności w miastach w odniesieniu do zmian klimatu, a następnie ocena oddziaływania zielonej infrastruktury w tkance urbanistycznej na mieszkańców. Autor artykułu poszukuje również odpowiedzi na pytanie „Jak na stan samopoczucia mieszkańców miasta wpływa niewystarczająca ilość przestrzeni zielonych w okresie ekstremalnie wysokiej temperatury i brak lub wycinka drzew” Badanie ma także wykazać jaki jest stan świadomości mieszkańców i użytkowników miast w tym zakresie.

2. Materiały i metody

Głównym celem badań było przeprowadzenie ankiety polegającej na ocenie jakości przestrzeni miejskich w kontekście zielonej infrastruktury. Ankieterom (mieszkańcom miasta Bydgoszczy oraz Torunia) jako grupie reprezentatywnej zadano pytanie:

1. Czy uważasz, że w obrębie Twojego zamieszkania jest odpowiednia ilość zieleni?
2. Czy korzystasz z terenów rekreacyjnych i zielonych w mieście?
3. Czy brak zieleni w przestrzeni miejskiej wpływa na Twoje samopoczucie?
4. Czy drzewa i zieleń wysoka w mieście podlega odpowiedniej pielęgnacji?

W badaniach zastosowano metodę sondażu / ankiety, który został zrealizowany za pomocą techniki ankiety. Kwestionariuszem ankiety przebadano 100 kobiet oraz 100 mężczyzn. Osoby biorące udział w ankiecie były zróżnicowane pod względem wieku, wykształcenia oraz miejsca zamieszkania.

Na potrzeby ankiety ustalono miejsce zamieszkania osoby biorącej udział w badaniu poprzez zadanie pytania:

Na jaki obszarze miasta mieszkasz:

- a) ściśle centrum, 14%
- b) osiedle mieszkalne, 56%
- c) strefa podmiejska 30%

Procedura badawcza

Ankieta badawcza została przeprowadzona wśród grupy referencyjnej tj. mieszkańców miasta Bydgoszczy oraz Torunia i odnosi się do miast polskich.

Zdecydowano się na uwzględnienie jedynie pełnoletnich ankierów. Uczestnicy wypełnili ankietę na miejscu w trakcie spotkania.

Na początku badania osoby zostały poproszone o uczciwość, nie konsultowanie odpowiedzi na pytania oraz poinformowane o możliwości odstąpienia od badania w każdym jego momencie. Po ukończeniu badania każdy uczestnik miał możliwość weryfikacji ankiety.

Wyniki ankiety

1. Czy uważasz, że w obrębie Twojego zamieszkania jest odpowiednia ilość zieleni?
Tak – 29%
Nie – 61%
Nie wiem – 10%
2. Czy korzystasz z terenów rekreacyjnych i zielonych w mieście?
Tak – 84%
Nie – 16%
3. Czy brak zieleni w przestrzeni miejskiej wpływa na Twoje samopoczucie?
Tak – 80%
Nie – 12%
Nie wiem – 8%
4. Czy drzewa i zieleń wysoka w mieście podlega odpowiedniej pielęgnacji?
Tak – 32%
Nie – 48%
Nie wiem – 20%

Zebrane informacje pozwoliły na przeanalizowanie wyników z których można wyciągnąć wnioski do dalszej pracy.

3. Rys historyczny powstawania i ewolucji miast

Mimo rozległości przestrzeni, jaką oferuje Ziemia, coraz większych możliwości telekomunikacji na duże odległości oraz mimo coraz niższych kosztów transportu ludzie wciąż zamieszkują i pracują obok siebie – właśnie w miastach [3].

Miasta zawsze były (i nadal są) kolebką cywilizacji, źródłem innowacyjności i kreatywności zapewniającym rozwój nauki i idei. Miasta istnieją od zarania dziejów i mają wielowiekową tradycję. Historia powstawania i rozwoju miast jest długa, a osadnictwo to bardzo stara forma organizacji społeczeństw. Kiedy przyglądamy się historii kilku ostatnich tysiącleci, widzimy, jak kształtowały się zręby cywilizacji. Organizm społeczny stawał się coraz bardziej złożony. Najpierw były wsie, utorowały one drogę grodom, grody miastom-państwom, miasta-państwa państwom [4].

Nim jednak przejdziemy do zagadnień, których rolą będzie omówienie problemów związanych z niewłaściwie zarządzaną zieloną infrastrukturą, w kilku zdaniach przy-

bliżyć należy krótką historię dziejów osadnictwa i formowania się struktur miejskich. Spojrzenie na proces kształtowania się miast pozwala na przyjęcie konkluzji, że jest to zjawisko naturalne, wpisane w naturę ludzką.

Pierwsze miasta pojawiły się w epoce neolitycznej, około 10 tysięcy lat przed naszą erą, w ramach kilku ośrodków cywilizacji: Mezopotamii, Egiptu, północnych Indii, Chin. P. Claval twierdził, że historycznie pierwszą przyczyną pochodzenia „siedlisk ludzkich” były szczególnie dobre warunki do polowania w określonym miejscu [5].

Z czasem w wyniku usprawnienia zdobywania pożywienia, zamieszkiwanie ludzi w jednym miejscu stało się powszechną praktyką. Miejsca te rozlokowane były na przestronnych równinach zaopatrzonych w szybki dostęp do wody, gdzie postęp w rolnictwie pozwalał na ustabilizowanie a następnie zwiększenie produkcji żywności i uwolnienie społeczeństwa od pracy na ziemioroli. Początkowo proces zagęszczania skupisk ludzkich przebiegał wolno i stopniowo.

Do końca XIX wieku ludność zajmowała się głównie rolnictwem zamieszkując na wsi i w małych miastach, które pełniły funkcje rynków wymiany nadwyżek żywnościowych. Nadwyżki te pozwoliły zerwać związek między żywieniem, a miejscem zamieszkania co uruchomiło i zwiększyło rolę transportu.

W ciągu stuleci tylko niektóre miasta odgrywały znaczącą rolę w większym kontrolowaniu przestrzeni jak np. starożytny Rzym, który w okresie swego największego rozkwitu przekroczył milion mieszkańców.

W 1800 roku tylko 8% mieszkańców świata żyło w miastach, a największe z nich znajdowały się w Chinach i w Europie [6].

Sto lat później, stopa urbanizacji wrosła do 10%. Na początku XX wieku jeszcze ponad 60% ludności Francji mieszkało na wsi, a głównym ich zajęciem było rolnictwo. W Szwajcarii wskaźnik ten (zamieszkania terenów wiejskich) wyniósł w tym okresie ponad 75%, w Kanadzie około 63%, a w Japonii więcej niż 80%. Jedynie Wielka Brytania i kraje północnej Europy były bardziej zurbanizowane [7].

Wzrastająca liczba ludności, poprawa jakości życia oraz zmiany gospodarcze przyczyniały się do znaczenia roli ośrodków miejskich i stopniowego uzależniania się gospodarek poszczególnych państw od ekonomicznej siły miast.

W latach 1900-1990 liczba ludności na świecie wzrosła w przybliżeniu o około 330%, a poziom urbanizacji o około 450%. Przekładało się to nie tylko na powstawanie nowych miast, ale skutkowało powiększaniem się tych istniejących.

Różwój gospodarczy w XIX w. był w większym stopniu spowodowany migracjami wewnętrznymi. Tak więc wskutek przemieszczania się ludzi ze wsi do miast nastąpił wzrost liczby ludności miejskiej. Rozwój miast był imponujący: do 1914 r. Europa miała już kilkanaście ponadmilionowych zespołów miejskich (m.in. Londyn, Paryż, Berlin, Wiedeń). To co jednak uznawano za zaletę powodowało też wiele niepokojących zjawisk. Nieregulowane migracje skutkowały przeludnieniem miast, brak mieszkań, wólczęgostwo, bezdomność, bezrobocie, epidemie tyfusu i cholery, a w konsekwencji biedę [8].

Przywołany powyżej opis zdarzeń doskonale obrazuje, że koncentrowanie się ludności w miastach choć daje wymierne korzyści to z drugiej strony rodzi także zagrożenia w sytuacji gdy pozbawione jest to odpowiedniego planowania i rozumienia zjawisk w tym procesie zachodzących.

3.1. Rozwój miast na ziemiach polskich

Początki większości współczesnych polskich miast sięgają średniowiecza. Wiele z nich powstawało z przekształcenia podgrodzi – osad zakładanych obok grodu, które można uznawać za historyczny poprzednik przedmieścia. Wiele osad, które były położone na skrzyżowaniach szlaków handlowych również przyczyniło się do powstania miast – regularne targi oraz możliwość wymiany handlowej stwarzało możliwości inwestowania w obszar, który pozwalał uzyskać nie tylko zarobek ale i gwarantował w miarę bezpieczną przyszłość. Wiele miast zostało założonych w miejscach, gdzie nikt wcześniej nie mieszkał. Takie miasta były tworzone na ustalonych zasadach gdzie grupa osób zakładających miasto zawierała z właścicielem ziemi umowę, która określała konkretne prawa i obowiązki. Początkowy proces kształtowania się polskich miast był często skomplikowany. Regularne działania wojenne, które wyniszczały tkankę miejską przyczyniały się do osłabiania nie tylko samej struktury miasta ale i społeczności mieszczan. Proces ten wraz z upływem czasu ulegał poprawie w wyniku regulacji prawnych. Trend ten zaczął się utrzymywać i przybrał na sile pod koniec XVIII w. na fali reform oświeceniowych i walki o przeobrażenie Rzeczypospolitej w nowoczesne państwo. Konkretnie zapisy Konstytucji 3 maja, rozwój Warszawy, jaki przypadł na ostatnie dekady owego stulecia dało impuls do wzrostu innych ośrodków miejskich.

Miasta w Polsce kształtowały się jednak pod dominującym wpływem urbanizacji zachodnioeuropejskiej [9].

3.2. Czynniki powstawania miast – naturalny proces

Powstawanie miasta było procesem zmiany struktury osadniczej regionu związane często z konkretnym etapem rozwoju społecznego. Kształt miasta oraz jego układ urbanistyczny to wynik wielu czynników, za którymi stoi określone społeczeństwo, będące na danym etapie swojego rozwoju.

Historyczna analiza rozwoju miast pozwala dostrzec i wyróżnić okresy, które pozwalały na właściwy i dynamiczny wzrost tkanki miejskiej. W zdecydowanej większości owe prosperity ukierunkowane na rozwój związane było z polepszeniem się sytuacji gospodarczej danego obszaru, który gromadził kapitał. Kapitał wiązał się z inwestowaniem w region co skutkowało wzrostem jego znaczenia.

Dotychczasowe rynki jako miejsca bezpośrednich spotkań zaczęły ulegać przekształceniom i ustępowały pola giełdom. Powstawały kolejne centra tworzące i ożywiające różnego rodzaju ośrodki gospodarcze. Powstające rynki zbytu były okazją dla ekspansji kapitalizmu przemysłowego. Działalność gospodarcza koncentrowała się wokół miejsc wydobywania surowców naturalnych, rynków handlowych, jak też przy szlakach komunikacyjnych dających dostęp do zasobów.

Analizując zjawisko w ujęciu historycznym, można postawić tezę, że kluczowym generatorem urbanizacji jest czynnik o charakterze społeczno-ekonomicznym, a także nieodłączna potrzeba wymiany dóbr oraz usług. Zatem możliwość pracy, a następnie postępująca w ciągu lat, dekad i stuleci specjalizacja i coraz szersza oferta zakresu różnych

działalności w zawodach nierolniczych przyczyniła się do wydzielania się osad ludzkich z otoczenia rolniczego.

Nieustanny rozwój cywilizacji generował kolejne czynniki wzrostu miast, które zaczęły przybierać zjawisko koła zamachowego. Jedna korzyść wynikała z drugiej, powodując że życie w mieście stawało się synonimem wygody i luksusu. Należy pamiętać, że istotną rolę w historii osadnictwa odgrywały także względy polityczne. W wyniku wzrostu liczby ludności i jej koncentracji w miastach organizowano siedziby władz, których zadaniem było właściwe zarządzanie oraz utrzymanie porządku.

Można stwierdzić, że zdecydowana większość miast to osady, w których kluczową rolę w formowaniu się układów przestrzennych odgrywała relacja wynikająca z podziału pracy.

Miasta stają się głównymi ośrodkami i jednocześnie motorami rozwoju. W miastach też koncentrują się wszelkie braki w sferze rozwoju niezerównoważonego [10].

W ujęciu planistycznym miasto określa się jako historycznie ukształtowany typ osiedla, wyznaczony istnieniem konkretnej społeczności częściowej (lokalnej), skoncentrowanej na pewnym obszarze o odrębnej organizacji, uznanej i określonej prawnie oraz wytwarzającej w ramach swej działalności zespół trwałych urządzeń materialnych o specyficznej fizjonomii, którą uznać można za odrębny typ krajobrazu. Z socjologicznego punktu widzenia miasto jawi się z kolei jako integralny organizm, w którym podstawową rolę odgrywają poszczególne jego obszary (narządy) z siecią komunikacyjną (krwiobiegiem) spajającą miasto w funkcjonalną całość [11].

Człowiek w ciągu wieków udowodnił, że jego funkcjonowanie, choć ukierunkowane potrzebami nacechowanymi indywidualizmem, najpełniej wyraża się w działaniu stadnym. Człowiek jako jednostka będzie dążył do pełnowymiarowego współtworzenia społeczności budując wspólne struktury. Pokazuje to także, że budowanie społeczności jest procesem naturalnym, wpisanym w ludzką potrzebę. Formowanie się osad, począwszy od prostych układów po złożone struktury urbanistyczne z podziałem funkcjonalnym jest fenomenem środowiska miejskiego i wynika z samej natury kształtowania.

3.3. Główne problemy rozwoju przestrzennego miasta i wynikające zagrożenia

Miasta przyciągają do siebie nowych mieszkańców gdyż gwarantują dużą liczbę różnicowanych ofert pracy, często wyższy niż w innych miejscach standard życia, wyposażenie w placówki służby zdrowia, oświatowe, kulturalne i finansowe, a także możliwość kształcenia się i podnoszenia kwalifikacji. Miejski styl życia to także pod wieloma względami splendor, wygoda i jakość.

W wyniku intensywnego zagęszczania obszarów miejskich przez ludzi, daje się zaobserwować inne wynikające z przeludnienia problemy. To co na pierwszy rzut oka wydaje się słuszne i przemawiające za mieszkaniem w mieście, z drugiej strony rodzi konkretne zagrożenia. Postępująca urbanizacja i wzrost liczby mieszkańców obszarów miejskich zwiększa wrażliwość miast europejskich, a zwłaszcza polskich na różne skutki oddziaływania klimatu, takie jak powodzie, susze czy długo utrzymujące się fale upałów. Konsekwencje ekstremalnych zjawisk pogodowych, które w ostatnich latach

przybierały na częstotliwości pokazują jak wrażliwe potrafią być miasta w obliczu tego typu zjawisk. W przyszłości wzrost koncentracji ludności na istniejących już obszarach zurbanizowanych będzie nie tylko obciążał infrastrukturę ale i pogłębiał problemy będące wynikiem zmian klimatu.

Założenia te można częściowo neutralizować poprzez odpowiednie planowanie urbanistyczne oraz właściwe zarządzanie terenami zurbanizowanymi i **poprawę kondycji zielonej infrastruktury**.

Administracja publiczna oraz zarządcy miast stają przed wieloma problemami wynikającymi nie tylko z niewłaściwego gospodarowania zasobami terytorialnymi jak przestrzeń, rynek pracy, dostępność usług i towarów ale muszą stawić czoła także dynamicznym zmianom klimatycznym.

Podejście, ukierunkowanie się na niwelowanie niekorzystnych zjawisk pogodowych gwarantuje bezpieczniejsze życie w dużych skupiskach ludzkich oraz może ograniczać zagrożenia wynikające min. ze zmieniającego się klimatu. Poważnym problemem, który został zaobserwowany, a który w ostatnich latach przybiera na sile to brak właściwej opieki nad strukturami zielonymi oraz wycinka drzewostanu w centrach miast. Wycinanie, jak się często okazuje zdrowych, nierzadko starych drzew, mających wielką wartość przyrodniczą, kulturową i krajobrazową jest niepowetowaną stratą dla środowiska, klimatu, krajobrazu i przyszłych pokoleń.

Warto zwrócić uwagę na wyniki przeprowadzonej ankiety, w której to respondenci dostrzegają problem, który można zdefiniować w następujący sposób: w miastach, w jego strukturze urbanistycznej należy położyć większy nacisk na odpowiednią pielęgnację przestrzeni zielonych.

3.4. Zielona infrastruktura na ratunek?

Z jakiego powodu zielona przestrzeń i tzw. zielona infrastruktura wymaga odpowiedniego traktowania i regulacji? Dlaczego pomimo tak powszechnej wiedzy naukowej i świadomości na szczeblu samorządowym skutków zaniedbania oraz wycinania drzew, te w dalszym ciągu znikają z przestrzeni miejskich? Na to pytanie jest trudno znaleźć jednoznaczną odpowiedź.

Drzewa od tysięcy lat przykuwały uwagę ludzi. Inspirowały wielu artystów, są obecne w sztuce i literaturze. Towarzyszą ludzkości od zawsze i nie sposób wyobrazić sobie, że mogłoby ich zabraknąć. Wymagają opieki, szczególnie gdy rosną w miejscach, w których zmagają się z różnymi zagrożeniami.

Obecność drzew niesie wiele korzyści, szczególnie w warunkach miejskich, pełnych hałasu, zgiełku i zanieczyszczeń. Szczególnego znaczenia nabierają one właśnie teraz – w okresie kryzysu klimatycznego, którego skutków namacalnie doświadczamy. Konsekwencją globalnego ocieplenia są m.in. okresy suszy oraz fale wysokiej temperatury, których w ostatnich latach doświadczamy z większą częstotliwością.

W dużych aglomeracjach wzrasta liczba osób, które cierpią na choroby układu oddechowego oraz krążenia. Jest to spowodowane długotrwałą ekspozycją na podwyższone stężenia typowych zanieczyszczeń oraz niewystarczające przewietrzanie przestrzeni miejskich [12].

Pojawianie się na terenach zurbanizowanych zjawisk tzw. miejskich wysp ciepła (MWC, ang. *urban heat island*) wpisuje się w szereg problemów z którymi miasta chcą

zachować swoją „przyjazność” dla swoich mieszkańców będą zmuszone ten problem rozwiązać. Nasilenie tego efektu klimatycznego, dokuczającego mieszkańcom miast również w nocy, obserwuje się wraz z ociepleniem klimatu [13].

Głównymi winowajcami są nie tylko przemysł, transport czy rosnące zużycie energii elektrycznej, etc., ale przede wszystkim gęsta zabudowa i obecność obiektów zbudowanych z materiałów kumulujących ciepło, a także zabetonowane place uniemożliwiające wchłanianie wody z opadów atmosferycznych. Dominacja powierzchni sztucznych, a także emisja ciepła antropogenicznego tylko pogłębia problem. Ratunkiem pozostają więc tereny zielone i racjonalna polityka planistyczna.

Rośliny, a wśród nich najefektywniej drzewa, regulują warunki termiczne, obniżając temperaturę powietrza. W upalne letnie dni, gdy temperatura powietrza przekracza często 30°C, karoseria samochodu ogrzewa się do temperatury powyżej 60°C. Sąsiedztwo drzewostanu i cień, który drzewa rzucają potrafi zredukować temperaturę otoczenia o kilkanaście stopni. Podobnie jest z temperaturą w budynkach otoczonych i nie otoczonych zielenią. Sąsiedztwo drzewostanu stanowi barierę ochronną i realnie przyczynia się do obniżenia kosztów pod względami poboru energii.

Doświadczając skutków ocieplenia klimatu mieszkańcy miast borykają się nie tylko z uciążliwymi upałami, ale też nawałnymi, gwałtownymi opadami deszczu, które zalewają czasowo tereny miejskie prowadząc do wielu kosztownych szkód.

Jednym z powodów tego zjawiska jest niewielki udział powierzchniowy terenów zielonych, dla którego często alternatywą jest tzw. betonoza. Przy słabo wydajnej kanalizacji deszczowej jednym z ratunków, które realnie mogą poprawić sytuację jest obecność obszarów zielonych. Drzewa poprawią gospodarowanie zasobami wodnymi, gdyż spowalniają spływ powierzchniowy wody, która ma szansę zostać w większych ilościach zmagazynowana w glebie co ma znaczenie podczas gorących okresów letnich.

Czym jest więc zielona infrastruktura? Definicja jest szeroka i obejmuje różne skale przestrzenne – ale w dużym skrócie zaliczyć do niej można np.:

- lasy i inne tereny zielone w obrębie i wokół obszarów zabudowanych;
- ekodukty i zielone mosty, tworzące elementy korytarzy ekologicznych;
- obszary seminaturalne, takie jak parki i inne obszary rekreacyjne;
- szpalery drzew wzdłuż ulic i alej miejskich;
- pasy ochronnej zieleni komunikacyjnej;
- skwery i zieleńce;
- parki kieszonkowe;
- ogrody botaniczne;
- zielone podwórka;
- prywatne ogrody;
- ogrody działkowe;
- zielone torowiska;
- zielone pobocza;
- ogrody deszczowe;
- itp.

Zieleń stanowi nieodłączny element krajobrazu miasta. Jeszcze kilka dekad temu główną jej funkcją było zaspokajanie potrzeb estetycznych. W obecnych czasach planiści i specjaliści zajmujący się tematyką miejską zajmują wspólne stanowisko twierdząc, że

zieleń odgrywa istotną rolę w kształtowaniu wysokiej jakości przestrzeni i powietrza. Jest to bowiem element niezbędny do prawidłowego funkcjonowania systemów miejskich.

Do czynników aktywizujących wdrażanie polityk proekologicznych na obszarach zurbanizowanych zaliczyć należy postępujące, o charakterze globalnym zmiany klimatyczne. Paradoxem jest to, że w wielu przypadkach dopiero skala zjawisk zagrażających bezpieczeństwu w miastach przyczyniła się do zdiagnozowania problemu, a następnie podejmowania działań, których celem jest neutralizowanie zagrożeń.

Upały, które w ostatnich dekadach stawały się coraz bardziej uciążliwe, zwłaszcza dla mieszkańców terenów zurbanizowanych, okazały się dużym problemem skutkującym nawet zagrożeniem życia. Raporty medyczne jednoznacznie obrazują problem i wykazują, że wyższa śmiertelność w miastach to korelacja wyższych temperatur i starzejącego się społeczeństwa.

Zieleń w mieście jest ważna z punktu widzenia samopoczucia jednostki, ale jest także ważna z punktu widzenia całej osady.

Patrząc na miasto w skali globalnej należy uwzględnić przede wszystkim wentylację miast.

Wentylacja miast jest zatem nie tylko istotna dla zdrowia ich mieszkańców. Struktura przestrzenna miasta, aby mogła funkcjonować we właściwy sposób musi nie tylko być przyjazna dla swoich użytkowników ale i przede wszystkim być odporna na zagrożenia wynikające min. z tempa zmieniającego się klimatu.

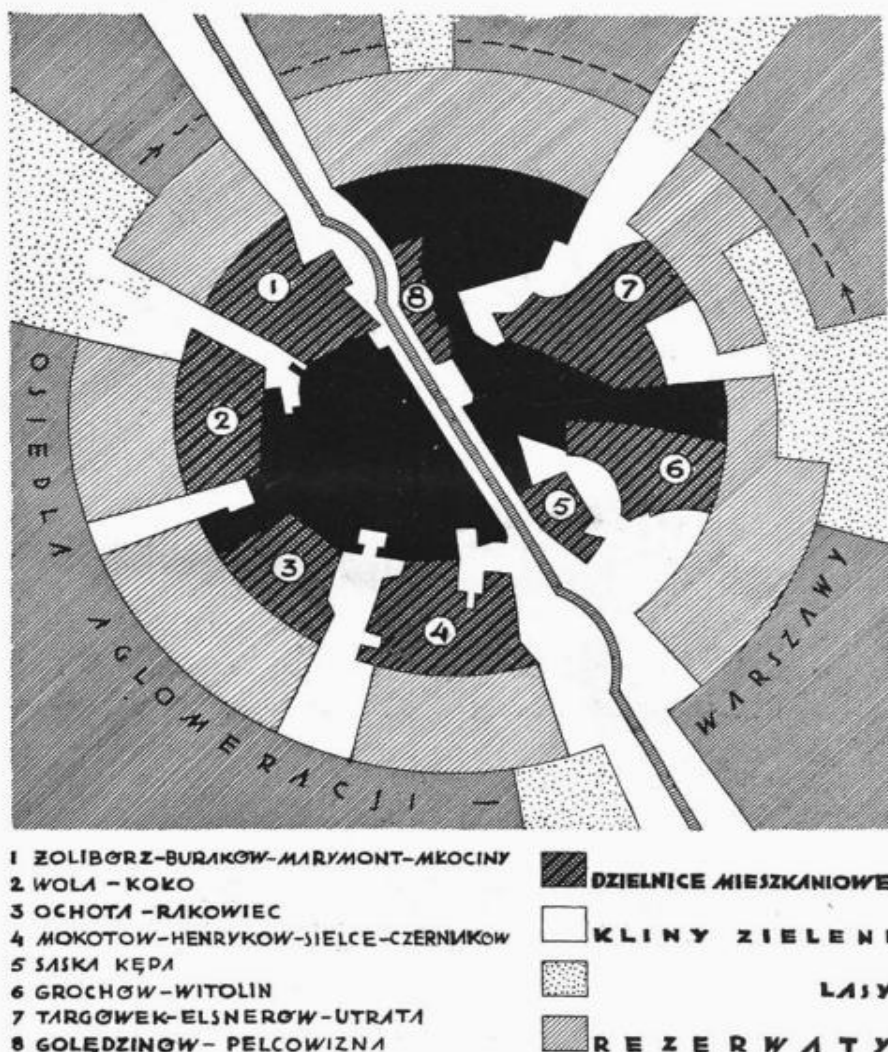
W pierwszej połowie ubiegłego wieku niektóre aglomeracje miejskie były projektowane w sposób umożliwiający właściwe napowietrzanie i przewietrzanie miast. Idea tzw. „klinów napowietrzających” czyli terenów zielonych i jednocześnie wolnych od zabudowy miała za zadanie pozbyć się zalegających w miastach szkodliwych zanieczyszczeń szczególnie emitowanych przez transport drogowy. Z czasem temat zaczął ulegać zapomnieniu a presja inwestycyjna oraz niewłaściwe zarządzanie strukturą przestrzenną miast przyczyniło się do zachwiania koncepcji. W wielu przypadkach na etapie planowania osad miejskich nie uwzględniano nawet możliwości wentylowania przestrzeni miejskich. Dla przykładu Warszawa takich zielonych arterii posiada aż dziewięć (korytarz Wisły, Bródnowski, kolejowy wschodni, mokotowski, jerozolimski czy ponadkarpowy itd.)

Koncepcja „klinów napowietrzających” sięga ponad stu lat. Pisał o nich już miesięcznik „Architektura i Budownictwo” z roku 1928. „Kliny zieleni, przebijając się w głąb organizmu miasta, dostarczają powietrza z wolnej przestrzeni rezerwatów, podchodząc aż do dzielnic handlowych i City” [14].

Tereny zieleni stanowią naturalny filtr zanieczyszczeń gazowych, w tym pyłów zawieszonych, redukując jednocześnie nadmierne ilości dwutlenku węgla w atmosferze.

Biorąc po uwagę powyższe, ubytki zieleni w tzw. zielonej infrastrukturze na obszarach zurbanizowanych nie są sprzymierzeńcem w walce ze zmianami klimatycznymi. Należy pamiętać, że to właśnie zielona infrastruktura podobnie jak lasy wspomaga działania na rzecz osiągnięcia neutralności klimatycznej. W skali mikro ubytki i niewłaściwa pielęgnacja terenów zielonych na obszarach miejskich potrafi oddziaływać na użytkowników miast, którzy dali temu wyraz w przeprowadzonej ankiecie, że obszary zielone nie są dla nich obojętne i bezwzględnie należy o nie dbać.

WARSZAWA = SCHEMAT DZIELNIC MIESZKANIOWYCH I ZIELENI



Rysunek 1. Schemat dzielnic mieszkaniowych i zieleni w planie m. Warszawy

Celem higieny urbanistycznej jest otworzenie takiego planu dla danego miasta, ażeby życie jego mieszkańców upływało w warunkach jak najbardziej zdrowotnych. Polega to w pierwszym rzędzie na oddzieleniu organizmu miasta od sąsiednich osiedli terenami higienicznymi, odpowiedniemu rozmieszczeniu względem siebie dzielnic o różnym charakterze, wyborze terenu pod dzielnice mieszkalne, wprowadzeniu dostępu powietrza włąb miasta przestrzeniami wolnymi od zabudowy i dostarczeniu odpowiedniej ilości zieleni.

Pod względem zdrowotnym rozplanowanie takie uwzględnia otoczenie dzielnic mieszkalnych zielenią i przestrzeniami wolnymi od zabudowy, izolowanie dzielnic fabrycznych od mieszkalnych i umieszczenie ciężkiego przemysłu na północy miasta, zgodnie z kierunkami panujących wiatrów.

Organizm miasta jako całość jest oddzielony od rozwijających się w pobliżu osiedli pierścieniem rezerwatów, czyli przestrzeni, wolnej od intensywnej zabudowy.

Przestrzeń ta, oddzielająca miasto od całego szeregu letnisk, miast-ogrodów, i miast-satelitów, których rozwój i przeznaczenie określi plan regionu, jest konieczna tak ze względów higienicznych, jak gospodarczych, ekonomicznych itp.

4. Konkluzja

Proces „gromadzenia” się ludzi w skupiska tworzące tkanki urbanistyczne udowadnia, że człowiek jako jednostka dąży do organizacji swojego najbliższego otoczenia, urządzając w pierwszej kolejności dom, ogród, następnie najbliższe otoczenie oraz całą resztę. Jest to wynikiem uwarunkowań zaistniałych w toku ewolucji i wypracowanych schematów gromadzenia się ludności.

Z im większą strukturą urbanistyczną mamy do czynienia tym wzrasta prawdopodobieństwo niewłaściwego lub nieumiejętnego zarządzania tymi strukturami. Dochodzi nawet do sytuacji, że elementy sprzyjające konsolidacji tkanki urbanistycznej jak zielona infrastruktura, w wyniku niewłaściwie rozumianej roli, którą przychodzi jej spełniać zostaje w tej przestrzeni bez należytej troski lub jest eliminowana.

Najważniejszymi wyzwaniem, z jakimi muszą dziś mierzyć się organy administracyjne zarządzające poszczególnymi obszarami miast oraz całością struktury urbanistycznej danej osady jest zapewnienie ciągłości funkcjonowania miasta w sposób skonsolidowany czyli taki, który będzie odpowiedzią na zagrożenia wynikające ze zmian klimatu.

Istotnymi elementami profilaktyki jest edukacja osób odpowiedzialnych za zarządzanie w skali miasta i większe zaangażowanie architektów oraz urbanistów w ten proces.

Człowiek dąży do harmonii otoczenia ale nie zawsze postępuje w sposób zgodny z wiedzą lub co gorsza dopuszcza się zaniechania.

Przywołane powyżej procesy i zagadnienia, podkreślają znaczenie zielonej infrastruktury dla człowieka, która powinna być obecna w strukturze miasta i podlegać szczególnej ochronie ze względu na właściwości prozdrowotne. Wynik badania ankietowego sugeruje, że w dalszym ciągu należy poświęcić więcej uwagi przestrzeniom zielonym w mieście gdyż jego użytkownicy dostrzegają taką potrzebę.

W świecie funkcjonuje wiele mądrych pełnego szacunku traktowania zieleni i drzewostanu przepisów. Przykład włoski wydaje się jednak szczególnie, ponieważ pokazuje szacunek z jakim człowiek powinien darzyć drzewa. W 1939 roku ustanowiono tam akt prawny mający na celu bezwzględną ochronę starych drzew, nadając im status „nieusuwalnych rzeczy o niezwykłych cechach naturalnego piękna”.

Literatura

1. Matuszko A., Mikołajczyk D., Matuszko D., *Zmiany klimatu Krakowa i adaptacja do nich w kontekście uwarunkowań planistycznych*, Prace Geograficzne, 170, 2023, s. 99-118, doi : 10.4467/20833113PG.23.005.17493.
2. Kamieniecki K., Kassenberg A., Stępnia A., *Spółczesność obywatelska wobec konsekwencji zmian klimatu*, Instytut na rzecz Ekorozwoju, Warszawa 2008.
3. Glaeser E.L., *Triumph of the city*, Penguin Books, London 2011, s. 1.

4. Claval P., *La logique des villes*, Librairies Techniques, Litec, Paris 1981, s. 15-27.
5. Claval P., *La logique des villes*, Librairies Techniques, Litec, Paris 1981, s. 27.
6. Bloc-Duraffour P., *Les villes dans le monde*, Synthèse, Paris 1998, s. 6.
7. Polèse M., *Economie urbaine et régionale; Logique spatiale des mutations économiques*, Economica, Paris 1994, s. 13.
8. Zielonogórskie Spotkania z demografią, *Spoleczno-Gospodarcze uwarunkowania i konsekwencje wydłużania życia ludzkiego w Europie środkowej w czasach nowożytnych*, Zielona Góra 2010.
9. Węclawowicz G., Łotocka M., Baucz A., *Rozwój Miast w Polsce*, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa 2010.
10. Karta Lipska na rzecz zrównoważonego rozwoju miast europejskich (ang. *Leipzig Charter on Sustainable European Cities*), Lipsk 2007.
11. Jaroszevska-Brudnicka J., *W poszukiwaniu „serca miasta”*, „Czasopismo Techniczne”, z. 3-A/2008, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2008, s. 30.
12. Brunekreef B., Holgate S.T., *Air Pollution and Health*, The Lancet, 2002.
13. Łachowski W., Łęczek A., *Analiza miejskich wysp ciepła z wykorzystaniem danych satelitarnych Landsat na przykładzie Lwówka Śląskiego*, Urban Development Issues, 2020.
14. Architektura i budownictwo: *Miesięcznik ilustrowany – Wóycicki Zygmunt*, Biuro ds. Regulacji i Zabudowania Miasta pod kier. S. Różańskiego z 1928 r.

Rozwój miast, a zmiany klimatu – działania proekologiczne – zielona infrastruktura szansą na przyjazne środowisko miejskie

Streszczenie

Celem artykułu jest przegląd i analiza czynników mających wpływ na poziom zwiększającej się koncentracji ludności w miastach w odniesieniu do zmian klimatu, a następnie ocena oddziaływania zielonej infrastruktury w tkance urbanistycznej na mieszkańców.

Charakterystyce poddano elementy, które przyczyniają się do tworzenia miasta oraz jego struktury. Omówiono czynniki sprzyjające powstawaniu miast, a następnie wskazano na zagrożenia wynikające z postępujących zmian klimatu. Zmiany klimatyczne, które z dekady na dekadę przybierają na intensywności mogą z coraz większym skutkiem oddziaływać na miasta i w zależności od ich położenia geograficznego i wewnętrznej podatności przyczyniać się do pogłębienia obecnych, jak i generować kolejne kryzysy.

W pracy zwrócono uwagę na rolę jaką w strukturze urbanistycznej miasta pełni zieleń. Wykazano, że zielona infrastruktura może spełniać wiele funkcji i przynosić wiele korzyści na danym obszarze. Zwrócono na brak właściwej opieki, którą powinno otaczać się zieloną infrastrukturę w miastach i nie dopuszczać do nieuzasadnionej wycinki drzew.

Słowa kluczowe: miasto, urbanistyka, zielona infrastruktura, zmiany klimatu, kryzys klimatyczny, zagrożenia

Urban development and climate change - pro-environmental measures – green infrastructure an opportunity for a friendly urban environment

Abstract

The aim of the article is to review and analyze the factors affecting the level of increasing concentration of population in cities in relation to climate change, and then to assess the impact of green infrastructure in the urban fabric on residents.

The elements contributing to the formation of a city and its structure are characterised here. The article covers city-forming factors followed by an indication of the threats posed by ongoing climate change. The climate change, intensifying every decade, may have an increasing impact on cities and, depending on their geographical location and internal vulnerability, may aggravate current or generate new crises.

The paper highlights the role greenery plays in the urban structure of a city. It demonstrates that green infrastructure can fulfil multiple functions and bring multiple benefits to an area. Attention is drawn to the progressive and, in many cases, unjustified felling of trees, and the consequences of urban mismanagement are demonstrated.

Keywords: city, settlement, urban planning, green infrastructure, climate change, climate crisis, threats

Skład chemiczny śniegu miasta Lublin jako indykator zanieczyszczenia środowiska

1. Wstęp

Śnieg to stały opad atmosferyczny, ma postać kryształków lodu o różnych kształtach, spadających z chmur na pedosferę, gdzie tworzy pokrywę śnieżną. Pokrywa śnieżna jest medium dynamicznym, składa się ona z kryształków śniegu, wody oraz powietrza. Zachodzą w niej liczne przemiany fizyczne warunkowane przez temperaturę otoczenia, wiatr, promieniowanie słoneczne, temperaturę wewnątrz pokrywy śnieżnej, wilgotność powietrza oraz nacisk kumulujących się warstw śniegu [1]. Śnieg, dzięki większej powierzchni wchłaniania oraz dużej porowatości jest lepszym absorbentem zanieczyszczeń niż deszcz [2]. W czasie trwania opadu przechwytyuje on gazy oraz pył zawieszony z atmosfery, po czym zasila pokrywę śnieżną w nowy ładunek zanieczyszczeń w depozycji mokrej. Ilość zanieczyszczeń w atmosferze, czas ich utrzymania się w powietrzu oraz odległość, na jaką mogą być one przeniesione przez masy powietrza zależy m.in. od wysokości, na jakiej były one wyrzucone do atmosfery oraz warunków meteorologicznych panujących w środowisku. Pokrywa śnieżna jest dalej wzbogacana w związki niepożądane w depozycji suchej [1].

Wraz z wydłużaniem okresu zalegania pokrywy śnieżnej dochodzi do akumulacji coraz większej ilości naturalnych i antropogenicznych zanieczyszczeń. Tempo tego procesu zależy głównie od warunków atmosferycznych, ukształtowania, właściwości oraz położenia geograficznego rozpatrywanego terenu, nagromadzenia emitorów punktowych (domowe paleniska, elektrociepłownie), emitorów linowych (szlaki komunikacyjne w mieście i stopień natężenia ruchu na nich), a także liczebności rozpatrywanego miasta [3]. Dopiero w okresie odwilży, woda roztopowa w krótkim okresie czasu zasila grunt, wody powierzchniowe i podziemne w duży ładunek zanieczyszczeń, co wywołuje duży stres środowiskowy w aglomeracjach miejskich. Topnienie wymaga dostarczenia energii, źródłem ciepła do tego procesu może być promieniowanie słoneczne lub wymiana ciepła z masą powietrza, deszczem czy gruntem [1].

Analiza jakościowa i ilościowa pokrywy śnieżnej jest zatem w stanie dostarczyć szeregu cennych informacji o zanieczyszczeniach występujących w środowisku miejskim, wymytych z atmosfery podczas opadu lub deponujących na pokrywę śnieżną. Zła jakość wdychanego powietrza atmosferycznego stanowi niebezpieczeństwo dla zdrowia i życia ludzi, przy częstej oraz długotrwałej ekspozycji prowadzić może nawet do śmierci. Według szacunków NIK (Najwyższej Izby Kontroli) na podstawie danych EEA (Europejska Agencja Środowiska) oraz WHO (Światowej Organizacji Zdrowia) stwierdzono, że w Polsce z powodu złej jakości powietrza przedwcześnie umiera około 50 tys. osób rocznie [4].

¹ s98527@pollub.edu.pl, Klub Dyskusyjny For&Against, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, www.pollub.pl.

² s98525@pollub.edu.pl, Klub Dyskusyjny For&Against, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, www.pollub.pl.

Głównym celem podjętych badań jest wykorzystanie wyników badań analitycznych próbek śniegu do oceny stopnia zanieczyszczenia środowiska na terenie miasta Lublina. Cel ten osiągnięto poprzez: (1) określenie zawartości pH, EC, surfaktantów, azotu ogólnego oraz wybranych metali alkalicznych i ciężkich w rozpuszczonym śniegu w mieście Lublin, w pobliżu dróg o różnym natężeniu ruchu, w różnych odległości od ulic, (2) ocena zanieczyszczenia powietrza wzdłuż dróg i potencjalne obciążenia antropogeniczne miasta podczas topnienia śniegu.

2. Zanieczyszczenia występujące w śniegu

Głównymi źródłami zanieczyszczeń w pokrywie śnieżnej miast są emisje z pojazdów, przemysłu oraz kompleksy paliwowo-energetycznego, a także sole stosowane do odladzania dróg. Wysoki stopień zanieczyszczenia pokrywy śnieżnej wzdłuż dróg spowodowany jest obniżoną sprawnością silników samochodowych przy obniżonych temperaturach powietrza.

2.1. Metale alkaliczne oraz ciężkie

Zanieczyszczenia emitowane ze szlaków komunikacyjnych w coraz mniejszej części są pochodzenia spalinowego, co wynika z wprowadzenia ulepszeń w silnikach samochodowych, zastosowania katalizatorów, odpowiednich filtrów cząstek stałych oraz lepszej jakości paliw [5]. Coraz większą uwagę przykładą się za to do pozostałych zanieczyszczeń związanych z jezdnią, generowanych podczas [6]:

- ścierania opon, klocków i tarcz samochodowych oraz zestaw sprzęgła;
- wycieków płynów eksploatacyjnych pojazdów, np. olejów;
- ścierania nawierzchni drogowej oraz jej zużycia na przestrzeni czasu;
- czynności związanych z zimowym utrzymaniem dróg;
- zużycia betonowej infrastruktury drogowej oraz prowadzonych robót związanych z infrastrukturą drogową.

Najczęściej stosowanymi chemicznymi solami przeciwoślodzeniowymi są chlorki i węglany Na, Ca, Mg i K, a także związki organiczne, glikole i inne alkohole itp. [7-9]. Metale alkaliczne tworzą związki wykorzystywane podczas zimowego przeciwdziałania śliskości ulic (NaCl, CaCl). Jednak najczęściej stosowany jest nadal NaCl, który powoduje zasolenie gleb, hamuje roślinność miejską i zwiększa zasolenie zbiorników wodnych [10-14]. Podczas topnienia śniegu woda z roztopów chlorkowych zwiększa mobilność wiele metali zawartych w cząstkach gleby i ich zagrożenie dla środowiska, prawdopodobnie ze względu na powstawanie chlorków metali [15-17]. Pierwiastki alkaliczne wchodzi również w skład skład betonowej i cementowej infrastruktury drogowej (CaO, MgO), występują one również w składzie klocków hamulcowych oraz gum oponowych.

Metale ciężkie są trwałe, toksyczne oraz łatwo się akumulują w organizmie, stanowią duże zagrożenie nawet w śladowych ilościach. Dodatkowym źródłem metali ciężkich w środowisku miejskim są kominy gospodarstw domowych. Ilość metali ciężkich w środowisku zależy od ich nagromadzenia na danym obszarze, jakości wykorzystanego opału oraz klasy, a więc sprawności eksploatowanego kotła. Im wyższa klasa kotła tym mniejsza emisja substancji smolistych i pyłów do atmosfery. W ostatnich latach narażenie na metale nabrało coraz większego znaczenia, dzięki świadomości o ich wpływie na zdrowie ludzi [18]. Rozpuszczone metale ciężkie mogą być włączane do cyklu biogeoche-

micznego, są również informacyjnym wskaźnikiem różnych źródeł zanieczyszczeń [19-21]. Najbardziej niebezpieczne dla życia organizmy to metale, które są łatwo rozpuszczalne w wodzie, w porównaniu ze złożonymi lub słabo rozpuszczalnymi związkami.

2.2. pH

Parametr pH jest integralnym wskaźnikiem stosunku zakwaszania i alkalizowania i odzwierciedla wpływ tych związków na równowagę węglanową śniegu [2]. Naturalny odczyn wody opadowej wynosi od 5,6 do 5,8 [22] z uwagi na reakcję deszczu z ditlenkiem węgla występującym w atmosferze, w wyniku której powstaje słaby kwas węglowy. Na terenach zurbanizowanych spadek pH wody tworzącej pokrywę śnieżną uwarunkowany jest głównie obecnością kwasowych tlenków siarki i azotu (pochodzących z palenisk domowych, transportu oraz przemysłu). Podczas opadu wymywane są one z powietrza, po czym docierają na powierzchnię skorupy ziemskiej, obniżając jej odczyn. Środowisko miejskie dodatkowo zakwasza amoniak, pochodzący z aktywności bakterii, ekskrementów zwierząt, rozkładających się odpadków spożywczych, oraz gazów spalinowych samochodów napędzanych benzyną z dodatkiem amoniaku, stosowanej w silnikach Diesla [23].

Za zimowe utrzymanie dróg w Lublinie odpowiada Zarząd Dróg i Mostów. W sezonie 2022/2023 w celu likwidacji śliskości zimowej przygotowano 4 tysiące ton soli drogowej, 2250 kg chlorku wapnia technicznego oraz piasek i solankę według bieżących potrzeb [24]. Chlorki sodu i wapnia oraz kwarc posiadają pH zbliżone do obojętnego, zatem w pokrywie śnieżnej przyczyniają się do wzrostu pH względem naturalnego odczynu opadu atmosferycznego.

Wzrost pH spowodowany jest także emisją kalcytu, wodorotlenku wapnia, gipsu i krzemionki z placów budowy [25]. Krzemionka jest również składnikiem substancji impregnującej opony, gdyż tarcie występujące podczas jazdy powoduje emisję SiO_2 z powierzchni opon do atmosfery. Wzrost pH może być spowodowany wymyciem z powierzchni pojazdów środków myjących pochodzących z myjni samochodowych, jak również przefiltrowanej wody wodociągowej służącej do opłukania auta ze środków myjących, które posiada pH zbliżone do neutralnego [26].

2.3. EC

Konduktywność określa zdolność wody do przewodzenia prądu elektrycznego. Woda demineralizowana dzięki niewielkiej zawartości minerałów odznacza się małą przewodnością. Na przewodnictwo wpływ mają stężenie kationów i anionów w roztworze oraz temperatura, której wzrost powoduje większą ruchliwość jonów, a wraz z tym wzrost konduktywności roztworu. Na podstawie pomiarów przewodności można określić ogólny stopień zanieczyszczenia badanej próbki wody związkami mineralnymi, czyli jej zasolenia.

2.4. Surfaktanty

Surfaktanty swoją zdolność do zmniejszania napięcia powierzchniowego zawdzięczają amfifilowej budowie. W układach składających się z dwóch, niemieszających się w sobie faz: zdesypergowanej i dyspergującej, hydrofilowe głowy wykazują powinowactwo względem fazy polarnej, zaś lipofilowe (hydrofobowe) ogony powinowactwo wykazują względem części niepolarniej [27]. Surfaktanty adsorbują się na granicy nierozpuszczających się w sobie faz, wraz ze wzrostem jego stężenia maleje między nimi

napięcie powierzchniowe, do momentu osiągnięcia stężenia krytycznej micelizacji (CMC, ang. *Critical Micelle Concentration*), dla którego micelizacja zostaje zakończona, gdyż tenzydy całkowicie pokrywają granicę międzyfazową [28].

Ze względu na rodzaj hydrofilowej części, wyróżniane są surfaktanty niejonowe (niedysocjujące), oraz jonowe, których dalszy podział wynika z rodzaju ładunku znajdującego się na hydrofilowej części tenzydu, dla jonowych surfaktantów anionowych jest to ładunek ujemny (pochodzący np. od grupy karboksylowej, sulfonowej, siarczanowej), dla kationowych surfaktantów jest to ładunek dodatni (pochodzący np. od grupy aminowej), surfaktanty amfoteryczne posiadają ładunki zarówno dodatnie, jak i ujemne [29].

Tenzydy są podstawowym składnikiem detergentów oraz środków pianotwórczych stosowanych w myjniach samochodowych. Surfaktanty są również składnikiem benzyny oraz diesla, ich dodatek spowalnia procesy rozkładu paliwa. Podczas spalania paliw może dojść do zasilenia atmosfery w surfaktanty anionowe i niejonowe w formie pyłu zawieszonego [30].

Surfaktanty obecne w pokrywie śnieżnej stanowią zanieczyszczenie, gdyż powodują one pienienie się wody roztopowej odprowadzanej do oczyszczalni ścieków, ich aktywność powierzchniowa ułatwia rozpuszczalność związków toksycznych, m.in. pestycydów oraz chlorowcowęglowodorów, obniżają one również efektywność pracy oczyszczalni ścieków na etapie oczyszczania biologicznego.

Największą toksycznością odznaczają się tenzydy kationowe, szczególnie czwartorzędowe sole amoniowe, ze względu na małą zdolność do biodegradacji są rzadko stosowane. Surfaktanty anionowe są powszechnie stosowane, choć posiadają zdolność wiązania się z molekułami takimi jak białka, enzymy czy DNA, co zaburza ich aktywność biologiczną, dlatego w środowisku wodnym są szczególnie toksyczne dla bakterii, alg, ryb oraz innych kręgowców wodnych [31].

2.5. Azot ogólny

Azot ogólny to całkowite stężenie azotu pochodzącego zarówno od azotanów, azotynów, amoniaku, jak i związków organicznych zawierających azot. W atmosferze NO_x mogą reagować z lotnymi związkami organicznymi, tworząc ozon w warstwie przyziemnej, wchodzą one również w reakcję z chemikaliami atmosferycznymi, tworząc pył zawieszony $\text{PM}_{2.5}$. Azot jest podstawowym biogenem, stąd duża jego zawartość w wodach roztopowych zasilających rzeki może przyczynić się do zakwitu wód, dalej prowadzącego do deficytu tlenowego i wymierania organizmów tlenowych. Lublin stanowi zlewnię rzeki Bystrzyca, która jest dopływem rzeki Wieprz. Zalew Zemborzycki to zbiornik retencyjno-przeciwpowodziowy powstały na rzece Bystrzycy, w którym obserwuje się masowy zakwit mikroorganizmów w okresie podwyższonych temperatur, spowodowany zasileniem wód w duży ładunek biogenów [32].

Głównym antropogenicznym źródłem azotu w aglomeracjach miejskich są spaliny silnikowe, zawierające tlenek azotu (II), tlenek azotu (IV) oraz amoniak. Według danych Głównego Urzędu Statystycznego z 2020 r., transport drogowy odpowiedzialny jest za ponad 34% całkowitej emisji tlenków azotu, przemysł energetyczny generuje 21% tych zanieczyszczeń, zaś z sektora komunalno-bytowego pochodzi 19% całkowitej emisji tlenków azotu do atmosfery [33]. Na terenach zielonych ilość azotu może być większa dzięki zadrzewieniu oraz ekskrementom zwierzęcym [34].

3. Metodyka pobrania próbek oraz przeprowadzenia oznaczeń

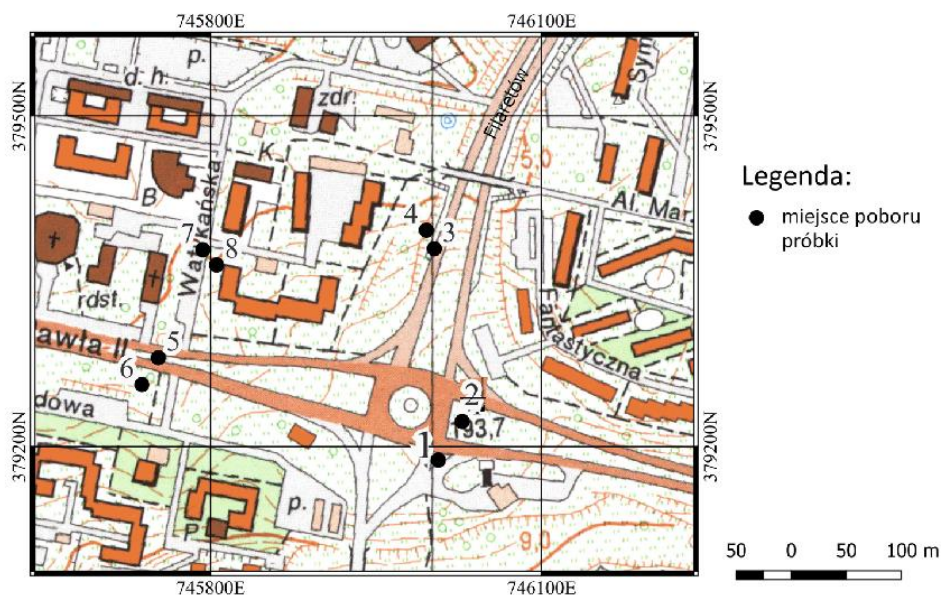
3.1. Metoda pobrania próbek

Próbki wykorzystane do badań pobrano w dniu 19 grudnia 2022 r. Miejsca poboru śniegu przedstawiono w tabeli 1. Znajdowały się one w pobliżu głównych ulic Lublina, charakteryzujących się dużym natężeniem ruchu (próby nr 1-6 oraz nr 9,10), oraz dróg osiedlowych o małym natężeniu ruchu (próby nr 7, nr 8). Próbę kontrolną (nr 11) stanowił śnieg pobrany z terenów zielonych kampusu Politechniki Lubelskiej, znacznie oddalonych od dróg komunikacyjnych. W trakcie pobierania próbek temperatura powietrza wynosiła od 5°C do 7°C. Na rysunkach 2 i 3 przedstawiono mapy z miejscami poboru próbek śniegu.

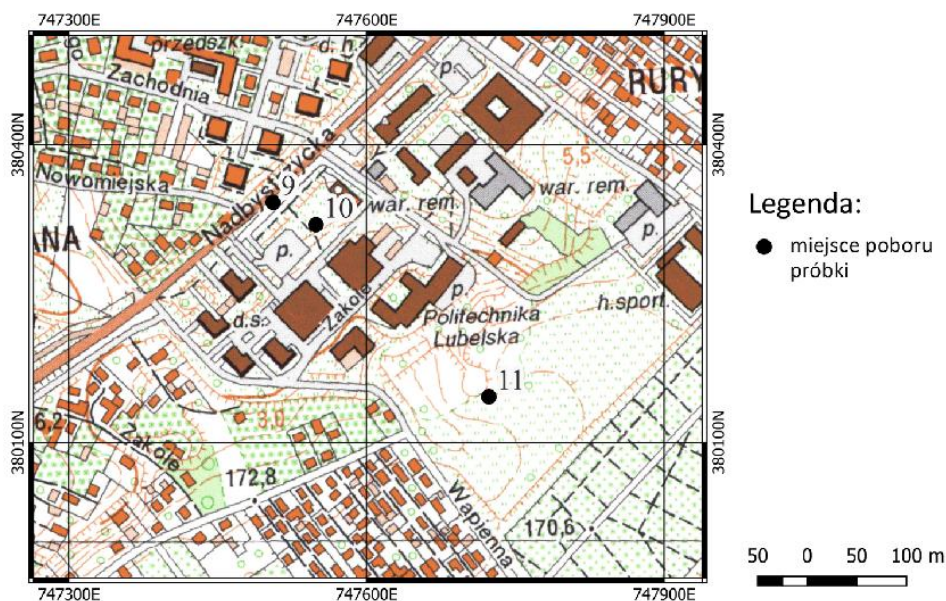
Tabela 1. Charakterystyka miejsc poboru próbek

Numer miejsca poboru próbek	Opis stanowiska poboru próbek	Współrzędne geograficzne	Godzina pobrania
1	Czuby Południe, skrzyżowanie ul. Filaretów z ul. Jana Pawła II (blisko drogi)	51°13'34.6"N 22°31'29.2"E	14:51
2	Czuby Południe, skrzyżowanie ul. Filaretów z ul. Jana Pawła II (dalej od drogi)	51°13'35.4"N 22°31'29.9"E	14:54
3	ul. Filaretów, przy przystanku autobusowym Fantastyczna 01 (blisko drogi)	51°13'40.9"N 22°31'29.0"E	15:04
4	ul. Filaretów, na skarpie za przystankiem autobusowym Fantastyczna 01 (dalej od drogi)	51°13'41.2"N 22°31'28.4"E	15:07
5	Czuby, blisko przejścia dla pieszych, skrzyżowanie ul. Jana Pawła II z ul. Watykańskiej (blisko drogi)	51°13'38.0"N 22°31'15.7"E	15:18
6	Czuby, za przejściem dla pieszych na ul. Jana Pawła II, od strony ul. Szmaragdowej (dalej od drogi)	51°13'37.6"N 22°31'15.7"E	15:19
7	ul. Watykańska 20, droga osiedlowa (blisko drogi)	51°13'41.1"N 22°31'18.0"E	15:13
8	ul. Watykańska 20, róg budynku Watykańska 9 obok drogi osiedlowej (dalej od drogi)	51°13'40.7"N 22°31'18.4"E	15:16
9	Nadbystrzycka 40, przy przystanku autobusowym Politechnika Lubelska 02 (blisko drogi)	51°14'09.6"N 22°32'48.2"E	15:55
10	Nadbystrzycka 40, punkt oddalony od przystanku Politechnika Lubelska 02 (dalej od drogi)	51°14'09.2"N 22°32'48.7"E	15:57
11	Próbka kontrolna, tereny zielone Politechniki Lubelskiej	51°14'02.7"N 22°33'00.5"E	15:45

Źródło: opracowanie własne.



Rysunek 1. Mapa ilustrująca miejsca poboru próbek śniegu, skrzyżowanie ul. Jana Pawła II i ul. Filaretów [opracowanie własne]



Rysunek 2. Mapa ilustrująca miejsca poboru próbek śniegu, ul. Nadbystrzycka [opracowanie własne]

Zgodnie z danymi dostępnymi na stronie Weather Online średnia wysokość pokrywy śnieżnej w Lublinie w grudniu 2022 r. wynosiła 13,8 cm, głównym kierunkiem wiatru był kierunek południowo-zachodni, opady atmosferyczne odnotowano przez 18 dni miesiąca, pokrywa śnieżna zalegała zaś w mieście przez 17 dni [35].

Do pobrania próbek pokrywy śnieżnej wykorzystano metalową łopatkę, zebrany śnieg umieszczano w polietylenowych woreczkach o pojemności 1 dm³. Miejsca poboru śniegu stanowią pary, w których jedną próbkę pobrano ze stanowiska o niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych (np. z zajezdni autobusowych, wysp na przejściach dla pieszych), zaś drugie miejsce poboru śniegu było oddalone od dróg samochodowych o około 3 metry. Komplet próbek pokrywy śnieżnej przewieziono do Laboratorium Analiz Środowiskowych Politechniki Lubelskiej.

Oznaczeń dokonano na roztopionym śniegu. Warto dodać, że roztopione próbki śniegu zawierają wodę z każdego ze składników pokrywy śnieżnej (kryształków śniegu, wody oraz powietrza z parą wodną). W naturalnych warunkach zanieczyszczenia są głównie składnikiem ciekłego roztworu w pokrywie śnieżnej, który w początkowej fazie topnienia pierwszy zasila grunt w stężony roztwór zanieczyszczeń, więc jest on dużo bardziej szkodliwy dla środowiska [36].

3.2. Metody przeprowadzenia oznaczeń

Metale oznaczono zgodnie z normą PN-EN ISO 17294-2:2016-11 [37]–Analizę wielopierwiastkową przeprowadzono na spektrofotometrze Agilent 8900 ICP-MS/MS QQQ wyposażonym w autosampler SPS-4 i system wprowadzania próbek ISIS 3 (Agilent Technologies, Waldbronn, Niemcy).

Surfaktanty kationowe i anionowe, wskaźnik ChZT oraz całkowity azot TN oznaczono metodą spektrofotometryczną z wykorzystaniem spektrofotometru HACH UV-VIS DR6000 (Hach, Loveland, CO, USA). Oznaczenia wykonano na podstawie testów kuwetowych Hach, odpowiednio dla surfaktantów anionowych- LCK 432, dla surfaktantów kationowych- LCK 333, ChZT- LCK 314, TN- LCK 238.

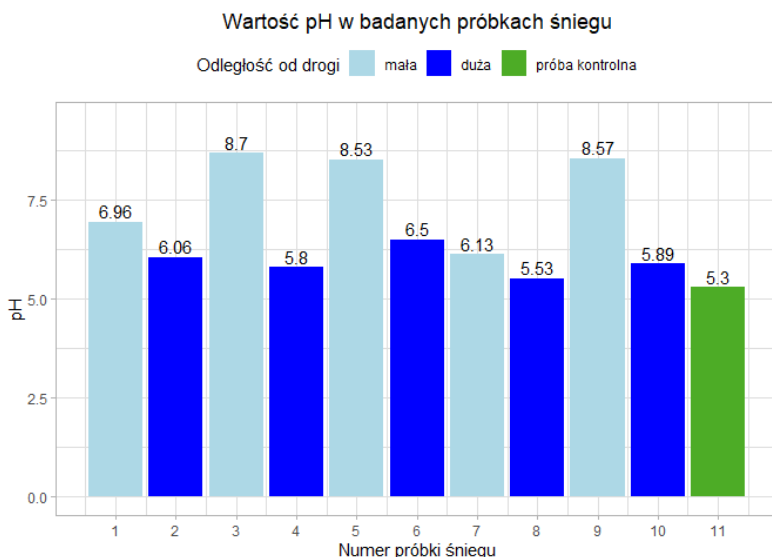
Odczyn pH oznaczono metodą potencjometryczną zgodnie z normą PN-EN ISO 10523:2012 [PN-EN ISO 10523:2012. Jakość wody -- Oznaczanie pH]. Przewodnictwo elektryczne (EC) oznaczono metodą konduktometryczną zgodnie z normą PN-EN 27888:1999 [38]. Oznaczenie pH oraz przewodnictwa wykonano przy użyciu urządzenia wielofunkcyjnego firmy ORION model VERSA STAR.

4. Wyniki badań oraz ich analiza

4.1. pH

Odczyn wody z roztopionych próbek śniegu wynosił od 5,3 do 8,7, ale przedział ten mieścił się w zakresie pH (6,5-8,7) zalecanym przez WHO dla wody pitnej (rys. 3). Najniższe pH posiadała próba kontrolna, którą stanowiła pokrywa śnieżna pobrana z terenów zielonych Politechniki Lubelskiej (5,3). Odczyn śniegu pobranego w niewielkim oddaleniu od dróg komunikacyjnych przyjmował wartości w zakresie od 6,13 do 8,7, zaś dla śniegu pobranego w większej odległości względem dróg wahał on się w zakresie od 5,52 do 6,5.

Najbardziej kwaśnym odczynem cechował się śnieg, który zalegał w dużej odległości od szlaków komunikacyjnych. Spadek odczynu opadów zimowych jest prawdopodobnie spowodowany obecnością w atmosferze znacznej zawartości popiołów z kłówni miejskich, stałych frakcji spalonego paliwa, tlenków metali i amoniaku [39].



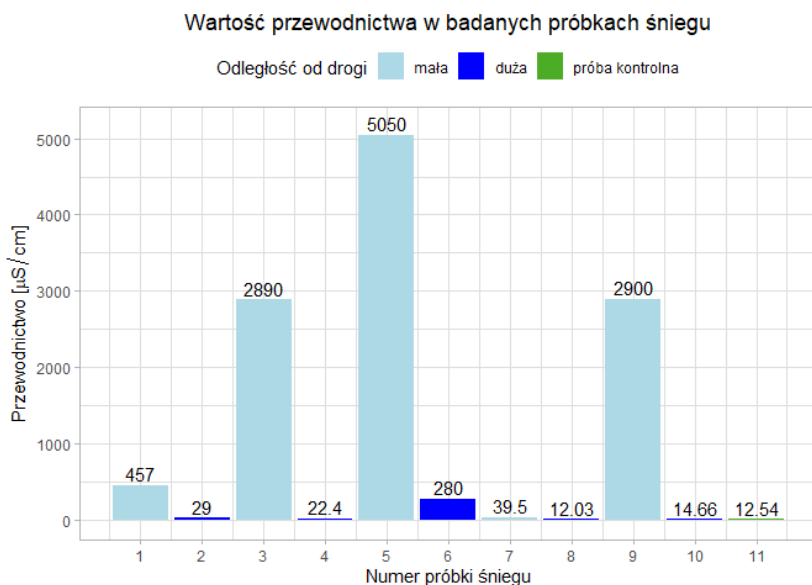
Rysunek 3. Wartość pH w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Najbardziej zasadowy odczyn posiadał śnieg pobrany z przystanku na ul. Filaretów (8,7), przystanku na ul. Nadbystrzyckiej (8,57) oraz przejścia dla pieszych na ul. Jana Pawła II (8,53). pH zbliżonym do neutralnego (6,96) charakteryzował się śnieg pobrany blisko drogi znajdującej się na skrzyżowaniu ul. Jana Pawła II oraz ul. Filaretów. Lekko kwaśne pH posiadała droga osiedlowa na ul. Watykańskiej. Im bardziej miejsce poboru śniegu zbliżone jest do terenów poddanych antropopresji, gdzie większe natężenie ruchu zapewnia lepszą cyrkulację powietrza oraz emisję związków zobojętniających kwaśne tlenki pochodzące z transportu oraz ogrzewnictwa, tym bardziej zasadowego charakteru nabiera pokrywa śnieżna [3]. Istotny jest również wpływ środków stosowanych do zabezpieczenia dróg przed gołoledzią, zawierających chlorki sodu i wapnia, które alkalizują zalegającą pokrywę śnieżną. Wieloletnie stosowanie chlorku sodu do zimowego utrzymania dróg przyczynia się do wzrostu pH gleby wzdłuż pasa drogowego, co ma negatywny wpływ na aktywność biologiczną gleby oraz wartości użytkowe, jakie posiada [40].

4.2. EC

Wartość przewodnictwa w oznaczonych próbkach śniegu wahała się w przedziale od 12,03 $\mu\text{S/cm}$ do 5050 $\mu\text{S/cm}$. Dla próbek śniegu pobranych w małej odległości od dróg komunikacyjnych przyjmowała ona wartości o zakresie 39,5-5050 $\mu\text{S/cm}$, zaś dla śniegu pobranego ze stanowisk oddalonych od dróg wynosiła ona od 12,03 do 280 $\mu\text{S/cm}$. Próby numer 3 (2890 $\mu\text{S/cm}$), 9 (2900 $\mu\text{S/cm}$) oraz 5 (5050 $\mu\text{S/cm}$) posiadają przewodnictwo przekraczające wartość zalecaną dla wody pitnej, która wynosi 1250 $\mu\text{S/cm}$.

Dla stanowisk poboru próbek bardziej oddalonych od dróg przewodnictwo elektryczne przyjmuje niższe wartości niż dla stanowisk o mniejszej odległości od dróg komunikacyjnych. Wynika to z faktu, że przewodnictwo rośnie wraz ze wzrostem stężenia związków mineralnych w badanej pokrywie śnieżnej.



Rysunek 4. Wartość przewodnictwa w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Najniższą przewodnością odznaczała się próba kontrolna (12,54 $\mu\text{S/cm}$) oraz próbka śniegu pobranego ze stanowiska bardziej oddalonego od drogi na ul. Watykańskiej (12,03 $\mu\text{S/cm}$). Występuje w nich najmniejsze zanieczyszczenie związkami nieorganicznymi. Stanowisko bliżej osiedlowej drogi na ul. Watykańskiej również posiadało o wiele niższą przewodność niż pozostałe próbki śniegu zebrane w niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych (39,5 $\mu\text{S/cm}$), co wynika z małego natężenia ruchu na tej ulicy.

4.3. Metale alkaliczne oraz glin

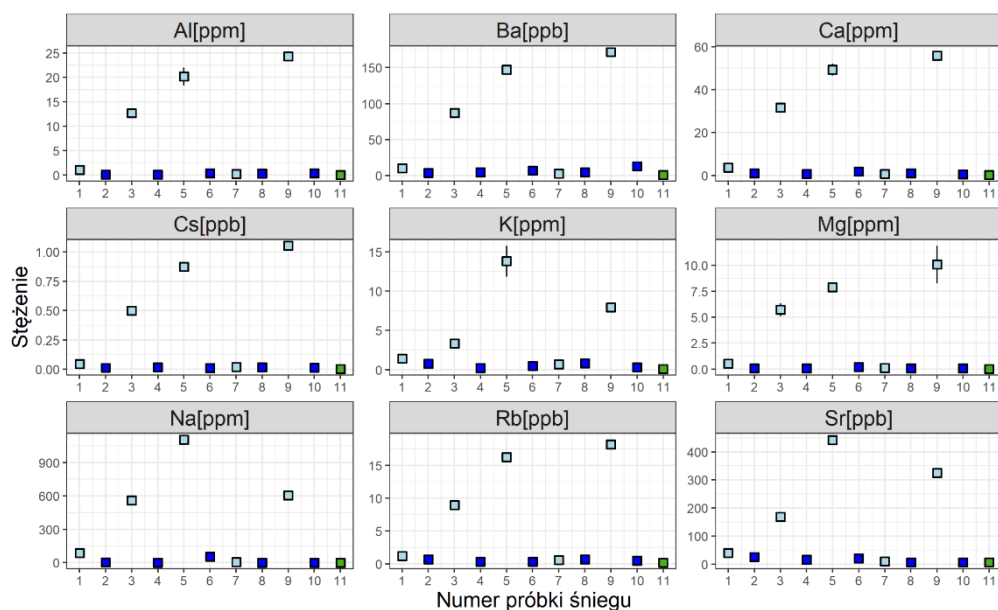
Stężenie metali alkalicznych jest wyższe w próbkach śniegu pobranych w niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych niż w próbkach pokrywy śnieżnej pobranych w większej odległości od ulicy (rys. 5).

