

Stefan ROGOZIŃSKI¹, Bożena MROWIEC²

¹ Water and Sewage Company Ltd. (Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o.), Pokoju 13, Ruda Śląska, Poland

² University of Bielsko-Biala, Institute of Engineering Sciences, Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biala, Poland

ORCID / e-mail:

² 0000-0003-4227-5857 / bmrowiec@ubb.edu.pl

Funkcjonowanie oczyszczalni ścieków komunalnych w aspekcie nowej unijnej dyrektywy ściekowej *Cz. 1: Oczyszczanie ścieków*

Słowa kluczowe:

oczyszczalnie ścieków komunalnych, ścieki komunalne, osady ściekowe, dyrektywa ściekowa, gospodarka o obiegu zamkniętym

Operation of municipal sewage treatment plants in the context of the new EU sewage directive *Part 1: Sewage treatment*

Keywords:

municipal wastewater treatment plants, municipal sewage, wastewater sludge, wastewater directive, circular economy

Abstract

The article presents the key provisions of the new European Parliament directive on municipal wastewater treatment, outlining the directions in which wastewater treatment technologies will need to advance. In line with the principles of the circular economy, municipal wastewater should be regarded as a source for water recovery, raw materials, and energy, both from the wastewater itself and from waste generated during its treatment processes. The quality parameters of treated wastewater necessitate the adoption of increasingly effective technologies for the removal of carbon compounds and nutrients, employing both biological and chemical methods. The elimination of micropollutants, such as pharmaceuticals and microplastics, will require the introduction of an additional treatment stage within municipal wastewater treatment plant systems, incorporating specific processes such as oxidation, adsorption, or filtration. The efficiency of their removal depends primarily on the chemical structure of the pollutants and their resultant physicochemical properties. Another critical aspect of municipal treatment plant operation is energy self-sufficiency and the sustainable management of sewage sludge. In this regard, treatment plants must reduce the energy consumption of technological processes and prioritise the acquisition of energy from renewable sources, including the utilisation of sludge as biofuel. Sewage sludge should also be considered a source of valuable elements, with potential for resource recovery. In light of these considerations, municipal wastewater treatment plants are evolving into production facilities that use sewage as a raw material, with increasingly high processing efficiency and improved removal of both conventional and emerging pollutants. Modern technologies and legal regulations are driving the implementation of such targeted technological solutions.

1. WSTĘP

Obecnie stosowane technologie oczyszczania ścieków komunalnych, w tym wykorzystujące tzw. procesy zaawansowane (APs), umożliwiają osiągnięcie wysokiego stopnia oczyszczenia ścieków, adekwatnego do poziomu wiedzy o zawartych w nich zanieczyszczeniach. Rozpoznawane i charakteryzowane coraz to nowe rodzaje zanieczyszczeń występujących w ściekach wymuszają opracowywanie i wdrażanie nowych procesów i rozwiązań technologicznych, mających na celu zwiększenie efektywności systemów już istniejących.

Prawodawstwo w zakresie gospodarki ściekowej nie pozostaje w tyle za postępem technologicznym. Na różnych szczeblach administracyjnych (krajowych i międzynarodowych) wprowadzane są coraz bardziej rygorystyczne przepisy odnośnie wymaganej jakości oczyszczonych ścieków komunalnych. Nie bez znaczenia jest również czynnik ekonomiczny. Nawet w przypadku istniejących metod eliminacji konkretnych zanieczyszczeń, poszukuje się rozwiązań bardziej skutecznych, tańszych pod względem inwestycyjnym i eksploatacyjnym. Ponadto ścieki komunalne nie są już także traktowane wyłącznie jako odpad. Wykorzystuje się m.in. ich potencjał do produkcji biogazu, przekształcanego następnie w energię elektryczną i ciepłą oraz jako źródło cennych pierwiastków, takich jak np. fosfor. Coraz częściej wskazuje się także możliwości wykorzystania ścieków jako alternatywne źródło wody zarówno użytkowej, jak i pitnej.

Przepisy prawne w zakresie zbierania, oczyszczania i odprowadzania ścieków komunalnych wyznaczała Dyrektywa Rady 91/271/EWG z 21 maja 1991 r. Trzydzieści lat później dokonano jej weryfikacji, uwzględniając szczególnie następujące obszary gospodarki wodno-ściekowej: objęcie regulacjami aglomeracji poniżej 2000 RLM (Równoważnej liczby mieszkańców); uregulowanie kwestii dotyczących przelewów burzowych oraz spływów powierzchniowych; wzmocnienie gospodarki o obiegu zamkniętym w gospodarce ściekowej (ponowne wykorzystanie wody, odzysk cennych biogenów z osadów ściekowych, efektywność energetyczna oczyszczalni); usprawnienia monitorowania i sprawozdawczości z realizacji dyrektywy poprzez usługi cyfrowe oraz określenie nowych standardów dla indywidualnych systemów oczyszczania ścieków. 10 kwietnia 2024 r. Parlament Europejski zatwierdził nowe unijne przepisy dotyczące zbierania, oczyszczania i odprowadzania ścieków komunalnych.

Według nowej dyrektywy ściekowej do 2035 roku ścieki komunalne zostaną poddane wtórnemu oczyszczeniu przed odprowadzeniem ich do środowiska, we wszystkich jednostkach osadniczych obejmujących co najmniej 1000 RLM. Do 2039 r. trzeci stopień oczyszczania ścieków (tj. usuwanie azotu i fosforu) będzie zastosowany we wszystkich oczyszczalniach ścieków o RLM od 150 tys., a do 2045 r. w oczyszczalniach powyżej 10 tys. RLM. Dodatkowy, czwarty stopień oczyszczania – usuwanie mikrozanieczyszczeń – będzie obowiązkowy dla wszystkich obiektów o RLM powyżej 150 tys. (i ponad 10 tys. na podstawie oceny ryzyka) do 2045 r. Do 31 grudnia 2033 roku państwa członkowskie zostały zobowiązane opracować plany zintegrowanego gospodarowania ściekami komunalnymi dla jednostek osadniczych o co najmniej 100 000 RLM. Dodatkowo, do końca 2027 roku, muszą sporządzić i opublikować wykaz obszarów wrażliwych na eutrofizację, zawierający informacje o wrażliwości na fosfor i azot. Poza tym kraje UE są zobowiązane do aktualizowania spisu co sześć lat, począwszy od 31 grudnia 2033 r.

Dyrektywa uwzględnia także ściśle monitorowanie parametrów zdrowia publicznego (tj. wirusów i nowych patogenów), zanieczyszczeń chemicznych, w tym tzw. „wiecznych chemikaliów” (substancji per- i polifluoroalkilowych, PFAS), mikroplastiku oraz oporności na środki przeciwdrobnoustrojowe. Nowa dyrektywa ściekowa wprowadza również rozszerzoną odpowiedzialność producenta na produkty lecznicze stosowane u ludzi oraz produkty kosmetyczne. Ma ona na celu pokrycie przez producentów kosztów czwartego stopnia oczyszczania ścieków

(usuwania mikrozanieczyszczeń ze ścieków komunalnych) w co najmniej 80% i dofinansowanie tego procesu ze środków krajowych. Ponadto kraje członkowskie UE zostały zobowiązane do promowania ponownego wykorzystania oczyszczonych ścieków ze wszystkich oczyszczalni ścieków komunalnych, w stosownych przypadkach, zwłaszcza na obszarach dotkniętych niedoborami wody. Podkreślić należy, że nowa dyrektywa wprowadza też cel osiągnięcia neutralności energetycznej, co oznacza, że do 2045 r. oczyszczalnie ścieków komunalnych o RLM 10 000 i więcej będą musiały wykorzystywać energię ze źródeł odnawialnych wytwarzaną przez te oczyszczalnie lub poza nimi [Dyrektywa PEiR, 2024].

