

Joanna ŁUCZYSZYN  
Małgorzata MIĄSIK  
Janusz A. TOMASZEK  
Politechnika Rzeszowska

## WYKORZYSTANIE GRANULOWANEGO TLENOWEGO OSADU CZYNNEGO W PROCESACH OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

W pracy dokonano przeglądu piśmiennictwa z zakresu nowej technologii wykorzystującej granulowany osad czynny do intensyfikacji procesu oczyszczania ścieków. Główną uwagę zwrócono na proces realizowany w warunkach aerobowych, ponieważ pozostaje on nadal w sferze intensywnych badań. Systemy SBR wykorzystujące osad czynny (*Granular Sequencing Batch Reactor*) mają wiele zalet, które wynikają z właściwości granul. Tlenowe granule cechuje regularny, gładki i prawie okrągły kształt, gęsta i mocna struktura mikroorganizmów, znakomita zdolność do sedimentacji, wysoka retencja biomasy, odporność na wysokie i zmienne ładunki zanieczyszczeń organicznych oraz tolerowanie substancji toksycznych. W reaktorach porcjowych z biomasą granulowaną możliwe jest usuwanie ze ścieków związków azotu w procesach nitrifikacji i denitrifikacji, symultanicznej nitrifikacji i denitrifikacji, deamonifikacji i *Anammox*. Technologia wykorzystująca tlenową biomasę granulowaną znajduje również zastosowanie w usuwaniu związków fosforu w procesie biologicznej defosfatacji i denitrifikacji defosfatacyjnej, jednak są to procesy słabo poznane.

### 1. Wprowadzenie

Zbyt duże i często zróżnicowane ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych utrudniają uzyskanie wymaganego stopnia usuwania zanieczyszczeń w procesach biologicznego oczyszczania metodą osadu czynnego. Badania nad usprawnieniem tej technologii doprowadziły do opracowania metody wykorzystującej osad czynny granulowany. Stanowią go mikroorganizmy skupione w zwartą kulistą biomasę [11, 22]. Proces realizowany jest w sekwencyjnych reaktorach porcjowych i może zachodzić w warunkach aerobowych lub anaerobowych.

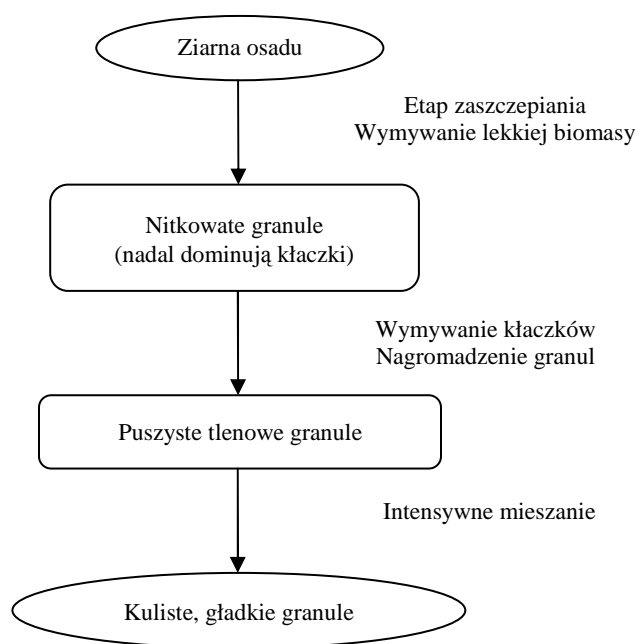
Beztlenowa metoda oczyszczania ścieków osadem granulowanym ma wiele rozwiązań technologicznych i jest stosowana głównie do oczyszczania ścieków przemysłowych. Na świecie znanych jest kilkaset instalacji Anubix-B. Znane są też rozwiązania z biowłókninami typu Clartec, technologia AeroMem oraz reak-

tory Methavor. Tlenowa metoda oczyszczania ścieków osadem granulowanym pozostaje nadal w sferze badań.

## 2. Biogranulacja

Biogranulacja jest procesem, w którym mikroorganizmy skupiają się w kulistą zwartą biomasę. Granule są gęstymi i zwartymi agregatami, składającymi się z różnych mikroorganizmów skupionych we wspólnej polimerowej matrycy. Rozwój granul następuje w wyniku zdolności bakterii do autoagregacji i współagregacji. Proces ten z powodzeniem można prowadzić w tlenowych i beztlenowych warunkach środowiskowych [44].

