

Aleksandra Chuda

Politechnika Łódzka
e-mail: 175283@edu.p.lodz.pl
ORCID 0000-0002-8060-3228

Krzysztof Ziemiński

Politechnika Łódzka
e-mail: krzysztof.ziemiński@p.lodz.pl
ORCID 0000-0002-9223-1724

WPLYW WYSOKICH STĘŻEŃ AZOTU NA BIOLOGICZNE OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW CUKROWNICZYCH

EFFECT OF HIGH NITROGEN CONCENTRATIONS ON THE BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE SUGAR INDUSTRY

DOI: 10.15611/nit.2018.1.01
JEL Classification: Q53

Streszczenie: Dokonano oceny możliwości usuwania wysokich stężeń azotu ze ścieków przemysłowych w reaktorach biologicznych. Oczyszczaniu poddawano poferment po procesie fermentacji beztlenowej wyśrodków buraczanych zawierający wysokie stężenia azotu wraz ze ściekami cukrowniczymi. Do realizacji pracy zastosowano układ z wydzieloną komorą denitryfikacji o objętości 12,66 dm³ oraz komorą nitrifikacji o objętości 33,43 dm³. Wykazano, że mikroorganizmy osadu czynnego można zaadaptować do wysokich stężeń azotu ogólnego. Doprowadzanie do układu ładunku azotu ogólnego wynoszącego maksymalnie 5,57 g/d oraz ładunku ChZT 59,27 g/d nie powodowało inhibicji procesu. Stężenie azotu ogólnego w uzyskiwanych ściekach oczyszczonych nie przekraczało 25 mg/dm³, a ChZT – 110 mg O₂/dm³.

Słowa kluczowe: poferment, ścieki cukrownicze, nitrifikacja, denitryfikacja.

Summary: The aim of this study was the evaluation of the possibility of removing high nitrogen concentrations from industrial wastewater in the biological reactors. Digestate produced by anaerobic digestion of sugar beet pulp and wastewater from the sugar industry were treated in a laboratory model of bioreactor composed of an anoxic chamber (working volume: 12.66 dm³) where the denitrification process was conducted and an aerated chamber (working volume: 33.43 dm³) in which nitrification process was taking place. The analysis revealed that microorganisms of activated sludge can be adapted to high concentrations of total nitrogen. The supply of a total nitrogen load of up to 5.57 g/d and a COD charge of 59.27 g/d to the system did not cause the inhibition of the process. Concentration of total nitrogen in treated wastewater did not exceed 25 mg/dm³ and concentration of COD did not exceed 110 mg O₂/dm³.

Keywords: digestate, wastewater from the sugar industry, nitrification, denitrification.

1. Wstęp

Rosnąca ilość odpadów roślinnych powstających w zakładach przemysłu spożywczego oraz nacisk, jaki kładzie się na rozwój odnawialnych źródeł energii przyczyniają się w dużym stopniu do wzrostu zainteresowania fermentacją beztlenową jako metodą ich zagospodarowania. Jednym z atrakcyjnych substratów, który jest wykorzystywany do produkcji biogazu, są wysłodki buraczane. Stanowią one tani, odnawialny odpad powstający podczas produkcji cukru. Przetworzenie 1 tony buraków cukrowych daje ok. 70 kg wysłodków w przeliczeniu na suchą masę [Spagnuolo i in. 1997].

Proces fermentacji beztlenowej, oprócz korzyści wynikających z produkcji biogazu, generuje znaczne ilości pofermentu, którego objętość odpowiada w przybliżeniu masie wykorzystywanego substratu [Achinas i in. 2017]. Niewłaściwa utylizacja tego odpadu stanowi poważne zagrożenie dla środowiska ze względu na emisję gazów cieplarnianych oraz ługowanie składników materii organicznej do gleby [Holm-Nielsen i in. 2009]. Oczyszczanie pofermentu w oczyszczalniach zakładowych może się okazać konieczne w przypadku problemów logistycznych czy też prawnych związanych z jego rolniczym zagospodarowaniem. Odciek ten jest istotnym źródłem azotu amonowego ($N - NH_4$ powyżej 1000 g N/m^3), co wpływa na warunki eksploatacji oczyszczalni [Arthurson 2009].