Zawartość metali alkalicznych można uszeregować następująco: $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Sr} > \text{Ba} > \text{Rb} > \text{Cs}$. Największą zawartością pierwiastków alkalicznych odznaczają się próbki śniegu pobrane w pobliżu przejść dla pieszych na głównych ulicach miasta (próbka nr 5) oraz te pobrane z przystanków autobusowych (próbki nr 9 oraz 3). Wszystkie te punkty odznaczają się dużym natężeniem ruchu. W przypadku drogi osiedlowej o małym natężeniu ruchu (próbka nr 7) nie wykryto dużego zanieczyszczenia metalami alkalicznymi. Próba kontrolna posiada najmniejsze stężenia każdego z oznaczanych pierwiastków.

Spośród metali alkalicznych największe stężenia odnotowano dla sodu, i wynosiło ono 1105,38 mg/dm^3 (próbka 5) i było ponad 1000-krotnie większe od stężenia sodu w próbie kontrolnej (54,16 mg/dm^3). Chlorek sodu jest głównym składnikiem soli drogowej stosowanej do zimowego utrzymania dróg, stąd jego zawartość jest większa dla dróg o dużym natężeniu ruchu, gdzie solarki przejeżdżają częściej niż dla dróg osiedlowych.

Pierwiastki alkaliczne i glin

Odległość od drogi ☐ mała ■ duża ▨ próba kontrolna



Rysunek 5. Zawartość metali alkalicznych oraz glinu w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Najwyższa oznaczona zawartość wapnia w próbkach śniegu pobranych blisko drogi to $55,81 \text{ mg/dm}^3$, zaś w próbce śniegu pobranej daleko od drogi to $1,82 \text{ mg/dm}^3$. Najmniej wapnia posiada próba kontrolna ($0,18 \text{ mg/dm}^3$). Duża zawartość wapnia wskazuje na prowadzenie robót drogowych lub robót budowlanych wzdłuż tej drogi. Wynikać może ze zużycia betonowej lub cementowej infrastruktury drogowej, posiadającej CaO w swoim składzie. Źródłem wapnia w pokrywie śnieżnej może być również chlorek wapnia, stosowany do zimowego utrzymania dróg.

Największe stężenie potasu odnotowano na drodze o intensywnym natężeniu ruchu w próbce śniegu nr 5 położonej blisko ulicy Jana Pawła ($13,81 \text{ mg/dm}^3$), dwukrotnie mniejszą zawartością potasu charakteryzowała się droga przy przystanku autobusowym Nadbystrzycka (nr 9), zaś na drodze przy przystanku autobusowym Fantastyczna stężenie potasu było 4-krotnie niższe. Zawartości potasu w próbkach pobranych w większej odległości od ulicy charakteryzują się niskimi stężeniami ($0,20\text{--}0,78 \text{ mg/dm}^3$), zaś w próbce kontrolnej wynosi $0,10 \text{ mg/dm}^3$. Źródłem potasu w śniegu mogą być nie tylko preparaty odladzające, ale także włókna wzmacniające klocki hamulcowe, zawierające tytan potasu, które w autach w trakcie korzystania ulegają zużyciu [41].

Najwięcej magnezu odnotowano w próbkach śniegu przy przystankach autobusowych i przejściach dla pieszych, są to wartości 100-krotnie większe niż ta oznaczona dla próbki kontrolnej ($0,02 \text{ mg/dm}^3$) i tak próbki pobrane przy przystanku autobusowym Nadbystrzycka zawierały $10,09 \text{ mg/dm}^3$ potasu, przy przejściu dla pieszych próbka nr 5 – $7,90 \text{ mg/dm}^3$, a przy przystanku autobusowym Fantastyczna nr 3– $5,73 \text{ mg/dm}^3$. Spośród próbek pokrywy śnieżnej pobranych daleko od drogi najwyższe stężenie magnezu odnotowano na ulicy Czuby (próbka nr 6 o stężeniu $0,2 \text{ mg/dm}^3$). Duże stężenie

Mg, podobnie jak Ca, może wskazywać na zużycie betonowych lub cementowych elementów infrastruktury drogowej [6].

Zawartość baru również jest największa w próbkach śniegu zalegającego blisko jezdni, przy przejściach dla pieszych i przystanku autobusowym (stanowiska 9, 5, 3). Próba kontrolna posiada prawie 200-krotnie mniejsze stężenie baru od próbek śniegu przy przystankach autobusowych ($0,75 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Głównym źródłem Ba jest zużycie okładzin klocków hamulcowych których składnikiem jest baryt, oraz zużycie gum oponowych zawierających siarczany baru [42].

Stężenie aluminium jest wyższe dla próbek śniegu zalegających w niewielkiej odległości od ulicy, oraz charakteryzujących się największym natężeniem ruchu. Najwięcej Al tak jak w przypadku powyżej opisanych metali odnotowano w próbkach pobranych ze stanowisk 9, 5, 3 i wynosiły odpowiednio: $24,33 \text{ mg}/\text{dm}^3$, $20,20 \text{ mg}/\text{dm}^3$, $12,69 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Ze względu na małą gęstość stopy Al znajdują coraz szersze zastosowanie na rynku motoryzacyjnym, są składnikiem nadwozi, obręczy kół, tarcz i bębnow hamulcowych oraz części odemowalnych aut, takich jak drzwi, błotniki czy pokrywy [43].

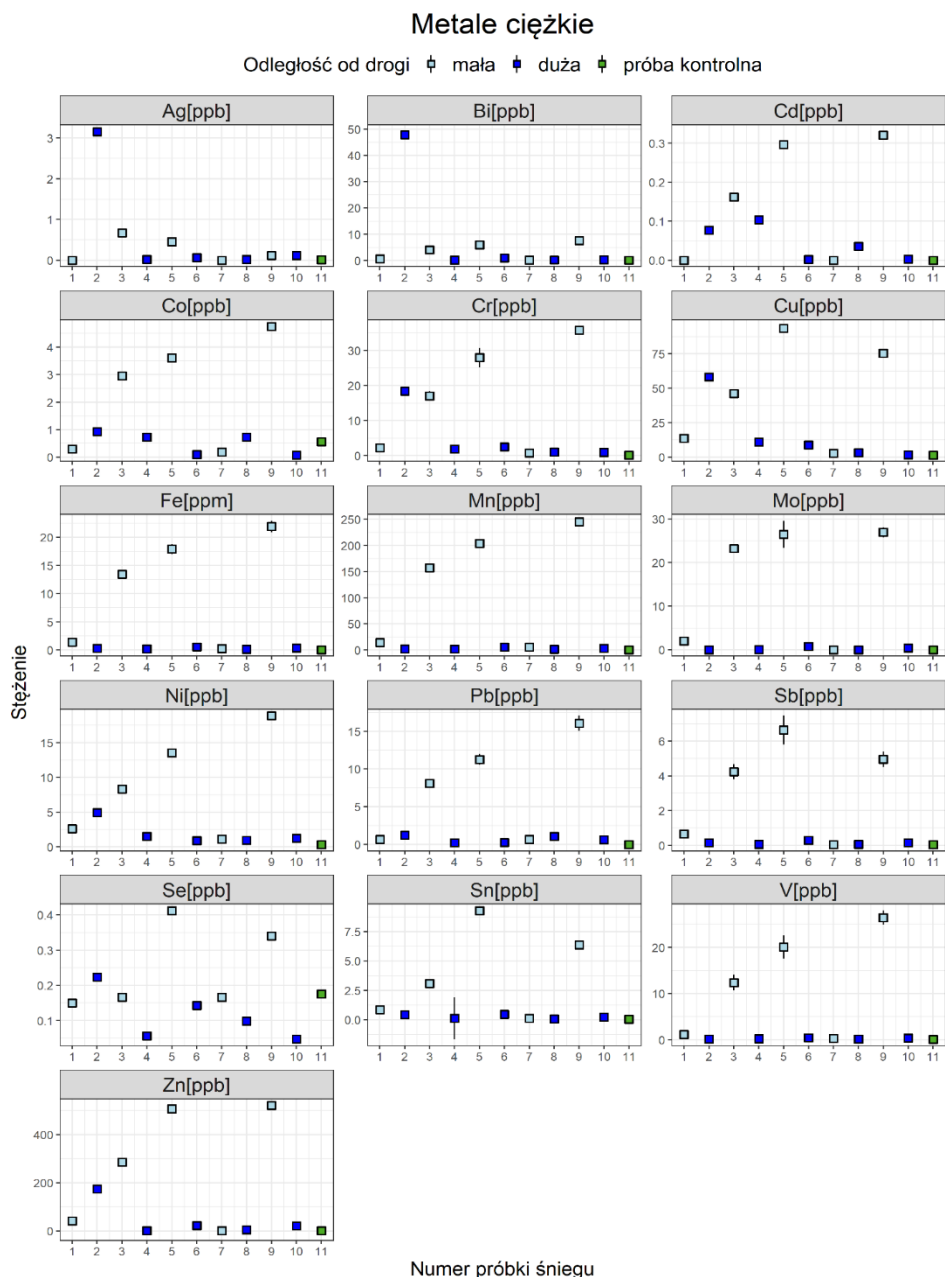
4.4. Metale ciężkie

Na wykresach (rys. 6) przedstawiono stężenia metali ciężkich w próbkach śniegu z badanych punktów pomiarowych miasta Lublina. W badanych próbkach śniegu stwierdzono obecność szeregu metali ciężkich: Ag, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, V, Zn. Dla większości metali ciężkich stwierdzono następującą zależność – próbki pokrywy śnieżnej pobrane w bliskiej odległości od dróg charakteryzują się dużymi stężeniami wyżej wymienionych metali. Wartość tych stężeń zmniejsza się wraz z rosnącą odległością od emitorów, a także uzależniona jest od natężenia ruchu drogowego. Nie zaobserwowano takiej zależności przy pierwiastkach Ag oraz Bi.

Analizowane próbki metali ciężkich, dla których występuje wyżej opisana zależność są dowodem na to, że pojazdy silnikowe poruszające się po aglomeracyjnych szlakach komunikacyjnych wprowadzają do środowiska szereg metali ciężkich, które mogą negatywnie oddziaływać na zdrowie i życie człowieka. Na podstawie analizy uzyskanych wyników badań można stwierdzić, że występowanie znacznych stężeń rozpatrywanych metali ciężkich w pokrywie śnieżnej ma charakter „lokalny” tzn. występujący tylko w pobliżu szlaków komunikacyjnych – co jest korzystne z perspektywy oddziaływania na organizmy żywe, lecz nie umniejsza problematyki zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi.

Wysokimi stężeniami metali ciężkich odznaczają się próbki śniegu pobrane przy przystankach autobusowych oraz przejściach dla pieszych (miejsca poboru 9, 5, 3). Spośród próbek śniegu pobranych w większej odległości od drogi, największą zawartością metali ciężkich wyróżnia się próbka pobrana z ulicy Filaretów o dużym natężeniu ruchu nr 2, która jest bardziej zanieczyszczona niektórymi metalami ciężkimi niż próbka nr 1, pobrana bliżej drogi na tej samej ulicy. Co może wskazywać na zmienność rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

Dla Fe najwyższe stężenie odnotowano w próbkach śniegu przy przystanku autobusowym na ulicy Nadbystrzyckiej, o dużym natężeniu ruchu (miejsce poboru nr 9), wynosiło ono $21,90 \text{ mg}/\text{dm}^3$, oraz w próbce śniegu pobranej dalej od ulicy o intensywnym natężeniu ruchu (miejsce poboru nr 6) $0,55 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Najniższe stężenie ($0,05 \text{ mg}/\text{dm}^3$) odnotowano w próbce kontrolnej. Źródłem żelaza w próbkach śniegu jest przede wszystkim ruch drogowy, gdyż żelazo wchodzi w skład okładzin klocków hamulcowych, może być również obecne w spalinach.



Rysunek 6. Zawartość metali ciężkich w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Podobnie jak w przypadku żelaza, najwyższe stężenie Zn oznaczono w próbkach śniegu pobranych w miejscu nr 9 ($520,55 \pm 1,07 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), spośród próbek pobranych w większej odległości od ulicy najwięcej cynku odnotowano przy ulicy Filaretów o intensywnym natężeniu ruchu, miejsce poboru nr 2 ($173,70 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Podobne wysokie zawartości cynku w krótkotrwałej pokrywie śnieżnej raportowano w Nowym

Sadzie ($<30,0 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) i Montrealu ($29,0\text{--}143,0 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) co wynikało z dopływu zanieczyszczeń z miejskich źródeł emisji [44, 45]. Miejsca te znajdowały się w pobliżu skrzyżowań dróg, a zatem były dotknięte spalaniem ropy naftowej, podobnie można tłumaczyć tak wysokie stężenia cynku w śniegu, w Lublinie.

W próbkach śniegu przy przystanku autobusowym na ulicy Nadbystrzyckiej o dużym natężeniu ruchu również odnotowano najwyższe stężenie manganu $244,91 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, podczas, gdy próbka śniegu pobranego z ulicy Filaretów o dużym natężeniu ruchu (miejsce poboru nr 2), dalej od drogi zawierała 10-krotnie mniejsze stężenie manganu (wynosiło ono $2,38 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Najniższe stężenie odnotowano w próbce kontrolnej ($0,65 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Identyczne zależności wystąpiły dla stężenia molibdenu w próbkach śniegu, i tak w miejscu poboru nr 9 stężenie molibdenu wynosiło $26,91 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, a w miejscu poboru nr 2- $0,74 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

Najwyższe stężenie Cu występowało w próbkach śniegu pobranej blisko przejścia dla pieszych ulicy Jana Pawła o dużym natężeniu ruchu (miejsce poboru nr 5 – $93,56 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), pobranej w małej odległości od drogi, jest ono prawie 100-krotnie większe od stężenia miedzi uzyskanego dla próby kontrolnej ($1,44 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Natomiast w próbce śniegu pobranej w dalszej odległości od ulicy Filaretów o dużym natężeniu ruchu (nr 2), wynosiło ono $58,24 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Siudek i in. (2015) oznaczali zawartość metali ciężkich w śniegu z centrum Poznania, w ich badaniach maksymalne stężenie miedzy wyniosło $13,7 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ [46]. Być może wysokie stężenie Cu w próbkach śniegu mierzo-nych ma odzwierciedlenie w lokalnym i regionalnym transporcie cząstek wzbogaconych w Cu z różnego rodzaju działalności przemysłowej, takie jak spalanie paliw kopalnych, procesy metalurgiczne i ruch drogowy [46].

Najwyższe stężenie Cr oznaczono w próbkach śniegu przy przystanku autobusowym na ulicy Nadbystrzyckiej o dużym natężeniu ruchu (miejsce poboru nr 9), wynosiło ono $35,79 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. W próbce śniegu pobranej z ulicy Jana Pawła o dużym natężeniu ruchu drogowego (miejsce poboru nr 2), dalej od drogi wynosiło zaś $18,36 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Podczas gdy w próbce kontrolnej stężenie wynosiło tylko $0,18 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Chrom pochodzi ze zużycia klocków hamulcowych pojazdów [47].

Najwyższą zawartość Ni oznaczono w próbkach śniegu przy ulicy Nadbystrzyckiej (miejsce poboru nr 9), wynosiła ona $18,86 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w próbce śniegu z ulicy Filaretów, dalej od drogi (miejsce poboru nr 2) wynosiła ona $4,92 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Najniższe stężenie mogą być spowodowane wzmożonym opalaniem bu ($0,34 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) oznaczono w próbce kontrolnej. Zimowe wahania stężenia Ni w Lublinie dyneków mieszkalnych [46].

Najwyższe stężenie Pb w próbkach śniegu również oznaczono przy ulicy Nadbystrzyckiej (miejsce poboru nr 9), wynosiło ono $16,05 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w próbkach śniegu pobranych z ulicy Filaretów (miejsce poboru nr 2) wynosiło zaś $1,26 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Sakata i in. (2014) w swoich badaniach wykazuje, że ołów w śniegu może wystąpić z popiołów lotnych pochodzących ze spalania olejów oraz pyłów drogowych [48].

Najwyższą zawartość kobaltu oznaczono w próbce nr 9, wynosiła $4,75 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w próbce nr 2, pobranej dalej od drogi wartość Co wynosiła $0,92 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Najniższą zawartość zawierała próbka nr 10 ($0,08 \mu\text{g}/\text{dm}^3$). Co obecny jest przede wszystkim w klockach hamulcowych.

Najwyższe stężenie Cd oznaczono w próbce nr 9, wynosiło ono $0,32 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w próbce nr 4, pobranej dalej od drogi, wynosiła $0,10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Nie wykryto kadmu

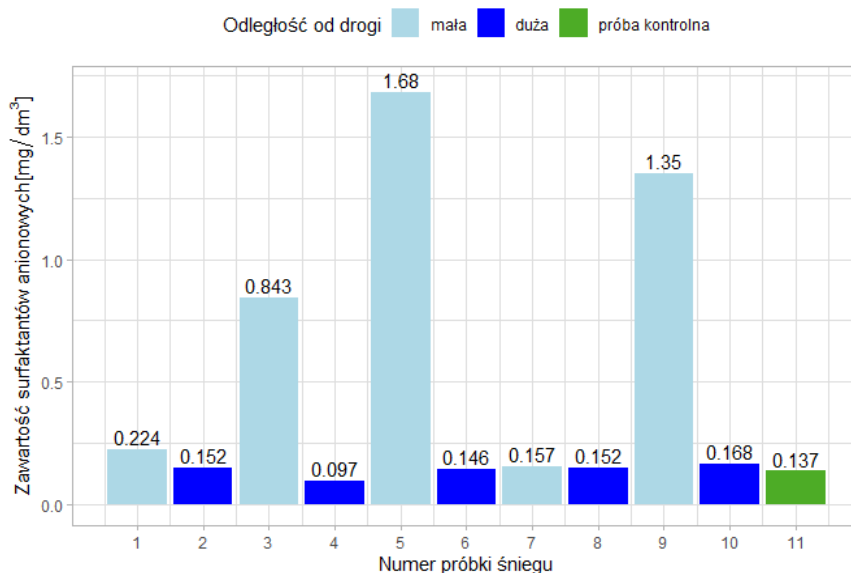
w próbach numer 1, 7 pobranych dalej od drogi, oraz w próbce kontrolnej numer 11. Cd występuje w oponach, klockach hamulcowych oraz oleju silnikowym.

Dla metali ciężkich Sb, Sn, oraz metalu Se największe stężenie w małej odległości od ulicy oznaczono w próbce nr 5. Oznaczono w niej odpowiednio stężenia: Sb $6,63 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, Sn $9,27 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, Se $0,41 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Natomiast najwyższe stężenia tych metali, w większej odległości od szlaków komunikacyjnych oznaczono w próbkach: nr 6, gdzie Sb $0,29 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, Sn $0,47 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ oraz nr 2, gdzie Se $0,22 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Najniższe stężenia wystąpiły w próbkach: nr 11 Sb $0,05 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, Sn $0,06 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w próbce nr 7 Sb $0,05 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ oraz w próbce nr 10 Se $0,05 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Metale te mogą pochodzić z okładzin klocków hamulcowych oraz spalin [49].

4.5. Surfaktanty anionowe i kationowe

Stężenie surfaktantów anionowych w oznaczanych próbkach wahało się w zakresie $0,097$ - $1,68 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (rys. 7), wartości odznaczały się niewielkimi różnicami dla stanowisk położonych dalej względem dróg (od $0,097 \text{ mg}/\text{dm}^3$ do $0,168 \text{ mg}/\text{dm}^3$), gdyż są one dostatecznie oddalone od emitatorów surfaktantów. Większe wahania oznaczono dla próbek śniegu pobranych w niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych (od $0,157 \text{ mg}/\text{dm}^3$ do $1,68 \text{ mg}/\text{dm}^3$).

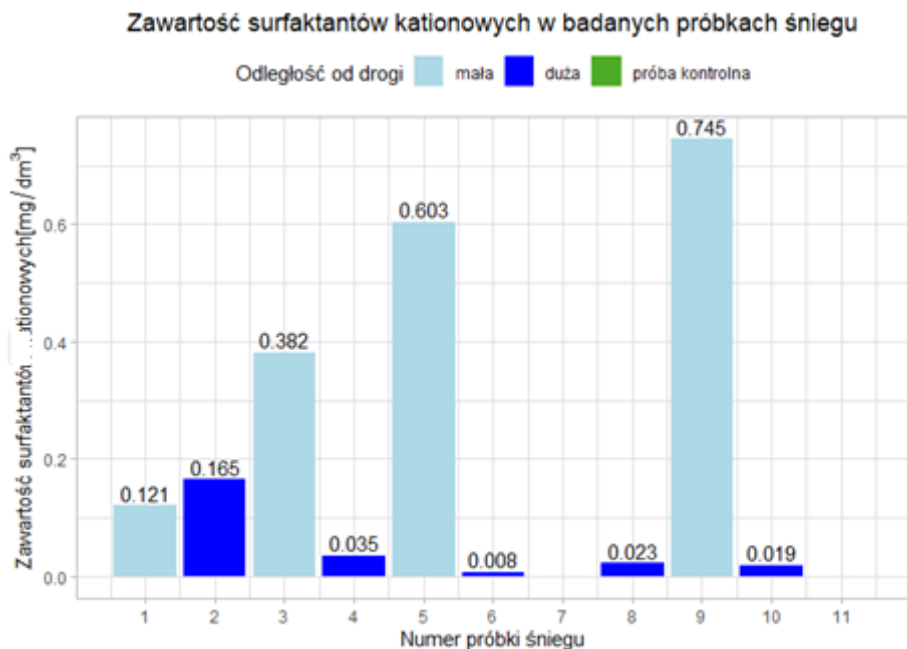
Zawartość surfaktantów anionowych w badanych próbkach śniegu



Rysunek 7. Zawartość surfaktantów anionowych w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Wahania te wynikają z natężenia ruchu jakim odznacza się dana ulica, największe wartości oznaczono dla pokrywy śnieżnej pobranej z ul. Jana Pawła II ($1,68 \text{ mg}/\text{dm}^3$) oraz ul. Nadbystrzyckiej ($1,35 \text{ mg}/\text{dm}^3$), na obu tych ulicach znajdują się główne drogi miasta Lublin. Oznaczenia tenzydów anionowych na ul. Watykańskiej, która jako droga osiedlowa charakteryzuje się mniejszym natężeniem ruchu, przyjmowały zbliżone wartości bez względu na odległość stanowiska od drogi ($0,157 \text{ mg}/\text{dm}^3$ i $0,152 \text{ mg}/\text{dm}^3$). Najmniejszą zawartość surfaktantów anionowych oznaczono w próbce kontrolnej

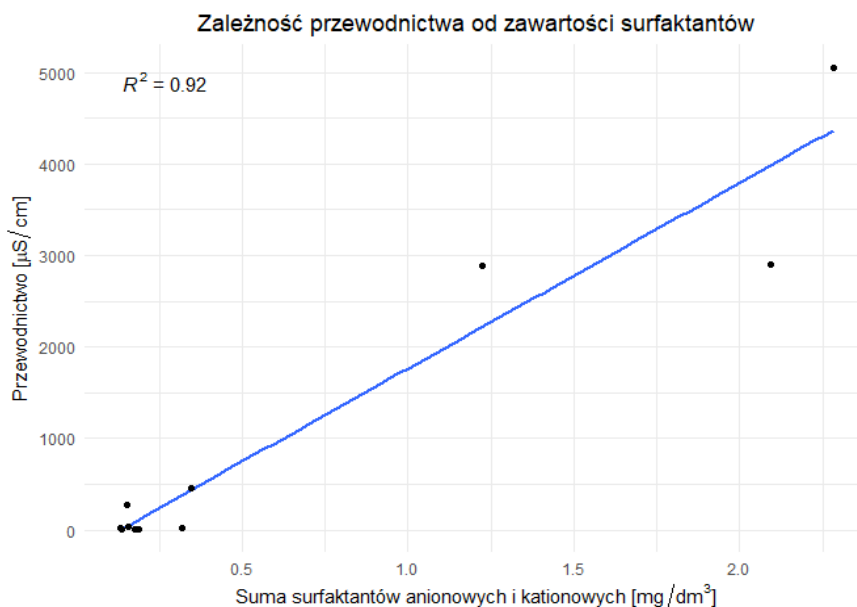
(0,137 mg/dm³), oraz próbce pobranej na skarpie za przystankiem na ul. Filaretów (0,097 mg/dm³). Skarpa odznacza się nachyleniem terenu, które zapewnia grawitacyjny spływ zanieczyszczeń zamiast ich zalegania w pokrywie śnieżnej, oraz ochronę przed ładunkiem zanieczyszczeń przenoszonych przez wiatr, co mogło przyczynić się do najniższej zawartości surfaktantów anionowych oznaczonej podczas badań.



Rysunek 8. Zawartość surfaktantów kationowych w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

Zawartość surfaktantów kationowych dla próbek śniegu pobranych ze stanowisk o niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych przyjmowała wartości do 0,745 mg/dm³ (rys. 8) charakteryzowała się ona większym rozrzutem oznaczonych stężeń niż próbki pobrane z miejsc oddalonych od ulicy (od 0,008 do 0,165 mg/dm³). W próbkach w których oznaczono największą zawartość tenzydów anionowych (1,68, 1,35 mg/dm³ oraz 0,843 mg/dm³) oznaczono również największą zawartość tenzydów kationowych (odpowiednio 0,603, 0,745 oraz 0,382 mg/dm³).

Dodatkowo można zaobserwować, iż dla próbek śniegu o najwyższym sumarycznym stężeniu surfaktantów anionowych i kationowych podanych w tabeli 2 (2,283, 2,095 oraz 1,225 mg/dm³) przewodność elektryczna również przyjmowała najwyższe wartości (odpowiednio 5050, 2900, 2890 μS/cm), co przedstawia rysunek 7. Zależność przewodnictwa od stężenia surfaktantów jonowych, które w wodzie stają się elektrolitami, jest wykorzystywane do wyznaczania stężenia krytycznej micelizacji, gdyż wraz z osiągnięciem punktu CMC (ang. *Critical Micelle Concentration*) nie dochodzi już do wzrostu przewodnictwa [50].



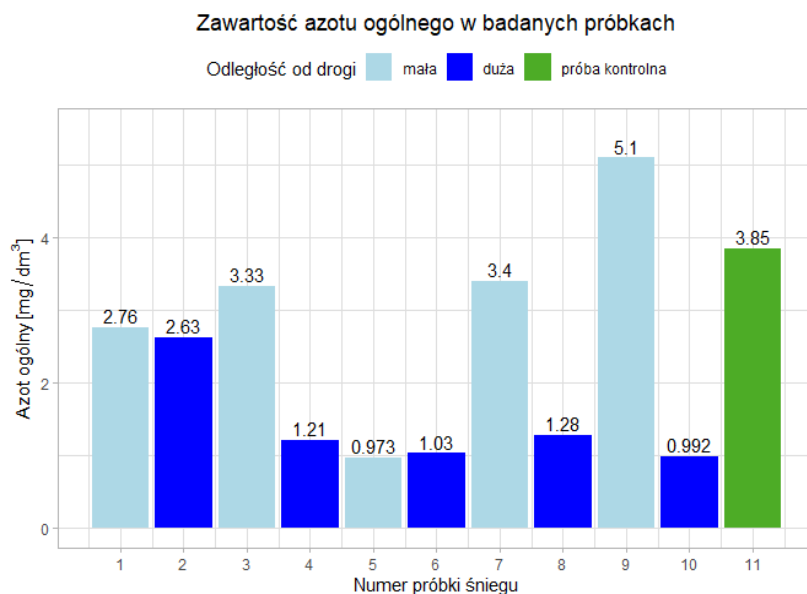
Rysunek 9. Zależność przewodnictwa od zawartości surfaktantów w badanych próbkach śniegu
[opracowanie własne]

4.6. Azot ogólny

Zawartość azotu ogólnego wynosiła od 0,973 do 5,1 mg/dm³ (rys. 10) zarówno najniższą, jak i najwyższą zawartość TN (ang. *Total Nitrogen*) oznaczono w próbkach śniegu pobranych ze stanowisk o niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych, mniejsze wahania w stężeniu azotu ogólnego posiadał śnieg pobrany w większej odległości od szlaków komunikacyjnych (od 0,992 do 2,63 mg/dm³).

Najwyższą zawartość azotu ogólnego oznaczono w próbce śniegu pobranej z zajezdni przystanku autobusowego na ul. Nadbystrzyckiej (5,1 mg/dm³), drogi osiedlowej ul. Watykańskiej (3,4 mg/dm³) oraz z zajezdni przystanku autobusowego na ul. Filaretów (3,33 mg/dm³). Najniższe stężenie azotu wykryto w śniegu pobranym na przejściu dla pieszych na ul. Jana Pawła II i za tym przejściem (odpowiednio 0,973 i 1,03 mg/dm³) oraz na stanowisku oddalonym od drogi na ul. Nadbystrzyckiej (0,992 mg/dm³). Nie zauważono wpływu odległości od drogi na zawartość azotu ogólnego, co może wynikać z faktu, że wydzielane przez auta gazy spalinowe przemieszczają się na duże odległości, zamiast osadzać się wzdłuż szlaków komunikacyjnych.

Dużą wartością odznaczył się azot ogólny w próbie kontrolnej (3,85 mg/dm³), wynika to z obecności drzew oraz ekskrementów zwierząt, które zasilają pokrywę śnieżną w ładunek azotu [34].



Rysunek 10. Zawartość azotu ogólnego w badanych próbkach śniegu [opracowanie własne]

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że w aglomeracjach miejskich istnieją duże różnice w ilości zanieczyszczeń zasilających pokrywę śnieżną. Wpływ na ich stężenie mają głównie odległość od dróg komunikacyjnych oraz natężenie ruchu jakie występuje na jezdni. Analiza literatury wskazuje również na powiązanie zawartości zanieczyszczeń z okresem zalegania pokrywy śnieżnej, natężeniem i kierunkiem wiatru, oraz temperaturą otoczenia. Stężenia związków niepożądanych oraz ich zmienność w pokrywie śnieżnej znajdującej się w pobliżu dróg wskazują na potrzebę monitoringu jej stopnia zanieczyszczenia. Wnioski powstałe na bazie wyników przeprowadzonych oznaczeń to:

- śnieg stanowi dobry indikator zanieczyszczenia środowiska;
- stosowanie chlorków sodu i wapnia do zimowego utrzymania dróg prowadzi do wzrostu pH oraz przewodnictwa w pobliżu dróg;
- odczyn wody z roztopionych próbek śniegu wynosił od 5,3 do 8,7, ale przedział ten mieścił się w zakresie pH (6,5-8,7) zalecanym dla wody pitnej. Najbardziej kwaśnym odczynem cechował się śnieg, który zalegał w dużej odległości od szlaków komunikacyjnych;
- wartość przewodnictwa w oznaczonych próbkach śniegu wahała się w przedziale od 12,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 5050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i przekracza w niektórych miejscach poboru próbek śniegu wartość zalecaną dla wody pitnej (1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Wysoka wartość przewodnictwa w próbkach śniegu wynika z powszechnie stosowanych preparatów do odladzania;
- metale alkaliczne deponują na niewielkie odległości od ulicy. Zawartość metali alkalicznych w badanych próbkach śniegu można uszeregować następująco: $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Sr} > \text{Ba} > \text{Rb} > \text{Cs}$. Spośród metali alkalicznych najwyższe stężenie odnotowano dla sodu;

- badane próbki śniegu zawierają następujące metale ciężkie: Ag, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, V, Zn. Wartość tych stężeń zmniejsza się wraz z rosnącą odległością od ulicy, a także uzależniona jest od natężenia ruchu drogowego. Najmniejsze stężenie metali ciężkich wystąpiły w próbkach śniegu z dróg osiedlowych;
- w niewielkiej odległości od dróg odbywa się większa depozycja surfaktantów, zarówno kationowych i anionowych, większym przewodnictwem cechuje się śnieg o wyższym stężeniu surfaktantów;
- tlenki azotu emitowane przez silniki spalinowe deponują na duże odległości względem dróg komunikacyjnych;
- w parkach oraz na drogach osiedlowych ilość azotu jest większa niż na głównych miejskich drogach, azot ten jest zapewne pochodzenia organicznego.

Podziękowania

Pragniemy serdecznie podziękować dr Justynie Kujawskiej z Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej za poświęcony czas przy wykonywaniu badań i redagowaniu pracy.

Podziękować pragniemy również dr hab. inż. Grzegorzowi Łagódowi, prof. Politechniki Lubelskiej, opiekunowi Klubu Dyskusyjnego For&Against za wsparcie przy realizacji badań.

Chcielibyśmy podziękować również Pani mgr Edycie Wojtaś za pomoc podczas przeprowadzenia oznaczeń.

Literatura

1. Cichała-Kamrowska K., *Pokrywa śnieżna jako źródło informacji o zanieczyszczeniu środowiska (na przykładzie wyników badań próbek śniegu z Sudetów Zachodnich i Arktyki)*, Politechnika Gdańska, 2012, s. 8-20.
2. Vlasov D., Vasilchuk J., Kosheleva N., Kasimov N., *Dissolved and Suspended Forms of Metals and Metalloids in Snow Cover of Megacity: Partitioning and Deposition Rates in Western Moscow*, Atmosphere, 11(9), 2020 s. 907.
3. Polkowska Ż., Demkowska I., Cichała-Kamrowska K., Namieśnik J., *Zanieczyszczenia obecne w próbkach śniegu pobranego z warstw jako źródło informacji o stanie środowiska w dużej aglomeracji miejskiej*, Ecological Chemistry and Engineering, 17, s. 1-5.
4. www.nik.gov.pl/aktualnosci/dbaj-o-zdrowie-nie-oddychaj.html [data dostępu: 30.03.2023].
5. Denier van der Gon H., Gerlofs-Nijand E.M., Gehrig R., Gustafsson M., Janssen N., Harrison R.M., Hulskotte J., Johansson C., Jozwicka M., Keuken M., Krijgsheld K., Ntziachristos L., Riediker M., Cassee F.R., *The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future – An International Workshop Report and Consensus Statement*, Journal of the Air and Waste Management Association, 63, 2013, s. 136-149.
6. Skorbilowicz M., Skorbilowicz E., *Content of Calcium, Magnesium, Sodium and Potassium in the Street Dust from the Area of Białystok (Poland)*, Journal of Ecological Engineering, 2019, s. 125-131.
7. Charola A.E., Rousset B., Bläuer C., *Deicing salts: An overview*, Fourth International Conference on Salt Weathering of Buildings and Stone Sculptures, 2017, s. 1-4.
8. Laue S., Shaab Ch., Drese D., Krauthäuser D., Helfmeier G., Vogt J., *20 Years Long-Monitoring of the Salt Loaded Crypt of St. Maria im Kapitol, Cologne*, Fourth International Conference on Salt Weathering of Buildings and Stone Sculptures, 2017, s. 309-315.

9. Ke G., Zhang J., Tian B., *Evaluation and selection of de-icing salt based on multi-factor*, Materials, 12, 2019, s. 912.
10. Novotny E.V., Murphy D., Stefan H.G., *Increase of urban lake salinity by road deicing salt*, Science of the Total Environment, 406, 2008 s. 131-144.
11. Snieškiene V., Baležentien L., Stankevičien A., *Urban salt contamination impact on tree health and the prevalence of fungi agent in cities of the central Lithuania*, Urban Forestry & Urban Greening, 19, 2016, s. 13-19.
12. Nikiforova E.M., Kasimov N.S., Kosheleva N.E., *Long-term dynamics of the anthropogenic salinization of soils in Moscow (by the example of the Eastern district)*, Eurasian Soil Science, 47, 2014, s. 203-215.
13. Nikiforova E.M., Kasimov, N.S., Kosheleva N.E., *Long-term dynamics of anthropogenic solonchikity in soils of the Eastern okrug of Moscow under the impact of deicing salts*, Eurasian Soil Science, 50, 2017, s. 84-94.
14. Ordóñez-Barona C., Sabetski V., Millward A.A., Steenberg J., *De-icing salt contamination reduces urban tree performance in structural soil cells*, Environmental Pollution, 234, 2018, s. 562-571.
15. Nelson S.S., Yonge D.R., Barber M.E., *Effects of road salts on heavy metal mobility in two Eastern Washington soils*, Journal of Environmental Engineering, Nr 135, 2009, s. 505-510.
16. Acosta J.A., Jansen B., Kalbitz K., Faz A., Martínez-Martínez S., *Salinity increases mobility of heavy metals in soils*, Chemosphere, 85, 2011, s. 1318-1324.
17. Li F., Zhang Y., Fan Z., Oh K., *Accumulation of de-icing salts and its short-term effect on metal mobility in urban roadside soils*, Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 94, 2015, s. 525-530.
18. Haque A., Jewel A.S., Hasan J., Islam M., Ahmed S., Alam L., *Seasonal variation and ecological risk assessment of heavy metal contamination in surface waters of the Ganges river (northwestern Bangladesh)*, Malaysian Journal of Analytic Sciences, 23(2), 2019, s. 300-311.
19. Telloli C., *Metal concentrations in snow samples in an urban area in the Po Valley*, International Journal of Geoscience, 5, 2014, s. 1116-1136.
20. Uber M., Welker A., Helmreich B., *Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning*, Science of the Total Environment, 541, 2016, s. 895-919.
21. Vijayan A., Osterlund H., Marsalek J., Viklander M., *Laboratory melting of late-winter urban snow samples: The magnitude and dynamics of releases of heavy metals and PAHs*, Water, Air, & Soil Pollution, 230, 2019, s. 182.
22. Krzysztofiak L., *Zanieczyszczenia powietrza*, Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego, 4, 2003, s. 1.
23. Sapek A., *Nierolnicze źródła emisji amoniaku do atmosfery*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 4-6, 2013, s. 95-110.
24. Zarząd dróg i mostów w Lublinie, *Informator Zimowego Utrzymania Dróg na Terenie Miasta Lublin*, Zarząd dróg i mostów w Lublinie, 1, 2022, s. 7.
25. Gomes H.I., Mayes W.M., Rogerson M., Stewart D.I., Burke I.T., *Alkaline residues and the environment: a review of impacts, management practices and opportunities*, Journal of Cleaner Production, 9, 2015, s. 2-7.
26. Podbiera-Matysik K., Gorazda K., Wzorek Z., *Efektywność oczyszczania ścieków pochodzących z myjni samochodowych*, Mechanika Czasopismo Techniczne, 9, 2012, s. 236-251.
27. <https://biotechnologia.pl/kosmetologia/srodki-powierzchniowo-czynne,10933> [data dostępu: 30.03.2023].

28. Dominiquez A., Fernandez A., Gonzalez N., Iglesias E., Montenegro L., *Determination of Critical Micelle Concentration of Some Surfactants by Three Techniques*, Journal of Chemical Education, 10, 1997, s. 4-7.
29. Butt H.J., Graf Karlheinz, Kappl M., *Physics and Chemistry of Interfaces*, Wiley-VCH, Weinheim 2003, s. 5-8.
30. Afiq Mohd Nor M., Bahiyah Abd Wahid N., Ramli S., Tias Pratama A., *Composition of surfactants and ionic elements from diesel and petrol exhaust particulate matter*, Malaysian Journal of Microscopy, 18, 2022, s. 16-22.
31. Rogaliński A., *Detergenty: bezpieczeństwo dla człowieka i środowiska*, www.chemiaibiznes.com.pl/artykuly/detergenty-bezpieczenstwo-dla-czlowieka-i-srodowiska [data dostępu: 30.03.2023].
32. Skowron P., Igras J., *Antropogeniczne źródła azotu w zlewni rzeki Bystrzycy*, Przemysł Chemiczny, 5, 2012, s. 970-977.
33. Domańska W. (red.), *Ochrona Środowiska 2022*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2022, s. 82-110.
34. Davidson E., Savage K.D., Bettez D.N., Marino R., Howarth W.R., *Nitrogen in Runoff from Residential Roads in a Coastal Area*, Water, Air & Soil Pollution, 10, 2009, s. 22-43.
35. <https://www.weatheronline.pl/weather/maps/current?LANG=pl&CONT=plpl> [data dostępu: 30.03.2023].
36. Hibberd S., *A Model for Pollutant Concentrations During Snow-Melt*, Journal of Glaciology, Nr 69, 2017, s. 7-9.
37. PN-EN ISO 17294-2:2016 Jakość wody – Zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS), Część 2: Oznaczanie wybranych pierwiastków, w tym izotopów uranu.
38. PN-EN 27888:1999. Jakość wody – Oznaczanie przewodności elektrycznej właściwej.
39. Sapek A., *Nierolnicze źródła amoniaku do atmosfery*, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 4-6, 2013, s. 95-110.
40. Marosz A., *Wstępna ocena skutków wieloletniego stosowania chlorku sodu do zwalczania gołodzi na drzewa i glebę przy drodze krajowej Nr 12*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 1, 2016, s. 177-189.
41. Garg B.D., Cadle S.H., Mulawa P.A., Groblich P.J., Laroo C., Parr G.A., *Brake wear particulate matter emissions*, Environmental Science & Technology, 13, 2000, s. 4463-4469.
42. Kennedy P., *Metals in particulate material on road surfaces*, Ministry of Transport Te Manatu Waka, Te Manatu Waka, 2003, s. 3-78.
43. Idzior M., *Kierunki zmian materiałowych w motoryzacji w świetle wymogów ekologii*, Motrol, Nr 9, 2007, str. 72-87.
44. Vasić M. V., Mihailović A., Kozmidis-Luburić U., Nemes T., Ninkov J., Zeremski-Škorić T., Antić B., *Metal contamination of short-term snow cover near urban cross-road: correlation analysis of metal content and fine particles*, Chemosphere, 86, 2012, s. 585-592.
45. Loranger S., Tétrault M., Kennedy G., Zayed, J., *Manganese and other trace elements in urban snow near an expressway*, Environmental Pollution, 92, 1996, s. 203-211.
46. Siudek P., Frankowski M., Siepak J., *Trace element distribution in the snow cover from an urban area in central Poland*, Environmental Monitoring Assessment, 187, 2015, s. 225.
47. Loganathan P., Vigneswaran S., Kandasamy J., *Road-Deposited Sediment Pollutants: A Critical Review of their Characteristics, Source Apportionment, and Management*, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 10, 2013, s. 1315-1348.
48. Sakata K., Sakaguchi A., Tanimizu M., Takaku Y., Yokoyama Y., Takahashi Y., *Identification of sources of lead in the atmosphere by chemical speciation using X-ray absorption near-edge structure (XANES) spectroscopy*, Journal of Environmental Sciences, 26, 2014, s. 343-352.

49. Adamiec E., Jarosz-Krzemińska E., Wieszala R., *Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts*, Environmental Monitoring Assessment, 6, 2016, s. 10-25.
50. Perinelli D.R., Cespoi M., Lorusso N., Palmeri G.F., Bonacucina G., Blasi P., *Surfactant Self-Assembling and Critical Micelle Concentration: One Approach Fits All?*, Langmuir, 36, 2020, s. 5745-5753.

Skład chemiczny śniegu miasta Lublin jako indykator zanieczyszczenia środowiska

Streszczenie

Poznanie składu chemicznego śniegu, który dzięki dużej porowatości odznacza się większą zdolnością do akumulacji związków niż woda deszczowa, pozwala określić stopień zanieczyszczenia środowiska miejskiego. W ramach przeprowadzenia badań, próbki śniegu pobrano z 5 miejsc zlokalizowanych w pobliżu dróg odznaczających się różnym stopniem natężenia ruchu na terenie miasta Lublin. Dla każdej lokalizacji pobrano próbę śniegu znajdującego się w niewielkiej odległości od dróg komunikacyjnych oraz śniegu oddalonego od nich o 3 metry. Próba kontrolna została pobrana na terenie znacznie oddalonym od szlaków komunikacyjnych. W próbkach oznaczono zawartość metali, surfaktantów oraz azotu ogólnego, wskaźnik ChZT, odczyn oraz przewodnictwo. Przeprowadzone badania potwierdzają, że pokrywa śnieżna na terenie miasta jest skutecznym akumulatorem związków niepożądanych. Analiza składu chemicznego śniegu pozwala lepiej zrozumieć wpływ transportu na stopień zanieczyszczenia środowiska miejskiego w okresie zimowym, wyniki badań zależą od odległości względem generatorów związków niepożądanych oraz natężenia ruchu na drogach.

Słowa kluczowe: śnieg, zanieczyszczenie, metale, odczyn, miasto Lublin

Chemical composition of Lublin city snow as an environmental pollution indicator

Abstract

Analysing the chemical composition of snow, which thanks to high porosity has the ability to accumulate compounds more efficiently than rainwater, allows to determine the level of pollution in an urban environment. In connection to the conducted research, snow samples have been gathered from 5 places near roads characterised by different intensity of traffic. Each location required a sample of snow that has been laying in very close proximity to roads, as well as a sample of snow laying 3 meters away from those tracks. Control sample has been collected from a terrain that is at a great distance from any vehicle routes. Then, the content of metals, surfactants, total nitrogen, Chemical Oxygen Demand index, reaction and conductivity were determined in the samples. Conducted tests helped to determine, that city snow cover is an effective accumulator of undesirable compounds. Analysing the chemical composition of snow helps to determine the influence that transport has on the level of an urban environment pollution during winter, the results of the study depend on the distance from undesirable compounds generators, as well as the intensity of traffic.

Keywords: snow, pollution, metals, reaction, Lublin city

Bioindykacja w badaniu oddziaływania kanalizacji deszczowej na odbiornik – rzekę Bystrycę

1. Wprowadzenie

Wszelkie działania podejmowane przez człowieka mają wpływ na otoczenie. Nawożenie gleb, oczyszczanie ścieków, czy składowanie odpadów – suma tych i innych aktywności generuje znaczące transformacje środowiskowe [1].

Zmiany temperatury, nasłwietlenia (zarówno punktowe, jak i na większą skalę), wprowadzanie nowych związków chemicznych czy modyfikacja ich procentowego udziału w danym ekosystemie, mają wpływ na bytujące tam florę i faunę. Wszystkie organizmy żywe posiadają pewien zakres tolerancji na dany czynnik tj. zdolność ich przystosowania się do zmian środowiska [2].

Całkowity zakres tolerancji (od minimalnej do maksymalnej wartości czynnika) pokazuje w jakich warunkach dany organizm przeżyje, jednak aby mógł on się rozwijać i rozmnażać potrzebuje pewnego optimum, w którym nie będzie musiał zużywać większości swojej energii na pozostanie przy życiu. Znając tolerancję poszczególnych gatunków możemy, przy ich obecności lub braku w danym ekosystemie, zakładać jakie warunki w nim panują. Człowiek wykorzystując tę wiedzę wyznaczył gatunki wskaźnikowe, będące wrażliwe na zmiany środowiska o dobrze znanych wymaganiach ekologicznych. Przykładem jest skala porostowa, dzięki której możemy dokonać oceny poziomu zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki. Brak porostów lub nieliczne osobniki o plesze skorupiastej wskazują na znaczne zanieczyszczenie SO₂, natomiast bogate skupiska porostów o plesze krzaczkowatej lub listkowatej informują o powietrzu praktycznie pozbawionym tego zanieczyszczenia. Posiadając więc jedynie wiedzę na temat zakresu tolerancji gatunków wskaźnikowych jesteśmy w stanie, dzięki analizie organoleptycznej, założyć warunki panujące w danym miejscu bez potrzeby wykonywania pomiarów specjalistycznymi przyrządami, czy innymi skomplikowanymi metodami [3-5].

Aby móc w dokładny sposób wykorzystać tę wiedzę stworzono indeksy, przy pomocy których dane wyniki można przyporządkować do odpowiadających im stopniom zanieczyszczeń. Taka kontrola jakości środowiska odbywa się poprzez badania bioindykacyjne.

2. Badania bioindykacyjne w ocenie jakości środowiska

W ujęciu ekologicznym bioindykacja służy do oceny stanu ekosystemów, do ustalenia pojemności ekosystemów wobec zanieczyszczeń, a także do oceny interakcji między zanieczyszczeniami oraz między zanieczyszczeniem, a środowiskiem [6]. Metody bioindykacyjne, obrazując zmiany jakości wody w dłuższych przedziałach czasu, dają całościowy obraz wpływu zanieczyszczeń na badane organizmy i ich zbiorowiska,

¹ aleksandra.kozlowska1@pollub.edu.pl, Klub Dyskusyjny "For&Against", Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska <https://pollub.pl/>.

² agata.bober25@gmail.com, Klub Dyskusyjny "For&Against", Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska <https://pollub.pl/>.

a także wskazują na ich możliwe przyczyny [7, 8]. Tak rozumiana bioindykacja jest metodą monitoringu biologicznego środowiska, którego podstawowym celem jest ciągła kontrola i pomiar zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym na skutek antropopresji [9]

Zadania stawiane bioindykacji [9]:

- ustalenie typów i rodzajów układów ekologicznych analizowanych w trakcie badań;
- ocena wpływu czynników antropogenicznych na organizmy;
- ocena stężenia czynników toksycznych w środowisku;
- ocena wielkość akumulacji związków toksycznych w organizmach;
- ocena stanu ekologicznego układów ekologicznych.

2.1. Bioindykatory

Jako wskaźniki biologiczne jakości wody (bioindykatory) możemy wykorzystywać wszelkie organizmy wodne zarówno roślinne, jak i zwierzęce, których występowanie określa jakość badanego ekosystemu. Organizmy wskaźnikowe powinny spełniać kryteria: długi cykl życia, wąski i specyficzny zakres wymagań, szerokie występowanie, charakterystyczny wygląd [10].

2.2. Wybrane gatunki bioindykacyjne

Do oceny wpływu kanalizacji deszczowej na odbiornik wybrano glony, w których skład wchodzi okrzemki i zielenice, o czym zdecydowały ich cechy, takie jak: występowanie ich we wszystkich miejscach na ziemi, gdzie wilgoć i nasłonecznienie jest dla nich odpowiednia, charakterystyczna budowa, reakcja mikroorganizmów na zanieczyszczenia materią organiczną i zmianę warunków troficznych [11].

- *Pediastrum duplex*
Zewnętrzne komórki wcięte, z dwoma wyrostkami ostrymi, budowa środkowa. Segmenty ściśle połączone. Wymiary osobników do 40 μm . Pospolicie występują w akwenach stojących, czy wolno płynących wodach słodkich [12, 13];
- *Rhoicosphenia curvata*
Słabo zakrzywione lub silnie wygięte pancerzyki. Z jednej strony tępo, z drugiej niemalże szpiczasto zakończone. Wymiary komórek: długość 10-75 μm , szerokość 3-8 μm . Występują w wodach płynących [12];
- *Cyclotella comta*
Tarczowata skorupka, z wyraźnymi brzegami. Występują pojedynczo, luźno ułożone. Rozmiary od 8 do 40 μm . Żyją w planktonie wód słodkich [12];
- *Scenedesmus quadricauda*
Podłużny i zaokrąglony kształt komórek, końce ostre lub tępe. Krańcowe komórki posiadają na każdym zakończeniu ostry kolec, który w środku z reguły nie występuje. Długość 8-42 μm , szerokość 3-15 μm . Podział podłużny. Rozmnażanie przez autospory lub kolonie potomne. Pospolite występowanie: wody stojące i wolno płynące. Wykazuje odporność na zmiany chemiczne. Osobniki występują w wodach zanieczyszczonych ściekami bytowo-gospodarczymi, fenolami, detergentami, metalami ciężkimi, produktami naftowymi, olejami [13];
- *Pinnularia microstauron*
Wąski i podłużny kształt, rozszerzone po środku. Duża zmienność zakresu barw. Długość 20-100 μm , szerokość 7-15 μm . Występuje w wodach słodkich [12];

- *Tabellaria flocculosa*
Wąski, podłużny kształt komórek, okrywa rozszerzona delikatnie po środku. Tworzą łańcuszki w kształcie zygzaka lub błyskawicy, spiralne lub gwiazdkowate kolonie. Długość 12-50 μm , szerokość 5-16 μm . Występują w wodach stojących i wolno płynących oraz torfowych, w środowisku kwaśnym. Obecne przez cały rok [13];
- *Synedra ulna*
Liniowe okrywy, lub wydłużone liniowo lancetowate, krótko wyciągnięte na końcach. Podłużny, wąski pancerzyk, Długość osobnika dorosłego to od 5 do 350 μm , szerokość 5-9 μm . Pole środkowe o różnych rozmiarach, czasem brak. Posiada wiele odmian. Gatunek bardzo pospolity, występujący w wodach stojących, jak i płynących, szczególnie eutroficznych. Często występuje w warunkach a-mezosaprobowych oraz b-mezosaprobowych [13];
- *Synedra acus*
Wąski i długi pancerzyka, lancetowate, igielkowo zwężające się w kierunku końca. Długość 100-300 μm , szerokość na środku 5-6 μm . Pospolity gatunek, występujący cały rok w wodach stojących lub wolno płynących. Występuje w wodach zanieczyszczonych ściekami bytowo-gospodarczymi, fenolami, detergentami, olejami [13];
- *Nitzschia acicularis*
Cienkie, proste i długie komórki. Końce bardzo wąskie i wydłużone. Delikatnie poprzecznie prążkowane – ciężko dostrzegalnie. Długość 30-100 μm , szerokość 3-4 μm . Pospolity gatunek dostępny całorocznie w wodach stojących, średnio i silnie zanieczyszczonych. Silny rozwój tych osobników wskazuje na eutrofizację zbiornika [13];
- *Ulothrix tenuissima*
Kształt nici, cylindryczne komórki. Barwy ciemno zielone lub żółtozielone. Długość od 11 do 120 μm , szerokość 30-40 μm . Występują w wodach słodkich płynących i stojących przez cały rok. Dobrze znosi kwaśne pH. Żyje w wodach czystych lub nieznacznie zanieczyszczonych [13];
- *Microspora amoena*
Komórki ułożone na kształt nici. Formy młode zazwyczaj przytwierdzone do podłoża, dorosłe – wolno pływające. Błona komórkowa tworzy kształt litery H. Długość 40-50 μm , szerokość 20-25 μm . Występuje w zbiornikach czystych, szybko płynących. Rozrasta się na kamieniach oraz przedmiotach zanurzonych. Swoją barwę zawdzięcza obecnym chlorofilom [13];
- *Achnanthes lanceolata*
Okrywa w kształcie eliptyczno-lancetowatym, z końcami szeroko zaokrąglonymi. Długość 6-40 μm , szerokość 4,5-10 μm . Obecny we wszystkich typach wód płynących. Występuje zarówno w wodach oligotroficznych, jak i silnie zanieczyszczonych. Jedyne środowisko w jakim nie bytuje to środowisko kwaśne oraz wody stojące – nizinne i górskie [12].

3. Cel pracy

Celem przeprowadzonych badań była analiza oddziaływania kanalizacji deszczowej zbierającej wody opadowe ze zlewni ulicy Muzycznej, w Lublinie, na odbiornik – rzekę Bystrycę, stosując do tego metody bioindykacyjne. W badaniu wykorzystano do analizy próbki błony biologicznej pobrane z pięciu punktów pomiarowych rozmieszczonych

zgodnie z biegiem rzeki, uwzględniając przy tym punkt porównawczy przed zrzutem z kanalizacji. Wyłoniono okres badań pomiędzy 7, a 21 maja. Wybrano ten okres ze względu na fakt, że maj jest miesiącem intensywnego rozwoju mikroorganizmów oraz następowały po sobie dni ze zwiększoną intensywnością opadów atmosferycznych, co pozwoliło dostrzec ich wpływ i transportowanych z nimi zanieczyszczeń, dostarczanych kanalizacją deszczową do odbiornika. Na podstawie obserwacji wybranych gatunków glonów (zarówno okrzemek, jak i zielenic) stwierdzono wpływ zrzutu kanalizacji deszczowej na mikroorganizmy błony biologicznej.

4. Metodologia przeprowadzonych badań

4.1. Obszar badań

Obiektem badań bioindykacyjnych była rzeka Bystrzyca. Przepływa ona przez miasto Lublin z południa na północny-wschód, na terenie miasta posiadając trzy dopływy – Czerniejówkę, Czechówkę, Krężniczankę. Bystrzyca jest lewobrzeżnym dopływem Wieprza. Przepływa przez obszary rolnicze, jedynie w okolicach Zalewu Zemborzyckiego teren wokół rzeki porośnięty jest lasem. Jedynym dużym obiektem miejskim przez jaki przepływa jest Lublin [14]. Do cieką doprowadzane są ścieki z kanalizacji deszczowej, a także oczyszczone ścieki bytowo-gospodarcze odprowadzane z Oczyszczalni Ścieków „Hajdów”. Badania przeprowadzono na odcinku rzeki, znajdującym się pomiędzy Zalewem Zemborzyckim, a oczyszczalnią ścieków, do którego trafiają wody opadowe zebrane ze zlewni ulicy Muzycznej – jednej z największych zlewni na terenie miasta, którą stanowi dolina ul. Głębokiej i powierzchni graniczących [15]. Punkt 3, w którym pobierano próbki błony biologicznej znajduje się naprzeciwko zrzutu wód drenarskich i kanalizacji deszczowej z Parku Ludowego.

Badania przeprowadzono w pięciu punktach pomiarowych, zlokalizowanych w pobliżu brzegu rzeki Bystrzycy, przedstawionych na rysunku 1. Pierwszy wybrany punkt to punkt testowy znajdujący się w odległości około 15 m przed zrzutem z kanalizacji deszczowej. Punkt 2 umiejscowiony był bezpośrednio w zrzucie kanalizacji deszczowej z kolektora zbiorczego zlokalizowanego w ulicy Muzycznej. Punkt 3 znajdował się za dopływem, natomiast naprzeciwko odprowadzenia wód opadowych i drenarskich z terenu Parku Ludowego. Punkt 4 oddalony o tą samą odległość. Punkt 5 znajdował się w znacznej odległości około 50 m od Punktu 2.

Pierwszy dzień pobierania to okres, gdzie temperatura powietrza wynosiła 18°C w dzień i 9°C w nocy, prędkość wiatru 8,5 km/h, a wysokość opadów atmosferycznych to 0mm. Natomiast dla 21 maja temperatura powietrza w dzień wynosiła 18°C, w nocy 11°C, prędkość wiatru 40,25 km/h a wysokość opadów atmosferycznych to 12 mm.

Badania przeprowadzono na podstawie próbek peryfitonu, powstałych na szkiełkach mikroskopowych, pobieranych z pięciu punktów pomiarowych specjalnie wykonanymi do tego urządzeniami, montowanymi około 15 cm pod powierzchnią wody w cieką, w jednakowej odległości od brzegu rzeki, zwracając uwagę by ilość nadwodnej roślinności była zbliżona. Dołożono wszelkich starań, by zapewnić stałe i jednakowe, we wszystkich punktach, warunki pod względem nasłonecznienia i zagłębienia pod powierzchnią wody, a także warunków hydraulicznych. Z każdego miejsca pobrano po dwie próbki materiału biologicznego, które następnie transportowano do laboratorium z zachowaniem najwyższej ostrożności, w czystych pojemnikach i poddawano obserwacji. Wykonywano zdjęcia w pięćdziesięciu różnych polach widzenia. Próbką badano

w laboratorium Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej w dniu ich pobierania, dzięki czemu czas między pobieraniem próbek, a ich obserwacją pod mikroskopem, nie wpływał na jakość błony biologicznej.



Rysunek 1. Miejsca punktów pobierania próbek błony biologicznej, zostały zaznaczone niebieskim kolorem wraz z opisem kolejności pobierania. Opracowanie własne. Zdjęcie satelitarne geoportal.gov.pl

4.2. Wskaźniki i indeksy biocenotyczne

W celu opracowania wyników prac zastosowano szereg wskaźników i indeksów biocenotycznych, które pozwoliły na wykonanie wykresów, jako graficznej interpretacji wyników. Zastosowanie indeksów pozwala na połączenie ze sobą informacji o ilościowych pomiarach zgrupowań gatunków z jakościową informacją o tolerancji poszczególnych taksonów [10].

W celu obliczenia wskaźników wyznaczono udział osobników z poszczególnych gatunków:

$$\Pi_i = \frac{n_i}{n_T} \quad (1)$$

gdzie: Π_i – udział frakcyjny osobników zliczanych w poszczególnych gatunkach, n_i – ilość poszczególnych osobników w grupie analizowanych gatunków, n_T – suma osobników we wszystkich analizowanych gatunkach.

Indeks Shannona to wskaźnik różnorodności biologicznej, zatem uwzględnia on udziały organizmów wszystkich gatunków. Określa prawdopodobieństwo, że dwa wylosowane z próbki osobniki będą należały do różnych gatunków. Obliczony ze wzoru:

$$H = - \sum_{i=1}^{S^*} \Pi_i \times \log_2 \Pi_i \quad (2)$$

gdzie: S^* – liczba gatunków, Π_i – udział frakcyjny osobników zliczanych w poszczególnych gatunkach.

Maksymalna wartość indeksu Shannona informuje jaką wartość przyjąłby indeks, gdyby wszystkie badane gatunki odznaczały się jednakową ilością organizmów.

$$H_{max} = \log_2 S^* \quad (3)$$

gdzie: S^* – liczba gatunków

Indeks równości

$$V = \frac{H}{H_{max}} \quad (4)$$

gdzie: H – udział frakcyjny osobników zliczanych w poszczególnych gatunkach, indeks Shannona, H_{max} – maksymalna wartość indeksu Shannona

Wskaźnik sprawiedliwość McArthur

$$E = z^H \quad (5)$$

gdzie: H – udział frakcyjny osobników zliczanych w poszczególnych gatunkach, indeks Shannona, z – podstawa użytego logarytmu (w prezentowanej pracy logarytmu dwójkowego).

Wskaźnik proporcjonalności

$$P = \frac{E}{S^*} \times 100 \quad (6)$$

gdzie: E – wskaźnik proporcjonalności MacArthur, S^* – liczba gatunków

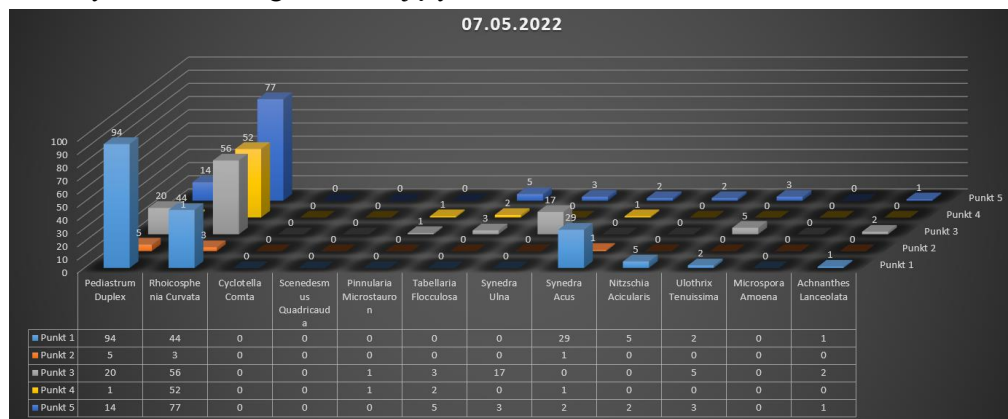
Po wykonaniu obliczeń sporządzono wykresy w celu ułatwienia analizy uzyskanych wyników, co pozwoliło na prostszą interpretację zmian w wartości wskaźników pomiędzy poszczególnymi punktami pobierania próbek. Umożliwia to także śledzenie zmian pomiędzy wartościami pomiędzy punktami. W celu uzyskania łatwiej porównywalnego wskaźnika proporcjonalności (P) pominięto mnożenie jego wartości przez współczynnik 100 [16].

5. Wyniki i dyskusja

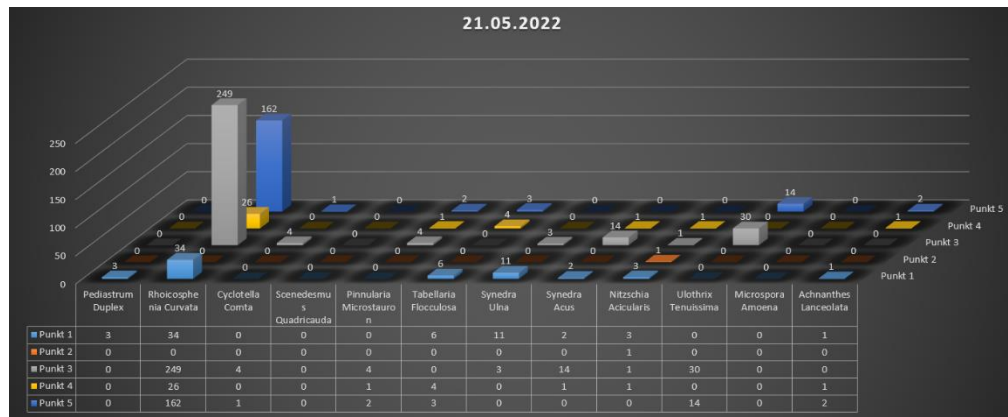
Głównym celem przeprowadzonych badań bioindykacyjnych było sprawdzenie wpływu kanalizacji deszczowej na odbiornik – rzekę Bystrycę, porównując okres bezdeszczowy z deszczowym. Wykorzystano do tego łącznie 12 gatunków mikroorganizmów okrzemek oraz zielenic: *Achnanthes lanceolata*, *Cyclotella comta*, *Microspora amoena*, *Nitzschia acicularis*, *Pediastrum duplex*, *Pinnularia microstauron*, *Rhoicosphenia*

curvata, *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tabellaria flocculosa*, *Ulothrix tenuissima*. Podczas trwania badań wykonywano zdjęcia cyfrowe zbiorowisk organizmów, które poddano analizie ilościowej.

Dane przedstawiające liczebność mikroorganizmów pozwoliły na wykonanie wykresów obrazujących zmiany w ich ilości, w zależności od punktu i dnia pobierania próbek. Udostępnione wykresy pozwalają na obserwację tendencji mikroorganizmów do wzrostu lub spadku wielkości populacji w zależności od umiejscowienia punktu pobierania badań oraz czynników na niego oddziałujących.

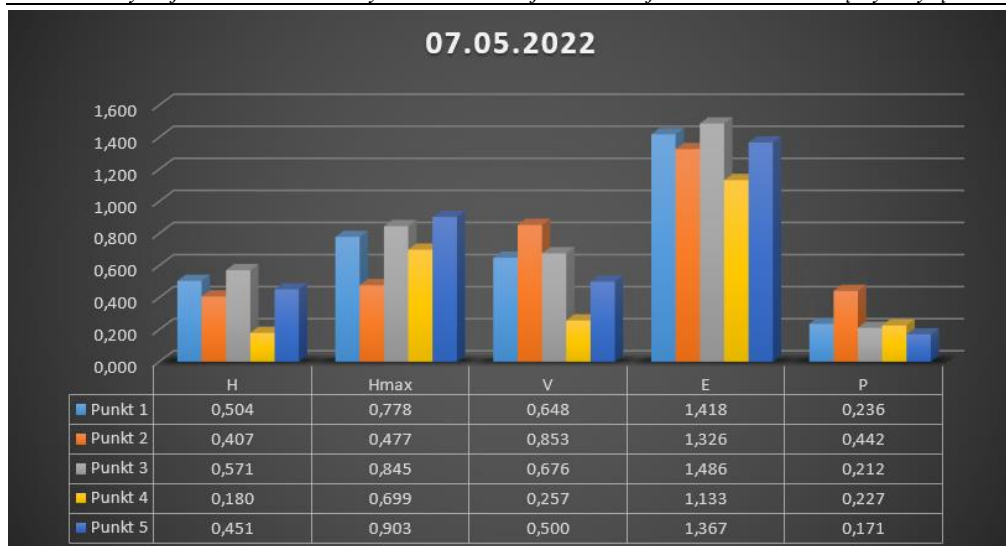


Wykres 1. Liczebność wybranych gatunków mikroorganizmów w punktach w dniu 07.05.2022.
Źródło: opracowanie własne



Wykres 2. Liczebność wybranych gatunków mikroorganizmów w punktach w dniu 21.05.2022.
Źródło: opracowanie własne

Kolejnym etapem było wykonanie obliczeń wykorzystując do tego wzory na wskaźniki i indeksy biocenotyczne: indeks Shannowa (H)(2), indeks równości (V)(4), indeks sprawiedliwości MacArthura (E)(5), wskaźnik proporcjonalności (P)(6), wyniki równań i ich porównania przedstawiono na wykresach 3 i 4.



