

Strategie i wyzwania w usuwaniu nanoplastików ze ścieków

Strategies and challenges in the removal of nanoplastics from wastewater

Paulina Ormaniec^{*)}

Słowa kluczowe: *nanoplastik, metody usuwania, oczyszczalnie ścieków*

Streszczenie

W obliczu rosnącego problemu zanieczyszczenia środowiska przez mikro- i nanoplastiki, oczyszczalnie ścieków stanowią kluczową linię obrony przed ich przedostawaniem się do naturalnych ekosystemów. Niniejszy artykuł koncentruje się na ogólnej charakterystyce nanoplastików znajdujących się w ściekach oraz ocenia różnorodne metody ich usuwania. Badania skupiają się na procesach takich jak zaawansowane utlenienie chemiczne, metody fizyczne, a także biologiczne metody utleniania, które mogą efektywnie redukować obecność tych trwałych zanieczyszczeń. Wyniki badań podkreślają znaczenie zintegrowanego podejścia do zarządzania nanoplastikami. Technologie oparte na procesach fizycznych są skuteczne w usuwaniu nanoplastików ze ścieków. Techniki zaawansowanego utleniania, mimo wysokiej efektywności, mogą prowadzić do tworzenia toksycznych produktów pośrednich. Metody biologiczne wymagają długotrwałych badań nad optymalizacją i selekcją mikroorganizmów zdolnych do degradacji nanoplastików.

Keywords: *nanoplastics, removal methods, wastewater treatment plants*

Abstract

With the growing problem of environmental pollution from micro- and nanoplastics, wastewater treatment plants are an important line of defence against their entry into natural ecosystems. This article focuses on the general characteristics of nanoplastics found in wastewater and evaluates a variety of methods for their removal. The research focuses on processes such as advanced chemical oxidation, physical methods and biological oxidation methods that can effectively reduce the presence of these persistent contaminants. The results highlight the importance of an integrated approach to the management of nanoplastics. Physical process-based technologies are effective in removing nanoplastics from wastewater. Advanced oxidation techniques, although highly effective, can lead to the formation of toxic intermediates. Biological methods require long-term research to optimise and select microorganisms capable of degrading nanoplastics.

1. Wstęp

Problem nanoplastików staje się coraz bardziej istotny ze względu na ich mikroskopijne rozmiary, które umożliwiają penetrację najmniejszych fragmentów naszych ekosystemów. Stanowi poważne zagrożenie zarówno dla środowiska naturalnego, jak i dla zdrowia ludzkiego. Zgodnie z definicją podaną przez Koelmansa i współpracowników, nanoplastiki są rozumiane jako nano-wymiarowe materiały polimerowe, które mogą być zarówno pierwotnie produkowane, jak i wtórnie tworzone w wyniku rozpadu większych form plastiku (Koelmas i in. 2015). Tę definicję podkreśla również praca Allana i współpracowników, która sugeruje, że nanoplastiki powinny być klasyfikowane na podstawie istniejącej definicji nanomateriałów, ułatwiając tym samym regulacje prawne oraz monitorowanie ich obecności w środowisku (Allan i in., 2021). Kwestia definicji rozmiarowej nanoplastików nie jest jednoznaczna w literaturze naukowej, co może prowadzić do różnic w interpretacji i badaniach dotyczących tych cząstek. Istnieje ogólna zgoda, że nanoplastiki to cząstki o wymiarach mniejszych niż 100 nm, jednak granice te mogą się różnić w zależności od kontekstu badawczego i regulacyjnego. Zgodnie z definicją przyjętą przez Komisję Europejską dla nanocząstek inżynierskich nanoplastikami nazywany cząstki tworzyw sztucznych, których rozmiary mieszczą się w zakresie od 1nm do 100nm (Komisja Europejska, 2011/969/UE). Istnieje alternatywna definicja, która określa cały zakres nanometrów (od 1nm do 1000nm), definiując w ten sposób