W Polsce wdrażanie do realizacji przepisów dyrektywy ściekowej uwzględniane jest w Krajowym programie oczyszczania ścieków komunalnych (KPOŚK) oraz jego aktualizacjach (AKPOŚK). Program ten obejmuje wykaz aglomeracji, które muszą zostać wyposażone w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków, zgodnie z terminami określonymi w dyrektywie. Jej wdrażanie zostało rozłożone na okres 20 lat i zależeć będzie od aktów delegowanych i wykonawczych, które Komisja Europejska przyjmie w celu doprecyzowania i harmonizacji obowiązków państw członkowskich.

Celem artykułu jest zaprezentowanie kierunków, w jakich będą musiały doskonalić się i rozwijać technologie oczyszczania ścieków komunalnych, uwzględniając nowe wymagania Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych oraz wysoką dynamikę rozwoju społeczno-gospodarczego, zmierzającego do pozyskiwania surowców i energii w procesach związanych z oczyszczaniem ścieków. Artykuł został podzielony na dwie części. Część pierwsza (Cz. 1) obejmuje zagadnienia związane z oczyszczaniem ścieków, natomiast część druga (Cz. 2) problematykę dotyczącą przeróbki osadów ściekowych. W części drugiej zawarto całościowe podsumowanie prezentowanej w artykule problematyki.

2. GOSPODARKA O OBIEGU ZAMKNIĘTYM W KOMUNALNYCH OCZYSZCZALNIACH ŚCIEKÓW

Gospodarka o obiegu zamkniętym (GOZ), określana również gospodarką cyrkulacyjną lub gospodarką zrównoważonego rozwoju, w swojej koncepcji zakłada zastąpienie modelu gospodarki linearnej. W tym, jeszcze powszechnie występującym modelu gospodarki, na bazie surowców powstają produkty, które następnie ulegają przekształceniu w odpady. Ten model gospodarki opiera się na działaniach: „weź – wyprodukuj – zużyj – wyrzucić”. Dlatego gospodarka linearna prowadzi do degradacji środowiska poprzez wyczerpywanie się zasobów naturalnych oraz znaczne zanieczyszczenie środowiska w związku z powstającą dużą ilością odpadów [Kulczycka 2020]. Nowa koncepcja modelu gospodarki, jaką jest gospodarka o obiegu zamkniętym, zakłada przede wszystkim zmniejszenie produkcji odpadów oraz minimalizację użycia zasobów naturalnych i energii.

W zakresie związanym z oczyszczaniem ścieków komunalnych, jako części gospodarki wodno-ściekowej, najbardziej istotnymi są procesy i działania zaprezentowane w Tabeli 1.

W przypadku oczyszczania ścieków obecny stan wiedzy technicznej i technologicznej umożliwia nawet oczyszczenie ścieków do poziomu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, realne może być zatem zastosowanie ścieków jako alternatywnego źródła wody w regionach, gdzie zasoby pierwotne są znacznie ograniczone. Zasadne jest natomiast ponowne użycie wody pozyskanej ze ścieków oczyszczonych do stopnia, w jakim nie spełniają norm stawianych wodzie pitnej, ale poddanych procesom, dzięki którym usunięte są z nich zanieczyszczenia oraz mikroorganizmy. Przeznaczeniem tego typu ścieków może być zastosowanie w rolnictwie do nawadniania lub w przemyśle. Ścieki podczyszczone o kontrolowanej w nich zawartości substancji biogennej, głównie azotu i fosforu, mogą być alternatywą

do stosowania nawozów mineralnych. To zagadnienie obejmuje także ponowne użycie ścieków zawierających substancje biogenne w regionach o ograniczonych zasobach naturalnych (szczególnie w przypadku fosforu).

Tab. 1. Procesy i działania związane z oczyszczaniem ścieków komunalnych w ramach gospodarki o obiegu zamkniętym – opracowanie własne na podstawie Smol i Szoldrowska [2021].

Tab. 1. Processes and activities related to municipal wastewater treatment within the framework of a circular economy – own study based on Smol i Szoldrowska [2021].

Procesy	Działania
OCZYSZCZANIE	Stosowanie efektywnych technologii zapobiegających przedostawaniu się substancji niebezpiecznych do ścieków oraz usuwanie zanieczyszczeń
PONOWNE UŻYCIE	Odzysk wody ze ścieków jako alternatywne źródło wody (w celach niekonsumpcyjnych)
RECYKLING	Odzysk wody ze ścieków jako alternatywne źródło wody (w celach konsumpcyjnych)
ODZYSK	Odzysk surowców i energii z odpadów

Recykling w zakresie gospodarki wodno-ściekowej jest procesem polegającym na poddaniu ścieków kolejnym etapom (stopniom) oczyszczania, a następnie uzdatniania w celu uzyskania parametrów odpowiadających wodzie pitnej. Proces ten wymaga jednak stosowania oczyszczania i uzdatniania wieloetapowego, wykorzystującego m.in. metody membranowe (nanofiltracja, odwrócona osmoza). Wysokie koszty związane z zastosowaniem odpowiednich metod wskazują na takie wykorzystanie ścieków tylko w przypadku deficytu wody pitnej lub braku możliwości innego sposobu ich zagospodarowania.

Odzysk natomiast rozumiany jest nie tylko w ujęciu odzyskiwania wody ze ścieków. Dotyczy przede wszystkim odzysku surowców i energii zarówno ze ścieków, jak i z powstających na poszczególnych etapach ich oczyszczania odpadów. Pierwiastki biogenne, takie jak azot i fosfor, występujące w ściekach w postaci organicznej i mineralnej, mogą być wykorzystane do produkcji nawozów. Szczególnie fosfor może być odzyskiwany na różnych etapach przeróbki osadów ściekowych, od odcieków poprzez odwodnione osady, jak także z popiołów pozostających po termicznym przekształceniu osadów ściekowych [Smol i Szoldrowska 2021].

Aby określić parametry, jakim powinna odpowiadać woda odzyskana ze ścieków zostało wydane rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/741 z dnia 25 maja 2020 r. w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody [Rozporządzenie 2020]. Przepis ten wprowadził regulacje dotyczące wykorzystania odzyskanej wody do nawadniania w rolnictwie. Ustanowionych zostało kilka definicji, istotnych w kontekście oczyszczalni ścieków komunalnych:

- *użytkownik końcowy* – czyli osoba fizyczna lub prawna, wykorzystująca wodę odzyskaną,
- *zakład odzyskiwania wody* – oznaczający oczyszczalnię ścieków komunalnych lub inny zakład, zajmujący się oczyszczaniem ścieków w celu otrzymania wody zdanej do użytku,
- *odzyskana woda* – oczyszczone ścieki komunalne poddane oczyszczaniu w zakładzie odzyskiwania wody,
- *system ponownego wykorzystania wody* – oznaczający infrastrukturę od dopływu do oczyszczalni do punktu wykorzystywania wody do nawadniania.