Technologia oczyszczania ścieków cukrowniczych realizowana jest zazwyczaj w sposób konwencjonalny metodą heterotroficznej denitryfikacji i autotroficznej nityfikacji. W procesie nityfikacji chemolitoautotroficzne nitrozobakterie z rodzaju: *Nitrosomonas*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* prowadzą transformację azotu amonowego do azotynów [Miksch, Sikora 2010]. Następnie obecne w podłożu azotyny utleniają się do azotanów z udziałem nitrobakterii z rodzaju: *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus*, *Nitrospina* [Fiencke i in. 2005; Khin, Annachhatre 2004].

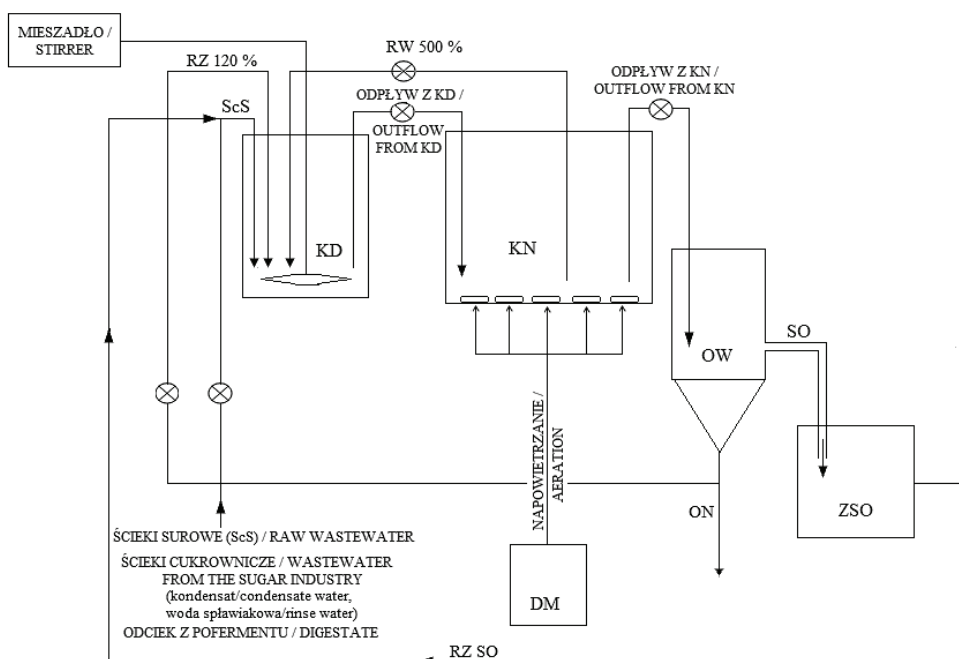
Wzrost efektywności biologicznego usuwania azotu bez konieczności modernizacji bioreaktorów można osiągnąć, stosując łatwo przyswajalne źródło węgla organicznego [Miksch, Sikora 2010]. Związki organiczne stosowane do intensyfikacji procesu denitryfikacji to głównie: metanol [Bilanovic i in. 1999], etanol [Hasselblad, Hallin 1998], kwas octowy [Oh, Silverstein 1999], glukoza [Chevron i in. 1997]. Jednak ze względu na wysokie koszty ich zakupu zwraca się uwagę na możliwość wykorzystania do tego celu ekonomicznego źródła węgla, jakim mogą być ścieki z przemysłu spożywczego [Fernández-Nava i in. 2010]. Ze względu na korzystną proporcję C/N, a także niskie koszty mogą być one alternatywą dla związków konwencjonalnych. Zapotrzebowanie na węgiel organiczny w procesie denitryfikacji wynosi ok. 5-10 g ChZT/g N_{NO_3} . W ściekach cukrowniczych jego ilość jest zazwyczaj wystarczająca do uzyskania całkowitej redukcji azotu amonowego [Sage i in. 2006].

Celem niniejszej pracy była ocena możliwości oczyszczania odcieku z pofermentu oraz wybranych ścieków powstających podczas produkcji cukru w konwencjonalnym układzie osadu czynnego z wydzieloną komorą denitryfikacji.