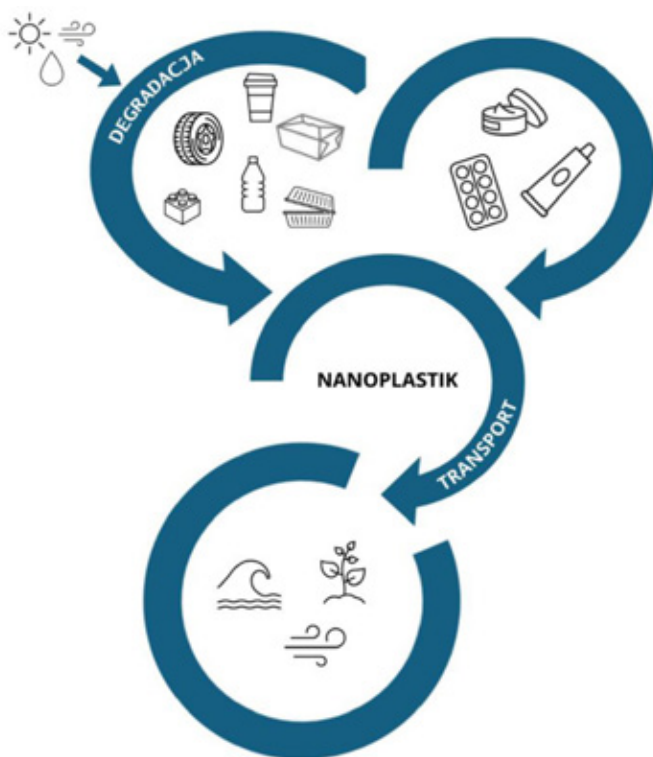
nanoplastiki (Gigault i in., 2018). Podobnie, badanie Monikh i współpracowników sugeruje, że definicja nanoplastików powinna obejmować dolny limit wielkości 1 nm, ale uznaje, że tymczasowy dolny limit może wynosić 100 nm, co podkreśla dynamiczny charakter debaty na temat definicji tych materiałów. Jako takie, stanowią one wyjątkowe wyzwanie dla systemów oczyszczania ścieków oraz mają długoterminowy wpływ na środowisko naturalne.

Nanoplastiki są małymi cząstkami plastiku, które celowo produkowane mogą być w mikroskopijnych rozmiar, jak i mogą powstawać z rozpadu większych tworzyw sztucznych. Ich źródła są zróżnicowane i obejmują zarówno intencjonalną produkcję w przemyśle kosmetycznym i medycznym, jak i niezamierzone procesy rozpadu większych tworzyw sztucznych. Badania potwierdzają obecność nanoplastików w produktach higieny osobistej zawierających mikrogranulki polietylenowe (Hernandez i in., 2017). Ponadto wskazano, że plastikowe zabawki dla dzieci mogą być potencjalnym źródłem mikro – i nanoplastików, które emitowane są do środowiska podczas ich użytkowania i degradacji (Luo i in., 2024). Badania opublikowane przez Mattssona i współpracowników podkreślają, że nanoplastiki produkowane w ramach badań naukowych i aplikacji medycznych również traktowane są jako źródło nanoplastików i przyczyniają się do zwiększenia ich obecności w środowisku (Mattson i in. 2018). Opakowania spożywcze stanowią jedno z głównych źródeł nanoplastików w środowisku. Są one powszechnie

* Paulina Ormaniec, Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, <https://orcid.org/0000-0003-3434-4517>, autor do korespondencji: paulina.ormaniec@pk.edu.pl

używane do przechowywania i transportu żywności, co zapewnia bezpieczeństwo produktów spożywczych oraz wydłuża ich trwałość. Jednakże, wiele z tych opakowań jest wykonanych z tworzyw sztucznych, które mogą degradować do nanoplastików pod wpływem czynników środowiskowych takich jak światło słoneczne, tarcie czy zmiany temperatury. Opakowania spożywcze, szczególnie te wykonane z polietylenu, polipropylenu i poliestru, są ważnym źródłem nanoplastików, które mogą uwalniać się do środowiska podczas ich produkcji, użytkowania, a także w procesie degradacji (Mofijur i in., 2021). Dodatkowo, praca Ma i innych wskazuje na obecność nanoplastików w środowisku w wyniku użytkowania jednorazowych masek ochronnych, które stały się powszechne podczas pandemii COVID-19 (Ma i in., 2021).

