

ZASTOSOWANIE ORAZ PERSPEKTYWY ROZWOJU TECHNOLOGII GRANULACJI TLENOWEJ W OCZYSZCZANIU ŚCIEKÓW

Agnieszka Cydzik-Kwiatkowska¹

¹ Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Wydział Nauk o Środowisku, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, e-mail: agnieszka.cydzik@uwm.edu.pl

STRESZCZENIE

W ostatnich latach są prowadzone badania nad granulacją biomasy w warunkach tlenowych zarówno w skali laboratoryjnej, jak i technicznej. Granule tlenowe to zwarte, sferyczne zbiorowiska mikroorganizmów, powstające w wyniku samorzutnej immobilizacji. Biomase granulowaną wyróżniają bardzo dobre właściwości sedymentacyjne, długi wiek osadu oraz możliwość symultanicznego usuwania biogenów w strukturze granul, co pozwala efektywnie oczyszczać ścieki w pojedynczym reaktorze. W pracy przedstawiono informacje o formowaniu, morfologii i strukturze gatunkowej granul, jak również przytoczono przykłady zastosowania tlenowej biomasy granulowanej do oczyszczania ścieków, w tym zawierających wysokie stężenia związków azotu czy związki toksyczne. Technologia granul tlenowych przedstawiona została jako atrakcyjna ekonomicznie i środowiskowo alternatywa dla systemów opartych o klasyczny osad czynny lub błonę biologiczną. W pracy zaprezentowano dane o instalacjach z granulami tlenowymi w skali technicznej na świecie oraz przedstawiono możliwości zastosowania technologii w warunkach krajowych.

Słowa kluczowe: tlenowy osad granulowany, oczyszczanie ścieków, nowe technologie, granule tlenowe.

APPLICATION AND PERSPECTIVES OF DEVELOPMENT OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE TECHNOLOGY IN WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT

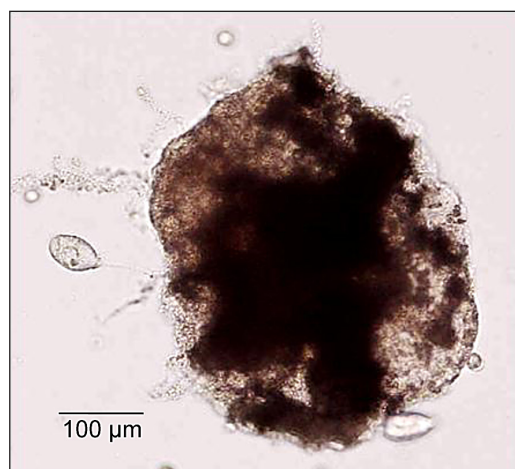
Recently an extensive studies have been carried out on aerobic granular sludge technology in both laboratory and technical scale. Aerobic granules are compact, spherical microbial consortia created by a spontaneous immobilization. Amongst their advantages are a very good settling ability, long biomass age and simultaneous pollutant removal in the granule structure that enables full biological treatment of wastewater in a single reactor. This review outlines up-to-date information on granule formation, morphology, microbial structure as well as on the applications of aerobic granular sludge technology for wastewater treatment including the treatment of high-nitrogen wastewater with a low COD/N ratio and wastewater of high toxicity. Aerobic granular sludge technology is presented as both environmentally and financially attractive alternative to wastewater treatment systems based on activated sludge or biofilm. This paper also reports on already existing full-scale installations in world and seeks to explore the potential of aerobic granular sludge within the Polish conditions.

Keywords: aerobic granular sludge, wastewater treatment, emerging technologies, aerobic granules.

Restrykcyjne normy jakie powinny spełniać ścieki oczyszczone wiążą się z koniecznością opracowania i wdrażania ekonomicznie opłacalnych rozwiązań technologicznych zapewniających założony efekt ekologiczny. Wybór technologii oczyszczania ścieków zależy od obowiązujących w kraju przepisów prawnych oraz stanu gospodarczego. Przystąpienie Polski do struktur Unii Europejskiej wiązało się z koniecznością budowy i porządkowania istniejących rozwiązań w zakresie gospodarki wodno-ściekowej. Zapisy Traktatu Akcesyjnego zobowiązują Polskę do redukcji ładunków zanieczyszczeń biodegradowalnych odprowadzanych ze ściekami do 2015 roku. W Polsce rozwojowi sieci wodociągowej na terenach wiejskich nie towarzyszy rozwój sieci kanalizacyjnej, dlatego zaledwie co szósta wieś posiadająca wodociąg ma również kanalizację. Brak infrastruktury umożliwiającej odbiór i oczyszczanie ścieków może oznaczać dla Polski kary pieniężne, dla samorządów ryzyko konieczności zwrotu unijnej pomocy, a dla mieszkańców wzrost opłat za odprowadzanie ścieków [Forowicz 2011].