Wnioskując z powyższych definicji, można przypuszczać, że w przypadku planów odzysku wody do celów związanych z nawadnianiem w rolnictwie, konieczne będzie rozbudowanie właśnie ciągów technologicznych oczyszczalni ścieków komunalnych o systemy umożliwiające uzyskanie wody o określonych parametrach.

Przytoczony przepis ustala także klasy jakości wody odzyskanej oraz procesy technologiczne, jakim ścieki oczyszczone mają być poddane dla każdej z klasy jakości:

- Klasa A – oczyszczanie wtórne, filtracja i dezynfekcja,
- Klasa B – oczyszczanie wtórne i dezynfekcja,
- Klasa C – oczyszczanie wtórne i dezynfekcja,
- Klasa D – oczyszczanie wtórne i dezynfekcja.

Dla klas B, C i D określono taki sam zakres wymaganych procesów technologicznych. Głównym czynnikiem różnicującym te klasy jest wymagana efektywność w usuwaniu zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Jako wskaźnik mikroorganizmów chorobotwórczych przyjęta została ilość bakterii *Escherichia coli* (pałeczki okrężnicy). Wymagania jakości wody dla poszczególnych klas w zakresie ilości bakterii *Escherichia coli* prezentuje Tabela 2.

Tab. 2. Wymagania jakości wody odzyskanej (opracowanie własne na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/741 z dnia 25 maja 2020 r. w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody).

Tab. 2. Recycled water quality requirements (own study based on Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse).

Klasa jakości wody odzyskanej	<i>E. coli</i> (liczba/100 ml)
A	≤ 10
B	≤ 100
C	≤ 1 000
D	≤ 10 000

Taki podział klas jakości oraz wymagania w poszczególnych klasach odnośnie zanieczyszczeń wynika z możliwości stosowania odzyskanej wody do nawadniania zróżnicowanych upraw. Woda o najwyższej klasie jakości może być stosowana do upraw roślin przeznaczonych do spożycia przez ludzi, nie powodując tym zagrożenia zatrucia pokarmowego. Zamierzeniem stosowania wód klasy najniższej są głównie uprawy przemysłowe.

Sposób wykorzystania ścieków oczyszczonych w postaci wody odzyskanej sprecyzowany w przytoczonej regulacji prawnej nie zostanie zaimplementowany na terenie naszego kraju. Po analizie kosztów, głównie kosztów modernizacji oczyszczalni ścieków oraz kosztów budowy infrastruktury związanej z dostawą wody odzyskanej do gospodarstw rolnych, teren naszego kraju został czasowo wyłączony z obowiązywania tego przepisu decyzją Ministra Infrastruktury z dnia 22 czerwca 2023 r. o wyłączeniu obszaru kraju ze stosowania Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/741 z dnia 25 maja 2020 r. w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody odzyskanej ze ścieków.

Inne możliwości wykorzystania wody pozyskanej ze ścieków oczyszczonych to zastosowanie w przemyśle, do celów komunalnych lub do celów środowiskowych. Nie jest to zamknięty katalog opcji, cały czas prowadzone są badania nad różnorodnymi rozwiązaniami. Analizowane są opcje związane nie tylko ze składem chemicznym, czy biologicznym ścieków oczyszczonych, ale także ich właściwościami fizycznymi. Pod względem fizycznym ścieki oczyszczone posiadają właściwości zbliżone do wody.

Zakłady przemysłowe nierzadko wykorzystują jako wodę technologiczną ścieki oczyszczane w przykładowych oczyszczalniach. Takie rozwiązania znajdują zastosowanie w sektorze energetycznym, wykorzystującym wodę do celów chłodniczych. Jako przykład może posłużyć współpraca oczyszczalni ścieków „Dąbrówka Mała” oraz elektrociepłowni w Katowicach. Oszczędności wody wodociągowej wynoszą ok. 1500 tys. m³ rocznie. W przypadku ścieków

z oczyszczalni komunalnych mogą one być alternatywą dla przygotowania wód procesowych dla różnych gałęzi przemysłu. Prowadzone także są badania wykorzystania ścieków oczyszczonych jako składnika betonu i materiałów budowlanych [Krawczyk 2022]. Potencjalnym wykorzystaniem oczyszczonych ścieków komunalnych może być ich zdolność do akumulowania energii w postaci ciepła. Energia cieplna może być pozyskiwana ze ścieków w sposób pośredni lub bezpośredni. W pierwszym przypadku odbywa się to przy pomocy pompy ciepła, w drugim stosuje się dodatkowo wymiennik ciepła [Żogała i in. 2016]. W chwili obecnej w nowych obiektach oczyszczalni ścieków komunalnych mają zastosowanie pompy ciepła służące do podgrzewania ciepłej wody użytkowej. Dolnym źródłem ciepła są w większości przypadków ścieki oczyszczone. Jedną z ostatnich idei jest korzystanie ze ścieków oczyszczonych z komunalnych oczyszczalni ścieków jako nośnika energii w szerszym zakresie. W dobie wysokich kosztów energii elektrycznej, rozpoczyna się poszukiwania remedium pozwalającego na obniżenie tych kosztów w oparciu o zdolności do kumulacji energii, lub wykorzystanie energii potencjalnej ścieków, jak w przypadku elektrowni szczytowo-pompowych i wody.

W celu komunalnym możliwe jest użycie oczyszczonych ścieków poddanych dodatkowo procesom filtracji i dezynfekcji do mycia ulic, torowisk oraz czyszczenia kanalizacji. Dzięki odzyskaniu w ten sposób wody ze ścieków oczyszczonych, zużycie wody pitnej przez Wodociągi Miasta Krakowa zmniejszyło się o ok. 500 tys. m³ rocznie [Poproch 2024]. W celu środowiskowym, oczyszczone ścieki komunalne mogą posłużyć jako zasilanie w wodę sztucznych jezior lub innego rodzaju zbiorników na terenach zurbanizowanych [Krawczyk 2022].

Szerokie spektrum możliwości aplikacji ścieków oczyszczonych w charakterze wody z nich odzyskanej lub jako znaczne zmniejszenie zużycia wody uzdatnionej wskazuje na potencjał rozwoju. Oczyszczone ścieki komunalne nie są już tylko odpadem odprowadzanym do środowiska, ale alternatywą dla zastosowań w miejsce wody będącej zasobem naturalnym. Takie podejście do ścieków integruje się z założeniami modelu gospodarki o obiegu zamkniętym. Zróżnicowane korzystanie wymaga odmiennych procesów obróbki ścieków oczyszczonych, wykraczających często poza powszechne, ogólnie stosowane w oczyszczalniach ścieków procesy oraz metody.