W związku z różnorodnością źródeł, nanoplastiki zostały zidentyfikowane w wielu środowiskach na całym globie, zarówno w ekosystemach morskich, jak i lądowych. Aktualnie ich obecność i rozprzestrzenianie są nielicznie dokumentowane w literaturze naukowej, jednakże i tak podkreśla to ich globalny zasięg oraz znaczenie ekologiczne. Na przykład, badanie przeprowadzone przez Koelmansa i współpracowników wskazuje na występowanie nanoplastików w środowisku wodnym, omawiając ich potencjalny wpływ na ekosystemy morskie i słodkowodne (Koelmas i in., 2015). Wykazano także obecność nanoplastików w zachodniej części północnego Atlantyku. Badania pokazują, że wśród zidentyfikowanych nanoplastików znalazły się cząstki polietylenu, polistyrenu, polichlorku winylu oraz poli(tereftalanu etylenu), co odzwierciedla szerokie spektrum polimerowej różnorodności w frakcji koloidalnej (ter Halle i in., 2017). Z kolei Pérez-Reverón i współpracownicy analizowali występowanie nanoplastików w środowisku glebowym, co podkreśla ich występowanie również w ekosystemach lądowych (Pérez-Reverón i in., 2023). Nanoplastiki charakteryzują się zdolnością do przemieszczania się przez atmosferę i osadzania się w różnych, często odległych i odizolowanych środowiskach. Potwierdzają to badania Materića i współpracowników, którzy stwierdzili obecność nanoplastików w próbkach śniegu oraz w jamach śnieżnych w austriackich Alpach (Materić i in., 2020).



Rys. 1. Schematyczne przedstawienie powstawania nanoplastików w środowisku
 Fig. 1. Schematic representation of the formation of nanoplastics in the environment

2. Nanoplastiki w oczyszczalniach ścieków

Nanoplastiki w oczyszczalniach ścieków stanowią istotny problem środowiskowy, który zyskuje na znaczeniu w kontekście globalnego zanieczyszczenia tworzywami sztucznymi. Pomimo, że problem nanoplastików nie jest tak szeroko zbadany jak mikroplastików, wiadomo, że te mikroskopijne cząstki są obecne w ściekach miejskich i przemysłowych, co stwarza wyzwania dla systemów oczyszczania ścieków. Według Cavazzoli i współpracowników nanoplastiki często trafiają do oczyszczalni ścieków, gdzie są trudne do całkowitego usunięcia ze względu na ich mały rozmiar i zdolność do unikania konwencjonalnych metod oczyszczania (Cavazzoli i in., 2023).

Okoffo i Thomas w swoich badaniach dostarczają informacji na temat poziomów zanieczyszczenia nanoplastikami oraz ich dystrybucji w oczyszczalniach ścieków. Do ilościowego określenia stężenia nanoplastików wykorzystano pirolizę sprzężoną z chromatografią gazową i spektrometrią mas, co dodatkowo podkreśla znaczenie rozwoju nowych i zaawansowanych podejść do oznaczania, monitorowania i usuwania nanoplastików ze ścieków. Badane próbki pochodziły z trzech różnych oczyszczalni ścieków obsługujących australijskie obszary miejskie i regionalne, o populacji odpowiednio: (1) 320 000, (2) 30 000 oraz (3) 13 000. Początkowe całkowite stężenie masowe nanoplastików w ściekach surowych wynosiło odpowiednio (1) 27.7 µg/L, (2) 18 µg/L i (3) 9.1 µg/L. Dla ścieków oczyszczonych stężenia te spadły do (1) 1 µg/L, (2) 1.4 µg/L i (3) 0.8 µg/L, usuwając tym samym około 96%, 92% i 91%, odpowiednio dla każdej oczyszczalni ścieków (Okoffo i Thomas, 2024). Usunięte cząstki prawdopodobnie gromadzą w wytworzonych osadach ściekowych, co wymaga dalszych badań przedstawiających kumulację nanoplastików w osadach ściekowych.

W celu zrozumienia losów nanoplastików w oczyszczalniach ścieków konieczne jest poznanie niektórych aspektów fizykochemicznych badanych cząstek. Wśród nich wyróżnić możemy: rozmiar, kształt, właściwości powierzchniowe, rodzaj polimeru, który wchodzi w skład badanego tworzywa sztucznego czy interakcję pomiędzy tworzywem sztucznym, a ściekami. Rozmiar jest istotnym czynnikiem, który wpływa na transport, bioakumulację oraz interakcję z materią organiczną w ściekach (Sun i in., 2019).