2. Metodyka badań

2.1. Aparatura badawcza

Aparaturę badawczą stanowił układ technologiczny składający się z wydzielonej komory denitryfikacji i nityfikacji (rys. 1). Ścieki doprowadzono do komory denitryfikacji o objętości 12,66 dm³, której zawartość mieszano z intensywnością 200 obr./min. Komorę nityfikacji o objętości 33,43 dm³ napowietrzano za pomocą dyfuzorów membranowych firmy Akwatech, każdy o wydajności do 4 m³/h, połączonych z dmuchawą typu HIBLOW HP - 80. Recyrkulacja wewnętrzna ścieków



KD – komora denitryfikacji/denitrification chamber, KN – komora nityfikacji/nitrification chamber, OW – osadnik wtórny/secondary settling tank, ZSO – zbiornik ścieków oczyszczonych/tank of treated wastewater, ON – osad nadmierny/excess sludge, ScS – dopływ ścieków surowych/inflow of raw wastewater (influent), RW – recyrkulacja wewnętrzna między KN i KD/internal recirculation between nitrification chamber (KN) and denitrification chamber (KD), RZ – recyrkulacja zewnętrzna osadu/external sludge recirculation, SO – ścieki oczyszczone/treated wastewater (effluent), DM – dmuchawa/blower, RZ SO – recyrkulacja zewnętrzna ścieków oczyszczonych do komory denitryfikacji/external recirculation of treated wastewater to denitrification chamber

Rys. 1. Schemat aparatury badawczej

Fig. 1. Diagram of test apparatus

Źródło: opracowanie własne.

Source: own study.

(500%), prowadzona pomiędzy komorą nityfikacji a komorą denityfikacji, zapewniała fakultatywnym bakteriom beztlenowym obecnym w komorze denityfikacji odpowiednie stężenie tlenu zawartego w jonach azotanowych ($\text{NO}_3 - \text{N}$) oraz azotynowych ($\text{NO}_2 - \text{N}$). Osad z osadnika wtórnego oraz ścieki oczyszczone częściowo zwracano do komory denityfikacji. Recyrkulacja zewnętrzna osadu wynosiła 120%.

2.2. Materiały badawcze

Materiałem badawczym były ścieki powstające w procesie produkcji cukru z buraków cukrowych:

- kondensat – woda technologiczna powstająca podczas obróbki buraków cukrowych;
- woda spławiakowa – woda pochodząca z obiegu spławiakowego obejmującego transport hydrauliczny buraków cukrowych, płuczkę buraków oraz osadnik;
- poferment pochodzący z biogazowni, w której substratem są wysłodki buraczane. Poferment przed wprowadzeniem do reaktora biologicznego poddawany był wirowaniu w wirówce dekantacyjnej (odciek z pofermentu);
- osad czynny – pobrany z przemysłowej oczyszczalni ścieków cukrowniczych.

Charakterystykę ścieków wykorzystywanych w badaniach przedstawiono w tab. 1.

Tabela 1. Charakterystyka ścieków
Table 1. Characteristics of wastewater

Wskaźniki zanieczyszczeń/ Indicators of pollutions	Kondensat/ Condensate water	Woda spławiakowa/ Rinse water	Odciek z pofermentu/ Digestate
ChZT/COD concentration [mg O ₂ /dm ³]	85,70 – 614,00	7730,00 – 34 000,00	9740,00 – 21 600,00
Azot amonowy NH ₄ – N/ Ammonium nitrogen NH ₄ – N concentration [mg/dm ³]	90,70 – 131,00	11,70 – 60,60	1240,00 – 1965,00
Azot ogólny N _{og} /Total nitrogen TN concentration mg/dm ³]	104,00 – 183,00	69,00 – 206,00	1995,00 – 2875,00
Fosfor ogólny P _{og} /Total phosphorus concentration [ng/dm ³]	0,23 – 0,68	2,14 – 8,38	13,80 – 48,20
Zawiesina ogólna/Total suspended solids [mg/dm ³]	4,00 – 91,00	25,00 – 352,00	920,00 – 7680,00
Zawiesina lotna (organiczna)/ Volatile (organic) suspended solids [mg/dm ³]	1,00 – 67,00	8,00 – 194,00	710,00 – 6000,00
pH/ pH value	6,84 – 8,96	4,60 – 13,31	7,62 – 8,24

Źródło: badania własne.

Source: own study.