Technologią spełniającą wymagania związane z odnową wody jest technologia biologicznych reaktorów membranowych (MBR). Jest ona jedną z nowoczesnych i najbardziej dynamicznie rozwijających się technologii oczyszczania ścieków. Jedną z głównych zalet jest możliwość rozbudowania istniejących komunalnych oczyszczalni ścieków, działających w klasycznym układzie osadu czynnego, o technologię MBR. Układ technologiczny składa się z reaktora biologicznego z osadem czynnym oraz membran mających za zadanie separację ciał stałych. W celu separacji zastosować można mikro- lub ultrafiltrację, w zależności od pożądanych parametrów ścieków oczyszczonych. Początki tej technologii zaczęły się w latach 60. ubiegłego wieku i związane są z dostępnością membran. Pierwotnym zastosowaniem były oczyszczalnie przemysłowe, jednakże po próbach w 1989 r. związanych z zanurzeniem membran w reaktorze biologicznym, zaczęto rozwijać ten proces w kierunku oczyszczania ścieków komunalnych. W przeciwieństwie do tradycyjnych układów technologicznych z osadem czynnym, nie ma konieczności stosowania osadnika wtórnego. Umożliwia to utrzymanie większego stężenia biomasy oraz większego obciążenia reaktora, a co za tym idzie, większej efektywności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków [Dymaczewski 2011]. Dzięki takim rozwiązaniom efekty jakości ścieków oczyszczonych, jakie można uzyskać, są o wiele lepsze niż w konwencjonalnych układach oczyszczania. Ze względu na membranę stanowiącą barierę dla mikroorganizmów w osadzie czynnym, jakość ścieków jest porównywalna pod względem mikrobiologicznym do ścieków po procesie wstępnej dezynfekcji [Witkowska 2009]. Wadami tego rozwiązania są jednak wyższe koszty inwestycyjne w porównaniu do układów oczyszczania z osadnikami wtórnymi oraz wysokie koszty eksploatacyjne związane z wymianą membran.

Występuje także konieczność budowy dodatkowych instalacji do okresowego przedmuchiwania lub płukania wstecznego zanieczyszczonych membran. Zastosowanie tej technologii powinno wynikać z oczekiwanych parametrów ścieków oczyszczonych, w przypadku, gdy nie da się ich do tego stopnia oczyścić innymi metodami lub osiągnięcie tych efektów będzie ekonomicznie nieuzasadnione.

3. OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW W PROCESIE OSADU CZYNNEGO

3.1. Technologia osadu granulowanego

Klasyczny osad czynny jest kłaczkowatą zawiesiną złożoną z żywych i martwych mikroorganizmów. Bakterią, którą uważa się za zdolną do tworzenia struktury osadu ze względu na zdolność do wydzielania śluzu jest *Zooglea ramigera*. Przyjmuje się, że także inne bakterie wchodzące w skład osadu czynnego są zdolne do wydzielania śluzu mającego wpływ na tworzenie się kłaczkowatej struktury. Do podstawowych bakterii występujących w osadzie czynnym należą: *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas putida*, *Achromobacter*, *Bacillus* sp., *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* i inne. Główną funkcją bakterii znajdujących się w osadzie jest rozkład związków organicznych do prostych związków mineralnych. W osadzie czynnym znajdują się także inne mikroorganizmy, jak orzęski, wiciowce, wrotki, nicienie, a ich rolą jest także tworzenie kłaczków osadu. W składzie osadu czynnego można też znaleźć mikroorganizmy nitkowate, jak np. *Microthrix parvicella*, *Sphaerotilus natans* i inne, których nadmierny rozwój może prowadzić do zjawiska pęcznienia osadu znacznie obniżającego jego zdolności sedymentacyjne. Początkowo założeniem zastosowania metody osadu czynnego było usuwanie ze ścieków związków węgla w napowietrzanych komorach osadu czynnego. Obecnie, kiedy w procesach oczyszczania ścieków wymagane jest także usuwanie związków azotu i fosforu, konieczne jest stosowanie reaktorów biologicznych zapewniających odpowiednie warunki tlenowe, beztlenowe i niedotlenione dla prawidłowego przebiegu procesów nityfikacji, denityfikacji oraz usuwania fosforu na drodze biologicznej. W celu zwiększenia efektywności usuwania związków azotu często stosuje się recyrkulację wewnętrzną osadu czynnego w sposób zależny od zastosowanego układu oczyszczania ścieków. Stężenie tlenu w komorze tlenowej obecnie zwykle waha się w zakresie od 0,5 do 3,0 mgO₂/dm³ w zależności od zastosowanego systemu. Najczęściej zawartość suchej masy (s.m.) osadu czynnego w reaktorze biologicznym zawiera się w przedziale od 1,5 do 3 g_{s.m.}/dm³ [Dymaczewski 2011].

W świetle konieczności oszczędzania energii oraz zwiększania efektywności oczyszczalnia ścieków komunalnych w zakresie usuwania biogenów, poszukiwane są nowe oraz rozwijane już stosowane rozwiązania technologiczne łączące takie założenia. Jedną z interesujących technologii jest technologia tlenowego granulowanego osadu czynnego. Została ona opracowana w Holandii oraz wdrożona jako Nereda® w 1914 r. Początkowym założeniem zastosowania tej technologii było oczyszczanie ścieków przemysłowych. W chwili obecnej na całym świecie, w tym i w Polsce, funkcjonują oczyszczalnie ścieków komunalnych działające w oparciu o tę technologię. Układ technologiczny, w którym ta technologia jest możliwa do zastosowania to sekwencyjne reaktory porcjowe SBR. W obiektach, gdzie ścieki są oczyszczane tą technologią uzyskuje się bardzo wysoki stopień redukcji związków biogenych: azotu ogólnego do wartości poniżej 5 mg/dm³, fosforu ogólnego do wartości poniżej 0,3 mg/dm³. Oszczędności w zakresie zużycia energii elektrycznej wynoszą ok. 30%, w porównaniu do klasycznych układów oczyszczania z osadem czynnym [Stawiński 2016].

Konwencjonalne układy oczyszczania ścieków wymagają osadnika wtórnego jako etapu służącego separacji osadu. Ciecz nadosadowa jest najczęściej w tym stadium odprowadzana do odbiornika. Osad jest odprowadzany z dna osadnika jako osad recyrkulowany

(zawracany do reaktora biologicznego lub w starych systemach komory napowietrzania) lub jako nadmierny usuwany z układu i poddawany dalszej przeróbce. Układy takie są bardzo wrażliwe na zmiany obciążenia zarówno hydraulicznego (związanego z dopływem ścieków opadowych), jak i obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (zrzuty silnie zanieczyszczonych ścieków). W sytuacjach takich występują problemy zarówno z prawidłowym przebiegiem procesu oczyszczania ścieków (niższa efektywność usuwania zanieczyszczeń), jak i z sedymentacją osadu czynnego w osadniku wtórnym (wynoszenie osadu w osadniku wtórnym i przedostawanie się zawiesiny do odpływu z oczyszczalni). W reaktorach SBR z granulowanym osadem czynnym wszystkie procesy oczyszczania zachodzą w jednym reaktorze. W zależności od fazy cyklu występują: napełnianie/odprowadzanie, reakcje biochemiczne/napowietrzanie, sedymentacja. Skutki różnicowania obciążeniem hydraulicznym oraz ładunkiem zanieczyszczeń można zniwelować regulacją długości czasu trwania poszczególnych faz procesu. Jedną z charakterystycznych i najbardziej pożądaną cech osadu granulowanego jest jego bardzo dobra zdolność do sedymentacji. Indeks objętościowy osadu, czyli parametr na podstawie którego określa się zdolności sedymentacyjne osadu ustala się po czasie opadania 30 minut. W przypadku osadu granulowanego, wartość indeksu objętościowego osadu uzyskana po 15 minutach nie odbiega od wartości po upływie 30 minut, co świadczy o bardzo dobrych właściwościach sedymentacyjnych [Stawiński 2016].