Wykres 3. Wartość indeksów biocenotycznych na podstawie liczebności wybranych gatunków glonów dla dnia 07.05.2022. Źródło: opracowanie własne



Wykres 4. Wartość indeksów biocenotycznych na podstawie liczebności wybranych gatunków glonów dla dnia 21.05.2022. Źródło: opracowanie własne

Informacje o sposobie obliczeń każdego indeksu i wskaźnika biocenotycznego umieszczono w punkcie 4 pracy Metodyka przeprowadzonych badań. Dzięki indeksom możemy w prosty sposób porównać wpływ opadów na kompozycję zbiorowisk badanych gatunków zasiedlających odbiornik w odniesieniu do każdego punktu w wybrane dni. Wartości indeksu Shannona dla słonecznej pogody wahają się w przedziale od 0,180 do 0,571 dla okresu deszczowego natomiast od 0,00 do 0,584, w obu przypadkach posiadając znaczny spadek wartości w Punkcie 2 – znajdującym się bezpośrednio

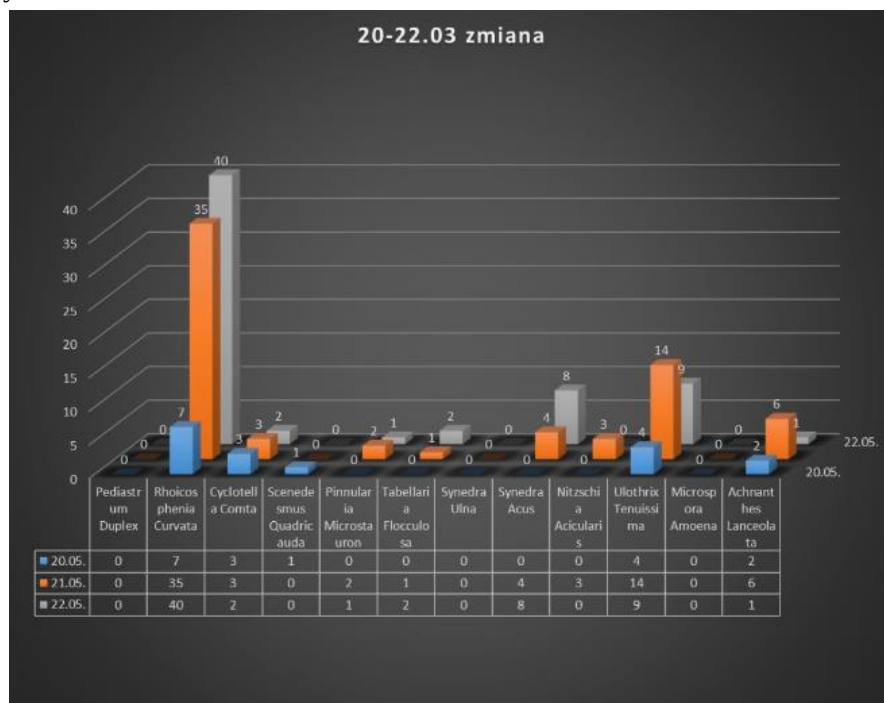
w zrzucie kanalizacji deszczowej, a także mniejsze, ale znaczące spadki w Punkcie 4, na który oddziałuje odpływ z systemu drenarskiego i kanalizacji deszczowej, zbierającej opady atmosferyczne odprowadzane z Parku Ludowego. Wartości maksymalne dla indeksu Shannona, uzależnione od ilości grup – analizowanych gatunków mikroorganizmów zawierają się w przedziałach od 0,477 do 0,903 dla 7 maja oraz od 0,00 do 0,845 dla 21 maja – znaczny spadek w Punkcie 2 w obu dniach, natomiast wyraźny powrót wartości indeksu w Punkcie 3 i 5 do wartości występujących w Punkcie 1, co świadczy o tym, że rzeka Bystrzyca nie jest średnio zanieczyszczoną rzeką ze względu na doprowadzone do niej ścieki deszczowe, ale do degradacji ekosystemu dochodzi w górze rzeki, do której przyczynia się zbiornik zalewowy – Zalew Zemborzycki. W porze bezdeszczowej, gdy nie występuje ciągły dopływ wód opadowych, w basenie kanalizacji deszczowej woda przepływa z mniejszą intensywnością a jej ruch spowodowany jest raczej różnicą temperatur – jak w zbiorniku zamkniętym. Część zanieczyszczeń znajdujących się w zrzucie, służy mikroorganizmom błony biologicznej za pokarm, który ma ona czas przyswoić, co pokazuje wykres indeksu równości dla 7 maja, pory suchej, w Punkcie 2. 21 maja zwiększa się stężenie substancji toksycznych dla środowiska wodnego i błony biologicznej, co spowodowało wartość indeksu równą 0,00 w Punkcie 2. W obu dniach zauważono powrót wartości do tych z punktu testowego. Wskaźnik sprawiedliwości MacArthura waha się w przedziale od 1,133 do 1,486 dla okresu bezdeszczowego oraz od 1 do 1,49 dla drugiej połowy maja. Do obliczeń wskaźnika proporcjonalności nie wykorzystano mnożnika przez 100 w celu prostszego porównania go z wynikami dla reszty wskaźników i indeksów biocenotycznych. Zawiera się on w przedziale od 0,171 do 0,442 najwyższą wartość osiągając w Punkcie 2 badań dla 7 maja, oraz osiąga wartości od 0,00 do 0,217 dla okresu deszczowego – osiągając maksymalne wyniki dla Punktu 4 i minimalne dla Punktu 1.

Na wykresach widać, że miejsca pobierania różnią się od siebie, co sugeruje prawidłowość obranych punktów. Analizując przedstawione dane zauważono znaczny spadek liczebności mikroorganizmów, a w konsekwencji także wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych w Punkcie 2 spowodowane zrzutem wód opadowych i zawartych w nich zanieczyszczeń. Natomiast już kolejny punkt – Punkt 3 – posiada wyższe wartości łatwo dostrzegalne, szczególnie w dniu 7 maja, którego wysokość opadów atmosferycznych wynosiła 0 mm. Następnie widoczne zachwianie wartości w Punkcie 4 – do którego dopływają ścieki z Parku Ludowego, Punkt 5 – ponowny powrót do wartości wyjściowych. Wskazuje to na zdolność rzeki do samooczyszczania i po niewielkich dopływach wód zanieczyszczonych jest ona w stanie powrócić do wartości wyjściowych.

Okres deszczowy charakteryzuje się dużo mniejszym uporządkowaniem i znacznymi różnicami wartości wskaźników biocenotycznych, spowodowanych dostarczaniem substancji zarówno przez kanalizację deszczową, jak i spływy powierzchniowe oraz bezpośrednie opady atmosferyczne. Wyraźnie zauważalny jest wpływ ścieków na odbiornik, szczególnie w punkcie zrzutu – wysoki spadek liczebności i różnorodności wybranych gatunków mikroorganizmów. Mniejsze wartości wskaźników i indeksów biocenotycznych świadczą o większym wpływie kanalizacji deszczowej na odbiornik i transportowanych nią zanieczyszczeń dnia 21 maja. Na skutek spływów powierzchniowych z ulicy Muzycznej, jak i z terenów Parku Ludowego wymywane są zanieczyszczenia, jak: ropa, pyły, starte drobinki tarcz hamulcowych czy asfaltu, resztki nawozów, czy środków ochrony roślin, które dostarczane do odbiornika powodują widoczne zmiany

w strukturze zbiorowisk badanych organizmów, co pozwala z kolei wnioskować o pogorszeniu jakości wód odbiornika.

W celu dodatkowego sprawdzenia wpływu opadów atmosferycznych na odbiornik wykonano dla trzech następujących po sobie dni, w Punkcie 1. Wyniki przedstawiono na wykresie.



Wykres 5. Liczebność wybranych gatunków mikroorganizmów w punktach w dniach 20-22.05.2022.

Źródło: opracowanie własne

Dnia piątego, szóstego i siódmego, od daty założenia urządzenia, dokonano pobrania próbek i analizy zaobserwowanych zmian, które pokazane są na wykresie.

Analizując wykres zaobserwowano wzrost liczebności mikroorganizmów i utrzymującą się bioróżnorodność w tym punkcie, pomimo występujących opadów atmosferycznych. Potwierdza to poprawność interpretacji wyników z pierwszego badania, informując obserwatora o wpływie kanalizacji deszczowej na odbiornik dający się zauważyć w zrzućcie i za nim, jednocześnie pokazując zanieczyszczenie cieku w górnej jego części, przed dopływem zanieczyszczeń z ulicy Muzycznej i Parku Ludowego.

6. Wnioski

- Analiza zbiorowisk glonów w rzece Bystrzycy pozwoliła stwierdzić, że w maju występuje w niej dziesięć z dwunastu wyznaczonych gatunków wskaźnikowych.
- Dominujące gatunki to *Rhoicosphenia curvata* oraz *Pediastrum duplex*.
- Najwyraźniej wpływ kanalizacji deszczowej zauważalny był dzięki wskaźnikowi przedstawiającemu bogactwo gatunkowe.
- Widoczny wpływ zrzutu kanalizacji deszczowej na odbiornik zauważalny jest w punkcie drugim oraz nieznacznie w punkcie czwartym.

- Powrót wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych w punkcie trzecim do wartości z punktu pierwszego może świadczyć o zanieczyszczeniu cieków w górze rzeki.
- Spadek bioróżnorodności mikroorganizmów i zachwiania w wartościach indeksów i wskaźników biocenotycznych świadczy o wpływie zrzutu kanalizacji deszczowej na odbiornik.

7. Podsumowanie

Od czasów antycznych, a zapewne także na długo przed nimi, do cieków i zbiorników z wodą powierzchniową doprowadzane są zanieczyszczenia antropogeniczne [13]. Na skutek rozwoju cywilizacji do środowiska trafia coraz więcej substancji zanieczyszczających, a w tym toksycznych [6]. Stopniowo wzrasta świadomość społeczeństwa na tematy ochrony środowiska. Społeczeństwo zaczyna rozumieć, że każde jego działanie prowadzi do reakcji (akcja-reakcja) – mającej wydźwięk pozytywny lub negatywny. Ciągły monitoring jakości środowiska zarówno powietrza, gleby, jak i wody jest ważny, a każdego dnia wzrasta potrzeba kontroli jego stanu. Badania należy prowadzić zarówno pod względem zanieczyszczenia substancjami chemicznymi, toksykologicznymi, a także biologicznymi. Klasyczna metoda bioindykacji pozwala na kontrolowanie jakości stanu środowiska, a przy tym nie wymaga ogromnych nakładów finansowych. Jest to tani sposób sprawdzania sytuacji środowiskowych, który może być realizowany bez przerw, dając dobre i miarodajne wyniki. Metody bioindykacyjne umożliwiają ocenę jakości środowiska, pokazując reakcję organizmów na zanieczyszczenia w nim obecne. Pokazują tendencję zmian zachodzących w ekosystemach. [6]. Umożliwiają badanie oddziaływań oraz reakcji na zanieczyszczenia nie tylko na poziomie mikroorganizmów, jak w przedstawionych badaniach, ale dają nam wyniki zarówno w sferze fauny, czy flory. Bioindykacja jak każda inna metoda ma swoje ograniczenia, dlatego ważne jest kontrolowanie jakości ekosystemu w różnych jego aspektach i w oparciu o różne metody: biologiczne, chemiczne, fizyczne.

Mikroorganizmy i metody bioindykacji są szeroko wykorzystywane w obszarach związanych z inżynierią środowiska, dając obraz właściwości dobranych technologii i urządzeń na przykład w Stacjach Uzdatniania Wody czy Oczyszczalniach ścieków, ale także przy ocenie jakości powietrza. Widoczna jest obecnie potrzeba rozwoju tych dziedzin nauki i wykonywania dalszych badań dających całościowy, a przy tym szczegółowy obraz jakości środowiska.

Uwagi ogólne/Podziękowania

Szczególne podziękowania kierujemy do dr hab. inż. G. Łagód, prof. uczelni Politechniki Lubelskiej, opiekuna Klubu Dyskusyjnego „For & Against” za wsparcie organizacyjne i wszelką pomoc przy prowadzeniu badań i opracowywaniu wyników.

Literatura

1. Matczak P., *Problemy ekologiczne jako problemy środowiskowe*, Poznań 2000, s. 29-32.
2. Holaczek, *Teraz matura. Biologia Vademecum*, Nowa Era, Warszawa, 2017, s. 455-458.
3. Lonc E., Kantowicz E., *Ekologia i ochrona środowiska. Podręcznik dla studentów*, Wydawnictwo Naukowe, Wałbrzych 2005, s. 87-90.
4. Miller T.G., Spoolman E.S., *Essentials of ecology*, Brooks/Cole Cengage Learning, USA 2009, s. 57-58.

5. Begon M., Townsend C.R., Harper J.L., *Ecology. From individuals to ecosystem*, Blackwell Publishing, UK 2006, s. 31-32.
6. Traczewska T.M., *Biologiczne metody oceny skażenia środowiska*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2011, s. 13, 19-48, 141-163.
7. Sarmach K., Wróbel S., Pasternak K., *Hydrobiologia. Limnologia*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1976, s. 16 -33, 488-545.
8. Łagód G., *Bioindykacja w kontroli procesu oczyszczania ścieków*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polska Akademia Nauk, Lublin 2017, s. 5-30.
9. Dynowska M., *Biologiczne metody oceny stanu środowiska Tom 1. Ekosystemy lądowe*, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 2013, s. 21-23.
10. Gorzel M., Kornijów R., *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*, Kosmos, 53, 2004, s. 183-191.
11. Gromiec M., *Ochrona zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem. Wybrane problemy i rozwiązania*, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk, Warszawa 2021, s. 116-122, 137, 138.
12. Bąk M., Witkowski A., Żelazna-Wieczorek J., Wojtał A.Z., Szczepocka E., Szulc K., Szulc B., *Klucz do oznaczania okrzemek w fitobentosie na potrzeby oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2012, s. 7, 76, 184, 271, 282, 298.
13. Turoboyski L., *Hydrobiologia techniczna*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1979, s. 11-40, 170-171, 221, 250, 251, 276-278, 280, 296, 310.
14. Misztal M., Smal H., Ligęza S., *Zawartość makro i mikropierwiastków w osadach dennych rzeki Bystrzycy*, Zeszyty problemowe postępów nauk rolniczych, 437, Lublin 1996, s. 291-297.
15. Kalinowska E., Dwernicka-Rosa A., Rudzki W., *Opracowanie koncepcji ogólnej kanalizacji deszczowej dla miasta Lublin*, Lemtech, Lublin 2013, s. 37.
16. Plięga O., Woś P., Łagód G., *Badania bioindykacyjne pektonu wybranych urządzeń miejskiej oczyszczalni ścieków „Hajdów”*, Proceedings of ECOpole, Lublin 2010, s. 173-178.

Bioindykacja w badaniu oddziaływania kanalizacji deszczowej na odbiornik

Streszczenie

W opracowaniu dokonano rozpoznania poziomu różnorodności i wielkości zbiorowisk mikroorganizmów błony biologicznej, które obrazują stan badanego środowiska wodnego, pozwalając na określenie jego zanieczyszczenia. Odzwierciedleniem warunków panujących w badanym punkcie pomiarowym była reakcja poszczególnych organizmów lub grup organizmów na pojawiające się w odbiorniku substancje, dopływające poprzez kanalizację deszczową.

Badania były przeprowadzone w pięciu punktach pomiarowych zlokalizowanych na brzegu rzeki Bystrzycy, oddalonych od siebie o około 15 m. Pierwszy punkt jest punktem testowym sprawdzającym ogólny stan rzeki przed zrzutem z kanalizacji deszczowej, z terenów zlewni w ulicy Muzycznej w Lublinie. Próbkę do badań pobrano 7 i 21 maja 2022, każda z nich była zanurzona w rzece przez dwa tygodnie. W pobranych próbkach wyróżniono 12 gatunków mikroorganizmów: *Achnanthes lanceolata*, *Cyclotella comta*, *Microspora amoena*, *Nitzschia acicularis*, *Pediastrum duplex*, *Pinnularia microstauron*, *Rhoicosphenia curvata*, *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tabellaria flocculosa*, *Ulothrix tenuissima*. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na zbiorowisko organizmów wodnych są: natężenie opadów atmosferycznych i zmiany temperatury.

Na podstawie przeprowadzonej analizy stwierdzono, że przy zwiększonym natężeniu opadów zmniejszają się zarówno liczebność, jak i różnorodność mikroorganizmów bytujących w odbiorniku.

Słowa kluczowe: rzeka, kanalizacja deszczowa, bioindykacja, mikroorganizmy, glony

Bioindication in the study of the impact of the rainwater drainage system on the receiver

Abstract

The study recognizes the level of diversity and size of communities of biofilm microorganisms, which illustrate the condition of the tested water environment, allowing to determine its degree of pollution. The reflection of the conditions at the test point was the reaction of individual organisms or groups of organisms to substances appearing in the receiver, delivered through the stormwater system.

The tests were carried out at five measurement points located on the bank of the Bystrzyca River, about 15 m apart. The first point is a test point checking the general condition of the river before discharge from the stormwater system, from the paved area of Muzyczna Street in Lublin. Samples for testing were taken on May 7 and 21, 2022, each of them was immersed in the river for two weeks. Twelve species of microorganisms were distinguished in the collected samples: *Achnanthes lanceolata*, *Cyclotella comta*, *Microspora amoena*, *Nitzschia acicularis*, *Pediastrum duplex*, *Pinnularia microstauron*, *Rhoicosphenia curvata*, *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tabellaria flocculosa*, *Ulothrix tenuissima*. An additional factor influencing the community of aquatic organisms is the intensity of precipitation and changes in temperature.

Based on the analysis, it was found that with increased rainfall intensity, both the number and diversity of microorganisms inhabiting the receiver decrease.

Keywords: river, stormwater system, bioindication, microorganisms, algae

Wpływ mikro- i nanoplastiku na organizmy wodne ze szczególnym uwzględnieniem mikroalg

1. Wprowadzenie

Tworzywa sztuczne są ważnym materiałem w gospodarce oraz powszechnie wykorzystywane w życiu codziennym przez współczesne społeczeństwo w każdej dziedzinie życia [1]. Niski koszt produkcji, lekkość, wytrzymałość i trwałość tworzyw sztucznych to właściwości, które sprawiają, że nadają się one do produkcji szerokiej gamy produktów codziennego użytku, od kosmetyków po produkty budowlane. Duże zapotrzebowanie i użycie produktów z tworzyw sztucznych generuje dużą ilość odpadów [2]. Istnieje szeroka gama polimerów tworzyw sztucznych, które są produkowane i uwalniane do środowiska [3]. W 2021 roku w Europie polietylen (PE) stanowił 24%, polipropylen (PP) 16,6%, polichlorek winylu (PVC) 11,4%, a polistyren (PS) 6,1% całkowitej produkcji [4]. Niewłaściwa utylizacja tworzyw doprowadziła do ich rozproszenia i akumulacji w środowisku [5]. Zanieczyszczenie nimi stało się globalnym problemem środowiskowym [6]. Tworzywa sztuczne stały się najbardziej dominującą formą odpadów morskich i szacuje się, że co najmniej 5,25 biliona cząstek plastiku o masie powyżej 268 000 ton zostało wyrzuconych do oceanów [7]. Ponadto, według szacunków Zgromadzenia Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska z 2017 roku, do oceanów trafia rocznie od 4,8 do 12,7 mln ton plastiku [8].

Mikroplastik (MP) to cząstki tworzyw sztucznych w postaci fragmentów, granulek, błon, włókien lub kulek o rozmiarach poniżej 5 mm [9]. MP można podzielić na pierwotny i/lub wtórny w zależności od procesu jego powstawania. Pierwotny MP to małe cząsteczki uwalniane do środowiska bezpośrednio lub pośrednio poprzez m.in. ścieki domowe i przemysłowe [10]. Wtórny MP powstaje w wyniku degradacji większych tworzyw sztucznych podczas działania promieniowania UV, fragmentacji mechanicznej i degradacji mikrobiologicznej [11]. Mniejsze cząstki o wielkości 1-100 nm są definiowane jako nanoplastik (NP) [12]. Los plastikowych śmieci pływających w środowisku wodnym obejmuje fragmentację, sedymentację, osadzanie się na brzegach zbiorników wodnych i zżądanie przez organizmy morskie [13]. W ciągu ostatnich czterech dekad naukowcy zidentyfikowali i udokumentowali MP w prawie wszystkich siedliskach morskich na całym świecie [14]. Rodzaj plastiku w wodach lądowych zależy od tego na jakiej głębokości od lustra wody on występuje. Plastik o małej gęstości występuje na jej powierzchni, natomiast o większej gęstości stwierdzany jest na dużej głębokości i w osa-

¹ mpodbielska@ur.edu.pl, Instytut Biotechnologii, Kolegium Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Rzeszowski, www.ur.edu.pl.

² justyna.podulkaa@gmail.com, Szkoła Doktorska, Uniwersytet Rzeszowski, www.ur.edu.pl.

³ jj111777@stud.ur.edu.pl, student, Instytut Biotechnologii Kolegium Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Rzeszowski, www.ur.edu.pl.

⁴ eszpyrka@ur.edu.pl, Instytut Biotechnologii Kolegium Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Rzeszowski, www.ur.edu.pl.

dach dennych. Z tym wiąże się narażenie różnych organizmów, żyjących na różnej głębokości, na inne rodzaje plastiku [15].

Przegląd wyników badań wykazuje toksyczny wpływ MP na zdrowie organizmów wodnych w tym na uszkodzenie tkanek, jelit, DNA, organów rozmnażania, stres oksydacyjny, neurotoksyczność, zmiany zachowania (np. wolniejsze pływanie, osłabione żerowanie), zmiany ekspresji genów, zmniejszenie wzrostu, reprodukcji, a także śmiertelność [16].

Badania potwierdzają, że MP ulega akumulacji w kolejnych ogniwach łańcucha troficznego [17]. Po spożyciu przez organizmy morskie drobiny MP mogą przemieszczać się w łańcuchu pokarmowym w procesie biomagnifikacji [18]. Narażenie organizmów na MP jest niezależne od położenia geograficznego, natomiast różni się istotnie między poziomami troficznymi i/lub grupami taksonomicznymi [19]. Badania wskazują, że MP i NP wpływa toksycznie na zooplankton szczególnie MP ($<50\ \mu\text{m}$) i NP jest przez niego konsumowany. Ponadto obserwuje się przenoszenie drobin plastiku na wyższe poziomy troficzne, u organizmów żywiących się nim stwierdzono występowanie zarówno MP, jak i NP. Akumulację MP i NP potwierdzają badania ptaków, żywiących się rybami, u których stwierdza się występowanie plastiku w przewodzie pokarmowym [20].

Warto podkreślić, że bezkręgowce morskie tj. mięczaki i skorupiaki nie posiadają enzymów trawiennych do rozkładania MP i NP na prostsze, nietoksyczne związki. Po spożyciu mikrodrobin plastiku i przejściu przez układ pokarmowy MP i NP uwalniane są z powrotem do wody, w rezultacie nie powinno obserwować się negatywnego wpływu na organizmy morskie [21]. Jednak w niektórych przypadkach mikrodrobiny plastiku mogą dodatkowo działać jako wektory zanieczyszczeń obecnych w środowisku wodnym tj. metali ciężkich, pestycydów, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), zwiększając ich akumulację w środowisku wodnym [22]. Częstki mogą koncentrować zanieczyszczenia obecne w wodzie, przyczyniać się do przenoszenia ksenobiotyków do organizmów i wpływać toksycznie na organizm [23]. Częstki MP mogą także adsorbować zanieczyszczenia i zapobiegać ich translokacji do organizmów lub uniemożliwiać ich pobieranie przez np. mikroalgi [24].

Celem artykułu było przedstawienie, na podstawie aktualnie dostępnych publikacji naukowych, toksycznego wpływu MP i NP oraz efektów jakie on wywołuje na organizmy wodne, w tym mikroalgi, bezkręgowce oraz ryby. Dodatkowo opisano wpływ łącznej toksyczności MP i NP i innych ksenobiotyków dla organizmów wodnych.

2. Wpływ na organizmy wodne

2.1. Wpływ MP i NP na mikroalgi

Głony to termin służący do opisanie szerokiej grupy fotosyntetyzujących organizmów eukariotycznych, obejmującej gatunki od jednokomórkowych mikroalg i okrzemek po formy wielokomórkowe osiągające rozmiary od $0,5$ do $200\ \mu\text{m}$ [25]. Mikroalgi stanowią podstawę dla morskiego łańcucha troficznego, dostarczając pokarm innym organizmom wodnym [26]. Biorą udział w procesie fotosyntezy, wychwytyują energię ze światła słonecznego tworząc organiczne cząsteczki żywności z dwutlenku węgla i wody [27]. Cechy takie jak krótki okres wzrostu, łatwość hodowli i obserwacji oraz duża wrażliwość na różnego rodzaju zanieczyszczenia środowiska wodnego czynią je dobrym modelem do badań [28, 29]. W badaniach środowiskowych dotyczących MP i NP, wykorzystując mikroalgi oceniany jest wpływ na ich wzrost, zawartość pigmentów, przebieg procesu

fotosyntezy i biomarkery stresu oksydacyjnego biorąc pod uwagę takie aspekty, jak rodzaj polimeru, rozmiar cząstek, stężenie czy czas ekspozycji. Badania naukowe wykazują negatywny wpływ MP i NP na wzrost mikroalg. Uwzględniając wielkość cząstek, mniejsze rozmiary zwykle prowadzą do większego zahamowania wzrostu [30-34]. Mao i in. (2018) w swojej pracy podają, że cząsteczki PS w rozmiarze między 0,1 a 1 μm i stężeniach 10, 50 i 100 mg/L hamują wzrost alg (silniejszy efekt jest stwierdzany przy mniejszych rozmiarach plastiku), wywołują stres oksydacyjny i powodują zmiany morfologiczne w mikroalgach słodkowodnych *Chlorella pyrenoidosa* [35]. Odwrotne zjawisko – stymulację wzrostu obserwowano dla mikroalg *Raphidocelis subcarpatia* po ekspozycji na PS o stężeniu 100 mg/L i *Dunaliella salina* po ekspozycji na PE o stężeniu 200 mg/L [36, 37]. Hamujący wpływ NP na wzrost mikroalg słabł wraz z wydłużaniem czasu trwania eksperymentu [38]. Po 15 dniach ekspozycji na PS w stężeniu 10 $\mu\text{g/L}$ obserwowano promocję wzrostu mikroalg z rodzaju *Chlorella* sp. [39]. Pod względem rodzaju tworzywa PE i PVC nie wykazały wpływu na wzrost mikroalg [40-42].

Algi posiadają pigmenty fotosyntetyczne (chlorofil a i b) oraz karotenoidy, zmiany w ich zawartości stanowią jeden ze wskaźników adaptacji w warunkach stresowych [43]. Reakcje glonów pod względem zmiany barwników po ekspozycji na MP i NP były różne. Liczne badania stwierdziły spadek zawartości lub hamowanie syntezy pigmentów fotosyntetycznych [44-47]. Song i in. (2020) wykazali spadek w zawartości chlorofilu mikroalg *Chlorella* sp. L38 eksponowanych na PP [47]. W badaniach PVC o stężeniu 250 mg/L zawartość chlorofilu w *C. pyrenoidosa* zmniejszyła się o 55,23% w porównaniu z grupą kontrolną [48]. Niekorzystny efekt wynikał z blokowania dostępu światła przez większe drobinę MP oraz uszkodzeń ściany komórkowej poprzez adsorpcję mniejszych cząstek na powierzchni mikroalg [35]. Efekt hamowania syntezy chlorofilu był większy im mniejsze były cząstki MP i NP [32, 49, 50]. Zawartość chlorofilu spadała wraz z wzrostem stężenia MP i NP [51-54]. W innych badaniach nie stwierdzono znaczących zmian w zawartości pigmentów w mikroalgach po ekspozycji na PET, PE i PVC [55]. Inni autorzy zaobserwowali wzrost stężenia chlorofilu w mikroalgach po traktowaniu PE i PET [47]. Wyniki Su i in. (2022) wskazują na stymulowanie produkcji pigmentów mikroalg po ekspozycji na PE, PA, polilaktyd (PLA) i bursztynian polibutylenu (PBS) [56]. Wzrost zawartości pigmentów w mikroalgach zaobserwowali również inni autorzy [57-60].

Do oceny szybkości prowadzenia procesu fotosyntezy glonów, stosuje się pomiar fluorescencji chlorofilu. Badania wskazują na spadek aktywności fotosyntetycznej, wraz z wzrostem stężenia MP [44,54,61].

Ekspozycja MP i NP na algi wywołuje stres abiotyczny i wpływa negatywnie na przebieg procesów biochemicznych. Obecność zanieczyszczeń zaburza równowagę oksydacyjną w algach, powodując wzrost reaktywnych form tlenu [62]. Obecność reaktywnych form tlenu może powodować uszkodzenia błon komórkowych, białek i lipidów [63]. Algi posiadają dwa mechanizmy ochrony przed uszkodzeniami oksydacyjnymi. Enzymatyczny do którego należą enzymy dysmutaza ponadtlenkowa, katalaza, peroksydaza askorbinowa i reduktaza glutationu, a także nieenzymatyczny, do którego zaliczamy przeciwutleniacze takie jak karotenoidy, tokoferol, kwas askorbinowy, glutation, flawonoidy, związki fenolowe [64]. W badaniach ekspozycji alg na MP najczęściej oprócz reaktywnych form tlenu naukowcy oceniają również zawartość enzymów antyoksyda-

cyjnych: dysmutazy nadadtlenkowej, katalazy i peroksydazy oraz zawartość dialdehydu malonowego, będącego markerem oksydacyjnego uszkodzenia lipidów [58, 65, 66].

Po ekspozycji mikroalg na MP i NP obserwowano zmiany reaktywnych form tlenu i aktywację enzymów przeciwutleniających [67-69]. Naukowcy obserwowali wzrost dysmutazy nadadtlenkowej, katalazy i peroksydazy, ale także wykazali spadek dysmutazy nadadtlenkowej [52, 70, 71]. Aktywność enzymatyczna zależała od wielkości i stężenia PS, a zawartość dialdehydu malonowego rosła wraz ze stężeniem PS [65]. Wyniki dotyczące poziomu lipidów były zmienne. Ansari i in. (2021), Guo i in. (2020), Raju i in. (2022) nie stwierdzili wpływu MP na zawartość lipidów [30, 40, 72]. Seoane i in. (2019) zaobserwowali ich spadek w mikroalgach *Chaetoceros neogracile* [73]. Guschina i in. (2020) odnotowali wzrost zawartości lipidów u *C. sorokiniana* poddanej działaniu PS, oraz wskazali, że MP mogą istotnie modyfikować stężenia cząsteczek lipidów w błonach komórkowych [57].

Do ochrony przed czynnikami zewnętrznymi algi wydzielają polimerowe substancje (EPS, ang. *Extracellular Polymeric Substances*), składające się z mieszaniny białek, polisacharydów, tłuszczów, kwasów nukleinowych i substancji nieorganicznych, tworzące warstwę ochronną na zewnątrz ich komórek [74]. Ich produkcję, zauważono u mikroalg narażonych na większość MP z różnych tworzyw [47, 75]. Senousy i in. (2023) zaobserwowali, że EPS i monosacharydy ułatwiają adsorpcję cząstek MP do ścian komórkowych glonów [52]. Zaabsorbowane na powierzchni MP uniemożliwiały wymianę substancji odżywczych, gazów i toksycznych metabolitów, co wpływało na hamowanie wzrostu glonów, wzrost stresu oksydacyjnego oraz zmianę morfologii *C. pyrenoidosa* [35]. Mikrocystyny (MC) są toksynami wytwarzanymi przez słodkowodne cyjanobakterie, najważniejszym z ich wariantów jest mikrocystyna-leucyna-arginina (MC-LR) [76]. Według badań obecne MP i NP zwiększały ilość uwalnianej MC przez glony [77-81]. Sánchez-Fortún i in. (2021) udokumentowali spadek wydzielania MC o około 15% przez *M. aeruginosa* po 28 dniach po ekspozycji na PE [34].

MP posiadające reaktywne grupy funkcyjne na powierzchni, mogą oddziaływać z substancjami toksycznymi i adsorbować je na swojej powierzchni. Na tę zdolność mogą wpływać również właściwości fizyczne i chemiczne środowiska: pH, temperatura, zasolenie. Powoduje to, że zdolność sorpcyjna MP jest różna zależnie od warunków [82]. Zaobserwowano, że MP i NP zmniejsza toksyczność ksenobiotyków dla alg w tym: pestycydów – chloropirifosu, symazyny, antybiotyków – sulfametoksazolu, amoksycyliny i innych leków – sertraliny, ibuprofenu, sulfadiazyny, ropy naftowej i WWA – fenantrenu [29, 33, 40, 42, 83, 84].

2.2. Wpływ MP i NP na bezkręgowce wodne

Wszechobecność mikrodrobin plastiku w środowisku wodnym uważana jest za globalne zagrożenie dla organizmów wodnych. Różnice w kształcie, gęstości i wielkości powodują, że MP w różny sposób rozprzestrzenia się w środowisku wodnym oraz wpływa na dostępność dla organizmów na różnych poziomach troficznych i/lub zajmujących różne siedliska [85-87]. Organizmy fitoplanktonowe i zooplanktonowe (małe skorupiaki) częściej napotykają pływające MP o mniejszej gęstości [88, 89].

Wodne skorupiaki z rodziny stawonogów mogą działać jako nośniki mikrodrobin plastiku w łańcuchu pokarmowym. Powszechnie wykorzystywane w badaniach eksperymentalnych to: *Cladocera*, *Decapoda*, *Copepoda*, *Anostraca*, *Amphipoda*, *Cirripedia*,

Isopoda. *Cladocera* to kluczowy gatunek zooplanktonu w ekosystemach wodnych, który może być spożywany przez każdego drapieżnika słodkowodnego [90]. *Daphnia magna* uznawana za standardowy model eksperymentalny ze względu na łatwość hodowli, duży rozmiar, szybkie rozmnażanie, krótki cykl życia, wysoką płodność i partenogenezę oraz wrażliwość na substancje toksyczne [91, 92]. Rodzaj *Daphnia* jest szeroko rozpowszechniony w środowiskach słodkowodnych, w klimacie umiarkowanym, najczęściej w płytkich okresowych zbiornikach bez ryb. Biologiczne skutki działania mikrodrobin plastiku na rozwielitki zostały dobrze udokumentowane w publikacjach naukowych [93]. W doświadczeniach opartych na sprawdzeniu zawartości mikrodrobin plastiku w ciałach rozwielitki, naukowcy odkryli, że spożycie MP przez *Daphnia* spp. zależy od różnych czynników, takich jak wielkość i stężenie mikrodrobin plastiku, czas ekspozycji oraz wielkość organizmu. Kokalj i in. (2018) stwierdzili, że ilość cząstek MP w *D. magna* jest wykładniczo skorelowany z rozmiarem cząstek, przy czym mniejsze rozmiary wykazują wyższy udział połkniętych drobin MP [94, 95]. Wpływ plastiku na bezkręgowce jest różny w zależności od jego kształtu. Ziajahromi i in. (2017) badali wpływ MP w postaci włókien i kulek na *Ceriodaphnia dubia* [96]. Odkryli, że kulisty MP jest połykany przez *C. dubia*, podczas gdy MP w postaci włókien owija się głównie wokół jej ciała. Ponadto stwierdzono, że włókna MP mają bardziej negatywny wpływ na *C. dubia*, ponieważ deformują pancerz. Biorąc pod uwagę rozmiar MP wykazano, że mniejsze, nieregularne cząsteczki mają bardziej negatywny wpływ na skorupiaki wodne. Rehse i in. (2016) badali wpływ PE o średnicy 1 i 100 μm w stężeniach od 12,5 do 400 mg/L przez okres 96 godzin na *D. magna* [97]. Jak dowiedli spożycie cząstek o wielkości 1 μm prowadziło do spowolnienia ruchów. Efekt ten nasilał się wraz z dawką i czasem ekspozycji. Cząsteczki o wielkości 100 μm , które nie mogły zostać połknięte przez rozwielitki, nie miały zauważalnego wpływu. Frankel i in. (2020) porównali toksyczność MP o rozmiarach 50, 200 i 500 nm dla *D. magna* i stwierdzili, że cząsteczki wielkości 50 nm powodują wyższą śmiertelność [98]. Obecnie badania nad gromadzeniem się MP w różnych częściach ciała osobnika rozwielitki koncentrują się głównie na przewodzie pokarmowym [95, 97]. Oprócz jelit, NP znaleziono również w jajnikach i komorach lęgowych, co negatywnie wpływa na przeżycie i reprodukcję [99, 100].

Stres oksydacyjny u rozwielitek wywołany poprzez zanieczyszczenie środowiska, wywołuje odpowiedź immunologiczną. Według Sadler i in. (2019), odpowiedź ta może przyczynić się do usunięcia ciała obcego z organizmu i utrzymania fizjologicznej równowagi oraz stabilności [101]. Ważnymi wskaźnikami stresu oksydacyjnego u organizmów jest poziom reaktywnych form tlenu, dysmutazy ponadtlenkowej, katalazy, dialdehydu malonowego. Zawartość reaktywnych form tlenu znacznie wzrasta w warunkach stresowych, wskazuje to na uszkodzenia oksydacyjne organizmu. Zhang i in. (2019) stwierdzili, że aktywność dysmutazy ponadtlenkowej i katalazy u *D. magna* wzrosła po ekspozycji na mikroplastik [102].

Zachowanie *Daphnia* spp. zmienia się wraz ze zmianami w otaczającym środowisku, takimi jak wahania temperatury, światła, składników odżywczych lub zanieczyszczeń. MP nie są wyjątkiem i powodują zmiany w zachowaniu tych organizmów. W badaniach dotyczących prędkości pływania u *Daphnia* spp., analizuje się średnią prędkość lub liczbę ruchów na jednostkę czasu [103]. U *Daphnia* spp. jest to behawioralna cecha określająca poziom żerowania na danym obszarze [104]. Magester i in. (2021) stwier-

dzili, że ekspozycja na MP spowolniła prędkość pływania *D. magna* [105]. MP mogą także przywierać do powierzchni ciała i czułków rozwielitek, co także skutkuje spadkiem zdolności pływania.

Kolejnym ważnym elementem jest rozwój embrionalny osobników *Daphnia*, który obejmuje sześć etapów: bruzdkowanie, gastrulację, wczesne dojrzewanie zarodka, środkowe dojrzewanie zarodka, późne dojrzewanie zarodka i pełny rozwój [106]. Pod wpływem stresu związanego z zanieczyszczeniami środowiskowymi proces rozwoju embrionalnego jest zwykle zaburzony i może skutkować wadami rozwojowymi lub śmiercią, co ma miejsce również w przypadku narażenia na MP. Besseling i in. (2014) stwierdzili, że cząstki PS o wysokim stężeniu spowodowały, że wskaźnik deformacji młodych *D. magna* sięgał 68% [107]. Z kolei Zhang i in. (2020) badali wpływ mikrodrobin plastiku na *D. pulex*. Wyniki pokazały, że ekspresja genów (TRET1 i TPS) zaangażowanych w syntezę metaboliczną została zahamowana po wystawieniu *D. pulex* na działanie NP przez 21 dni, co utrudniało jego normalny wzrost i rozwój [108]. Liu i in. (2022), badali wpływ PCV na reprodukcję *D. magna*. Wyniki wskazują, że przewlekła ekspozycja PCV o rozmiarze 2 μm miała wpływ na wydłużenie czasu pierwszego wylęgu oraz zmniejszyła liczbę potomstwa, zaburzyła również aktywność dysmutazy ponadtlenkowej i katalazy. Natomiast PCV w rozmiarze 50 μm zmniejszył tylko liczbę potomstwa w pierwszym wylęgu [109].

MP mogą adsorbować inne ksenobiotyki i zmieniać ich toksyczność na *Daphnia* spp. W badaniach łącznej ekspozycji PE i deltametryny obserwowano efekt synergiczny (lub efekt wzmocniony) na przeżycie i reprodukcję *D. magna* [110]. Efekty synergistyczne odnotowywano po łącznej ekspozycji PE i benzofenonu-3, a także PS z zanieczyszczeniami nieorganicznymi (metalami ciężkimi) [111, 112]. MP mogą również zmniejszać toksyczność zanieczyszczeń organicznych (efekt antagonistyczny). Po ekspozycji *D. magna* na poliamid (PA) nie obserwowano toksycznego wpływu. Przy połączonej ekspozycji PA i bisfenolu A, w wyniku adsorpcji zanieczyszczenia na MP obserwowano spadek stężenia bisfenolu A w fazie wodnej, łagodząc w ten sposób jego negatywny wpływ na *D. magna* [113]. Podobnie nanocząsteczki PS mogą zmniejszać stężenie polichlorowanych bifenyli w fazie wodnej, zmniejszając w ten sposób toksyczność dla *D. magna* [114]. Podsumowując naukowcy identyfikują ekotoksykologiczny wpływ MP i NP na bezkręgowce wodne, jednak zakres i wielkość tych szkodliwych skutków dla bezkręgowców wodnych wciąż nie są systematycznie mierzone i jednoznacznie interpretowane. Jak wskazują powyżej przedstawione wyniki badań MP i NP mogą powodować nadprodukcję ROS, aktywować odpowiedź immunologiczną, niszczyć magazynowanie i dystrybucję energii w organizmie. Jednocześnie w odpowiedzi na stres w warunkach ekspozycji na MP i NP obserwuje się zmiany w zachowaniu, wzroście i reprodukcji bezkręgowców wodnych. Wpływ MP i NP na ryby

Ryby są organizmami, które narażone są na MP i NP. przez całe życie, stanowią zatem kluczowy bioindykator tych zanieczyszczeń. W związku z powyższym reprezentują silne taksony modelowe do rozwijania wiedzy na temat wpływu MP na ekologię i zachowanie zwierząt, od pojedynczych osobników po poziomy społeczności. Badania z tego obszaru prowadzone są głównie na rybach słodkowodnych z gatunku danio przegowanym (*Danio rerio*) z rodziny karpiowatych, hodowanych w akwariach. Ryba ta jest organizmem modelowym w badaniach toksykologicznych, ze względu na łatwe rozmnażanie i szybki cykl życiowy trwający 3 miesiące, a także możliwość zastosowania

różnej diety. Badania eksperymentalne dotyczące skutków narażenia MP i NP na ryby skupiają się na wykorzystaniu różnych etapów ich życia.

Według najnowszych danych, 56,5% ryb dostępnych w handlu zawiera MP [15]. Wykrywany jest w jelitach ryb złowionych w wodach słodkich i oceanach, zarówno w strefie pelagialnej, jak i dennej [116-118]. Źródłami MP w środowisku wodnym są: ścieki, sprzęt wędkarski, sprzęty ochrony osobistej oraz pokarm dla ryb [16]. Najczęściej stwierdzanymi polimerami u ryb są PE i PA [116, 119]. Selvam i in. (2021) badali ryby pochodzące z zatoki Mannar na Oceanie Indyjskim. Stwierdzili, że u ryb dominowały cząsteczki MP o wielkości 100-250 μm i kolorze białym. PE (35,3%), PP (27,2%), PA (22,2%) i włókna (15,3%) stanowiły MP obecne w mięśniach, a PA (30,2%), PE (28,1%), PP (25,9%), i włókna (15,8%) znajdowały się w jelitach ryb. Średnia liczba cząsteczek MP (sztuk/100 g) w mięśniach i jelitach ryb była zróżnicowana w zależności od gatunku ryb, badanych organów i tkanek i wynosiła u *Pseudotriacanthus* (mięśnie: 51,2; jelita: 50,1), *Heniochus acuminatus* (mięśnie: 9,6; jelita: 15), *Leiognathus brevirostris* (mięśnie: 12; jelita: 13,2) i *Atropus atropus* (mięśnie: 15,2; jelita: 44,1) [120]. Wzorce przyjmowania MP przez ryby słodkowodne zostały dobrze udokumentowane, wyniki przedstawione zostały w publikacji Parker i in. [121]. Autorzy podają, że efekty narażenia MP na ryby mogą się różnić w zależności od częstości występowania, cech MP i tego, czy cząstka jest identyfikowana przez ryby jako element nie pokarmowy. Wskazują również, że w 42% różnice w rozmiarze ciała wpływają na rozmiar plastiku spożywanego przez zwierzęta. Stosunek maksymalnego rozmiaru plastiku spożywanego przez zwierzę do jego wielkości ciała wynosi około 1:20.

Narażenie ryb na MP naukowcy badają pod kątem określonych reakcji fizycznych, biologicznych, a także chemicznych. Efekty fizyczne i biologiczne zależą od wielkości i kształtu cząstki, natomiast skutki chemiczne zależą od składu MP i NP, obecności dodatków lub innych zanieczyszczeń. Ogólnie MP i NP może powodować uszkodzenia mechaniczne (otarcia) i oksydacyjne (zapalenia) w układzie pokarmowym, oddechowym, krążenia, neurologicznym i rozrodczym [16]. Narażenie ryb na MP i NP. może wywoływać takie skutki jak: neurotoksyczność, uszkodzenie tkanek, jelit, DNA, organów rozmnażania, stres oksydacyjny, zmiany zachowania (np. wolniejsze pływanie, osłabione żerowanie), zmiany ekspresji genów, zmniejszenie wzrostu, reprodukcji, a także śmiertelność [16]. Naukowcy przeprowadzili wiele badań w których wykazano, że spożycie MP i NP przez ryby stanowi zagrożenie dla nich, a śmiertelność występuje często, zanim osiągną one dojrzałość.

Biodostępność MP i NP oraz prawdopodobieństwo zagrożeń dla zdrowia ryb są ściśle związane z rozmiarem cząsteczek. Mniejsze MP, w tym NP, mogą przemieszczać się, biokoncentrować i bioakumulować się w niektórych tkankach zwierząt [16]. Ryby pobierają MP i NP drogą pokarmową, a także poprzez wchłanianie przez skórę i skrzel [15]. MP spożywane przez ryby osadzają się głównie w przewodzie pokarmowym, powodują jego mechaniczne uszkodzenie i błędne uczucie sytości [16]. O dalszym losie pobranych przez ryby MP i NP decyduje rozmiar cząsteczek. Większość MP i NP pozostaje w przewodzie pokarmowym, cząsteczki o rozmiarach mniejszych od 150 μm mogą przechodzić przez nabłonek jelita, natomiast cząsteczki mniejsze od 1,5 μm mogą przenikać do narządów [115]. Lee i in. (2019) stwierdzili, że cząsteczki PS o rozmiarach 50 nm przenikały przez osłonę zarodka i gromadziły się w całym ciele, głównie w regionach bogatych w lipidy. Autorzy stwierdzili marginalną toksyczność PS dla

zarodków danio przegowanego, natomiast wykazali efekt synergistyczny w przypadku łącznego zastosowania PS i jonów złota, związany z uszkodzeniem mitochondriów [122].

W badaniach eksperymentalnych poziomy narażenia ryb na MP były bardzo zmienne, w zależności od rodzaju, wielkości i kształtu MP, obejmowały stężenia od 0,001 mg/L do 100 mg/L [115]. Badania wykazały zależny od dawki wpływ narażenia MP na ryby słodkowodne. Naukowcy wskazują jednak, że związek ten jest bardziej złożony niż prostoliniowa zależność dawka-efekt [123, 124]. Efekty narażenia ryb na MP mogą być również specyficzne dla etapu życia i czasami są bardziej szkodliwe dla larw niż dla dorosłych ryb, zwłaszcza gdy ekspozycja na MP wpływa na rozwój [125].

Kontakt ryb z MP ma miejsce głównie podczas aktywnego żerowania, jednak istnieje coraz więcej dowodów na to, że MP są wchłaniane przez skrzela. Badania eksperymentalne wykazały akumulację MP w tych organach [126, 127]. Oszacowano ilościowo spożycie cząstek antropogenicznych u ryb morskich i stwierdzono, że spożycie było najwyższe u gatunków z najbardziej wydajnym aparatem filtrującym (duża powierzchnia filtracyjna i małe odstępstwa między skrzelami). Bierne wchłanianie MP jest zatem dodatkowym źródłem MP po ekspozycji środowiskowej podczas pływania i oddychania. Badanie wpływu NP na organizmy wodne jest wciąż rzadkie, zwłaszcza w przypadku organizmów z wyższych poziomów troficznych, takich jak ryby.

MP mogą adsorbować metale ciężkie, a także inne toksyczne ksenobiotyki obecne w środowisku, takie jak: WWA, polichlorowane bifenyle, polibromowane etery difenylowe. Ksenobiotyki te to tzw. „emerging pollutants”, czyli związki, które zidentyfikowano jako szczególnie niebezpieczne dla środowiska, ekosystemów, w tym dla zdrowia ludzi. Stwierdzono, że MP przenoszą te zanieczyszczenia do zarodków ryb, co ma w konsekwencji wpływ na rozwój młodych organizmów i zdolność przeżycia [115].

Wyniki badań wielu autorów wykazały, że poza ekologią ryb (sposobem żerowania i siedliskiem), poziom zanieczyszczenia wód i działalność człowieka są ważnymi czynnikami decydującymi o akumulacji MP [128]. Naukowcy podkreślają, że interakcje między MP a rybami wciąż wymagają gruntownych badań oraz wnioskuje potrzebę spójnych wytycznych dotyczących metod stosowanych do oceny mikrodrobin plastiku w rybach, aby zapewnić, że dane są jednoznaczne, porównywalne i mogą być szeroko stosowane do wspierania strategii łagodzenia skutków tych zanieczyszczeń oraz zapewnienia bezpieczeństwa żywności i zdrowia ludzi.

3. Podsumowanie

Występowanie i kumulacja MP i NP w środowisku wodnym jest obecnie ważnym problemem. Ekspozycja organizmów wodnych na MP i NP powoduje różnorodne skutki, zagraża nie tylko pojedynczym osobnikom ale także gatunkom, co w konsekwencji wpływa na cały ekosystem, w którym żyją. Efekty te obserwuje się w kolejnych ogniwach łańcucha troficznego. Środowisko naukowe dostrzegło potencjalne szkodliwe skutki MP i NP na fito- i zooplankton, o czym świadczy rosnąca liczba publikacji w ostatnich latach. Naukowcy wyznaczają podstawy badawcze dla zrównoważonych badań toksykologicznych, a także do oceny potencjalnych zakłóceń ekologicznych powodowanych przez MP.

Przegląd literatury miał na celu przedstawienie badań dotyczących wykorzystania organizmów wodnych w badaniach toksykologicznych MP i NP. Na podstawie aktualnie dostępnych publikacji wskazano wpływ MP i NP oraz efekty jakie wywołuje on na

organizmy w tym mikroalgi, bezkręgowce oraz ryby. Wyniki przeglądu literaturowego wskazują że:

1. Wykazano negatywny wpływ MP i NP na wzrost mikroalg, wytwarzanie pigmentów i stres oksydacyjny. Uwzględniając wielkość cząstek, mniejsze MP i NP zwykle prowadzą do większego zahamowania wzrostu. Biorąc pod uwagę rodzaj polimeru PS jest uważany za bardziej toksyczny niż inne rodzaje polimerów, z kolei PE i PVC nie wpływały na wzrost mikroalg. Obserwowano różną zawartość pigmentów w mikroalgach po ekspozycji na MP i NP (zarówno spadek, jak i wzrost zawartości barwników), a także zmiany reaktywnych form tlenu i aktywację enzymów przeciwutleniających – wzrost dysmutazy ponadtlenkowej, katalazy i peroksydazy.
2. Badania bezkręgowców wodnych wskazują, że ekspozycja na MP i NP utrudnia normalny wzrost, wpływa na zaburzenia procesu rozwoju embrionalnego (co skutkuje wadami rozwojowymi lub śmiercią), powoduje zmiany w prędkości pływania. Ponadto wpływa na wydłużenie czasu pierwszego wylęgu oraz liczbę potomstwa. Biorąc pod uwagę rozmiar MP i NP wykazano, że mniejsze, nieregularne cząsteczki mają bardziej negatywny wpływ na wodne bezkręgowce. MP i NP gromadzi się w różnych częściach ciała *D. magna*. Najwięcej cząsteczek akumuluje się w przewodzie pokarmowym, NP znaleziono również w jajnikach i komorach łęgowych, co negatywnie wpływa na przeżycie i reprodukcję. Obecność MP i NP wywołuje stres oksydacyjny – obserwowano wzrost reaktywnych form tlenu, dysmutazy ponadtlenkowej i katalazy.
3. Narażenie ryb na MP i NP wywołuje neurotoksyczność, uszkodzenie tkanek, jelit, DNA, organów rozmnażania, stres oksydacyjny, zmiany zachowania (np. wolniejsze pływanie, osłabione żerowanie), zmiany ekspresji genów, zmniejszenie wzrostu, reprodukcji, a także śmiertelność. Biodostępność MP i NP oraz wpływ dla zdrowia ryb jest ściśle związany z rozmiarem cząsteczek. Mniejsze cząstki przemieszczają się, biokoncentrują i bioakumulują się w tkankach zwierząt.
4. MP i NP mogą adsorbować inne zanieczyszczenia obecne w wodzie i zmieniać ich toksyczność. W badaniach łącznej ekspozycji organizmów wodnych na MP, NP i ksenobiotyki obserwowano zarówno efekt synergiczny (efekt wzmocniony), a także efekt antagonistyczny. W wyniku adsorpcji MP i NP może również zmniejszać toksyczność zanieczyszczeń organicznych.

W ciągu następnych lat ilość MP i NP w środowisku prawdopodobnie wzrośnie, dlatego konieczne jest przeprowadzenie toksykologicznej oceny oddziaływania cząstek tworzyw sztucznych o różnych właściwościach fizyko-chemicznych szczególnie w skali nano. Istnieje potrzeba prowadzenia badań wpływu MP i NP na organizmy na wszystkich poziomach troficznych w tym na człowieka.

Literatura

1. Aubin S., Beaugrand J., Berteloot M., Boutrou R., Buche P., Gontard N., Guillard V., *Plastics in a Circular Economy: Mitigating the Ambiguity of Widely-Used Terms from Stakeholders Consultation*, Environmental Science & Policy, 134, 2022, s. 119-126.
2. Filho W.L., Salvia A.L., Bonoli A., Saari U.A., Voronova V., Klöga M., Kumbhar S.S., Olszewski K., De Quevedo D.M., Barbir J., *An Assessment of Attitudes towards Plastics and Bioplastics in Europe*, Science of The Total Environment, 755, 2021, 142732.

3. Evode N., Qamar S.A., Bilal M., Barceló D., Iqbal H.M.N., *Plastic Waste and Its Management Strategies for Environmental Sustainability*, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 4, 2021, 100142.
4. Plastic Europe, <https://Plasticseurope.Org/Pl/Wp-Content/Uploads/Sites/7/2023/04/Tworzywa-Fakty-2022.Pdf> [data dostępu:06.06.2023].
5. Oliveira M., Almeida M., Miguel I., *A Micro(Nano)Plastic Boomerang Tale: A Never Ending Story?*, Trends in Analytical Chemistry, 112, 2019, s. 196-200.
6. Du H., Xie Y., Wang J., *Microplastic Degradation Methods and Corresponding Degradation Mechanism: Research Status and Future Perspectives*, Journal of Hazardous Materials, 418, 2021, 126377.
7. Alfaro-Núñez A., Astorga D., Cáceres-Farías L., Bastidas L., Soto Villegas C., Macay K., Christensen J.H., *Microplastic Pollution in Seawater and Marine Organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos*, Scientific Reports, 11, 2021, 6424.
8. United Nations Environment Assembly United Nations Environment Assembly of the United Nations Environmental Programme. Ad Hoc Open-Ended Expert Group on Marine Litter and Microplastics. Fourth Meeting. Report No. UNEP/AHEG/4/7.
9. Arthur C., Baker J., Bamford H. (red.), *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*, Stany Zjednoczone 2009, s. 1-528.
10. Andrady A.L., *The Plastic in Microplastics: A Review*, Marine Pollution Bulletin, 119, 2017, s. 12-22.
11. Andrady A.L., Barnes P.W., Bornman J.F., Gouin T., Madronich S., White C.C., Zepp R.G., Jansen M.A.K., *Oxidation and Fragmentation of Plastics in a Changing Environment, from UV-Radiation to Biological Degradation*, Science of The Total Environment, 851, 2022, 158022.
12. Abdolapur Monikh F., Hansen S.F., Vijver M.G., Kentin E., Nielsen M.B., Baun A., Syberg K., Lynch I., Valsami-Jones E., Peijnenburg W.J.G.M., *Can Current Regulations Account for Intentionally Produced Nanoplastics?*, Environmental Science & Technology, 56, 2022, s. 3836-3839.
13. Li W.C., Tse H.F., Fok L. *Plastic Waste in the Marine Environment: A Review of Sources, Occurrence and Effects*, Science of The Total Environment, 566-567, 2016, s. 333-349.
14. Li C., Wang X., Liu K., Zhu L., Wei N., Zong C., Li D., *Pelagic Microplastics in Surface Water of the Eastern Indian Ocean during Monsoon Transition Period: Abundance, Distribution, and Characteristics*, Science of The Total Environment, 755, 2021, 142629.
15. Makhdoumi P., Hossini H., Pirsahab M., *A Review of Microplastic Pollution in Commercial Fish for Human Consumption*, Reviews on Environmental Health, 38, 2023, s. 97-109.
16. Iheanacho S., Ogbu M., Bhuyan M.S., Ogunji J., *Microplastic Pollution: An Emerging Contaminant in Aquaculture*, Aquaculture and Fisheries, 8, 2023, s. 603-616.
17. Ivleva N.P., Wiesheu A.C., Niessner R., *Microplastic in Aquatic Ecosystems*, Angewandte Chemie International Edition, 56, 2017, s. 1720-1739.
18. Krause S., Baranov V., Nel H.A., Drummond J.D., Kukkola A., Hoellein T., Sambrook Smith G.H., Lewandowski J., Bonnet B., Packman A.I., Sadler J., Inshyna V., Allen S., Allen D., Simon L., Mermillod-Blondin F., Lynch I., *Gathering at the Top? Environmental Controls of Microplastic Uptake and Biomagnification in Freshwater Food Webs*, Environmental Pollution, 268, 2021, 115750.
19. Parolini M., Stucchi M., Ambrosini R., Romano A., *A Global Perspective on Microplastic Bioaccumulation in Marine Organisms*, Ecological Indicators, 149, 2023, 110179.
20. Fackelmann G., Pham C.K., Rodríguez Y., Mallory M.L., Provencher J.F., Baak J.E., Sommer S., *Current Levels of Microplastic Pollution Impact Wild Seabird Gut Microbiomes*, Nature Ecology & Evolution, 7, 2023, s. 698-706.

21. Haque F., Fan C., *Microplastics in the Marine Environment: A Review of Their Sources, Formation, Fate, and Ecotoxicological Impact*, [w:] Mancuso M., Abbas M. (red.), *Marine Pollution – Recent Developments*, IntechOpen, Londyn 2022.
22. Amelia T.S.M., Khalik W.M.A.W.M., Ong M.C., Shao Y.T., Pan H.J., Bhupalan K., *Marine Microplastics as Vectors of Major Ocean Pollutants and Its Hazards to the Marine Ecosystem and Humans*, *Progress in Earth and Planetary Science*, 8, 2021, s. 12.
23. Guzzetti E., Sureda A., Tejada S., Faggio C., *Microplastic in Marine Organism: Environmental and Toxicological Effects*, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 2018, s. 164-171.
24. Podbielska M., Szpyrka E., *Microplastics – An Emerging Contaminants for Algae. Critical Review and Perspectives*, *Science of The Total Environment*, 885, 2023, 163842.
25. Leaf M.C., Gay J.S.A., Newbould M.J., Hewitt O.R., Rogers S.L., *Calcareous Algae and Cyanobacteria*, *Geology Today*, 36, 2020, s. 75-80.
26. Das P., Mandal S., Bhagabati S., Akhtar M., Singh S., *Important Live Food Organisms and Their Role in Aquaculture*, [w:] Sundaray J., Sukham M., Mohanty R., Otta S. (red.), *Frontiers in Aquaculture*, Narendra Publishing House, New Delhi 2012, s. 69-86.
27. Hitchcock J.N., *Microplastics Can Alter Phytoplankton Community Composition*, *Science of the Total Environment*, 819, 2022.
28. Torres M.A., Barros M.P., Campos S.C.G., Pinto E., Rajamani S., Sayre R.T., Colepicolo P., *Biochemical Biomarkers in Algae and Marine Pollution: A Review*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71, 2008, s. 1-15.
29. Garrido S., Linares M., Campillo J.A., Albentosa M., *Effect of Microplastics on the Toxicity of Chlorpyrifos to the Microalgae Isochrysis Galbana, Clone t-ISO*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 2019, s. 103-109.
30. Ansari F.A., Ratha S.K., Renuka N., Ramanna L., Gupta S.K., Rawat I., Bux F., *Effect of Microplastics on Growth and Biochemical Composition of Microalga Acutodesmus Obliquus*, *Algal Research*, 56, 2021, 102296.
31. Cao Q., Sun W., Yang T., Zhu Z., Jiang Y., Hu W., Wei W., Zhang Y., Yang H., *The Toxic Effects of Polystyrene Microplastics on Freshwater Algae Chlorella Pyrenoidosa Depends on the Different Size of Polystyrene Microplastics*, *Chemosphere*, 308, 2022, 136135.
32. Hazeem L.J., Yesilay G., Bououdina M., Perna S., Cetin D., Suludere Z., Barras A., Boukherroub R., *Investigation of the Toxic Effects of Different Polystyrene Micro- and Nanoplastics on Microalgae Chlorella Vulgaris by Analysis of Cell Viability, Pigment Content, Oxidative Stress and Ultrastructural Changes*, *Marine Pollution Bulletin*, 156, 2020, 111278.
33. Sánchez-Fortún A., D'ors A., Fajardo C., Martín C., Nande M., Mengs G., Costa G., Martín M., Sánchez-Fortún S., *Influence of Contaminant-Spiked Polyethylene-Type Microplastics on the Growth and Primary Production of the Freshwater Phytoplankton Species Scenedesmus Armatus and Microcystis Aeruginosa*, *Environmental and Experimental Botany*, 203, 2022, 105061.
34. Sánchez-Fortún A., Fajardo C., Martín C., D'ors A., Nande M., Mengs G., Costa G., Martín M., Sánchez-Fortún S., *Effects of Polyethylene-Type Microplastics on the Growth and Primary Production of the Freshwater Phytoplankton Species Scenedesmus Armatus and Microcystis Aeruginosa*, *Environmental and Experimental Botany*, 188, 2021, 104510.
35. Mao Y., Ai H., Chen Y., Zhang Z., Zeng P., Kang L., Li W., Gu W., He Q., Li H., *Phytoplankton Response to Polystyrene Microplastics: Perspective from an Entire Growth Period*, *Chemosphere*, 208, 2018, s. 59-68.
36. Prata J.C., Venâncio C., Girão A.V., da Costa J.P., Lopes I., Duarte A.C., Rocha-Santos T., *Effects of Virgin and Weathered Polystyrene and Polypropylene Microplastics on*

- Raphidocelis Subcapitata* and Embryos of *Danio Rerio* under Environmental Concentrations, *Science of the Total Environment*, 816, 2022, 151642.
37. Chae Y., Kim D., An Y.J., *Effects of Micro-Sized Polyethylene Spheres on the Marine Microalga Dunaliella Salina: Focusing on the Algal Cell to Plastic Particle Size Ratio*, *Aquatic Toxicology*, 216, 2019, 105296.
38. Yang W., Gao P., Ma G., Huang J., Wu Y., Wan L., Ding H., Zhang W., *Transcriptome Analysis of the Toxic Mechanism of Nanoplastics on Growth, Photosynthesis and Oxidative Stress of Microalga Chlorella Pyrenoidosa during Chronic Exposure*, *Environmental Pollution*, 284, 2021, 117413.
39. Ru J.C., Zhao X.L., Cao Z.H., Chen C.Z., Li P., Li Z.H., *Chronic Toxic Effects of Polystyrene Micro-Plastics, DCOIT and Their Combination on Marine Chlorella Sp.*, *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 261, 2022, 109426.
40. Guo Y., Ma W., Li J., Liu W., Qi P., Ye Y., Guo B., Zhang J., Qu C., *Effects of Microplastics on Growth, Phenanthrene Stress, and Lipid Accumulation in a Diatom, Phaeodactylum Tricornutum*, *Environmental Pollution*, 257, 2020, 113628.
41. Niu Z., Vandegheuchte M.B., Catarino A.I., Everaert G., *Environmentally Relevant Concentrations and Sizes of Microplastic Do Not Impede Marine Diatom Growth*, *Journal of Hazardous Materials*, 409, 2021, 124460.
42. Pinto E.P., Paredes E., Bellas J., *Influence of Microplastics on the Toxicity of Chlorpyrifos and Mercury on the Marine Microalgae Rhodomonas Lens*, *Science of the Total Environment*, 857, 2023, 159605.
43. He D., Zeng Y., Zhou G., *The Influence of Microplastics on the Toxic Effects and Biodegradation of Bisphenol A in the Microalgae Chlorella Pyrenoidosa*, *Aquatic Toxicology*, 56, 2022, s. 1287-1296.
44. Nasser A.M.W., Sheekh M.M. El, Zeineldein M.H., Al Maghraby D.M., Hassan I.A., *Physiological, Morphological, and Growth Effects of Microplastics on Freshwater Alga Chlorella Vulgaris*, *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 33, 2022, s. 815-821.
45. Prata J.C., Lavorante B.R.B.O., Montenegro B.S.M.M.D.C., Guilhermino L., *Influence of Microplastics on the Toxicity of the Pharmaceuticals Procainamide and Doxycycline on the Marine Microalgae Tetraselmis Chuii*, *Aquatic Toxicology*, 197, 2018, s. 143-152.
46. Wenchao W., Zhang D., Sophocleous M., Qu Y., Jing W., Chalermwisutkul S., Russel M., *Measuring the Effects of Diethyl Phthalate Microplastics on Marine Algae Growth Using Dielectric Spectroscopy*, *Science of the Total Environment*, 865, 2023, 161221.
47. Song C., Liu Z., Wang C., Li S., Kitamura Y., *Different Interaction Performance between Microplastics and Microalgae: The Bio-Elimination Potential of Chlorella Sp. L38 and Phaeodactylum Tricornutum MASCC-0025*, *Science of the Total Environment*, 723, 2020, 138146.
48. Wu Y., Guo P., Zhang X., Zhang Y., Xie S., Deng J., *Effect of Microplastics Exposure on the Photosynthesis System of Freshwater Algae*, *Journal of Hazardous Materials*, 374, 2019, s. 219-227.
49. Khoshnamvand M., Hanachi P., Ashtiani S., Walker T.R., *Toxic Effects of Polystyrene Nanoplastics on Microalgae Chlorella Vulgaris: Changes in Biomass, Photosynthetic Pigments and Morphology*, *Chemosphere*, 280, 2021, 130725.
50. Yang W., Gao P., Li H., Huang J., Zhang Y., Ding H., Zhang W., *Mechanism of the Inhibition and Detoxification Effects of the Interaction between Nanoplastics and Microalgae Chlorella Pyrenoidosa*, *Science of the Total Environment*, 783, 2021, 146919.
51. Lin W., Su F., Lin M., Jin M., Li Y., Ding K., Chen Q., Qian Q., Sun X., *Effect of Microplastics PAN Polymer and/or Cu²⁺ Pollution on the Growth of Chlorella Pyrenoidosa*, *Environmental Pollution*, 265, 2020, 114985.

52. Senousy H.H., Khairy H.M., El-Sayed H.S., Sallam E.R., El-Sheikh M.A., Elshobary M.E., *Interactive Adverse Effects of Low-Density Polyethylene Microplastics on Marine Microalga Chaetoceros Calcitrans*, Chemosphere, 311, 2023, 137182.
53. Tunali M., Uzoefuna E.N., Tunali M.M., Yenigun O., *Effect of Microplastics and Microplastic-Metal Combinations on Growth and Chlorophyll a Concentration of Chlorella Vulgaris*, Science of the Total Environment, 743, 2020, 140479.
54. Wang S., Wang Y., Liang Y., Cao W., Sun C., Ju P., Zheng L., *The Interactions between Microplastic Polyvinyl Chloride and Marine Diatoms: Physiological, Morphological, and Growth Effects*, Ecotoxicological Environmental Safety, 203, 2020, 111000.
55. Wang C., Jiang L., Huang W., Wang C., He M., *Light Availability Modulates the Responses of the Microalgae Desmodesmus Sp. to Micron-Sized Polyvinyl Chloride Microplastics*, Aquatic Toxicology, 249, 2022, 106234.
56. Su Y., Cheng Z., Hou Y., Lin S., Gao L., Wang Z., Bao R., Peng L., *Biodegradable and Conventional Microplastics Posed Similar Toxicity to Marine Algae Chlorella Vulgaris*, Aquatic Toxicology, 244, 2022, 106097.
57. Guschina I.A., Hayes A.J., Ormerod S.J., *Polystyrene Microplastics Decrease Accumulation of Essential Fatty Acids in Common Freshwater Algae*, Environmental Pollution, 263, 2020, 114425.
58. Li R.R., Wang B.L., Nan F.R., Lv J.P., Liu X.D., Liu Q., Feng J., Xie S.L., *Effects of Polystyrene Nanoplastics on the Physiological and Biochemical Characteristics of Microalga Scenedesmus Quadricauda*, Environmental Pollution, 319, 2023, 120987.
59. Wang S.C., Liu G.Z., Liu F.F., *Physiological and Metabolic Toxicity of Polystyrene Microplastics to Dunaliella Salina*, Environmental Pollution, 316, 2023, 120544.
60. Zhang J., Kong L., Zhao Y., Lin Q., Huang S., Jin Y., M, Z., Guan W., *Antagonistic and Synergistic Effects of Warming and Microplastics on Microalgae: Case Study of the Red Tide Species Prorocentrum Donghaiense*, Environmental Pollution, 307, 2022, 119515.
61. Lang X., Ni J., He Z., *Effects of Polystyrene Microplastic on the Growth and Volatile Halocarbons Release of Microalgae Phaeodactylum Tricornutum*, Marine Pollution Bulletin, 174, 2022, 113197.
62. Costa C.H., da Perreault F., Oukarroum A., Melegari S.P., Popovic R., Matias W.G., *Effect of Chromium Oxide (III) Nanoparticles on the Production of Reactive Oxygen Species and Photosystem II Activity in the Green Alga Chlamydomonas Reinhardtii*, Science of The Total Environment, 565, 2016, s. 951-960.
63. Sharma P., Jha A.B., Dubey R.S., Pessarakli M., *Reactive Oxygen Species, Oxidative Damage, and Antioxidative Defense Mechanism in Plants under Stressful Conditions*, Journal of Botany, 2012, 2012, s. 1-26.
64. Rezayian M., Niknam V., Ebrahimzadeh H., *Oxidative Damage and Antioxidative System in Algae*, Toxicology Reports, 6, 2019, s. 1309-1313.
65. Ni Z., Tan L., Wang J., Chen Y., Zhang N., Meng F., Wang J., *Toxic Effects of Pristine and Aged Polystyrene and Their Leachate on Marine Microalgae Skeletonema Costatum*, Science of the Total Environment, 857, 2023, 159614.
66. Ye S., Rao M., Xiao W., Zhou J., Li M., *The Relative Size of Microalgal Cells and Microplastics Determines the Toxicity of Microplastics to Microalgae*, Process Safety and Environmental Protection, 169, 2023, s. 860-868.
67. Huang W., Zhao T., Zhu X., Ni Z., Guo X., Tan L., Wang J., *The Effects and Mechanisms of Polystyrene and Polymethyl Methacrylate with Different Sizes and Concentrations on Gymnodinium Aeruginosum*, Environmental Pollution, 287, 2021, 117626.
68. Lin W., Su F., Lin M., Jin M., Li Y., Ding K., Chen Q., Qian Q., Sun X., *Effect of Microplastics PAN Polymer and/or Cu²⁺ Pollution on the Growth of Chlorella Pyrenoidosa*, Environmental Pollution, 265, 2020, 114985.