2.3. Przebieg badań

Badania podzielono na trzy serie pomiarowe:

- I seria – oczyszczaniu poddawano mieszaninę ścieków składającą się z kondensatu oraz wody spławiakowej stanowiącej źródło węgla dla mikroorganizmów osadu czynnego.

W tej serii badań stopniowo zwiększano ilość ścieków wprowadzanych do reaktora biologicznego od 5,09 do 33,60 dm³/d. Stopniowe zmiany ładunków napływowych miały na celu adaptację mikroorganizmów osadu czynnego do warunków procesu oczyszczania ścieków.

- II seria – oczyszczaniu poddawano mieszaninę ścieków składającą się z kondensatu, wody spławiakowej oraz odcieku z pofermentu zawierającego wysokie stężenie azotu.

Tabela 2. Parametry i wskaźniki pracy układu technologicznego

Table 2. Parameters and indicators of operation of the technological system

Parametr, wskaźnik/ Parameter, indicator	I seria badań/ I series of tests		II seria badań/ II series of tests		III seria badań/ III series of tests	
	Komora/Chamber		Komora/Chamber		Komora/Chamber	
	denitryfikacji/ denitrification	nitryfikacji/ nitrification	denitryfikacji/ denitrification	nitryfikacji/ nitrification	denitryfikacji/ denitrification	nitryfikacji/ nitrification
Temperatura/Temperature [°C]	25,99±1,18	26,16±1,15	25,59±0,60	25,56±0,45	26,39±0,82	27,08±0,54
Stężenie tlenu/Concentration of oxygen [mgO ₂ /dm ³]	0,00±0,00	4,37±0,53	0,00±0,00	4,84±0,46	0,00±0,00	3,62±0,21
Stężenie osadu czynnego/ Concentration of the activated sludge [g/dm ³]	7,78±1,19	7,76±1,19	7,85±1,38	7,91±0,55	7,92±0,35	8,03±0,41
Substancja organiczna w osadzie czynnym/Content of organic matter in the activated sludge [%]	60,20±4,22	61,27±4,53	65,87±3,14	64,74±1,34	67,04±3,00	65,55±1,71
pH/pH value	7,27±0,20	7,42±0,11	7,61±0,09	7,86±0,10	7,97±0,10	8,19±0,08
Wiek osadu/Sludge age [dni/days]	40,00 ± 1,21		40,00 ± 1,02		40,00 ± 1,32	
ChZT/N COD/N ratio	11,0					
Stopień recyrkulacji wewnętrznej/ Internal recirculation ratio [%]	500					
Stopień recyrkulacji zewnętrznej osadu/ External sludge recirculation ratio [%]	120					

Wartości zamieszczone w tabeli to wartości średnie./The values in the table are average values.

Źródło: badania własne.

Source: own study.

W tej serii badań ilość ścieków wprowadzanych do reaktora oraz obciążenie reaktora biologicznego utrzymywano na względnie stałym poziomie. Średni przepływ ścieków wynosił 27,80 dm³/d. Udział odcieku z pofermentu w mieszaninie ścieków podwyższano od 0,10 do 0,94 dm³/d, aby mikroorganizmy osadu czynnego mogły się przystosować do nowego źródła azotu. Wprowadzając większą ilość odcieku do układu, jednocześnie zmniejszano udział kondensatu oraz wody spławiakowej w mieszaninie ścieków.

- III seria – skład mieszaniny ścieków kierowanych do komory denitryfikacji był taki jak w II serii badań.

W tej serii sprawdzano skuteczność pracy układu, zwiększając obciążenie komory denitryfikacji ładunkiem ChZT oraz azotu ogólnego N_{og}. Uzyskiwano to poprzez wzrost objętości ścieków wprowadzanych do reaktora od 28,20 do 36,67 dm³/d oraz udziału pofermentu w oczyszczanej mieszaninie.

Parametry i wskaźniki pracy układu technologicznego przedstawiono w tab. 2.

2.4. Metody analityczne

Analizy składu ścieków prowadzono następującymi metodami:

- analizy fizykochemiczne (ChZT, N_{og}, NH₄ – N, P_{og}) – metoda badań kuwetowych na spektrofotometrze UV –VIS DR 6000 firmy Hach Lange (procedury analityczne stosowane w badaniach, zaadaptowane przez firmę Hach Lange GmbH, opierały się na metodach standardowych APHA),
- BZT₅ – metoda rozcieńczania i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika zgodna z normą PN–EN 1899-1:2002,
- zawiesina ogólna – metoda zgodna z normą PN–EN 872:2007 +Ap1:2007,
- pH – metoda zgodna z normą PN–EN ISO 10523:2012.