3.2. Technologie usuwania azotu ze ścieków i odcieków pofermentacyjnych

Ścieki komunalne dopływające do oczyszczalni ścieków nie są dla układów technologicznych jedynym obciążeniem. W przypadku, kiedy w oczyszczalni ścieków komunalnych ma zastosowanie fermentacja metanowa, dodatkowym i istotnym źródłem zanieczyszczeń dla układu oczyszczalni są odcieki pofermentacyjne. Określa się tak ciecze powstające w procesach przeróbki (zagęszczania oraz odwadniania) osadów po procesie fermentacji. Pomimo niewielkiej ich ilości: 0,5–3% strumienia ścieków, stężenie azotu amonowego w odciekach może wynosić nawet do 30% wartości w przeliczeniu na ładunek azotu amonowego doprowadzanego w ściekach surowych [Krawczyk 2022].

Usunięcie dodatkowej, tak znacznej ilości azotu w podstawowym ciągu technologicznym wymagałoby dostarczenia dużej ilości dodatkowego powietrza do napowietrzania w procesie nityfikacji, zwiększenia objętości reaktorów biologicznych oraz dodatkowego źródła węgla niezbędnego do prawidłowego przebiegu procesu denityfikacji. W związku z tym stosuje się dodatkowe tzw. boczne ciągi technologiczne, których przeznaczeniem jest obniżenie stężenia azotu w tych odciekach. Dopiero po podczyszczeniu w ciągu bocznym, odcieki te trafiają do głównego ciągu oczyszczania ścieków [Barbusiński 2016a].

Jedną z powszechnie używanych do tego celu technologii jest technologia Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation). Została ona wynaleziona w 1995 r. Proces usuwania azotu zachodzi w tej technologii dwuetapowo. W pierwszym, w warunkach tlenowych następuje częściowa nityfikacja azotu amonowego do azotanów(III). W drugim, w warunkach beztlenowych amoniak utleniany jest powstałymi wcześniej azotanami(III) do azotu cząsteczkowego. Ze względu na właściwości bakterii biorących udział w procesie, które zużywają dwutlenek węgla – nie jest potrzebne źródło węgla zewnętrznego [Mazurkiewicz 2012].

Bakterie odpowiedzialne za prowadzenie tego procesu to m.in. bakterie grupy *Planctomycelates* nazwane bakteriami anammox, od czego pochodzi także nazwa procesu [Mazurkiewicz 2012]. Przykładowe dane eksploatacyjne z jednej z oczyszczalni ścieków komunalnych wskazują na optymalne stężenie biomasy na poziomie $6 \text{ g}_{\text{s.m.}}/\text{dm}^3$. Prawidłowy proces zachodzi przy niskich stężeniach tlenu poniżej $0,5 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, gdyż uważa się, że tlen jest jednym z inhibitorów tego procesu. Aby temu zapobiec stosuje się przerywane napowietrzanie

[Miksch i in. 2015]. Bakterie te posiadają charakterystyczną czerwoną barwę [Biedrzycka 2016]. Innym parametrem warunkującym prawidłowy przebieg tego procesu jest odczyn, który powinien zawierać się w przedziale 7,5 do 8,5 pH [Tomaszewski i in. 2017]. Podając jako przykład instalację do usuwania azotu z odcieków w oparciu o technologię Anammox, zainstalowaną na oczyszczalni ścieków Kujawy w Krakowie, uzyskana efektywność usuwania azotu wynosiła powyżej 80%. Zastosowano tam reaktor o objętości 432 m³, zaprojektowany na usuwanie azotu w ilości 250 kgN/d [Biedrzycka 2016].

Wśród zalet tej technologii należy wymienić przede wszystkim zmniejszenie zużycia tlenu o blisko 60% w porównaniu do klasycznej nitryfikacji i denitryfikacji. Do wad należy długi czas rozruchu reaktorów wynoszący od 270 do 400 dni [Miksch i in. 2015]. Na podstawie początkowych doświadczeń twierdzono, że optymalną temperaturą dla prawidłowego przebiegu procesu Anammox jest temperatura powyżej 25°C. Jednakże dalsze badania wskazały, że z powodzeniem w przypadku ścieków komunalnych można prowadzić ten proces w temperaturze 15°C [Tomaszewski i in. 2017]. Postęp w rozwoju tego procesu może w przyszłości pozwolić na zastosowanie tej technologii w ciągu głównym komunalnych oczyszczalni ścieków.

Innym procesem mającym zastosowanie przy oczyszczaniu odcieków pofermentacyjnych jest proces SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite). Zasada tego procesu opiera się na utlenieniu azotu amonowego do azotanów(III), a następnie denitryfikacji do azotu gazowego. Proces zachodzi w reaktorze o ciągłym przepływie i pełnym wymieszaniu bez recyrkulacji osadu. Wykorzystuje on zjawisko wymywania bakterii drugiego etapu nitryfikacji (utleniania azotanów(III) do azotanów(V)) z układu oraz zapewnienia wzrostu mikroorganizmom biorącym udział w pierwszym etapie nitryfikacji. Warunki takie uzyskuje się przy utrzymaniu temperatury na poziomie ok. 30°C oraz niskim wieku osadu. Wiek osadu, jaki stosuje się w tej metodzie wynosi ok. 1 doby. Umożliwia to wymywanie z układu bakterii nitrifikacyjnych odpowiedzialnych za utlenianie azotanów(III) do azotanów(V). Zachowanie odpowiedniej temperatury jest konieczne ze względu na dużo wyższy przyrost bakterii *Nitrosomonas* odpowiedzialnych za utlenianie azotu amonowego do azotanów(III), niż bakterii *Nitrobacter* odpowiedzialnych za prowadzenia drugiego etapu nitryfikacji. Efektywność usuwania azotu amonowego przy zastosowaniu technologii opierającej się na procesie SHARON w kilku oczyszczalniach ścieków komunalnych w Holandii wyniosła pomiędzy 85 a 95% [Kubacki i Borowski 2014]. Dzięki zastosowaniu tego procesu można osiągnąć zmniejszenie zapotrzebowania na tlen o 25% oraz na węgiel organiczny o 40% w porównaniu do konwencjonalnych układów nitryfikacji i denitryfikacji [Constantine i in. 2005].