69. Yan Z., Xu L., Zhang W., Yang G., Zhao Z., Wang Y., Li X., *Comparative Toxic Effects of Microplastics and Nanoplastics on Chlamydomonas Reinhardtii: Growth Inhibition, Oxidative Stress, and Cell Morphology*, Journal of Water Process Engineering, 43, 2021, 102291.
70. Natarajan L., Soupam D., Dey S., Chandrasekaran N., Kundu R., Paul S., Mukherjee A., *Toxicity of Polystyrene Microplastics in Freshwater Algae Scenedesmus Obliquus: Effects of Particle Size and Surface Charge*, Toxicology Reports, 9, 2022, s. 1953-1961.
71. Das S., Thiagarajan V., Chandrasekaran N., Ravindran B., Mukherjee A., *Nanoplastics Enhance the Toxic Effects of Titanium Dioxide Nanoparticle in Freshwater Algae Scenedesmus Obliquus*, Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 256, 2022, 109305.
72. Raju P., Santhanam P., Pandian S.S., Divya M., Arunkrishnan A., Devi K.N., Ananth S., Roopavathy J., Perumal P., *Impact of Polystyrene Microplastics on Major Marine Primary (Phytoplankton) and Secondary Producers (Copepod)*, Archives of Microbiology, 204, 2022, 84.
73. Seoane M., González-Fernández C., Soudant P., Huvet A., Esperanza M., Cid Á., Paul-Pont I., *Polystyrene Microbeads Modulate the Energy Metabolism of the Marine Diatom Chaetoceros Neogracile*, Environmental Pollution, 251, 2019, s. 363-371.
74. Zhou K., Hu Y., Zhang L., Yang K., Lin D., *The Role of Exopolymeric Substances in the Bioaccumulation and Toxicity of Ag Nanoparticles to Algae*, Scientific Reports, 6, 2016, 32998.
75. Sun A., Xu L., Zhou G., Yin E., Chen T., Wang Y., Li X., *Roles of Polystyrene Micro/Nano-Plastics as Carriers on the Toxicity of Pb²⁺ to Chlamydomonas Reinhardtii*, Chemosphere, 309, 2022, 136676.
76. Melaram R., Newton A.R., Chafin J., *Microcystin Contamination and Toxicity: Implications for Agriculture and Public Health*, Toxins (Basel), 14, 2022, s. 350.
77. Fan Y., Liu T., Qian X., Deng L., Rao W., Zhang Q., Zheng J., Gao X., *Metabolic Impacts of Polystyrene Microplastics on the Freshwater Microalga Microcystis Aeruginosa*, Science of the Total Environment, 2022, 836, 155655.
78. Wang Q., Wang J., Chen H., Zhang Y., *Toxicity Effects of Microplastics and Nanoplastics with Cadmium on the Alga Microcystis Aeruginosa*, Environmental Science and Pollution Research, 30, 2022, s. 17360-17373.
79. Zheng X., Yuan Y., Li Y., Liu X., Wang X., Fan Z., *Polystyrene Nanoplastics Affect Growth and Microcystin Production of Microcystis Aeruginosa*, Environmental Science and Pollution Research, 28, 2021, s. 13394-13403.
80. Zheng X., Zhang W., Yuan Y., Li Y., Liu X., Wang X., Fan Z., *Growth Inhibition, Toxin Production and Oxidative Stress Caused by Three Microplastics in Microcystis Aeruginosa*, Ecotoxicological Environmental Safety, 208, 2021, 111575.
81. Zheng X., Zhang L., Jiang C., Li J., Li Y., Liu X., Li C., Wang Z., Zheng N., Fan Z., *Acute Effects of Three Surface-Modified Nanoplastics against Microcystis Aeruginosa: Growth, Microcystin Production, and Mechanisms*, Science of the Total Environment, 855, 2023, 158906.
82. Rozman U., Kalčíková G., *Seeking for a Perfect (Non-Spherical) Microplastic Particle – The Most Comprehensive Review on Microplastic Laboratory Research*, Journal of Hazardous Materials, 424, 2022, 127529.
83. Li X., Luo J., Zeng H., Zhu L., Lu X., *Microplastics Decrease the Toxicity of Sulfamethoxazole to Marine Algae (Skeletonema Costatum) at the Cellular and Molecular Levels*, Science of the Total Environment, 824, 2022, 153855.
84. Gao L., Xie Y., Su Y., Mehmood T., Bao R., Fan H., Peng L., *Elucidating the Negatively Influential and Potentially Toxic Mechanism of Single and Combined Micro-Sized*

- Polyethylene and Petroleum to Chlorella Vulgaris at the Cellular and Molecular Levels*, Ecotoxicological Environmental Safety, 245, 2022, 114102.
85. Thompson R.C., Moore C.J., vom Saal F.S., Swan S.H., *Plastics, the Environment and Human Health: Current Consensus and Future Trends*, Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364, 2009, s. 2153-2166.
 86. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T.S., *Microplastics as Contaminants in the Marine Environment: A Review*, Marine Pollution Bulletin, 62, 2011, s. 2588-2597.
 87. Betts K., *Why Small Plastic Particles May Pose a Big Problem in the Oceans*, Environmental Science and Technology, 42, 2008, s. 8995-8995.
 88. Long M., Moriceau B., Gallinari M., Lambert C., Huvet A., Raffray J., Soudant P., *Interactions between Microplastics and Phytoplankton Aggregates: Impact on Their Respective Fates*, Marine Chemistry, 175, 2015, s. 39-46.
 89. Desforges J.P.W., Galbraith M., Ross P.S., *Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean*, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69, 2015, s. 320-330.
 90. Dodson S.L., Cáceres C.E., Rogers D.C., *Cladocera and Other Branchiopoda*, Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, 2010, s. 773-827.
 91. Eltemsah Y.S., Böhn T., *Acute and Chronic Effects of Polystyrene Microplastics on Juvenile and Adult Daphnia Magna*, Environmental Pollution, 254, 2019, 112919.
 92. Tkaczyk A., Bownik A., Dudka J., Kowal K., Ślaska B., *Daphnia Magna Model in the Toxicity Assessment of Pharmaceuticals: A Review*, Science of The Total Environment, 763, 2021, 143038.
 93. Yin J., Long Y., Xiao W., Liu D., Tian Q., Li Y., Liu C., Chen L., Pan Y., *Ecotoxicology of Microplastics in Daphnia: A Review Focusing on Microplastic Properties and Multiscale Attributes of Daphnia*, Ecotoxicological Environmental Safety, 249, 2023, 114433.
 94. Rosenkranz P., Chaudhry Q., Stone V., Fernandes T.F., *A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by daphnia magna*, Environmental Toxicology and Chemistry, 28, 2009, 2142.
 95. Kokalj A.J., Kunej U., Skalar T., *Screening Study of Four Environmentally Relevant Microplastic Pollutants: Uptake and Effects on Daphnia Magna and Artemia Franciscana*, Chemosphere, 208, 2018, s. 522-529.
 96. Ziajahromi S., Kumar A., Neale P.A., Leusch, F.D.L., *Impact of Microplastic Beads and Fibers on Waterflea (Ceriodaphnia Dubia) Survival, Growth, and Reproduction: Implications of Single and Mixture Exposures*, Environmental Science and Technology, 51, 2017, s. 13397-13406.
 97. Rehse S., Kloas W., Zarfl C., *Short-Term Exposure with High Concentrations of Pristine Microplastic Particles Leads to Immobilisation of Daphnia Magna*, Chemosphere, 153, 2016, s. 91-99.
 98. Frankel R., Ekvall M.T., Kelpsiene E., Hansson L.A., Cedervall T., *Controlled Protein Mediated Aggregation of Polystyrene Nanoplastics Does Not Reduce Toxicity towards Daphnia Magna*. Environ Sci Nano, 7, 2020, s. 1518-1524.
 99. Brun N.R., Beenakker M.M.T., Hunting E.R., Ebert D., Vijver M.G., *Brood Pouch-Mediated Polystyrene Nanoparticle Uptake during Daphnia Magna Embryogenesis*, Nanotoxicology, 11, 2017, s. 1059-1069.
 100. Cui R., Kim S.W., An Y.J., *Polystyrene Nanoplastics Inhibit Reproduction and Induce Abnormal Embryonic Development in the Freshwater Crustacean Daphnia Galeata*, Scientific Reports, 7, 2017, 12095.
 101. Sadler D.E., Brunner F.S., Plaistow S.J., *Temperature and Clone-Dependent Effects of Microplastics on Immunity and Life History in Daphnia Magna*, Environmental Pollution, 255, 2019, 113178.

102. Zhang F., Wang Z., Wang S., Fang H., Wang D., *Aquatic Behavior and Toxicity of Polystyrene Nanoplastic Particles with Different Functional Groups: Complex Roles of PH, Dissolved Organic Carbon and Divalent Cations*, Chemosphere, 228, 2019, s. 195-203.
103. Pan Y., Zhang Y., Sun S., *Habitat Orientation Alters the Outcome of Interspecific Competition: A Microcosm Study with Zooplankton Grazers*, Ecology and Evolution, 8, 2018, s. 3254-3269.
104. Bedrossiantz J., Martínez-Jerónimo F., Bellot M., Raldua D., Gómez-Canela C., Barata C., *A High-Throughput Assay for Screening Environmental Pollutants and Drugs Impairing Predator Avoidance in Daphnia Magna*, Science of The Total Environment, 740, 2020, 140045.
105. Magester S., Barcelona A., Colomer J., Serra T., *Vertical Distribution of Microplastics in Water Bodies Causes Sublethal Effects and Changes in Daphnia Magna Swimming Behaviour*, Ecotoxicological Environmental Safety, 228, 2021, 113001.
106. Kast-Hutcheson K., Rider C.V., LeBlanc G.A., *The fungicide propiconazole interferes with embryonic development of the crustacean daphnia magna*, Ecotoxicological Environmental Safety, 20, 2001, 502.
107. Besseling E., Wang B., Lüring M., Koelmans A.A., *Nanoplastic Affects Growth of S. Obliquus and Reproduction of D. Magna*, Environmental Science and Technology, 48, 2014, s. 12336-12343.
108. Zhang W., Liu Z., Tang S., Li D., Jiang Q., Zhang T., *Transcriptional Response Provides Insights into the Effect of Chronic Polystyrene Nanoplastic Exposure on Daphnia Pulex*, Chemosphere, 238, 2020, 124563.
109. Liu Y., Zhang J., Zhao H., Cai J., Sultan Y., Fang H., Zhang B., Ma J., *Effects of Polyvinyl Chloride Microplastics on Reproduction, Oxidative Stress and Reproduction and Detoxification-Related Genes in Daphnia Magna*, Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 254, 2022, 109269.
110. Felten V., Toumi H., Masfaraud J.F., Billoir E., Camara B.I., Féraud J.F., *Microplastics Enhance Daphnia Magna Sensitivity to the Pyrethroid Insecticide Deltamethrin: Effects on Life History Traits*, Science of The Total Environment, 714, 2020, 136567.
111. Na J., Song J., Achar J.C., Jung J., *Synergistic Effect of Microplastic Fragments and Benzophenone-3 Additives on Lethal and Sublethal Daphnia Magna Toxicity*, Journal of Hazardous Material, 402, 2021, 123845.
112. Yuan W., Zhou Y., Chen Y., Liu X., Wang J., *Toxicological Effects of Microplastics and Heavy Metals on the Daphnia Magna*, Science of The Total Environment, 746, 2020, 141254.
113. Rehse S., Kloas W., Zarfl C., *Microplastics Reduce Short-Term Effects of Environmental Contaminants. Part I: Effects of Bisphenol A on Freshwater Zooplankton Are Lower in Presence of Polyamide Particles*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 15, 2018, 280.
114. Lin W., Jiang R., Xiong Y., Wu J., Xu J., Zheng J., Zhu F., Ouyang G., *Quantification of the Combined Toxic Effect of Polychlorinated Biphenyls and Nano-Sized Polystyrene on Daphnia Magna*, Journal of Hazardous Material, 364, 2019, s. 531-536.
115. Miloloža M., Bule K., Ukić Š., Cvetnić M., Bolanča T., Kušić H., Bulatović V.O., Grgić D.K., *Ecotoxicological Determination of Microplastic Toxicity on Algae Chlorella Sp.: Response Surface Modeling Approach*, Water, Air, & Soil Pollution, 232, 2021, 327.
116. Campbell S.H., Williamson P.R., Hall B.D., *Microplastics in the Gastrointestinal Tracts of Fish and the Water from an Urban Prairie Creek*, FACETS Journal, 2, 2017, s. 395-409.
117. Sanchez W., Bender C., Porcher J.M., *Wild Gudgeons (Gobio Gobio) from French Rivers Are Contaminated by Microplastics: Preliminary Study and First Evidence*, Environmental Research, 128, 2014, s. 98-100.

118. Lusher A.L., McHugh M., Thompson R.C., *Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract of Pelagic and Demersal Fish from the English Channel*, Marine Pollution Bulletin, 67, 2013, s. 94-99.
119. Ramos J., Barletta M., Costa M., *Ingestion of Nylon Threads by Gerreidae While Using a Tropical Estuary as Foraging Grounds*, Aquatic Biology, 17, 2012, s. 29-34.
120. Selvam S., Manisha A., Roy P.D., Venkatramanan S., Chung S.Y., Muthukumar P., Jesuraja K., Elgorban A.M., Ahmed B., Elzain H.E., *Microplastics and Trace Metals in Fish Species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and Evaluation of Human Health*, Environmental Pollution, 291, 2021, 118089.
121. Parker B., Andreou D., Iain D., Green J.D., J. Robert Britton J.R., *Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives*, Fish and Fisheries, 22, 2021, s. 465-664.
122. Lee W.S., Cho H.J., Kim E., Huh Y.H., Kim H.J., Kim B., Kang T., Lee J.S., Jeong J., *Bioaccumulation of Polystyrene Nanoplastics and Their Effect on the Toxicity of Au Ions in Zebrafish Embryos*, Nanoscale, 11, 2019, s. 3173-3185.
123. Lei L., Wu S., Lu S., Liu M., Song Y., Fu Z., Shi H., Raley-Susman K.M., He D., *Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish Danio rerio and nematode Caenorhabditis elegans*, Science of the Total Environment, 619-620, 2018, s. 1-8.
124. Zhao Y., Bao Z., Wan Z., Fu Z., Jin Y., *Polystyrene microplastic exposure disturbs hepatic glycolipid metabolism at the physiological, biochemical, and transcriptomic levels in adult zebrafish*, Science of the Total Environment, 710, 2020, 136279.
125. Pannetier P., Morin B., Le Bihanic F., Dubreil L., Clérandeau C., Chouvellon F., Van Arkel K., Danion M., Cachot J., *Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae*, Environment International, 134, 2020, 105047.
126. Mak C.W., Ching-Fong Yeung K., Chan K.M., *Acute toxic effects of polyethylene microplastic on adult zebrafish*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 182, 2019, 109442.
127. Roch S., Friedrich C., Brinker A., *Uptake routes of microplastics in fishes: Practical and theoretical approaches to test existing theories*, Scientific Reports, 10, 2020, s. 1-12.
128. Akhbarizadeh R., Moore F., Keshavarzi B., *Investigating a Probable Relationship between Microplastics and Potentially Toxic Elements in Fish Muscles from Northeast of Persian Gulf*, Environmental Pollution, 232, 2018, s. 154-163.

Wpływ mikro- i nanoplastiku na organizmy wodne ze szczególnym uwzględnieniem mikroalg

Streszczenie

Tworzywa sztuczne są ważnym materiałem w gospodarce światowej, wykorzystywanym niemal w każdej branży przemysłu. Produkcja i zużycie plastiku co roku wzrasta, w konsekwencji rośnie też ilość produkowanych odpadów, które stają się najbardziej powszechnym rodzajem zanieczyszczeń na świecie. Problem ten jest szczególnie związany z mikro- i nanocząstkami tworzyw sztucznych, które stały się zanieczyszczeniami środowiska budzącymi największe obawy. Fragmenty plastiku o różnych kształtach i rozmiarach <5 mm nazywane mikro- i <100 nm nanoplastikiem powstają w wyniku produkcji i/lub rozpadu tworzyw sztucznych pod wpływem różnych czynników, głównie atmosferycznych. Obecność takich cząstek w środowisku stwarza zagrożenie toksykologiczne dla organizmów na wszystkich poziomach troficznych.

Celem przeglądu literaturowego było podsumowanie wpływu mikroplastiku na organizmy wodne. Na podstawie aktualnie dostępnych publikacji przedstawiono szereg badań wykazujących wpływ mikro- i nanoplastiku na algi, bezkręgowce i ryby.

Przegląd badań wykazał toksyczny wpływ mikroplastiku na organizmy w środowisku wodnym, w tym na uszkodzenie tkanek, jelit, DNA, organów rozmnażania, stres oksydacyjny, neurotoksyczność, zmiany zachowania, zmiany ekspresji genów, zmniejszenie wzrostu, reprodukcji, a także śmiertelność. Po pobraniu przez organizmy wodne drobiny mikroplastiku mogą przemieszczać się w łańcuchu troficznym w procesie bio-

magnifikacji. Ponadto mikroplastiki mogą absorbować różne zanieczyszczenia obecne w wodzie, takie jak metale ciężkie, pestycydy, WWA zwiększając ich akumulację w środowisku.

W opracowaniu przedstawiono skutki toksykologiczne powodowane przez mikroplastik i zaadsorbowane ksenobiotyki. Ponadto wyniki badań jednoznacznie pokazują, że im mniejsze są cząstki mikroplastiku tym większe jest zagrożenie toksykologiczne, z kolei najbardziej toksycznymi identyfikowanymi polimerami są polistyren, polichlorek winylu, poliuretan, poliakrylonitryl.

Słowa kluczowe: mikro i nanoplastik, ryby, algi, ksenobiotyki, toksyczność

Influence of micro- and nanoplastics on aquatic organisms with particular emphasis on microalgae

Abstract

Plastics are an important material in the global economy, used in almost every industry. The production and consumption of plastic is increasing every year, and consequently the amount of waste produced, which is becoming the most common type of pollution in the world, is also increasing. This problem is particularly related to plastic micro- and nanoparticles, which have become the environmental pollutants of greatest concern. Fragments of plastic of various shapes and sizes <5 mm, called micro- and <100 nm nanoplastics, are formed as a result of the production and/or disintegration of plastics under the influence of various factors, mainly atmospheric. The presence of such particles in the environment creates a toxicological risk for organisms at all trophic levels. The aim of the literature review was to summarize the impact of microplastics on aquatic organisms. Based on currently available publications, a number of studies have been presented showing the effect of micro- and nanoplastics on algae, invertebrates and fish. A review of studies found the toxic effects of microplastics on aquatic organisms, including damage to tissues, gut, DNA, reproductive organs, oxidative stress, neurotoxicity, behavioural changes, changes in gene expression, reduced growth, reproduction, and mortality. After being taken up by aquatic organisms, microplastic particles can move in the trophic chain in the process of biomagnification. In addition, microplastics can absorb various pollutants present in water, such as heavy metals, pesticides, PAHs, increasing their accumulation in the environment.

The study presents the toxicological effects caused by microplastics and adsorbed xenobiotics. In addition, the test results clearly show that the smaller the microplastic particles are, the greater the toxicological risk, while the most toxic identified polymers are polystyrene, polyvinyl chloride, polyurethane, and polyacrylonitrile.

Keywords: micro and nanoplastic, fish, algae, xenobiotics, toxicity

Usuwanie mikro- i nanoplastików ze środowiska wodnego

1. Wprowadzenie

Badania związane z występowaniem i losami mikroplastików (MPs) i nanoplastików (NPs) w środowisku wodnym nabierają tempa na całym świecie, zwłaszcza w ostatniej dekadzie [1-3]. Globalna produkcja tworzyw sztucznych zaczęła wzrastać na całym świecie od 1950 roku i nadal rośnie na ogromną skalę. W 2014 roku wyniosła ona 299 mln ton, w 2016 roku 335 mln ton, w 2017 roku 348 mln ton, w 2018 roku 367 mln ton, a w 2019 roku 359 mln ton [4, 5]. W związku z pandemią COVID-19, produkcja tworzyw w 2020 roku odnotowała spadek o 0,3% w porównaniu do 2019 roku. Największym producentem tworzyw sztucznych jest Azja (50,1%), a następnie Europa (18,5%), Północnoamerykański Układ Wolnego Handlu (17,7%), Bliski Wschód, Afryka (7,71%), Ameryka Łacińska (4%) oraz Wspólnota Niepodległych Państw (2,6%). Produkcja tworzyw sztucznych w Europie osiągnęła w 2018 roku rekordową liczbę ponad 62 mln ton. Polska zajęła w tym rankingu wysokie, siódme miejsce (7% udział w rynku, powyżej 3 mln ton) [6]. Największe zapotrzebowanie na tego typu tworzywa dotyczy rynku opakowań, materiałów budowlanych oraz motoryzacyjnych. Ten znaczący wzrost i rozpowszechnienie produkcji tworzyw sztucznych na świecie powoduje powstawanie ogromnej ilości odpadów na lądzie, które przedostają się do środowiska wodnego, powodując coraz większe jego zanieczyszczenie [7]. MPs i NPs stanowią zatem pilny problem do rozwiązania ze względu na ich wszechobecność i potencjalne negatywne oddziaływanie na środowisko i zdrowie ludzi [8,9].

Najczęściej spotykane tworzywa sztuczne w postaci MPs/NPs stwierdzone w środowisku wodnym to polipropylen (PP), polietylen (PE), polistyren (PS), polichlorek winylu (PVC), poliwęglan (PC), poliamidy (PA), poliester (PES) i politereftalan etylenu (PET). Tworzywa te są polimerami odwracalnymi, termoplastycznymi, które w dużym stopniu nadają się do recyklingu i mogą być wielokrotnie podgrzewane, chłodzone i kształtowane [10]. Recykling tworzyw sztucznych jest znacznie mniejszy niż wytwarzane odpady i stanowi zaledwie 9-16% wszystkich wyrzucanych odpadów z tworzyw sztucznych [11-14]. Oprócz polimerów odwracalnych, w użyciu są również tworzywa termoutwardzalne, głównie żywice epoksydowe, fenolowe i akrylowe, estry winylowe, silikon, żywica melaminowa, poliuretan, formaldehyd, itp. [15-17], które nie nadają się do recyklingu.

MPs i NPs powszechnie występują więc w atmosferze [18], glebie [19], oceanie [20], wodzie słodkiej [21], a nawet w osadach arktycznego jeziora słodkowodnego [22] i utrzymują się w środowisku z uwagi na powolne tempo degradacji [23]. Na przykład liczba MPs w śródlądowych wodach słodkich w Wuhan w Chinach wynosiła od

¹ alina.pohl@ipispan.edu.pl, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, www.ipis.pan.pl.

² michal.bodzek@ipispan.edu.pl, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, www.ipis.pan.pl.

1660,0 $\pm$ 639,1 a 8925 $\pm$ 1591 cząstek/m³, przy czym głównymi w tym przypadku rodzajami były PET, PP i PE [24]. Stężenia dodatków chemicznych, w tym plastyfikatorów, w odpadach z tworzyw sztucznych wynosi do 35 ng/g na plażach odległych i do 700 ng/g na plażach na plażach miejskich. W przypadku bisfenolu A na plażach miejskich wartości te kształtują się na poziomie 400 ng/g, natomiast ftalanów do 3940 ng/g [25].

Tworzywa sztuczne dostają się do środowiska wodnego głównie poprzez ścieki komunalne i przemysłowe, spływy powierzchniowe oraz ciągły rozkład większych tworzyw sztucznych w środowisku [10, 26]. MPs mogą być uwalniane do środowiska przez przemysł tworzyw sztucznych, stosowanie środków higieny osobistej np. pasty do zębów, płyny do mycia naczyń i żele pod prysznic [27], z odzieży podczas procesu prania [28], a następnie są one odprowadzane do oczyszczalni ścieków (OŚ) różnymi drogami, [29]. Po pierwsze, włókna tracone z tekstyliów podczas prania [30] i plastikowe kulki, które są używane w kosmetykach i produktach higieny osobistej trafiają do OŚ przez domowe systemy zrzutu. Po drugie, przemysłowe tworzywa sztuczne stosowane w obróbce strumieniowo-ściernej powierzchni, formowaniu i wielu innych procesach są odprowadzane do miejskich systemów kanalizacji przed przedostaniem się do OŚ [27, 31]. Trzecim czynnikiem odpowiedzialnym za zanieczyszczenie MPs w OŚ jest proces mokrej sedimentacji. Drobne szczątki plastikowe znajdujące się w atmosferze lub w konstrukcjach betonowych i autostradowych, które powstają w wyniku rozpadu lub ścierania się innych plastików, takich jak opakowania, tekstylia i opony, mogą przedostawać się do ścieków poprzez spływy burzowe [32, 33]. Wreszcie OŚ mogą otrzymywać MPs z odcieków ze składowisk odpadów [34], gdzie ze względu na trudne warunki środowiskowe, ulegają fragmentacji na MPs, a następnie wraz z odciekami trafiają do oczyszczalni ścieków [35]. Wraz ze ściekami MPs mogą również przedostawać się do środowiska za pośrednictwem osadów ściekowych. Osady ściekowe mogą zawierać od 20 do ponad 180 cząstek MPs na gram wysuszonych osadów, w zależności od sposobu gospodarowania osadami i metod badawczych [15, 36]. Według Horton i in. [37] ilość MPs w środowisku lądowym może być od 4 do 23 razy większa niż w oceanach. Ponadto unoszące się w atmosferze MPs, które zostały wyemitowane przez przemysł tworzyw sztucznych i pojazdy, również trafiają do OŚ [38]. OŚ są więc uważane za głównych odbiorców MPs/NPs przed ich przedostaniem się do naturalnych systemów wodnych [11, 39]. MPs/NPs znaleziono w jeziorach i rzekach, a w wyniku transportu napędzanego wiatrem i rzeką, plastikowe śmieci docierają do wybrzeży mórz i oceanów [40]. Ostatnio stwierdzono, że nawet Morze Arktyczne jest zbiornikiem, w którym występują pewne zanieczyszczenia MPs [41]. Obecnie 98% MPs jest zatrzymywane w OŚ, ale MPs o wymiarach mniejszych niż 20 μ m przedostają się dalej zanieczyszczając tworzywami sztucznymi środowisko wodne [16, 42, 43]. MPs zostały wykryte w różnych wodach powierzchniowych i gruntowych [44], w tym wodzie z rzek, jezior i zbiornikach wodnych, oraz wodach, które są głównymi źródłami wody do picia. Czasami wykorzystuje się wodę morską, ponieważ źródła wody słodkiej są ograniczone. Jednak odsalanie wody morskiej wymaga dużych nakładów energii i kosztów [45]. Średnia liczebność MPs w środowisku słodkowodnym waha się od kilku do milionów ton [46]. Na tak duże różnice wpływają głównie lokalizacje, warunki naturalne, działalność człowieka itp.

MPs/NPs mogą wywoływać toksyczność przewlekłą ze względu akumulację w organizmach, w tym człowieka, chociaż nie znaleziono dowodów na ich ostre działania [47,

48]. Ponadto mogą wpływać na czynności fizjologiczne żywych organizmów poprzez wypłukiwanie zanieczyszczeń z tworzyw sztucznych (np. plastyfikatory, środki zmniejszające palność) oraz działając jako wektor trwałych zanieczyszczeń ze względu na ich małą objętość i dużą powierzchnię właściwą [49, 50]. MPs/NPs mogą więc adsorbować zanieczyszczenia, takie jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne [51], metale ciężkie [52, 53], bisfenol A i polibromowane etery difenyłowe [54], ftalany [52], produkty farmaceutyczne i środki higieny osobistej [55]. Potencjalny wpływ MPs/NPs na ludzi (np. poprzez spożycie ryb lub soli morskiej) obejmuje podrażnienie dróg oddechowych, otyłość, choroby układu sercowo-naczyniowego, astmę i nowotwory. Ponadto, toksyczność MPs/NPs może wynikać z nieprzereagowanych monomerów, oligomerów i dodatków chemicznych, które wydostają się z materiałów opakowaniowych tworzyw sztucznych do żywności w długim okresie [56]. Obecność resztek MPs w produktach spożywczych może powodować poważne problemy zdrowotne, natomiast żywice epoksydowe są wchłaniane przez żywe tkanki, a następnie zaburzają tempo podziału komórek [56]. Rodzaj tworzywa sztucznego i czynniki środowiskowe (np. siła jonowa i pH) wpływają na adsorpcję zanieczyszczeń na MPs.

Ze względu na wielkość cząstek, tworzywa sztuczne dzieli się na mikroplastiki (MPs) i nanoplastiki (NPs). MPs to cząstki polimerów syntetycznych (o średnicy mniejszej niż 5 mm), które są odporne na (bio)degradację. IUPAC (International Union for Pure and Applied Chemistry) uznaje za MPs cząstki wymiarach od 0,1 do 100 μm [57]. Jednak w ostatnich latach środowisko naukowe zgodziło się definiować MPs jako fragmenty tworzyw sztucznych, których najdłuższy wymiar jest mniejszy niż 5 mm. W związku z tym Komisja Europejska, EPA (Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych) oraz kraje regionu Azji i Pacyfiku, przyjęły to kryterium, a także, jak dotąd, europejski przemysł chemiczny [58]. W 2011 roku wprowadzono również pojęcie NPs, które jest definiowane jako cząstki (nanosfery, nanowłókna/nanoturki i nanofilmy) o mniejszych wymiarach, od 1 do 100 nm [36, 59]. Ograniczenie to jest istotne, ponieważ cząstki poniżej tej granicy, w przeciwieństwie do MPs, mogą być zdolne do naruszania błony komórkowej [59].

Ze względu na pochodzenie MPs i NPs dzieli się je na dwie klasy: tworzywa pierwotne i wtórne [60]. Do pierwszej zalicza się małe kawałki specjalnie wyprodukowanych tworzyw sztucznych, takich jak składniki występujące w kosmetykach, głównie w płynach do mycia rąk i twarzy, żeli i płynów pod prysznic/do kąpieli, past do zębów, kremów do golenia, produktów dla niemowląt, farb do włosów, lakierów do paznokci, dezodorantów, środków do makijażu, tuszy do rzęs, środków odstraszających owady, filtrów przeciwsłoneczne i innych [5]. Istnieją jednak również inne produkty które same są pierwotnymi MPs, jak na przykład plastikowe granulki i wektory dla leków [36]. W 2017 roku Komisja Europejska opublikowała raport, w którym panel specjalistów zbadał wszystkie pierwotne MPs wytworzone w Europie (tab. 1) [61]. Z tabeli 1 wynika, że europejski rynek produktów higieny osobistej jest najbardziej znaczącym producentem odpadów zawierających MPs pierwotne, a poliuretan jest jednym z najczęściej wytwarzanych polimerów w postaci MPs. W 2017 roku pierwotne MPs zawierające poliuretan stanowiły co najmniej połowę całkowitej produkcji MPs na rynku kosmetyków i artykułów użytku osobistego, jak również na rynku detergentów.

Tabela 1. Główne rynki, na których dodawane są mikroplastiki pierwotne w Europie, szacunek masowej produkcji w 166 tonach/rok w 2017 roku oraz główne typy polimerów fabrykowanych na dany rynek

Produkt	Ton/rok (2017)	Główne rodzaje polimerów
Kosmetyki/pielęgnacja osobista	714	Poliuretan (około 50% wszystkich mikroplastików w kosmetykach), polietylen, octan celulozy, kwas polimlekowy, Nylon-11
Farby i powłoki	220	Polimery akrylowe, włókna poliamidowe, poli-akrylonitrylowe
Detergenty	142	Poliuretan, poliester, poliamid, akryl, poli(metakrylan metylu) (PMMA), PET, modyfikatory reologii, polietylen
Przemysł naftowy i gazowy	2	Dodatki, środki sieciujące, inhibitory wosku
Roľnictwo	Trudne do oszacowania	Stosowane jako powłoki do tworzenia pigułek i kontroli uwalniania nawozów, polisulfon, poliakrylonitryl, octan celulozy
Przemysłowe materiały ścieme	Trudne do oszacowania	Cząsteczki PMMA, gumy, polietylen
Przemysł drobny	1,6	-

Źródło: opracowanie własne na podstawie [61]

Wtórne MP/NPs to małe kawałki tworzyw sztucznych powstałe w wyniku rozkładu większych odpadów z tworzyw sztucznych w wyniku procesów fizycznych, biologicznych i chemicznych. zarówno w morzu, jak i na lądzie [60].

Aby zinterpretować zachowania i losy MP/NPs w środowisku wodnym, kluczowe jest zrozumienie degradacji polimerów, które można podzielić na: biodegradację, fotodegradację i degradację termooksydacyjną (powolny utleniający rozkład w umiarkowanej temperaturze), oraz hydrolizę [62]. Promieniowanie słoneczne UV jest najszybszym i najbardziej efektywnym procesem degradacji plastikowych odpadów, zwłaszcza wystawionych na działanie powietrza [1]. Należy zaznaczyć, że tworzywa sztuczne powszechnie stosowane w codziennym użytkowaniu nie ulegają biodegradacji w wystarczająco szybkim tempie. Powodem tego jest fakt, że wraz z temperaturą i pH środowiska wody, gatunki mikroorganizmów, które są zdolne do metabolizowania polimerów, występują w przyrodzie rzadko. Niemniej jednak, istnieją pewne przykłady biopolimerów, które mogą być biodegradowalne, takich jak: chityny, chitozan oraz kilka polimerów syntetycznych, takich jak poliestry alifatyczne, które ulegają szybkiej biodegradacji w morzu [62].

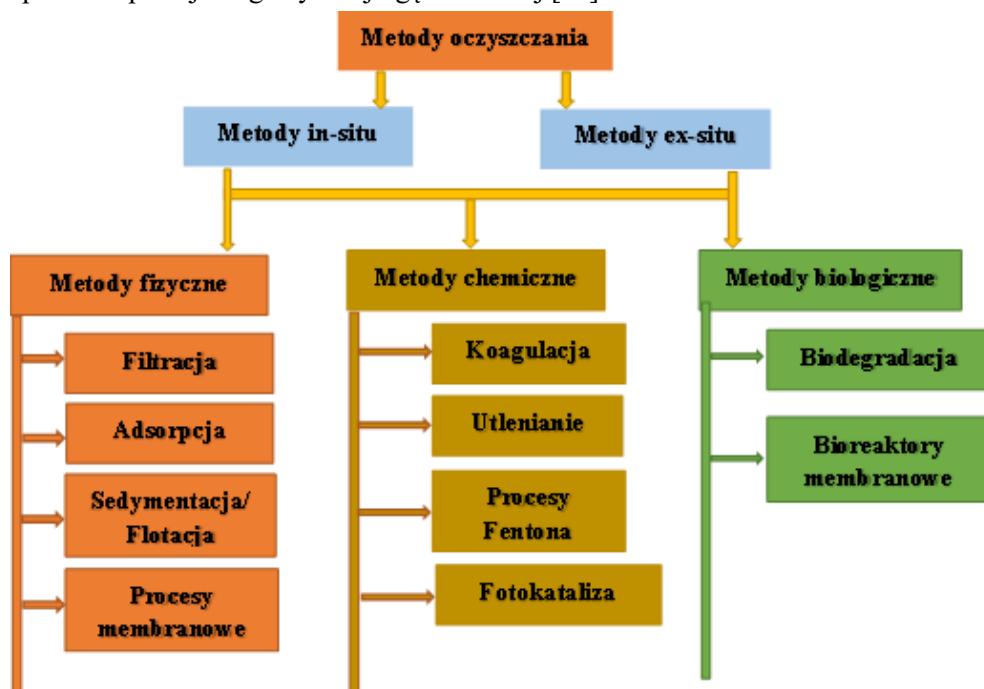
Usuwanie MP/NPs ze środowiska wodnego stanowi duże wyzwanie dla naukowców i specjalistów technologii wody i ścieków. Żadna z obecnie stosowanych procesów oczyszczania ścieków jak również uzdatniania wody nie jest przeznaczona do ich usuwania, ponieważ zostały opracowane do remediacji rozpuszczonych i zawieszonych zanieczyszczeń, oraz odpadów stałych [54, 55]. Technologie oczyszczania ścieków są powszechnie oparte na procesach mechanicznych, biologicznych i chemicznych, które przy okazji oddzielają również cząstki stałe, w tym MP/NPs [12, 15, 55]. Im skuteczniejsze jest uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków w usuwaniu MP/NPs, tym więcej cząstek jest oddzielanych do osadu, co zwiększa jego potencjał zanieczyszczenia [12]. Dlatego też pilnie potrzebne są badania skuteczności usuwania MP/NPs za pomocą różnych technologii oczyszczania wody i ścieków oraz zrozumienie mechanizmu ich usuwania. Niniejszy przegląd zawiera krytyczną dyskusję na temat różnych technik separacji cząstek MP/NPs ze środowiska wodnego. Oprócz metod separacji stosowanych w procesie uzdatniania wody i oczyszczania ścieków, przedstawiono najnowsze zaawansowane techniki separacji, takie jak techniki membranowe, w tym bioreaktory membranowe, separację magnetyczną, oraz chemiczne i biologiczne metody separacji.

2. Usuwanie MPs i NPs ze środowiska wodnego

W ograniczaniu zanieczyszczenia wód MPs i NPs, należy rozważyć dwa systematyczne podejścia. Pierwsze podejście obejmuje powstrzymanie lub zminimalizowanie dalszego wprowadzania i odkładania się MPs/NPs w zbiornikach wodnych, natomiast drugie podejście dotyczy usuwania MPs/NPs już obecnych w wodzie. Jak już wspomniano, żadna z obecnych technologii oczyszczania wody i ścieków nie jest przeznaczona do usuwania cząstek plastiku, ponieważ zostały one opracowane do usuwania i neutralizacji rozpuszczonych i zawieszonych zanieczyszczeń [44, 63]. Ogólnie, technologie oczyszczania wody i ścieków w celu usunięcia MPs/NPs są powszechnie oparte na metodach fizycznych, chemicznych i biologicznych, w zależności od sposobu oczyszczania (rys. 1) [11].

2.1. Fizyczne metody usuwania MPs i NPs

Do metod fizycznych usuwania MPs/NPs zalicza się adsorpcję, filtrację, sedymentację, flotację i inne [11, 64-66]. Większość z nich została zweryfikowana w laboratorium, w skali pilotowej, a nawet na pełną skalę. Wysoką skutecznością usuwania MPs/NPs charakteryzują adsorbenty na bazie węgla (biowęgiel, magnetyczne nanorurki węglowe), magnetyczne adsorbenty na bazie polioksometalanu w fazie cieczy jonowej, filtry dyskowe, szybkie filtry piaskowe, flotacja rozpuszczonym powietrzem, oraz filtracja, w tym filtracja membranowa. Usuwanie MPs/NPs metodami fizycznymi przebiega w kolejności: proces filtracji > proces flotacji > proces adsorpcji > proces membranowy > > proces separacji magnetycznej i gęstościowej [66].



Rysunek 1. Podstawowa klasyfikacja metod usuwania MPs/NPs, opracowanie własne na podstawie [11]

Sedymentacja jest pierwszym etapem oczyszczania wody i ścieków, obejmującym mechaniczne usuwanie zawiesin ziarnistych (piasku i żwiru) w piaskownikach oraz usuwanie drobnych zawiesin i koloidów w osadnikach (odstojnikach). W OŚ, klarowanie wstępne zapewnia osadzanie cząstek stałych przed etapem oczyszczania biologicznego (drugiego stopnia). Technika sedymentacji/klarowania, oparta na osadzaniu grawitacyjnym, umożliwia również usuwanie MPs z systemów wodnych. Michielssen i in. [67] zaobserwowali, że 84-88% MPs o wielkości w zakresie 100-1000 μm zostało usuniętych w OŚ w procesie wstępnej sedymentacji i klarowania. W innych badaniach proces sedymentacji/klarowania, stosowany przed innymi technikami oczyszczania ścieków wykazywał skuteczność usuwania na poziomie 57%-64% [68-70]. Dris i in. [71] stwierdzili, że frakcja dużych cząstek MPs (1000-5000 μm) drastycznie zmniejszyła się z 45% do 7% po oczyszczaniu wstępnym. Murphy i in. [43] również badali efektywność wstępnego etapu oczyszczania w miejskiej OŚ w Glasgow (Szkocja), uzyskując efektywność wynoszącą około 78%, a ilość MPs zmniejszyła się z 15,7 MPs/l do 3,4 MPs/l. Conley i in. [72] przedstawili roczne dane dotyczące stężeń i skuteczności usuwania MPs w trzech OŚ w USA, w których stosowano różne metody oczyszczania. Wykazano wysoką skuteczność usuwania MPs, wynoszącą około 97,6%, w procesie klarowania wstępnego dla frakcji MPs obejmujących cząstki w zakresie od 418 – 60 μm . Oczyszczanie wstępne w OŚ posiada więc największy wpływ na wielkość MPs transportowanych do kolejnych etapów oczyszczania, ponieważ może skutecznie usuwać MPs zwłaszcza o większych rozmiarach. Na skuteczność usuwania MPs za pomocą sedymentacji kluczowy wpływ wywierają również gęstość i kształt cząstek [68, 69]. Hidayaturrahman i Lee [70] wykazali, że efektywność usuwania włóknistych cząstek MPs w procesie wstępnej sedymentacji wynosi 76-92%. Nieregularne fragmenty i granulki to dwa kształty MPs, które są najłatwiej eliminowane (91% i 83% odpowiednio), podczas gdy stopień usunięcia włókien wynosi tylko około 79%. Włókna są zatem uważane za najtrudniej usuwane ze ścieków [32] i są dominującym kształtem MPs w ściekach odprowadzanych z OŚ [10, 16, 32]. Można to częściowo wyjaśnić stopniem gładkości powierzchni każdego z kształtów MPs. Na przykład, włókna i granulki są bardziej gładkie niż inne kształty, co sprawia, że w środowisku ściekowym wykazują mniejszy opór i mogą być łatwo usuwane w OŚ [73]. Z kolei fragmenty o innych kształtach są często kanciaste, rozwidłone i poskręcane, co nie tylko zwiększa zdolność do ich wychwytywania, ale także stwarza większą szansę dla kolonizacji mikroorganizmów. Generalnie, MPs/NPs technologii sedymentacji nie są całkowicie usuwane, ale zostają uwięzione w osadach, co stwarza duże prawdopodobieństwo, że powrócą do ścieków wraz z odciekami lub dostaną się do naturalnego środowiska wodnego w wyniku spływu wód burzowych.

Flotacja jest metodą polegającą na rozdzielaniu rozdrobnionych w wodzie ciał stałych, w której zanieczyszczenia hydrofobowe wraz z pęcherzykami powietrza wynoszone są na powierzchnię tworząc pianę [74]. Flotacja rozpuszczonym powietrzem (DAF) jest jedną z najpowszechniej stosowanych metod separacji ciał stałych, oleju i materiałów włóknistych, w tym MPs, o małej gęstości z gleby lub osadów w gęstych cieczach [75]. Powietrze pod wysokim ciśnieniem jest rozpuszczane w wodzie, tworząc pęcherzyki, które przyczepiają na swojej powierzchni cząstki stałe (w tym MPs), powodując ich usuwanie [68]. Na przykład w OŚ w Hameenlinna (Finlandia) metodą DAF uzyskano usunięcie MPs wynoszące 95%, przy niskim stężeniu MPs ($2 \pm 0,07$ MPs/l) [16].

Coppock i in. [76] zaproponowali flotację gęstościową do oddzielania MPs o rozmiarach cząstek w zakresie 100 μm -10 mm z osadów ze średnią skutecznością 95,8%. Jako środek flokujący zastosowano roztwór ZnCl_2 o gęstości 1,5 g/cm^3 , umożliwiający osadzanie się drobnych osadów, z równoczesnym unoszeniem się polimerów. W przeciwieństwie do sedymentacji, technologia flotacji powietrznej powoduje usuwanie zanieczyszczeń poprzez wyłapywanie fragmentów MPs o małej (np. PE, PP) i średniej gęstości (np. PS i PA), które mogą unosić się same lub z pęcherzykami powietrza i nie można ich usunąć za pomocą sedymentacji. W porównaniu jednak z procesem sedymentacji koszty eksploatacji są wyższe niż flotacji [16,77]. Podobnie jak w procesie sedymentacji, morfologia MPs/NPs jest również ważnym czynnikiem wpływającym na ich usuwanie w procesie flotacji powietrznej. W OS (Xiamen w Chinach), granulki i inne kształty były usuwane w odpowiednio w 91% i 83%, natomiast stopień usunięcia włókien wynosi tylko około 79% [32].

Filtracja klasyczna jest skuteczną i powszechnie stosowaną metodą do usuwania MPs/NPs z wody i ścieków [78]. W procesie filtracji stosuje się filtry o różnej strukturze i wielkości porów oraz z różnych materiałów, wśród których najczęściej wymienia się filtry metalowe (stal nierdzewna), polimerowe (poliwęglan, nitroceluloza i nylon) oraz z włókna szklanego [78, 79]. Najczęstsza wielkość porów w filtrach klasycznych wynosi 0,45-1 μm . Ze względu na mikroskopijne wielkości MPs/NPs oraz innych zanieczyszczeń w wodzie i ściekach, wkłady filtracyjne ulegają zatykaniu. Aby temu zapobiec, przeprowadza się filtrację wstępną wykorzystaniem filtra o większej średnicy porów lub filtrację wspomaganą koagulacją/flokulacją [80].

Filtr dyskowy/tarczowy (DF) jest obiecującą technologią obniżania stężenia MPs/NPs w OŚ, stosowaną głównie jako oczyszczanie trzeciego stopnia [16, 70]. W OŚ Viikinki (Helsinki) wykorzystano metodę DF do usuwania MPs z PP, poliestru i PA o wielkości cząstek 10-40 μm [15,16]. Uzyskana efektywność różnych rodzajów MPs wynosiła 40-98,5%, a stężenie MPs zostało zredukowane z 0,5 do 0,3 MPs/l oraz z 2,0 do 0,03 MPs/l odpowiednio przy zastosowaniu filtrów o wielkości porów 10 μm i 20 μm . Natomiast w badaniach w OS w Korei Południowej uzyskano ogólną skuteczność usuwania MPs wynoszącą 99,1%, natomiast na etapie DF (wielkość porów 10 μm) efektywność wynosiła 79,4% [70]. Simon i in. [81] zastosowali DF z siatki poliestrowej o wielkości porów 18 μm , uzyskując efektywność usuwania MPs (>10 μm) wynoszącą 89,7%. Ogólnie, filtry DF o mniejszym rozmiarze porów wykazują wyższą efektywność usuwania MPs, przy czym istotny jest fakt, że skuteczność w niewielkim stopniu zależy od kształtu MPs [16]. Z przeprowadzonych badań wynika, że DF oferuje stosunkowo umiarkowaną skuteczność usuwania MPs, którą można zwiększyć wykorzystując proces koagulacji przed procesem DF.

Szybka filtracja piaskowa (RSF) jest popularną technologią oczyszczania wody zarówno w stacjach uzdatniania wody, jak i w OŚ. Technologia ta zapewnia szybkie i skuteczne usuwanie zanieczyszczeń przy niskich kosztach eksploatacji. W OŚ, RSF jest zwykle stosowana jako trzeci stopień oczyszczania [69]. Filtry stosowane w RSF są zwykle zbudowane z warstwy żwiru (wysokość 1 m i wielkość ziaren 35 mm) oraz warstwy piasku kwarcowego (wysokości 0,5 m i wielkości ziaren 0,1-0,5 mm). Często stosuje się również trzecią warstwę w postaci antracytu. Metoda ta jest skuteczna w przypadku MPs o wielkości >20 μm i pozwala na usunięcie wszystkich rodzajów MPs [11]. Mechanizm separacji zawiesiny ciał stałych polega na adsorpcji i/lub mecha-

nicznym cedzeniu. Dzięki oddziaływaniom hydrofilowym cząstki MPs przylegają do powierzchni ziaren piasku lub adsorbują się na ziarnach krzemionki, co przyczynia się do zatykania porów, a tym samym obniżenia wydajności w czasie [65]. Adsorpcja MPs jest zasadniczo nieodwracalna ze względu na obecność na powierzchni MPs grup funkcyjnych, takich jak grupy hydroksylowe, które powodują silniejsze wiązanie MPs z warstwami filtracyjnymi [74]. W badaniach pilotowych oczyszczania ścieków w Turku, (Finlandia) zastosowano proces RSF jako trzeci stopień oczyszczania, uzyskując 97%-we usunięcie MPs (0,7-0,02 MPs/l) o wszystkich kształtach i rozmiarach, w tym nawet frakcje najmniejsze (20-100 μm) [16]. W połączeniu z koagulacją, całkowitą skuteczność usuwania MPs można zwiększyć do 98,9%, przy czym efektywność usuwania na etapie RSF wynosi 73,8% [70]. Powyższe badania wykazały, że skuteczność usuwania MPs w procesie RSF jest mniejsza niż w bioreaktorze membranowym (MBR), natomiast większa niż flotacja rozpuszczonym powietrzem, adsorpcja na granulowanym węglu aktywnym (GAC) i filtracja membranowa, co świadczy o jego potencjale jako efektywnego procesu do usuwania MPs w OŚ [11].

Proces separacji magnetycznej jest najbardziej niezawodnym narzędziem do oddzielania MPs/NPs z osadów lub próbek wody pod wpływem pola magnetycznego. Metoda jest szczególnie skuteczna w przypadku MPs/NPs o małych rozmiarach, ze względu na duży stosunek powierzchni do objętości, co zwiększa wzajemne oddziaływanie MPs/NPs i nanocząstek żelaza (nFe). Grbic i in. [82] badali skuteczność usuwania MPs metodą separacji magnetycznej z wody morskiej, słodkiej i osadów. Nanocząstki Fe zostały pokryte heksadecylotrimetoksylanem (HDTMS) w celu uzyskania właściwości hydrofobowych umożliwiających wiązanie i izolowanie kompleksu nFe-MPs z wody pod wpływem pola magnetycznego. Efektywność usuwania MPs (PE i PS) z wody morskiej o wielkości $<20 \mu\text{m}$ wynosiła 92%, MPs o średnicy $>1 \mu\text{m}$ – 93%, natomiast stopień usunięcia z wody słodkiej i osadów MPs o wielkości $200 \mu\text{m} - 1 \text{ mm}$ wynosił odpowiednio 84% i 78%. Zastosowanie separacji magnetycznej do usuwania i odzyskiwania MPs jest szczególnie przydatna do oczyszczania wody do picia [82]. Do usuwania MPs/NPs ze środowiska wodnego można też zastosować magnetyczny nano- Fe_3O_4 oraz magnetyczny sepiolit [83,84]. Wyniki wykazały, że optymalne namagnesowanie MPs poprzez absorpcję powierzchniową występuje przy stężeniu 1,3 g/l nano- Fe_3O_4 , przy czym stopień usunięcia MPs (PE, PP, PS i PET) o rozmiarach ok. $200-900 \mu\text{m}$, wynosił odpowiednio 86,87%, 85,05%, 86,11% i 62,83% [83]. Skuteczność usuwania PE za pomocą magnetycznego sepiolitu wynosiła 98,4% [84]. Tang i in. [85] otrzymali magnetyczne nanorurki węglowe (M-CNT) jako adsorbenty do usuwania MPs. M-CNTs skutecznie adsorbowały się na PE, PET i PA, a następnie kompozyty MPs/M-CNTs były łatwo oddzielane od roztworów wodnych w polu magnetycznym.

Do usuwania MPs i NPs z wód można również stosować proces **adsorpcji**, przy czym jako adsorbenty najczęściej stosuje się biowęgiel (BC) i węgiel aktywny (AC) [86-89]. Powierzchnia adsorbentu i porowatość to dwie główne właściwości umożliwiające skuteczne usuwanie MPs/NPs. BC stosowany do usuwania MPs/NPs może być wytwarzany z różnych substancji, takich jak kukurydza, twarde drewno, sosna, kora świerkowa itp., pojedynczo lub w połączeniu, w procesie pirolizy [87]. Przeprowadzono badania porównawcze pomiędzy filtrem piaskowym i filtrem z BC, w celu oceny efektywności usuwania MPs/NPs [87]. Filtry BC wykazywały ponad 95% skuteczność usuwania cząstek MPs o wielkości ok. $10 \mu\text{m}$ w postaci kulek PS (mikroperek),

podczas gdy filtr piaskowy wykazał skuteczność na poziomie 60%-80%. Można więc stwierdzić, że filtry z BC są lepszym rozwiązaniem do usuwania MPs/NPs w porównaniu z filtrami piaskowymi. Wang i in. [89] ocenili zdolność usuwania MPs przez system filtracji w kolumnie z granulowanym AC w zakładzie uzdatniania wody do picia. Efektywność usuwania MPs (PE PP i PAM) w tej technologii wynosiła do 60,9% i była mniej skuteczna niż inne konwencjonalne technologie, takie jak koagulacja/flokulacja, filtracja piaskowa, RSF i ozonowanie. W procesie GAC, zanieczyszczenia usuwane są w wyniku połączenia biodegradacji i adsorpcji fizycznej. Jednak, jak dotąd mechanizm usuwania MPs w GAC nie został do końca poznany.

Fizyczne metody oczyszczania mogą być stosowane do usuwania MPs i NPs z wody i ścieków, a ich skuteczność podsumowano w tabeli 3. Efektywność usuwania MPs za pomocą metod fizycznych kształtuje się w następującej kolejności: proces filtracji > proces flotacji > proces adsorpcji > proces membranowy > proces separacji magnetycznej i proces separacji gęstościowej. Konieczne są dalsze badania w celu bardziej szczegółowej charakterystyki efektywności MPs w różnych technologiach usuwania MPs, aby wybrać metodę najbardziej odpowiednią.

Tabela 2. Zalety, ograniczenia i skuteczność fizycznych technologii oczyszczania w usuwaniu MPs/NPs

Rodzaj procesu	Efektywność	Zalety	Wady
Adsorpcja (AC i BC)	100%	Adsorbenty o wysokiej powierzchni i porowatości skutecznie zatrzymują nawet duże MPs	Kuliste cząstki MPs o średnicy 10 µm są adsorbowane w mniejszym stopniu
Separacja wg gęstości	wysoka	Umożliwia usuwanie cząstek stałych o małej gęstości	Sole ciężkie są bardzo drogie, a niektóre z nich są niebezpieczne. Nie są przydatne do usuwania cząstek stałych na dużą skalę
Żwir/sedimentacja	78,34%	Proces nisko kosztowy. Efektywny dla dużych zakładów MPs	Potrzebne kilkustopniowe oczyszczanie w celu usunięcia małych cząstek stałych
Filtracja GAC	99,9%	Usuwa cząsteczki MPs o małych rozmiarach.	Zapychanie się jest główną wadą w systemach filtrów GAC
RSF	97,2%	Niskie koszty eksploatacji i konserwacji.	Zatykanie zmniejsza wydajność. Konieczne jest regularne płukanie wsteczne
Filtry dyskowe	98.5%	Tworzenie się placków szlamu. Pływające MPs są szczególnie usuwane	Konieczność płukania wstecznego
Flotacja	95%		
Separacja magnetyczna	78-93%	Skuteczne usuwanie mniejszych MPs. Lepsze do uzdatniania wody pitnej	Odzysk MPs z osadów jest niższy

Źródło: opracowanie własne na podstawie [16, 43, 65, 70, 79, 81, 83, 86-95].

2.2. Membranowe metody usuwania MPs i NPs

Procesy membranowe, których siłą napędową jest różnica ciśnień po obu stronach membrany są zdecydowanie najczęściej stosowanymi w oczyszczaniu wody i ścieków [44, 96]. W zależności od wielkości porów membran, mechanizmu rozdzielania i wielkości rozdzielanych cząstek/cząsteczek, ciśnieniowe techniki membranowe obejmują: mikrofiltrację (MF), ultrafiltrację (UF), nanofiltrację (NF) i odwróconą osmozę (RO)

[44, 64, 96, 97]. Brane są też pod uwagę dyfuzyjne procesy membranowe (osmoza prosta (FO), destylacja membranowa (MD)) oraz procesy, w których stosuje się membrany jonowymienne (elektrodializa, elektrodejonizacja) [64]. Materiał membranowy, wielkość porów, grubość i charakterystyka powierzchni wpływają na wydajność procesu membranowego. Główną wadą filtracji membranowej jest zjawisko zanieczyszczenia membran, które występuje w wyniku adsorpcji cząsteczek na powierzchni i wewnątrz porów membrany. W następstwie zanieczyszczenia membran wydajność procesów membranowych ulega obniżeniu, co powoduje wyższe zużycie energii, wydłużenie czasu eksploatacji i kosztów konserwacji [58]. Enfrin i in. [65] wykazali, że MPs mogą oddziaływać z powierzchnią membran ze względu na ich wewnętrzne właściwości fizykochemiczne, takie jak hydrofobowość, ładunek powierzchniowy i chropowatość. Mimo to, technologia membranowa jest wysoce skuteczna w usuwania małowielkościowych zanieczyszczeń, takich jak małe cząsteczki MPs ($<100\ \mu\text{m}$) i NPs.

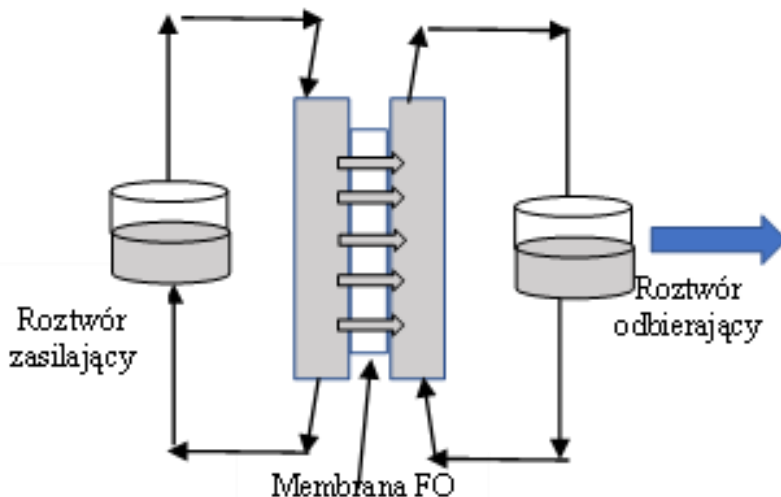
Ultrafiltracja (UF) i mikrofiltracja (MF) są coraz częściej stosowane w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków do produkcji wysokiej jakości do picia jak również w odnowie wody, co umożliwia ponowne wykorzystanie wody ze ścieków, szczególnie w zakładach przemysłowych, które zużywają i odprowadzają duże ilości wody (przemysł chemiczny, tworzyw sztucznych, papierniczy, farmaceutyczny, spożywczy, itp.) [44, 96-98]. W procesie UF/MF wykorzystuje się głównie asymetryczne membrany o wielkości porów $0,05\text{-}10\ \mu\text{m}$ dla MF i $1\text{-}100\ \text{nm}$ dla UF, które mogą zatrzymywać cząstki stałe i makrocząsteczki, w tym, mikroorganizmy i zawiesiny ciał stałych [96-98]. Procesy UF/MF są ekonomiczne, głównie dzięki niskiemu zużyciu energii (ciśnienie transmembranowe (TMP) wynoszące tylko $1\text{-}10\ \text{bar}$) i niewielkim rozmiarom instalacji. Dlatego MF/UF są stosowane w celu zastąpienia istniejących procesów klasycznych (sedymentacja, flokulacja, koagulacja, filtracja piaskowa i chlorowanie) stosowanych w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków. MF/UF nie są jednak odpowiednio zaprojektowane do usuwania MPs, które pozostają w wodzie uzdatnionej [16, 96]. Mimo to uważa się, że membrany UF o nominalnym rozmiarze $0,2\ \mu\text{m}$ w MBR zapewniają 100% usunięcie MPs [56]. Aby jednak zapewnić długoterminową stabilną pracę membran MF i UF, należy ściśle kontrolować ich zanieczyszczenie, który jest głównym problemem eksploatacyjnym [99, 100]. Konieczne są skuteczne i stabilne procedury oczyszczania lub wstępnej obróbki (koagulacja-flokulacja-sedymentacja), aby ograniczyć wpływ MPs na zanieczyszczenie membrany, który zależy od stężenia i rozmiarów MPs/NPs [101-103]. Wyższe ich stężenia oraz cząstki o wielkości około $1\ \mu\text{m}$ prowadzą do większej intensywności zanieczyszczenia membran [103]. Ponadto, wyniki badań pokazały, że MPs i NPs mogą stymulować aktywność mikrobiologiczną w naturalnej wodzie powierzchniowej poprzez produkcję zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych (EPS), zwiększając zanieczyszczenie membran [104]. Warstwa zanieczyszczenia biologicznego staje się bardziej hydrofobowa o zwartej i gęstej powierzchni w wyniku akumulacji EPS.

W badaniach Yahyanezhad i in. [105] zastosowano membranę do MF o wielkości porów $0,1\ \mu\text{m}$ w celu wyeliminowania MPs ze ścieków oczyszczonych biologicznie. Uzyskano zmniejszenie stężenia MPs z poziomu $10^6\ \text{MPs/l}$ do jedynie $2\ \text{MPs/l}$, co praktycznie oznacza 98% usunięcie MPs. Stwierdzono również, że stężenie MPs w ściekach wpływa na skuteczność ich usuwania, przy czym większe stężenie obniża efektywność procesu. Wykryte cząstki MPs po MF były mniejsze niż $0,1\ \mu\text{m}$, co oznacza, że cząstki mieściły się w skali nano. W pracy [106] przeprowadzono porównanie

efektywności usuwania MPs dla dwóch membran ceramicznych (MF i UF) i ich wpływu na zanieczyszczenie powierzchni. Testy przeprowadzono ze ściekami syntetycznymi (MPs i woda dejonizowana) oraz z rzeczywistymi ściekami pochodzącymi z pierwszego cyklu prania w pralni przemysłowej. Filtracja ścieków syntetycznych zawierającymi włókna nylonowe o długości 80 μm wykazała znacznie większe zanieczyszczenie membrany MF, w porównaniu do membran UF. W obu przypadkach osiągnięto 100% stopień usunięcia włókien. Przy filtracji ścieków rzeczywistych z pralni, spadek przepuszczalności w procesie MF wynosił ~95%, natomiast w UF tylko ~37%, co świadczy o większej przydatności UF w zastosowaniach filtracji ścieków pralniczych, przy mniejszej konieczności regeneracji membrany i dłuższych okresach pracy. W pracy [107] przedstawiono wyniki usuwania MPs ze ścieków przemysłowych za pomocą membran kompozytowych wykonanych z poliakrylonitrylu (PAN) z dodatkiem zredukowanego tlenku grafenu (rGO). Badania wykazały, że większe ilości rGO (od 0,11 do 0,83% wag.) dodane do matrycy PAN powodują powstanie większej liczby porów o podobnej wielkości (~150 nm), co umożliwia usuwanie MPs. Ważną cechą badanych membran kompozytowych rGO/PAN są ich właściwości eliminujące zanieczyszczenie membran oraz łatwość usuwania placka filtracyjnego, co pozwala na ich długotrwałą eksploatację.

Odwrócona osmoza (RO) to ciśnieniowy proces membranowy, w którym TMP wywołuje selektywny ruch cząsteczek rozpuszczalnika w kierunku przeciwnym do kierunku wynikającego z wartości ciśnienia osmotycznego, tj. od roztworu o wysokim ciśnieniu osmotycznym do roztworu o niskim ciśnieniu osmotycznym (wody). W procesie RO zatrzymywane są substancje małowczątkowe (m.in. sole jednowartościowe, kwasy niezdysocjowane, związki organiczne). Mechanizm separacji w procesie RO opisuje model rozpuszczania – dyfuzji, który zakłada, że o przepływie określonych składników przez zwarte membrany polimerowe decyduje ich rozpuszczanie w polimerze i dyfuzja. TMP stosowane w procesie RO muszą przekraczać wartość ciśnienia osmotycznego nadawy i mieszczą się na ogół w zakresie 1,0 - 8,0 MPa [108]. RO jest wykorzystywana w miejskich i przemysłowych systemach uzdatniania wody poprzez usuwanie soli, metali ciężkich i innych zanieczyszczeń organicznych [96, 97], jak również w produkcji żywności i napojów, biofarmaceutyków, w energetyce, produkcji wody o wysokiej czystości oraz odsalania wody słonawej i morskiej, a także w odnowie wody ze ścieków przemysłowych i komunalnych [109]. RO jest stosowana do usuwania MPs i NPs przede wszystkim jako trzeci, a nawet czwarty etap oczyszczania ścieków. Ziajahromi i in. [10] badali skuteczność usuwania MPs i NPs metodą RO w oczyszczalni ścieków w Sydney, Australia, jako trzeci, a nawet czwarty, etap oczyszczania. Oczyszczanie obejmowało przesiewanie i sedymentację, oczyszczanie biologiczne, procesy dezynfekcji, UF i RO. Stwierdzono obecność włókien MPs po procesie RO, przy czym skuteczność usuwania dla MPs o wielkości $>25 \mu\text{m}$ wynosiła tylko 90,45% [10]. Po pierwszym, drugim i trzecim etapie oczyszczania oraz RO, w odcieku nadal występowały znaczne ilości MPs/NPs [10]. Wang i wsp. [110] badali usuwanie estrów ftalanów (ftalanu dimetylu, ftalanu dibutyli, ftalanu diizobutyli i ftalanu di(2-etyloheksyli)) i MPs ze ścieków jednocześnie w czterech oczyszczalniach i zbiornikach. Zastosowano klarowanie, filtrację i RO, a usunięcie estrów ftalanowych i MPs we wszystkich oczyszczalniach wynosiło odpowiednio 47,7%-81,6% i 63,5%-95,4%. MPs w postaci granulek i fragmentów (o wymiarach $<0,01 \text{ mm}$) występowały w ściekach o stężeniu 276-1.030 MPs/l, a w odbiornikach wodnych -103-4.458 MPs/l.

Osmoza prosta (ang. **Forward Osmosis (FO)**) jest nowym procesem membranowym, który wykorzystuje różnicę ciśnień osmotycznych jako siłę napędowej transportu cząsteczek wody. Proces FO wymaga roztworu o wysokim stężeniu soli (roztwór odbierający – DS) do odzyskiwania wody z roztworu zasilającego (FS), np. ze ścieków (rys. 2) [111, 112]. DS o wysokim stężeniu zapewnia gradient stężenia po obu stronach membrany, a tym samym wymaganą różnicę ciśnień osmotycznych oraz powoduje transport cząsteczek wody z FS do DS do momentu osiągnięcia równowagi potencjału chemicznego [113]. W porównaniu z ciśnieniowymi procesami membranowymi, proces FO ma wiele zalet, w tym wyższą retencję zanieczyszczeń ze ścieków w porównaniu z MF i UF, wysokie „cut-off” membran, niskie ciśnienie operacyjne w porównaniu do NF i RO, oraz stosunkowo niską skłonność do zanieczyszczenia membrany.



Rysunek 2. Schemat osmozy prostej, opracowanie własne na podstawie [111-113]

W ostatniej dekadzie został opracowany proces FDFO (fertilizer-driven FO) [114] do odzysku wody ze ścieków, który może być bezpośrednio wykorzystany do nawadniania systemów hydroponicznych [114]. Wang i in. [115] przeprowadzili badania usuwania MPs/NPs w procesie FDFO. Eksperymenty przeprowadzono stosując płaskie membrany FO z trioctanu celulozy. FS przygotowano dodając różne stężenia wyizolowanych bakteryjnych polimerów zewnątrzkomórkowych (stężenie 5 ml/l) i związków modelowych tworzyw sztucznych (PS 1 μm i 100 nm o stężeniu 5 mg/l) w wodzie dejonizowanej, natomiast jako DS zastosowano roztwór KCl (1 mol/l). Roztwory FS i DS były osobno cyrkulowane po obu stronach membran FO. Jak oczekiwano, w wodzie po procesie FDFO nie wykryto MPs i NPs. Wyniki eksperymentu udowodniły, że proces FDFO może generować wysokiej jakości wodę ze ścieków poprzez eliminację wszystkich zanieczyszczeń obecnych w ściekach. Dobre usunięcie MPs i NPs ze ścieków może znacząco zmniejszyć ryzyko przedostania się tworzyw sztucznych związanych z zanieczyszczeniami do sieci pokarmowej człowieka poprzez ponowne wykorzystanie ścieków. Podobnie jak w przypadku innych procesów filtracji membranowej, zanieczyszczenie membrany jest również głównym wyzwaniem dla stabilności procesu FDFO [116].

2.3. Chemiczne metody usuwania MPs i NPs

W OŚ lub stacjach uzdatniania wody do usuwania MPs/NPs stosuje się metody chemiczne, samodzielnie, np. chemiczne utlenianie, zaawansowany proces utleniania, koagulacja i elektrokoagulacja, lub łącznie z innymi, w celu zwiększenie skuteczności procesów fizycznych i procesów membranowych [78].