Proces biogranulacji, z uwzględnieniem warunków, w jakich jest prowadzony, zależy od różnych czynników. Proces granulacji w warunkach beztlenowych zależy głównie od kompozycji podłoża i wielkości obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych. Dotychczasowe badania nad biogranulacją w warunkach tlenowych wykazały, że na proces ten wpływa: charakterystyka substratów organicznych, wielkość obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, charakterystyka nasion osadu, konstrukcja reaktora, czas sedimentacji, intensywność napowietrzania [4, 35]. Na podstawie dotychczasowych badań nad przebiegiem tlenowej granulacji można wnioskować, że dojrzałe tlenowe

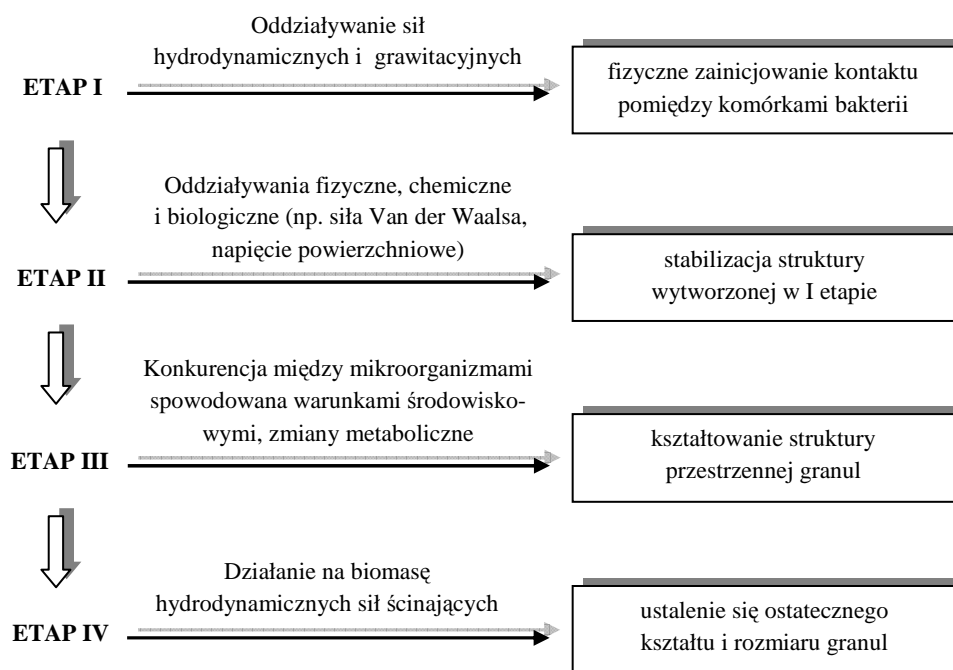


Rys. 1. Proces tworzenia tlenowych granул, na podstawie [17]

granule – mimo niewielkiej różnicy w morfologii kłaczków osadu i czasu granulacji – powstają w trzech etapach: aklimatyzacji, granulacji i dojrzewania [17].

Etterer i Wilderer [17] w badaniach nad tlenową granulacją wyróżnili trzy główne fazy w procesie tworzenia granul (rys. 1.). Z badań tych wynika, że podczas okresu rozruchu, przy zachowaniu krótkiego czasu sedimentacji, biomasa w reaktorze ulega wymywaniu. Po dziesiątym dniu badań pojawiły się nitkowate granule, jednak w reaktorze nadal dominował osad w postaci kłaczków. Po czwartym tygodniu od zaszczepienia biomasa w reaktorze składała się głównie z tlenowych granul. Poprzez napowietrzanie uzyskano intensywne mieszanie osadu w reaktorze, zapewniające odpowiednią hydrodynamiczną siłę ścinającą, która przyczyniała się do utworzenia gładkiej powierzchni granul [17].

Liu i Tay [24] przedstawili czterostopniowy model granulacji osadu czynnego w systemach tlenowych. Na podstawie przeprowadzonych badań autorzy określili, co jest wynikiem kolejnych etapów procesu granulacji (np. fizyczne zainicjowanie kontaktu pomiędzy komórkami bakterii) oraz co je warunkuje (np. oddziaływanie sił). Model formowania się granul tlenowych przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Model formowania się granul tlenowych, na podstawie [24]

### 3. Beztlenowy osad granulowany

Granule beztlenowe są stosunkowo powszechnie stosowane w reaktorach UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Idea reaktorów typu UASB oparta jest na hodowli, którą stanowią mikroorganizmy beztlenowe zdolne do tworzenia biogranul. Granule powstające w UASB zawierają głównie dwie grupy mikroorganizmów. Pierwszą grupę stanowią mikroorganizmy wydzielające wodór w procesie utleniania kwasów organicznych do octanu, drugą zaś metanogeny utleniające wodór. Zespoły tych mikroorganizmów tworzą upakowany biofilm, który efektywnie usuwa zanieczyszczenia organiczne zawarte w ściekach [8]. Struktura biofilmu technologii granulacji beztlenowej jest bezpośrednio zależna od charakterystyki ścieków i obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń [4].

Jednakże układy, których działanie oparte jest na beztlenowym osadzie granulowanym, posiadają kilka zasadniczych wad:

- wymagają długiego okresu rozruchu (od 2 do 4 miesięcy),
- wymagają stosunkowo wysokiej temperatury pracy układu (30-35°C),
- nie znajdują zastosowania w oczyszczaniu ścieków o niskim stężeniu,
- nie nadają się do usuwania ze ścieków związków azotu i fosforu [44].