3. Wyniki

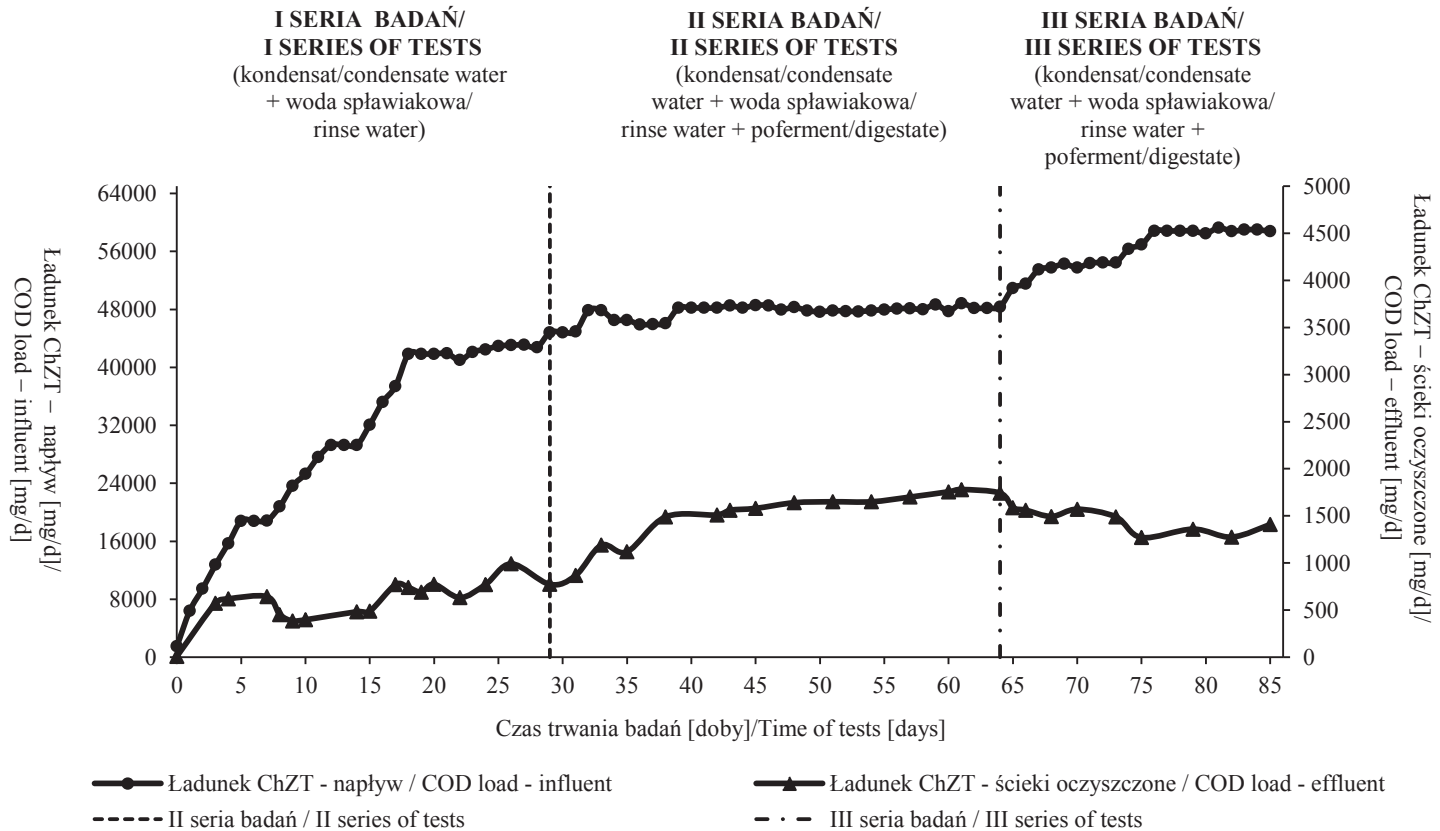
Skład chemiczny ścieków cukrowniczych oraz odcieku z pofermentu wykorzystywanych w prowadzonych badaniach przedstawiono w tab. 1. Z danych wynika, że woda spławiakowa i odciek z pofermentu charakteryzowały się dużą zmiennością składu, a także wysokim stężeniem substancji organicznej oznaczonej jako ChZT. Wartość tego wskaźnika w wodzie spławiakowej mieściła się w przedziale od 7730 do 34000 mg O₂/dm³, a w odcieku z pofermentu od 9740 do 21600 mg O₂/dm³. Ponadto odciek z pofermentu zawierał wysokie stężenie azotu amonowego – od 1240 do 1965 mg/dm³, co stanowiło główny problem w procesie biologicznego oczyszczania tego odpadu. W tab. 2 pokazano istotne parametry i wskaźniki pracy komór nityfikacji i denitryfikacji. W realizowanych badaniach założono, że proporcja ChZT/N w procesie denitryfikacji będzie wynosiła 11. Przyjęto ją na podstawie wcześniejszych niepublikowanych prac, w których oceniano wpływ tego wskaźnika na efektywność usuwania azotu ze ścieków cukrowniczych. W układach z denitryfi-