Biologiczne procesy oczyszczania ścieków wykorzystują aktywność mikroorganizmów w formie zawieszonego w ściekach osadu czynnego lub błony biologicznej osadzonej na wypełnieniu reaktora. W ostatnich latach prowadzone są badania nad hodowlą nowego typu biomasy – tlenowego osadu granulowanego. Po raz pierwszy tlenowe granule uzyskali Mishima i Nakamura [1991]. Zgodnie z definicją sformułowaną przez International Water Association (IWA) granule tlenowe to agregaty pochodzenia mikrobiologicznego, które nie koagulują w warunkach zmniejszonego oddziaływania sił ścinających i sedimentują znacząco szybciej niż osad czynny [de Kreuk i in. 2005].

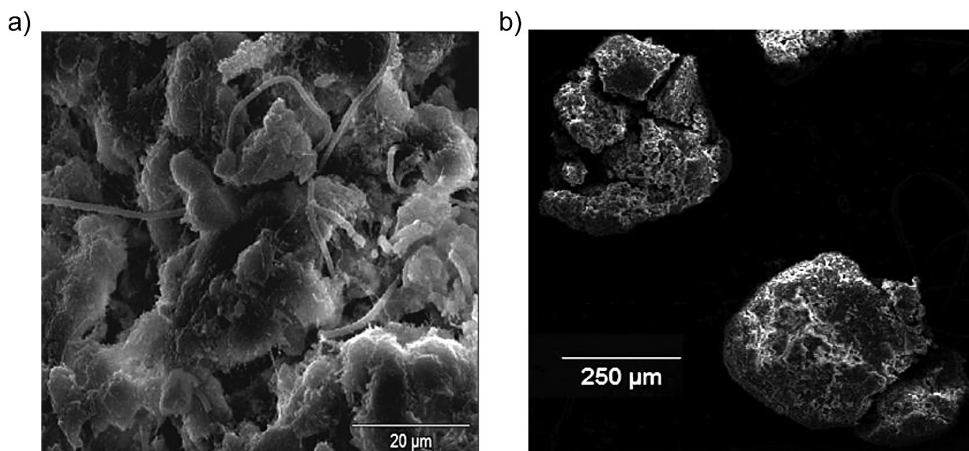
Granule mają kształt kulisty lub eliptyczny (fot. 1). Ich morfologia jest kształtowana przez parametry technologiczne oczyszczania ścieków, w tym obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń, rodzaj substratu oraz modyfikacje cyklu pracy reaktora



Fot. 1. Struktura mikroskopowa tlenowego osadu granulowanego
Phot. 1. Microscopic structure of aerobic granular sludge

porcjowego z osadem granulowanym (GSBR). Barwa granul zależy od składu chemicznego ścieków oraz składu gatunkowego mikroorganizmów tworzących granule [Zheng i in. 2006]. Rozmiar granul waha się w przedziale od 0,2 do 16,0 mm [Toh i in. 2003, Zheng i in. 2006, Li i in. 2008a]. Większe średnice granul notuje się w warunkach wysokich obciążeń biomasy ładunkiem zanieczyszczeń, natomiast mniejsze granule powstają w reaktorach o długich okresach głodu [Li i in. 2008a].

W granulach tlenowych mikroorganizmy są gęsto upakowane (fot. 2a), co sprzyja separacji fazy stałej od cieczy. Ciężar właściwy granul tlenowych waha się od 1,004 do 1,100 kg s.m./m³ i jest wyższy niż osadu czynnego [Zheng i in. 2005, Li i in. 2009, Shi i in. 2009]. Zawartość wody w granulach wynosi około 94–97% w porównaniu do ponad 99% w osadzie czynnym [Lin i in. 2005]. Indeks objętościowy granul wynosi poniżej 50 cm³/g s.m., dochodząc nawet do około 20 cm³/g s.m. Na powierzchni granul znajdują się pory i kanały umożliwiające transport substratów oraz metabolitów między ściekami, a wnętrzem granul (fot. 2b). Porowatość granul tlenowych jest niższa niż osadu czynnego i maleje wraz ze wzrostem rozmiaru granul. Zatkane pory ograniczają dyfuzję substratów, obniżając aktywność mikroorganizmów w granulach [Zheng i Yu 2007].



Fot. 2. Zdjęcie SEM a) upakowania mikroorganizmów w strukturze granul
b) powierzchni granul tlenowych pokrytej kanałami i porami

Phot. 2. SEM picture of a) densely packed microbial cells in the granule structure
b) the surface of granule covered with pores and cavities

Granulacji sprzyja hydrofobowość powierzchni mikroorganizmów. Zgodnie z teorią termodynamiczną wzrost hydrofobowości komórek bakterii skutkuje spadkiem energii Gibbsa w komórce, co zapoczątkowuje łączenie się komórki z komórką. Qin i in. [2004] wykazali, że hydrofobowość biomasy granulowanej była około 3-krotnie wyższa niż zaszczipiającego osadu czynnego. Ważną rolę w formowaniu granul odgrywają polimery zewnątrzkomórkowe (EPS), wydzielane przez mikroorganizmy.