Badania procesu powstawania granul beztlenowych wykazały, że właściwości podłoża (charakterystyka substratów) wpływają na powstawanie i strukturę granul beztlenowych [12, 50]. Przykładowo nitkowate beztlenowe granule otrzymane na lotnych kwasach tłuszczowych są mechanicznie słabe. Natomiast bardziej stabilne beztlenowe granulki otrzymano, wykorzystując ścieki z przetwórstwa buraków cukrowych czy ziemniaków [2].

Innym ważnym parametrem wpływającym na mikroorganizmy granulacji w systemach beztlenowych i charakterystykę beztlenowych granul jest stężenie substratów [9, 19]. Morvai i inni [29] stwierdzili, że odpowiedni rozwój granul beztlenowych w reaktorach UASB wymaga, aby w ściekach dopływających stężenie ChZT wynosiło od 1000 do 3000 mg/dm<sup>3</sup>. W reaktorach, gdzie stężenie ChZT na dopływie wynosiło ok. 500 mg/dm<sup>3</sup>, proces granulacji nie zachodził. Stężenie substratów również bezpośrednio wpływa na strukturę biofilmu – duże obciążenie powierzchni ładunkiem zanieczyszczeń prowadzi do wzrostu średniej grubości biofilmu [22].

### 4. Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem tlenowego osadu granulowanego

Procesy beztlenowej granulacji intensywnie badano przez kilkadziesiąt lat, natomiast zagadnienia powstawania i możliwości wykorzystania granulowanego tlenowego osadu czynnego są dopiero poznawane i badane [22]. Działania prowadzące do opracowania metody wykorzystującej tlenową granulację mają na

celu m.in. wyeliminowanie niedogodności wynikających z wad układów beztlenowych [44].

Badania nad tlenową granulacją skoncentrowano przede wszystkim w sekwencyjnych reaktorach porcjowych (SBR). Proces granulacji wymaga dostosowania geometrii reaktora oraz parametrów technologicznych [6, 44]. Na proces tlenowej granulacji wpływają parametry, takie jak: ziarna osadu, skład ścieków, konstrukcja reaktora (wysoki stosunek wysokości do średnicy), oraz parametry procesu (pH, temperatura, czas cyklu) [24, 35, 42].

Rozwój granul wspomaga odpowiednia eksploatacja reaktora: cykliczne zasilanie ściekami, głodzenie granul osadu, duża siła ścinająca, krótki czas sedymentacji, zapewnienie burzliwego przepływu cieczy w reaktorze oraz utrzymanie wysokiego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych [6, 25, 32, 35, 36, 42]. Porównanie najważniejszych parametrów, tj. czasu wypracowania układu, stężenia osadu czynnego, wielkości obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, stężenia ChZT na odpływie oraz przyrostu biomasy w technologiach, których praca oparta jest na osadzie czynnym, beztlenowych granulach i tlenowych granulach, pozwala na stwierdzenie, że technologia osadu granulowanego w systemach tlenowych jest rozwiązaniem obiecującym oraz konkurencyjnym wobec układów z konwencjonalnym osadem czynnym (tab. 1.).

Tabela 1. Charakterystyka kinetyki osadu czynnego, beztlenowych granul i granul tlenowych, na podstawie [22]

Parametr	Osad czynny	Beztlenowe granule z UASB	Tlenowe granule z SBR
Czas wypracowania układu	kilka tygodni	3 miesiące	kilka dni
Stężenie osadu czynnego [g/l]	1-2	15-25	8
Wielkość obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń [g ChZT/l · d]	0,5-1	10	4
Stężenie ChZT na odpływie [mg/l]	<40	>100	<30
Przyrost biomasy [mg s.m.o./mg ChZT]	0,25-0,4	0,04-0,10	0,1927-0,2022

Tlenowe granule cechuje regularny, gładki i prawie okrągły kształt, gęsta i mocna struktura mikroorganizmów, znakomita zdolność do sedymentacji, wysoka retencja biomasy, odporność na wysokie i zmienne ładunki zanieczyszczeń organicznych oraz tolerancja na substancje toksyczne [14, 25, 34, 35, 39, 44, 48]. W tabeli 2. porównano granulowany osad czynny z konwencjonalnym osadem czynnym, uwzględniając m.in. kształt granul, strukturę morfologiczną, zdolność do sedymentacji oraz odporność na obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń.