kacją wstępną stopień recyrkulacji wewnętrznej odpowiada za doprowadzenie do komory denitryfikacji ładunku azotanów, który nie będzie ograniczał efektywności usuwania azotu. Warunki, które wpływają na skuteczność procesu denitryfikacji i nityfikacji, obejmują także pH, temperaturę oraz zawartość tlenu [Chen i in. 2006; Kim i in. 2006]. W prowadzonym procesie parametry te utrzymywano w optymalnych zakresach.

W I serii badań oczyszczaniu poddawano mieszaninę ścieków składającą się z kondensatu oraz wody spławiakowej, która stanowiła ważne źródło łatwo przyswajalnego węgla dla mikroorganizmów odpowiedzialnych za przebieg procesu denitryfikacji. Z danych literaturowych wynika, że szybkość denitryfikacji w dużej mierze zależy od rodzaju związków organicznych będących źródłem węgla [Cherchi i in. 2009]. Stopniowe zwiększanie ładunku azotu ogólnego N_{og} i ChZT doprowadzanego do komory denitryfikacji oraz adaptacja mikroorganizmów do warunków procesu spowodowały osiągnięcie po 20 dniach badań stabilnej pracy układu (rys. 2, 3). W 29 dniu badań komora denitryfikacji była zasilana ładunkiem ChZT i N_{og} wynoszącym odpowiednio 44,82 oraz 4,08 g/d. Ładunki te nie wpływały negatywnie na uzyskiwane efekty oczyszczania. Przebieg krzywych przedstawionych na rys. 4, 5 wskazuje, że w I serii stężenie ChZT w ściekach odprowadzanych z układu wzrosło od 11,30 do 32,80 mg O_2/dm^3 , a stężenie N_{og} od 13,80 do 15,50 mg/ dm^3 . Proces denitryfikacji prowadzony w założonych warunkach spowodował uzyskanie wysokiej wartości redukcji ładunku N_{og} – 87,24 % (rys. 3).