EPS składają się głównie z białek i polisacharydów i tworzą matrycę, w której unieruchamiane są komórki drobnoustrojów [Jiang i in. 2002, Li i in. 2008b]. Obecność EPS zmienia ładunek powierzchniowy komórek, zmniejszając odpychanie elektrostatyczne [Tsuneda i in. 2003]. EPS-y mogą służyć jako źródło węgla dla mikroorganizmów, przy czym większość biodegradowalnego EPS znajduje się we wnętrzu granuli, podczas gdy na powierzchni dominują głównie polimery niebiodegradowalne, decydujące o stabilności wytworzonej struktury. Ilość EPS we wnętrzu granuli jest około 5 razy wyższa niż w jej zewnętrznych partiach [Wang i in. 2007a]. Granule można przechowywać przez kilka tygodni do kilku miesięcy, a właściwości przechowywanego osadu są uwarunkowane temperaturą oraz rodzajem zastosowanego medium. Podczas przechowywania notuje się upłynnianie biomasy i stopniową dezintegrację granul. Relatywnie niewielkie zmiany aktywności i struktury notowano podczas przechowywania tlenowych granul w temperaturze 4 °C w buforze fosforanowym [Ng 2002]. Po okresie przechowywania biomasa granulowana osiągnęła pełną aktywność już po kilku dniach eksploatacji reaktora [Wang i in. 2008]. Możliwość przywrócenia osadowi granulowanemu jego początkowych własności po okresie przerwy w eksploatacji jest ważnym czynnikiem decydującym o możliwości przeniesienia technologii tlenowych granul ze skali laboratoryjnej na techniczną.

Zaszczepieniem reaktorów z granulami mogą być mieszane zbiorowiska organizmów np. osad czynny lub wybrane grupy bakterii czy grzybów. W strukturze granuli mogą jednocześnie bytować mikroorganizmy heterotroficzne i autotroficzne, jak też tlenowe oraz względnie lub bezwzględnie beztlenowe, które zasiedlają najgłębsze warstwy granuli. Lemaire i in. [2008] obserwowali, że *Accumulibacter* spp. dominował do głębokości 200 µm natomiast *Competibacter* spp. głównie w jądrze granul. Badania Tay i in. [2002] wykazały, że *Nitrosomonas* spp., który utlenia azot amonowy, występował do głębokości 70–100 µm pod powierzchnią granuli, podczas gdy bakterie beztlenowe występowały od głębokości 800 µm. Niezależnie od wielkości granul, zarówno żywe, jak i martwe bakterie tworzyły najgęstsze skupiska w zewnętrznej warstwie granul [Toh i in. 2003]. W osadzie granulowanym mogą występować pierwotniaki (fot. 1). Williams i de los Reyes [2006] obserwowali w granulach gatunki z rodzajów *Epistylis* i *Geotrichum*. We wstępnych etapach granulacji istotną rolę odgrywają mikroorganizmy nitkowate, pełniące funkcję szkieletu, na którym osadzają się pojedyncze komórki bakterii. Skład oczyszczanych ścieków determinuje skład gatunkowy granul. Podczas oczyszczania ścieków browarniczych w strukturze granuli dominowały mikroorganizmy nitkowate *Thiothrix* sp. i *Sphaerotilus natans* [Weber i in. 2007]. Tay i in. [2001] obserwowali, że wprowadzanie do reaktorów glukozy stymulowało wzrost bakterii nitkowatych, podczas gdy w granulach hodowanych na octanie dominowały pałeczki. Na skład gatunkowy może wpływać temperatura oraz stężenie tlenu rozpuszczonego w reaktorze. Badania Song i in. [2009] wykazały że bakterie z rodzaju *Thermomonas* występowały w granulach w temperaturze 25 °C, podczas gdy *Curtobacterium ammoniigenes* i gatunki z rodzaju *Ottowia* dominowały przy 30 °C. Przy niedoborach tlenu dominuje *Thiothrix* sp. [Lee i in. 2003], podczas

gdzie *Microthrix parvicella* występuje w granulach w szerokim zakresie stężenia tlenu [Rossetti i in. 2005]. Strefy beztlenowe i niedotlenione w strukturze granul umożliwiają symultaniczne zachodzenie nityfikacji, denityfikacji oraz częściowe utlenienie azotu amonowego do azotu azotanowego (III) sprzężone z przemianami Anammox [Viaeminck i in. 2008, Shi i in. 2009, Cydzik-Kwiatkowska i Wojnowska-Baryła 2011]. Obecność wolno rosnących bakterii Anammox oraz bakterii nityfikacyjnych I i II fazy sprzyja stabilności struktury granul [Kim i Seo 2006].