Proces **koagulacji i flokulacji** stosuje się w wielu stacjach uzdatniania wody do picia i OŚ w celu utworzenia aglomeratów z cząstek zanieczyszczeń, które są wówczas łatwiejsze do odseparowania [117]. Koagulacja/flokulacja może być również stosowana do usuwania MPs/NPs. Skuteczność procesu jest ściśle uzależniona od wartości pH, wielkości, kształtu i składu MPs/NPs, dawki i rodzaju koagulantu i flokulantu. Do chwili obecnej liczba badań usuwania MPs związanych z tą technologią jest wciąż ograniczona, zwłaszcza w OŚ. Trudności takie jak zanieczyszczenie powierzchni filtracyjnych sprawiają, że proces koagulacji i flokulacji jest często nieefektywny i nieciągły i dlatego jest głównie wykorzystywany do poprawy wydajności filtracji. Spośród różnych czynników koagulujących używanych do koagulacji i aglomeracji cząstek MPs/NPs, powszechnie stosuje się sole żelaza i glinu oraz flokulanty organiczne (np. poliakrylamid – PAM) [118]. Hidayaturrahman i Lee [70] badali usuwanie MPs w procesie koagulacji za pomocą polichlorku glinu (PAC) z różnymi dawkami MPs (4200, 5840 i 31 400 MPs/l). Wyniki badań wykazały, że skuteczność usuwania MPs wynosiła odpowiednio 53,8%, 47,1% i 81,6%. Z badań tych wynika również, że przy danej dawce koagulantu, formowanie kłaczków koagulacyjnych jest trudniejsze przy niższych stężeniach MPs, co powoduje niższą skuteczność usuwania MPs. Efektywność usuwania MPs koreluje również dawką koagulantu [119]. W przypadku PE o małym rozmiarze (<0,5 mm) skuteczność usuwania MPs wzrosła z 8,3% do 36,9%, gdy dawka koagulantu aluminiowego podniosła się z 13,5 do 405 mg/l Al. Jednak po przekroczeniu dawki krytycznej, stopień usuwania MPs maleje, ponieważ maleje potencjał zeta MPs, co utrudnia formowanie się kłaczków MPs. Skuteczność procesu koagulacji MPs zależy również od rodzaju użytego koagulantu. Na przykład, Ma i in. [101,102] porównali efektywność koagulacji MPs za pomocą koagulantów glinu i żelaza w procesie usuwania PE. Stwierdzono, że koagulant aluminiowy był bardziej wydajny niż inne koagulanty. Skuteczność usuwania zależała również od rozmiaru cząstek PE. Efektywność usuwania małych cząstek PE ($d < 0,5$ mm) wynosiła tylko 12,65% w obecności odpowiednio 5 mM $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ przy pH 7,0, natomiast w obecności $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (15 mM) efektywność wzrosła do 36,89%. Zhou i in. [120] porównali efektywność usuwania MPs (PS i PE) za pomocą koagulantów PACl i FeCl_3 na stacjach uzdatniania wody do picia. Większą skutecznością charakteryzował się koagulant PACl (78% usunięcia PS) vs. 64% usunięcia PS przez FeCl_3 . Skuteczność procesu koagulacji MPs zależy również od wartości pH roztworu. Ma i in. [101] badali usuwanie PE w procesie koagulacji $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (5 mmol/l lub 135 mg/l) przy pH 6, 7 i 8. Wyższą wydajność usuwania (27,5%) uzyskano w warunkach niższego pH. Ma i in. [102] również badali wpływ pH (6, 7 i 8) na wydajność koagulacji przy użyciu $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (2 mmol/l) o stężeniu 0,92-0,97 g MPs/m³. Wyniki wykazały, że największe usunięcie MPs ($17 \pm 2\%$) uzyskano przy pH 8. W wielu przypadkach obserwuje się niską skuteczność usuwania MPs w procesie koagulacji przy zastosowaniu konwencjonalnego dozowania. Rozwiązaniem jest zastosowanie flokulacji, która jest końcowym elementem koagulacji. W procesie flokulacji tworzą się wiązania chemiczne między micelami, które łączą się i wyodrębniają

łatwy do usunięcia osad lub zawiesinę. W kilku badaniach wykazano, że poliakrylamid (PAM) skutecznie zwiększa wydajność koagulacji [121]. Ma i in. [101,102] badali usuwanie MPs (PE < 0,5 mm) przez koagulant na bazie Al (dawka 135 mg/l) w połączeniu z anionowym i kationowym PAM przy pH 7. Wyniki badań wykazały, że anionowy PAM był bardziej skuteczny niż kationowy PAM w usuwaniu PE MPs. I tak, wydajność usuwania wzrosła z $26 \pm 3\%$ (bez stosowania PAM) do $61 \pm 4\%$ z wykorzystaniem anionowego PAM o stężeniu 15 mg/l, natomiast po dodaniu 15 mg/l kationowego PAM usunięcie PE wyniosło $45 \pm 4\%$. Anionowe środki powierzchniowo czynne, takie jak dodecylosiarczan sodu, również ułatwiają koagulację cząstek MPs, ponieważ ujemne ładunki wywołane adsorpcją środka powierzchniowo czynnego są neutralizowane w obecności jonów Al^{3+}/Fe^{3+} , co powoduje wytrącanie się cząstek MPs. Zwiększenie zawartości surfaktantu dodecylosiarczanu sodu nie wpływa na skuteczność usuwania cząstek w procesie koagulacji [122]. Ostatnio Wang i in. [87] ocenili wpływ wielkości cząstek MPs i rodzaju polimeru na efektywność procesu koagulacji połączonej z sedymentacją. Wyniki wykazały, że większe cząstki posiadają wyższą skuteczność usuwania, a włókna mogą być usunięte w największym stopniu (51-61%) niż inne kształty, ponieważ włókniste cząstki MPs mają większą przyczepność do kłaczek. Wyniki wskazują również, że PET został usunięty w największym stopniu (59-69%) w porównaniu z PP, PS i PA [36, 123]. Przyszłe badania powinny koncentrować się na znalezieniu najlepszych koagulantów i flokulantów oraz określeniu ich optymalnych warunków usuwania MPs wraz z eliminacją koloidów.

Jedną z głównych technologii uzdatniania wody w zakładach wodociągowych, jest proces łączący koagulację z UF, co w znacznym stopniu przyczynia się do zwiększenia usunięcia związków organicznych, w tym MPs (rys. 3) [101]. Badania przeprowadzone przez Ma i in. [101, 102] dotyczyły usuwania PE w procesie uzdatniania wody do picia za pomocą UF i koagulacji przy użyciu koagulantów $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ i $AlCl_3 \cdot 6H_2O$. Gęstość PE ($0,92-0,97 \text{ g/cm}^3$) jest bardzo zbliżona do gęstości wody, co sprawia, że jest on trudny do usunięcia w procesie sedymentacji lub flotacji. W procesie UF cząstki PE były całkowicie usuwane ze względu na małą średnicę porów membrany UF, a po koagulacji przy dawce konwencjonalnej występowało niewielkie zanieczyszczenie membrany, zwłaszcza w przypadku dużych cząstek PE. Wraz ze wzrostem dawki koagulantu zanieczyszczenie ulegało stopniowemu zwiększeniu ze względu na tworzenie się grubszej warstwy osadu. Jednak takie zachowanie może nie być ogólną regułą, lecz może zależeć od innych parametrów związanych z procesem membranowym, jak również z właściwościami tworzywa (skład chemiczny, rozmiar i kształt).



Rysunek 3. Schemat procesu usuwania (MPs) metodą koagulacji UF, opracowanie własne na podstawie [101, 102]

Elektrokoagulacja (EC) to zaawansowana technologia koagulacji chemicznej, która jest stosunkowo efektywna kosztowo i przyjazna dla środowiska. W procesie EC, z elektrod (często z aluminium i żelaza) zostają uwolnione jony metali (Al^{3+} i Fe^{3+}), które skutecznie działają jako koagulanty, tworząc warstwę osadu [124]. W trakcie procesu uwolnia się również wodór, który wynosi powstałe kłaczkę osadu na powierzchnię wody [125]. EC została wykorzystana również do usuwania MP/NPs [126]. Wykazano, że proces EC jest skuteczny w zakresie pH 3-10 [14], co czyni go bardziej atrakcyjnym w usuwaniu MP/NPs z ścieków i wód bez dodawania substancji korygujących odczyn. Skuteczność usuwania MP wynosi ponad 90%, a w obecności 0,2 g/l NaCl i pH 7,5 – 99,24% [126]. Badania EC ścieków z pralni pozwoliły na usunięcie 98% MP z wykorzystaniem elektrody Fe w ciągu zaledwie 60 minut [14]. Pomimo tak opłacalnej i wydajnej pracy w oczyszczaniu MP/NPs, proces EC ma pewne wady operacyjne, takie jak konieczność ciągłej wymiany anod protektorowych, pasywacja katodowa oraz wysokie koszty energii. Aby przezwyciężyć te ograniczenia, konieczne jest opracowanie bardziej opłacalnych anod oraz przeprowadzenie badań nad modyfikacjami warunków operacyjnych, które pozwolą uniknąć pasywacji katodowej.

Ozonowanie może powodować łatwe utlenienie różnych substancji polimerowych, zawierających wiązania nienasycone, jak również pierścienie aromatyczne [127]. Przeprowadzone badania potwierdziły skuteczność ozonu w degradacji polimerów [128], dzięki tworzeniu wysoce reaktywnych rodników (głównie hydroksylowych). Ozonowanie ułatwia rozkład polimeru również poprzez zwiększenie napięcia powierzchniowego, poprawę właściwości adhezyjnych powierzchni, zmniejszenie hydrofobowości, zwiększenie rozpuszczalności, zmniejszenie lepkości wewnętrznej, obniżenie temperatury topnienia oraz modyfikację właściwości mechanicznych. Proces ten jest stosowany jako bezpośrednia metoda usuwania MP/NPs lub jako sposób zwiększający skuteczność niektórych konwencjonalnych metod biologicznych. Istnieją dowody na znaczące zmiany w polimerach PE, PP, PET poddanych działaniu ozonu. Chen i in. [128] i Hidayaturrahman i Lee [70] odnotowali wysoki stopień degradacji polimerów (>90%) w temperaturze 35-45°C poprzez działanie ozonem, w porównaniu do innych metod usuwania MP, takich jak membranowy filtr dyskowy (79,4%), szybka filtracja piaskowa i filtracja GAC (73,8%). Istnieją również dowody na zwiększenie mineralizacji mikrobiologicznej MP poprzez ozonowanie [129]. Przykłady te dowodzą, że ozonowanie może być użyteczne jako trzeci stopień oczyszczania ścieków. Głównym wyzwaniem związanym z ozonowaniem jest wysoki koszt produkcji ozonu i problemy środowiskowe [127].

Proces Fentona jest jednym z najszerzej stosowanych zaawansowanych procesów utlenienia (AOP) do oczyszczania ścieków. Dzięki reakcji nadtlenu wodoru (H_2O_2) i heterogenicznych katalizatorów zawierających Fe^{2+} powstają wysoce reaktywne rodniki hydroksylowe, które następnie utleniają zanieczyszczenia organiczne, do CO_2 , wody i produktów mineralnych. Tagg i in. [130] badali wpływ odczynnika Fentona na uMPs z PE, PP i PVC i nie zaobserwowali znaczących zmian w żadnym z polimerów, nawet przy zastosowaniu trzech różnych dawek H_2O_2 i katalizatora $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$. MP trudno ulegają utlenieniu pod wpływem klasycznego procesu Fentona. Aby przezwyciężyć to ograniczenie, opracowano nowe metody, w których główny utleniacz (H_2O_2) jest generowany elektrochemicznie lub wykorzystuje się promieniowanie UV do wytwarzania rodników $\bullet\text{OH}$ z cząsteczek H_2O_2 w obecności katalizatora Fe (II) [131]. Miao i in.

[132] zastosowali metodę elektro-Fentona do degradacji MPs z PCV i uzyskali 75% skuteczność odchlorowania i 56% skuteczność utraty masy w ciągu 6 h eksperymentu w temperaturze 100°C. Do uzyskania tak wysokiej wydajności zastosowano katodę TiO_2 /grafit. Metoda ta jest również skuteczna w przypadku dla innych MPs, takich jak 2,4-dichlorofenol, PS, PP i PE [132]. Napromieniowanie UV również zwiększa szybkość degradacji oksydacyjnej MPs. Feng i in. [133] stwierdzili ponad 99% mineralizację usieciowanych sulfonowanych pianek PS w ciągu zaledwie 250 min w procesie Fentona wspomaganym fotochemicznie. Podsumowując, konieczne jest prowadzenie dalszych badań w celu skutecznego zastosowania procesu Fentona w usuwaniu MPs.

Proces fotokatalizy polega na wzbudzeniu fotokatalizatora poprzez absorpcję odpowiedniej ilości energii po napromieniowaniu UV lub światłem widzialnym. Foto-wzbudzenie skutkuje wytworzeniem fotogenerowanych par elektronów i dziur $e_{\text{CB}}^-/h_{\text{VB}}^+$ (CB – pasmo przewodnictwa, VB – pasmo walencyjne) [134]. Dziury pasma walencyjnego h_{VB}^+ reagują z zaadsorbowanymi cząsteczkami wody i grupami hydroksylowymi na powierzchni heterogenicznego fotokatalizatora, wytwarzając rodniki hydroksylowe ($\bullet\text{HO}$). Równocześnie, elektrony e_{CB}^- redukują O_2 w roztworze, tworząc anion ponadtlenkowy (O_2^-), który reaguje z wodą, tworząc rodnik wodoronadtlenkowy ($\text{HOO}\bullet$). Utworzone rodniki skutecznie utleniają zanieczyszczenia organiczne, w tym polimery [14, 135, 136]. Jest to energooszczędny, trwały i efektywny kosztowo proces degradacji polimerów, co zostało potwierdzone analizą FTIR generowanych związków pośrednich podczas procesu degradacji [137]. W fotokatalizie wykorzystywane są różne nanostrukturalne półprzewodniki, wśród których najbardziej odpowiednie są nanomateriały tlenków metali (ZnO , TiO_2) ze względu na wysoki potencjał redoks, nietoksyczność, doskonałą ruchliwość elektronów, oraz elastyczność w zakresie formowanych rozmiarów i kształtów [136]. Tofa i in. [137] badali fotokatalityczną degradację MPs na bazie PE o niskiej gęstości za pomocą heterogenicznych nanokatalizatorów ZnO w kształcie prętów. Na podstawie obrazów mikroskopowych stwierdzono morfologiczne zmiany MPs, w tym pojawienie się zmarszczek, kruchości, pęknięć i plam na naświetlanych powierzchniach. Wyniki badań wykazały również zmiany właściwości elastycznych próbki poddanej działaniu warunków fotokatalitycznych w porównaniu z próbkami nienapromieniowanymi, co jest to bezpośrednio skorelowane ze zmianami wytrzymałości wiązań chemicznych. Fotokatalizatory TiO_2 zawierające azot (N-TiO_2) posiadają również możliwość degradacji MPs/NPs zarówno w fazie wodnej, jak i stałej. Ariza-Tarazona i in. [138] uzyskali 6,40% ubytek masy MPs/NPs z PE o dużej gęstości w ciągu 18 h, podczas napromieniania światłem widzialnym. Powierzchnia katalizatora, jak również zakres i charakter oddziaływań między cząsteczkami MPs a powierzchnią katalizatora, znacząco wpłynęły na skuteczność usuwania.

Podsumowując, **metody chemiczne usuwania MPs/NPs** są stosowane w celu znacznego zwiększenia skuteczności w OŚ. W tabeli 3 przedstawiono zalety i wady oraz efektywność poszczególnych metod chemicznych. Średnią skuteczność usuwania MPs/NPs metodami chemicznymi można uszeregować następująco: elektrokoagulacja > ozonowanie > proces elektro-Fentona > koagulacja > klasyczny proces Fentona. Żadna z metod chemicznych nie jest w stanie usunąć MPs ze ścieków i osadów, jeśli jest stosowana samodzielnie, bez wspomagania innymi metodami fizycznymi lub biologicznymi. Co więcej, zastosowanie niektórych metod, koagulacja i EC, powoduje powstawanie produktów ubocznych i osadów, co wymaga dalszej obróbki.

Tabela 3. Zalety i wyzwania związane z chemicznymi metodami usuwania MPs i NPs

Rodzaj procesu	Efektywność, %	Zalety	Wady
Ozonowanie	89,9	– Skuteczne oczyszczanie ścieków jako proces trzeciego stopnia. – Ułatwione usuwanie poprzez zmiany właściwości i morfologii.	– Trudności w produkcji ozonu. – Wysokie koszty operacyjne. – Możliwe zanieczyszczenie środowiska.
Klasyczny proces Fentona	25,49	– Niska skuteczność. – Optymalne i efektywne kosztowo odczynniki.	– Łatwa dostępność reagentów. Stosowane tylko dla niektórych specyficznych typów MPs. Opłacalność procesu.
Proces elektro-Fentona	75	– Proces przyjazny dla środowiska. – Metoda wysoce wydajna. – Niskie koszty reagentów. – Mniejsza produkcja osadów.	– Konieczne są dalsze modyfikacje w celu poprawy skuteczności.
Proces foto-Fentona	>99	– Wysoce wydajna metoda. – Nie wymaga stosowania nadmiernej ilości katalizatorów ani chemikaliów.	– pH należy utrzymywać na optymalnym poziomie. – Konieczne są dalsze badania.
Degradacja fotokatalityczna		– Nie wymaga stosowania dodatkowych chemikaliów. – Proces przyjazny dla środowiska. – Efektywna mineralizacja MPs przy pomocy energii słonecznej.	– Niższa skuteczność. – Generowanie zanieczyszczeń wtórnych. – Wysoka energochłonność.
Koagulacja	61	– Możliwość kontrolowania warunków pracy. – Prosta eksploatacja. – Odpowiednie dla małych MPs.	– Nieodpowiednie dla dużych MPs. – Wykorzystanie znacznych ilości substancji chemicznych.
Elektro-koagulacja	>90	– Skuteczne ograniczanie osadów. – Opłacalność. – Brak zanieczyszczeń wtórnych.	– Anody protektorowe muszą być wielokrotnie wymieniane. – Występowanie pasywacji katody. – Wymagana jest energia elektryczna.

Źródło: opracowanie własne na podstawie [82, 126, 127, 130, 132, 133, 137-139].

2.4. Biologiczne metody usuwania MPs i NPs

Tradycyjnie tworzywa sztuczne uważane są za produkty nieulegające biodegradacji, ale obecnie wiadomo, że są one degradowane i metabolizowane przez różne organizmy, zwłaszcza przez mikroorganizmy [140]. Obfitość mikroorganizmów w środowisku i ich potencjał w atakowaniu tworzyw sztucznych wydaje się jednym z najskuteczniejszych rozwiązań problemu MPs.NPs. Mikroorganizmy mogą rozkładać złożone polimery do prostszych form monomerycznych, natomiast w wyniku degradacji tlenowej powstaje CO₂ i woda, natomiast w wyniku degradacji beztlenowej CO₂, woda, metan i H₂S [11, 141]. W szeregu badaniach z powodzeniem przetestowano szereg mikroorganizmów oraz grzybów i bakterii [11].

Auta i in. [142] badali usuwanie różnych MPs z PE, PS, PET i PP przez dwa szczepy bakterii *Bacillus* wyizolowane z osadów naporzynowych, a mianowicie bakterie *Bacillus* i *Bacillus gottheillii*. Stwierdzono najszybszą redukcję masy i najkrótszy okres półtrwania degradacji (363 dni) przy użyciu *B. cereus* dla MPs z PS, podczas

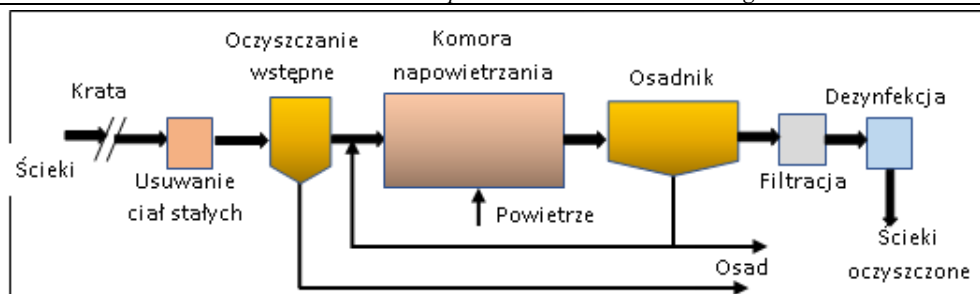
gdą *B. gottheilii* dla PE dał wynik 431. Porównując wyniki degradacji, rozszczepienia wiązań i zmian chemicznych w analizie FTIR, *B. gottheilii* potencjalnie w większym stopniu degradowuje MPs.

Udowodniono, że oprócz mikroorganizmów również niektóre inne organizmy pochłaniają MPs w zbiornikach wodnych. Prace badawcze były prowadzone na małży czerwonej (*Tridacna maxima*) [143], krylu antarktycznym (*Euphausia superba*) [144] oraz niektórych koralowcach i mikroalgach [145,146] w celu oceny ich zdolności do degradacji MPs. Wprawdzie skuteczność tych organizmów w oczyszczaniu MPs była niska, ale nie można pomijać ich wpływu na losy MPs. W badaniu przeprowadzonym przez Corona i in. [145], efektywność usuwania MPs przez koralowca, o rozmiarze 200-1000 μm , zebranego z rafy na wyspie Magoodhoo, Atol Faafu, Republika Malediwów wykazała wydajność 97%. Fragmentacja i zmiana wielkości MPs z PE degradowanych przez kryla antarktycznego (*Euphausia superba*), skorupiaka planktonowego, były badane przez grupę ekologów w Australii [144]. Eksperymenty potwierdziły, że mniejsze MPs ulegają znacznie łatwiej fragmentacji w środowisku wodnym, a rozmiar zmniejszył się z $\sim 31 \mu\text{m}$ dla MPs do mniej niż $1 \mu\text{m}$ dla produktów fragmentacji [144].

2.4.1. Biologiczne metody oczyszczania ścieków

Biologiczne procesy oczyszczania ścieków (oczyszczanie drugiego stopnia) ma na celu usunięcie pozostałości substancji organicznych i zawiesin pochodzących z oczyszczania stopnia pierwszego. Obejmuje ono procesy oczyszczania biologicznego oraz procesy klarowania [39, 42, 147]. W praktyce stosuje się tlenowe i beztlenowe metody oczyszczania biologicznego w celu usunięcia rozpuszczonych i koloidalnych substancji organicznych ulegających biodegradacji. Oprócz tego stosuje system naprzemienny tlenowo-beztlenowy (anaerobic, anoxic & oxic (A^2O)). Osad czynny (AS) i złoża biologiczne (BF) (filtry ściekowe/biofiltry), bioreaktory membranowe (MBR), oraz oczyszczalnie hydrofitowe (CW) to powszechnie i najszerszej stosowane technologie oczyszczania ścieków drugiego stopnia i najskuteczniejsze metody usuwania MPs [16, 148, 149].

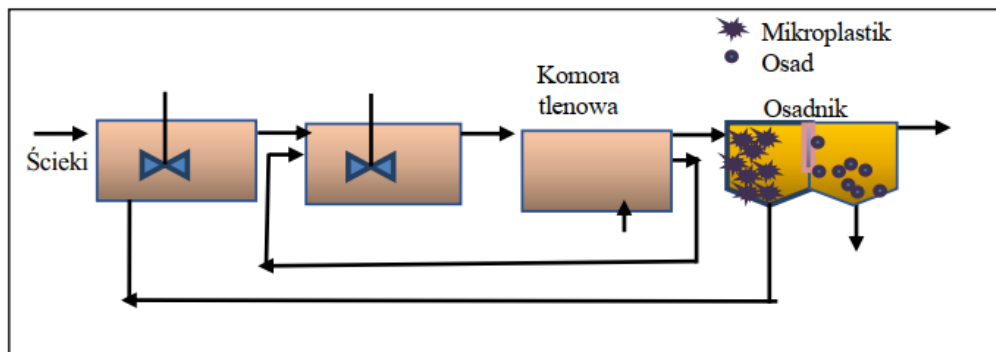
System **osadu czynnego (AS)** opiera się głównie na uwięzieniu MPs/NPs w kłaczkach osadu, degradację polimeru przez pierwotniaki i mikroorganizmy oraz tworzenie agregatów osadów. Osad zawierający MPs jest usuwany w procesie wtórnego procesu osadzania [16]. Mikroorganizmy wydzielają pozakomórkowe substancje polimerowe (EPS), zaabsorbując dostępne zanieczyszczenia, w tym również MPs/NPs, a następnie rozkładają je w celu wytworzenia odpowiednich produktów. Ponadto substancje chemiczne, takie jak siarczan żelaza lub inne środki koagulacyjne stosowane podczas oczyszczania drugiego stopnia, mogą mieć pozytywny wpływ na usuwanie MPs/NPs, ponieważ mogą powodować łączenie się zawieszonych cząstek stałych w kłaczkach [43]. Na rysunku 4 przedstawiono schemat metody AS.



Rysunek 4. Schemat proces osadu czynnego, opracowanie własne na podstawie [14, 43]

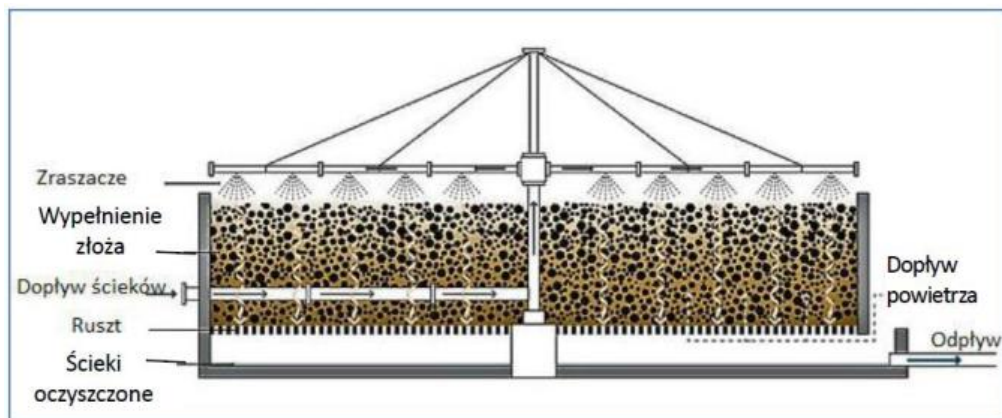
W biologicznym oczyszczaniu ścieków metodą AS uzyskuje się różne wyniki skuteczności usuwania MPs. Lares i in. [36] wykazali bardzo wysoką skuteczność usuwania MPs (98%) w klastycznym systemie AS. Podobnie Murphy i in. [43] oraz Edo i in. [150] uzyskali stopień usunięcia MPs wynoszący odpowiednio do 92,6% i 93,7%. Inne badania przeprowadzone przez Hidayaturrahman i Lee [70] wykazały, że skuteczność usuwania MPs wahała się od 42 do 77%, natomiast Bayo i in. [151] w miejskiej oczyszczalni ścieków (Hiszpania) również usunięcie MPs wynoszące ok. 62%. Badanie systemów oczyszczania ścieków komunalnych we Włoszech wykazało, że około 64% MPs zostało usuniętych po zastosowaniu komory kratowej i systemu AS [27]. Inni badacze odnotowali stopień usunięcia MPs wynoszący 2-55% w procesach oczyszczania biologicznego [12,87]. Ogólnie, skuteczność usuwania MPs przez AS nie jest stabilna i zmienia się w stosunkowo szerokim zakresie w zależności od rozmiarów i kształtów MPs [152]. Na przykład, Liu i in. [56] stwierdzili, że większość MPs usuniętych w procesie AS miała rozmiar $< 300 \mu\text{m}$, podczas gdy inni badacze uzyskali największą skuteczność usuwania dla cząstek o rozmiarach 1-5 mm [36].

Proces AS wraz z procesami zmodyfikowanymi, takimi jak proces beztlenowo-anoksydacyjno-tlenowy (rys. 5), proces sekwencyjnego reaktora porcjowego i inne, osiągają usunięcie MPs ze ścieków wynoszące 3,6-42,9% [36,42]. Ziajahromi i in. [10] stwierdzili, że stopień usuwania MPs w procesie AS na poziomie 66,7%, natomiast w procesie A^2O w oczyszczalni ścieków w Wuhan (Chiny) jedynie 28,1% w [86], a w oczyszczalni ścieków w Pekinie (Chiny) 54,47% [87]. Skuteczność usuwania MPs w procesie A^2O jest stosunkowo niska z powodu zawracania osadu. Ponadto, degradacja MPs w A^2O jest dość powolna. W tym kontekście konwencjonalna klasyczna metoda osadu czynnego jest korzystniejsza w usuwaniu MPs w oczyszczalniach ścieków.



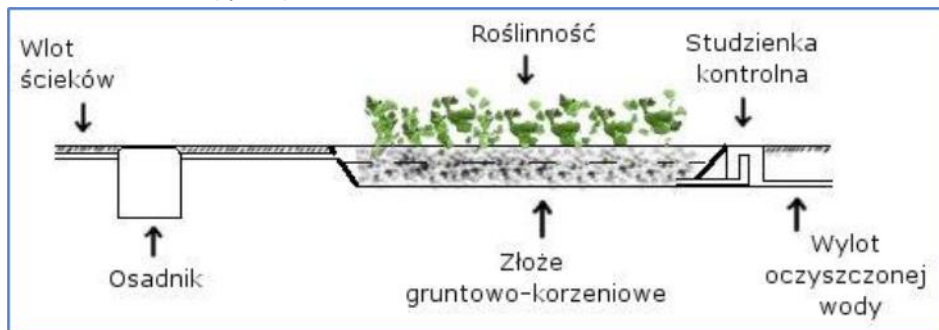
Rysunek 5. Proces beztlenowo-anoksydacyjno-tlenowy (A^2O), opracowanie własne na podstawie [36, 42]

W technologii **biofiltrów** zintegrowano fizyczne i biologiczne procesy oczyszczania, a głównymi mechanizmami usuwania MPs są filtracja i adsorpcja biofilmu. Podstawowe rozwiązanie konstrukcyjne złóż biologicznych, tj. biofiltr ze złożem zraszanym, zostało przedstawione na rys. 6. Warstwa mikroorganizmów rosnąca na powierzchni obojętnego materiału filtracyjnego ma kontakt z MPs, przy czym admiar mikroorganizmów i zatrzymane MPs można łatwo usunąć przez płukanie zwrotne [153]. Technologia złóż biologicznych/biofiltra jest często stosowana po systemie bioreaktora. MPs przedostające się do biofiltra mają mniejsze rozmiary i mniejszą gęstość, co zwiększa trudności w usuwaniu MPs. Jednak technologia biofiltrów nadal wykazuje najwyższą skuteczność usuwania MPs.



Rysunek 6. Schemat biofiltra zraszanego, opracowanie własne na podstawie [150]

Oczyszczalnie hydrofitowe (CW) są znaną i naturalną technologią oczyszczania ścieków o stosunkowo niższych kosztach niż inne biologiczne metody oczyszczania. Ostatnio przeprowadzono badania mające na celu sprawdzenie możliwości usuwania MPs ze ścieków przy użyciu CW [154, 155]. Porośnięte roślinnością tereny podmokłe są głównym miejscem odrywania, magazynowania, przekształcania i wreszcie uwalniania cząstek MPs (rys. 7) [154-157].

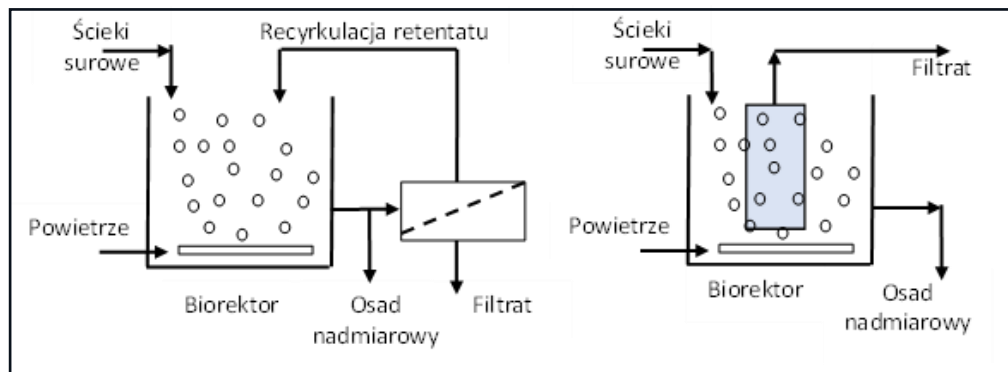


Rysunek 7. Schemat działania hydrofitowej oczyszczalni ścieków, opracowanie własne na podstawie [154-157]

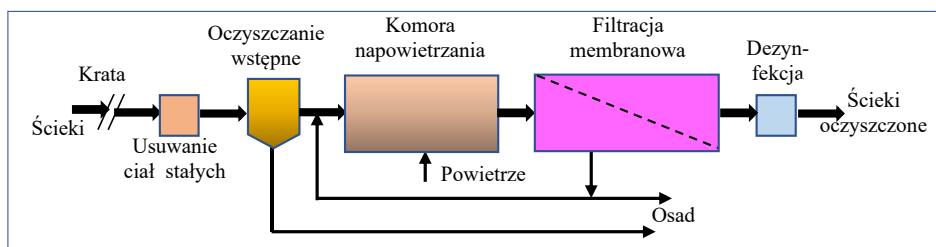
Przeprowadzone badania dotyczące udziału i wydajności mokradeł porośniętych roślinnością, w tym naturalnych i CW, w usuwaniu MPs z zanieczyszczonej wody wykazały skuteczną rolę makrobezkręgowców (np. ślimaki, chrząszcze i inne). Stwierdzili oni, że makrobezkręgowce żyjące w terenach podmokłych połykają znaczne ilości MPs [156, 157]. Osiągnięto ponad 90% skuteczność usuwania MPs zarówno w CW o przepływie poziomym, jak i pionowym, która jest porównywalna z innymi konwencjonalnymi metodami oczyszczania trzeciego stopnia w OS, takimi jak filtracja biologiczna (84%), flotacja rozpuszczonym powietrzem (95%), DF (40-98,5%), MBR (99,9%), i filtry piaskowe (97,1%) [157]. Skuteczność usuwania MPs na poziomie 98% uzyskano w całej OS, gdy CW zostały użyte jako trzeci etapie oczyszczania ścieków. CW może być zatem skutecznym, przyjaznym dla środowiska i opłacalnym procesem oczyszczania trzeciego stopnia, który znacząco redukuje MPs ze ścieków.

2.4.2. Bioreaktory membranowe

Bioreaktory membranowe (MBR) to systemy, w których proces wspomagany przez katalizatory biologiczne (bakterie, enzymy), jest połączona z procesem membranowym (zazwyczaj moduły MF lub UF) [4, 158]. Mechanizmu usuwania zanieczyszczeń ma podwójny charakter, tj. biodegradacji i filtracji membranowej. Stosuje dwa rozwiązania konstrukcyjne MBR: moduł membranowy na zewnątrz bioreaktora (sMBR) oraz moduł zanurzony (iMBR) (rys.8) [4, 158]. Membrana UF/MF bezpośrednio oddziela cząstki stałe od cieczy w reaktorach biologicznych. Dzięki MBR można wyeliminować osadnik wtórny i wszelkie biologiczne straty ciał stałych w odpływie, co pozwala uzyskać wysoką koncentrację biomasy (rys. 9) [4, 156]. MBR charakteryzuje się trwałą hydrofilowością, doskonałą odpornością na utlenianie, wysoką wytrzymałością mechaniczną. Zapewnia wysoki strumień filtratu i dokładność filtracji. Doskonale wpisuje się w zasady zielonej chemii, zgodnie z logiką intensyfikacji procesów, która oferuje nowe i znacznie większe możliwości w zakresie konkurencyjności, poprawy jakości produktów, innowacyjności procesów lub nowatorskich produktów oraz przyjazności dla środowiska [159]. Obecnie MBR jest uważany za jedną z najbardziej wydajnych technologii efektywnego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych [4, 159], co wynika z wysokiej jakości ścieków oczyszczonych, małej powierzchni zabudowy, całkowitego oddzielenia czasu retencji hydraulicznej (HRT) i cząstek stałych (STR) oraz łatwości skalowania.



Rysunek 8. Konfiguracje bioreaktorów membranowych (MBR), opracowanie własne na podstawie [4, 158]



Rysunek 9. Schemat oczyszczania ścieków w MBR, opracowanie własne na podstawie [4, 158]

Połączenie ciśnieniowych technik membranowych z procesem biologicznym (MBR) może zwiększyć stopień usuwania MP w porównaniu do innych biologicznych metod oczyszczania ścieków. Rola MBR polega na zmniejszeniu złożoności rozwiązania poprzez biodegradację materii organicznej, a dzięki procesowi membranowemu, MPs są skoncentrowane w strumieniu retentatu. W pracy [15] porównano wydajność MBR z innymi technologiami oczyszczania ścieków (filtr dyskowy, szybka filtracja piaskowa i flotacja rozpuszczonym powietrzem) w zakresie usuwania MPs. Zastosowano MBR zawierający 20 zanurzonych membran UF z płaskimi arkuszami o wielkości porów $0,4\ \mu\text{m}$ i powierzchni $8\ \text{m}^2$. Wyniki wykazały, że większość MPs została zatrzymana po przejściu przez system MBR. W porównaniu z innymi zaawansowanymi procesami oczyszczania, zastosowany MBR wykazał znaczną poprawę w usuwaniu MP (99%), wyższą jakość ścieków końcowych oraz duży potencjał w zakresie zmniejszenia liczby etapów procesu, zastępując konwencjonalne osadniki wtórne w procesie AS (tab. 4). Uzyskano usunięcie MPs od $6,9 \pm 1,0\ \text{MPs/l}$ do $0,005 \pm 0,004\ \text{MPs/l}$ [16]. Podobnie Lares i in. [36] uzyskali 99,4% usunięcie MPs, co wskazuje, że stopień usuwania MPs w MBR jest stały i znaczący.

Tabela 4. Średnie stężenia mikroplastiku przed i po oczyszczaniu z zastosowaniem różnych technologii

Metoda	Rodzaj odcieku	Ściek surowy (MP/l)	Ściek oczyszczony (MP/l)	Usunięcia (%)
Filtr dyskowy $10\ \mu\text{m}$	Po 2.stopniu oczyszczania	0,5	0,3	40,0
Filtr dyskowy $20\ \mu\text{m}$	Po 2.stopniu oczyszczania	2,0	0,03	98,5
Filtr piaskowy pospieszny	Po 2.stopniu oczyszczania	0,7	0,02	97,1
Flotacja (powietrze u	Po 2.stopniu oczyszczania	2,0	0,1	95,0
Bioreaktor membranowy	Po 1.stopniu oczyszczania	6,9	0,005	99,9

Źródło: opracowanie własne na podstawie [15].

Badania wykazały, że MPs o mniejszych rozmiarach, zwłaszcza włókna, nie mogą być całkowicie usunięte przez MBR, ze względu na wysoki stosunek długości do szerokości [69, 160]. Po filtracji pozostają więc w osadzie, który musi być ponownie przetworzony jako odpad stały, co ostatecznie zwiększa koszty oczyszczania. Innymi poważnymi ograniczeniami technologii MBR w oczyszczaniu ścieków jest kontrola grubości biofilmu, zanieczyszczenia membrany i dystrybucji cieczy, które decydują o skuteczności metody [4, 69, 70]. Należy szczegółowo zbadać wpływ MPs na zanieczyszczenie membrany, jak również degradację i/lub transformację MPs w MBR. Tym niemniej, MBR może być najbardziej efektywną technologią jak dotąd wśród powszechnie stosowanych technologii oczyszczania ścieków w zakresie eliminacji MPs.

2.4.3. Biologiczne usuwanie MPs/NPs – podsumowanie

Podczas biologicznego oczyszczania ścieków zostaje usuniętych więcej fragmentów MPs o innym kształcie niż włókna, co potwierdzają badania wykazujące, że liczebność włókien wyraźnie wzrasta po oczyszczaniu drugiego stopnia [10, 161]. Średnie stężenie włókien było 25 razy wyższe niż innych fragmentów MPs [161]. Jednym z możliwych powodów jest to, że łatwo osiadające lub odfuszczone MPs zostają już w znacznym stopniu usunięte podczas oczyszczania pierwszego stopnia, podczas gdy łatwo pływające włókna przechodzą do dalszych etapów oczyszczania. Częstki MPs o dużych rozmiarach są również usuwane w dużym stopniu podczas oczyszczania drugiego stopnia, co powoduje, że ich ilość w ściekach po drugim oczyszczaniu jest stosunkowo niewielka. Badania wykazały, że MPs o rozmiarze większym niż 500 μm są prawie nieobecne w ściekach oczyszczonych [10]. Talvitie i in. [161] wykazali, że MPs o rozmiarach $>300 \mu\text{m}$ stanowią jedynie 8% cząstek występujących po oczyszczaniu drugiego stopnia, natomiast Dris i in. [71] stwierdzili, że MPs w zakresie wielkości 500-1000 μm nadal stanowią 43% cząstek po oczyszczaniu drugiego stopnia. Może to być związane z konkretną skutecznością usuwania MPs w różnych procesach oczyszczania drugiego stopnia oraz różnych warunkach operacyjnych. Podsumowując, różnice w usuwaniu MPs wynikają z (i) zmiany mikroorganizmów, (ii) charakteru cząstek stałych w ściekach (wielkość, kształt, smak, struktura powierzchnia oraz (iii) czynników abiotycznych (np. temperatura, pH) [78]. Inne czynniki, które wpływają na stopień usuwania MPs w procesach biologicznych to czas retencji [39] oraz poziom składników odżywczych w ściekach [162]. Im dłuższy jest czas kontaktu, tym większe są szanse na powstanie powierzchniowej powłoki biofilmu na odpadach z tworzyw sztucznych, która modyfikuje powierzchnię, rozmiar i względną gęstość zanieczyszczeń [78]. Takie zmiany mogą mieć znaczący wpływ na neutralną wyporność MPs, co zwiększa szanse na ich eliminację w procesach flotacji lub sedymentacji, co z kolei poprawia skuteczność usuwania technologii oczyszczania ścieków.

Metody oczyszczania biologicznego mogą być stosowane do usuwania MPs w znacznym stopniu z różnych warunków środowiskowych. Proces MBR i CWs wykazują najlepszą skuteczność spośród wszystkich metod. Konwencjonalny proces osadu czynnego również osiągnął podobny efekt usunięcia, ale tylko w ograniczonym zakresie. Trudno jest zadeklarować dokładny procent usunięcia zanieczyszczeń w przypadku procesów oczyszczania mikrobiologicznego, ponieważ wartości te zawsze zmieniają się w zależności od rodzaju mikroorganizmów biorących udział w procesie. Można przyjąć, że skuteczność usuwania MPs za pomocą metod biologicznych malała w kolejności: MBR > CWs > osad czynny > procesy mikrobiologiczne. Proces MBR i CWs mają potencjał, aby stać się wiodącymi biologicznymi metodami usuwania MPs. Skuteczność usuwania MPs w standardowych procesach oczyszczania drugiego stopnia zestawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Średnie stężenia mikroplastiku przed i po oczyszczaniu z zastosowaniem różnych technologii

Proces oczyszczania	Efektywność (%)	Rodzaj usuwanych MPs
MBR, AS i osadnik	83,1-91,9	Fragmenty
AS i klarowanie	92	Fragmenty, włókna
AS	93,8	Mikrogranulki
AS	89,8	Mikrogranulki

Proces oczyszczania	Efektywność (%)	Rodzaj usuwanych MPs
MBR	79,01	Fibres, PP, PS
A/A/O	71,67 ±11,58	Brak danych
AS, sedimentacja	64	Włókna
MBR	99	Fragmenty, włókna z PVC
CW	97	Fragmenty, włókna
AS	52	PE <100µm
Biologiczny filtr napowietrzany	99	PE100-300 µm
A ² O	54,4	-
A ² O	28,1	PET, PE, PES, PAN, PAA
AS	66,7	PS
MBR	99,9	20-100 µm MPs
MBR	97,6	Włókna PES i fragmenty PE
A ² O	93,7	PE, PP, PE
MBR	99,4	PES, PE, PA and PP
AS	98,3	Różne rodzaje MPs
AS	75-91,9	Różne rodzaje MPs
Zanurzony MBR	100,0	
Zanurzony beztlenowy MBR	99,4	
Zanurzony MBR (KUBOTA)	100	

Źródło: opracowanie własne na podstawie [10, 12, 15, 16, 27, 38, 67, 70, 90, 91, 110, 150, 152, 163, 164].

3. Uwagi końcowe

Mikroplastiki stanowią poważny problem związany z globalnym zanieczyszczeniem naszej planety. Występowanie i oddziaływanie cząstek tworzyw sztucznych w zbiornikach wodnych jest coraz powszechniejsze na całym świecie. Jak podaje literatura, co roku do środowiska wodnego dostają się miliony ton cząstek tworzyw sztucznych o rozmiarach mikro- i nano-. Należy więc opracować doraźne procesy przetwarzania MPs w celu ograniczenia zanieczyszczenia tworzywami sztucznymi.

Przemysł oczyszczania wody i ścieków nie posiada obecnie doświadczenia ani technologii umożliwiających skuteczne oddzielanie tworzyw sztucznych od środowiska wodnego. W związku z tym należy prowadzić badania nad opracowywaniem i ocenianiem metod, które w przyszłości ułatwią wypełnienie tej luki badawczej. Oczyszczalnie ścieków oraz ścieki komunalne i przemysłowe stanowią znaczące źródło MPs oprócz. Filtracja jest uważana za najskuteczniejszą fizyczną metodę usuwania MPs, chociaż nadal konieczne są dalsze prace nad jej wdrożeniem do w oczyszczaniu ścieków na dużą skalę. Technologie CWs i MBR są najbardziej wydajne wśród biologicznych metod oczyszczania. W oczyszczaniu chemicznym, EC, koagulacja, metody foto- i elektro-Fentona wykazują obiecujące wyniki w usuwaniu MPs. Oczyszczanie hybrydowe takie jak system MBR-UF/RO; koagulacja, a następnie ozonowanie, GAC, DAF, RS, filtracja, oraz hybrydowe technologie oparte na CWs wykazały bardzo obiecujące wyniki w skutecznym usuwaniu MPs. Z szeregu prac wynika, że do usuwania MPs ze ścieków potrzebne są zaawansowane procesy oczyszczania trzeciego stopnia. Wśród procesów oczyszczania trzeciego stopnia najbardziej obiecujące wydają się procesy membranowe, a w szczególności MBR, które zapewniają usuwanie MPs na poziomie 99,9%, oferując również możliwość zmniejszenia liczby etapów procesu

w oczyszczalniach ścieków. UF w połączeniu z etapem koagulacji jest jedną z głównych technologii uzdatniania wody w obecnych zakładach wodociągowych, wykazując znaczne usunięcie materii organicznej, w tym MPs. Systematyczne badania wykazały, że efektywność usuwania MPs w procesach koagulacji i UF posiada potencjał zastosowania w uzdatnianiu wody do picia.

Większość badań dotyczących usuwania MPs przeprowadza się *in vitro* w warunkach kontrolowanych, natomiast w warunkach naturalnych istnieje duże prawdopodobieństwo zmniejszenia skuteczności. Gdy metody te są stosowane w warunkach rzeczywistych, np. w przypadku oczyszczania ścieków, które są mieszaniną zanieczyszczeń, skuteczność może się zmieniać i wykazywać różne wyniki dla różnych metod oczyszczania. Mimo że oczyszczalnie ścieków wykazały się dobrą wydajnością, istnieje pilna potrzeba stworzenia i dodania do nich specjalnych jednostek do usuwania MPs w oczyszczalniach ścieków.

Literatura

1. Andrady A.L., *Microplastics in the marine environment*, Marine Pollution Bulletin, 62(8), 2011, s. 1596-1605.
2. Hidalgo-Ruz, V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M., *Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification*, Environmental Science & Technology, 46(6), 2012, s. 3060-3075.
3. Mrowiec B., *Plastic pollutants in water environment*, Environmental Protection and Natural Resources, 28(74), 2017, s. 51-55.
4. Poerio T., Piacentini E., Mazzei, R., *Membrane processes for microplastic removal*, Molecules, 24, 2019, 4148.
5. Auta H., Emenik C., Fauziah S., *Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects. and potential solutions*, Environment International, 102, 2017, s. 165-176.
6. BRANŻA TWORZYW SZTUCZNYCH, Wzrost znaczenia polskich producentów na świecie, https://wspieramyeksport.pl/api/public/files/1728/PKO_TWORZYWA_SZTUCZNE_2019_FINAL_PWEpdf.pdf [data dostępu: 20.04.2023].
7. Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L., *Production, use, and fate of all plastics ever made*, Science Advances, 3, 2017, 700782.
8. Zhang Q., Xu E.G., Li J., Chen Q., Ma L., Zeng E.Y., Shi H., *A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: Direct human exposure*, Environmental Science & Technology, 54, 2020, s. 3740-3751.
9. Wright S.L., Kelly F.J., *Plastic and human health: A micro issue?*, Environmental Science & Technology, 51, 2017, s. 6634–6647.
10. Ziajahromi S., Neale P.A., Rintoul L., Leusch F.D., *Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics*, Water Research, 112, 2017, s. 93-99.
11. Badola N., Bahuguna A., Sasson Y., Chauhan J.S., *Microplastics removal strategies: A step toward finding the solution*, Frontiers of Environmental Science & Engineering, 16(1), 2022, s. 7.
12. Lv X., Dong Q., Zuo Z., Liu Y., Huang X., Wu W., *Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies*, Journal of Cleaner Production, 225, 2019, s. 579-586.
13. Mrowiec B., *Plastics in the circular economy (CE)*, Environmental Protection and Natural Resources, 29(78), 201. s. 16-19.

14. Padervand M., Lichtfouse E., Robert D., Wang C., *Removal of microplastics from the environment. A review*, Environmental Chemistry Letters, 18(3), 2020, s. 807-828.
15. Talvitie J., Mikola A., Setälä O., Heinonen M., Koistinen A., *How well is microlitter purified from wastewater? – a detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant*, Water Research, 109, 2017, s. 164-172.
16. Talvitie J., Mikola A., Koistinen A., Setälä O., *Solutions to microplastic pollution: Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies*, Water Research, 123, 2017, s. 401-407.
17. Jiang J.-Q., *Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: a review*, Sustainable Production and Consumption, 13, 2018, s. 16-23.
18. Abbasi S., Keshavarzi B., Moore F., Turner A., Kelly F.J., Dominguez A.O., Jaafarzadeh N., *Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran*, Environmental Pollution, 244, 2019, s. 153-164.
19. Guo J.J., Huang X.P., Xiang L., Wang Y.Z., Li Y.W., Li H., Cai Q.Y., Mo C.H., Wong M.H., *Source, migration and toxicology of microplastics in soil*, Environment International, 137, 2020, 105263.
20. Wang S.M., Chen H.Z., Zhou X.W., Tian Y.Q., Lin C., Wang W.L., Zhou K.W., Zhang Y.B., Lin, H., *Microplastic abundance, distribution and composition in the mid-west Pacific Ocean*, Environmental Pollution, 264, 2020, 114125.
21. Han M., Niu X.R., Tang M., Zhang B.T., Wang G.Q., Yue W.F., Kong X.L., Zhu J.Q., *Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary*, Science of the Total Environment, 707, 2020, 135601.
22. Gonzalez-Pleiter M., Velazquez D., Edo C., Carretero O., Gago J., Baron-Sola A., Hernandez L.E., Yousef I., Quesada A., Leganes F., Rosal, R., Fernandez-Piñas F., *Fibers spreading worldwide: Microplastics and other anthropogenic litter in an Arctic freshwater lake*, Science of the Total Environment, 722, 2020, 137904.
23. Eerkes-Medrano D., Thompson R.C., Aldridge D.C., *Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs*, Water Research, 75, 2015, s. 63-82.
24. Wang W., Wang J., *Investigation of microplastics in aquatic environments: an overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis*, Trends in Analytical Chemistry, 108, 2018, s. 195-202.
25. Hirai H., Takada H., Ogata Y., Yamashita R., Mizukawa K., Saha M., Kwan C., Moore C., Gray H., Laursen D., *Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches*, Marine Pollution Bulletin, 62(8), 2011, s. 1683-1692.
26. Duan J., Bolan N., Li Y., Ding S., Atugoda T., Vithanage M., Sarkar B., Tsang D.C.W., Kirkham M.B., *Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments*, Water Research, 196, 2021, 117011.
27. Magni S., Binelli A., Pittura L., Avio C.G., Della Torre C., Parenti C.C., Gorbi S., Regoli F., *The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant*, Science of the Total Environment, 652, 2019, s. 602-610.
28. Napper I.E., Thompson R.C., *Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions*, Marine Pollution Bulletin, 112, 2016, s. 39-45.
29. Durenkamp M., Pawlett M., Ritz K., Harris J.A., Neal A.L., McGrath S.P., *Nanoparticles within WWTP sludges have minimal impact on leachate quality and soil microbial community structure and function*, Environmental Pollution, 211, 2016, s. 399-405.
30. Hernandez E., Nowack B., Mitrano D.M., *Polyester textiles as a source of microplastics from households: a mechanistic study to understand microfiber release during washing*, Environmental Science & Technology, 51, 2017, s. 7036-7046.

31. Gies E.A., LeNoble J.L., No  l M., Etemadifar A., Bishay F., Hall E.R., Ross P.S., *Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada*, Marine Pollution Bulletin, 133, 2018, s. 553-561.
32. Long Z., Pan Z., Wang W., Ren J., Yu X., Lin L., Lin H., Chen H., Jin X., *Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China*, Water Research, 155, 2019, s. 255-265.
33. Kole P.J., L  hr A.J., Van Belleghem F., Ragas A., *Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 14, 2017, 1265.
34. Mintenig S., Int-Veen I., Loder M.G., Primpke S., Gerdtz G., *Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging*, Water Research, 108, 2017, s. 365-372.
35. Zettler E.R., Mincer T.J., Amaral-Zettler L.A., *Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris*, Environmental Science & Technology, 47, 2013, s. 7137-7146.
36. Lares M., Ncibi M.C., Sillanp   M., Sillanp   M., *Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology*, Water Research, 133, 2018, s. 236-246.
37. Horton A.A., Walton A., Spurgeon D.J., Lahive E., Svendsen C., *Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities*, Science of the Total Environment, 586, 2017, s. 127-141.
38. Liu K., Wang X.H., Fang T., Xu P., Zhu L.X., Li D.J., *Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai*, Science of the Total Environment, 675, 2019, s. 462-471.
39. Sun J., Dai X.H., Wang Q.L., van Loosdrecht M.C.M., Ni B.J., *Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal*, Water Research, 152, 2019, s. 21-37.
40. Dubaish F., Liebezeit G., *Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade System, Southern North Sea*, Water, Air, & Soil Pollution, 224, 2013, 1352.
41. Law K.L., Thompson R.C., *Microplastics in the seas*, Science, 345, 2014, s. 144-145.
42. Carr S.A., Liu J., Tesoro A.G., *Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants*, Water Research, 91, 2016, s. 174-182.
43. Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quin B., *Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment*, Environmental Science & Technology, 50, 2016, s. 5800-5808.
44. Bodzek M., *Membrane separation techniques – removal of inorganic and organic admixtures and impurities from water environment – review*, Archives of Environmental Protection, 45(4). 2019, s. 4-19.
45. Shen M., Song B., Zhu Y., Zeng G., Zhang Y., Yang Y., Wen X., Chen M., Yi H., *Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions*, Chemosphere, 251, 2020, 126612.
46. Pivokonsky M., Cermakova L., Novotna K., Peer P., Cajthaml T., Janda V., *Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water*, Science of the Total Environment, 643, 2018, s. 1644-1651.
47. Prata J.C., da Costa J.P., Lopes I., Duarte A.C., Rocha-Santos T., *Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects*, Science of the Total Environment, 702, 2020, 134455.
48. Chen G., Feng Q., Wang J., *Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans*, Science of the Total Environment, 703, 2020, 135504.

49. Lee Y.K., Murphy K.R., Hur J., *Fluorescence signatures of dissolved organic matter leached from microplastics: Polymers and additives*, Environmental Science & Technology, 54, 2020, s. 11905-11914.
50. Luo H., Zhao Y., Li Y., Xiang Y., He D., Pan X., *Aging of microplastics affects their surface properties, thermal decomposition, additives leaching and interactions in simulated fluids*, Science of The Total Environment, 714, 2020, 136862.
51. Sørensen L., Rogers E., Altin D., Salaberria I., Booth A.M., *Sorption of PAHs to microplastic and their bioavailability and toxicity to marine copepods under co-exposure conditions*, Environmental Pollution, 258, 2020, 113844.
52. Pohl A., Tytla M., Kernert J., Bodzek M., *Plastics-derived and heavy metals contaminants in the granulometric fractions of bottom sediments of anthropogenic water reservoir – Comprehensive analysis*, Desalination and Water Treatment, 258, 2022, s. 207-222.
53. Foshtomi M.Y., Oryan S., Taheri M., Bastami K.D., Zahed M.A., *Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals, PAHs and TPH (total petroleum hydrocarbons)*, Marine Pollution Bulletin, 149, 2019, 110655.
54. Singla M., Diaz J., Broto-Puig F., Borros S., *Sorption and release process of polybrominated diphenyl ethers (PDBEs) from different composition microplastics in aqueous medium: Solubility parameter approach*, Environmental Pollution, 262, 2020, 114377.
55. Ma J., Zhao J.H., Zhu Z.L., Li L.Q., Yu F., *Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride*, Environmental Pollution, 254, 2019, 113104.
56. Liu F.F., Liu G.Z., Zhu Z.L., Wang S.C., Zhao F.F., *Interactions between microplastics and phthalate esters as affected by microplastics characteristics and solution chemistry*, Chemosphere, 214, 2019, s. 688-694.
57. Vert M., Doi Y., Hellwich K.-H., Hess M., Hodge P., Kubisa P., Rinaudo M., Schué F., *Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012)*, Pure and Applied Chemistry, 84, 2012, s. 377-410.
58. Malankowska M., Echaide-Gorritz C., Coronas J., *Microplastics in marine environment – sources, classification, and potential remediation by membrane technology – A review*, Environmental Science: Water Research & Technology, 7, 2021, s. 243-258.
59. Nguyen B., Claveau-Mallet D., Hernandez L.M., Xu E.G., Farner J.M., Tufenkji N., *Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples*, Accounts of Chemical Research, 52, 2019, s. 858-866.
60. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T.S., *Microplastics as contaminants in the marine environment: A review*, Marine Pollution Bulletin, 62, 2011, s. 2588-2597.
61. Bintein S., *Intentionally Added Microplastics in Products: Final Report (European Commission, Brussels)*, European Commission (DG Environment), Doc Ref. 39168 Final Report 17271i3, 2017.
62. Xue J., Samaei S., Chen J., Doucet A., Ng K.T.W., *What have we known so far about microplastics in drinking water treatment? A timely review*, Frontiers of Environmental Science & Engineering, 16(5), 2022, s. 58.
63. Vuori L., Ollikainen M., *How to remove microplastics in wastewater? A cost-effectiveness analysis*, Ecological Economics, 192, 2022, 107246.
64. Ezugbe E.O., Rathilal S., *Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review*, Membranes, 10, 2020, s. 89.
65. Enfrin M., Dumée L.F., Lee J., *Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – origin, impact and potential solutions*, Water Research, 161, 2019, s. 621-638.
66. Bodzek M., Pohl A., *Removal of microplastics in unit processes used in water and wastewater treatment: a review*, Archives of Environmental Protection, 48(4), 2022, s. 102-128.

67. Michielssen M.R., Michielssen E.R., Ni J., Duhaime M.B., *Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed*, Environmental Science: Water Research & Technology, 2(6), 2016, s. 1064-1073.
68. Bui X.T., Nguyen P.T., Nguyen V.T., Dao T.S., Nguyen P.D., *Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies*, Environmental Technology & Innovation, 19, 2020, 101013.
69. Ngo P.L., Pramanik B.K., Shah K., Roychand R., *Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants*, Environmental Pollution, 255(2), 2019, 113326,
70. Hidayaturrahman H., Lee T.-G., *A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process*, Marine Pollution Bulletin, 146, 2019, s. 696-702.
71. Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B., *Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris*, Environmental Chemistry, 12(5), 2015, s. 592-599.
72. Conley K., Clum A., Deepe J., Lane H., Beckingham B., *Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year*, Water Research X, 3, 2019, 100030.
73. Anderson Z.T., Cundy A.B., Croudace I.W., Warwick P.E., Celis-Hernandez O., Stead J.L., *A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems*, Scientific Reports, 8, 2018, 9428.
74. Shammas N. K., Bennett, G. F., *Principles of Air Flotation Technology*, [w:] Wang L.K., Shammas N.K., Selk, W.A., Aulenbach, D.B. (red.), *Flotation Technology, Handbook of Enviromental Engineering*, Humana Press, Totowa, NJ, USA, 2010, s. 1-47.
75. Han X., Lu X., Vogt R.D., *An optimized density-based approach for extracting microplastics from soil and sediment samples*, Environmental Pollution, 254, 2019, 113009.
76. Coppock R.L., Cole M., Lindeque P.K., Queirós A.M., Galloway T.S., *A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments*, Environmental Pollution, 230, 2017, s. 829-837.
77. Ghernaout D., *The Best Available Technology of Water/Wastewater Treatment and Seawater Desalination: Simulation of the Open Sky Seawater Distillation*, Green and Sustainable Chemistry, 3(2), 2013. s. 68-88.
78. Ahmed M.B., Rahman M.S., Alom J., Saif Hasan M.D., Johir M.A.H., Mondal M. I. H., Lee D.-Y., Park J., Zhou J.L., Yoon M.-H., *Microplastic particles in the aquatic environment: A systematic review*, Science of The Total Environment, 775, 2021, 145793.
79. Barrows A.P.W., Christiansen K.S., Bode E.T., Hoellein T.J., *A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river*, Water Research, 147, 2018, s. 382-392.
80. Crawford C., Quinn, B., *Microplastic separation techniques*, [w:] Crawford C., Quinn, B., (red.) *Microplastic Contaminants*, Elsevier, Amsterdam 2017, s. 203-218.
81. Simon M., Vianello A., Vollertsen J., *Removal of >10 µm microplastic particles from treated wastewater by a disc filter*, Water, 11(9), 2019, 1935.
82. Grbic J., Nguyen B., Guo E., You J.B., Sinton D., Rochman C.M., *Magnetic extraction of microplastics from environmental samples*, Environmental Science & Technology Letters, 6, 2019, s. 68-72.
83. Shi X., Zhang X., Gao W., Zhang Y., He, D., *Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄*, Science of The Total Environment, 802, 2022, 149838.

84. Shi C., Zhang S., Zhao J., Ma J., Wu H., Sun H., Cheng S., *Experimental study on removal of microplastics from aqueous solution by magnetic force effect on the magnetic sepiolite*, Separation and Purification Technology, 288, 2022, 120564.
85. Tang Y., Zhang S., Su Y., Wu D., Zhao Y., Xie B., *Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes*, Chemical Engineering Journal, 406, 2021, 126804.
86. Mahon A.M., O'Connell B., Healy M.G., O'Connor I., Officer R., Nash R., Morrison L., *Microplastics in sewage sludge: effects of treatment*, Environmental Science & Technology, 51, 2017, s. 810-818.
87. Siipola V., Pflugmacher S., Romar H., Wendling L., Koukkari P., *Low-Cost Biochar Adsorbents for Water Purification Including Microplastics Removal*, Applied Sciences, 10, 2020, s. 788.
88. Wang Z., Sedighi M., Lea-Langton A., *Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms*, Water Research, 184, 2020, 116165.
89. Wang Z., Lin T. Chen W., *Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP)*, Science and The Total Environment, 700, 2020 134520.
90. Liu X., Yuan W., Di M., Li Z., Wang J., *Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China*, Chemical Engineering Journal, 362, 2019, s. 176-182.
91. Yang L., Li K., Cui S., Kang Y., An L., Lei K., *Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant*, Water Research, 155, 2019, s. 175-181.
92. Wang H., Zhang Y., Wang C., *Surface modification and selective flotation of waste plastics for effective recycling-a review*, Separation and Purification Technology, 226, 2019, s. 75-94.
93. Zhang Y., Diehl A., Lewandowski A., Gopalakrishnan K., Baker, T., *Removal efficiency of micro-and nanoplastics (180 nm–125 µm) during drinking water treatment*, Science and The Total Environment, 720, 137383.
94. Sol D., Laca A., Laca A., Díaz M., *Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments*, Science and The Total Environment, 740, 2020, 140016.
95. Tang C.Y., Yang Z., Guo H., Wen J.J., Nghiem L.D., Cornelissen E., *Potable Water Reuse through Advanced Membrane Technology*, Environmental Science & Technology, 52, 2018, s. 10215-10223.
96. Bodzek M., Konieczny K., *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2011.
97. Bodzek M., *Procesy membranowe – nowoczesne metody uzdatniania wody i oczyszczania ścieków*, [w:] Janiszewska M. (red.), *Ochrona środowiska – nowe rozwiązania i perspektywy na przyszłość* Wydawnictwo Naukowe TYGIEL, Lublin 2022, s. 208-248.
98. Bodzek M., Konieczny K., Rajca, M. *Membranes in water and wastewater disinfection – review*, Archives of Environmental Protection, 45(1), 2019, s. 3-18.
99. Kumar R., Ismail A.F., *Fouling control on microfiltration/ultrafiltration membranes: effects of morphology, hydrophilicity, and charge*, Journal of Applied Polymer Science, 132, 2015, 42042.
100. Enfrin M., Lee J., Le-Clech P., Ludovic F.D., *Kinetic and mechanistic aspects of ultrafiltration membrane fouling by nano- and microplastics*, Journal of Membrane Science, 601, 2020, 117890.
101. Ma B., Xue W., Hu C., Liu H., Qu J., Li L., *Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment*, Chemical Engineering Journal, 359, 2019, s. 159-167.

102. Ma B., Xue W., Ding Y., Hu C., Li H., Qu J., *Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment*, Journal of Environmental Science, 78, 2019, s. 267-275.
103. Li J., Wang B., Chen Z., Ma B., Chen J.P., *Ultrafiltration membrane fouling by microplastics with raw water: Behaviors and alleviation methods*, Chemical Engineering Journal, 410, 2021, 128174.
104. Xiong X., Bond T., Siddique M.S., Yu W., *The stimulation of microbial activity by microplastic contributes to membrane fouling in ultrafiltration*, Journal of Membrane Science, 635, 2021, 119477.
105. Yahyanezhad N., Bardi M.J., Aminirad H., *An evaluation of microplastics fate in the wastewater treatment plants: frequency and removal of microplastics by microfiltration membrane*, Water Practice & Technology, 16, 2021, s. 782-792.
106. Luogo B.D.P., Salim T., Zhang W., Hartmann N.B., Malpei F., Candelario V.M., *Reuse of water in laundry applications with micro and ultrafiltration ceramic membrane*, Membranes, 12, 2022, 223.
107. Fryczkowska B., Przywara L., *Removal of microplastics from industrial wastewater utilising an ultrafiltration composite membrane rGO/PAN application*, Desalination and Water Treatment, 214, 2021, s. 252-262.
108. Shenvi S.S., Isloor A.M., Ismail A., *A review on RO membrane technology: developments and challenges*, Desalination, 368, 2015, s. 10-26
109. Antony A., Low J.H., Gray S., Childress A.E., Le-Clech P., Leslie G., *Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: A review*, Journal of Membrane Science, 383, 2011, s. 1-16.
110. Wang R., Ji M., Zhai H., Liu Y., *Occurrence of phthalate esters and microplastics in urban secondary effluents, receiving water bodies and reclaimed water treatment processes*, Science of The Total Environment, 737, 2020, 140219.
111. Ne N.L., Nunes S.P., *Materials and membrane technologies for water and energy sustainability*, Sustainable Materials and Technologies, 7, 2016, s. 1-28
112. Suwaileh W., Pathak N., Shon H., Hilal N., *Forward osmosis membranes and processes: A comprehensive review of research trends and outlook*, Desalination, 485, 2020, 114455.
113. Suwaileh W., Johnson D.J., Sarp S., Hilal N., *Advances in forward osmosis membranes: Altering the sub-layer structure via recent fabrication and chemical modification approaches*, Desalination, 436, 2018, s. 176-201.
114. Kim Y., Li S., Chekli L., Woo Y.C., Wei C.-H., Phuntsho S., Ghaffour N., Leiknes T., Shon H.K., *Assessing the removal of organic micro-pollutants from anaerobic membrane bioreactor effluent by fertilizer-drawn forward osmosis*, Journal of Membrane Science, 533, 2017, s. 84-95.
115. Wang Z., Liu K., Gao Y., Li G., Li, Wang Q., Guo L., Liu T., Al-Namazi M.A., Li S., *Removal and Fouling Influence of Microplastics in Fertilizer Driven Forward Osmosis for Wastewater Reclamation*, Membranes, 11, 2021, s. 845.
116. Li S., Kim Y., Chekli L., Phuntsho S., Shon H.K., Leiknes T., Ghaffour N., *Impact of reverse nutrient diffusion on membrane biofouling in fertilizer-drawn forward osmosis*, Journal of Membrane Science, 539, 2017, s. 108-115.
117. Lee K.E., Morad N., Teng T.T., Poh B.T., *Development, characterization, and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: a review*, Chemical Engineering Journal, 203, 2012, s. 370-386.
118. Chorghé D., Sari M.A., Chellam S., *Boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum and iron coagulation: mechanisms and limitations*, Water Research, 126, 2017, s. 481-487.