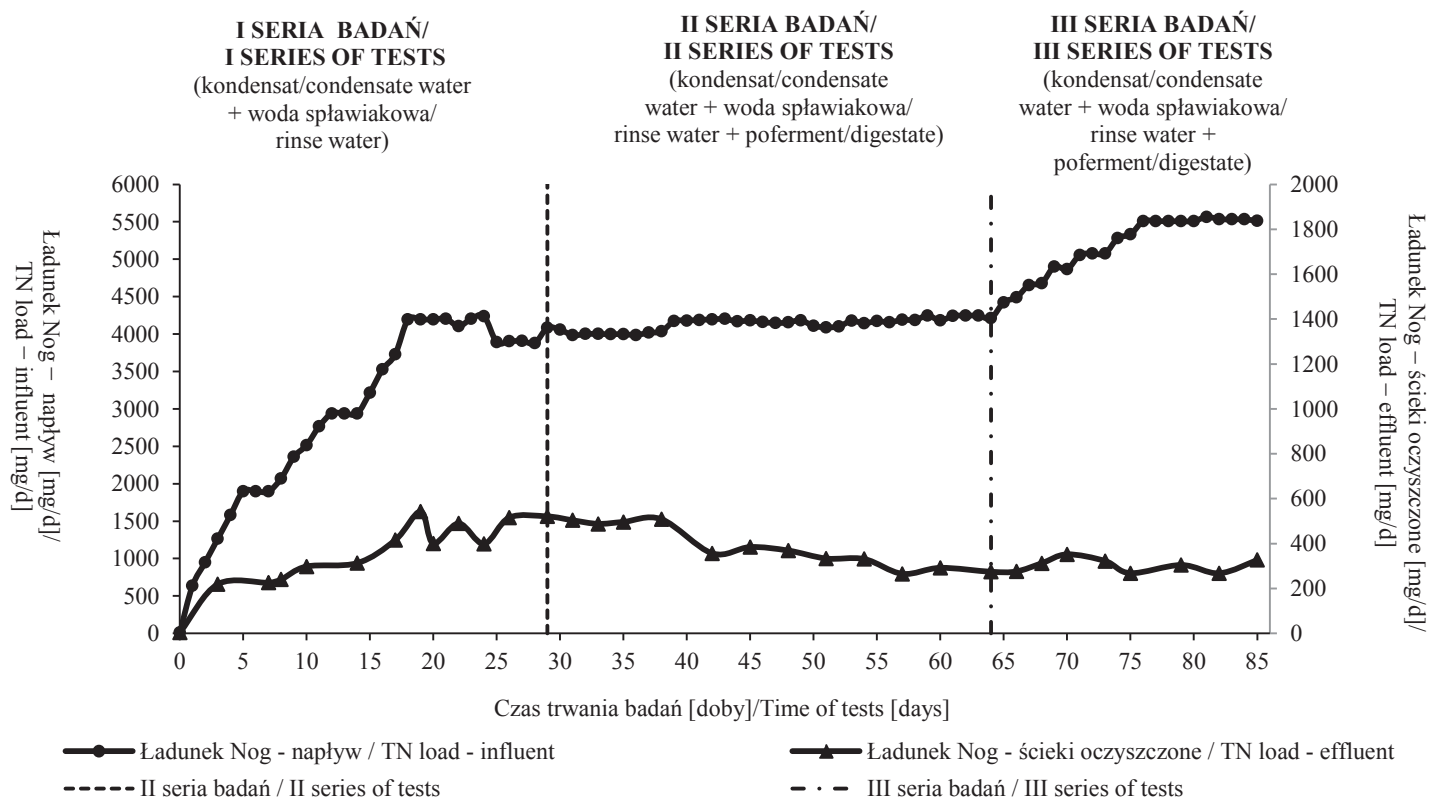
W II serii badań oczyszczaniu poddawano ścieki zawierające w swoim składzie kondensat, wodę spławiakową oraz odciek z pofermentu. Średnie ładunki ChZT i N_{og} doprowadzane do komory denitryfikacji wynosiły odpowiednio 47,66 g/d oraz 4,13 g/d i były zbliżone do wartości osiągniętych w ostatnich 5 dniach I serii badań (rys. 2, 3). Porównywalne wartości ładunków uzyskano, zmniejszając objętość ścieków kierowanych do komory denitryfikacji, a także udział w nich kondensatu i wody spławiakowej. Analizując dane zawarte na rys. 4, można zauważyć, że wprowadzenie odcieku z pofermentu do mieszaniny oczyszczanych ścieków w ilości ok. 5% spowodowało wzrost stężenia ChZT w ściekach odprowadzanych z układu od 32,80 do 99,80 mg O_2/dm^3 . Biorąc pod uwagę ładunek ChZT wprowadzany w 64 dniu procesu do komory denitryfikacji, jak również odprowadzany z układu, stwierdza się, że wartość jego redukcji wynosiła 96,40%. Z analizy rys. 5 wynikają niewielkie zmiany stężenia N_{og} w ściekach oczyszczonych oraz systematyczny wzrost stężenia $NH_4 - N$. Dane przedstawione na rys. 3 pokazują stopniowe zmniejszanie ładunku N_{og} w ściekach odprowadzanych z układu, co skutkowało uzyskaniem na koniec tej serii badań wysokiej redukcji tego wskaźnika wynoszącej 93,49%. Stężenie azotu amonowego $NH_4 - N$ w ściekach oczyszczonych, wynoszące 0,35 mg/ dm^3 w 64 dniu badań, świadczyło jednak o trwającym procesie adaptacji mikroorganizmów do zmienionego składu ścieków.