Kolejnym procesem umożliwiającym oczyszczanie ścieków o dużym ładunku azotu amonowego jest proces CANON (Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite). W tym przypadku w jednym reaktorze zachodzą procesy nitryfikacji i Anammox. W przebiegu tego procesu następuje utlenianie azotu amonowego do azotanów(III) przy kontrolowanym napowietrzaniu. Najnowsze doświadczenia w stosowaniu tego procesu wskazują, iż optymalnym stężeniem tlenu jest stężenie mieszające się w przedziale 1,0–1,2 mgO₂/dm³ przy cyklach napowietrzania trwających 20 minut oraz 20-minutowych przerwach pomiędzy nimi [Qion-qiong i in. 2024]. Czynnikiem zapobiegającym rozwojowi bakterii drugiego etapu nitryfikacji jest wolny amoniak [Mazurkiewicz 2012]. Mechanizm ten zachodzi w temperaturze utrzymującej się w przedziale 30–35°C. Efektywność usuwania azotu możliwa do uzyskania, przy zastosowaniu tego procesu wynosi ok. 92%. W procesie CANON nie jest konieczne dostarczanie węgla organicznego z zewnątrz. Charakteryzuje się niską emisją dwutlenku węgla, a także zastosowanie tego procesu umożliwia obniżenie zużycia energii elektrycznej do 50% [Krawczyk 2022].

Następnym procesem godnym uwagi jest proces BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced). Proces opiera na zawracaniu części osadu nadmiernego z osadnika wtórnego do dodatkowego reaktora nityfikacyjnego, do którego doprowadzane także są odcieki pofermentacyjne. W warunkach wysokiej temperatury i wysokiego stężenia azotu amonowego następuje wzrost wydajności bakterii nityfikacyjnych. Osad z reaktora nityfikacyjnego jest doprowadzany na początek układu biologicznego oczyszczania. Główną zaletą w tym procesie jest skrócenie wieku osadu przy maksymalnej nityfikacji. Dodatkowo proces ten poprawia efektywność usuwania azotu w głównym ciągu oczyszczania ścieków [Beylier i in. 2011].

Ostatnim z prezentowanych procesów jest proces DEMON (DE-amMONnification). Zasada tego procesu opiera się na częściowej nityfikacji oraz deamonifikacji z zastosowaniem Anammox. Oba procesy zachodzą w reaktorze typu SBR. Charakterystyczna dla tego procesu jest ścisła kontrola pH. Parametr ten wykorzystywany jest do sterowania napowietrzaniem. Zostaje ono uruchomione w przypadku wzrostu pH ponad górną wartość graniczną osiąganą w wyniku działania procesu Anammox. Po włączeniu napowietrzania zachodzi pierwszy etap nityfikacji. Napowietrzanie jest prowadzone do uzyskania dolnej wartości pH wynikającej z utleniania azotu amonowego do azotanów(III). Przedział pH przy sterowaniu tym procesem wynosi od 6,69 do 6,71 pH. Maksymalna wartość stężenia tlenu powinna mieścić się w zakresie od 0,3 do 0,5 mgO₂/dm³. Ze względu na powolny przyrost bakterii anammox, wiek osadu wynosi ok. 20 dni [Barbusiński 2016a, 2016b]. Kluczowym elementem w technologii wykorzystującej proces DEMON jest zastosowanie hydrocyklonu umożliwiającego separację bakterii odpowiedzialnych za przeprowadzenie procesu Anammox [Barbusiński 2016b]. Zastosowanie tego procesu umożliwia uzyskanie oszczędności w porównaniu do klasycznych metod opartych o nityfikację i denityfikację wynoszących do 25% zapotrzebowania na tlen i 40% zapotrzebowania na węgiel organiczny. Do wad tego rozwiązania zalicza się wolny przyrost bakterii biorących udział w procesie Anammox [Barbusiński 2016a, 2016b].

Przedstawione powyżej procesy nie stanowią w pełni kompletnego zbioru znanych metod związanych z usuwaniem azotu z odcieków pofermentacyjnych, ale prezentują sposoby i technologie podlegające ciągłemu rozpoznawaniu, rozwojowi i udoskonalaniu. Prezentacja tych konkretnych procesów uwzględnia głównie ich istotne zalety. W przypadku wszystkich przedstawionych procesów uzyskuje się wysoką efektywność szczególnie usuwania azotu oraz znaczne obniżenie kosztów energii elektrycznej związanej z napowietrzaniem ścieków w porównaniu do układów konwencjonalnych. Zaprezentowane rozwiązania mogą być pomocne w osiągnięciu samowystarczalności energetycznej oczyszczalni ścieków komunalnych.

4. MIKROZANIECZYSZCZENIA W ŚCIEKACH KOMUNALNYCH

Do kanalizacji trafia coraz więcej nowych i różnorodnych substancji chemicznych, np. z leków, środków higieny osobistej czy chemii gospodarczej. Obecnie zarejestrowano ponad 350 tys. chemikaliów i ich mieszanin, które są wykorzystywane w produkcji przemysłowej oraz codziennym użytkowaniu przez konsumentów [Yunqiao i in. 2019]. Wiele z nich ostatecznie trafia do ścieków komunalnych i przemysłowych, stanowiąc rosnące wyzwanie dla oczyszczalni. Mikrozanieczyszczenia to substancje, które w ściekach pojawiają się w dość niskich stężeniach, przez co wydają się stosunkowo niegroźne. Jednak związki te stopniowo kumulują się w oczyszczalniach ścieków i w środowisku. Nowoczesne metody analityczne pozwalają na wykrywanie nowych związków chemicznych w bardzo niskich stężeniach oraz skomplikowanych matrycach. Jednak wiedza odnośnie długoterminowych konsekwencji środowiskowych i zdrowotnych oddziaływania tego typu substancji wciąż jest w dużym stopniu niewyjaśniona. Mikrozanieczyszczenia obecne w wodach naturalnych można podzielić na naturalne (geolo-

giczne) oraz obce (antropogeniczne). Inny podział różnicuje mikrozanieczyszczenia na nieorganiczne i organiczne. Biorąc pod uwagę miejsce powstawania, dzieli się mikrozanieczyszczenia na pierwotne i wtórne. Zanieczyszczenia pierwotne to takie, które są obecne w wodach naturalnych, z kolei wtórne, to powstające w procesach oczyszczania wody [Świdarska-Bróż 1993]. Według dyrektywy ściekowej "mikrozanieczyszczenie" oznacza substancję zdefiniowaną w art. 3 pkt 1 rozporządzenia (WE) nr 1907/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady, w tym jej produkty rozpadu, która jest zwykle obecna w środowisku wodnym, ściekach komunalnych lub osadzie i którą można uznać za niebezpieczną dla środowiska lub zdrowia ludzkiego na podstawie odpowiednich kryteriów określonych w częściach 3 i 4 załącznika I do rozporządzenia (WE) nr 1272/2008 nawet w niskich stężeniach [Dyrektywa PEiR 2024].

Wśród zanieczyszczeń antropogenicznych można wymienić wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, substancje powierzchniowo czynne, cząstki promieniotwórcze, a także farmaceutyki, pestycydy, inhibitory korozji oraz substancje zaburzające wydzielanie dokrewne [Miksch i in. 2016]. Do mikrozanieczyszczeń antropogenicznych zalicza się również mikroplastiki (MPs), czyli cząstki tworzyw sztucznych o wymiarach 1-5000 μm [Mrowiec 2018, Bogdanowicz 2022]. Nie są to jednak wszystkie rozpoznane grupy mikrozanieczyszczeń – w miarę rozwoju nauki ich katalog wciąż się powiększa. Stężenia tych substancji w wodach są w większości przypadków niskie, jednakże stanowią one zagrożenie ze względu ich odporności na biodegradację oraz negatywny wpływ na organizmy żywe. Jako główne źródło tego typu zanieczyszczeń uznaje się oczyszczalnie ścieków komunalnych. Większość obecnie funkcjonujących komunalnych oczyszczalni ścieków nie została zaprojektowana w celu usuwania tego typu zanieczyszczeń [Miksch i in. 2016, Mrowiec 2018].