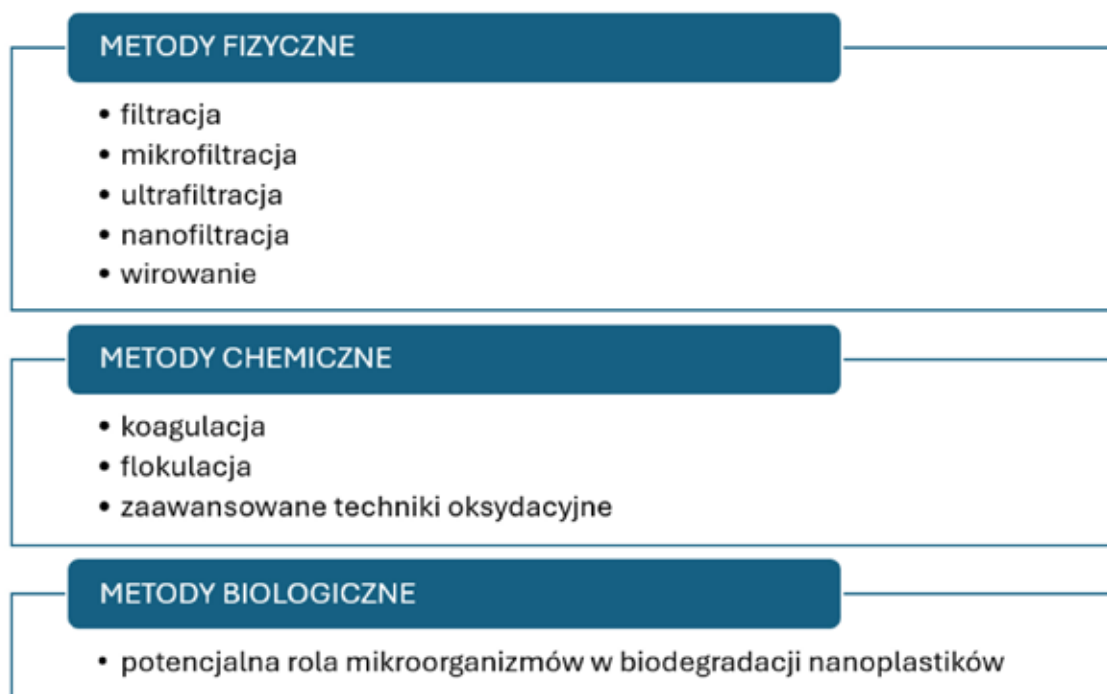
3. Metody usuwania nanoplastików

Usuwanie nanoplastików w oczyszczalniach ścieków polega na zastosowaniu bardziej innowacyjnych technologii. Wśród nich wymienić możemy technologię membranową, biodegradację czy zaawansowane procesy utleniania i filtracji. Obecnie metody te są przedmiotem intensywnych badań na poziomie laboratoryjnym. Wiele z nich znajduje się na wczesnym etapie rozwoju, co oznacza, że chociaż wstępne wyniki są obiecujące, to jednak wymagają one dalszych badań i testów w rzeczywistych warunkach środowiskowych przed ich pełną komercjalizacją w oczyszczalniach ścieków. Stosowane metody usuwania nanoplastików przedstawiono na rysunku 2.

3.1. Metody fizyczne

Zastosowanie nowoczesnych technik filtracyjnych, takich jak filtracja membranowa czy ultrafiltracja, znacząco przyczynia się do poprawy efektywności usuwania nanoplastików. Dzięki swoim specyficznym właściwościom, membrany nano-ultrafiltracyjne wykazują wyższą skuteczność w adsorbowaniu nanoplastików. Takie dopasowanie pozwala na osiągnięcie lepszych wyników w adsorpcji, co z kolei prowadzi do bardziej efektywnego usuwania tych mikroskopijnych zanieczyszczeń.