Tlenowy osad granulowany był hodowany w skali laboratoryjnej na ściekach mleczarskich, browarniczych, odciekach z wysypisk, czy ściekach miejskich. Efektywność przemian metabolicznych zależała od dyfuzji tlenu w strukturze granul. Szybkość usuwania zanieczyszczeń przez granulę o średnicy 0,5 mm była trzykrotnie wyższa w porównaniu do notowanej w granulach o średnicy 1 mm. Ze względu na transport masy zaleca się stosowanie granul o rozmiarach mniejszych niż 0,5 mm [Lin i in. 2005, Li i in. 2008a]. Stężenie substratu odgrywa mniejszą rolę w formowaniu osadu granulowanego – tlenowe granulę uzyskano w zakresie stężeń ChZT od 500 do 3000 mg/dm³ [Liu i in. 2003]. Wichern i in. [2008] opracowali dynamiczny model matematyczny opisujący usuwanie ChZT i azotu ze ścieków mleczarskich w SBR z tlenowym osadem granulowanym. Model zakładał średnicę granul 2,5 mm i stężenie biomasy 40 g s.m.o./dm³. Optymalne stężenie tlenu do usuwania azotu wynosiło poniżej 5 mg O₂/dm³. Niższe stężenie tlenu prowadziło do wytworzenia cienkiej warstwy tlenowej w granulach i grubszej warstwy anoksycznej o wysokiej skuteczności usuwania azotu. Wykazano, że obciążenie objętości reaktora powinno być wyższe niż 4,5 kg COD/(m³·d). Zastosowanie obciążenia 9 kg COD/(m³·d) skutkowało całkowitym usunięciem azotu. Biorąc pod uwagę koszty napowietrzania oraz ograniczenia transportu masy, zastosowanie granul tlenowych do oczyszczania silnie stężonych ścieków (>6 kg/(m³·d)) wydaje się być nieekonomiczne. Korzystniejsze jest zastosowanie reaktora UASB który działa bez napowietrzania, a jednocześnie umożliwia odzysk energii w postaci biogazu.

Obecność stref o różnym stężeniu tlenu w strukturze granul sprzyja usuwaniu azotu i fosforu. Figueroa i in. [2008] badali efektywność oczyszczania ścieków z przetwórstwa ryb. Przy ładunku zanieczyszczeń 1,72 kg ChZT/(m³·d) azot był usuwany w wyniku nityfikacji/denityfikacji z efektywnością około 40%. Viaeminck i in. [2008] uzyskali tlenowe granulę zdolne do częściowej nityfikacji oraz beztlenowego utleniania amoniaku w jednostopniowym GSBP o limitowanym stężeniu tlenu. Efektywność usuwania azotu amonowego sięgnęła 0,45 kg N/(m³·d). Wei i in. [2012] oczyszczali odcieki składowiskowe w reaktorach z tlenowym osadem granulowanym. Autorzy zmieniali stężenie azotu amonowego w dopływie z 366 do 1105 mg/dm³. Przy najniższym stężeniu azotu amonowego w dopływie dominującym procesem była symultaniczna nityfikacja/denityfikacja. Wzrost stężenia azotu amonowego w ściekach do 788 mg/dm³ powodował akumulację azotu azotanowego (III) i jego redukcję do azotu gazowego w skróconym szlaku denityfikacji. Przy najwyższym stężeniu azotu w dopływie w reaktorze kumulowały się azotany (III) i (V). Usuwa-

nie fosforu przez osad granulowany jest rezultatem biologicznego magazynowania fosforu, wykorzystania na syntezę biomasy, denitryfikacyjnego usuwania fosforu i strącania fosforu [Gilda i in. 2007]. Dulekgurgen i in. [2003] wprowadzali do GSBRS ścieki o stężeniu fosforu na poziomie $20,8 \text{ mg/dm}^3$, uzyskując efektywność usuwania na poziomie 99,6%. Skład pierwiastkowy granul kumulujących fosfor zależy od stosunku P/ChZT w ściekach oczyszczanych, a kumulacji polifosforanów towarzyszy odkładanie wapnia i magnezu w strukturze granul [Liu i in. 2005].

Tlenowy osad granulowany może być stosowany do oczyszczania ścieków toksycznych. Ho i in. [2010] wykazali, że zaadaptowane granule efektywnie degradowały fenol w stężeniach dochodzących do 5000 mg/dm^3 . Po długiej aklimatyzacji, granule hodowane na octanie całkowicie rozkładały 4-chlorofenol [Carucci i in. 2009]. Rozkład pochodnych fenolu może być prowadzony z wykorzystaniem jako kosubstratów łatwo rozkładalnych związków węgla [Wang i in. 2007b]. Dokumentowano rozkład estru metylo-tetrbutylowego przez granule tlenowe w obecności etanolu jako kosubstratu. Efektywność usuwania estru sięgała 100%, a szybkość usuwania wzrastała w miarę zwiększania jego ilości w ściekach [Zhang i in. 2008]. Obecność związków toksycznych w dopływie indukuje zmiany składu gatunkowego biomasy. Wprowadzanie do reaktora pirydyny powodowało dominację w biomacie gatunków z rodzaju *Acinetobacter* [Adav i in. 2007]. Liu i in. [2008] obserwowali, że wprowadzanie ze ściekami 4-t-oktylfenolu skutkowało dominacją *Bacillus* sp. i γ -*Proteobacteria*. Duża powierzchnia właściwa granul i porowatość struktury sprzyjają sorbowaniu zarówno barwników, jak i metali ciężkich. Badanie mechanizmów biosorpcji Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} i Cr^{3+} wykazało, że usuwanie tych jonów przez osad granulowany zachodziło na drodze wymiany jonowej, wiązania do polimerów zewnątrzkomórkowych oraz chemicznego strącania. Zdolność biosorpcji Ni^{2+} i Cr^{3+} wzrastała w miarę wzrostu odczynu, z optimum odpowiednio przy pH 6 i pH 5 [Xu i in. 2006, Yao i in. 2009].