Przyjęta 5 listopada 2024 r. dyrektywa ściekowa UE zakłada rozszerzoną odpowiedzialność producenta za produkty wprowadzane na rynek, co przekłada się na podejście „zanieczyszczający płaci”. Zgodnie z tą zasadą m.in. producenci kosmetyków, leków, środków chemicznych będą musieli wziąć na siebie część kosztów usuwania mikrozanieczyszczeń ze ścieków. Zmiany w tym zakresie mają być wprowadzane do 2035 r. Według nowej dyrektywy niektóre, duże oczyszczalnie ścieków muszą wziąć pod uwagę czterostopniowe oczyszczanie ścieków, tj. usuwanie szerokiego spektrum mikrozanieczyszczeń. Zgodnie z fragmentem dyrektywy „Do 2035 roku ścieki komunalne zostaną poddane wtórnemu oczyszczeniu przed wprowadzeniem ich do środowiska, we wszystkich aglomeracjach o wydajności co najmniej 1000 RLM. Do 2039 r. trzeci stopień oczyszczania (tj. usuwanie azotu i fosforu) będzie stosowany we wszystkich oczyszczalniach ścieków o RLM od 150 tys., a do 2045 r. w oczyszczalniach powyżej 10 tys. RLM. Dodatkowy, czwarty stopień oczyszczania mikrozanieczyszczeń będzie obowiązkowy dla wszystkich podmiotów o RLM powyżej 150 tys. (i ponad 10 000 RLM na podstawie oceny ryzyka) do 2045 r.” [Dyrektywa PEiR 2024].

4.1. Usuwanie mikroplastików ze ścieków

Termin „plastik” jest uogólnionym określeniem tworzyw sztucznych, wytworzonych przez człowieka, nie występujący w przyrodzie. W chwili obecnej stanowi on jedno z głównych zanieczyszczeń środowiska naturalnego, w tym środowiska wodnego, oraz stwarza istotne zagrożenie dla jego organizmów. Różnymi sposobami, takimi jak zbieranie, czy segregacja odpadów, można ograniczyć przedostawanie się plastiku do środowiska. Poprzez jego wtórne wykorzystanie można także ograniczyć ilości nowo wytwarzanych tworzyw sztucznych. Mikroplastiki pochodzą z opakowań plastikowych, występują w produktach kosmetycznych, środkach czyszczących, farbách czy tkaninach syntetycznych. Duża ilość mikroplastików uwalnia się do wody podczas prania odzieży z tworzyw sztucznych (np. polaru, nylonu, poliestru), trafiając w ten sposób do ścieków [Mrowiec 2021]. W komunalnych oczyszczalniach ścieków

mikroplastiki wraz z innymi zanieczyszczeniami stałymi są usuwane na etapie mechanicznego i biologicznego oczyszczania ścieków, jak również w trakcie realizacji trzeciego stopnia, tzw. doczyszczania ścieków. W zależności od charakterystyki fizyczno-chemicznej cząstek MPs oraz stosowanej technologii oczyszczania ścieków możliwa jest eliminacja zanieczyszczeń o bardzo małych wymiarach, nawet poniżej 1 μm , a za najbardziej efektywne uważa się bioreaktory membranowe. Zastosowanie zróżnicowanych i wielostopniowych technologii oczyszczania ścieków daje możliwość eliminacji MPs nawet w zakresie 98–100% [Mrowiec 2018, Habib i in. 2020, Bodzek i Pohl 202, Mrowiec 2023].

4.2. Usuwanie farmaceutyków ze ścieków

Zgodnie z nowymi przepisami dyrektywy ściekowej, oczyszczalnie ścieków komunalnych oczyszczające ładunek zanieczyszczeń dla aglomeracji o wielkości co najmniej 100 tys. RLM, do 2035 r. będą zapewniały minimalny 80% stopień usuwania substancji organicznych zawartych w Tabeli 3.

Tab. 3. Zestawienie substancji organicznych wskazanych do usuwania w procesie oczyszczania ścieków – opracowanie własne na podstawie Łuszczek [2024].

Tab. 3. List of organic substances recommended for removal in the wastewater treatment process – own study based on Łuszczek [2024].

Kategoria 1	Kategoria 2
amisulpryd	beznotriazol
karbamazepina	kandesartan
citalopram	irbesartan
klarytromycyna	mieszanina 4-metylobenzotriazolu i 6-metylobenzotriazolu
diklofenak	
hydrochlorotiazyd	
metoprolol	
wenlafaksyna	

Stopień redukcji stężenia oblicza się dla co najmniej sześciu z wymienionych w tabeli substancji, przy czym liczba substancji z 1 kategorii musi być dwa razy większa od liczby substancji z kategorii 2. Do oceny spełnienia wymagań jest brana pod uwagę średnia procentowa z wartości usuwania substancji, które zostały wykorzystane w obliczeniach.

Zarówno na świecie, jak w Polsce prowadzono badania usuwania farmaceutyków na próbnym instalacjach w oczyszczalniach ścieków komunalnych, stosując różne metody [Łuszczek 2024]:

- zastosowanie pylistego węgla aktywnego, sedymentacja i filtracja,
- ozonowanie i filtracja,
- zastosowanie pylistego węgla aktywnego i filtracja.

W Polsce badania z instalacją do usuwania farmaceutyków prowadzono na oczyszczalni ścieków komunalnych w Jaworznie. Ścieki oczyszczone poddawane były ozonowaniu, następnie filtracji w filtrze piaskowym i węglowym oraz dezynfekcji promieniowaniem UV. Efektywność usuwania badanych substancji (m.in. karbamazepiny i diklofenaku) uzyskano na poziomie ponad 80% [Stepa 2022]. Wysoką efektywność eliminacji farmaceutyków uzyskuje się także przy

zastosowaniu technologii biologicznych reaktorów membranowych (MBR). W przypadku diklofenaku uzyskano 87,4% redukcji, problem stanowi jednak karbamazepina, której stężenia nie dało się zredukować [Wontorska i Wąsowski 2018].