Tabela 2. Charakterystyka konwencjonalnego i granulowanego osadu czynnego, na podstawie [31]

Cecha	Konwencjonalny osad czynny	Granulowany osad czynny
Kształt	nieregularny, puszysty	regularna, wyraźna powierzchnia zewnętrzna
Struktura morfologiczna	luźna	gęsta, zwarta
Zdolność do sedimentacji	niska	dobra
Retencja biomasy	niska	wysoka
Odporność na obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń organicznych	mniejsza zdolność do wytrzymywania dużych wahań obciążeń zanieczyszczeniami organicznymi	odporność na wytrzymywanie wysokich obciążeń zanieczyszczeniami organicznymi

W większości prowadzonych prac z tlenowym osadem granulowanym stosowano ścieki syntetyczne. Prace te koncentrowano przede wszystkim na badaniu powstawania/tworzenia się granul oraz określeniu czasu, w jakim się one tworzą i stabilnych warunków do powstawania granulowanej biomasy. Dotychczasowe badania pozwalają wnioskować, że duża powierzchniowa prędkość przepływu powietrza, stosunkowo krótki czas sedimentacji, wysoki stosunek wysokości do średnicy reaktora i optymalne obciążenie organiczne ułatwiają hodowanie zwartych i regularnie okrągłych granul [42].

Tay, Liu i Liu [36] prowadzili badania nad procesem tlenowej granulacji w 2 sekwencyjnych reaktorach, z których jeden zasilany był ściekami, gdzie źródłem węgla organicznego był octan, natomiast w drugim glukoza. Ich badania wykazały, że już po tygodniu działania układu badawczego zaczęły się tworzyć skupiska mikroorganizmów, które charakteryzowały się bardziej zwartą i gęstą strukturą niż nasiona osadu. Dojrzałe granulki osadu uzyskali po 3 tygodniach trwania procesu i charakteryzowały się one regularną i jednorodną morfologią. Granule, dla których źródłem węgla był octan, charakteryzowały się zwartą strukturą wewnętrzną. Nie zaobserwowali oni znacznych różnic w formie rozwoju granul osadów w obydwu reaktorach – zasilanym glukozą i octanem, co pozwoliło wnioskować, że źródło węgla ma nieznaczny wpływ na formowanie tlenowych granul w sekwencyjnych reaktorach porcjowych (tab. 3).

Tabela 3. Charakterystyka dojrzałych granul tlenowych przy zastosowaniu dwóch różnych źródeł węgla organicznego, na podstawie [22]

Parametr	Źródło węgla	
	glukoza	octan
Średnia [mm]	2,4 ( $\pm 0,71$ )	1,1 ( $\pm 0,43$ )
Współczynnik kształtu	0,79 ( $\pm 0,06$ )	0,73 ( $\pm 0,04$ )
Indeks objętości osadu [ml/g]	51-85	50-80
Prędkość sedimentacji [m/h]	35 ( $\pm 8,5$ )	30 ( $\pm 7,1$ )
Wytrzymałość granul [%]	98 ( $\pm 0,9$ )	97 ( $\pm 1,2$ )
Gęstość biomasy [g/l]	41,1 ( $\pm 6,9$ )	32,2 ( $\pm 9,1$ )
Hydrofobowość [%]	68 ( $\pm 3,9$ )	73 ( $\pm 5,3$ )

Autorzy prac [13, 30] podają, że granule hodowane na octanie sodu miały zwartą i regularną strukturę, granule hodowane zaś na glukozie wykazywały luźną strukturę. W dotychczasowych badaniach do wyhodowania i uprawy granul jako substraty wykorzystywano m.in. glukozę, octan, fenol, skrobię, etanol, melasę, sacharozę i inne komponenty ścieków syntetycznych. Granule hodowano również na ściekach rzeczywistych [35]. Wpływ źródła substratu na proces formowania osadu granulowanego przedstawiono w tab. 4.

Liu i Tay [23] wykazali, że szybkość wzrostu mikroorganizmów w granulach tlenowych uwarunkowana jest długością czasu cyklu w reaktorze. Zmiana czasu cyklu z 1,5 do 8 h spowodowała spadek szybkości wzrostu biomasy granul osadu z 0,266 do 0,031 d<sup>-1</sup> (czas podwojenia) w powiązaniu ze spadkiem przyrostu biomasy z 0,316 do 0,063 g s.m./g ChZT. Granule otrzymane w reaktorze o 1,5 h czasie cyklu były większe, podczas gdy granule z 4-godzinnego cyklu były bardziej zwarte. Zauważono, że wprowadzanie optymalnego czasu głodzenia udoskonala proces kształtowania i stabilizacji granul.

Wielkość obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wpływa na strukturę, kształt i rozmiar granulowanego osadu [30]. Liu i inni [26] zaobserwowali wzrost średnicy granul z 1,6 do 1,9 mm przy wzroście obciążenia reaktora z 3 do 9 kg ChZT/m<sup>3</sup> · d. Jednak stopniowy wzrost średnicy granul, w wyniku zwiększania ładunku związków organicznych w ściekach zasilających reaktor, powodował obniżenie gęstości granul i zmniejszał ich wytrzymałość mechaniczną. Natomiast Zheng i inni [53] wykazali, że przy obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych ok. 6,0 kg ChZT/m<sup>3</sup> · d następowało zagęszczanie tlenowych granul, jednak traciły one stopniowo swoją stabilność w wyniku rozwoju bakterii nitkowatych. Wpływ obciążenia reaktora na proces formowania granul i ich właściwości przedstawiono w tab. 4.