119. Rezania S., Park J., Din M.F.M., Taib S.M., Talaiekhosani A., Yadav K.K., Kamyab H., *Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies*, Marine Pollution Bulletin, 133, 2018, s. 191-208.
120. Zhou G., Wang Q., Li J., Li Q., Xu H., Ye Q., Wang Y., Shu S., Zhang, J., *Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism*, Science of The Total Environment, 752, 2021, 141837.
121. da Luz L.M., Bergel B.F., de Carvalho Osório D., Oliveira C., Santana R.M.C., *Influence of the rheology behavior of water-soluble polyacrylamides and their efficiency of flocculation*, Journal of Polymers and the Environment, 27, 2019, s. 2305-2317.
122. Xia Y., Xiang X.M., Dong K.Y., Gong Y.Y., Li, Z.J., *Surfactant stealth effect of microplastics in traditional coagulation process observed via 3-D fluorescence imaging*, Science of The Total Environment, 729, 2020, 138783.
123. Katrivesis F.K., Karela A.D., Papadakis V.G., Paraskeva C.A., *Revisiting of coagulation-flocculation processes in the production of potable water*, Journal of Water Process Engineering, 27, 2019, s. 193-204.
124. Akbal F., Camcı S., *Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation*, Desalination, 269, 2011, s. 214-222.
125. Moussa D.T., El-Naas M.H., Nasser M., Al-Marri M.J., *A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges*, Journal of Environmental Management, 186, 2017, s. 24-41.
126. Perren W., Wojtasik A., Cai Q., *Removal of microbeads from wastewater using electrocoagulation*, ACS Omega, 3(3), 2018, s. 3357-3364.
127. Ahmed M.B., Zhou J.L., Ngo H.H., Guo W., Thomaidis, N.S., Xu J., *Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review*, Journal of Hazardous Materials, 323, 2017, s. 274-298.
128. Chen R., Qi M., Zhang G., Yi C., *Comparative experiments on polymer degradation technique of produced water of polymer flooding oilfield*, IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 113, 2018, 012208.
129. Tian L., Kolvenbach B., Corvini N., Wang S., Tavanaie N., Wang L., Ma Y., Scheu S., Corvini P.F.X. Ji R. *Mineralisation of 14C-labelled polystyrene plastics by Penicillium variabile after ozonation pre-treatment*, New Biotechnology, 38(B), 2017, s. 101-105.
130. Tagg A., Harrison J.P., Ju-Nam Y., Sapp M., Bradley E.L., Sinclair C.J., Ojeda J.J., *Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater*, Chemical Communications, 53, 2017, s. 372-375.
131. de Luna M.D.G., Veciana M.L., Su C.C. Lu M.C. *Acetaminophen degradation by electro-Fenton and photoelectro-Fenton using a double cathode electrochemical cell*, Journal of Hazardous Materials, 217, 2012, s. 200-207.
132. Miao F., Liu Y., Gao M., Yu X., Xiao P., Wang M., Wang S., Wang X., *Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO₂/graphite cathode*, Journal of Hazardous Materials, 399, 2020, 123023.
133. Feng H.-M., Zheng J.-C., Lei N.-Y., Yu L., Kong K.H.-K., Yu H.-Q., Lau T.-C., Lam M.H.W., *Photoassisted Fenton degradation of polystyrene*, Environ. Sci. Technol., 45, 2011, s. 744-750.
134. Ouyang Z., Yang Y., Zhang C., Zhu S., Qin L., Wang W., He D., Zhou Y., Luo H., Qin F., *Recent Advances in Photocatalytic Degradation of Plastics and Plastic-Derived Chemicals*, Journal of Materials Chemistry A, 9, 2021 s. 13402-13441.
135. Ali S.S., Qazi I.A., Arshad M., Khan Z., Voice T.C., Mehmood C.T., *Photocatalytic degradation of low density polyethylene (LDPE) films using titania nanotubes*, Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management, 5, 2016, s. 44-53.
136. Qi K., Cheng B., Yu J., Ho W., *Review on the improvement of the photocatalytic and antibacterial activities of ZnO*, Journal of Alloys and Compounds, 727, 2017, s. 792-820.

137. Tofa T.S., Kunjali K.L., Paul S., Dutta J., *Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods*, Environmental Chemistry Letters, 17, 2019, s. 1341-1346.
138. Ariza-Tarazona M.C., Villarreal-Chiu J.F., Barbieri V., Siligardi C., Cedillo-González E.I., *New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor*, Ceramics International, 45, 2019 s. 9618-9624.
139. Wang L., Kaeppler A., Fischer D., Simmchen J., *Photocatalytic TiO₂ micromotors for removal of microplastics and suspended matter*, ACS Applied Materials & Interfaces, 11, 2019, s. 32937-32944.
140. Harrison J.P., Sapp M., Schratzberger M., Osborn A.M., *Interactions between microorganisms and marine microplastics: A call for research*, Marine Technology Society Journal, 45(2), 2011, s. 12-20.
141. Chandra P., Enespa S.D., *Microplastic degradation by bacteria in aquatic ecosystem*. [in:] Chowdhary P., Raj A., Verma D., Akhter Y., (red.) *Microorganisms for sustainable environment and health*, Elsevier, 2020 s. 431-467.
142. Auta H.S., Emenike C.U., Jayanthi B., Fauziah S.H., *Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by Bacillus sp. and Rhodococcus sp. isolated from mangrove sediment*, Marine Pollution Bulletin, 127, 2018, s. 15-21.
143. Arossa S., Martin C., Roszbach S., Duarte C.M., *Microplastic removal by Red Sea giant clam (Tridacna maxima)*, Environmental Pollution, 252, 2019, s. 1257-1266
144. Dawson A.L., Kawaguchi S., King C.K., Townsend K.A., King R., Huston W.M., Bengtson Nash S.M., *Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill*, Nature Communications, 9(1), 2018, 1001.
145. Corona E., Martin C., Marasco R., Duarte C.M., *Passive and active removal of marine microplastics by a mushroom coral (Danafungia scruposa)*, Frontiers in Marine Science, 7, 2020, 128.
146. Cunha C., Silva L., Paulo J., Faria M., Nogueira N., Cordeiro N., *Microalgal-based biopolymer for nano- and microplastic removal: A possible biosolution for wastewater treatment*, Environmental Pollution, 263, 2020, 114385.
147. Tang W.C., Li X., Liu H.Y., Wu S.H., Zhou Q., Du C., Teng Q., Zhong Y.Y., Yang C.P., *Sequential vertical flow trickling filter and horizontal flow reactor for treatment of decentralized domestic wastewater with sodium dodecyl benzene sulfonate*, Bioresource Technology, 300, 2020, 122634.
148. Chen Y.J., He H.J., Liu H.Y., Li H.R., Zeng G.M., Xia X., Yang C.P., *Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors*, Bioresource Technology, 249, 2018, s. 890-899.
149. Fortin S., Song B., Burbage C., *Quantifying and identifying microplastics in the effluent of advanced wastewater treatment systems using Raman microspectroscopy*, Marine Pollution Bulletin, 149, 2019, s. 110579-110585.
150. Edo C., González-Pleiter M., Leganés F., Fernández-Piñas F., Rosal R., *Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge*, Environmental Pollution, 259, 2020, 113837.
151. Bayo J., López-Castellanos J., Olmos S., *Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant*, Marine Pollution Bulletin, 156, 2020, 111211.
152. Zhang X., Chen J., Li J., *The removal of microplastics in the wastewater treatment process and their potential impact on anaerobic digestion due to contaminants association*, Chemosphere. 251, 2020, 126360.
153. Rocher V., Paffoni C., Goncalves A., Gu'erin S., Azimi S., Gasperi J., Moilleron R., Pauss A., *Municipal wastewater treatment by biofiltration: comparisons of various treatment*

- layouts. Part 1: assessment of carbon and nitrogen removal, *Water Science and Technology*, 65, 2012, s. 1705-1712.
154. Ziajahromi S., Drapper D., Hornbuckle A., Rintoul L., Leusch F.D., *Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment*, *Science of The Total Environment*, 713, 2020, 136356.
 155. Liu F., Vianello A., Vollertsen J., *Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds*, *Environmental Pollution*, 255, 2019, 113335.
 156. Helcoski R., Yonkos L.T., Sanchez A., Baldwin A.H., *Wetland soil microplastics are negatively related to vegetation cover and stem density*, *Environmental Pollution*, 256, 2020, 113391.
 157. Wang Q., Hernández-Crespo C., Santoni M., Van Hulle S., Rousseau D.P., *Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be an efficient barrier for microplastics pollution?* *Science of The Total Environment*, 721, 2020, 137785.
 158. Xiao K., Liang S., Wang X., Chen C., Huang X., *Current state, and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review*, *Bioresource Technology*, 271, 2019, s. 473-481.
 159. Judd S., *The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology*, *Chemical Engineering Journal*, 305, 2016, s. 37-45.
 160. Li L., Liu D., Song K., Zhou Y., *Performance evaluation of MBR in treating microplastics polyvinylchloride contaminated polluted surface water*, *Marine Pollution Bulletin*, 150, 2020, 110724.
 161. Talvitie J., Heinonen M., Paakkonen J.-P., Vahtera E., Mikola A., Setälä O., Vahala R., *Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea*, *Water Science and Technology*, 72(9), 2015, s. 1495-1504.
 162. Rummel C.D., Jahnke A., Gorokhova E., Kühnel D., Schmitt-Jansen M., *Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment*, *Environmental Science & Technology Letters*, 4, 2017, s. 258-267.
 163. Blair R.M., Waldron S., Gauchotte-Lindsay C., *Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period*, *Water Research*, 163, 2019, 114909.
 164. Kalčíková G., Alič B., Skalar T., Bundschuh M., Gotvajn A.Ž., *Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater*, *Chemosphere*, 188, 2017, s. 25-31.

Usuwanie mikro- i nanoplastików ze środowiska wodnego

Streszczenie

Każdego roku do środowiska wodnego dostają się miliony ton mikro- i nanocząstek tworzyw sztucznych. Ze względu na duży stosunek powierzchni do objętości, krystaliczność, hydrofobowość i obecność grup funkcyjnych, mikroplastiki (MPs) i nanoplastiki (NPs) mogą wchodzić w interakcje z różnymi zanieczyszczeniami, takimi jak metale ciężkie i trwałe zanieczyszczenia organiczne, w tym związki o działaniu endokrynnym. Większość zbiorników wodnych na świecie została skażona MPs/NPs i dlatego coraz trudniej jest je usunąć z tego środowiska. Zasadniczo, w walce z zanieczyszczeniem wód MPs/NPs i należy rozważyć dwa podejścia. Pierwsze obejmuje powstrzymanie lub zminimalizowanie dalszego odkładania się MPs w zbiornikach wodnych, natomiast drugie dotyczy usuwania MPs/NPs już obecnych w wodzie. Stosowane metody usuwania MPs można podzielić na metody fizyczne, chemiczne i biologiczne, w zależności od sposobu oczyszczania. Wśród fizycznych i biologicznych technologii oczyszczania, skuteczność ich usuwania spada według kolejności: bioreaktor membranowy (>99%) > proces osadu czynnego (~98%) > szybka filtracja piaskowa (~97,1%) > flotacja rozpuszczonym powietrzem (~95%) > elektrokoagulacja (>90%) > oczyszczalnie hydrofitowe (88%). Chemiczne metody oczyszczania, takie jak koagulacja, separacja magnetyczna, procesy Fentona i fotokataliza również wykazują umiarkowaną lub wysoką skuteczność usuwania MPs. Hybrydowe

technologie oczyszczania łączące na przykład metody fizyczne i chemiczne lub fizyczne i biologiczne, wykazują najwyższą skuteczność usuwania MPs. Techniki membranowe, tj. mikro-, ultra-, nanofiltracja i odwrócona osmoza są stosowane do usuwania MPs/NPs jako trzeci stopień w zintegrowanych systemach oczyszczania ścieków. Najefektywniejszym rozwiązaniem w tym zakresie są bioreaktory membranowe (MBR), które łączą proces biologicznego oczyszczania ścieków z separacją membranową.

Słowa kluczowe: oczyszczanie wody i ścieków, usuwanie mikro- i nanoplastików, metody fizyczne, technologie chemiczne, procesy biologiczne

Removal of micro- and nanoplastics from the aquatic environment

Abstract

Each year, millions of tons of microplastics and nanoplastics enter the aquatic environment. Due to their high surface-to-volume ratio, crystallinity, hydrophobicity, and the presence of functional groups, microplastics (MPs) and nanoplastics (NPs) can interact with a variety of contaminants such as heavy metals and persistent organic pollutants, including endocrine compounds. Most of the world's water bodies have been contaminated with MPs, and it is therefore becoming increasingly difficult to remove them from the environment. In general, two approaches should be considered in the fight against MPs/NPs contamination of water bodies. The first involves stopping or minimizing further deposition of MPs/NPs in water bodies, while the second involves removing MPs already present in the water. The methods used to remove MPs/NPs can be divided into physical, chemical and biological methods, depending on the method of treatment. Among various physical and biological treatment technologies, their removal efficiency falls in the following order: membrane bioreactor (>99%) > activated sludge process (~98%) > rapid sand filtration (~97.1%) > dissolved air flotation (~95%) > electrocoagulation (>90%) > hydrophytic treatment plants (88%). Chemical treatment methods such as coagulation, magnetic separation, Fenton processes and photocatalysis also show moderate to high efficiency in removing MPs. Hybrid purification technologies combining physical and chemical or physical and biological methods, for example, show the highest MPs removal efficiency. Membrane techniques, i.e., micro- ultra, nanofiltration and reverse osmosis, are used to remove MPs/NPs as a third step in integrated wastewater treatment systems. The most effective solution in this regard are membrane bioreactors (MBRs), which combine the process of biological wastewater treatment with membrane separation.

Keywords: water and wastewater treatment, micro- and nanoplastics removal, physical treatment, chemical technology, biological process

Zależność wyboru zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach a czystość środowiska naturalnego

1. Wstęp

Wpływ na świadomość społeczną, wywieranie presji opinii publicznej, a także kolejne zmiany w regulacjach prawnych, wpłynęły na postrzeganie problemów środowiskowych, jak również utwierdziły w przekonaniu, że człowiek jest jedynym sprawcom globalnych zmian, niekoniecznie tylko tych dobrych, ale także negatywnych dla otoczenia w którym żyje. Wraz z tymi wszystkimi zmianami, które zachodzą w światopoglądzie Polaków zmienia się również stosunek społeczeństwa do środowiska przyrodniczego. Jest to proces bardzo powolny, niemniej jednak skuteczny, gdyż ludzie stają się coraz bardziej ukierunkowani na świadome, pozytywne działanie w celu rozwiązywania problemów z zakresu ekologii i ochrony środowiska przyrodniczego.

Zanieczyszczenia występują w całej Polsce. Różnice w stopniu zanieczyszczenia poszczególnych regionów mogą być jednak zaskakujące. Problem zanieczyszczeń pojawia się zawsze tam, gdzie człowiek prowadzi swoją działalność produkcyjną, handlową czy też usługową. Z tego też względu problem ten jest nieunikniony, a powstające zanieczyszczenia stanowią zagrożenie dla wszystkich segmentów środowiska naturalnego: powietrza, gleby, a także wód.

Stopień zanieczyszczenia środowiska w Polsce nie jest problemem nowym, jest dobrze znany nie od dzisiaj. Dlatego też warto pochylić się nad różnicami, jakie mają miejsce przy porównywaniu poszczególnych regionów w zakresie zanieczyszczenia środowiska naturalnego. Wpływ na zanieczyszczenie środowiska może mieć niejedno źródło. Wynika to z odprowadzenia do powietrza, gruntu czy też wody toksycznych substancji w nadmiernych ilościach, które mogą mieć niebagatelny wpływ na ogólnie pojętą przyrodę i człowieka, powodując tym samym w ich najbliższym otoczeniu niekorzystne zmiany. Problem zanieczyszczenia środowiska naturalnego w Polsce został tak naprawdę zauważony dopiero końcem XX wieku, a istniał już o wiele wcześniej.

Zainteresowanie zakładami lecznictwa uzdrowiskowego jest obserwowane już od dawna, natomiast w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat jest ono bardziej powszechne i zorganizowane. Ma to niewątpliwie korzystny wpływ na turystykę danego obszaru, jak również dynamiczny rozwój miejscowości uzdrowiskowych. W związku z coraz większym wpływem negatywnych skutków cywilizacyjnych, które oddziałują na stan zdrowia współczesnego człowieka, nieuchronnym starzeniem się społeczeństwa, pojawiającą się modą na zdrowy styl życia, obserwujemy znaczny wzrost funkcji turystyki zdrowotnej. Coraz więcej ludzi szuka sposobów na poprawę swojego zdrowia i kondycji fizycznej oraz na odpoczynek od stresującej codzienności. Przy wyborze ośrodka

¹ patrycjaozga28@gmail.com, Zakład Statystyki i Informatyki, Instytut Przedsiębiorczości i Zarządzania, Wydział Turystyki i Rekreacji, Akademia Wychowania Fizycznego im. Bronisława Czecha w Krakowie, www.awf.krakow.pl.

lecznictwa uzdrowiskowego niezwykle ważne są lecznicze właściwości klimatu, wód, morza i innych zasobów naturalnych występujących regionalnie.

Dużym atutem polskich miejscowości uzdrowiskowych i funkcjonujących na ich terenie przedsiębiorstw turystycznych są nie tylko zalety lecznicze (ze względu na zróżnicowanie bioklimatu), ale także ogromny potencjał turystyczny. Z wyjazdów do miejscowości o właściwościach uzdrowiskowych korzystają nie tylko osoby chore, starsze, przemęczone, ale także osoby fizycznie zdrowe, które pragną czasowej zmiany otoczenia, odpoczynku czy poznania nowych ludzi. Dlatego obecnie turystyka zdrowotna przeżywa rozkwit. Coraz większą popularnością cieszą się wyjazdy ukierunkowane na walory prozdrowotne, gdyż wzrasta świadomość ludzi, którzy dostrzegają, jak istotne jest zdrowie. Dzięki stosowaniu odpowiedniej profilaktyki czy też wyjazdy do miejscowości uzdrowiskowych żyją w sposób zgodny ze zdrowym stylem życia. Świadomość troski o zdrowie dla normalnego funkcjonowania we współczesnym świecie jest kluczowym czynnikiem przy wyborze miejscowości uzdrowiskowych.

Celem głównym pracy jest analiza różnic regionalnych w poziomie czystości środowiska naturalnego oraz ich wpływu na wybór zakładów lecznictwa uzdrowiskowego przez kuracjuszy w Polsce w 2017 roku, jak również chęć odpowiedzi na pytanie – czy istnieje korelacja między czystością środowiska a wyborem zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach? Korzystając z danych Głównego Urzędu Statystycznego, jak również literatury przedmiotu, zostały sformułowane dwie hipotezy badawcze:

- I. Zróżnicowanie przestrzenne województw ze względu na czystość środowiska jest powiązane z wyborem zakładów lecznictwa uzdrowiskowego
- II. Czystość środowiska kształtuje się odwrotnie do liczby kuracjuszy przypadających na łóżko w sanatorium.

Biorąc pod uwagę, iż Polska to państwo, w którym sytuacja demograficzna i gospodarcza jest regionalnie zróżnicowana, zakres terytorialny badań dotyczy wszystkich 16 województw Polski.

2. Metoda badawcza

Rozróżniamy różnego typu analizy i badania we wszelakich dziedzinach, jednakże największe uznanie zyskują analizy i badania porównawcze. Wszystkie badania bazujące na porównaniach gromadzą wiele jednostek, które są charakteryzowane przez reprezentatywne zbiory zmiennych (w różnych okresach). Każdą z takich sytuacji najlepiej obrazują statystyczne metody wielowymiarowej analizy porównawczej (poniżej zaprezentowane). Wielowymiarowa analiza porównawcza – WAP, stanowi nieodłączną część wielu dyscyplin o charakterze ilościowym.

Podstawą wielowymiarowej analizy porównawczej są metody porządkowania liniowego, dzięki którym jest możliwa:

- hierarchizacja obiektów i zbiorów;
- analiza siły i charakteru współzależności między zbiorami zmiennych;
- wytypowanie cech najbardziej zasobnych w informacje;
- wydzielenie homogenicznych podzbiorów, które zawierają podobne do siebie obiekty pod względem wyróżnionej charakterystyki agregatywnej.

Aby rozpocząć budowę rankingu obiektów, ze względu na poziom zjawiska złożonego, niezbędny jest wybór zmiennych diagnostycznych opisujących badany problem.

Bardzo istotny w całym procesie, jest właściwy wybór – czyli ustalenie zbioru zmiennych diagnostycznych. W literaturze [1-5] znajdziemy liczne propozycje metod i dyskusji związanych z wyborem kryteriów. W pracy zastosowano dwa kryteria doboru zmiennych, tj. kryterium merytoryczne, a także kryterium dostatecznej zmienności cech. Następnym krokiem jest normowanie wybranych cech diagnostycznych w celu pozbawienia ich mian, a także sprowadzenie do zbliżonego rzędu wielkości.

Wybór odpowiedniej metody porządkowania liniowego zawsze stanowi ogromny dylemat przed prowadzącym określone badania empiryczne i to od niego zależy ostateczny wybór metody, gdyż często zdarza się, że istnieje kilka metod porządkowania liniowego, które spełniają wymogi badacza. Każda sytuacja badawcza może wskazywać na wykorzystanie innej metody porządkowania liniowego, niemniej jednak niektóre metody porządkowania są częściej wskazywane do użycia niż inne, które są używane stosunkowo rzadko lub wcale. Charakterystycznym zabiegiem stosowanym przy metodach unitaryzacyjnych jest przyjęcie stałego punktu odniesienia, którym jest rozstęp zmiennej normowanej:

$$R(X_j) = \max_i x_{ij} - \min_i x_{ij} \quad (1)$$

gdzie: $\max_i x_{ij}$ – wartość maksymalna, $\min_i x_{ij}$ – wartość minimalna.

Dzięki takiemu podejściu rozstęp cechy unormowanej jest stały.

Metoda unitaryzacji zerowanej jest jedną z ważniejszych metod odpowiedzialnych za normowanie cech diagnostycznych. Jej zadaniem jest sprowadzenie do stanu porównywalności różnych zmiennych o odmiennych mianach, dlatego dzięki zastosowaniu tej metody jest możliwe otrzymanie wielokryterialnych ocen obiektów, jak również dokonanie porównań pomiędzy tymi obiektami. Niezaprzeczalną zaletą metody unitaryzacji zerowanej jest możliwość transformowania przy jej zastosowaniu już unormowanych zmiennych diagnostycznych, których wartości mieszczą się w przedziale $[0, 1]$. Jest to o tyle istotne, że transformowane zmienne, pozbawione mian, można dodawać. Używanie stanu addytywności zezwala na porównywanie i ocenianie różnych obiektów ze względu na wybrane zjawisko złożone. Dzięki otrzymanym ocenom poszczególnych obiektów możliwe jest sporządzenie rankingów badanych obiektów na podstawie kryterium poziomu danego zjawiska. MUZ w sposób liniowy prowadzi do uzyskania oceny powstającej z położenia wartości określonej zmiennej opisującej dany obiekt w stosunku do jej rozpiętości, czyli różnicy pomiędzy jej najniższą a najwyższą wartością w układzie badanych obiektów [6, s. 152]. Każda transformowana zmienna, która stanowi cząstkowe kryterium oceny danego obiektu, jest zaprezentowana jako ułamek charakteryzujący miejsce tego obiektu w stosunku do długości drogi pomiędzy stanem najmniej a najbardziej pożądanym (w ten sposób określa się transformację zmiennych będących destymulantami i stymulantami). W przypadku stymulant najmniej pożądanym stanem jest minimum, natomiast maksimum jest stanem najbardziej pożądanym w układzie obiektów.

Zarówno w MUZ, jak i innych metodach normowania, postępujemy zgodnie z zasadą, że otrzymane wyniki oceny danego obiektu rozpatrujemy na tle wyników osiągniętych przez inne obiekty, które również wchodzi w skład badanego zbioru. Dla każdego przypadku stosujemy odpowiednią im formułę w celu transformacji, w zależności czy obiekt jest zaliczany do stymulant czy destymulant.

Wybrane zmienne x_{ij} ($j = 1, \dots, s$) opisujące złożone zjawisko w r obiektach (czyli województwach), tworzą macierz X :

$$X = [x_{ij}] = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1s} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2s} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ x_{r1} & x_{r2} & \dots & x_{rs} \end{bmatrix}, (i = 1, \dots, r) \quad (2)$$

gdzie x_{ij} oznacza realizację zmiennej X_j w i -tym obiekcie.

Zmienne diagnostyczne będące stymulantami są normowane według formuły [6]:

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min_i x_{ij}}{\max_i x_{ij} - \min_i x_{ij}} \quad (3)$$

Natomiast zmienne zaliczane do destymulant są normowane według wzoru:

$$z_{ij} = \frac{\max_i x_{ij} - x_{ij}}{\max_i x_{ij} - \min_i x_{ij}} \quad (4)$$

Zarówno pierwsze, jak i drugie unormowania spełniają warunek:

$$z_{ij} \in [0,1] \quad (5)$$

W wyniku transformacji macierzy złożonej ze zmiennych diagnostycznych w macierz zmiennych unormowanych otrzymano:

$$Z = [z_{ij}] = \begin{bmatrix} z_{11} & z_{12} & \dots & z_{1s} \\ z_{21} & z_{22} & \dots & z_{2s} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ z_{r1} & z_{r2} & \dots & z_{rs} \end{bmatrix} \quad (6)$$

Znając wartości elementów macierzy Z , można uzyskać wartości zmiennej syntetycznej, które charakteryzują każdy obiekt ze względu na poziom rozpatrywanego zjawiska złożonego:

$$Q_i = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m z_{ij} \quad (i = 1, \dots, r) \quad (7)$$

Wyznaczone wartości zmiennej syntetycznej zapisano w postaci:

$$Q = \begin{bmatrix} Q_1 \\ Q_2 \\ \vdots \\ Q_r \end{bmatrix} \quad (8)$$

Zmienne syntetyczne Q stanowią punkt wyjścia w budowie rankingu obiektów ze względu na stan badanego zjawiska złożonego. Ranking złożony jest z obiektów uporządkowanych nierosnąco według wartości zmiennej syntetycznej Q_i . Następnie dokonuje się podziału obiektów na dowolną liczbę grup. Biorąc pod uwagę liczebność obiektów, dzielimy całość na trzy grupy, a w tym celu należy kolejno [7]:

1. wyznaczyć rozstęp zmiennej syntetycznej:

$$R(Q_i) = \max_i Q_i - \min_i Q_i \quad (9)$$

2. wyznaczyć parametr podziału k :

$$k = \frac{1}{3} R(Q_i) \quad (10)$$

3. a następnie zastosować procedurę podziału:

- I grupa – wysoki poziom zjawiska złożonego

$$Q_1 \in [\max_i Q_i - k, \max_i Q_i] \quad (11)$$

- II grupa – przeciętny poziom zjawiska złożonego

$$Q_2 \in [\max_i Q_i - 2k, \max_i Q_i - k] \quad (12)$$

- III grupa – niski poziom zjawiska złożonego

$$Q_3 \in [\max_i Q_i - 3k, \max_i Q_i - 2k] \quad (13)$$

Chcąc dokonać oceny współzmienności dwóch cech, którym zostały przyporządkowane rangi, należy skorzystać z miar korelacji rangowej. Jeśli dwa uporządkowania rangowe są w pełni zgodne, to współczynnik korelacji rangowej przyjmie wartość 1, natomiast jeśli uporządkowania są przeciwne (tzn. obiekt, który został oceniony jako najlepszy w jednym uporządkowaniu, a w drugim jako najgorszy), wtedy współczynnik korelacji rangowej będzie mieć wartość -1 [8]. Gdy zbieżność uporządkowań jest losowa, wówczas wartość współczynnika korelacji rangowej będzie bliska 0.

Jednym z najpopularniejszych współczynników korelacji rangowej jest współczynnik Spearmana, który wyznacza się ze wzoru [9, s. 154]:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n(n^2-1)} \quad (14)$$

gdzie: i – numer obserwacji, n – liczba obserwacji, d_i^2 – kwadrat różnicy między pozycjami obu obiektów.

Ze względu na zmienną X pozycję i -tego obiektu ($i = 1, 2, \dots, n$) określa ranga c_{ix} , natomiast ze względu na zmienną Y pozycję i -tego obiektu ($i = 1, 2, \dots, n$) określa ranga c_{iy} , a różnicę między pozycjami obiektu ze względu na obie cechy przedstawia zmienna d_i :

$$d_i = c_{ix} - c_{iy} \quad (15)$$

3. Wybór zmiennych diagnostycznych w badanym zjawisku złożonym

Czystość środowiska naturalnego jest zjawiskiem złożonym, dlatego wymaga kilku zmiennych dla jego opisu. W celu zbudowania rankingu województw zostały zebrane dane o wartościach zmiennych diagnostycznych, które opisują to zjawisko złożone.

Wykaz zmiennych diagnostycznych opisujących stan czystości środowiska naturalnego w Polsce, to:

- X_1 – emisja zanieczyszczeń pyłowych z zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska w kg/mieszkańca;
- X_2 – emisja zanieczyszczeń gazowych z zakładów szczególnie uciążliwych w t/km²;

- X_3 – emisja metali ciężkich (arsen, chrom, cyna, cynk, kadm, kobalt, mangan, molibden, nikiel, ołów, rtęć) z zakładów szczególnie uciążliwych w kg/km^2 ;
- X_4 – emisja zanieczyszczeń pyłowych z zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska w kg/km^2 ;
- X_5 – nieoczyszczone ścieki przemysłowe i komunalne odprowadzone do wód lub do ziemi w $m^3/mieszkańca$;
- X_6 – liczba oczyszczalni ścieków obsługujących miasta i wsie na $100 km^2$;
- X_7 – liczba zakładów szczególnie uciążliwych dla czystości powietrza emitujących zanieczyszczenia pyłowe na $100 km^2$.

Większość wytypowanych zmiennych jest destymulantami poza zmienną X_6 , która jest stymulantą ze względu na stan czystości środowiska. Aby wybrać powyższe kryteria, zostały wzięte pod uwagę:

- najbardziej przydatne dane, jakie będą niezbędne do dokonania trafnej oceny czystości środowiska naturalnego,
- stopień zmienności cech kwalifikowanych potrzebnych do zbioru zmiennych diagnostycznych określają poniższe postulaty:

$$[I(X_j) > 2], \text{ gdzie } I(X_j) = \frac{\max_i x_{ij}}{\min_i x_{ij}}, \min_i x_{ij} > 0 \quad (16)$$

Następną czynnością po wytypowaniu zmiennych diagnostycznych, jest normalizacja (ujednolicenie) cech co do rzędu wielkości, jak również pozbawienie ich mian. Zagadnienie to zrealizowano przy zastosowaniu wcześniej już opisanej metody unitaryzacji zerowanej. Następnym krokiem jest agregacja zmiennych, dzięki której otrzymujemy wartości zmiennych syntetycznych (agregatowych), które stanowią jedną wartość charakteryzującą stan czystości środowiska naturalnego we wszystkich województwach. W dalszej kolejności dane te są podstawą do budowy rankingu, a więc uporządkowania województw według ich nierosnących wartości.

Wytypowane zmienne charakteryzują podstawowe czynniki wpływające na stan czystości środowiska. Zostały wybrane w taki sposób, aby wyeliminować wpływ wielkości poszczególnych województw jak również liczby ludności na sporządzone rankingi.

Głównym zadaniem ochrony powietrza jest zapewnienie jego jak najlepszej jakości, między innymi poprzez utrzymywanie poziomów substancji poniżej dopuszczalnych norm bądź na równi z nimi, jak również przez zmniejszenie poziomów szkodliwych substancji w powietrzu co najmniej do dopuszczalnych, w przypadku gdy nie są one dotrzymywane. Wszystkie źródła zanieczyszczeń (zwłaszcza zakłady szczególnie uciążliwe dla środowiska) są prawnie zobowiązane do stosowania metod, środków technicznych i technologii chroniących powietrze przed zanieczyszczeniami.

Zanieczyszczenie powietrza wiąże się z wprowadzeniem do powietrza przez człowieka w sposób bezpośredni bądź pośredni, substancji gazowych, ciekłych bądź stałych w ilościach, które mogą być szkodliwe dla zdrowia człowieka oraz ujemnie wpływać na klimat, glebę, wodę, przyrodężywioną jak również powodować inne szkody środowiskowe.

Zmienna dotycząca wielkości emisji zanieczyszczeń pyłowych odnosi się do ilości zanieczyszczeń pyłowych, które są odprowadzane do atmosfery przez zakłady w ciągu roku i są to: pyły ze spalania paliw, pyły krzemowe, węglowo-grafitowe, sadzy, ce-

mentowo-wapiennicze i materiały ogniotrwałe itp. Dane dotyczące pozostałych pyłów obejmują między innym szczególnie niebezpieczne pyłowe zanieczyszczenia tj. rtęć, chrom, ołów, kadm i inne.

Natomiast wielkość zanieczyszczeń gazowych odnosi się do ich ilości odprowadzonej do atmosfery przez jednostkę sprawozdawczą w ciągu roku i zalicza się tu: tlenki azotu (wyrażone w dwutlenku azotu – NO_2), dwutlenek siarki, dwutlenek węgla, tlenek węgla, węglowodory jak również inne emitowane przez dany zakład zanieczyszczenia gazowe, o których mowa w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 22 grudnia 2017 roku w sprawie jednostkowych stawek opłat za korzystanie ze środowiska [10].

Wielkość emisji zanieczyszczeń pyłowych jak również dwutlenku siarki jest zazwyczaj określana metodami pomiarowymi, a przy braku urządzeń pomiarowych następuje szacowanie wielkości emisji. Natomiast wielkość emisji pozostałych typów zanieczyszczeń gazowych przeważnie bazuje na ustaleniach szacunkowych.

Zmienne z zakresu ścieków przemysłowych dotyczą ścieków, które nie są zaliczane do ścieków bytowych jak również nie są wodami opadowymi bądź roztopowymi, a jedynie powstają wraz z prowadzoną przez zakład działalnością przemysłową, handlową, składową, usługową bądź transportową jak również będące ich połączeniem ze ściekami innego podmiotu, które są odprowadzane urządzeniami kanalizacyjnymi danego zakładu. Zamieszczone dane o ściekach przemysłowych, które wymagają oczyszczenia, dotyczą ścieków odprowadzanych siecią kanałów bądź otwartych rowów wpływających bezpośrednio do wód, ziemi bądź do sieci kanalizacyjnej z produkcyjnych jednostek.

W przypadku zmiennych dotyczących oczyszczalni ścieków komunalnych obejmują te oczyszczalnie, które pracują na sieci kanalizacyjnej. Nie są do nich zaliczane oczyszczalnie przydomowe jak również te oczyszczające ścieki dowożone (a więc oczyszczalnie niepracujące na sieciach kanalizacyjnych). Dane z zakresu ścieków oczyszczanych odprowadzanych kanalizacją obejmują oczyszczane ścieki w oczyszczalniach biologicznych, mechanicznych i z podwyższonym usuwaniem biogenów. Większa ilość ścieków wiejskich i miejskich oczyszczanych z odprowadzonych siecią kanalizacyjną może występować w takich przypadkach jak:

- oczyszczalnia ścieków otrzymuje nieczystości oddzielnym kolektorem z zakładu bądź do kolektora zakładowego odprowadzone są socjalno-bytowe ścieki z wsi i miast;
- kolektor zakładowy odgrywa rolę sieci kanalizacyjnej, ale nie został przejęty przez jednostki odpowiedzialne za prowadzenie działalności wodociągowo-kanalizacyjnej;
- ścieki są dowożone do oczyszczalni;
- stosowana jest metoda określania ścieków komunalnych, które są odprowadzane siecią kanalizacyjną opartą głównie na odczytach wodomierzy, przy założeniu, że ilość ścieków jest równa ilości dostarczanej wody oraz informacjach o ryczałtowych ilościach odprowadzanych ścieków [11].

Ostatnia zmienna diagnostyczna przedstawiająca dane o ilości zatrzymanych oraz zneutralizowanych zanieczyszczeń pyłowych i gazowych (wg rodzajów) prezentują rozmiary zredukowanych zanieczyszczeń w urządzeniach do ochrony powietrza, zamontowanych w zakładach szczególnie uciążliwych dla atmosfery. Działania urządzeń oczyszczających i ich efektywność jest określana jako stopień redukcji zanieczyszczeń i jest wielkością charakterystyczną dla urządzeń, a także wskazuje jaki procent całkowitej ilości badanego zanieczyszczenia wprowadzanego do urządzeń został zatrzymany przez to urządzenie. Wskaźnik ten jest wyrażany procentowym stosunkiem ilości zatrzymanego

zanieczyszczenia do ilości wytworzonego zanieczyszczenia (tj.: wyemitowanego i zatrzymanego). Im wyższa wartość tegoż wskaźnika, tym większy jest potencjał ochronny danego źródła zanieczyszczeń.

Dane empiryczne opisujące stan czystości środowiska zostały zgromadzone w ujęciu przestrzennym (16 województw nazywanych również obiektami) i dotyczą 2017 roku, a ich podstawowym źródłem jest Główny Urząd Statystyczny (GUS). Wszystkie z wytypowanych, a następnie opisanych zmiennych diagnostycznych zostały ujęte w taki sposób, aby wyeliminować wpływ wielkości poszczególnych województw, a także ilości zaludnienia na sporządzone rankingi.

Aby zbudować ranking województw według stanu czystości środowiska naturalnego, zebrano dane o wartościach wytypowanych zmiennych diagnostycznych (7 zmiennych), które opisują dane zjawisko złożone. Następnie dokonano normowania, a więc ujednolicenia cech co do rzędu wielkości jak również pozbawiono ich mian. Procedura ta została zrealizowana poprzez zastosowanie wcześniej już opisanej metody unitaryzacji zerowanej (MUZ). Wyniki unormowanych cech diagnostycznych zostały przedstawione w tabeli 2. Bazując na tabeli z unormowanymi cechami diagnostycznymi, dokonano agregacji zmiennych, otrzymując dzięki temu wartości zmiennych syntetycznych (agregatowych), które stanowią jedną wartość charakteryzującą stan czystości środowiska naturalnego dla każdego z województw. Otrzymane dane o wartościach zmiennej są podstawą do budowy rankingów, a więc uszeregowania województw według ich nierosnących wartości.

Środowisko stanowi układ zamknięty, gdzie każdy z zawartych elementów na siebie oddziałuje. Czynniki, które w głównej mierze wpływają na stan środowiska, jak również dynamikę jego zmian, są: stopień rozwoju gospodarczego oraz sytuacja demograficzna [12, 13]. Kolejnym ważnym elementem całego systemu jest człowiek, który przez swoje działania wpływa na najbliższe otoczenie, a w konsekwencji także na swoje zdrowie i dobrobyt. Zwłaszcza zdrowie jest zależne od jakości środowiska, które zamieszkuje człowiek. Relacje pomiędzy czynnikami środowiskowymi a zdrowiem są niezwykle złożone, a na ludzki organizm jednocześnie działa ogrom szkodliwych czynników, których stężenie w powietrzu, glebie, wodzie czy żywności może wydawać się stosunkowo niskie, niemniej jednak pozostawia w organizmie po sobie większy bądź mniejszy ślad. Dlatego wniosek jest prosty, człowiek, zanieczyszczając środowisko, bardziej bądź mniej świadomie, szkodzi samemu sobie i swym najbliższym.

4. Interpretacja wyników badań

Dokonując analizy przestrzennej stanu czystości środowiska naturalnego w poszczególnych województwach, bierzemy pod uwagę cechy wytypowane do zbioru zmiennych diagnostycznych (7 zmiennych). Częstkowe wyniki z przeprowadzonej analizy zawiera tabela 1, a następnie tabela 2, na podstawie których został utworzony ranking (tab. 3) przedstawiający województwa od najczystsze do najbardziej zanieczyszczonego.

Tabela 1. Zmienne diagnostyczne opisujące stan czystości środowiska naturalnego w Polsce w 2017 roku

Lp.	WOJEWÓDZTWO	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
1	Dolnośląskie	0,827	642,352	0,476	120,319	1,687	1,123	0,466
2	Kujawsko-pomorskie	0,960	519,080	0,037	111,284	0,960	0,762	0,434
3	Lubelskie	0,797	202,890	0,124	67,670	0,094	1,119	0,314

4	Lubuskie	0,885	156,148	0,006	64,341	0,098	0,751	0,307
5	Łódzkie	0,925	2208,008	0,276	126,242	1,609	1,131	0,478
6	Małopolskie	0,621	662,550	0,949	138,313	3,962	1,620	0,613
7	Mazowieckie	0,522	809,137	0,328	78,745	0,578	0,908	0,245
8	Opolskie	1,309	1315,385	0,420	138,122	0,101	0,818	0,606
9	Podkarpackie	0,611	157,240	0,320	72,845	0,517	1,250	0,375
10	Podlaskie	0,674	109,382	0,043	39,629	0,000	0,604	0,272
11	Pomorskie	0,821	372,829	0,111	103,768	0,086	0,928	0,371
12	Śląskie	1,996	3135,344	7,475	737,858	12,195	1,638	1,849
13	Świętokrzyskie	1,516	1197,814	0,275	162,241	13,409	0,948	0,623
14	Warmińsko-mazurskie	0,557	65,780	0,008	33,095	0,905	0,989	0,244
15	Wielkopolskie	1,407	517,233	0,368	164,286	0,086	1,140	0,329
16	Zachodniopomorskie	1,405	368,417	0,025	104,840	0,937	1,079	0,341
$I(x_j)$		3,830	47,664	1307	22,295	*155,616	2,710	7,570

* W związku z tym, iż nie można dzielić przez 0, bierzemy minimum z pozostałych wartości z pominięciem 0.
Źródło: obliczenia własne na podstawie [11].

Dokonując porównania wartości poszczególnych cech diagnostycznych, zmienne związane z emisją zanieczyszczeń pyłowych z zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska, przejawiają najwyższy stopień zmienności w porównaniu do pozostałych zmiennych. Bardzo dobrym przykładem jest województwo warmińsko-mazurskie (zajmuje pierwszą lokatę w rankingu) pod względem emisji metali ciężkich z zakładów szczególnie uciążliwych, osiąga wynik około 1307 razy lepszy niż województwo śląskie, które odznacza się najłabszym rezultatem w omawianym zakresie. Stosunkowo najniższe zróżnicowanie pomiędzy obiektami przestrzennymi odnotowano w tym roku dla zmiennych X_1 (tj. emisja zanieczyszczeń pyłowych z zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska w kg/mieszkańca) i X_6 (tj. liczba oczyszczalni ścieków obsługujących miasta i wsie na 100 km^2), gdzie: $[I(Y_1) = 3,830 \text{ i } (Y_6) = 2,710]$. Przypadek ten podkreśla uciążliwość emisji zanieczyszczeń pyłowych z zakładów, jak również charakteryzuje funkcjonowanie oczyszczalni ścieków w poszczególnych obszarach. W pozostałych przypadkach miernik ten znajduje się w przedziale od 7 do około 156 (tab. 1).

Tabela 2. Unormowane wartości zmiennych diagnostycznych, które opisują stan czystości środowiska naturalnego w Polsce w 2017 roku

Lp.	WOJEWÓDZTWO	Y_1	Y_2	Y_3	Y_4	Y_5	Y_6	Y_7	q_i
1	Dolnośląskie	0,793	0,812	0,937	0,876	0,874	0,502	0,862	5,656
2	Kujawsko-pomorskie	0,703	0,852	0,996	0,889	0,928	0,153	0,882	5,403
3	Lubelskie	0,813	0,955	0,984	0,951	0,993	0,498	0,956	6,150
4	Lubuskie	0,754	0,971	1,000	0,956	0,993	0,142	0,961	5,775
5	Łódzkie	0,726	0,302	0,964	0,868	0,880	0,509	0,855	5,104
6	Małopolskie	0,933	0,806	0,874	0,851	0,705	0,983	0,770	5,921
7	Mazowieckie	1,000	0,758	0,957	0,935	0,957	0,294	0,999	5,901
8	Opolskie	0,466	0,593	0,945	0,851	0,992	0,207	0,775	4,828
9	Podkarpackie	0,939	0,970	0,958	0,944	0,961	0,624	0,918	6,315
10	Podlaskie	0,897	0,986	0,995	0,991	1,000	0,000	0,982	5,850
11	Pomorskie	0,797	0,900	0,986	0,900	0,994	0,314	0,921	5,811
12	Śląskie	0,000	0,000	0,000	0,000	0,091	1,000	0,000	1,091

*Zależność wyboru zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach
a czystość środowiska naturalnego*

13	Świętokrzyskie	0,325	0,631	0,964	0,817	0,000	0,332	0,764	3,833
14	Warmińsko-mazurskie	0,976	1,000	1,000	1,000	0,933	0,372	1,000	6,280
15	Wielkopolskie	0,399	0,853	0,952	0,814	0,994	0,518	0,947	5,477
16	Zachodniopomorskie	0,401	0,901	0,997	0,898	0,930	0,459	0,940	5,527

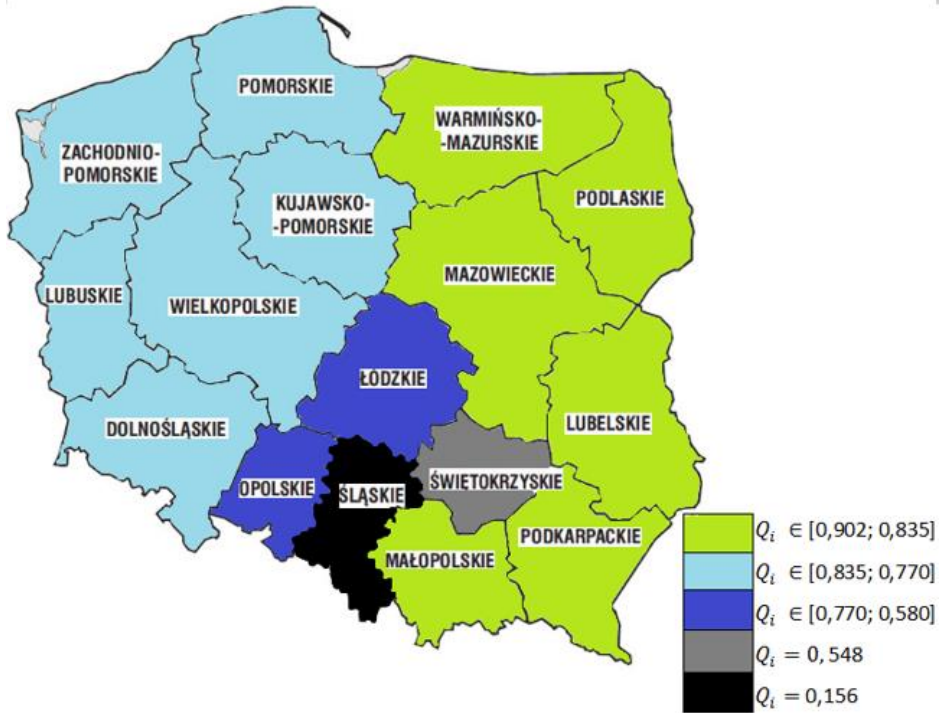
Źródło: obliczenia własne z wykorzystaniem danych z tabeli 1.

Informacje dotyczące zmiennych diagnostycznych, które opisują stan badanego zjawiska w poszczególnych latach, zostały zawarte w tabeli 1, natomiast już ujednolicone rzędy wielkości wszystkich cech z unormowanymi wartościami do przedziału $[0, 1]$ zostały przedstawione w tabeli 2. Wartości transformowanych zmiennych diagnostycznych również zostały zawarte w tabeli 2, wraz z zapisanymi wartościami zmiennej syntetycznej dla każdego z województw (uwzględnione w ostatniej kolumnie). Otrzymane wyniki stanowią podstawę budowy rankingu województw ze względu na poziom badanego zjawiska złożonego (tab. 3).

Tabela 3. Ranking województw z uwzględnieniem stanu czystości środowiska naturalnego w Polsce w 2017 roku

Poz. w rank.	WOJEWÓDZTWO	Q_i	Grupa
1	Podkarpackie	0,902	I (6 woj.)
2	Warmińsko-mazurskie	0,897	
3	Lubelskie	0,879	
4	Małopolskie	0,846	
5	Mazowieckie	0,843	
6	Podlaskie	0,836	
7	Pomorskie	0,830	II (6 woj.)
8	Lubuskie	0,825	
9	Dolnośląskie	0,808	
10	Zachodniopomorskie	0,790	
11	Wielkopolskie	0,782	
12	Kujawsko-pomorskie	0,772	
13	Łódzkie	0,729	III (2 woj.)
14	Opolskie	0,690	
15	Świętokrzyskie	0,548	IV (1 woj.)
16	Śląskie	0,156	V (1 woj.)
I (Q_i)	5,791		

Źródło: opracowanie własne na podstawie tabeli 2.



Rysunek 1. Podział województw według stanu środowiska naturalnego w 2017 roku w Polsce

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z tabeli 3

W rankingu dotyczącym stanu czystości środowiska naturalnego w Polsce obserwujemy bardzo ciekawą sytuację (tab. 3). Dochodzi tutaj do podziału aż na 5 grup, co znajduje swe źródło w odstających wartościach zmiennej syntetycznej dwóch województw. Zarówno województwo śląskie (zajmujące V grupę), jak i świętokrzyskie (należące do IV grupy) wykazują wartości odstające swych zmiennych syntetycznych w stosunku do pozostałych grup. W takim przypadku województwo opolskie rozpoczyna odrębną grupę z zachowaniem procedury podziału na 3 grupy pozostałych 14-tu województw. W konsekwencji postępowanie to prowadzi do otrzymania pięciu grup podziału, a nie trzech jak zostało pierwotnie założone. Grupa I, to województwa najczystsze i zaliczamy do niej: podkarpackie, warmińsko-mazurskie, lubelskie, małopolskie, mazowieckie i podlaskie. Natomiast obiekty znajdujące się w III grupie: łódzkie i opolskie, są województwami o niskim stopniu zanieczyszczenia środowiska. Zróżnicowanie w wartościach zmiennej syntetycznej kształtuje się w pobliżu 6-krotnej przewagi województwa podkarpackiego nad województwem śląskim.

Odnotowujemy przewagę województw czystych na tle całego kraju, niemniej jednak zanieczyszczenie, jakie występuje w województwach z wartościami odstającymi (śląskie, świętokrzyskie i opolskie) jest niezwykle rażące. Cechą, która łączy te trzy województwa i niewątpliwie wpływa na stan czystości środowiska naturalnego, jest ich wysokie uprzemysłowienie.

Kolejnym etapem badań było stworzenie rankingu uwzględniającego liczbę kuracjuszy przypadających na 1 miejsce (łóżko) w zakładzie leczenia uzdrowiskowego, które zostały przeliczone na liczbę mieszkańców danego obszaru. Zabieg ten pozwolił

na stworzenie rankingu województw, w których funkcjonują zakłady lecznictwa uzdrowiskowego, gdzie pierwsze lokaty zajmują województwa, w których przypada największa liczba kuracjuszy i są to kolejno: łódzkie, świętokrzyskie, kujawsko-pomorskie, zachodniopomorskie, lubelskie, śląskie i dolnośląskie. Natomiast ostatnią grupę III-cią, do której zaliczamy: podlaskie i mazowieckie, tworzą województwa najmniej oblegane przez kuracjuszy. W tym przypadku dokonujemy podziału województw na 3 grupy (tab. 4), gdyż nie obserwujemy wartości odstających jak w przypadku rankingu z zakresu czystości środowiska naturalnego.

Tabela 4. Ranking województw z uwzględnieniem liczby kuracjuszy leczonych stacjonarnie przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego w 2017 roku

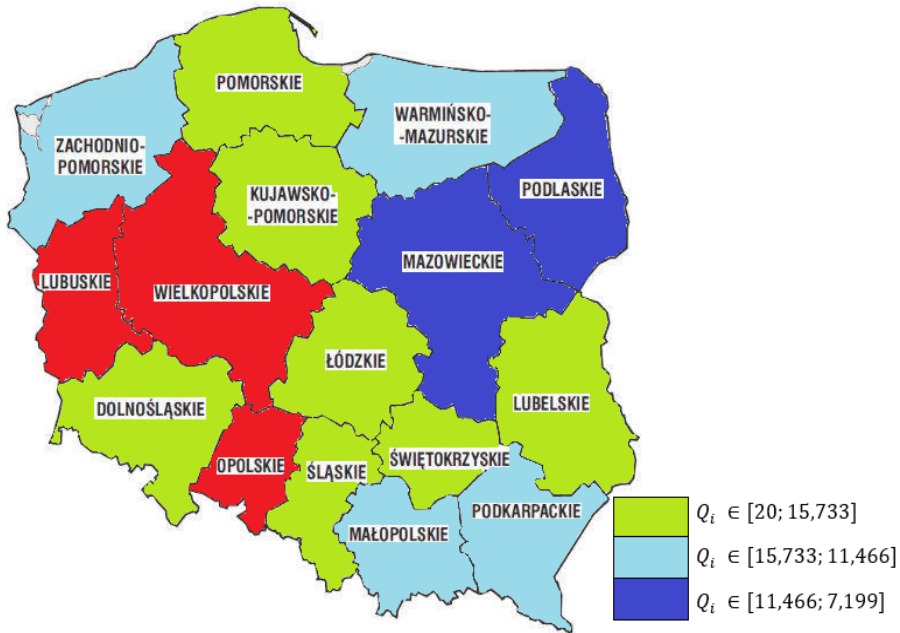
Poz. w rank.	WOJEWÓDZTWO	Q_i	Grupa
1	Łódzkie	20,000	I (7 woj.)
2	Świętokrzyskie	19,956	
3	Kujawsko-pomorskie	18,690	
4	Zachodniopomorskie	17,749	
5	Lubelskie	16,964	
6	Śląskie	16,500	
7	Dolnośląskie	16,322	
8	Warmińsko-mazurskie	14,375	II (4 woj.)
9	Podkarpackie	14,344	
10	Małopolskie	13,922	
11	Pomorskie	11,496	
12	Podlaskie	11,273	III (2 woj.)
13	Mazowieckie	7,200	
I (Q_i)		2,778	

Źródło opracowanie własne na podstawie [14].

Istotną kwestią przy tworzeniu rankingu dotyczącego liczby kuracjuszy przypadających na miejsce w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego, jest fakt, że w trzech województwach nie odnotowujemy istnienia zakładu lecznictwa uzdrowiskowego (lubuskie, wielkopolskie i opolskie). Województwa te zostały zaznaczone na mapie odrębnym kolorem, który nie został uwzględniony w legendzie (rys. 2).

Rozmieszczenie uzdrowisk jest nierównomierne i wynika przede wszystkim z budowy geologicznej, jak również uwarunkowań klimatycznych. Tereny podgórskie i górskie są w tej kwestii bardziej uprzywilejowane niż pozostałe obszary.

Polskie uzdrowiska są umiejscowione w najbardziej atrakcyjnych krajobrazowo i przyrodniczo regionach naszego kraju. Dzięki temu są w stanie nie tylko leczyć naturalnymi surowcami ale także zaspokoić najbardziej wymagających kuracjuszy z zakresu szeroko rozumianej turystyki uzdrowiskowej.

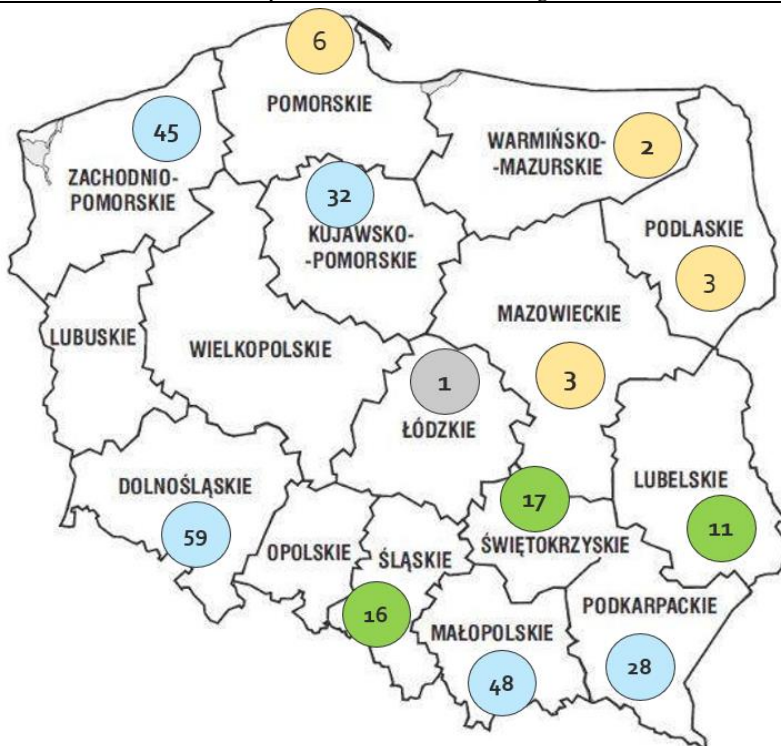


Rysunek 2. Podział województw uwzględniający liczbę kuracjuszy leczonych stacjonarnie przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego w 2017 roku w Polsce. Źródło: opracowanie własne na podstawie tabeli 4

Aby dana gmina czy miejscowość mogła zostać nazwana mianem uzdrowiska, musi spełniać szereg specyficznych cech, które będą ją wyróżniać na tle pozostałych terenów. Według ustawy z dnia 28 lipca 2005 roku o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych [15] miano uzdrowiska przypisuje się obszarowi, na którego terenie wykorzystuje się oraz chroni w szczególny sposób naturalne dobra lecznicze. Obszar uzdrowiskowy powinien posiadać:

- złoża naturalnych surowców mineralnych;
- klimat o właściwościach leczniczych;
- zakłady lecznictwa uzdrowiskowego i urządzenia lecznictwa zdrowotnego;
- określone w przepisach o ochronie środowiska wymagania w stosunku do środowiska;
- infrastrukturę techniczną w zakresie gospodarki wodno-ściekowej, energetycznej, w zakresie transportu zbiorowego, a także prowadzi gospodarkę odpadami.

W rozumieniu ustawy o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych, uzdrowiskiem jest obszar, na którego terenie jest prowadzone lecznictwo uzdrowiskowe, wydzielony w celu ochrony i wykorzystania znajdujących się na jego terytorium naturalnych surowców leczniczych [16]. W związku z tym nie na każdym obszarze może zostać utworzony zakład lecznictwa uzdrowiskowego – ich rozmieszczenie przedstawia poniższy rysunek 3. Największą liczbę zakładów lecznictwa uzdrowiskowego obserwujemy na południu i północy kraju, w województwach: dolnośląskim, małopolskim, zachodnio-pomorskim, podkarpackim, co wynika między innymi z bogatych walorów i zasobów środowiskowych obszaru geograficznego.



Rysunek 3. Liczba zakładów uzdrowiskowych w poszczególnych województwach w Polsce w 2017 roku.
Źródło: opracowanie własne na podstawie [14]

Poprzez uporządkowanie województw w dwóch układach porządkowych – rankingach, ze względu na czystość środowiska naturalnego (od najczystszego do najbardziej zanieczyszczonego), a także pod względem liczby kuracjuszy przypadających na jedno miejsce w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego (od najbardziej obleganych do najmniej), otrzymujemy poniższe uporządkowanie (tab. 5).

Tabela 5. Pozycje rankingowe województw w dwóch kolejno przedstawionych układach porządkowych

Lp.	Województwo	Pozycja województwa w rankingu	
		I	II
1	Dolnośląskie	9	7
2	Kujawsko-pomorskie	12	3
3	Lubelskie	3	5
4	Lubuskie	8	-
5	Łódzkie	13	1
6	Małopolskie	4	10
7	Mazowieckie	5	13
8	Opolskie	14	-
9	Podkarpackie	1	9
10	Podlaskie	6	12
11	Pomorskie	7	11
12	Śląskie	16	6

13	Świętokrzyskie	15	2
14	Warmińsko-mazurskie	2	8
15	Wielkopolskie	11	-
16	Zachodniopomorskie	10	4

Gdzie:

I: Stan czystości środowiska naturalnego;

II: Liczba kuracjuszy leczonych stacjonarnie przypadających na 1 łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego;

Źródło: opracowanie własne na podstawie tabeli 3 i 4.

Biorąc pod uwagę fakt, że w trzech województwach nie ma zakładów lecznictwa uzdrowiskowego, co jest powiązane z brakiem miejscowości o statusie uzdrowiska, liczymy współczynnik korelacji rang Spearmana dla pozostałych 13 województw (z wyłączeniem województwa lubuskiego, opolskiego i wielkopolskiego). Wartość krytyczna współczynnika korelacji rangowej Spearmana dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$ oraz dla 13 obserwacji wynosi 0,566. Ponieważ moduł obliczonej wartości współczynnika $|-0,593|$ jest większy od wartości krytycznej, stwierdzamy, że istnieje istotna statystycznie zbieżność uporządkowania województw według czystości środowiska naturalnego, a liczbą kuracjuszy przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego. Obliczone prawdopodobieństwo decyzyjne wynosi $p = 0,0325$. Zachodzi więc relacja $p < \alpha$, ale równocześnie jest to wartość na tyle duża ($p > 0,01$), że w tej sytuacji na podstawie analizy merytorycznej można zaakceptować wielkość ryzyka błędu (badany efekt nie wynikał z przypadku).

Z uwagi na otrzymany ujemny wynik korelacji (wzrost wartości jednej zmiennej definiuje spadek wartości drugiej zmiennej), w województwach najbardziej zanieczyszczonych obserwujemy większą ilość kuracjuszy przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego. Niewątpliwie jest to spowodowane małą ilością ośrodków znajdujących na obszarach najmniej atrakcyjnych pod względem czystości powietrza, a w konsekwencji większą ilością kuracjuszy, którzy korzystają z usług tamtejszych zakładów. Ilość odwiedzających w województwach najczystszych rozkłada się na większą ilość miejsc, które oferują liczne zakłady lecznictwa uzdrowiskowego zlokalizowane na ich terenie.

5. Podsumowanie

Badania przeprowadzone na potrzeby niniejszej pracy pomogły wykazać regionalne różnicowanie występujące na terytorium Polski ze względu na stan czystości środowiska naturalnego, jak również wybór zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach w 2017 roku.

Największym obserwowanym problemem z zakresu czystości środowiska jest niezmiennie od kilkunastu lat emisja zanieczyszczeń pyłowych i gazowych z zakładów szczególnie uciążliwych jak również ilość nieoczyszczonych ścieków przemysłowych i komunalnych odprowadzanych do wód lub do ziemi. Z roku na rok obserwujemy tendencję malejącą w ilości emitowanych zanieczyszczeń, niemniej jednak jest to jeszcze tzw. kropla w morzu potrzeb, gdyż w dalszym ciągu województwo śląskie (niezmiennie od kilkunastu lat) jest zaliczane do największych trucicieli naszego kraju ze względu na zajmowaną ostatnią, odrębną grupę w rankingach dotyczących czystości środowiska. Natomiast województwami najczystszymi są: podkarpackie, warmińsko-mazurskie

i lubelskie, w których również jest zlokalizowane najwięcej zakładów lecznictwa uzdrowiskowego.

Przeprowadzenie badań z wykorzystaniem metody unitaryzacji zerowanej, a następnie korelacji rangowej Spearmana, pozwoliło znaleźć związki zachodzące pomiędzy stanem środowiska a podejmowanym wyborem zakładów lecznictwa uzdrowiskowego przez kuracjuszy w poszczególnych województwach. Z badań wynika, że w województwach najbardziej zanieczyszczonych obserwujemy większą liczbę kuracjuszy przypadających na 1 łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego, co jest spowodowane małą liczbą ośrodków funkcjonujących na ich obszarze.

Dbłość o czystość środowiska jest istotnym elementem naszego codziennego życia, a złożoność tego zjawiska utrudnia ocenę według prostych kryteriów. Obecnie województwa znajdują się na początkowym etapie wieloletniej drogi zmierzającej do poprawy jakości środowiska naturalnego, a ich działania w głównej mierze obejmują zmniejszenie emisji gazów i pyłów z zakładów szczególnie uciążliwych.

Wiele osób decyduje się na wyjazd do uzdrowiska, aby wyleczyć się z długotrwałych chorób przewlekłych lub po chorobach, aby wzmocnić swoją odporność i wypocząć po ciężkim okresie w pracy lub szkole. Zakłady lecznictwa uzdrowiskowego to także idealne miejsce dla osób starszych, które chcą zachować sprawność fizyczną i umysłową oraz poprawić swoje samopoczucie. Dlatego niezwykle istotny jest trafny wybór miejsca, w którym będziemy korzystać ze świadczonych usług prozdrowotnych.

Literatura

1. Abrahamowicz M., Zajac K., *Metoda ważenia zmiennych w taksonomii numerycznej i procedurach porządkowania liniowego*, [w:] *Prace Naukowe AE we Wrocławiu*, Wrocław 1986.
2. Borys T., *Metody normowania cech w statystycznych badaniach porównawczych*, [w:] *Przegląd Statystyczny*, 2, Warszawa 1978, s. 227-239.
3. Jajuga K., *Statystyczna analiza wielowymiarowa*, PWN, Warszawa 1993.
4. Grabiński T., *Wielowymiarowa analiza porównawcza w badaniach dynamiki zjawisk ekonomicznych*, [w:] *Zeszyty Naukowe AE w Krakowie*, Seria specjalna: monografie, 61, Kraków 1984.
5. Pawełek B., *Metody normalizacji zmiennych w badaniach porównawczych złożonych zjawisk ekonomicznych*, [w:] *Zeszyty Naukowe UEK*, seria specjalna: monografie, 187, Kraków 2008.
6. Kukuła K., *Metoda unitaryzacji zerowanej*, PWN, Warszawa 2000, s. 152.
7. Kukuła K., *Propozycja budowy rankingu obiektów z wykorzystaniem cech ilościowych oraz jakościowych*, [w:] *Metody Ilościowe w Badaniach Ekonomicznych*, XIII/1, Warszawa 2012.
8. Kot S.M., Jakubowski J., Sokołowski A., *Statystyka*, wyd. II poprawione, wyd. Difin, Warszawa 2011, s. 299.
9. Kukuła K., *Elementy statystyki w zadaniach*, wyd. II poprawione i rozszerzone, PWN, Warszawa 2003, s. 154.
10. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 22 grudnia 2017 roku w sprawie jednostkowych stawek opłat za korzystanie ze środowiska (Dz.U. 2017 poz. 2490).
11. Ochrona środowiska – Environment 2017. Analizy statystyczne, GUS, Warszawa 2018.
12. Rocznik Statystyczny Województw 2017, GUS, Warszawa 2018.
13. Stan środowiska w Polsce. Raport, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 2018.
14. Działalność lecznicza zakładów lecznictwa uzdrowiskowego i stacjonarnych zakładów rehabilitacji leczniczej w 2017 r., GUS, Warszawa 2018.

15. Ustawa z dnia 28 lipca 2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (Dz.U. 2005 nr 167 poz. 1399).
16. Koźmiński Cz., Michalska B., Szczepanowska E., Górnik K., Marks R., *Turystyka zdrowotna, uzdrowiskowa i uwarunkowania bioklimatyczne*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Szczecin 2015.

Zależność wyboru zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach a czystość środowiska naturalnego

Streszczenie

Głównym celem opracowania jest wykazanie różnic regionalnych ze względu na poziom czystości środowiska naturalnego i zależność wyboru zakładów lecznictwa uzdrowiskowego występujących na terytorium Polski w 2017 roku, jak również chęć uzyskania odpowiedzi na pytanie, czy istnieje korelacja pomiędzy czystością środowiska a wyborem zakładów lecznictwa uzdrowiskowego w poszczególnych województwach. Szczególną uwagę poświęcono metodzie unitaryzacji zerowanej, wskazując na jej przydatność i dokładność. Ocenę tę przeprowadzono przy pomocy budowy rankingów województw. Otrzymane rankingi stanu czystości środowiska naturalnego i liczby kuracjuszy leczonych stacjonarnie przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego poddano procedurze porównawczej za pomocą współczynnika korelacji rang Spearmana. Na podstawie przeprowadzonych badań wyraźnie widać, że w najbardziej zanieczyszczonych województwach obserwujemy więcej kuracjuszy przypadających na łóżko w zakładzie lecznictwa uzdrowiskowego, co jest spowodowane małą liczbą ośrodków zlokalizowanych na ich obszarze.

Słowa kluczowe: czystość środowiska naturalnego, zakład lecznictwa uzdrowiskowego, metoda unitaryzacji zerowanej, współczynnik korelacji rang Spearmana, korelacja

The relationship between the choice of spa treatment facilities in individual voivodeships and the purity of the natural environment

Abstract

The main purpose of the study is to show regional differences due to the level of cleanliness of the natural environment and the dependence of the choice of spa treatment facilities in Poland in 2017, as well as the desire to find out whether there is a correlation between the cleanliness of the environment and the choice of spa treatment facilities in individual voivodeships.

Particular attention was paid to the zero unitarization method, pointing to its usefulness and accuracy. This assessment was carried out using the construction of voivodeship rankings. The obtained rankings of the cleanliness of the natural environment and the number of patients treated inpatiently per bed in a spa treatment facility were subjected to a comparative procedure using the Spearman rank correlation coefficient. Based on the conducted research, it is clear that in the most polluted voivodeships we observe more patients per bed in a spa treatment facility, which is caused by a small number of centers located in their area.

Keywords: cleanliness of the natural environment, spa treatment facility, zero unitarization method, Spearman's rank correlation coefficient, correlation

Prognoza jakości powietrza w Warszawie na koniec bieżącej dekady

1. Wprowadzenie

Jakość powietrza atmosferycznego w dużych miastach europejskich stanowi poważny problem, gdyż większość mieszkańców Europy zamieszkuje obszary miejskie, co z kolei oznacza rosnącą ich ekspozycję na zanieczyszczenia powietrza. Liczne raporty relacjonują występowanie wysokich stężeń najważniejszych zanieczyszczeń, które często przekraczają wytyczne WHO (ang. *World Health Organization*), zwłaszcza proponowane ostatnio, z bardziej restrykcyjnymi limitami [1, 2]. Narażenie na pył zawieszony, tlenki azotu, węglowodory i inne zanieczyszczenia, wiąże się z poważnymi problemami zdrowotnymi [3] mieszkańców miast, w tym z przedwczesną umieralnością.