Pomimo stosunkowo wysokiej skuteczności technologii oczyszczania ścieków, wysiłki badawcze zostały ograniczone do stosunkowo dużych cząstek tworzyw sztucznych (mikroplastików), pozostawiając nanoplastiki poza badanym spektrum wielkości. Murray i Örmeci ocenili skuteczność różnych rozmiarów porów filtra na usuwanie nanoplastików przy użyciu zszyntezowanych cząstek (<400 nm) w celu kontro-



Rys. 2. Podział wybranych metod usuwania nanoplastików

Fig. 2. Breakdown of selected nanoplastic removal methods

lowania eksperymentów. Badane rozmiary porów wynosiły: 0.22 μm , 0.7 μm , 1 μm , 1.6 μm oraz 3 μm . Zgodnie z oczekiwaniami, usuwanie nanoplastików wzrastało wraz ze zmniejszaniem się wielkości porów, a najwyższa skuteczność usuwania nanoplastików wynosiła $92\pm 3\%$ dla porów o wielkości 0.22 μm (Murray i Örmeci, 2020).

Molina i współpracownicy ocenili wydajność mikro – i ultrafiltracji pod kątem usuwania nanoplastików. Zastosowano membranę z chlorowanego polietylenu (wielkość porów 0.4 μm) dla mikrofiltracji oraz dwie różne membrany dla ultrafiltracji (regenerowana celuloza i polietosulfon) do usuwania pojedynczych i mieszanych roztworów polistyrenowych (120 i 500 nm). Wszystkie badane membrany wykazały pomyslnie usuwanie w kierunku pojedynczych roztworów polistyrenowych 120 nm i 500 nm, z wyjątkiem membrany mikrofiltracji, która wykazywała bardzo niski współczynnik usuwania badanych nanoplastików, spowodowany częściowym zatrzymaniem nanoplastików wewnątrz porów membrany (Molina i in., 2023). Membrany filtracyjne mają określony rozmiar porów, który decyduje o ich zdolności do zatrzymywania cząstek o określonych rozmiarach. Nanoplastiki, będące bardzo małymi cząstkami, często są mniejsze niż wielkość porów w typowych membranach filtracyjnych, co pozwala im na przedostawanie się przez filtr (Sutrisna i in., 2024).

Nawet jeśli nanoplastiki są teoretycznie duże na tyle, by zostać zatrzymane przez membranę, ich obecność w dużej liczbie może prowadzić do szybkiego zablokowania porów. To zjawisko, znane jako fouling, zmniejsza efektywność filtracji i może wymagać częstego czyszczenia lub wymiany membrany. Cząstki nanoplastiku posiadają specyficzne właściwości powierzchniowe, takie jak ładunki elektrostatyczne, które mogą wpływać na ich interakcje z materiałem membrany. Interakcje te mogą zarówno zwiększać, jak i zmniejszać efektywność zatrzymywania w zależności od konkretnych warunków (Wan i in. 2022).

Stosowanie metod wirowania do usuwania nanoplastików wymaga odpowiednio dobranych parametrów czasu oraz prędkości wirowania. W zależności od rozmiaru nanoplastików parametry te mogą się różnić, dlatego istotne jest przeprowadzenie serii eksperymentów przy zmiennych parametrach w celu ustalenia warunków optymalnych. W badaniu przeprowadzonym przez Murray'a i współpracowników, głównym celem było zbadanie efektywności usuwania nanoplastików z ścieków za pomocą wirowania. Stosując prędkość wirowania na poziomie 10 000 obr./min (670 800 g) przez okres 10 minut, udało się usunąć $99\pm 1\%$ cząstek nanoplastików (Murray i Örmeci, 2020).

3.2. Metody chemiczne

Metody chemiczne badane pod względem usuwania nanoplastików ze ścieków obejmują różnorodne techniki, które mogą skutecznie redukować obecność tych mikroskopijnych zanieczyszczeń. Jedną z kluczowych metod jest koagulacja i flokulacja.

Badania laboratoryjne skoncentrowane na usuwaniu nanoplastików polistyrenu z wykorzystaniem dwóch koagulantów, chlorohydratu glinu (PAC) oraz poliakryloamidu (PAM), dostarczyły obiecujących wyników. PAC efektywnie eliminuje nanoplastiki polistyrenu, a jego skuteczność jest zależna od form hydrolytycznych glinu oraz stężenia koagulantu. Wprowadzenie PAM znacząco zwiększa rozmiar i gęstość kłaczków, co pozwala na skuteczniejsze wiązanie większej liczby nanoplastików polistyrenowych. W optymalnych warunkach, z użyciem 0.4 g/L PAC i 20 mg/L PAM przy $\text{pH}=8.0$, udało się osiągnąć stopień usuwania na poziomie 98.5%. Jednak obecność kwasów humusowych może ograniczać efektywność procesu przez konkurencyjną adsorpcję z kłaczkami oraz wprowadzenie efektu stabilizacji nanoplastików. Dodatkowo, nadmiar PAM (powyżej 20 mg/L) prowadzi do obniżenia skuteczności usuwania nanoplastików (Zhang i in., 2022).