Formowanie się granul w systemach tlenowych w znacznym stopniu zależy od czasu sedymentacji w reaktorze. Autorzy prac [13, 32] podają, że przy 5-minutowym czasie sedymentacji biomasa w reaktorze składała się w 100% z granul. Dłuższy czas sedymentacji spowodował spadek udziału granul (przy czasie sedymentacji 10 i 15 min odpowiednio do 30 i 20%). Pozostałą biomasę w reaktorze stanowił osad kłaczkowaty. Krótki czas sedymentacji powodował zaś wymycie słabo osiadłej biomasy zawieszanej i utrzymanie się w układzie tylko osiadłych granul [32, 35].

Powstawanie granul tlenowych uzależnione jest również od intensywności napowietrzania. Przepływ powietrza przez reaktor pobudza mikroorganizmy do wydzielania zewnątrzkomórkowych polimerów, które stanowią element szkieletu granul. Doprowadzane powietrze powoduje intensywne mieszanie ścieków oraz wytworzenie hydrodynamicznej siły ścinającej, która efektywnie oddziałuje na mikroorganizmy granulacji w warunkach tlenowych [13, 49]. Adav i inni [1] porównali proces tlenowej granulacji w 3 reaktorach zasilanych ściekami fenolowymi i napowietrzanych z różną intensywnością od 1 do 3 l/min. Przy niskim

napowietrzaniu (1 l/min) granule nie były formowane. Doprowadzenie powietrza do reaktora w ilości 3 l/min wpłynęło na wykształcenie się dojrzałych i stabilnych granul o średnicy 1-1,5 mm. Przy pośredniej intensywności 2 l/min uzyskano granule o rozmiarze 3-3,5 mm. Tay, Liu i Liu [36] zaobserwowali dojrzałe granule przy prędkości przepływu powietrza 1,2 cm/s. Z kolei Beun i inni [6] podają, że wytworzenie gładkich, zwartych i odpornych na działanie czynników mechanicznych granul nastąpiło przy intensywności przepływu powietrza 4,1 m/s, a przy przepływie od 1,4 do 2 m/s proces granulacji nie nastąpił.

Tabela 4. Wpływ przykładowych czynników na formowanie tlenowego granulowanego osadu czynnego, na podstawie [39]

Autor	Źródło substratu	Obciążenie [kg/m <sup>3</sup> · d]	Średnica granul [mm]	Indeks objętości osadu [cm <sup>3</sup> /g]	Typ reaktora	Czas tworzenia się granul
Beun i inni [7]	octan	2,5	2,5	-	SBAR	63 dni
Linlin i inni [21]	octan	-	1,2	30-40	SBR	50 dni
Tay i inni [37]	octan	6	0,33-0,39	46-62	SBR	21 dni
Etterer i Wilderer [17]	aceton, glukoza, pepton	3,6	1,1-6,5	-	SBR	56 dni
Yang i inni [51]	etanol	-	0,4-1,9	-	SBR	40 dni
Wang i inni [48]	glukoza	4,8	6-9	40	SBR	67 dni
McSwain i inni [27]	glukoza i pepton	2,4	-	46-114	SBR	120 dni
Morgenroth i inni [28]	melasa	2,9	2,35	-	SBR	40 dni
Jiang i inni [20]	fenol	2,5	-	40-65	SBR	-
De Kreuk i inni [25]	octan sodu	1,2-1,6	1,2	12-15	SBAR	48 dni
Tsuneda i inni [41]	amoniak	16,7	0,8-1,5	-	AUFB	100 dni
Thanh i inni [38]	glukoza	2,5-30	0,5-4	18-35	SBAR	4 tygodnie

W całym toku badań nad granulowanym osadem tlenowym prowadzono również prace, w których skupiono się na określeniu stabilności i skuteczności usuwania nutrientów w różnych warunkach eksploatacyjnych oraz potencjalnego zastosowania granul do usuwania związków toksycznych. Dotychczasowe badania wykazały, że granulowany osad czynny znajduje zastosowanie w zintegrowanym usuwaniu C, N i P ze ścieków oraz w prowadzeniu symultanicznej nitry-