Na przykład, jak wskazują niektóre raporty EEA (ang. *European Environment Agency*) [1, 4], najwięcej przedwczesnych zgonów związanych z zanieczyszczeniem dwutlenkiem azotu w Europie odnotowano w największych aglomeracjach Europy Zachodniej, np. w Hiszpanii, Włoszech, Francji, Belgii [5,6]. Z tego względu podejmowane są liczne próby ograniczenia negatywnego oddziaływania rosnącego ruchu samochodowego. Jednym z efektów było opracowanie ważnego raportu *Urban NO₂ Atlas* [7], w którym przedstawiono pełną charakterystykę emisyjną ruchu samochodowego dla trzydziestu dużych miast europejskich, w rozbiciu ze względu na typ silnika, rodzaj paliwa oraz europejską normę emisyjności (Euro Norm). Z polskich miast, w opracowaniu uwzględniono Warszawę i Kraków. Raport jest szczególnie użyteczny przy wyborze optymalnej strategii modernizacji floty samochodowej w mieście [8], w celu ograniczenia negatywnego oddziaływania na zdrowie mieszkańców.

O ile w miastach zachodnio-europejskich dominujące jest oddziaływanie źródeł komunikacyjnych, które są przede wszystkim odpowiedzialne za zanieczyszczenia tlenkami azotu, to w Warszawie największe zagrożenie stwarzają zanieczyszczenia pyłowe, emitowane głównie przez sektor komunalno-bytowy. Sytuacja ta wynika z silnego uzależnienia Polski od węgla, ale także jest skutkiem spalania paliw niskiej jakości przy ogrzewaniu mieszkań. Jest to obserwowane w większości polskich aglomeracji i głównie z tego powodu Polska od wielu lat należy do krajów europejskich o najniższej jakości powietrza [6, 9], co również potwierdzają kolejne raporty EEA [10-12], dokumentujące m.in. dominujący udział polskich miast w zanieczyszczeniu Europy pyłem zawieszonym.

Z drugiej jednak strony, po polskich drogach jeździ obecnie ponad 20 mln samochodów, a 1,5 mln nowych pojazdów jest rejestrowanych każdego roku [13]. Pojazdy samochodowe są więc również istotnym źródłem emisji zanieczyszczeń i w znaczny sposób przyczyniają się do problemów z jakością powietrza. W Warszawie rosnące

¹ piotr.holnicki@ibspan.waw.pl, Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa.

² andrzej.kaluszko@ibspan.waw.pl, Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa.

³ zbigniew.nahorski@ibspan.waw.pl, Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa.

natężenie ruchu samochodowego jest drugim, obok sektora komunalnego, ważnym źródłem emisji zanieczyszczeń, pogarszającym dodatkowo jakość powietrza w mieście [14]. Powyższe dwie kategorie emisyjne odpowiadają głównie za zanieczyszczenia pyłem drobnym ($PM_{2.5}$) oraz tlenkami azotu (NO_x), które mają udokumentowany i zdecydowanie negatywny wpływ na jakość środowiska oraz zdrowie mieszkańców. Równocześnie obie te kategorie źródeł mają istotny udział w emisji pyłów PM_{10} oraz węglowodorów aromatycznych, a zwłaszcza rakotwórczego benzo[a]pirenu, B[a]P (zdecydowanie dominujący udział ma w tym wypadku sektor komunalny). Podobna sytuacja występuje w innych polskich miastach, z których wiele należy do najbardziej zanieczyszczonych w Europie [6]. W szczególności, w Warszawie ogólna jakość powietrza jest również znacznie gorsza w porównaniu z innymi stolicami europejskimi, głównie ze względu na wyjątkowo wysokie stężenia pyłu zawieszonego i jego negatywny wpływ na zdrowie mieszkańców. Według raportu [9], w roku 2021 zanotowano w Warszawie 2023 możliwych do uniknięcia zgonów spowodowanych wysokim stężeniem $PM_{2.5}$, przy stosunkowo mniejszym udziale zanieczyszczeń NO_2 (około 750 takich zgonów).

Powyższa sytuacja oznacza, że każdy efektywny scenariusz mający poprawić jakość powietrza w Warszawie musi jednocześnie uwzględniać redukcję obu dominujących kategorii zanieczyszczeń: zanieczyszczeń pyłowych emitowanych głównie przez sektor komunalny oraz emitowanych przez ruch drogowy tlenków azotu. W pracy analizowane są odpowiednie projekty uruchamiane przez władze centralne i lokalne, zarówno w zakresie ogrzewania mieszkań, jak i transportu miejskiego. Efektem planowanej modernizacji omawianych sektorów jest obniżenie poziomu emisji w powiązanych z nimi kategoriach źródeł. Celem niniejszego opracowania jest próba ilościowej oceny wpływu powyższych zmian na jakość powietrza w Warszawie do końca obecnej dekady.

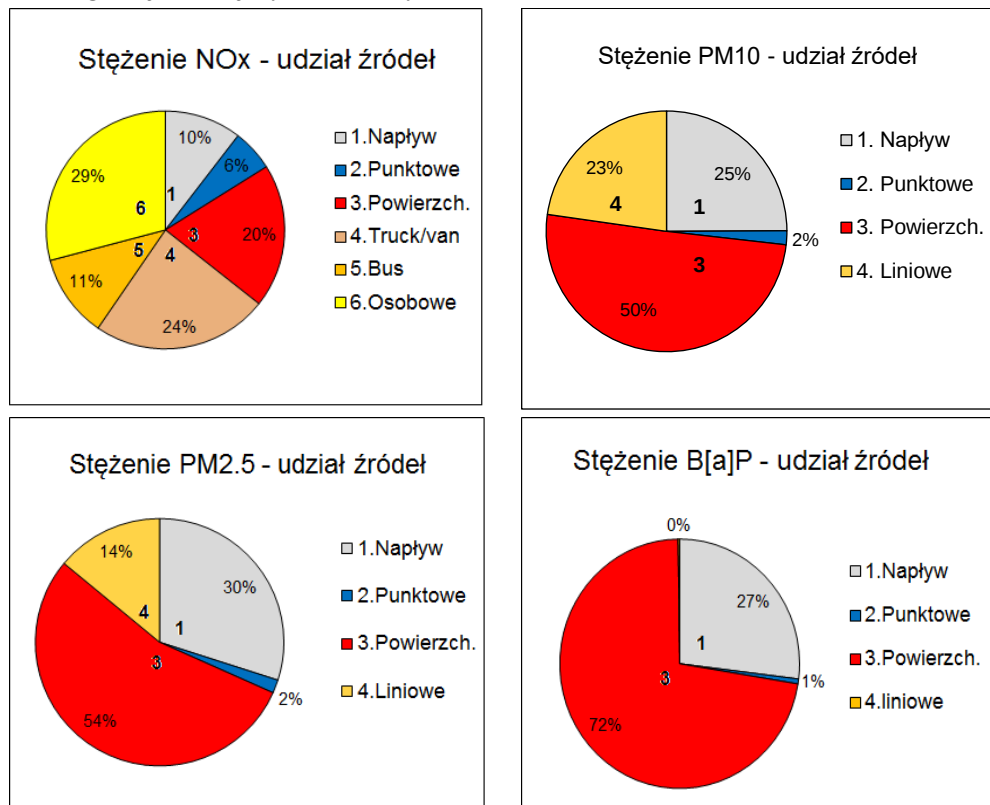
W pracy [15], która jest podstawą niniejszej prezentacji, przedstawiono oszacowania dotyczące spodziewanej redukcji emisji ze źródeł komunalnych, transportu miejskiego oraz napływu zanieczyszczeń z gmin sąsiadujących z miastem. Szacunkowe wartości dotyczące poziomu emisji pozwalają z kolei ocenić wynikającą stąd redukcję stężenia odpowiednich zanieczyszczeń, jak również narażenia mieszkańców (ekspozycji) na ich negatywne oddziaływanie na zdrowie. W celu pełnej oceny oczekiwanych korzyści środowiskowych wynikających z realizacji tych działań naprawczych i modernizacyjnych, do modelowania procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń zastosowano regionalny model dyspersji zanieczyszczeń, omówiony krótko w Sekcji 3. Inwentaryzacja źródeł emisji dla roku 2018/2019 (przed uruchomieniem projektów modernizacyjnych), została przyjęta jako bazowy zbiór danych wejściowych.

2. Realizowane programy modernizacyjne

Niniejsze opracowanie ma na celu ilościową ocenę możliwej poprawy jakości powietrza w Warszawie, wynikającej z ograniczenia emisji zanieczyszczeń powodowanych głównie przez ruch drogowy i komunalne instalacje grzewcze zasilane węglem. Brane są pod uwagę zarówno działania władz centralnych, jak i projekty realizowane w ostatnim czasie przez władze Warszawy, zarówno w zakresie ogrzewania mieszkań, jak i transportu miejskiego, przy czym dodatkowo uwzględniono ogólne trendy rozwoju i modernizacji sektora transportu.

Sumaryczne pole emisji w analizowanym obszarze podzielono na trzy kategorie źródeł: (a) źródła punktowe (energetyka, przemysł), (b) źródła powierzchniowe (głównie

instalacje w sektorze komunalno-bytowym), (c) źródła liniowe (transport drogowy). Ponadto, w postaci krajowego tła zanieczyszczeń, uwzględniono napływ zanieczyszczeń spoza rozważanego obszaru aglomeracji warszawskiej. Na rysunku 1 przedstawiono procentowy wpływ poszczególnych kategorii emisyjnych na wartość stężenia średniorocznego najważniejszych zanieczyszczeń w mieście [15].



Rysunek 1. Procentowa zależność średniorocznego stężenia od kategorii emisyjnych.

Źródło: [opracowanie własne]

Jak wynika z rysunku 1, źródła liniowe odpowiadają za około 65% zanieczyszczeń NO_x, natomiast źródła powierzchniowe mają dominujący wpływ na stężenia zanieczyszczeń pyłowych, a zwłaszcza B[a]P. Ponadto, jak wynika z wcześniejszych oszacowań [14, 15], wartości średnioroczne stężeń tych zanieczyszczeń na znacznej części obszaru miasta przekraczają wartości dopuszczalne limitów WHO [1, 2]. W szczególności, zgodnie również z dyrektywami UE dotyczącymi jakości powietrza [16], dopuszczalna wartość stężenia średniorocznego NO_x (30 µg/m³) jest przekroczona w 50% punktów receptorowych, natomiast odpowiednia wartość dopuszczalna dla pyłu PM_{2.5} (25 µg/m³) w około 62% receptorów. Z kolei rozkłady stężeń PM₁₀ oraz B[a]P również wykazują przekroczenia odpowiednich wartości dopuszczalnych, (40 µg/m³) dla pyłu PM₁₀ w 33% receptorów oraz (1 ng/m³) dla B[a]P na całym obszarze miejskim. Odzwierciedla to ogólną sytuację wynikającą ze zdecydowanej dominacji węgla w miksie paliwowym w Polsce [4, 5, 10, 12].

Poprawić obecną sytuację mają działania pro-ekologiczne, podejmowane ostatnio na różnych szczeblach decyzyjnych. W szczególności, oficjalny dokument Ministerstwa Klimatu i Środowiska *Polityka Energetyczna Państwa do 2040 roku* [17, 18] przedstawia zamierzenia mające na celu zbliżenie polskiego miks paliwowego do aktualnych wymogów UE w tym zakresie. Dokument ten zakłada około 20% redukcję udziału węgla w energetyce do roku 2030, przy jednoczesnym wzroście udziału OZE do co najmniej 23% w sumarycznym zużyciu energii brutto (co najmniej 32% w sektorze elektroenergetycznym). Wzrost udziału odnawialnych źródeł energii ma być możliwy głównie dzięki nowym lądowym i morskim farmom wiatrowym, foto-woltaice, a także pompom ciepła w indywidualnych instalacjach mieszkaniowych.

Jednocześnie administracja województwa mazowieckiego i władze Warszawy wspólnie przyjęły *Uchwałę Antysmogową* [19, 20] dla województwa mazowieckiego, obejmującego Warszawę wraz z jej bezpośrednim otoczeniem, w celu kompleksowej modernizacji indywidualnych instalacji grzewczych. Uchwała wprowadza likwidację tzw. „kopciuchów” oraz zakaz spalania węgla w zwykłych kominkach. Jedynym dopuszczonym typem instalacji grzewczej jest pompa ciepła lub kocioł niskoemisyjny, klasy 5 [21], które gwarantują radykalną redukcję emisji pyłów, związków organicznych (B[a]P) oraz tlenków azotu z komunalnych źródeł powierzchniowych, zarówno zlokalizowanych na terenie miasta, jak i w jego sąsiedztwie. Zgodnie z założeniami, jako termin osiągnięcia docelowych standardów przyjęto rok 2023 dla miasta oraz rok 2028 dla województwa. Z obliczeń wykonanych dla danych wyjściowych wynika (rys. 1), że emitory te odpowiadają za około 50% zanieczyszczeń pyłowych i ponad 70% B[a]P. Źródła te mają również istotny udział w emisji tlenków azotu.

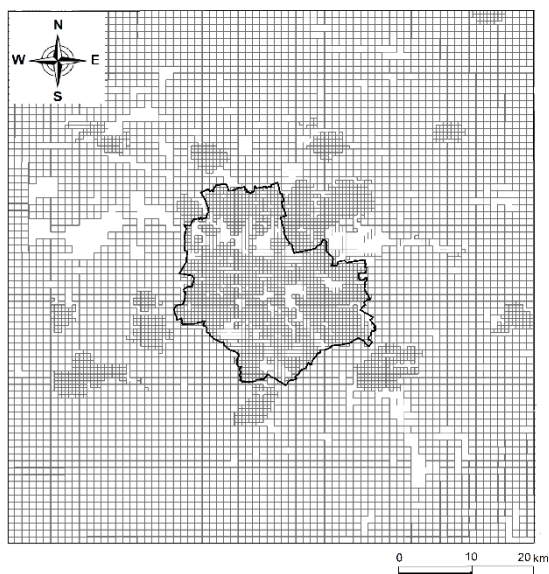
Postępująca równocześnie modernizacja floty samochodowej (głównie pojazdów osobowych i dostawczych), wraz z przewidywanym wzrostem udziału samochodów elektrycznych i hybrydowych, umożliwi istotne obniżenie stężeń NO_x, oraz w mniejszym stopniu, pyłu zawieszonego. W analizowanej prognozie przyjęto, że w docelowym roku 2030 europejska norma Euro 4 będzie dominującym standardem emisyjności floty samochodowej w Warszawie (obecnie dominuje norma Euro 3) [14, 15]. Z kolei, zgodnie z realizowaną przez Zarząd Transportu Miejskiego, postępującą modernizacją transportu miejskiego, w roku 2030 transport autobusowy w Warszawie ma być w całości realizowany przez autobusy nisko-emisyjne (CNG/LNG oraz elektryczne). Można oczekiwać, że powyższe zmiany przyczynią się w ciągu najbliższej dekady do znacznej poprawy jakości powietrza w Warszawie, w szczególności do poprawy bardzo złych wskaźników zdrowotnych.

Rodzaj, sektor i zakres proponowanej modernizacji oznacza redukcję poziomu emisji odpowiedniej kategorii źródeł. W szczególności, modernizacja instalacji grzewczych sektora komunalnego – emisji źródeł powierzchniowych, modernizacja floty samochodów osobowych i transportu publicznego – źródeł liniowych. Ponadto, realizacja rządowego programu transformacji energetycznej oznacza redukcję transgranicznego napływu zanieczyszczeń spoza modelowanego obszaru. Oszacowania ilościowe odpowiednich zmian emisji zamieszczono w [15].

3. Symulacja komputerowa

Modelowanie dyspersji zanieczyszczeń atmosferycznych w mieście przeprowadzono przy użyciu regionalnego systemu prognostycznego CALMET/CALPUFF, v.7.0 [22], dla danych emisyjnych zmodyfikowanych zgodnie z założeniami implementowanych

programów modernizacyjnych. Aby w pełni ocenić korzyści środowiskowe płynące z wdrożenia tych działań naprawczych, inwentaryzację emisji dla roku 2018 (rok poprzedzający uruchomienie projektów), przyjęto jako dane bazowe (dane odniesienia). Jako wynik obliczeń uzyskano przestrzenne rozkłady stężeń średniorocznych najważniejszych zanieczyszczeń dla docelowego roku 2030. Na tej podstawie można oszacować ilościowo korzyści z punktu widzenia jakości środowiska, jak również ekspozycji mieszkańców miasta na dany rodzaj zanieczyszczeń.



Rysunek 2. Obszar obliczeniowy, Źródło: opracowanie własne na podstawie [15]

Rozpatrywany obszar obliczeniowy obejmuje Warszawę w jej granicach administracyjnych oraz pas o szerokości około 30 km, obejmujący gminy sąsiadujące i stanowiących bezpośrednie otoczenie miasta (rys. 2). Dla celów obliczeniowych, obszar w granicach miasta (ok. 520 km²) zdyskretyzowano jednorodną siatką kwadratową 0,5 km × 0,5 km, natomiast w otoczeniu miasta zastosowano zagregowaną siatkę 1 km × 1 km. Na całkowite pole emisji składają się (w nawiasach podano liczbę źródeł): a) źródła punktowe (4073), b) źródła powierzchniowe sektora komunalno-bytowego (1452+5819), c) źródła liniowe sektora transportu (1806+4918). W przypadku dwóch ostatnich kategorii, pierwsza liczba oznacza liczbę źródeł zlokalizowanych w mieście, druga w pasie otaczającym. Uwzględniono również zewnętrzny napływ zanieczyszczeń, które trafiają do analizowanego obszaru. Napływ jest obliczany off-line przez regionalny model CAMx, z wykorzystaniem wszystkich kategorii źródeł emisji zlokalizowanych w Polsce, poza badanym regionem. Otrzymane w ten sposób pole stężeń, obejmujące zanieczyszczenia pierwotne i wtórne (np. aerozole), stanowi tło zanieczyszczeń, do którego dodawana jest prognoza CALPUFF [15].

Wykorzystując wszystkie wskazane dane emisyjne, obliczono średnioroczne stężenia badanych zanieczyszczeń w 2111 elementarnych receptorach siatkowych zlokalizowanych w obszarze administracyjnym Warszawy, zgodnie z rysunkiem 2. Jako wartość końcową dla każdego receptora przyjęto średnioroczne wartości stężeń poszczególnych

zanieczyszczeń, uśrednione dla obszaru jednostkowego elementu siatki. Analizą objęto następujące, najważniejsze zanieczyszczenia charakteryzujące atmosferę miejską: NO_x , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, B[a]P .

Symulacja komputerowa dostarcza mapy stężeń średniorocznych, przedstawiające rozkłady przestrzenne najważniejszych zanieczyszczeń, charakteryzujących miejskie środowisko atmosferyczne [3, 14, 15]. Liniowa struktura modelu CALPUFF pozwala określić procentowy udział poszczególnych kategorii emisyjnych w stężeniu sumarycznym w danym punkcie pomiarowym lub np. w dzielnicy. Jest to bardzo ważna informacja, m.in. przy opracowywaniu strategii redukcji emisji w celu poprawy jakości powietrza w mieście.

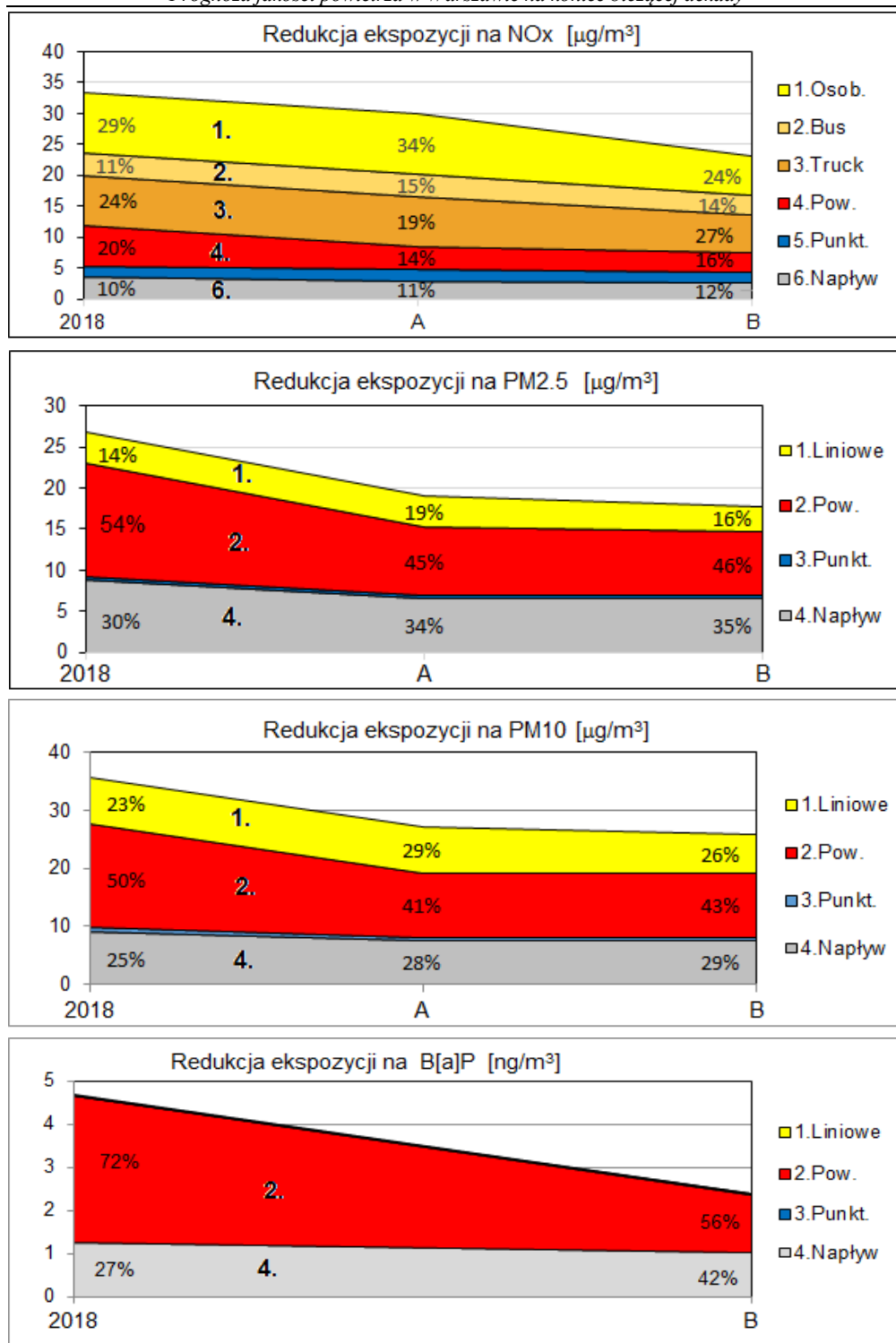
Skuteczność rozważanej strategii modernizacyjnej pola emisji można mierzyć za pośrednictwem ekspozycji mieszkańców na zanieczyszczenia powietrza. Indeks ten jest miarą narażenia ludności na szkodliwe oddziaływanie danego związku i oznacza jego stężenie średnioroczne, ważone gęstością zaludnienia. Efekty przedstawionych wyżej działań pro-ekologicznych zilustrowano za pośrednictwem dwóch scenariuszy emisyjnych:

- A – redukcja emisji sektora komunalno-bytowego wraz z dekarbonizacją gospodarki na poziomie krajowym, do roku 2030,
- B – dodany do poprzedniego, scenariusz modernizacji miejskiej floty samochodowej, do roku 2030.

Zagregowane wykresy warstwowe przedstawione na rysunku 3 reprezentują zmianę (zmniejszenie) ekspozycji mieszkańców miasta na każde z czterech analizowanych zanieczyszczeń, wynikające z realizacji odpowiedniego scenariusza ograniczenia emisji. Ostateczny wpływ każdego scenariusza wyrażony jest jako względne zmniejszenie narażenia ludności (ekspozycji) na każdy z analizowanych związków.

Realizacja scenariusza A ma kluczowe znaczenie w przypadku zanieczyszczeń pyłowych oraz B[a]P , dlatego zasadnicza redukcja ekspozycji na te zanieczyszczenia widoczna jest w pierwszej części wykresu. Zanieczyszczenia pyłowe w niewielkim stopniu zależą od natężenia ruchu samochodowego [15], a ponadto ograniczenie emisyjności samochodów nie wpływa na ich tzw. emisję wtórną (pył unoszony), która jest frakcją dominującą, zwłaszcza w przypadku PM_{10} [14]. Z kolei w przypadku B[a]P udział emisji ruchu samochodowego jest pomijalny.

W przypadku zanieczyszczeń NO_x dominujący wpływ na zmniejszenie ekspozycji ma modernizacja floty samochodowej, dlatego zasadnicza redukcja jest widoczna w drugiej części wykresu, odpowiadającej implementacji scenariusza B. Ponieważ jednak źródła powierzchniowe (sektor komunalny) mają również dość istotny udział w sumarycznej emisji NO_x (około 20% wg. danych emisyjnych dla roku bazowego, rys. 1), realizacji scenariusza A także towarzyszy widoczne zmniejszenie ekspozycji na to zanieczyszczenie.



Rysunek 3. Redukcja ekspozycji jako wynik implementacji wybranego scenariusza, Źródło: [opracowanie własne]

Z wykresów przedstawionych na rysunku 3 wynika bezpośrednio (wystarczy porównać ekspozycję początkową z wartością na koniec okresu symulacji) wartość całkowitej redukcji ekspozycji mieszkańców na oddziaływanie czterech podstawowych zanieczyszczeń, w wyniku realizacji omawianych scenariuszy emisyjnych. Procentowa redukcja na koniec analizowanego okresu (rok 2030) wynosi dla kolejnych zanieczyszczeń, odpowiednio: dla NO_x – 29%, dla $\text{PM}_{2,5}$ – 30%, dla PM_{10} – 28% oraz dla B[a]P – 48%. W rezultacie, proporcjonalnie zmniejszone zostają również negatywne skutki zdrowotne oddziaływania tych zanieczyszczeń.

4. Podsumowanie i dyskusja

Jak stwierdzono w poprzednich punktach, jakość powietrza atmosferycznego w Warszawie jest jedną z najgorszych wśród dużych miast europejskich. Jedną, choć niedominującą przyczyną, jest rosnące natężenie ruchu samochodowego i związana z nim emisja tlenków azotu, NO_x . Jednak głównym czynnikiem decydującym o złej jakości powietrza w Warszawie jest niezwykle wysokie, jak na warunki europejskie, stężenie pyłu zawieszonego, zwłaszcza $\text{PM}_{2,5}$ oraz rakotwórczego B[a]P. Wynika to z wieloletniego uzależnienia od węgla (kamiennego i brunatnego) polskiej energetyki oraz sektora komunalno-bytowego. Wysokie stężenia pyłu zawieszonego w Warszawie pochodzą zatem z nakładających się na siebie oddziaływań źródeł lokalnych, również tych zlokalizowanych w otoczeniu miasta, jak i napływu transgranicznego. W efekcie, stężenia zanieczyszczeń pyłowych w znacznej części miasta przekraczają wartości dopuszczalne WHO, których wartości docelowe w ostatnim czasie zostały znacznie zaostrzone [1, 2].

Omawiane w pracy strategie ograniczania emisji uwzględniają postęp technologiczny i ogólne trendy obserwowane np. w sektorze transportu, ale także politykę proekologiczną realizowaną przez regulacje unijne [23-25], w tym odpowiednie inicjatywy legislacyjne, odnoszące się zarówno do poziomu krajowego, jak i regionalnego. Przyjmując inwentaryzację emisji z 2018 roku jako bazowy zbiór danych, rozpatrzono dwa możliwe scenariusze ograniczenia emisji. Scenariusz A, związany głównie z zanieczyszczeniem pyłem zawieszonym, wynika z bardzo restrykcyjnej decyzji legislacyjnej [19] władz województwa mazowieckiego, dotyczącej instalacji opalanych węglem kamiennym w Warszawie oraz w jej okolicach (te ostatnie decyzje dotyczące ograniczenia emisji mają zostać wdrożone do 2028 roku). Ponadto, na poziomie krajowym zatwierdzone zostały przepisy [17, 18] związane z ograniczeniem udziału węgla w miksie paliwowym, przy jednoczesnym zwiększeniu wykorzystania źródeł odnawialnych. Realizacja tego scenariusza staje się ostatnio bardziej realna dzięki (częściowemu) odblokowaniu tzw. „ustawy 10H” [26], co daje możliwość istotnego zwiększenia udziału OZE w miksie paliwowym.

Scenariusz B, odzwierciedla głównie modernizację floty samochodowej (wyraźne przesunięcie dominującej emisyjności samochodów z silnikiem spalinowym w kierunku wyższych norm europejskich, co najmniej Euro 4) oraz dość szybko rosnący udział samochodów elektrycznych i hybrydowych (BEV/PHEV). Sektor ten odpowiada głównie za zanieczyszczenia NO_x . Portal PSPA (*Polskie Stowarzyszenie Paliw Alternatywnych*) [27], który dotychczas przewidywał wzrost liczby samochodów elektrycznych w Polsce na około miliona sztuk w 2030 roku, ostatnio ograniczył nieco swoje wcześniejsze prognozy [28]. Z drugiej strony, przyjęte ostatnio rozporządzenie Unii Europejskiej

i Parlamentu Europejskiego, postulujące zaprzestanie po 2035 roku rejestracji nowych samochodów z silnikiem spalinowym na terenie EU [29], powinno spowodować zwiększenie zainteresowania kierowców zakupem pojazdów elektrycznych/hybrydowych. Tym bardziej, że wiele koncernów samochodowych modyfikuje ostatnio swój profil produkcyjny w kierunku elektro-mobilności. Z kolei, władze Warszawy przedstawiły ostatnio założenia projektowanej Strefy Czystego Transportu [13, 30, 31], która ma być wprowadzana sukcesywnie w latach 2024-2032. Strefa taka, poza bezpośrednią redukcją stężenia zanieczyszczeń NO_x oraz $\text{PM}_{2.5}$ w centralnej części miasta, powinna również spełniać ważną rolę w propagowaniu transportu nisko- i zero-emisyjnego w mieście.

Jak wskazano wyżej, Warszawa, podobnie jak większość polskich miast, należy do najbardziej zanieczyszczonych miast w Europie, przy czym dominujący wpływ mają zanieczyszczenia pyłem zawieszonym. W szczególności, pył $\text{PM}_{2.5}$ jest głównym zanieczyszczeniem odpowiedzialnym za przedwczesną umieralność i inne niekorzystne skutki zdrowotne, przy stosunkowo mniejszym udziale stężenia NO_x . Potwierdza to portal [9], gdzie przedstawiono listy rankingowe stężeń dla 1000 najbardziej zanieczyszczonych w 2020 roku miast europejskich, ze względu na stężenia $\text{PM}_{2.5}$ oraz NO_2 . Na pierwszej liście Warszawa jest na 20 pozycji (przy czym 5 innych polskich miast ma wyższą pozycję), z 2023 przedwczesnymi zgonami związanymi z tym zanieczyszczeniem. Z kolei 24 pozycja miasta na drugiej liście oznacza 750 możliwych do uniknięcia zgonami powodowanych zanieczyszczeniem NO_2 .

Celem pracy było ilościowe określenie możliwej poprawy jakości powietrza w mieście oraz odpowiednich wskaźników zdrowotnych w wyniku realizacji zdefiniowanych wyżej scenariuszy. Wyniki obliczeń przedstawione w sekcji 3 wskazują na wyraźne zmniejszenie ekspozycji mieszkańców na negatywne oddziaływanie poszczególnych zanieczyszczeń w wyniku realizowanego scenariusza. Ostateczna redukcja narażenia populacji na zanieczyszczenie NO_x wynosi około 29%, co przedstawiono na rysunku 3. Oznacza to, że bazowa śmiertelność 750 przedwczesnych zgonów przypisana temu zanieczyszczeniu, może być zredukowana o około 215 przypadków. Analogiczny wynik dla $\text{PM}_{2.5}$ jest bardziej znaczący (rys. 3). Również w tym przypadku około 30% redukcja ekspozycji populacji mieszkańców oznacza ostateczne zmniejszenie liczby możliwych do uniknięcia zgonów rocznych o 607 przypadków, z początkowej wartości 2023. Jak wynika z przedstawionych wyników, ograniczenie narażenia mieszkańców na zanieczyszczenia PM_{10} jest podobne i wynosi około 28%, natomiast w przypadku rakotwórczego B[a]P redukcja ekspozycji jest znacznie wyższa, wynosi aż około 48%. W tym ostatnim przypadku zmniejszenie ekspozycji zależy wyłącznie od znacznie zredukowanej emisji sektora komunalnego oraz napływu transgranicznego, natomiast wpływ innych źródeł jest pomijalny.

Istotne dla jakości powietrza w mieście i przedstawione w niniejszej pracy procesy redukcji głównych związków zanieczyszczających będą kontynuowane w najbliższej dekadzie. Podstawowe regulacje unijne [23-25, 29] wymuszają przyspieszenie procesów dekarbonizacji, zarówno na szczeblu krajowym, jak i w miastach.

Literatura

1. WHO Global Air Quality Guidelines, 2021, <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> [data dostępu: 12.03.2023].
2. WHO, *Ambient (Outdoor) Air Pollution*, 2018, [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) [data dostępu: 12.03.2023].
3. Holnicki P., Tainio M., Kałuszko A., Nahorski Z., *Burden of mortality and disease attributable to multiple air pollutants in Warsaw, Poland*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 14, 2017, 1359.
4. EEA. Europe's Air Quality Status 2022. <https://www.eea.europa.eu/publications/status-of-air-quality-in-Europe-2022/europes-air-quality-status-2022> [data dostępu: 12.03.2023].
5. EEA. Exceedance of Air Quality Standard in Europe, 2018, <https://www.eea.europa.eu/ims/exceedance-of-air-quality-standards> [data dostępu: 12.03.2023].
6. (Airly 2021) Most Polluted Cities in Europe in 2020-2021, <https://airly.org/en/most-polluted-cities-in-europe-2020-2021/> [data dostępu: 12.03.2023].
7. Degraeuwe B., Pisoni E., Peduzzi E., De Meij A., Monforti-Ferrario F., Bodis K., Mascherpa A., Astorga-Llorens M., Thunis P., Vignati E., *Urban NO₂ Atlas (EUR 29943 EN)*, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2019.
8. Degraeuwe B., Thunis P., Clappier A., Weiss M., Lefebvre W., Janssen S., Vranckx S., *Impact of passenger car NO_x emissions on urban NO₂ pollution – Scenario analysis for 8 European cities*, Atmospheric Environment, 17, 2017, s. 330-337.
9. ISGlobal – Ranking of Cities, 2021, <https://isglobalranking.org/ranking/#air> [data dostępu: 12.03.2023].
10. EEA, *Air Quality in Europe 2021*, <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021> [data dostępu: 12.03.2023].
11. EEA, *Report 2020*, <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report> [data dostępu: 12.03.2023].
12. EC, *Urban Air Pollution – What Are the Main Sources Across the World?*, 2015, <https://ec.europa.eu/jrc/en/news/what-are-main-sources-urban-air-pollution> [data dostępu: 12.03.2023].
13. Lee K., Bernard Y., Dallmann T., Tiege U., Pniewska I., Rintanen I., *Ocena rzeczywistej emisyjności pojazdów w Warszawie*, TRUE report, Real Urban, Emission Initiative, Warszawa 2022.
14. Holnicki P., Kałuszko A., Nahorski Z., *Analysis of emission abatement scenario to improve urban air quality*, Archives of Environmental Protection, 47, 2021, s. 103-114.
15. Holnicki P., Kałuszko A., Nahorski Z., *Scenario analysis of air quality improvement in Warsaw, Poland, by the end of the current decade*, Atmosphere, 13, 2022, 1613.
16. EU, *Air Quality Standards*, 2021, <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-concentrations/air-quality-standards> [data dostępu: 12.03.2023].
17. Polityka Energetyczna Polski do 2040 r., Biuletyn Informacji Publicznej MKiS, <https://bip.mos.gov.pl/strategie-plany-programy/polityka-energetyczna-polski-do-2040-r/> [data dostępu: 12.03.2023].
18. Monitor Polski, *Announcement (2.03.2021) of the Minister of Climate and Environment on Poland's Energy Policy until 2040*, <https://www.gov.pl/web/climate/energy-policy-of-poland-until-2040-epp2040> [data dostępu: 12.03.2023].
19. Smoglab 2021, <https://smoglab.pl/zakaz-spalania-wegla-od-pazdziernika-2023> [data dostępu: 12.03.2023].
20. Uchwała antysmogowa, <https://warszawa19115.pl/-/uchwala-antysmogowa-na-mazowszu?inheritRedirect=true> [data dostępu: 12.03.2023].
21. <https://czysteogrzewanie.pl/podstawy/normy-emisji-i-sprawnosci-dla-domowych-kotlow> [data dostępu: 12.03.2023].

22. CALPUFF Version 7-Users Guide Addendum; Exponent, Inc.: Maynard, MA, USA, 2019; Doc. no. Z170308064614-0072.
23. FIT55. EU Fit for 55 Package, 2021, <https://europeanclimate.org/the-fit-for-55-package/> [data dostępu: 12.03.2023].
24. EC, 2021, https://ec.europa.eu/clima/eu-action/european-green-deal/2030-climate-target-plan_en [data dostępu: 12.03.2023].
25. EU Green Deal, https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en [data dostępu: 12.03.2023].
26. <https://www.gov.pl/web/klimat/novelizacja-tzw-ustawy-10h-przyjeta-przez-rzad> [data dostępu: 12.03.2023].
27. <https://www.teraz-srodowisko.pl/aktualnosci/elektromobilnosc-raport-PSPA-9889.html> [data dostępu: 12.03.2023].
28. <https://www.pap.pl/mediaroom/1555377%2Cdo-2030-r-sprzedaz-samochodow-calkowicie-elektrycznych-w-polsce-wzrosnie> [data dostępu: 12.03.2023].
29. <https://www.france24.com/en/europe/20220609-eu-parliament-approves-ban-on-new-fossil-fueled-cars-by-2035> [data dostępu: 12.03.2023].
30. <https://pspa.com.pl/2021/informacja/deklaracja-polskich-samorzadow-na-rzecz-rozwoju-stref-czystego-transportu/> [data dostępu: 12.03.2023].
31. <https://theicct.org/wp-content/uploads/2022/04/fs1-true-warsaw-emissions-po-apr22.pdf> [data dostępu: 12.03.2023].

Prognoza jakości powietrza w Warszawie na koniec bieżącej dekady

Streszczenie

Poziom zanieczyszczenia powietrza w większości dużych miast europejskich, stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia mieszkańców, będąc źródłem chorób układu oddechowego i przedwczesnej umieralności. O ile w miastach zachodnio-europejskich dominują źródła komunikacyjne, to w Warszawie największe zagrożenie stwarzają zanieczyszczenia pyłowe, emitowane głównie przez źródła powierzchniowe sektora komunalno-bytowego. Ponadto, rosnący ruch samochodowy jest drugim istotnym źródłem emisji zanieczyszczeń, dodatkowo pogarszających jakość powietrza w mieście. Powyższe kategorie emisyjne odpowiadają głównie za zanieczyszczenia pyłem ($PM_{2.5}$) oraz tlenkami azotu (NO_x), które mają udokumentowany i zdecydowanie negatywny wpływ na jakość środowiska oraz zdrowie mieszkańców.

Władze Warszawy oraz Sejmiku Województwa Mazowieckiego podjęły w roku 2020 zdecydowane działania w celu ograniczenia emisji z sektora komunalnego, wprowadzając restrykcyjne przepisy dotyczące instalacji grzewczych w sektorze komunalnym. Z drugiej strony, naturalna modernizacja floty samochodowej w mieście, przy równocześnie rosnącym udziale samochodów elektrycznych i hybrydowych, umożliwią zmniejszenie stężenia tlenków azotu. Nie bez znaczenia jest realizowana modernizacja transportu publicznego, który do roku 2030 ma być w całości obsługiwany przez autobusy nisko-emisyjne. W omawianej pracy dodatkowo uwzględniono wpływ rządowego programu dekarbonizacji gospodarki z 2021 r.

Praca prezentuje wyniki symulacji komputerowej, której celem było oszacowanie wpływu powyższych zmian na przewidywaną jakość powietrza w Warszawie na koniec bieżącej dekady. Obliczenia przeprowadzono za pomocą regionalnego modelu dyspersji zanieczyszczeń CALMET/CALPUFF, przy wykorzystaniu danych emisyjnych za rok 2018 jako danych bazowych. Na podstawie uzyskanych wyników, na koniec dekady można oczekiwać ok. 30% redukcji ekspozycji mieszkańców na zanieczyszczenia $PM_{2.5}$ lub PM_{10} oraz ok. 27% w przypadku zanieczyszczeń NO_x .

Słowa kluczowe: jakość powietrza w mieście, zanieczyszczenia komunalne, zanieczyszczenia komunikacyjne, dekarbonizacja, modelowanie komputerowe

A forecast of air quality in Warsaw by the end of the current decade

Abstract

Air pollution levels in most major European cities pose a serious threat to the health of residents, causing respiratory diseases and premature mortality. While the urban transportation sources dominate in Western European cities, in Warsaw the greatest impact is due to particulate matter pollution, emitted mainly by the area sources of the municipal sector. In addition, increasing car traffic is the second major source of pollutant

emissions, further worsening the air quality in the city. These emission categories are mainly responsible for particulate matter (PM_{2.5}) and nitrogen oxides (NO_x) pollution, which have a documented and strongly negative impact on the quality of the environment and the health of the inhabitants.

In 2020, the authorities of Warsaw and the Mazovian Voivodeship Parliament took decisive measures to reduce emissions from the municipal sector, introducing restrictive regulations on heating installations in the municipal sector. On the other hand, the natural modernization of the city's car fleet, with the increasing share of electric and hybrid cars, will enable the concentration of nitrogen oxides to be reduced. It is not without significance that the modernization of public transport, which is to be fully served by low-emission buses by 2030, is being implemented. This analysis also takes into account the impact of the government's 2021 economic decarbonization program.

The study presents the results of a computer simulation aimed at estimating the impact of the above changes on the expected air quality in Warsaw at the end of the current decade. The calculations were carried out using the regional scale dispersion model CALMET/CALPUFF, using the 2018 emission data as the baseline dataset. Based on the results obtained, at the end of the decade, an estimated 30% reduction in residents' exposure to PM_{2.5} or PM₁₀ pollution and, respectively, 27% in the case of NO_x pollution can be expected.

Keywords: urban air quality, municipal pollution, road traffic pollution, decarbonization program, computer simulation

Koncepcja niskobudżetowej stacji monitorującej stan powietrza

1. Wprowadzenie

Jakość powietrza ma istotny wpływ na zdrowie człowieka. Koncepcja niskobudżetowej stacji monitorującej stan powietrza służyć ma przede wszystkim do pomocy w analizie, ocenie jakości powietrza oraz do monitorowania stopnia zanieczyszczenia, ukazując pomiary w czasie rzeczywistym. Zadaniem stacji jest monitorowanie parametru zapylenia, temperatury, prędkości wiatru oraz wilgotności powietrza. Wymienione parametry przy użyciu odpowiednich czujników są w stanie wskazać, jakie substancje oraz w jakim stężeniu występują w powietrzu. Jedną z ważniejszych substancji zagrażających zdrowiu jest pył zawieszony, obecny w skutek m.in. produkcji energii, jak również ogrzewania gospodarstw domowych. Zadaniem stacji jest nie tylko monitorowanie bieżącego stanu jakości powietrza, ale również alarmowanie użytkownika w momencie przekroczenia stężenia zanieczyszczeń zawartych w powietrzu. Badanie wspomnianych parametrów znajdzie swoje zastosowanie między innymi w gospodarstwach domowych, gdzie można sprawdzić aktualną pogodę oraz jaki wpływ na powietrze mają okoliczne źródła otaczające gospodarstwo, emitujące zanieczyszczenia. Kolejnym miejscem, w którym warto byłoby wykorzystać niskobudżetową stację są wnętrza hal produkcyjnych, gdzie sprawdzanie stanu jakości powietrza, jak również odpowiedniej cyrkulacji powietrza w hali jest niezwykle ważna. Stacja, bądź sieć stacji może posłużyć również na danym terenie do sprawdzenia potencjału na generowanie mocy z farm wiatrowych. Stacje mogą także monitorować bieżące zmiany warunków pogodowych. Obecnie popularnością cieszą się moduły odpowiadające za komunikację bezprzewodową w automatycznych stacjach monitorujących stan wybranych parametrów, charakteryzujące się niskim zapotrzebowaniem na energię, komunikacją w czasie rzeczywistym oraz dużym pokryciem przestrzennym. Wynika to zapewne z faktu, że istnieje ciągła potrzeba gromadzenia danych w miarę występowania zjawisk w czasie rzeczywistym, co ma na celu zapewnienie wskazówek ze zgromadzonych informacji podawanych na bieżąco użytkownikowi stacji. Dynamika zmian klimatycznych zwiększyła częstotliwość występowania zjawisk ekstremalnych. Powodzie, pożary lasów itp. są coraz częstsze niż 50 lat temu. Stąd też coraz większe zapotrzebowanie na informację w czasie rzeczywistym, którą można zaspokoić jedynie przez dostęp do danych na bieżąco. Za powyższą potrzebą monitorowania parametrów przemawia również fakt, że Unia Europejska kieruje duże środki do państw członkowskich w celu tworzenia sieci informujących dla ludności i badań nad metodami łagodzenia zmian klimatycznych [1].

¹ Katedra Informatyzacji i Robotyzacji Produkcji, www.pollub.pl.

² Katedra Informatyzacji i Robotyzacji Produkcji, www.pollub.pl.

2. Znaczenie badanych parametrów dla człowieka

Pomiar zapylenia powietrza jest szczególnie istotny dla osób, które cierpią na przewlekłe choroby układu oddechowego, ale nie tylko. Ważną z punktu widzenia ochrony zdrowia i życia ludzkiego szkodliwą substancją obecną w powietrzu jest pył zawieszony. Pył, którego cząstki mają średnicę aerodynamiczną poniżej 2.5 mikrometra (μm) określany jest jako PM_{2.5}, pył może docierać do górnych dróg oddechowych, płuc, przyczyniając się do zwiększenia zagrożenia infekcjami układu oddechowego oraz występowania zaostrzeń objawów chorób alergicznych np. astmy. Analogicznie definiowany jest pył PM₁₀ [2]. Za powstawanie pyłu PM₁₀ odpowiada głównie transport i elektrownie, natomiast PM_{2.5} wytwarzany jest wskutek procesów spalania, w przeważającej mierze w wyniku ogrzewania w sektorze komunalno-bytowym [3]. Największa ilość zanieczyszczeń w miastach pochodzi przede wszystkim z procesów spalania paliw kopalnych na potrzeby komunalne, przemysłowe i transportowe, a także procesy produkcyjne powodujące uwalnianie do atmosfery specyficznych zanieczyszczeń, charakterystycznych dla danego typu produkcji [4].

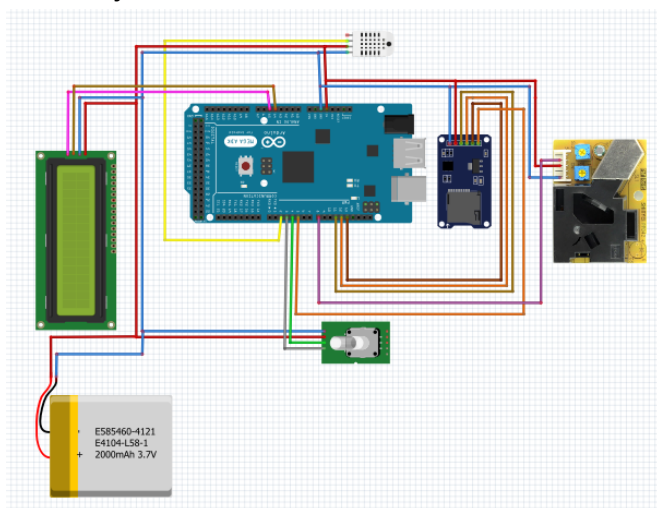
Analiza danych związanych z temperaturą oraz wilgotnością powietrza pozwala na obserwacje zmian klimatu spowodowanych globalnym ociepleniem oraz innymi czynnikami. To też komfort cieplny osób przebywających w budynku oraz wilgotność w zamkniętych przestrzeniach pomaga wywnioskować, czy w danym pomieszczeniu występuje odpowiednia wilgotność powietrza oraz wykryć istnienie ryzyka rozwoju grzybów i pleśni na wewnętrznej powierzchni budynku [5].

Parametr prędkości wiatru może być pomocny we wczesnym wykrywaniu gwałtownych zmian pogody, niebezpiecznych porywów wiatru, huraganów oraz innych anomalii pogodowych. Natomiast sam wiatr jest niezwykle ważny w produkcji energii elektrycznej w elektrowniach wiatrowych, jest to uwarunkowane nie tylko elementami i konstrukcją samej turbiny wiatrowej, ale przede wszystkim zależy od prędkości i kierunku wiatru. Monitorowanie parametru prędkości wiatru jest znaczące w momencie, gdy na danym obszarze inwestor planujący budowę elektrowni wiatrowej musi sprawdzić, czy dany teren spełnia założone wymagania. Pomijając uwarunkowania prawne i techniczne, to przede wszystkim lokalizacja inwestycji powinna być na terenie o tzw. „dobrych warunkach wiatrowych”, nie zakłócając innych wymagań prawnych i środowiskowych. Wiatr jako źródło energii jest źródłem niestabilnym, stąd też tak istotne jest wspomniane przeprowadzenie badań poprzedzające budowę elektrowni za pomocą stacji sprawdzających prędkość wiatru. Prędkość wiatru zależy głównie od wysokości nad powierzchnią ziemi i od ukształtowania terenu, zatem istotne jest odpowiednie usytuowanie przyrządów wykonujących pomiary związane z wiatrem [6].

W zależności od przeznaczenia, stacja może być narażona na niesprzyjające warunki otoczenia, stąd też istotne jest odpowiednie dostosowanie głównie obudowy urządzenia, w celu zabezpieczenia elementów stacji przed uszkodzeniem. Stacje charakteryzuje możliwość optymalizacji pod różnym kątem, między innymi możliwość modyfikowania, poprzez zmianę czujników, mikrokontrolerów, jak również modułów komunikacji. Kolejnym sposobem modyfikacji urządzenia jest dołożenie dodatkowych elementów, poszerzając stacje o kolejne czujniki, a tym samym następne parametry. Otwarta architektura oprogramowania umożliwia jego swobodne dostosowanie do potrzeb użytkownika, ustalenie zawiadamiania o przekroczonych stanach badanych parametrów, ustawienie częstotliwości zapisu oraz przesyłu danych. Ingerencja w oprogramowanie już sama w sobie może zmienić działanie na oczekiwane przez użytkownika, bez przystąpienia do modyfikacji fizycznego modelu stacji.

3. Założenia projektowe

Zgodnie z założeniami celem stacji jest zbieranie, przesyłanie i zapisywanie wielu danych pochodzących z czujników badających wybrane parametry. Kolejnym założeniem jest możliwość wykorzystywania urządzenia w miejscach o ograniczonym dostępie do sieci energetycznej. Stacja działa w sposób automatyczny, umożliwia odczytywanie i analizę parametrów. Są to jedne z głównych zalet urządzenia, gdyż pozwala to na oszczędność czasu oraz wygodę wynikającą z dostosowania warstwy sprzętowej i programowej do różnych potrzeb. Stacja bazuje na uniwersalnych modułach mikroprocesorowych, co gwarantuje łatwą rozbudowę przy względnie niskim koszcie [7]. Urządzenie składa się z mikrokontrolera o odpowiedniej mocy obliczeniowej; zasilania; modułu komunikacji bezprzewodowej; obudowy i elementów łączących układ; czujnika zapylenia, wilgotności, temperatury oraz z elementu odpowiadającego za pomiar prędkości wiatru. Wymienione elementy składowe stacji zostały przedstawione na rysunku 1. W projekcie sterowanie podzespołami odbywa się za pomocą mikrokontrolera o wystarczającej ilości interfejsów komunikacyjnych oraz odpowiedniej mocy obliczeniowej. Prezentacja danych dla użytkowników może odbywać się z wykorzystaniem wyświetlacza o wybranej rozdzielczości, jak również przy pomocy diod LED do sygnalizowania czy wybrany parametr przekracza określone normy, bądź czy stan powietrza jest optymalny [7, 8]. Zasilanie całości układu jest dostosowane do potrzeb mikrokontrolera i odbywa się przy pomocy baterii litowo-polimerowych lub baterii z panelem fotowoltaicznym [9, 10].



Rysunek 1. Schemat połączeń wybranych elementów stacji [opracowanie własne]

4. Opcje budżetowe wykonania automatycznej stacji pomiarowej

Każda ze stacji spełnia założenia projektowe opisane w poprzednim rozdziale. Biorąc pod uwagę łatwą dostępność i niską cenę, w pierwszym zestawieniu elementów stacji przedstawionej w tabeli 1, jako mikrokontroler wybrane zostało Arduino Mega cechujące się wystarczającą do utworzenia aplikacji mocą obliczeniową, prostym układem wejść i wyjść oraz niskim poborem mocy do pracy układu. Każda z trzech stacji przedstawiona w tabeli 1 posiada jednakowy czujnik temperatury i wilgotności oraz podobne

czujniki pyłu mierzące pył zawieszony PM2.5, jak również PM10. Pomiar parametru prędkości wiatru w stacjach może być dokonywany jest przy pomocy enkodera oraz elementu przedstawionego na rysunku 2 wydrukowanego przy użyciu drukarki 3D. W celu zabezpieczenia stacji przed szkodliwymi warunkami oraz zapewnienia jej kompaktowych wymiarów niezbędne jest użycie obudowy, która w celu minimalizacji kosztów może być wykonana drukiem 3D co zastosowane zostało w każdym zestawieniu. Wydrukowanie obudowy daje dodatkowo możliwość modyfikowania wymiarów geometrycznych dostosowując stacje do wymogów użytkownika, mało seryjność tworzenia stacji także argumentuje użycie druku 3D. Zasilanie wykorzystane w pierwszym zestawieniu to cztery baterie typu AA. Zbierane dane oprócz zapisu w czasie rzeczywistym za pomocą modułu czytnika kart SD mogą być także wizualizowane poprzez wykorzystanie wyświetlacza LCD 2x16 oraz wybrane stany mogą być sygnalizowane diodami LED. Zapis danych na karcie SD wymaga fizycznego pobrania karty i sczytania jej danych. Niewątpliwą zaletą zapisu danych poprzez kartę SD jest jej duża pojemność i proste działanie.

Alternatywą dla stacji pierwszej jest zbudowanie urządzenia pomiarowego w oparciu o mikrokontroler STM, który charakteryzuje się lepszą wydajnością, natomiast programowanie może okazać się trudniejsze niż w Arduino. Transmisja danych w odróżnieniu od pierwszej stacji odbywa się przy użyciu modułu GSM. Zaletą modułu GSM jest możliwość przesyłu danych automatycznie bez konieczności dostępu do stacji, w odróżnieniu od korzystania z modułu karty SD. Wyświetlacz w drugim przypadku daje możliwość wyświetlania większej ilości informacji o badanych parametrach powietrza.

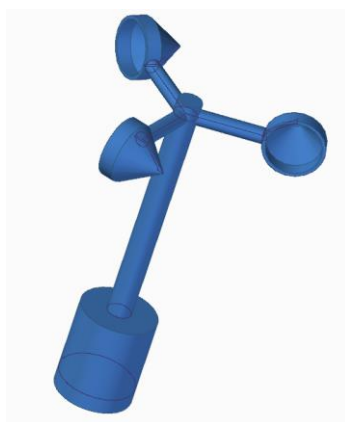
Kolejne zestawienie elementów stacji wyróżnia zastosowany mikrokontroler ESP32 zawierający moduły komunikacji Bluetooth oraz Wi-Fi. Niewątpliwą zaletą są zintegrowane z mikrokontrolerem moduły komunikacji dzięki czemu przesył danych jest łatwiejszy do zaimplementowania. Zastosowanie wyświetlacza OLED pozwala na zmniejszenie wymiarów stacji oraz przygotowanie bardziej rozbudowanej grafiki w porównaniu z wykorzystanymi uprzednio wyświetlaczami. Głównym elementem wyróżniającym stację jest wykorzystanie odnawialnych źródeł energii dzięki czemu nie jest wymagane wymienianie baterii oraz wykorzystywanie zewnętrznych źródeł zasilania.

Tabela 1. Zestawienie części oraz przybliżonych kosztów poszczególnych stacji monitorujących stan powietrza

Lp.	Stacje monitorowania powietrza (wykaz części)	Koszt stacji
1	Mikrokontroler Arduino Mega (90 zł) Wyświetlacz LCD 2x16 znaków niebieski + konwerter (25 zł) Czujnik pyłu PM2.5 - PPD42NS - 5V PWM (139 zł) Czujnik temperatury i wilgotności DHT11 - moduł + przewody (18 zł) Enkoder (4 zł) Płytką drukowaną uniwersalna dwustronna 50x70 mm (5 zł) Wiatromierz – wydruk modelu 3D (14 zł) Obudowa wykonana drukiem 3D i zestaw montażowy (25 zł) Moduł czytnika kart SD (6zł) Koszyk na 4 baterie typu AA (R6) z pokrywą i włącznikiem i 4 baterie (15 zł)	341 zł
2	STM32 NUCLEO-F401RE (105 zł) Wyświetlacz LCD 4x20 (40 zł) Czujnik pyłu PM1.0/ PM2.5 / PM10 - PMS5003 - 5V UART (120 zł) Czujnik temperatury i wilgotności DHT11 – moduł + przewody (18 zł) Enkoder LM393 (4 zł)	361 zł

	Płytką drukowaną uniwersalna dwustronna 50x70 mm (5 zł) Wiatromierz – wydruk modelu 3D (14 zł) Obudowa wykonana drukiem 3D i zestaw montażowy (25 zł) Moduł GSM (20 zł) Koszyk na 2 baterie typu AA (R6) z pokrywą i włącznikiem i 2 baterie (10 zł)	
3	Mikrokontroler ESP32 (50 zł) Wyświetlacz OLED dwukolorowy graficzny (35 zł) Czujnik pyłu PM1.0/ PM2.5 / PM10 PMS5003 5V UART (120 zł) Czujnik temperatury i wilgotności DHT11 – moduł + przewody (18 zł) Płytką drukowaną uniwersalna dwustronna 50x70 mm (5 zł) Obudowa i zestaw montażowy (25 zł) Wiatromierz – wydruk modelu 3D (14 zł) Enkoder LM393 (4 zł) Czujnik Prędkości Wiatru (106 zł) Akumulator Li-Pol Akyga 2200 mAh (40 zł) Ładowarka Li-Po TP4056 3,7 V microUSB z zabezpieczeniami (6 zł) 6 ogniw słoneczne 1 W (210 zł)	633 zł

Źródło: opracowanie własne.



Rysunek 2. Model CAD elementu mierzącego prędkość wiatru [opracowanie własne]

Opisane stacje charakteryzują się niską ceną około 500 zł oraz zróżnicowaną funkcjonalnością. W celu optymalnego dostosowania stacji do wymagań użytkownika możliwy jest dobór poszczególnych rozwiązań z wymienionych w tabeli 1 elementów. Takie rozwiązanie pozwala na zmniejszenie kosztów stacji ze względu na wykorzystanie jedynie wymaganych przez użytkownika podzespołów. Z punktu widzenia projektującego stację wymagana jest modułowość ze względu na różnice w zastosowaniu stacji, jak również ze względu na zamienny dobór elementów.

5. Podsumowanie

Niniejszy artykuł wskazuje na korzyści oraz szerokie zastosowania stacji monitorowania parametrów powietrza. Przedstawia również zestawienie elementów dla przykładowych stacji niskobudżetowych. Stacje pokazane w zestawieniu mają otwartą możliwość modyfikowania m.in. poprzez dodawanie elementów oraz ingerencję w oprogramowanie, co dodatkowo zwiększa możliwości użycia. Umiarkowanie prosta konstrukcja, wykorzystująca głównie gotowe układy, pozwala na dość przystępne możliwości udoskonalania urządzenia, dostosowując tym samym stację do wybranych potrzeb.

Literatura

1. Ioannou K., Karampatzakis D., Amanatidis P., Aggelopoulos V., Karmiris I., *Low-cost automatic weather stations in the internet of things*, Information 12, 4, 2021, s. 146.
2. Jędrak J. (red.), *Wpływ zanieczyszczeń powietrza na zdrowie*, Wydawnictwo Krakowski Alarm Smogowy, Kraków 2017, s. 13-21.
3. Łyczko P., *Wpływ poszczególnych źródeł na jakość powietrza w Polsce*, <https://powietrze.malopolska.pl/baza/wpływ-poszczegolnych-zrodel-na-jakosc-powietrza-w-polsce/> [data dostępu: 25.03.2023].
4. Matuszko D. (red.), *Zanieczyszczenie powietrza*, Wydawnictwo Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków, 2007, s. 187-199.
5. Mijkowski M., *Analiza rzeczywistych wartości wilgotności powietrza wewnętrznego*, Fizyka Budowli w Teorii i Praktyce, 2, 2007, s. 209-214.
6. Malska W., Mazur D., *Analiza wpływu prędkości wiatru na generację mocy na przykładzie farmy wiatrowej*, Przegląd Elektrotechniczny, 93(4), 2017, s. 54-57.
7. Poczekajło P., *Interaktywna stacja pogodowa w oparciu o układ ESP z obsługą sieci WiFi*, Zeszyty Naukowe Wydziału Elektroniki i Informatyki Politechniki Koszalińskiej, 2019, s. 69-75.
8. Da Cruz T.A.C., Marques P., *Low-cost irrigation management system: improving data confidence through artificial intelligence*, <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v43nepe20210164/2023> [data dostępu: 25.03.2023].
9. Karachalios T., Kanellopoulos D., Lazarinis F., *Arduino sensors integrated drone for weather indices: a prototype for pre-flight preparation*, JITA – Journal of Information Technology and Applications (Banja Luka) – APEIRON, 21(1), 2021, s. 5-16, <https://doi.org/10.7251/JIT2101005K> [data dostępu: 25.03.2023].
10. Botero-Valencia J.S., Mejia-Herrera M., Pearce J. M., *Low cost climate station for smart agriculture applications with photovoltaic energy and wireless communication*, HardwareX, 11, 2022, s. 1-22.

Koncepcja niskobudżetowej stacji monitorującej stan powietrza

Streszczenie

Powietrze, którym oddychamy ma znaczący wpływ na jakość życia, natomiast na jakość powietrza wpływają przede wszystkim dwa czynniki: warunki meteorologiczne oraz emisja zanieczyszczeń. Istnieje wiele źródeł emitujących zanieczyszczenia. Aby sprawdzić faktyczny udział tych zanieczyszczeń w powietrzu należy przeprowadzić szereg różnych pomiarów różnymi dedykowanymi czujnikami. W tym celu buduje się stacje monitorująco-pomiarowe monitorujące wybrane parametry zanieczyszczeń. Stacje tego typu mogą służyć zarówno do celów analizowania ilości poszczególnych zanieczyszczeń jak również do sygnalizowania stanów przekroczenia dopuszczalnych stężeń a nawet uruchomienia układów automatyki przemysłowej poprawiających stan powietrza w zamkniętych obiektach (np. hala produkcyjna, pomieszczenia z wymuszoną wentylacją itp.). W pracy przedstawiono projekt wykonania niskobudżetowej stacji monitorującej stan powietrza, która może zostać wykorzystana w warunkach przemysłowych i domowych. Stacja przeprowadza pomiary wybranych parametrów powietrza z wykorzystaniem czujników: temperatury, zapylenia, wilgotności powietrza oraz prędkości ruchu powietrza. Opracowana konstrukcja jest dedykowana do szerokiego wykorzystania. Potencjalne obszary zastosowania to przemysł jak również badania naukowe związane z np. budowaniem modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, wczesnego ostrzegania przed przekroczeniem dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń. Koncepcja stacji ma otwartą architekturę, która pozwoli na dalszy jej rozwój poprzez rozszerzenie badanych wielkości. Głównym celem projektu było minimalizowanie kosztów wytwarzania stacji pomiarowych monitorujących stan powietrza.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie powietrza, automatyczna stacja pogodowa, zapylenie powietrza, monitorowanie stanu powietrza, stacje pomiarowe

Concept of a low-cost air condition monitoring station

Abstract

The air we breathe has a significant impact on our quality of life, while air quality is primarily affected by two factors: meteorological conditions and emissions. There are many sources that emit pollutants. In order to check the actual contribution of these pollutants to the air, it is necessary to carry out a number of different measurements with various dedicated sensors. For this purpose, monitoring and measuring stations are built for the amount of selected pollutants. Stations of this type can be used both for the purpose of analyzing the amount of individual pollutants, as well as for signaling states of exceedance of permissible concentrations and even for activation of industrial automation systems improving the condition of air in closed objects (e.g. production hall, forced ventilation rooms, etc.).

The paper presents a project for the implementation of a low-cost air condition monitoring station that can be used in industrial and domestic conditions. The station carries out measurements of selected air parameters using sensors: temperature, dust, humidity and air movement speed. The developed design is dedicated to wide use. Potential areas of application include industry as well as scientific research related to, for example, building models of the spread of pollutants, early warning of exceeding permissible concentrations of pollutants. The station concept has an open architecture, which will allow for further development by expanding the quantities studied. The main goal of the project was to minimize the cost of manufacturing air monitoring measurement stations.

Keywords: air pollution, automatic weather station, air dust, air condition monitoring, measuring stations

Ocena efektywności działania urządzeń oczyszczających powietrze wewnętrzne w zakresie usuwania szkodliwych czynników biologicznych (SCB)

1. Wprowadzenie

Człowiek spędza niemalże 90% swojego życia w pomieszczeniach zamkniętych, dlatego też środowisko, w którym przebywa ma istotny wpływ na jego zdrowie i samopoczucie. Jednym z parametrów określających jakość powietrza wewnętrznego jest poziom substancji zanieczyszczających. Jednakże wciąż bardzo często pomijanym zagadnieniem w badaniach jakości powietrza wewnętrznego stanowi problematyka związana z zagrożeniem powodowanym działaniem obecnych w powietrzu pomieszczeń tzw. szkodliwych czynników biologicznych (SCB), które najpowszechniejsze ryzyko zdrowotne stwarzają, będąc transportowane drogą aerogenną, jako aerozole biologiczne.

Realne niebezpieczeństwo związane z występowaniem aerozoli biologicznych w powietrzu wewnętrznym może być związane z potencjalnie chorobotwórczymi wirusami, bakteriami oraz grzybami o właściwościach alergizujących i mykotoksynotwórczych. Należy podkreślić, iż dla zdrowia ludzi niezwykle ważna jest nie tylko znajomość składu bioaerozoli, ale także informacja o ich stężeniu. Podstawowym parametrem w ocenie narażenia jest również średnica aerodynamiczna inhalowanych cząstek aerozolu biologicznego, determinująca ich depozycję w konkretnych odcinkach układu oddechowego, co przekłada się na interakcję między cząstkami aerozoli biologicznych a komórkami organizmu człowieka (tab. 1) [1, 2].

Tabela 1. Zależność średnicy aerodynamicznej cząstek biologicznych (d_{ae}), poruszających się w strudze powietrza układu oddechowego, a ich maksymalną głębokością penetracji w drogach oddechowych

Średnica aerodynamiczna [μm]	Opis
$d_{ae} > 7,0 \mu\text{m}$	nie docierają w głąb układu oddechowego
$7,0 \geq d_{ae} > 4,7 \mu\text{m}$	docierają do rejonu gardła
$4,7 \geq d_{ae} > 3,3 \mu\text{m}$	docierają do rejonu tchawicy i oskrzeli pierwszorzędnych
$3,3 \geq d_{ae} > 2,1 \mu\text{m}$	docierają do rejonu oskrzeli drugorzędnych
$2,1 \geq d_{ae} > 1,1 \mu\text{m}$	docierają do rejonu oskrzeli
$1,1 \geq d_{ae} > 0,65 \mu\text{m}$	docierają do rejonu oskrzelików płucnych

Źródło: opracowanie własne.

¹ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, katakau880@student.polsl.pl.

² Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, mh302183@student.polsl.pl.

³ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, np302296@student.polsl.pl.

⁴ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, jr302169@student.polsl.pl.

⁵ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, mateszc088@student.polsl.pl.

⁶ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Katedra Ogrzewnictwa, Wentylacji i Techniki Odpylania, agnieszka.palmowska@polsl.pl.

⁷ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów, ewa.bragoszewska@polsl.pl.

Z uwagi na powyższe, konieczne jest prowadzenie stałego monitoringu jakości powietrza w miejscu pracy, nauki, czy też zamieszkania. Niezwykle istotną kwestią jest również opracowywanie nowych technik umożliwiających oczyszczanie powietrza wewnętrznego.

W ostatnim czasie powszechnym rozwiązaniem w zakresie usuwania zanieczyszczeń powietrza wewnątrz jest stosowanie przenośnych ozonatorów i oczyszczaczy powietrza wyposażonych w wysoko skuteczne filtry cząsteczkowe HEPA (ang. *High Efficiency Particulate Air*). W roku 2020 w Stanach Zjednoczonych odnotowano wzrost zakupu przenośnych oczyszczaczy powietrza na poziomie 57% – w porównaniu do roku poprzedniego, a w sprzedaży tych urządzeń nadal notuje się wzrost. Szacuje się, że do roku 2028 branża oczyszczaczy powietrza w USA osiągnie wartość 5 miliardów dolarów [3]. Niewątpliwie do wzrostu popularności w stosowaniu tych urządzeń przyczyniła się pandemia wirusa SARS-CoV-2, która spowodowała zarówno zmianę rekomendacji w odniesieniu do liczby osób przebywających w tym samym środowisku wewnętrznym, a także w wyniku której wprowadzono zalecenia stosowania przenośnych urządzeń oczyszczających powietrze jako uzupełnienia istniejącej wentylacji w pomieszczeniach [4].