Liu i in. [2011] zastosowali strategię łączącą krótki czas sedymentacji ze zmianami stosunku ilości związków organicznych (F) na jednostkę biomasy (M), by skrócić czas granulacji. W ciągu pierwszych 20 dni w reaktorze skracano sedymentację z 10 do 4 minut, następnie czas sedymentacji skrócono do 2 minut. Jednocześnie zmieniano stosunek F/M z 3–4,6 g COD/(g s.m.o.·d) w pierwszych dwóch tygodniach do 2 g COD/(g s.m.o.·d) od trzeciego do piątego tygodnia do poniżej 1 g COD/(g s.m.o.·d) w piątym tygodniu. Granulację uzyskano już w 3 tygodniu eksperymentu. Z badań Q i in. [2010] wynika, że do formowania osadu granulowanego nie jest konieczna faza głodu w cyklu pracy reaktora.

Pierwsza instalacja pilotowa do hodowli granul tlenowych powstała w Ede w Holandii w 2003 roku i składała się z dwóch równoległych reaktorów porcjowych o objętości około $1,5 \text{ m}^3$ [de Kreuk i in. 2007]. Instalacja pilotowa oczyszczająca ścieki komunalne powstała także w oczyszczalni ścieków Zhuzhuanjing w Hefei (Chiny). Składa się ona z dwóch reaktorów porcjowych o objętości czynnej 1 m^3 [Ni i in. 2009]. Pierwsza oczyszczalnia ścieków oparta o technologię granul tlenowych w skali technicznej powstała w Gansbaai. Została zaprojektowana dla natężenia przepływu $4000 \text{ m}^3/\text{d}$ i składała się z

trzech równolegle pracujących reaktorów porcjowych o wysokości 7 m i średnicy 8 m. Instalacja z granulami tlenowymi w skali technicznej funkcjonuje w Epe w Holandii. Do obiektu doprowadzane są ścieki komunalne oraz z przemysłu spożywczego w ilości 1500 m³/h [Giesen i in. 2013]. Li i in. [2014] opisują oczyszczalnię ścieków miejskich w Yancang opartą na technologii tlenowego osadu granulowanego. Do układu doprowadzane są ścieki w ilości 50 000 m³/d, po roku eksploatacji osiągnięta została pełna granulacja biomasy, a efektywności usuwania związków węgla, azotu amonowego i azotu całkowitego wyniosły odpowiednio 85, 96 oraz 60%.

Korzystna perspektywa finansowa dla działań w zakresie inżynierii środowiska na lata 2014–2020, stwarza szansę dla firm proponujących efektywne i innowacyjne technologie oczyszczania ścieków. Podstawowe kierunki wdrażanych w kraju technologii oczyszczania ścieków zmierzają do minimalizacji objętości reaktorów, minimalizacji zużycia energii oraz zwiększenia stopnia i rodzaju usuwanych zanieczyszczeń [Bartoszewski 1994]. Dominującym kierunkiem oczyszczania ścieków jest usuwanie węgla azotu i fosforu w wyniku biologicznej defosfatacji z nityfikacją i denityfikacją w układach z konwencjonalnym osadem czynnym. Zasadniczym sposobem osiągnięcia tych celów jest intensyfikacja biologicznego oczyszczania ścieków i zmniejszenie ilości osadów powstających w instalacji oczyszczania ścieków. Technologia granulacji tlenowej spełnia oba założenia: wysokie stężenie wolno przyrastającej biomasy pozwala utrzymać długi wiek biomasy gwarantujący wysoki stopień oczyszczenia ścieków przy jednocześnie niższej produkcji osadów w porównaniu do systemów osadu czynnego. Wykorzystanie reaktorów porcjowych z osadem granulowanym jest tańsze w porównaniu do przepływowych systemów oczyszczania ścieków w przypadku niezbyt wysokich wymagań co do jakości ścieków oczyszczonych. Przemiany w reaktorach SBR charakteryzuje wysoka stabilność. Wykorzystanie znanych procesów biologicznych i urządzeń nie wymaga wykształcenia lub doszkalania pracowników oczyszczalni. Proces SBR, w połączeniu z kontenerową budową części maszynowej instalacji, pozwala także mniejszym oczyszczalniom na realizację korzystnej finansowo koncepcji rozbudowy czy też optymalizacji. Budowa wstępnego oczyszczania wydzielonego strumienia ścieków pozwala niskim kosztem zwiększyć przepustowość oczyszczalni ścieków. Zastosowanie granul tlenowych wiąże się z mniejszym zapotrzebowaniem powierzchni pod budowę oczyszczalni ścieków.