Flokulacja jest zwykle stosowana w procesach uzdatniania wody pitnej w celu usunięcia drobnych cząstek. Stosuje się ją jednak w procesach oczyszczania ścieków. Flokulacja była w stanie usunąć 88% cząstek nanoplastików (Murray i Örmeci, 2020). W przypadku flokulacji balastowej skuteczność usuwania jest obliczana na poziomie 70%. W ostatnich badaniach zauważono, że flokulacją siarczanem glinu uzyskać może stopień usuwania nanoplastików na poziomie 77-87% (Batool i Valiyavettill, 2021).

Procesy zaawansowanego utleniania (AOP) wykorzystują różne reaktywne formy tlenu, takie jak rodniki hydroksylowe i siarczanowe, do mineralizacji trwałych zanieczyszczeń w środowisku wodnym. Najczęściej stosowane AOP w oczyszczalniach ścieków to utlenianie za pomocą promieniowania UV oraz chlorowanie. Chociaż chlor jest powszechnie używany jako środek dezynfekujący, mikro – i nanocząstki tworzyw sztucznych nie są całkowicie odporne na działanie chloru. Chlorowanie może prowadzić do zwiększenia ich obfitości przez rozpadanie istniejących wiązań i tworzenie nowych wiązań chlorowo-węglowych, co może zwiększać toksyczność i hydrofobowość tych cząstek poprzez lepszą zdolność do adsorpcji szkodliwych zanieczyszczeń (Jeong i in., 2023). Podobnie, promieniowanie UV może powodować oksydację powierzchniową cząstek tworzyw sztucznych, zmieniając ich topografię

i właściwości chemiczne, co prowadzi do łatwiejszego łamania się cząstek na mniejsze fragmenty. Ozonowanie może rozkładać polimery do grup funkcjonalnych zawierających tlen, usuwając znaczną liczbę cząstek tworzących sztucznych i zmieniając ich właściwości fizykochemiczne (Rout i in., 2022). Badania wykazały, że ozonowanie w temperaturze od 35 do 45°C osiąga ponad 90% skuteczność w degradacji cząstek tworzyw sztucznych (Chen i in., 2018).

3.3. Metody biologiczne

Mikroorganizmy mogą odgrywać kluczową rolę w degradacji nanoplastików dzięki ich zdolnościom metabolicznym, które pozwalają na rozkładanie tych trudno rozkładalnych związków. Proces degradacji tworzyw sztucznych obejmuje kilka kluczowych etapów, które katalizowane są przez mikroorganizmy i ich enzymy. Wśród czynników, które wpływają na skuteczność degradacji tworzyw sztucznych wyróżniamy m.in. promieniowanie UV lub foto-oksydację. Mikroorganizmy przyczyniają się do tego procesu zarówno poprzez degradację wewnątrzkomórkową, jak i zewnątrzkomórkową, polegającą na sekwencji enzymów hydrolyzujących tworzywa sztuczne (Tiwari i in., 2020). Pomimo dość obiecujących wniosków mechanizmy oddziaływania pomiędzy powierzchnią tworzyw sztucznych, a mikroorganizmami nie zostały wystarczająco zbadane. W związku z tym, pomimo wysokiego potencjału metod biologicznych w degradacji tworzyw sztucznych, konieczne są dalsze badania nad identyfikacją specyficznych dla tworzyw sztucznych mikroorganizmów i enzymów.