Wśród konsumentów dużą popularnością cieszą się nie tylko oczyszczacze, ale też przenośne ozonatory powietrza, które stosowane są w celu poprawy jakości środowiska wewnętrznego. Jednak urządzenia te wywołują często niepokój wśród ich użytkowników, ze względu na silne właściwości toksyczne ozonu i możliwe potencjalne negatywne skutki zdrowotne jakie może on wywoływać. Dodatkowo, ozon może wchodzić w reakcje z materiałami będącymi elementami oczyszczanych pomieszczeń (meble, dywany, tapety itp.). Z kolei, w wyniku tych reakcji mogą powstawać lotne związki organiczne (LZO), jak aldehyd czy kwas mrówkowy [5]. Wszystko to sprawia iż na rynku *air treatment* (taką nazwę nosi cała grupa produktowa urządzeń służących do poprawy jakości powietrza) bezkonkurencyjnymi produktami wciąż są przenośne oczyszczacze powietrza.

2. Cel pracy

Autorzy niniejszej pracy podjęli się próby zebrania informacji dotyczących efektywności działania przenośnych oczyszczaczy powietrza wykorzystywanych w budynkach edukacyjnych i mieszkalnych. Skupiono się na dokonaniu przeglądu oceny efektywności działania oczyszczaczy w zakresie usuwania szkodliwych czynników biologicznych (SCB).

3. Ocena efektywności działania przenośnych oczyszczaczy powietrza

W literaturze światowej pojawia się coraz więcej doniesień naukowych poświęconych problematyce efektywności działania przenośnych oczyszczaczy powietrza w zakresie eliminowania zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Jednakże tematyka ta jest wciąż pomijana i stosunkowo słabo rozpoznana w naszym kraju. Wydaje się, że szczególnie znaczenie, w kontekście pomiarów epidemiologicznych związanych z narażeniem na aerozole biologiczne w środowisku wewnętrznym, stanowią badania oceny skuteczności działania oczyszczaczy wykorzystywanych w jednostkach oświatowych, w których dzieci przebywają około 20 do 30% czasu w ciągu dnia. Dodatkowo, dzieci stanowią

grupę szczególnie narażoną na nieodpowiednią jakość powietrza, gdyż w odniesieniu do swej masy ciała wdychają one więcej zanieczyszczeń niż osoby dorosłe.

W okresie wiosennym 2021 roku, przeprowadzono badania dotyczące efektywności działania oczyszczaczy powietrza w salach lekcyjnych, w jednej ze szkół podstawowych zlokalizowanej w województwie wielkopolskim. Analizie poddano m.in. wyniki stężeń aerozoli biologicznych uzyskane przed uruchomieniem urządzenia oczyszczającego powietrze, w trakcie jego pracy oraz po zakończeniu zajęć lekcyjnych. Wykazano, iż stężenia aerozolu grzybowego i bakteryjnego były zazwyczaj niższe przed rozpoczęciem zajęć lekcyjnych niż po ich zakończeniu, niezależnie od pracy urządzenia oczyszczającego. Być może na ten wynik wpłynęło niewłaściwe użytkowanie oczyszczaczy powietrza [6].

W tym miejscu należy bowiem podkreślić, iż skuteczność działania urządzeń oczyszczających powietrze zależy w dużej mierze od ich odpowiedniego doboru, właściwego umiejscowienia w danym pomieszczeniu oraz rozstawienia ich na optymalnej wysokości [6, 7]. Przy doborze urządzenia oczyszczającego powietrze koniecznym jest dostosowanie jego wydajności do powierzchni danego pomieszczenia.

Wydajność urządzeń oczyszczających można porównać za pomocą przyjętego w tym celu wskaźnika czystości dostarczanego powietrza – CADR (ang. *Clean Air Delivery Rate*). CADR wskazuje rzeczywistą objętość powietrza, które zostało przefiltrowane przez oczyszczacz w ciągu godziny [7]. Dodatkowo, każdy dostępny na rynku przenośny oczyszczacz powietrza, powinien posiadać odpowiedni certyfikat, który stanowi potwierdzenie skuteczności jego działania z zachowaniem bezpieczeństwa dla zdrowia ludzi. Najistotniejszymi certyfikatami w przypadku przenośnych oczyszczaczy powietrza są dokumenty wydane przez:

- AHAM (ang. *Association of Home Appliance Manufacturers*), które informuje, że oczyszczacz powietrza został przebadany pod kątem (wyżej wspomnianego) współczynnika CADR w niezależnym laboratorium [8],
- Polskie Towarzystwo Alergologiczne (PTA), które potwierdza, iż dany oczyszczacz powietrza nie wywołuje reakcji uczuleniowych, jednak nie informuje o skuteczności filtracji powietrza [9],
- Fundację Europejskiego Centrum Badania Alergii (ECARF, ang. *European Centre for Allergy Research Foundation*), które informuje, że dany oczyszczacz zatrzymuje co najmniej 90% drobnego pyłu oraz 95% zarodników grzybów pleśniowych [10],
- Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (EPA, ang. *U.S. Environmental Protection Agency*) oraz Amerykański Departament Energii (DOE, ang. *U.S. Department of Energy*), które na podstawie certyfikatu Energy Star poświadczają o energooszczędności danego produktu [11].

W roku 2020 przeprowadzono długotrwałe badania nad skutecznością działania oczyszczaczy powietrza w jednym ze śląskich przedszkoli, gdzie w trakcie 6-miesięcznych badań stwierdzono tendencję spadkową stężeń aerozolu bakteryjnego średnio o 18% w wyniku działania przenośnych urządzeń oczyszczających [12]. O wiele lepszy rezultat uzyskano w Korei, w latach 2013-2014, gdzie w pomieszczeniach przedszkolnych wykazano skuteczność usuwania bioaerozoli przez oczyszczacz powietrza na poziomie 62% dla bakterii i 55% dla mikrogrzybów [13].

W badaniach prowadzonych w przedszkolu na terenie województwa śląskiego wykazano, iż przed uruchomieniem oczyszczaczy powietrza, frakcja respirabilna aerozolu bakteryjnego (cząstki bioaerozolu o średnicy aerodynamicznej $\leq 3,3 \mu\text{m}$, mogące wnikać

w głąb układu oddechowego), stanowiła średnio 70% całkowitego stężenia bakterii, a działanie urządzeń oczyszczających powietrze redukowało jej udział średnio o 20% [12]. W badaniach przeprowadzonych w analizowanym obiekcie edukacyjnym wyznaczono również wskaźnik I/O (ang. *Indoor/Outdoor*), czyli stosunek stężeń mikroorganizmów zmierzonych wewnątrz (I) do stężeń mikroorganizmów zmierzonych na zewnątrz analizowanego obiektu (O). Uzyskane wartości wskaźnika I/O zostały zaprezentowane w tabeli 2.

W tym miejscu należy wspomnieć, iż przyjmuje się najczęściej, że jeżeli stosunek I/O jest większy od jedności, można wówczas wnioskować o dużej roli emitorów wewnętrznych w kształtowaniu jakości powietrza wewnętrznego [14]. W przypadku braku źródeł wewnętrznych przyjmuje się, iż I/O jest mniejszy lub równy 1 [15].

Najwyższe wartości stężeń aerozolu bakteryjnego oraz wielkości wskaźnika I/O, w każdym miesiącu badań w analizowanym przedszkolu stwierdzono w trakcie pomiarów prowadzonych przed uruchomieniem oczyszczaczy powietrza (tab. 2) [12].

Tabela 2. Średnie stężenia aerozolu bakteryjnego oraz wielkości wskaźnika I/O uzyskane w omawianym obiekcie edukacyjnym w dwóch cyklach tj. podczas gdy oczyszczacze powietrza były wyłączone oraz po ich zastosowaniu [12]

Miesiąc badań	Na zewnątrz obiektu		Przed zastosowaniem oczyszczaczy powietrza			Po zastosowaniu oczyszczaczy powietrza		
	Średnie stężenie (CFU/m ³)	Odchylenie standardowe	Średnie stężenie (CFU/m ³)	Odchylenie standardowe	I/O	Średnie stężenie (CFU/m ³)	Odchylenie standardowe	I/O
Wrzesień	491	138	1066	214	2,17	899	101	1,83
Październik	426	70	1756	331	4,12	1486	238	3,49
Listopad	551	78	2257	743	4,09	1675	448	3,04
Grudzień	325	57	803	151	2,47	659	130	2,03
Styczeń	309	62	623	77	2,02	531	100	1,72
Luty	303	66	744	127	2,46	663	122	2,19

* Wielkości wyznaczonych stężeń bioaerozoli wyrażone zostały jako liczba jednostek tworzących kolonie w 1 m³ powietrza, tj. CFU/m³ (*Colony Forming Units per cubic meter*)

W analizowanym przedszkolu stwierdzono szczególnie wysoki udział najdrobniejszych cząstek bakteryjnych o średnicach aerodynamicznych w przedziale od 1,1 µm do 2,1 µm przed uruchomieniem oczyszczaczy powietrza. Odminną tendencję w środowisku wewnętrznym zaobserwowano po zastosowaniu urządzeń oczyszczających, gdzie stwierdzono wyraźny spadek udziału frakcji respirabilnej bakterii [12]. Wynik ten, choć otrzymany dla wyników uzyskanych w przedszkolu zlokalizowanym na terenie województwa śląskiego ma charakter ponadregionalny i uniwersalny, stanowiąc istotny element w poszerzeniu stanu wiedzy o aerozolach biologicznych.

Dodatkowo, w obiekcie edukacyjnym na terenie województwa śląskiego, porównano skład gatunkowy bakterii przed i po zastosowaniu urządzeń oczyszczających powietrze. Wśród wyizolowanych gatunków osiem było obecnych w powietrzu pomieszczeń przedszkolnych zarówno przed, jak i po oczyszczaniu powietrza: *Micrococcus luteus*, *Macro-*

coccus equipercicus, *Nocardia alba*, *Bacillus flexus*, *Lactobacillus crispatus*, *Paenibacillus barengoltzii* i *Insolitispirillum peregrinum*. Interesującym jest fakt, iż najwięcej gatunków bakterii, wyizolowano z powietrza pomieszczeń przedszkolnych po zastosowaniu urządzeń oczyszczających powietrze [12]. Oznaczać to może, iż filtry oczyszczaczy stanowią źródło namnażania i rozwoju dla bakterii, dlatego też koniecznością jest regularne czyszczenie lub wymiana tych elementów (fot. 1).

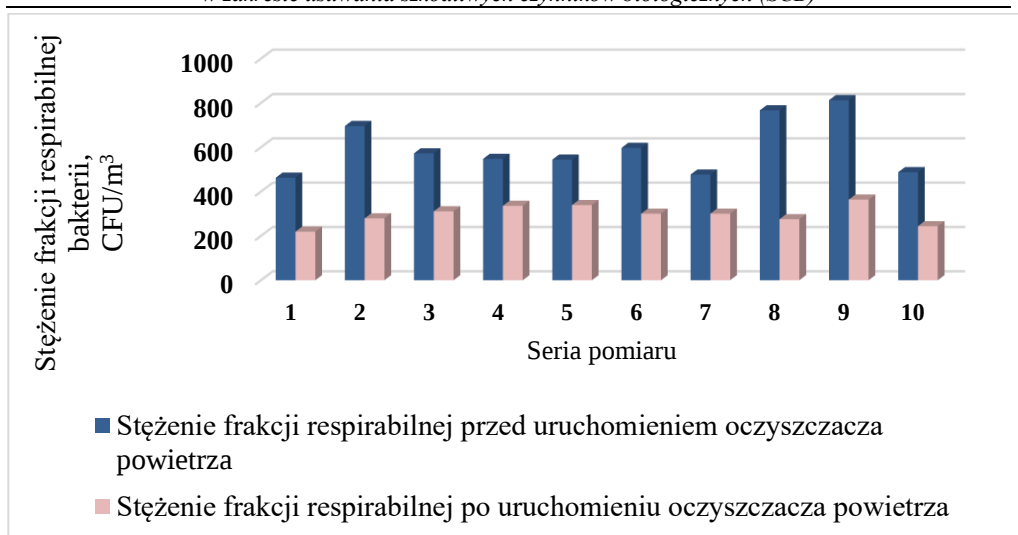


Fotografia 1. Po lewej - nowy filtr oczyszczacza powietrza; po prawej - filtr oczyszczacza powietrza po 2 miesiącach pracy urządzenia w jednym z mieszkań na terenie Górnego Śląska. Stosowanym filtr – HEPA z węglem aktywnym. Źródło: materiały własne

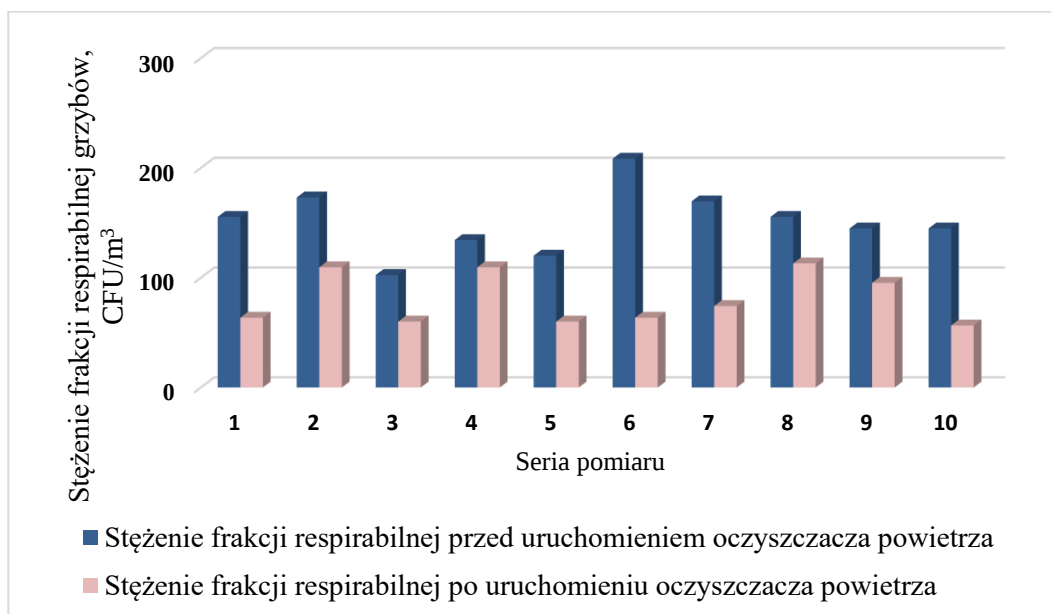
W październiku 2020 roku przeprowadzono pomiary dotyczące skuteczności działania urządzenia oczyszczającego powietrze w usuwaniu aerozolu grzybowego obecnego w sali wykładowej Politechniki Śląskiej w Gliwicach. Badania wykonano w dwóch cyklach, tj.: przed włączeniem oczyszczacza powietrza oraz po odpowiednim czasie od jego uruchomienia, celem zbadania efektywności działania analizowanego urządzenia. W trakcie badań stwierdzono, iż udział frakcji respirabilnej aerozolu grzybowego w badanej sali wykładowej przed uruchomieniem oczyszczacza powietrza stanowił aż 77% mikrogrzybów, natomiast po uruchomieniu oczyszczacza powietrza udział frakcji respirabilnej obniżał się stanowiąc 29% stężenia całkowitego grzybów mikroskopijnych [16].

Tendencję spadkową udziału frakcji respirabilnej bioaerozoli związanej z działaniem oczyszczaczy powietrza, zaobserwowano także podczas badań prowadzonych w pomieszczeniach mieszkalnych na terenie województwa śląskiego w roku 2019, gdzie odnotowano 16% spadek stężenia najdrobniejszej frakcji aerozolu bakteryjnego. Wykazano także, iż jednym z kluczowych elementów zapewniającym skuteczność oczyszczaczy powietrza jest odpowiedni dobór czasu ich działania [17].

Na wykresach 1 i 2 przedstawiono wielkości stężenia frakcji respirabilnej przed i po uruchomieniu oczyszczacza powietrza stosowanego w mieszkaniu zlokalizowanym na terenie Górnego Śląska – pomiary wykonano w czasie pandemii COVID-19, tj. od października do grudnia 2020 roku. W każdej z analizowanych serii pomiarowych zauważyć można wyraźny spadek stężenia frakcji respirabilnej aerozoli biologicznych na skutek działania urządzenia oczyszczającego powietrze [18].



Wykres 1. Średnie stężenie frakcji respirabilnej bakterii w jednostkach tworzących kolonie na metr kwadratowy przed oraz po pracy oczyszczacza powietrza [18]



Wykres 2. Średnie stężenie frakcji respirabilnej grzybów w jednostkach tworzących kolonie na metr kwadratowy przed oraz po pracy oczyszczacza powietrza [18]

4. Podsumowanie

W ostatnich latach w celu poprawy mikrobiologicznej jakości powietrza w pomieszczeniach coraz powszechniejsze stało się stosowanie wszelkiego rodzaju urządzeń oczyszczających powietrze. O dużym wzroście zainteresowania oczyszczaczami powietrza świadczyć może chociażby prowadzona w latach 2019-2021 roku kampania edukacyjna ogłoszona przez Urząd Marszałkowski Województwa Śląskiego – „Mogę!

Zatrzymać Smog – Przedszkolaku złap oddech”. Dzięki tej kampanii do przedszkoli trafiło ponad 500 przenośnych oczyszczaczy powietrza.

Należy pamiętać, że chcąc, aby urządzenie oczyszczające powietrze korzystnie wpływało na nasze zdrowie i samopoczucie należy użytkować je zgodnie z dołączonymi instrukcjami, a przede wszystkim konieczna jest w odpowiednim czasie wymiana zużytych filtrów, które mogą stanowić idealne źródło dla rozwoju i wzrostu mikroorganizmów. Ponadto, na efektywność działania oczyszczaczy wpływ ma wiele czynników – od ich odpowiedniego umiejscowienia w pomieszczeniu, przez optymalny dobór czasu pracy tych urządzeń, jak i kubatura oczyszczanego pomieszczenia.

W tabeli 3 zebrano wyniki, które w przeważającej większości świadczą o skuteczności działania oczyszczaczy powietrza w zakresie usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych obecnych w powietrzu wybranych obiektów edukacyjnych i mieszkalnych.

Tabela 3. Podsumowanie informacji dotyczących efektywności działania urządzeń oczyszczających

Przedmiot badań	Wniosek	Odnosnik literatury
Oczyszczacz powietrza a jakość powietrza w klasach lekcyjnych w szkole zlokalizowanej w województwie wielkopolskim	Brak znacznej poprawy powietrza przy zastosowaniu oczyszczacza powietrza	[6]
Skuteczność oczyszczaczy powietrza w usuwaniu zanieczyszczeń z powietrza przedszkolu zlokalizowanym w województwie śląskim	Zastosowanie oczyszczacza powietrza zmniejszyło udział frakcji respirabilnej aerozolu bakteryjnego. Największą skuteczność urządzenia zaobserwowano w usuwaniu bakterii o średnicy aerodynamicznej 1,1-2,1 μm	[12]
Charakterystyka jakości powietrza w pomieszczeniach i wydajności oczyszczaczy powietrza w ośrodkach opieki nad dziećmi w Korei	Odnotowano iż skuteczność usuwania bioaerozoli przez oczyszczacz powietrza w pomieszczeniach przedszkolnych kształtowała się na poziomie 62% dla bakterii i 55% dla mikrogrzybów	[13]
Efektywność działania oczyszczacza powietrza w sali wykładowej Politechniki Śląskiej w Gliwicach	Zastosowanie oczyszczacza pozwoliło obniżyć stężenie aerozolu grzybowego o ponad 30%, a tym samym, zredukować narażenie studentów na negatywne skutki zdrowotne mogące być efektem inhalacji SCB	[16]
Oczyszczacz powietrza a poprawa mikrobiologicznej jakości powietrza w pomieszczeniach mieszkalnych na terenie województwa śląskiego	Zastosowanie oczyszczacza powietrza redukowało wielkość stężenia aerozolu bakteryjnego o ok. 50%	[17]
	Zaobserwowano obniżenie stężenia frakcji respirabilnej aerozoli biologicznych w wyniku działania oczyszczaczy powietrza (średnio 30% dla mikrogrzybów; 60% dla bakterii)	[18]

Źródło: opracowanie własne na podstawie przedstawionej literatury.

Podziękowania

Projekt finansowany przez Politechnikę Śląską w formie dofinansowania kształcenia zorientowanego projektowo – PBL, w ramach programu Inicjatywa Doskonałości – Uczelnia Badawcza.

Literatura

1. Owen M.K., Ensor D.S., Sparks L.E., *Airborne Particle Sizes and Sources Found in Indoor Air. Atmospheric Environment Part A, Atmospheric environment*, 26, 1992, s. 2149-2162.
2. Gołofit-Szymczak M., Górny R., *Bioaerozole w budynkach biurowych*, Kosmos – Problemy nauk biologicznych, 66, 2007, s. 491-502.
3. *Raport analizy wielkości, udziału i trendów rynku oczyszczaczy powietrza według technologii, według aplikacji i prognoz dla segmentów*, Stany Zjednoczone, lata 2020-2028.
4. Morawska L., Tang J.W., Bahnfleth W., Bluyssen P.M., Boerstra A., Buonanno G., Cao J., Dancer S., Floto A., Franchimon F., Haworth C., Hogeling J., Isaxon C., Jimenez J.L., Kurnitski J., Li Y., Loomans M., Marks G., Marr L.C., Mazzarella L., Melikov A.K., Miller S., Milton D.K., Nazaroff W., Nielsen P.V., Noakes C., Peccia J., Querol X., Sekhar C., Seppänen O., Tanabe S., Tellier R., Tham K.T., Wargocki P., Wierzbicka A., Yao M., *How can airborne transmission of COVID-19 indoors be minimised?*, Environment International, 142, 2020, s. 105832.
5. EPA, *Indoor Air Quality (IAQ). Ozone Generators that are Sold as Air Cleaners*, <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/ozone-generators-are-sold-air-cleaners#ozone-health> [data dostępu: 23.01.2023].
6. Basińska M., Michałkiewicz M., Ratajczak K., *Effect of Air Purifier Use in the Classrooms on Indoor Air Quality – Case Study*, Atmosphere, 12, 2021, s. 1606.
7. <https://ranking-oczyszczaczy.pl/poradnik-czystego-powietrza/cadr/> [data dostępu: 01.02.2023].
8. <https://www.aham.org/> [data dostępu: 23.02.2023].
9. <https://pta.med.pl/> [data dostępu: 23.02.2023].
10. <https://ecarf-siegel.org/> [data dostępu: 23.02.2023].
11. <https://www.energystar.gov> [data dostępu: 23.02.2023].
12. Brągoszewska E., Biedroń I., *Efficiency of Air Purifiers at Removing Air Pollutants in Educational Facilities: A Preliminary Study*, Frontiers in Environmental Science, 9, 2021, s. 1-7.
13. Oh H.J., Nam I.S., Yun H., Kim J., Yang J., Sohn J.R., *Characterization of indoor air quality and efficiency of air purifier in childcare centers*, Build. Environ, 82, Korea 2014, s. 203-214.
14. Pastuszka J., *Narażenie na aerozole ziarniste, włókniste i biologiczne (bakterie i grzyby mikroskopijne) populacji generalnej Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001.
15. Chao C.Y., Wong K.K., *Residential indoor PM 10 and PM 2.5 in Hong Kong and the elemental composition*, Atmospheric Environment, 36(2), 2002, s. 265-277.
16. Brągoszewska E., Palmowska A., Wielgus Z., Domagała N., Kauch K., Kokoszka M., *Badania nad efektywnością działania oczyszczaczy powietrza w wybranym obiekcie edukacyjnym na terenie województwa śląskiego*, Wybrane problemy środowiska przyrodniczego w ujęciu naukowym, 2021, s. 90-97.
17. Brągoszewska E., Bogacka M., Pikoń K., *Efficiency and Eco-Costs of Air Purifiers in Terms of Improving Microbiological Indoor Air Quality in Dwellings – A Case Study*, Atmosphere, 10(12), 2019, s. 742.
18. Kokoszka M. (praca magisterska), *Badania nad efektywnością działania oczyszczaczy powietrza, w celu zmniejszenia narażenia ludzi na aerozole biologiczne*, Gliwice 2021.

Ocena efektywności działania urządzeń oczyszczających powietrze wewnętrzne

Streszczenie

Szacuje się, iż dorosły człowiek spędza około 90% swojego życia wewnątrz pomieszczeń, dlatego też prowadzenie monitoringu powietrza wewnętrznego jest obecnie kwestią absolutnie konieczną. Nadal, bardzo często pomijanym problemem w aspekcie oceny narażenia ludzi na zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego jest zagrożenie powodowane działaniem szkodliwych czynników biologicznych (SCB), które najpowszechniejsze ryzyko zdrowotne stwarzają, będąc transportowane drogą aerogenną, jako aerozole biologiczne. Realne niebezpieczeństwo związane z występowaniem aerozoli biologicznych w środowisku wewnętrznym może być związane z potencjalnie chorobotwórczymi wirusami, bakteriami oraz grzybami o właściwościach alergizujących i mykotoksynotwórczych. Dlatego też, w ostatnich latach w celu poprawy mikrobiologicznej jakości powietrza w pomieszczeniach coraz powszechniejsze stało się stosowanie urządzeń oczyszczających powietrze, co w dużej mierze spowodowane zostało przez pandemię wirusa SARS-CoV-2. W niniejszej pracy przedstawiono przegląd skuteczności działania oczyszczaczy powietrza stosowanych w celu poprawy mikrobiologicznej jakości środowiska wewnętrznego w budynkach użyteczności publicznej oraz w pomieszczeniach mieszkalnych.

Słowa kluczowe: szkodliwe czynniki biologiczne (SCB), bioaerozole, jakość powietrza wewnętrznego, zanieczyszczenia mikrobiologiczne, oczyszczacz powietrza

Performance evaluation of indoor air purification devices

Abstract

It is estimated that an adult spends about 90% of his life indoors, which is why monitoring indoor air is now absolutely necessary. Still, a very often overlooked problem in the aspect of assessing human exposure to indoor air pollution is the threat caused by the action of harmful biological agents (HBA), which pose the most common health risk, being transported aerogenically, as biological aerosols. The real danger associated with the presence of biological aerosols in the indoor environment may be related to potentially pathogenic viruses, bacteria and fungi with allergenic and mycotoxinogenic properties. Therefore, in recent years, in order to improve the microbiological quality of indoor air, the use of air purification devices has become more and more common, which was largely caused by the SARS-CoV-2 virus pandemic. This paper presents a review of the effectiveness of air purifiers used to improve the microbiological quality of indoor air in public buildings and residential premises.

Keywords: harmful biological agents (HBA), bioaerosols, indoor air quality, microbiological pollution, air purifier

RENURE – nowy nawóz na redukcję azotu w środowisku

1. Wprowadzenie

W XXI wieku nasila się proces oddzielenia gospodarki roślinnej od zwierzęcej. Hodowla zwierząt w Europie wykazuje natomiast tendencję do intensyfikacji produkcji, co prowadzi do nadmiaru produkcji obornika lub gnojowicy oraz pojawienia się problemu bezpiecznego ich zagospodarowania [1]. W efekcie w gospodarstwach ukierunkowanych jednostronnie na produkcję zwierzęcą powstają duże ilości odpadów organicznych (zużyte podłoża pieczarkowe) i obornika, które muszą być transportowane na duże odległości z regionów z nadwyżkami, do obszarów o dużym zapotrzebowaniu na składniki pokarmowe [1]. Oprócz wysokiej emisji CO₂ oraz wysokich kosztów transportu i ich unieszkodliwiania, transport bioodpadów prowadzi także do utraty cennej materii organicznej z regionów z nadwyżką produkcji. Jednocześnie współcześnie tendencje globalnej gospodarki zmierzają w kierunku produkcji opartej na zrównoważonym wykorzystaniu odpadów, pozwalające je wykorzystać dzięki nowoczesnym technologiom do produkcji nawozów lub środków poprawiających właściwości gleby [1]. W XXI zaznacza się nowy trend gospodarowania nazywany typem zamkniętym, od którego oczekuje się głównie zmniejszenia wywierania niekorzystnej presji na środowisko naturalne spowodowanej stosowaniem nawozów pochodzących od zwierząt. Zgodnie z ideologią gospodarki typu zamkniętego zobowiązuje się producenta odpadów powstających w przetwórstwie rolno-spożywczym lub fermach zwierzęcych nie tylko do zebrania odpadów ale także do ich przetworzenia w nowe produkty bezpieczne dla środowiska i wprowadzenia ponownie w obieg. W związku tym poszukuje się sposobów bezpiecznego przetworzenia znacznych ilości odchodów zwierzęcych w celu ochrony środowiska (ograniczenie wymywania azotu i fosforu) i zdrowia ludzkiego (zmniejszenie odorów) [2, 3]. Jednocześnie wskazuje się, że technologie ich przetwarzania powinny umożliwić przetworzenie nie tylko zmniejszające masę bioodpadów, ułatwiać ich transport na duże odległości oraz zapewnić bezpieczne przechowywanie przez dłuższy czas bez strat składników biogennych – azotu i fosforu. Stąd też pożądaną formą nowopowstałych produktów jest granulowana forma nawozu. W pracy zdefiniowano RENURE, nowy substytutu nawozów chemicznych na redukcję azotu w środowisku. Omówiono zharmonizowane kryteria, które mogłyby umożliwić stosowanie nawozów azotowych, częściowo lub w całości uzyskanych z obornika w drodze przetwarzania, na obszarach podlegających pułapowi 170 kg N/ha/rok określone w dyrektywie azotanowej (91/676/EWG) zgodnie z identycznymi przepisami stosowanymi do chemicznych nawozów azotowych.

¹ dpikula@iung.pulawy.pl, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Żywnienia Roślin i Nawożenia, ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy.

2. Przesłanki do produkcji RENURE

Zwiększająca się specjalizacja gospodarstw w Polsce prowadzi do regionalnie zlokalizowanych nadwyżek produktów ubocznych, roślinnych (słoma) lub zwierzęcych (nawozy naturalne) [4]. Niewłaściwe gospodarowanie obornikiem i gnojowicą zwierząt gospodarskich może prowadzić do emisji do środowiska znacznych ilości metanu i amoniaku, a w mniejszym stopniu podtlenku azotu, a także do wypłukiwania azotu i fosforu do wód, co prowadzi do eutrofizacji (wzbogacanie wód gruntowych i powierzchniowych azotem i fosforem). W Polsce największym problemem w praktyce rolniczej jest wymywanie formy azotanowej ze względu na przeważające piaszczyste gleby (10 mm opadu powoduje przemieszczenie azotu na ok. 12 cm w głąb gleby) [3]. Wymywanie ma miejsce wówczas, gdy woda przepływająca przez glebę rozpuszcza składniki pokarmowe z gleby i przenosi je w dół do lustra wód gruntowych. Z kalkulacji Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach wynika, że w ostatnich latach nastąpiły zmiany strukturalne i uległa zmniejszeniu liczba tradycyjnych obór głębokich na rzecz wzrostu obór płytkich i bezściółkowych [5, 6]. Obecnie szacuje się, że 5 % pogłowia trzody chlewnej i bydła (w przeliczeniu na DJP – duże jednostki produkcyjne) utrzymywane jest w oborach głębokich, 15% bezściółkowych i 80% w oborach płytkich (tab. 1) [7]. W warunkach tak przechowywanych nawozów ilość wytwarzanych składników pokarmowych wynosi rocznie brutto 61 tys. ton azotu, 275 tys. ton fosforu, bez uwzględnienia strat składników w czasie przechowywania oraz ich stosowania na polu. Średnie straty gazowe azotu z nawozów naturalnych podczas ich przechowywania i stosowania wynoszą ok. 11 kg N z ha UR jak podaje Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania emisjami KOBIZE [8].

Tabela 1. Ilość azotu i fosforu w tys. ton w nawozach naturalnych wytwarzanych rocznie przez zwierzęta gospodarskie

	Obora głęboka ¹⁾	Obora płytka ²⁾		Bezściółkowo ³⁾		Razem
	Obornik	obornik	gnojówka	Gnojowica	Pomiot	
Ogółem	5338	46800	30160	15090	7200	104588
Azot (N)	44,5	290,0	64,2	41,6	161,0	601,3
Fosfor (P)	27,1	151,5	10,4	17,9	68,3	275,3

¹⁾ 5 % pogłowia trzody chlewnej i bydła w przeliczeniu dużą jednostkę przeliczeniową (DJP), ²⁾ dla 80% pogłowia bydła i trzody chlewnej; w przeliczeniu na DJP ³⁾ dla pogłowia bydła i trzody chlewnej w przeliczeniu na DJP oraz 100% drobiu.

Źródło: Opracowanie na podstawie danych GUS, 2019 [7].

Zgodnie z wyliczeniami przeprowadzonymi w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, które obejmowały porównanie ilości składników pokarmowych w rocznej produkcji nawozów naturalnych ze zużyciem tych samych składników pokarmowych w nawozach mineralnych, wynika, że w nawozach naturalnych lokuje się połowa ilości azotu, taka sama ilość potasu i 1,8 razy większa ilość fosforu w porównaniu do ilości wymienionych składników zużywanych w nawozach naturalnych [7]. Biorąc pod uwagę wykorzystanie wyłącznie nawozów z produkcji zwierzęcej w rolnictwie, przy uwzględnieniu ilości składnika działającego w pierwszym roku po aplikacji, potencjalnie mogą one zastąpić działanie ok. 320 tys. ton azotu i 160 tys. ton fosforu stosowanego w nawozach mineralnych (tab. 2).

Tabela 2. Porównanie rocznego zużycia składników pokarmowych w nawozach mineralnych z potencjałem nawozowym wytwarzanych nawozów naturalnych w tys. ton

Rodzaj składnika	N (azot)	P (fosfor)
Ilość składnika		
W stosowanych nawozach mineralnych	1178,8	149,0
W stosowanych nawozach naturalnych	601,3	275,2
Działającego* wytwarzanych nawozach naturalnych	302,4	160,4
Stosunek ilości składnika w nawozach naturalnych do ilości składnika ogólnego w nawozach mineralnych		
Dla składników ogólnych nawozów naturalnych	0,5	1,8
Dla składników działających *nawozów naturalnych	0,3	1,1

* po przeliczeniu na składnik działający

Źródło: Opracowanie na podstawie danych GUS, 2019 [7].

Z danych przedstawionych w tabeli wynika zatem, że nawozy naturalne mogą zastąpić 30% azotu z nawozów mineralnych i aż dwukrotną ilość fosforu. To ogromny potencjał dla możliwości zastąpienia nawozów z syntezy chemicznej, nawozami naturalnymi lub produktami wyprodukowanymi na ich bazie.

Parlament Europejski w wydanym komunikacie z dnia 16 lutego 2023 r. dotyczącym zapewnienia dostępności i przystępności cenowej nawozów (2022/2982(RSP) [9] podkreśla, że wzrost kosztów środków produkcji wpływa niekorzystnie na rolnictwo UE, podczas gdy rolnicy z innych regionów, takich jak Rosja i Ameryka Południowa, mają dostęp do znacznie tańszych nawozów, co osłabia konkurencyjność rolników z UE. Ponowne wykorzystanie składników odżywczych z nawozów naturalnych staje się zatem niezwykle pilne ze względu na sytuację polityczną i działania w kierunku uniezależnienia UE od Federacji Rosyjskiej (obecnie jest głównym światowym dostawcą nawozów i ich podstawowych składników – utrzymanie wysokiego poziomu stosowania nawozów mineralnych z Federacji Rosyjskiej może skutkować zasilaniem rosyjskich działań wojennych i wspieraniem innych autokratycznych reżimów) oraz wciąż aktualne dla zapewnienia bezpieczeństwa żywnościowego UE.

Odzyskiwanie azotu z obornika (RENURE) jako element systemów gospodarowania nawozami naturalnymi umożliwiłoby postęp w kierunku gospodarki o bardziej zamkniętym obiegu i efektywniejsze wykorzystanie zasobów w unijnym systemie żywnościowym, zwłaszcza, że UE nadal stoi również przed wyzwaniem związanym z ochroną środowiska i wciąż wdraża zwalczanie zagrożeń dla jakości wody ze źródeł rolniczych. Obecnie stosowanie obornika jest ograniczone, ponieważ – ze względu na jego charakter – nie można całkowicie określić czasu mineralizacji azotu z obornika, a proces mineralizacji azotu z obornika nie może być całkowicie zharmonizowany z pobieraniem azotu przez rośliny, co powoduje w praktyce rolniczej straty w wyniku jego stosowania [3]. Przetwarzanie obornika może być zatem skutecznym sposobem na połączenie wyzwań gospodarki „obiegowej”, niezależności geograficznej UE, przy jednoczesnej ochronie naszego środowiska i wód [9].

3. Nowe rozporządzenia w sprawie produktów nawozowych (FPR) ((UE) 2019/1009)

Na każdym etapie rozwoju cywilizacji powstawały odpady i szukano możliwości ich bezpiecznego zagospodarowania [1]. Zgodnie z obecnym ustawodawstwem termin „odpad” ma charakter względny, ponieważ jeśli dla określonego typu odpadu zostanie opracowana technologia jego przetworzenia na produkt ponieważ wykorzystany po-

nownie, przestaje być odpadem. Stosowanie odpadów na użytkach rolnych ma szereg korzyści, na przykład wnosi świeżą materię organiczną do gleby, co jest istotne dla naszych lekkich gleb, o małej pojemności sorpcyjnej. Powoduje to poprawę ich właściwości, ale też rodzi ryzyko zanieczyszczenia wód podziemnych i gleb metalami ciężkimi i zanieczyszczeniami biologicznymi. Przetwarzanie zatem odpadów i nawozów naturalnych musi być bezpieczne dla środowiska. Przyjęcie nowego rozporządzenia w sprawie produktów nawozowych (FPR) ((UE) 2019/1009) [10] otwiera nowe możliwości dla nawozów organicznych i pochodzących z odpadów w ramach jednolitego rynku europejskiego. Niemniej jednak wciąż obowiązuje obecny limit 170 kg N/ha ma zastosowanie do każdego produktu nawozowego, który jest częściowo lub całkowicie uzyskany z odchodów zwierzęcych, co może przedkładać się na utrudnione stosowanie niektórych bioproduktów nawozowych przypominających w niewielkim stopniu obornik. Obecnie zgodnie z Dyrektywą Azotanową [11], stosowanie nawozów naturalnych jest nadal ograniczone do 170 kg N/ha na obszarach objętych Programem Działań Azotanowych – tzw. „Strefy Wrażliwe na Azotany” [12], które obejmują około 61% europejskich gruntów rolnych – w celu ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany (NO_3) ze źródeł rolniczych. Parlament Europejski w wydanym komunikacie podkreśla konieczność zmiany załącznika III do dyrektywy azotanowej przy jednoczesnym dalszym przestrzeganiu zasad efektywności i bezpieczeństwa, w świetle obecnego kryzysu apeluje także o stosowanie tymczasowego odstępstwa, ponieważ produkty RENURE i produkty pofermentacyjne mogą potencjalnie zastąpić nawozy chemiczne bez powodowania dodatkowych emisji, strat azotu lub produkcji obornika [10]. W związku z powyższym zobowiązuje Komisję Europejską do wszelkich działań w zakresie zintegrowanej gospodarki składnikami pokarmowymi oraz aby zaproponowała środki legislacyjne w celu rozpoczęcia legalnego i bezpiecznego stosowania RENURE zgodnie z kryteriami opracowanymi przez Wspólne Centrum Badawcze (JRC) Komisji Europejskiej [13], aby umożliwić bezpieczną aplikację RENURE powyżej progów ustanowionych w dyrektywie azotanowej dla stref narażonych na zanieczyszczenie azotanami.

4. Azot odzyskany z obornika

W 2020 roku JRC opublikowało sprawozdanie celem, którego było określenie zharmonizowanych kryteriów, które mogłyby umożliwić stosowanie nawozów azotowych, częściowo lub w całości uzyskanych z obornika w drodze przetwarzania, na obszarach podlegających pułapowi 170 kg N/ha/rok określonego w dyrektywie azotanowej (91/676/EWG) zgodnie z identycznymi przepisami stosowanymi do chemicznych nawozów azotowych. Naprzeciw temu wychodzi nowy nawóz RENURE [13], z ang. *REcovered Nitrogen from manURE* (azot odzyskany z obornika) oznacza „każdą substancję zawierającą azot w pełni lub częściowo uzyskany z nawozu zwierzęcego w procesie jego przetwarzania, który może być stosowany w obszarach, na których występuje zanieczyszczenie wód azotem, zgodnie z przepisami identycznymi z przepisami stosowanymi do nawozów zawierających azot nawozów chemicznych określonych w dyrektywie azotanowej (91/676/EWG). Odzyskany azot może być wykorzystany do zastąpienia części obecnej produkcji syntetycznych nawozów mineralnych, co znacznie zmniejszyłoby emisję CO_2 związaną z produkcją syntetycznych nawozów azotowych [14].

RENURE jest zatem nowym rodzajem nawozu, substytutem ilości azotu odzyskiwanego z nawozów naturalnych, dotyczy nawozów azotowych ekstrahowanych z na-

wozów naturalnych lub pofermentu, do którego dodano obornik zwierzęcy. Są to produkty, które mają podobne działanie pod względem wykorzystania azotu jako nawozu mineralnego, a zatem pozbawione są większego ryzyka wymywania azotanów. W tym sensie RENURE nie jest obornikiem zwierzęcym, ale nie sztucznym nawozem: w odniesieniu do standardu użytkowania jest podobny do sztucznego nawozu, ale w odniesieniu do stosowania (przechowywania i stosowania) zbliżony do warunków obornika zwierzęcego. Nawozy RENURE mają szereg zalet, np. większe wykorzystanie azotu przez rośliny, mogą być stosowane precyzyjnie, umożliwiają lepsze wykorzystanie ograniczonych składników pokarmowych, wykazują zmniejszenie strat w wyniku wymywania i strat gazowych.

5. Kryteria uzyskania statusu RENURE

Status RENURE można będzie uzyskać tylko wtedy, gdy ryzyko strat azotanów nie jest większe niż ryzyko referencyjne nawozu azotowego mineralnego [13]. W praktyce oznacza to, że takie produkty muszą spełniać określone kryteria: powinny zawierać azot w nawozie co najmniej w 90% nieorganiczny/mineralny ($N_{\text{min}}/N_{\text{łączny}} \geq 90\%$), lub stosunek węgla całkowitego do azotu ogólnego mniejszy niż 3 ($C_{\text{łączny}}/N_{\text{łączny}} \leq 3$), w przypadku nawozów, o których mowa zawartość poszczególnych składników: azotu całkowitego (N), fosforu w przeliczeniu na pięciotlenek fosforu (P_2O_5) i potasu w przeliczeniu na tlenek potasu K_2O nie może przekraczać 1% w suchej masie. Konieczne jest zamieszczanie informacji, gdy zawartość danego składnika pokarmowego przekracza 1% w suchej masie. Ponadto rzeczywiste zmierzone poziomy zawartości składników w produktach nie mogą odbiegać o więcej niż 25% od wskazanych. W przypadku nawozów, o których mowa, oprócz zawartości składników pokarmowych muszą spełniać wymogi dotyczące limitu zawartości metali ciężkich (Cu, Zn, As, Cd, Cr, Hg, Pb).

Szczególne zainteresowanie nawozami RENURE wykazuje, np. Holandia [15], która zaproponowała następujące limity zawartości metali ciężkich dla nawozów RENURE: miedzi (Cu) ≤ 300 mg/kg suchej masy i cynku (Zn) ≤ 800 mg/kg suchej masy. Nowe nawozy muszą spełniać kryteria porównywalne z nawozami mineralnymi pod względem skuteczności działania w uprawach roślin polowych i wymywania azotanów (należy unikać strat zarówno podczas przechowywania, jak i podczas użytkowania takich nawozów).

Nawozy RENURE mogą być produkowane przy użyciu następujących technologii: w drodze procesu przetwarzania obornika w sposób fizyczny, chemiczny lub biologiczny, innego niż tylko mieszanie, mieszanie, suszenie, rozcieńczanie, granulacja i/lub przechowywanie, w której zawartość azotu nieorganicznego musi wzrosnąć w stosunku do całkowitej zawartości azotu (organiczny + nieorganiczny). W związku z tym te, które mają podobne działanie do nawozów chemicznych, proponuje się zwolnić z obowiązujących obecnie progów dla materiałów nawozowych pochodzących częściowo lub całkowicie z odchodów zwierzęcych. Aby ocenić wydajność agronomiczną materiałów RENURE, zaproponowano dwa kluczowe wskaźniki [13]: (i) stosunek N mineralnego do całkowitego N równy lub wyższy niż 90% ($N_{\text{min}}/TN > 90\%$) lub (ii) stosunek całkowitego C organicznego do całkowitego N równy lub niższy niż 3 ($TOC/TN < 3$). W przypadku, gdy wyższy stosunek TOC/TN wskazuje na bardziej organiczny materiał, istnieje większe prawdopodobieństwo, że zawarty w nim N jest osadzony

w matrycy organicznej, co z kolei jest pozytywnie skorelowane z ryzykiem wymywania N i negatywnie skorelowane z NUE, podczas gdy odwrotnie jest w przypadku N_{min}/TN . Ponadto wymagania dotyczące produktu w odniesieniu do zawartości azotu ($N_{min}/N_{łączny} \geq 90\%$ lub $Clączny/N_{łączny} \leq 3$ zaleca się korygować się o wszelkie dodatki lub mieszanie ze stężonymi produktami azotowymi ($>3\%$ N w przeliczeniu na suchą masę), które nie pochodzą z obornika zwierzęcego. Proces produkcji powinien gwarantować stałą jakość, a takie nawozy muszą charakteryzować się wysoką jakością zapewniającą wysokie plony i niskie straty wymywania.

Państwa członkowskie, które zdecydują się na stosowanie RENURE na obszarach, na których występuje zanieczyszczenie wód azotem w ilościach przekraczających próg określony w dyrektywie azotanowej [11] powinny wdrażać obowiązek przestrzegania określonych dawek tych nawozów, tak aby były dostosowane do potrzeb upraw pod względem zapotrzebowania na dany składnik pokarmowy zgodny z fazą rozwojową rośliny (aby ryzyko strat składników pokarmowych) było minimalne, a rośliny mogły pobrać jak najwięcej określonego składnika pokarmowego. Nawozy RENURE mają też inny cel bardzo ważny cel, mają być stosowane w celu zminimalizowania strat azotanów. W szczególności dotyczy to zastąpienia nawozów, których azot stanowi więcej niż 60% (NO_3^-) oraz nawozów o pH oznaczonym w wodzie wyższym niż 5,5.

6. Ocena możliwości wykorzystania odpadów pofermentacyjnych i ich płynnej frakcji jako substytutów nawozów chemicznych

Szacuje się, że rocznie w Europie produkuje się 1400 Mt odchodów zwierzęcych [16], co niesie ze sobą potencjał energetyczny z produkcji biogazu wynoszący od 0,64 do 0,92 PJ [17], a energia wytworzona z połączonych surowców rolniczych tj. obornik, trawa i słoma mieści się w przedziale od 1,2 do $2,3 \times 10^3$ PJ [18]. Kraje UE-28 produkują 180 Mt masy pofermentacyjnej rocznie [19], ale mniej niż 8% odchodów zwierzęcych w UE trafia do zakładów przetwórczych [20]. Te dane wskazują, że z jednej strony istnieje znaczna możliwość zwiększenia redukcji emisji gazów cieplarnianych z obornika poprzez produkcję biogazu [21, 22], a z drugiej strony, że potencjał możliwości rozwoju w zakresie odzyskiwania i recyklingu składników pokarmowych jest ogromny.

W Polsce jeśli chodzi o produkcję obornika sytuacja jest inna, niż większości krajów UE-28. Od początku lat 90. XX wieku znacznie spadło pogłowie zwierząt, w efekcie w niektórych województwach nastąpiło zmniejszenie, a nawet deficyt produkcji obornika [4]. W gospodarstwach natomiast zajmujących się intensywnym chowem zwierząt wytwarzany w nadmiarze obornik może być poddawany procesom przetwarzania, polegającym na suszeniu i granulowaniu bądź peletowaniu. Przewiduje się, że jeśli obecna tendencja w produkcji zwierząt utrzyma się, a tym samym niedostateczna produkcja nawozów naturalnych, głównie obornika, to w miejsce nawozów naturalnych będą lokowane lepiej przetworzone nawozy organiczne, pochodzące między innymi z przetwarzania odpadów [23]. Zastosowanie odpadów do celów nawozowych możliwe jest przez ich bezpośrednią aplikację lub, co jest praktyką znacznie częściej stosowaną, po ich recyklingu biologicznym, głównie w procesach kompostowania i fermentacji metanowej. Powstające w ten sposób produkty nawozowe stanowią łatwy w transporcie, aplikacji i przechowywaniu produkt o dużej wartości nawozowej [24]. Odpady pofermentacyjne i ich płynna frakcja są rozpatrywane jako substytuty chemicznych nawozów.

Skład chemiczny pofermentu uzależniony jest od rodzaju substratów wykorzystanych do produkcji biogazu [25]. Jeszcze do niedawna podstawowym składnikiem była kiszonka z kukurydzy i gnojowica, obecnie stosuje się produkty odpadowe, pochodzące z przetwórstwa owocowo-warzywnego, wywar gorzelniany czy osady ściekowe [26]. Poferment pochodzący z biogazowni stosujących w cyklu produkcyjnym stały skład surowców charakteryzuje się relatywnie stabilnym składem chemicznym. W niektórych biogazowniach stosuje się separację pofermentu na frakcję stałą i płynną [27]. Frakcja stała może być transportowana na większe odległości do wykorzystania rolniczego, natomiast frakcja płynna, ze względów ekonomicznych i logistycznych, musi być wykorzystywana jedynie w pobliżu biogazowni. W celu określenia właściwości odpadów pofermentacyjnych jako kandydatów do produkcji nawozów typu RENURE przeanalizowano bazę danych różnych odpadów pofermentacyjnych [27]. Jak podaje Valentinuzzi [28] właściwości składu masy pofermentacyjnej różnią się w zależności od m.in. technologii przetwarzania, czasu retencji, stopnia obciążenia organicznego, temperatury fermentacji, składu (celuloza, hemiceluloza i lignina) oraz stosunku (współ)przetwarzanych surowców, systemu zarządzania – od zbierania do ich przechowywania także wpływa na wartość składu gnojowicy i obornika, które zawierają różne ilości moczu, wody, kału i rozlanej paszy, a także zależą od diety, fazy wzrostu i gatunku [29]. Stąd też masa pofermentacyjna charakteryzując się szerokim zakresem właściwości, w połączeniu z dalszym rozkładem i uwalnianiem jej organicznie związanych składników odżywczych może skutkować nieprzewidywalną dynamiką azotu w środowisku, np. zmineralizowany N może przekraczać zapotrzebowanie roślin, w ten sposób dając początek starom azot w drodze wymywania [3,30]. Badania naukowe potwierdzają także, że struktura i gatunek gleby (piaszczysta, gliniasta, ilasta) i zawartość w niej materii organicznej mogą wpływać na ulatnianie amoniaku [18].

Biorąc pod uwagę wszystkie powyższej przytoczone kwestie, zmienność kinetyki azotu z odpadów pofermentacyjnych uzasadnia do rozważenia jednak limitów dawek RENURE w połączeniu z najlepszymi praktykami agrotechnicznymi dostosowanymi do lokalnych warunków: lepszą synchronizację między nawożeniem azotem a zapotrzebowaniem roślin na ten składnik pokarmowy, rozważenie zasadności uprawy międzyplonów i roślin okrywowych w celu zminimalizowania strat azotu. Wdrożenie zoptymalizowanych technologii nawożenia precyzyjnego, odpowiednie przechowywanie RENURE (zamknięte zbiorniki), techniki aplikacji o niskiej emisji NH_3 (takie jak wstrzykiwanie i natychmiastowe wlewanie) oraz techniki zapobiegania zagęszczaniu gleby (takie jak zredukowana uprawa, systemy węży wleczonych) [24]. Badania przeprowadzone przez zespół naukowców [27] wykazały, że Cu i Zn z współfermentowanego obornika w większości spełniały kryteria RENURE. Tylko 5,3% z 1035 rozpatrywanych produktów przekraczało limit $800 \text{ mg Zn kg}^{-1} \text{ DM}$; 5,0% z 1038 dostępnych przypadków dla Cu przekraczało limit $300 \text{ mg Cu kg}^{-1} \text{ DM}$. Jak podkreślają ci badacze, zaletą nawozów RENURE, wyprodukowanych z masy pofermentacyjnej, która zawiera znaczne ilości Cu i Zn, stanowiłoby dodatkową korzyść dla wzrostu upraw pod względem dostępności tych mikroelementów. Przy zastosowaniu natomiast kolejnego kryterium, czyli stosunku $\text{Nmin/TN} > 90\%$ w RENURE, tylko nieco ponad 5% danych z bazy pofermentacyjnej (96 z 1856) spełniło ten warunek, natomiast 36% (574 z 1583 danych) spełniło kryterium $\text{TOC/TN} < 3$. Najbardziej rygorystycznym kryterium dotyczącym RENURE okazał się stosunek Nmin/TN . Wyniki tych badań pokrywają się ekspertyzą

JRC [13] w zakresie RENURE, dotyczącymi tego, że niektóre technologie separacji są bardziej efektywne niż inne pod względem usuwania ciał stałych i/lub upcyklingu Nmin, co zwiększa prawdopodobieństwo, że technologie te będą miały możliwość produkcji nawozów zgodnych z RENURE. W projekcie dotyczącym RENURE [13] zbadano, które produkty pochodzące z obornika mogą być bezpiecznie stosowane jako odpowiednik nawozów chemicznych, nie stanowiąc zagrożenia dla jakości wody. Głównym wnioskiem było stwierdzenie, że po spełnieniu określonych kryteriów niektóre produkty pochodzące z obornika mogą być bezpiecznie stosowane jako zamienniki nawozów azotowych produkowanych chemicznie bez zwiększania ryzyka wymywania azotanów. Produkty spełniające kryteria RENURE mogą być bezpiecznie zwolnione z ograniczeń dotyczących stosowania obornika w glebie w strefach zagrożenia azotanami, zgodnie z dyrektywą azotanową i krajowymi programami działań. Programach. UE przywiązuje ogromną wagę, aby produkty uboczne pochodzenia zwierzęcego, w tym obornik, mogły być wykorzystywane i poddawane recyklingowi w taki w taki sposób, aby zapobiegać i minimalizować zagrożenia dla zdrowia ludzi i zwierząt wynikające z tych produktów. zminimalizowane. Jeżeli produkty pochodzące z obornika są przetwarzane w taki sposób, że nie stanowią zagrożenia dla bezpieczeństwa łańcucha żywnościowego i paszowego, można zadeklarować „punkt końcowy w łańcuchu produkcyjnym”. Produkty końcowe z przetwarzania obornika mogą być następnie stosowane jako nawóz w ramach zakresu FPR i/lub krajowych przepisów dotyczących nawozów. Produkty końcowe będą wówczas poza EG1069/2009 i mogą być traktowane bez ograniczeń i wymagań, które są nałożonych na obróbkę, transport i wykorzystanie produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego. Rzeczywiście wdrożenie wszystkich tych działań jest jednak nadal utrudnione przez pewne kwestii, które należy szybko rozwiązać. Przetwarzanie obornika może być jednak skutecznym sposobem na połączenie wyzwań gospodarki obiegowej, niezależności geograficznej UE, przy jednoczesnej ochronie naszego środowiska i wód.

7. Podsumowanie

Nowe nawozy mające status RENURE są to produkty, które miałyby podobne działanie pod względem wykorzystania azotu jako nawozu mineralnego, a zatem pozabawione byłyby większego ryzyka wymywania azotanów. Nawozy RENURE mają szereg zalet, np. większe wykorzystanie azotu przez rośliny, mogą być stosowane precyzyjnie, umożliwiają lepsze wykorzystanie ograniczonych składników pokarmowych, wykazują zatem zmniejszenie strat w wyniku wymywania i strat gazowych. Produkty RENURE jako substytuty nawozu chemicznego można stosować po wyrażeniu zgody Komisji Europejskiej. Oznacza to, że państwo członkowskie musi złożyć wniosek o pozwolenie, a Komisja Europejska może je przyznać na określony czas, a także nałożyć na to dodatkowe warunki. Obecnie Dyrektywa azotanowa stanowi, że wszystkie produkty wytwarzane z obornika zwierzęcego są uważane za obornik zwierzęcy. Jest to również powód, dla którego na przykład poferment w komorach fermentacyjnych jest całkowicie postrzegany jako obornik zwierzęcy. Od RENURE oczekuje się wręcz przeciwnego: wydobywania z obornika tylko składników do wykorzystania jako nawóz. Odzyskiwanie azotu z obornika (RENURE) jako element systemów gospodarowania obornikiem umożliwiałoby postęp w kierunku gospodarki o bardziej zamkniętym obiegu i efektywniejsze wykorzystanie zasobów w unijnym systemie żywnościowym.

Podziękowania

Praca opublikowana w ramach realizacji zadania 1.1 „Nawożenie użytków rolnych” dotacji celowej MRiRW w 2023 r.

This work has been published as part of the implementation of the task 1.1 „Fertilisation of agricultural land” of the targeted grant of the Ministry of Agriculture and Rural Development in 2023.

Literatura

1. Łabętowicz J., Stępień W., *Koncepcja gospodarki obiegu zamkniętego -przyrodniczy recycling odpadowych składników mineralnych*, [w:] Łabętowicz J., Stępień W., (red.), *Nawozy z odpadów jako źródło składników pokarmowych w nawożeniu roślin uprawnych*, Wydawnictwo SGGW & Fundacja „Pro Civis”, Warszawa–Kielce 2020, s. 13-22.
2. Komider J., Zamelczyk-Pajewska M., Wyszyski B., *Odour of mixtures of cyclohexane and cyclohexanone*, Arch. Ochr. Środ., 28(2), 2002, s. 29-43.
3. Staszewski Z., *Azot w glebie i jego wpływ na środowisko. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Lądowa i Wodna w Kształtowaniu Środowiska*, Instytut Badawczo Rozwojowy Inżynierii Lądowej i Wodnej „Euroexbud” Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej Zarząd Oddziału Ziemi Kaliskiej, 4, 2011, s. 50-58.
4. Krasowicz S., Kuś J., *Kierunki zmian w produkcji rolniczej do roku 2020 – próba prognozy*, Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, 324(3), 2010, s. 5-18.
5. Igras J., Kopiński J., *Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym*, [w:] *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego*, Studia i raporty IUNG-PIB, 2007, s. 107-116.
6. Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Podyma W., *Ocena zagrożeń nadmiarem azotu pochodzenia rolniczego w Polsce na tle innych krajów europejskich*, Studia i Raporty IUNG-PIB, 2010, 20, s. 53-75.
7. Szara E., *Potencjał nawozowy głównych odpadów w Polsce*, [w:] Łabętowicz J., Stępień W. (red.), *Nawozy z odpadów jako źródło składników pokarmowych w nawożeniu roślin uprawnych*, Wydawnictwo SGGW & Fundacja „Pro Civis”, Warszawa–Kielce, 2020, s. 30-32.
8. KOBiZE, *POLAND'S NATIONAL INVENTORY REPORT*, 2014, Greenhouse Gas Inventory for 1988-2012.IOS, KOBiZE, Warszawa.
9. PROJEKT REZOLUCJI w sprawie komunikatu Komisji dotyczącego zapewnienia dostępności i przystępności cenowej nawozów, 8.2.2023 – (2022/2982(RSP)), s. 1-23.
10. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1009 z dnia 5 czerwca 2019 r. ustanawiające przepisy dotyczące udostępniania na rynku produktów nawozowych UE, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 1069/2009 i (WE) nr 1107/2009 oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 2003/2003. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/ALL/?uri=CELEX%3A32019R1009>.
11. Dyrektywa Azotanowa, DYREKTYWA RADY z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz.U.UE L z dnia 31 grudnia 1991 r.
12. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzących ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu (Dz. U. z 2020 r., poz. 243).
13. Technical proposals for the safe use of processed manure above the threshold established for Nitrate Vulnerable Zones by the Nitrates Directive (91/676/EEC)” Publications Office of the European Union, The Joint Research Centre (JRC) of the European Commission, doi:10.2760/373351, ISBN 978-92-76-21539-4, s. 2-170.

14. Amon B., Amon T., Boxberger J., Alt C., *Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from Dairy Cows Housed in a Farmyard Manure Tying Stall (Housing, Manure Storage, Manure Spreading)*, Nutr. Cycl. Agroecosyst. 2001, 60, s. 103-113.
15. Hijbeek R.H.F.M., Whitmore B.A.P., ten Berge H.F.M., Whitmore A.P., Barkusky D., Schroder J.J., van Ittersum M.K., *Nitrogen Fertiliser Replacement Values for Organic Amendments Appear to Increase with N Application Rates*, Nutr. Cycl. Agroecosyst., 110, 2018, s.105-115.
16. Foged H.L., Flotats X., Blasi A.B., Palatsi J., Magri A., Schelde K.M., *Inventory of Manure Processing Activities in Europe*, Technical Report No. I to the European Commission, Directorate-General Environment, Manure Processing Activities in Europe; European Commission, Brussels, Belgium 2011, s. 138.
17. Scarlat N., Fahl F., Dallemand J.F., Monforti F., Motola V., *A Spatial Analysis of Biogas Potential from Manure in Europe*, Renew. Sustain. Energy Rev., 94, 2018, s. 915-930.
18. Meyer A.K.P., Ehimen E.A., Holm-Nielsen J.B., *Future European Biogas: Animal Manure, Straw and Grass Potentials for a Sustainable European Biogas Production*, Biomass Bioenergy, 111, 2018, s.154-164.
19. Corden C., Bougas K., Cunningham E., Tyrer D., Kreifiig J., Zetti E., Gamero E., Wildey R., Crookes M., *Digestate and Compost as Fertilisers: Risk Assessment and Risk Management Options*, Wood Environment & Infrastructure Solutions UK Ltd., Cheshire, UK, 2019.
20. Hjorth M., Christensen K.V., Christensen M.L., Sommer S.G., *Solid-Liquid Separation of Animal Slurry in Theory and Practice*, Sustain. Agric. 2009, 2, s. 953-986, [CrossRef].
21. Burg V., Bowman G., Haubensak M., Baier U., Thees O., *Valorization of an Untapped Resource: Energy and Greenhouse Gas Emissions Benefits of Converting Manure to Biogas through Anaerobic Digestion*, Resour. Conserv. Recycl., 136, 2018, s. 53-62.
22. Metson G.S., Feiz R., Quttineh N.H., Tonderski K., *Optimizing Transport to Maximize Nutrient Recycling and Green Energy Recovery*, Resour. Conserv. Recycl., X, 2021, 100049.
23. Rutkowska B., Szulc W., *Przetwarzanie odpadów biodegradowalnych metodami kompostowania*, [w:] Łabętowicz J., Stępień W. (red.), *Nawozy z odpadów jako źródło składników pokarmowych w nawożeniu roślin uprawnych*, Wydawnictwo SGGW & Fundacja „Pro Civis”, Warszawa–Kielce 2020, s. 117-118.
24. Rutkowska A., *Możliwość wykorzystania organicznych surowców odpadowych do produkcji nawozów i środków poprawiających właściwości gleby*, [w:] *Problem odpadów i ich zagospodarowania*, Wydawnictwo Naukowe TYGIEL, 2022, T (2), s. 180-192.
25. Kowalczyk-Juśko A., Szymańska M., *Poferment nawozem dla rolnictwa*, Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa, Warszawa 2015, s. 5-6.
26. Jadczyzyn T., Ochal P., *Rolnicze wykorzystanie odpadów w świetle przepisów prawnych*, Studia i Raporty IUNG-PIB, 25, 2010, s. 81-88.
27. Reuland G., Sigurnjak I., Dekker H., Michels E., Meers E., *The Potential of Digestate and the Liquid Fraction of Digestate as Chemical Fertiliser Substitutes under the RENURE Criteria*, Agronomy 2021, 11, s. 1374. <https://doi.org/10.3390/agronomy11071374>.
28. Valentinuzzi F., Cavani L., Porfido C., Terzano R., Pii Y., Cesco S., Marzadori C., Mimmo T., *The Fertilising Potential of Manure-Based Biogas Fermentation Residues: Pelleted vs. Liquid Digestate*, Heliyon, 6, 2020.
29. Skowron P., Wach D., Jadczyzyn T., Tkaczyk P., *Analiza zmienności składu chemicznego nawozów naturalnych w rejonie środkowo-wschodniej Polski*, Studia i Raporty IUNG-PIB, 59(13), s. 41-57.
30. Baral K.R., Labouriau R., Olesen J.E., Petersen S.O., *Nitrous Oxide Emissions and Nitrogen Use Efficiency of Manure and Digestates Applied to Spring Barley*, Agric. Ecosyst. Environ., 2017, 239, s. 188-198.

RENURE – nowy nawóz na redukcję azotu w środowisku

Streszczenie

W pracy zdefiniowano RENURE, nowy substytut nawozów chemicznych na redukcję azotu w środowisku. Omówiono zharmonizowane kryteria, które mogłyby umożliwić stosowanie nawozów azotowych, częściowo lub w całości uzyskanych z obornika w drodze przetwarzania, na obszarach podlegających pułapowi 170 kg N/ha/rok określone w dyrektywie azotanowej (91/676/EWG) zgodnie z identycznymi przepisami stosowanymi do chemicznych nawozów azotowych. Oceniono możliwości odpadów pofermentacyjnych i ich płynnej frakcji jako chemicznych substytutów nawozów na podstawie przeglądu literatury. RENURE jest zatem nowym rodzajem nawozu, substytutem ilości azotu odzyskiwanego z nawozów naturalnych, dotyczy nawozów azotowych ekstrahowanych z nawozów naturalnych lub pofermentu, do którego dodano obornik zwierzęcy. Są to produkty, które mają podobne działanie pod względem wykorzystania azotu jako nawozu mineralnego, a zatem pozbawione są większego ryzyka wymywania azotanów. W tym sensie RENURE nie jest obornikiem zwierzęcym, ale nie sztucznym nawozem: w odniesieniu do standardu użytkowania jest podobny do sztucznego nawozu, ale w odniesieniu do stosowania (przechowywania i stosowania) zbliżony do warunków obornika zwierzęcego. Nawozy RENURE mają szereg zalet, np. większe wykorzystanie azotu przez rośliny, mogą być stosowane precyzyjnie, umożliwiają lepsze wykorzystanie ograniczonych składników pokarmowych, wykazują zmniejszenie strat w wyniku wymywania i strat gazowych. Odzyskiwanie azotu z obornika (RENURE) jako element systemów gospodarowania obornikiem umożliwiłoby postęp w kierunku gospodarki o bardziej zamkniętym obiegu i efektywniejsze wykorzystanie zasobów w unijnym systemie żywnościowym.

Słowa kluczowe: obornik, odzysk azotu, odpady, potencjał nawozowy nawozów naturalnych, dyrektywa azotanowa

RENURE – a new fertiliser for nitrogen reduction in the environment

Abstract

The article defines RENURE, a new substitute for chemical fertilisers for nitrogen reduction in the environment. It discusses harmonised criteria that could allow the use of nitrogen fertilisers, partly or wholly derived from manure by processing, in areas subject to the 170 kg N/ha/year ceiling of the Nitrates Directive (91/676/EEC) under identical provisions applied to chemical nitrogen fertilisers. The potential of digestate and its liquid fraction as chemical fertiliser substitutes was assessed based on a literature review. RENURE is therefore a new type of fertiliser, a substitute for the amount of nitrogen recovered from natural fertilisers, and refers to nitrogenous fertilisers extracted from natural fertilisers or digestate to which animal manure has been added. These are products that have a similar effect in terms of utilisation of nitrogen as a mineral fertiliser and are therefore devoid of a higher risk of nitrate leaching. In this sense, RENURE is not an animal manure but not an artificial fertiliser: in terms of the standard of use, it is similar to an artificial fertiliser, but in terms of use (storage and application), it is similar to animal manure conditions. RENURE fertilisers have a number of advantages, e.g. higher nitrogen utilisation by plants, can be applied precisely, allow better utilisation of limited nutrients, show reduced leaching and gas losses. Nitrogen recovery from manure (RENURE) as part of manure management systems would enable progress towards a more closed-loop economy and a more efficient use of resources in the EU food system.

Keywords: manure, nitrogen recovery, waste, fertilizer potential of natural fertilizers, nitrate directive

Indeks Autorów

Bober A.	128
Bodzek M.	159
Bogacki M.	49
Bomba B.J.	107
Brągoszewska E.	230
Czerpak J.	107
Darznik Sz.	7
Dobkowski J.	81
Dudziak W.	66
Gawęda P.	95
Gawina J.	35
Gorzkiwicz J.	141
Gryglik D.	7
Halladin M.	230
Holnicki P.	211
Jasińska J.	141
Kałużko A.	211
Kauch K.	230
Kostecki J.	66
Kozłowska A.	128
Kusznier J.	35
Myślińska K.	49
Nahorski Z.	211
Ozga-Gwózdź P.	194
Palmowska A.	230
Patoń N.	230
Pikuła D.	239
Podbielska M.	141
Pohl A.	159
Przybylska-Fronc M.	223
Rytczak J.	230
Szczęśny M.	230
Szpyrka E.	141
Tarasiewicz K.	35
Werner-Juszczuk A.J.	81
Wojtaszek H.	23
Wyka J.	66
Zubrzycki J.	223
Żuraw K.	66