Rozproszenie zabudowy wiejskiej powoduje, że ze względów technicznych i ekonomicznych jest konieczne stosowanie indywidualnych rozwiązań odprowadzania i oczyszczania ścieków w stopniu zapewniającym ochronę środowiska. Problem można rozwiązywać rozbudowując sieć kanalizacyjną lub budując indywidualne lub osiedlowe oczyszczalnie ścieków. Dane wskazują, że liczba zbiorczych oczyszczalni ścieków stale rośnie i w ciągu ostatnich kilkunastu lat zwiększyła się ponad dwukrotnie. Obecnie buduje się obiekty o mniejszej przepustowości, bardziej dostosowane do lokalnych potrzeb – oferowana technologia granul tlenowych bardzo dobrze wpisuje się w te wymagania. W ostatnich latach notuje się wzrost zainteresowania ze strony przemysłu tanimi procesami wstępnego oczyszczania ścieków. Posiadanie

instalacji oczyszczania ścieków umożliwia przedsiębiorstwom obniżenie opłat za rzut ścieków do kanalizacji, redukując koszty eksploatacyjne. Instalacje powinny być kompaktowe i dostosowane do wahań dopływu ścieków. Dane wskazują, że optymalnym rozwiązaniem w oczyszczaniu ścieków z wielu gałęzi przemysłu jest zastosowanie reaktorów porcjowych. Niskie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, wraz z możliwością wykorzystania istniejących zbiorników, odgrywają przy tym pierwszoplanową rolę. Badania wykazały, że granule tlenowe efektywnie oczyszczają ścieki mleczarskie, browarniane, rzeźniane, hodowlane, fenolowe, winiarskie, farmaceutyczne, przetwórstwa ryb czy usuwały produkty odpadowe, jak gliceryna z produkcji biodiesla [Masłoń, Tomaszek 2011, praca przeglądowa, Cydzik-Kwiatkowska i in. 2010]. W przemyśle spożywczym i mleczarskim stosowanie SBR pozwala dostosować oczyszczanie ścieków do produkcji w trybie sezonowym (kampania), czy też postojów związanych z przeglądami urządzeń. Ze względu na wytrzymałość granul na okresowy brak substratów, technologia granulacji tlenowej może znaleźć zastosowanie np. w oczyszczalniach funkcjonujących przy obiektach turystycznych. Granule tlenowe efektywnie oczyszczają ścieki wysoko obciążone ładunkiem związków azotowych, takie jak odcieki ze składowisk odpadów czy wody nadosadowe z odwadniania osadu przefermentowanego [Cydzik-Kwiatkowska i Wojnowska-Baryła 2011, Cydzik-Kwiatkowska i wsp. 2013]. Podczyszczanie wód nadosadowych w strumieniu bocznym komunalnych oczyszczalni ścieków przeciwdziała przeciążeniu głównego ciągu technologicznego związkami azotowymi.

PODSUMOWANIE

Badania wskazują na duży potencjał aplikacyjny technologii granul tlenowych. Największym wyzwaniem jest dobór parametrów eksploatacyjnych reaktora zapewniających efektywną granulację biomasy. Granulacja umożliwia utrzymanie 2-3-krotnie wyższego stężenia biomasy w porównaniu do systemów z osadem czynnym, co skutkuje wyższą efektywnością przemian biologicznych oraz obniżeniem kosztów eksploatacyjnych przez zmniejszenie wymiarów reaktorów. Bardzo dobre właściwości sedymentacyjne granul tlenowych skracają czas oddzielania ścieków oczyszczonych od biomasy. Struktura granul zapewnia symultaniczne usuwanie biogenów i pełne biologiczne oczyszczenie ścieków w pojedynczym reaktorze, co w większości instalacji opartych o osad czynny jest realizowane w trzech komorach o odmiennych warunkach tlenowych. Zastosowanie granul tlenowych pozwala efektywnie usunąć azot amonowy z silnie stężonych ścieków o niekorzystnym stosunku związków węglowych do azotowych. Mikroorganizmy w granulach wykazują niższy przyrost, co zmniejsza ilość powstających osadów biologicznych i redukuje koszty ich zagospodarowania. Długi wiek mikroorganizmów w granulach sprzyja rozwojowi bakterii nityfikacyjnych i Anammox. Ze względu na unikalną strukturę granule mają wysoką tolerancję na szokowe ładunki zanieczyszczeń; jak dotąd nie obserwowano puchnię-

cia osadu w reaktorach z biomasą granulowaną. Technologia granul tlenowych ma duży potencjał komercjalizacyjny jako innowacyjne i ekonomicznie konkurencyjne rozwiązanie umożliwiające efektywne oczyszczanie ścieków. Perspektywy prawne i finansowe sprzyjają wprowadzeniu na rynek oszczędnej i innowacyjnej technologii oczyszczania ścieków dedykowanej w szczególności dla małych i średnich oczyszczalni ścieków zarówno komunalnych, jak i przemysłowych.

Podziękowania

Praca była finansowana w ramach projektu badawczego o numerze 2013/09/B/N29/01811 przyznanego przez Narodowe Centrum Nauki.