Wnioski

Technologie oparte na procesach fizycznych wydają się być skutecznymi metodami usuwania nanoplastików ze ścieków. Jednakże pomimo wielu zalet, takich jak wysoka efektywność, brak powstających produktów ubocznych czy uniwersalność, cechują się wysokimi kosztami inwestycyjnymi i operacyjnymi, a także problemami z zarządzaniem odpadami, które powstają w trakcie ich użytkowania. Przedstawione w artykule techniki zaawansowanego utleniania, wykazują stosunkowo wysoką efektywność w usuwaniu nanoplastików, jednakże ich stosowanie może prowadzić do powstawania toksycznych produktów pośrednich. Z kolei metody biologiczne, choć są mniej inwazyjne, wymagają długotrwałych badań nad optymalizacją warunków i selekcją odpowiednich mikroorganizmów zdolnych do degradacji nanoplastików. Aktualnie w usuwaniu nanoplastików dominują metody fizyczne. Jednakże, przyszłe innowacje i badania są kluczowe dla rozwoju bardziej zrównoważonych i ekonomicznie efektywnych metod. Rozwój membran o lepszych właściwościach selektywności i trwałości może dodatkowo zwiększyć efektywność usuwania nanoplastików. Najbardziej perspektywiczne wydaje się być połączenie różnych metod usuwania nanoplastików, które pozwoli na zmniejszenie kosztów użytkowania oraz na zwiększenie efektywności całego procesu. Wraz z określeniem metod pozwalających na usuwanie nanoplastików ze ścieków, ważne jest podnoszenie świadomości społecznej na temat wpływu plastikowych opakowań na środowisko oraz promowanie strategii redukcji odpadów, takich jak recykling i ponowne użycie opakowań. Istnieje pilna potrzeba działania w zakresie lepszego monitorowania, regulacji i technologii usuwania nanoplastików.