fikacji/denitryfikacji (SND) [5, 6, 10, 16, 33, 48]. Według de Kreuka i innych [16] przy obciążeniu reaktora ładunkiem  $1,9 \text{ kg ChZT/m}^3 \cdot \text{d}$ , stężeniu tlenu rozpuszczonego  $2,0 \text{ g O}_2/\text{m}^3$  oraz wielkości ziaren  $1,2\text{-}1,4 \text{ mm}$  można osiągnąć wysoko efektywne usunięcie azotu i fosforu ze ścieków. Arrojo i inni [3] obsługiwali dwa reaktory, które były zasilane ściekami przemysłowymi produkowanymi w laboratorium do analizy produktów mleczarskich (całkowite ChZT wynosiło  $1500\text{-}3000 \text{ mg/l}$ , rozpuszczalne ChZT  $300\text{-}1500 \text{ mg/l}$ , azot całkowity –  $50\text{-}200 \text{ mg/l}$ ). Autorzy stosowali wielkość obciążenia organicznego i azotem do  $7 \text{ g ChZT/l-d}$  i  $0,7 \text{ gN/l-d}$ . Uzyskane skuteczności usunięcia to 80%. Cassidy i Belia [10] uzyskali 98% skuteczność usuwania ChZT i P, a dla azotu i VSS (lotne zawiesiny organiczne) ponad 97% w reaktorze z granulami zasilanymi ściekami z ubojni (całkowite ChZT wynosiło  $7685 \text{ mg/l}$ , rozpuszczalne ChZT –  $5163 \text{ mg/l}$ , TKN –  $1057 \text{ mg/l}$  i VSS –  $1520 \text{ mg/l}$ ). Aby uzyskać tak wysoki procent usunięcia, Cassidy i Belia obsługiwali reaktor na poziomie 405% nasycenia tlenem rozpuszczonym. Jest to optymalna wartość przewidywana przez Beun i innych [5] dla usunięcia N. Wprowadzali oni także beztlenowe okresy karmienia, które przyczyniły się do utrzymania stabilności granul, gdy stężenie rozpuszczonego tlenu było ograniczone. Figueroa i inni [18] oczyszczali ścieki z przemysłu konserw rybnych. Zastosowanie wielkości obciążenia zanieczyszczeniami organicznymi do  $1,72 \text{ kg ChZT/m}^3 \cdot \text{d}$  w pełni wyczerpało materię organiczną. Azot amonowy został usunięty przez nityfikację-denitryfikację do 40% w przypadku wielkości obciążenia  $0,18 \text{ kg N/ m}^3 \cdot \text{d}$ . Powstanie dojrziałych tlenowych granul miało miejsce po 75 dniach pracy.

## 5. Podsumowanie

Systemy SBR wykorzystujące granulowany osad czynny (*Granular Sequencing Batch Reactor*) mają wiele zalet wynikających z wymienionych właściwości granul. Stabilność i elastyczność tych systemów pozwala na dostosowanie ich pracy do zmiennych warunków, co wynika z odporności granul na zmienne ładunki zanieczyszczeń. Koszt działania oczyszczalni ścieków z granulowaną biomasą może być obniżony co najmniej o 20%, powierzchnie zaś niektórych obiektów oczyszczalni nawet o 75% – w odniesieniu do układów z konwencjonalnym osadem czynnym [14, 40].

Dotychczasowe badania wykazały, że granule uzyskiwane w reaktorach porcjowych z biomasą granulowaną GSBP (*Granular Sequencing Batch Reactor*) posiadają zróżnicowaną strukturę, w której rozwijają się mikroorganizmy heterotroficzne (w warstwie wewnętrznej) oraz autotroficzne (środkowej i zewnętrznej). W tlenowych granulach osadu panują sprzyjające warunki dla obecności organizmów PAO i denitryfikacyjnych DNPAOs [14, 52]. Możliwe jest więc usuwanie ze ścieków związków azotu poprzez nityfikację i denitryfikację,

symultaniczną nityfikację i denityfikację, deamonifikację i proces *Anammox* oraz związków fosforu, zarówno w procesie biologicznej defosfatacji, jak również w procesie denityfikacji defosfatacyjnej [43, 45-47, 52].

### Literatura

1. Adav S.S., Lee D.J., Lai J.Y.: Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances, *Applied Microbiology and Biotechnology*, no 77, 2007, s. 82-175.
2. Adebawale O., Kiff R.: Operational trends in UASB reactor bed stability and during initiation of granulation, *Proc. of the Fifth International Symposium on anaerobic digestion*, Bologna, Italy, May 22–26 1988, s. 99-103.
3. Arrojo B., Mosquera-Corral A., Garrido J.M., Méndez R.: Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, *Water Research*, no 38, 2004, s. 3389-3399.
4. Barbusiński K.: Beztlenowe oczyszczanie ścieków z wykorzystaniem granulowanego osadu czynnego, IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w dobie współczesnych problemów”, Szczecin 2009, s. 231-243.
5. Beun J.J., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M.: N-removal in a granular sludge sequencing batch air reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, no 75, 2001, s. 82-92.
6. Beun J.J., Hendriks A., van Loosdrecht M.C.M., Morgenroth E., Wilderer P.A., Heijnen J.J.: Aerobic granulation in a sequencing batch reactor, *Water Research*, no 33, 10, 1999, s. 2283-2290.
7. Beun J.J., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J.: Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor, *Water Research*, no 36, 2002, s. 702-712.
8. Błaszczak M.K.: Mikroorganizmy w ochronie środowiska, Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa 2009.
9. Campos C.M.M., Anderson G.K.: The effect of the liquid upflow velocity and the substrate concentration on the start-up and steady-state periods of lab-scale UASB reactors, *Water Science Technology*, no 25, 1992, s. 41-50.
10. Cassidy D.P., Belia E.: Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge, *Water Research*, no 39, 19, 2005, s. 4817-4823.
11. Coma M., Puig S., Serón N., Balaguer M.D., Colprim J.: Granular sludge development at different exchange ratios for nutrient removal, 2nd IWA Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes, Kraków 6-9th of September 2009.
12. Chen J., Lun S.: Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors, *Water Science Technology*, no 28, 1993, s. 171-178.
13. Cydzik-Kwiatkowska A., Wojnowska-Baryła I.: Technologia granulowanego osadu czynnego w oczyszczaniu ścieków w warunkach tlenowych, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 5, 2008, s. 23-26.
14. De Kreuk M.K., Bruin L.M.M., van Loosdrecht M.C.M.: Aerobic granular sludge: from idea to pilot plant, *Granules 2004. IWA workshop aerobic granular sludge*, Technical University of Munich, 26-28 September 2004.