LITERATURA

1. Adav S.S., Lee D.J., Ren N.Q., 2007. Biodegradation of pyridine using aerobic granules in the presence of phenol. *Water Res.* 41, 2903–2910.
2. Bartoszewski K., 1994. Technologie oczyszczania ścieków i przeróbki osadów stosowanie w warunkach krajowych. *Ochrona Środowiska* 3-4(54-55), 43–48.
3. Carucci A., Milia S., de Gioannis G., Piredda M., 2009. Acetate-fed aerobic granular sludge for the degradation of 4-chlorophenol. *J. Hazard. Mater.* 166, 483–490.
4. Cydzik-Kwiatkowska A., Wojowska-Baryła I., Selewska K., 2010. Granulation of sludge under different loads of a glycerol fraction from biodiesel production. *Eur. J. Lipid Sci. Technol.* 112 (5), 609–613.
5. Cydzik-Kwiatkowska A., Wojnowska-Baryła I., 2011. Nitrifying granules cultivation in a sequencing batch reactor at a low organics-to-total nitrogen ratio in wastewater. *Folia Microbiol.* 56(3), 201–208.
6. Cydzik-Kwiatkowska A., Zielińska M., Bernat K., Wojnowska-Baryła I., Truchan T., 2013. Treatment of high-ammonium anaerobic digester supernatant by aerobic granular sludge and ultrafiltration processes. *Chemosphere* 90 (8), 2208–2215.
7. de Kreuk M.K., McSwain B.S., Bathe S., Tay J., Schwarzenbeck S.T.L., Wilderer P.A., 2005. Discussion outcomes. Ede. In: *Aerobic granular sludge, water and environmental management series*. Munich: IWA Publishing, 165–169.
8. de Kreuk M.K., Kishida N., van Loosdrecht M.C.M., 2007. Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Sci. Technol.* 155, 79–81.
9. Dulekgurgen E., Ovez S., Artan N., 2003. Enhanced biological phosphate removal by granular sludge in a sequencing batch reactor. *Biotechnol. Lett.* 25, 687–693.
10. Figueroa M., Mosquera-Corral A., Campos J.L., Méndez R., 2008. Treatment of saline wastewater in SBR aerobic granular reactors. *Water Sci. Technol.* 58, 479–485.
11. Forowicz K., 2011. Oczyszczalnie ścieków – zdążyć do 2015 r. *Środowisko* 21, 19-20.
12. Giesen A., de Bruin L.M.M., Niermans R.P., van der Roest H.F., 2013. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. *Water Practice & Technol.* 8(1), 47–54.
13. Gilda C., Paulo C., Adrian O., Maria A.M., 2007. Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure. *Water Res.* 41, 4383–4396.

14. Ho K.L., Chen Y.Y., Lin B., Lee D.J., 2010. Degrading high-strength phenol using aerobic granular sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85, 2009–2015.
15. Jiang H.L., Tay J.H., Tay S.T.L., 2002. Aggregation of immobilized activated sludge into aerobically grown microbial granule for the aerobic biodegradation of phenol. *Lett. Appl. Microbiol.* 35, 439–445.
16. Kim D., Seo D., 2006. Selective enrichment and granulation of ammonia oxidizers in a sequencing batch reactor. *Process Biochem.* 41(5), 1055–1062.
17. Lee S., Basu S., Tyler C.W., Pitt P.A., 2003. A survey of filamentous organisms at the Deer Island Treatment Plant. *Environ Technol.* 24, 855–865.
18. Lemaire R., Yuan Z.G., Blackall L.L., Crocetti G.R., 2008. Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. and *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab scale biological nutrient removal system. *Environ. Microbiol.* 10, 354–363.
19. Li Y., Liu Y., Liang S., Feng C., 2008a. DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications. *Enzyme Microb. Technol.* 43, 349–354.
20. Li X.F., Li Y.J., Liu H., Hua Z.Z., Du G.C., Chen J., 2008b. Correlation between extracellular polymeric substances and aerobic biogranulation in membrane bioreactor. *Separ. Purif. Technol.* 59(1), 26–33.
21. Li X.M., Liu Q.Q., Yang Q., Guo L., Zeng G.M., Hu J.M., Zheng W., 2009. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation. *Bioresour. Technol.* 100, 64–67.
22. Li J., Ding L.-B., Cai A., Huang G.-X., Horn H., 2014. Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. *BioMed Research International*, ID 268789, pp. 12.
23. Lin L.H., Jian L.W., Xiang H.W., Yi Q., 2005. The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochem.* 40, 1–7.
24. Liu Y., Xu H., Yang S.F., Tay J.H., 2003. A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. *J. Biotechnol.* 102, 233–239.
25. Liu Y., Lin Y.M., Tay J.H., 2005. The elemental compositions of P-accumulating microbial granules developed in sequencing batch reactors. *Process Biochem.* 40, 3258–3262.
26. Liu Y., Wang F., Xia S.Q., Zhao J.F., 2008. Study of 4-t-octylphenol degradation and microbial community in granular sludge. *J. Environ. Sci.* 20, 167–171.
27. Liu Y.-Q., Kong Y., Tay J.-H., Zhu J., 2011. Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater. *Separ. Purify. Technol.* 82, 190–196.
28. Masłoń A., Tomaszek J.A., 2011. Sekwencyjne reaktory porcjowe w oczyszczaniu ścieków. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 58 (4/11), 215–246.
29. Mishima K., Nakamura M., 1991. Self-immobilization of aerobic activated sludge - a pilot study of the process in municipal sewage treatment. *Water Sci. Technol.* 23, 981–990.
30. Ng P.H., 2002. Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor. *Praca inżynierska*, Nanyang Technological University, Signapur.
31. Ni B.J., Xie W.M., Liu S.G., Yu H.Q., 2009. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Res.* 43, 751–761.
32. Q. Y., Liu B., Moy B., Kong Y.H., Tay J.H., 2010. Formation, physical characteristic and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. *Enzyme Microbial. Technol.* 46, 520–525.
33. Qin L., Tay J.H., Liu Y., 2004. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochem.* 39, 579–584.