LITERATURA

- [1] Allan Jacqueline, Belz Susanne, Hoeveler Arnd, Hugas Marta, Okuda Haruhiko, Patri Anil, Rauscher Hubert, Silva Primal, Slikker William, Sokull-Kluettgen Birgit, Tong Weida, Anklam Elke. 2021. Regulatory landscape of nanotechnology and nanoplastics from a global perspective. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 122, 104885
- [2] Batoool Asam, Valiyaveetil Suresh. 2021. Surface functionalized cellulose fibers – a renewable adsorbent for removal of plastic nanoparticles from water. *Journal of Hazardous Materials* 413, 125301
- [3] Cavazzoli Simone, Ferrentino Roberta, Scopetani Costanza, Monperrus Mathilde, Andreattola Gianni. 2023. Analysis of micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: key steps and environmental risk considerations. *Environmental Monitoring and Assessment* 195, 1483
- [4] Chen Rong, Qi Mei, Zhang Guohui, Yi Chenggao. 2018. Comparative experiments on polymer degradation technique of produced water of polymer flooding oilfield. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 113, 012208
- [5] Gigault Julien, Halle Alexandra, Baudrimont Magalie, Pascal Pierre-Yves, Gaudre Fabienne, Phi Thuy-Linh, Hadri El Hind, Grassl Bruno, Reynaud Stephanie. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution* 235: 1030-1043
- [6] Hernandez M. Laura, Yousefi Nariman, Tufenkji Nathalie. 2017. Are There Nanoplastics in Your Personal Care Products? *Environmental Science & Technology Letters* 4 (7): 280-285
- [7] Jeong Yeonsoo, Gong Gyeongtaek, Lee Hye-Jin, Seong Jihye, Hong Won Seok, Lee Changha. 2023. Transformation of microplastics by oxidative water and wastewater treatment processes: A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 443, 130313
- [8] Komisja Europejska. Zalecenie komisji z dn. 18 października 2011r. dotyczące definicji nanomateriału (2011/969/UE). Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L 275 (2011): 38-40
- [9] Koelmas A. Albert, Besseling Ellen, Shim J. Won. 2015. Nanoplastics in the Aquatic Environment. Critical Review. *Marine Anthropogenic Litter* (ed. Bergmann M. i in.), Springer: 325-340
- [10] Luo Yunlong, Naidu Ravi, Feng Cheng. 2024. Toy building bricks as a potential source of microplastics and nanoplastics. *Journal of Hazardous Materials* 471, 134424
- [11] Ma Jie, Chen Fengyuan, Xu Huo, Jiang Hao, Liu Jingli, Li Ping, Chen Chun Ciara, Pan Ke. 2021. Face masks as a source of nanoplastics and microplastics in the environment: Quantification, characterization, and potential for bioaccumulation. *Environmental Pollution* 288, 117748
- [12] Materić Dušan, Kasper-Gielb Anne, Kau Daniela, Anten Marnick, Grelinger Marion, Ludewig Elke, van Sebille Erik, Röckmann Thomas, Holzinger Rupert. 2020. Micro- and Nanoplastics in Alpine Snow: A New Method for Chemical Identification and (Semi)Quantification in the Nanogram Range. *Environmental Science & Technology* 54 (4): 2353-2359
- [13] Mattsson Karin, Jovic Simonne, Doverbratt Isa, Hansson Lars-Anders. 2018. Microplastic Contamination in Aquatic Environments. Chapter 13 - Nanoplastics in the Aquatic Environment (ed. Eddy Y. Zeng), Elsevier: 379-399
- [14] Molina Serena, Ocaña-Biedma Helena, Rodríguez-Sáez Laura, Landaburu-Aquirre Junkal. 2023. Experimental Evaluation of the Process Performance of MF and UF Membranes for the Removal of Nanoplastics. *Membranes* 13, 683
- [15] Mofijur M., Ahmed S.F., Rahman Ashrafur, Siddiki Arifat Yasir S.K., Islam Saiful A.B.M., Shahabuddin M., Ong Chyuan Hwai, Mahlia T.M.I., Diwanroodi F., Show Loke Pau. 2021. Source, distribution and emerging threat of micro- and nanoplastics to marine organism and human health: Socio-economic impact and management strategies. *Environmental Research* 195, 110857
- [16] Monikh Fazel Abdolahpur, Hansen Steffen Foss, Vijver Martina G., Kentin Esther, Nielsen Maria Bille, Baun Anders, Syberg Kristian, Lynch Iseult, Valsami-Jones Eugenia, Peijnenburg J.G.M Willie. 2022. Can Current Regulations Account for Intentionally Produced Nanoplastics? *Environmental Science & Technology* 56 (7): 37-41
- [17] Murray Audrey, Örmeci Banu. 2020. Removal Effectiveness of Nanoplastics (<400 nm) with Separation Processes Used for Water and Wastewater Treatment. *Water* 12, 635
- [18] Okoffo D. Elvis, Thomas V. Kevin. 2024. Mass quantification of nanoplastics at wastewater treatment plants by pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *Water Research* 254, 121379
- [19] Pérez-Reverón Raquel, Alvarez-Méndez J. Sergio, González-Sálamo Javier, Socas-Hernández Cristina, Diaz-Peña J. Francisco, Hernández-Sánchez Cintia, Hernández-Borges Javier. 2023. Nanoplastics in the soil environment: Analytical methods, occurrence, fate and ecological implications. *Environmental Pollution* 317, 120788
- [20] Sun Hongyan, Jiao Ruyuan, Xu Hui, An Guangyu, Wang Dongsheng. 2019. The influence of particle size and concentration combined with pH on coagulation mechanisms. *Journal of Environmental Sciences* 82: 39-46
- [21] Sutrisna Doddy Putu, Riadi Lieke, Buana Pra Cipta, Khoiruddin Khoiruddin, Boopathy Ramaraj, Wenten Gede., Siagian Utjok W.R. 2024. Membrane and membrane-integrated processes for nanoplastics removal and remediation. *Polymer Degradation and Stability* 220, 110635
- [22] Tiwari Neha, Santhiya Deenan, Sharma Gopal Jai. 2020. Microbial remediation of micro-nano plastics: Current knowledge and future trends. *Environmental Pollution* 265, 115044
- [23] ter Halle Alexandra, Jeanneau Laurent, Martignac Marion, Jardé Emilie, Pedrono Boris, Brach Laurent, Gigault Julien. 2017. Nanoplastic in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environmental Science and Technology* 51 (23): 13689-13697
- [24] Wan Hongyi, Shi Ke, Yi Zhiyuan, Ding Peng, Zhuang Linzhou, Mills Rollie, Bhattacharyya Dibakar, Xu Zhi. 2022. Removal of polystyrene nanoplastic beads using gravity-driven membrane filtration: Mechanisms and effects of water matrices. *Chemical Engineering Journal* 450, 138484
- [25] Zhang Yunhai, Wang Xinjie, Li Ying, Wang Hao, Shi Yuexiao, Li Yang, Zhang Yongjun. 2022. Improving nanoplastic removal by coagulation: Impact mechanism of particle size and water chemical conditions. *Journal of Hazardous Materials* 425, 127962