15. De Kreuk M.K., Pronk M., van Loosdrecht M.C.M.: Formation of aerobic granules and conversion processes in an Aerobic Granular Sludge Reactor at moderate temperature, *Water Research*, no 39, 2005, s. 4476-4484.
16. De Kreuk M.K., Picioreanu C., Hosseini M., Xavier J.B., van Loosdrecht M.C.M.: Kinetic model of a granular sludge SBR – Influences on nutrient removal, *Biotechnology and Bioengineering*, no 97, 4, 2007, s. 801-815.
17. Etterer T., Wilderer P.A.: Generation and properties of aerobic granular sludge, *Water Science and Technology*, no 43 (3), 2001, 19-26.
18. Figueroa M., Mosquera-Corral A., Campos J.L., Méndez R.: Treatment of saline wastewater in SBR aerobic granular reactors, *Water Science and Technology*, no 58 (2), 2008, s. 479-485.
19. Hulshoff Pol L.W., Heijnenkamp K., Lettinga G.: The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge, [in:] *Granular anaerobic sludge: Microbiology and technology*, G. Lettinga, A.J.B. Zehnder, J.T.C. Grotenhuis and L.W. Hulshoff, Wageningen, Netherlands 1988, s. 153-161.
20. Jiang H.L., Tay J.H., Tay S.T.L.: Changes in structure, activity and metabolism of aerobic granules as a microbial response to high phenol loading, *Applied Microbiology and Biotechnology*, no 63, 2004, s. 602-608.
21. Linlin H., Jianlong W., Xianghua W., Yi Q.: The Formation and characteristics of aerobic granules in Sequencing Batch Reactor (SBR) by seeding anaerobic granules, *Process Biochemistry*, no 40, 2005, s. 1-7.
22. Liu Y.: *Wastewater purification aerobic granulation in Sequencing Batch Reactors*, CRC/Taylor & Francis, Florida 2008.
23. Liu Y., Tay J.H.: Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors, *Enzyme and Microbial Technology*, no 41, 2007, s. 22-516.
24. Liu Y., Tay J.H.: State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, no 22, 7, 2004, s. 533-563.
25. Liu Y., Tay J.H.: The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granulation sludge, *Water Research*, no 36, 2002, s. 1653-1665.
26. Liu Y., Lin Y.M., Yang S.F., Tay J.H.: A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces, *Process Biochemistry*, no 38, 2003, s. 1761-1765.
27. McSwain B.S., Irvine R.L., Wilderer P.A.: The influence of settling time on the formation of aerobic granules, *Water Science and Technology*, no 50, 2004, s. 195-202.
28. Morgenroth E., Sherden T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., Wilderer A.: Rapid communication: Aerobic granular sludge in a Sequencing Batch Reactor, *Water Research*, no 31, 1997, s. 3191-3194.
29. Morvai L., Mihaltz P., Czako L., Peterfy M., Hollo J.: The influence of organic load on granular sludge development in an acetate-fed system, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, no 33, 1990, s. 463-468.
30. Moy B.Y., Tay J.H., Toh S.K., Liu Y., Tay S.T.: High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules, *Letters in Applied Microbiology*, no 34(6), 2002, s. 407-412.