Jak wspomniano powyżej, mikrozanieczyszczenia występują w ściekach komunalnych zazwyczaj w stężeniach poniżej 100 mg/dm³. Efektywność ich usuwania zależy w głównej mierze od budowy chemicznej cząsteczki i wynikających stąd właściwości fizykochemicznych. Występują mikrozanieczyszczenia trudne do usunięcia ze ścieków (<5%), a także takie, których poziom usunięcia jest wysoki i przekracza 80%. Konwencjonalne, obecnie funkcjonujące mechaniczno-biologiczne oczyszczalnie ścieków nie są w stanie zapewnić wysokiego poziomu usunięcia nawet tych najpowszechniej występujących mikrozanieczyszczeń w ściekach komunalnych. W niektórych krajach europejskich (Niemcy, Szwajcaria) oczyszczalnie ścieków komunalnych już pracują z dodatkowym stopniem oczyszczania, wykorzystując procesy ozonowania czy adsorpcji na węglu aktywnym celem uzyskania odpowiedniej jakości ścieków oczyszczonych, nie tylko w odniesieniu do usuwania pierwiastków biogennych, ale także mikrozanieczyszczeń [Liwarska-Bizukojć i Klink, 2016]. Inne procesy wykorzystujące np. utlenianie metodami APs czy filtrację membranową są nadal poddawane badaniom, ponieważ nie są jeszcze opłacalne ekonomicznie dla oczyszczalni ścieków.

Informacja od redakcji / Information from the editors

Część 2 artykułu, dotycząca przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych, zostanie opublikowana w woluminie 10(30)

Part 2 of the article, on sludge treatment and management, will be published in volume 10(30)

LITERATURA

- Barbusiński K. 2016a. Innowacyjna technologia oczyszczania odcieków pofermentacyjnych. *Napędy i Sterowanie*, 18, 1, 46–50.
- Barbusiński K. 2016b. Innowacyjne technologie oczyszczania ścieków komunalnych – kierunki rozwoju. *Napędy i Sterowanie*, 18, 1, 40–45.
- Bodzek M., Pohl A. 2022. Removal of microplastics in unit processes used in water and wastewater treatment: a review. *Archives of Environmental Protection*, 48, 4, 102–128.
- Beylier R., Balaguer M., Colprim J., Pellicer-Nacher C., Ni B-J., Smets B., Sun S-P., Wang R-C. 2011. Biological nitrogen removal from domestic wastewater. [W:] Murray M-J. (red.) *Comprehensive Biotechnology*. Elsevier B.V., 330–340.
- Biedrzycka A. 2016. Mniej azotu w ściekach z krakowskiej Nowe Huty. *Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne*, 65, 34–38.
- Bogdanowicz A. 2022. Mikroplastiki – czy są dla nas szkodliwe? *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, 5, 12–15.
- Constantine T., Shea T., Johnson B. 2005. Newer approaches for treating return liquors from anaerobic digestion. Materiały konferencyjne IWA: *Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Rycycle Streams*, LEMTECH Konsulting, Kraków, 455–464.
- Dymaczewski Z. (red.) 2011. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. PE-CONS 85/1/24 REV.
- Habib R.Z., Thiemann T., Al Kendi R. 2020. Microplastics and Wastewater Treatment Plants - A Review. *Journal of Water Resource and Protection*, 12, 1–35.
- Krawczyk Ł. (red.) 2022. Kierunki rozwoju komunalnych oczyszczalni ścieków – innowacyjne rozwiązania w obliczu gospodarki cyrkularnej. Instytut Ochrony Środowiska Państwowy Instytut Badawczy, Wrocław.
- Kubacki P., Borowski S. 2014. Charakterystyka fizyczno-chemiczna i metody oczyszczania odcieku pofermentacyjnego. *Przemysł Chemiczny*, 93, 4, 528–530.
- Kulczycka J. 2020. Wskaźniki monitorowania gospodarki o obiegu zamkniętym. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, Kraków.
- Liwarska-Bizukojć E., Klink M. 2016. Usuwanie mikrozanieczyszczeń ze ścieków komunalnych. *Technologia Wody*, 1, 45, 48–51.

- Łuszczek B. 2024. Nowelizacja dyrektywy ściekowej – już wiemy co nas czeka. Konferencja Eksploatatorzy dla Eksploatatorów, Opole.
- Mazurkiewicz M. 2012. Usuwanie związków azotu ze ścieków w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego*, 147, 5–15.
- Miksch K., Cema G., Felis E., Sochacki A. 2015. Nowoczesne techniki i technologie inżynierii środowiska. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 833–857.
- Miksch K., Felis E., Kalka J., Sochacki A., Drzymała J. 2016. Mikrozanieczyszczenia w środowisku – występowanie, interakcje, usuwanie. Monografia. Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, Koszalin.
- Mrowiec B. 2018. The role of wastewater treatment plants in surface water contamination by plastic pollutants. *E3S Web of Conferences*, 45, 00054, 1–8.
- Mrowiec B. 2021. Problem obecności mikroplastiku w ściekach i osadach ściekowych. [W:] *Zagrożenia i zarządzanie w gospodarce wodno-ściekowej XXI wieku – wybrane problemy* (red. K. Grübel, A. Jaguś). Wydawnictwo Naukowe Akademii Techniczno-Humanistycznej, Bielsko-Biała, 17–31.
- Mrowiec B. 2023. Usuwanie mikroplastików z wód i ścieków. *INSTALL*, 455, 10, 44–49.
- Poproch D. 2024. Co z tym fantem zrobić – GOS w PWiK. Konferencja Oczyszczalnia Jutra, Zabrze.
- Qion-quion X., Wei S. Xing-can Z., Wen-an Z., Ya-xiong W. Yong-li S., Pen-feng L. 2024. Effect of aeration on low-substrate CANON process. *Water Science and Engineering*, 17, 3, 292–299.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/741 z dnia 25 maja 2020 r. w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody [Dz.U. L 177 z 5.6.2020].
- Smol M., Szoldrowska D. 2021. Model gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) w gospodarce wodno-ściekowej w Polsce. Monografia pokonferencyjna: Strategie wdrażania Zielonego Ładu, Część I. Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, Kraków, 6–16.
- Stawiński J. 2016. Tlenowy granulowany osad czynny – nowy standard dla energooszczędnego, niskonakładowego i zrównoważonego oczyszczania ścieków. *Forum Eksploatatora*, 82, 1, 32–36.
- Stępa J. 2022. Innowacyjna stacja usuwania farmaceutyków w Jaworznie. *Forum Eksploatatora*, 121, 4, 22–26.
- Świdarska-Bróz M. 1993. Mikrozanieczyszczenia wód i możliwości ich usuwania. *Ochrona Środowiska*, 50, 3, 23–28.
- Tomaszewski M., Cema G., Ziemińska-Buczyńska A., 2017. Nowe trendy w usuwaniu azotu amonowego ze ścieków: nityfikacja – Anammox w niskiej temperaturze. *Inżynieria Ekologiczna*, 18, 175–179.
- Witkowska E. 2009. Biologiczne reaktory membranowe (MBR) – nowa technologia oczyszczania ścieków z wykorzystaniem osadu czynnego. *Forum Eksploatatora*, 42, 3, 28–30.
- Wontorska K., Wąsowski J. 2018. Problematyka usuwania farmaceutyków w procesach oczyszczania ścieków. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 1, 36–42.
- Yunqiao Z., Meng J., Meng Z. Chen S., He B., Zhao H., Li Q., Zhang S., Wang T. 2019. Which type of pollutants need to be controlled with priority in wastewater treatment plants: Traditional or emerging pollutants? *Environment International*, 131, 104982.
- Żogała A., Darul H., Głodniok M., Zawartka P. 2016. Ścieki jako źródło ciepła odpadowego – studium przypadku. *Inżynieria Ekologiczna*, 49, 208–212.