34. Rossetti S., Tomei M.C., Nielsen P.H., Tandoi V., 2005. “*Microthrix parvicella*” a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: A review of current knowledge. *FEMS Microbiol. Rev.* 29, 49–64.
35. Shi X.Y., Yu H.Q., Sun Y.J., Huang X., 2009. Characteristics of aerobic granules rich in autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in a sequencing batch reactor. *Chem. Eng. J.* 147, 102–109.
36. Song Z.W., Ren N.Q., Zhang K., Tong L.Y., 2009. Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *J. Environ. Sci.* 21, 273–278.
37. Tay J.H., Liu Q.S., Liu Y., 2001. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Appl. Microbiol.* 91, 168–175.
38. Tay S.T.L., Ivanov V., Yi S., Zhuang W.Q., Tay J.H., 2002. Presence of anaerobic *Bacteroides* in aerobically grown microbial granules. *Microbiol. Ecol.* 44, 278–285.
39. Toh S.K., Tay J.H., Moy B.Y.P., Tay S.T.L., 2003. Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 60, 687–695.
40. Tsuneda S., Jung J., Hayashi H., Aikawa H., Hirata A., Sasaki H., 2003. Influence of extracellular polymers on electro kinetic properties of heterotrophic bacterial cells examined by soft particle electrophoresis theory. *Colloids Surf.* 29, 181–188.
41. Viaemincx S.E., Cloetens L.F.F., Carballa M., Boon N., Verstraete W., 2008. Granular biomass capable of partial nitrification and Anammox. *Water Sci. Technol.* 58, 1113–1120.
42. Wang Z.W., Liu Y., Tay J.H., 2007a. Biodegradability of extracellular polymeric substances produced by aerobic granules. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 74, 462–466.
43. Wang S.G., Liu X.W., Zhang H.Y., Gong W.X., Sun X.F., 2007b. Aerobic granulation for 2,4-dichlorophenol biodegradation in a sequencing batch reactor. *Chemosphere* 69, 769–775.
44. Wang X.H., Zhang H.M., Yang F.L., Wang Y.F., Gao M.M., 2008. Long-term storage and subsequent reactivation of aerobic granules. *Bioresour. Technol.* 99, 8304–8309.
45. Weber S.D., Ludwig W., Schleifer K.H., Fried J., 2007. Microbial composition and structure of aerobic granular municipal wastewater biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, 6233–6240.
46. Wei Y., Min J., Li R., Qin F., 2012. Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Manage.* 32, 448–455.
47. Wichern M., Lübken M., Horn H., 2008. Optimizing sequencing batch reactor (SBR) reactor operation for treatment of dairy wastewater with aerobic granular sludge. *Water Sci. Technol.* 58(6), 1199–206.
48. Williams J.C., De los Reyes F.L., 2006. Microbial community structure of activated sludge during aerobic granulation in an annular gap bioreactor. *Water Sci. Technol.* 54, 139–146.
49. Xu H., Liu Y., Tay J.H., 2006. Effect of pH on nickel biosorption by aerobic granular sludge. *Bioresour. Technol.* 97, 359–363.
50. Yao L., Ye Z.F., Tong M.P., Lai P., Ni J.R., 2009. Removal of Cr³⁺ from aqueous solution by biosorption with aerobic granules. *J. Hazard. Mater.* 165, 250–255.
51. Zhang L.L., Chen J.M., Fang F., 2008. Biodegradation of methyl t-butyl ether by aerobic granules under a cosubstrate condition. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 78, 543–550.
52. Zheng Y.M., Yu H.Q., Sheng G.P., 2005. Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochem.* 40, 645–650.
53. Zheng Y.M., Yu H.Q., Liu S.J., 2006. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere* 63, 1791–1800.
54. Zheng Y.M., Yu H.Q., 2007. Determination of the pore size distribution and porosity of aerobic granules using size-exclusion chromatography. *Water Res.* 41, 39–46.