31. Nguyen D.M.: Treatment of high-strength organic wastewater using an aerobic granular system with baffled membrane bioreactor, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources, and Development, Thailand 2006.
32. Qin L., Liu Y., Tay J.H.: Effect of settling time on aerobic granulation in Sequencing Batch Reactor, *Biochemical Engineering Journal*, no 21(1), 2004, s. 47-52.
33. Schwarzenbeck N., Borges J.M., Wilderer P.A.: Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge Sequencing Batch Reactor, *Applied Microbiology and Biotechnology*, no 66(6), 2005, s. 711-718.
34. Shim H., Yang S.T.: Biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and o-xylene by a coculture of *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens* immobilized in a fibrous-bed bioreactor, *Journal of Biotechnology*, no 67(2), 1999, s. 99-112.
35. Sunil S.A., Duu-Jong L., Kuan-Yeow S., Joo-Hwa T.: Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, no 26, 2008, s. 411-423.
36. Tay J.H., Liu Q.S., Liu Y.: The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, no 57, 1-2, 2001, s. 227-233.
37. Tay J.H., Liu Q.S., Liu Y.: The effects of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a Sequencing Batch Reactor, *Water Science and Technology*, no 49, 2004, s. 35-40.
38. Thanh B.X.: Aerobic granulation coupled membrane bioreactor, Asian Institute of Technology's Thesis, no EV-05-5, 2005.
39. Thanh B.X., Visvanathan C., Ben Aim R.: Fouling characterization in aerobic granulation coupled baffled membrane bioreactor, IWA International Conference on Particle Separation, Toulouse, France, 9-11 July 2007.
40. Torregrossa M., Di Bella G., Viviani G., Gnoffo A.: Performances of a Granular Sequencing Batch Reactor (GSBR), *Water Science and Technology*, no 55, 8-9, 2007, s. 125-133.
41. Tsuneda S., Ogiwara M., Ejiri Y., Hirata A.: High-rate nitrification using aerobic granular sludge, *Water Science and Technology*, no 53, 2006, s. 147-154.
42. Usmani S.Q., Sabir S., Farooqui I.H., Ahmad A.: Biodegradation of phenols and p-cresol by Sequential Batch Reactor, *Proc. International Conference on Environmental Research and Technology*, no 10, 2008, s. 906-910.
43. Vazquez-Padin J.R., Figueroa M., Mosquera-Corral A., Campos J.L., Mendez R.: Population dynamics of nitrate oxidizers in nitrifying granules, 2<sup>nd</sup> IWA Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes", 2009, s. 811-819.
44. Venugopalan V.P., Nanchaiah Y.V., Mohan T.V.K., Narasimhan S.V.: Biogranulation: self-immobilised microbial consortia for high performance liquid waste remediation, *Barc Newsletter*, no 254, 2005, s. 1-7.
45. Volcke E.I.P., Picioreanu C., De Baets B., van Loosdrecht M.C.M.: Controlling autotrophic nitrogen removal in a Granular Sludge Reactor: effect of granule size, 2<sup>nd</sup> IWA Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes", 2009, s. 367-377.
46. Wan J., Bessiere Y., Sperandio M.: Granular sludge formation and nitrogen removal in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate: improvement by

- alternating anoxic feast/aerobic famine, 2<sup>nd</sup> IWA Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes", 2009, s. 145-154.
47. Wang F., Yang F.L., Liu Y.H., Zhang X.W.: Cultivation of aerobic granules for simultaneous nitrification and denitrification by seeding different inoculated sludge. *Journal of Environmental Sciences (China)*, no 17(2), 2005, s. 268-270.
  48. Wang Q., Du G., Chen J.: Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force, *Process Biochemistry*, no 39(5), 2004, s. 557-563.
  49. Wojnowska-Baryła I., Cydzik-Kwiatkowska A., Szatkowski M., Gutowski Ł.: Granulacja osadu czynnego w reaktorze SBR, *Biotechnologia*, nr 1(88), 2010, s. 161-169.
  50. Wu W.M.: Technological and microbiological aspects of anaerobic granules, Ph.D. dissertation, East Lansing, Michigan State University, Michigan 1991.
  51. Yang S.F., Liu Y., Tay J.H.: A novel granular sludge Sequencing Batch Reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater, *Journal of Biotechnology*, no 106, 2003, s. 77-86.
  52. Yilmaz G., Lemaire R., Keller J., Yuan Z.: Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, no 100(3), 2008, s. 529-541.
  53. Zheng Y., Yu H.Q., Liu S.J., Liu X.Z.: Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions, *Chemosphere*, no 63, 2006, s. 1791-800.

## USE OF AN AEROBIC GRANULAR SLUDGE IN THE WASTEWATER TREATMENT PROCESS

### Abstract

The paper is a literature review on new technology that uses granular activated sludge to the intensification of wastewater treatment. The main attention was paid to the process carried out in aerobic conditions because it is still in the area of intensive research. SBR system using granular sludge (Sequencing Batch Reactor Granular) have many advantages that arise from the properties of the granules. Aerobic granules are characterized by regular, smooth and nearly round shape, dense and strong microbial structure, excellent settling ability, high biomass retention, resistance to high and volatile organic pollutant loads and tolerance of toxic substances. In the reactors with aerobic granular biomass it is possible to remove nitrogen compounds from wastewater by nitrification denitrification, simultaneous nitrification and denitrification, deamination and *Anammox* process. The technology using aerobic granular biomass is also applicable to the removal of phosphorus compounds in the process of biological dephosphatation and denitrifying dephosphatation, but they are poorly recognized processes.

*Złożono w Oficynie Wydawniczej w lipcu 2011 r.*