W III serii badań zwiększono objętość ścieków wprowadzanych do komory denitryfikacji. Spowodowało to systematyczny wzrost napływowych ładunków ChZT



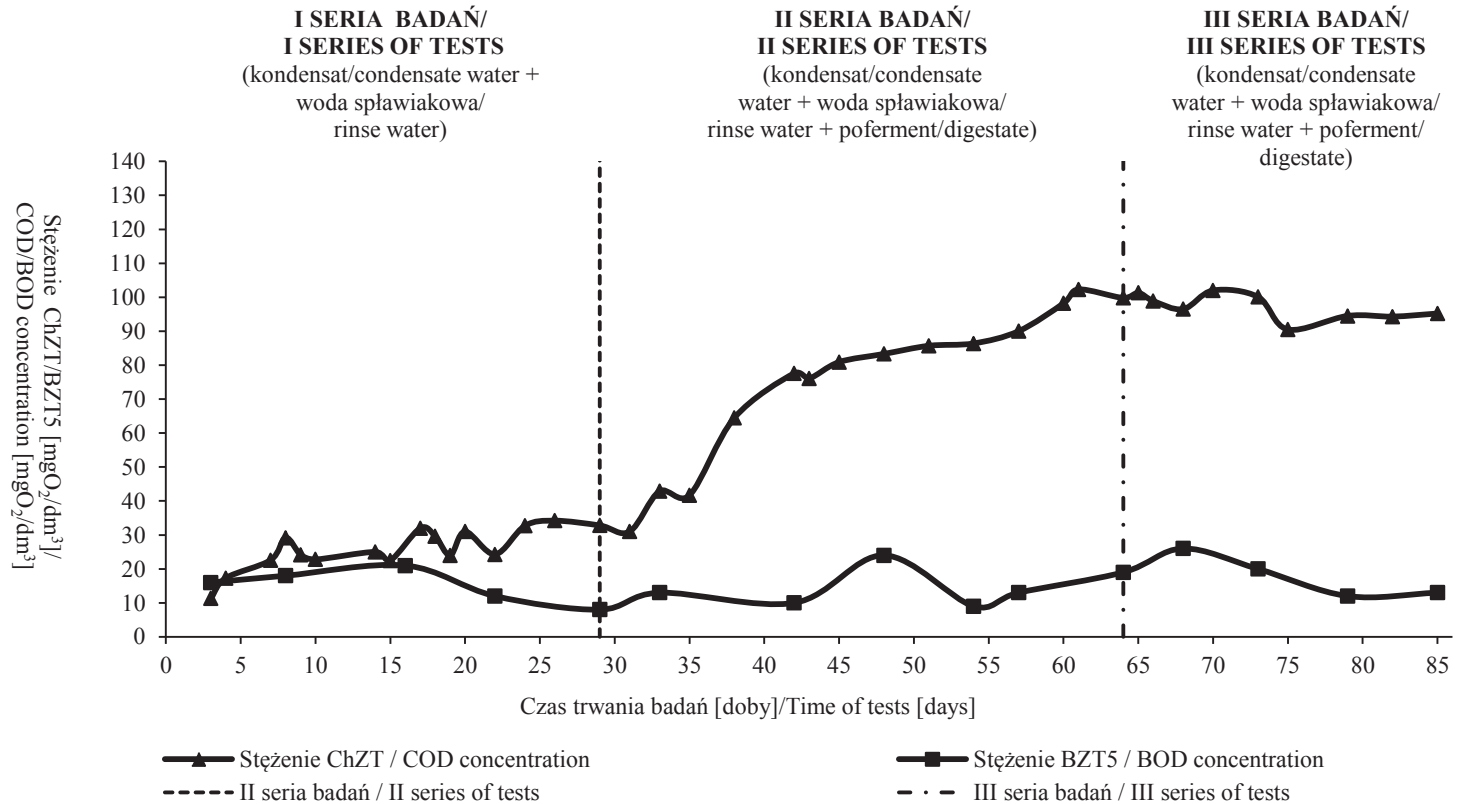
Rys. 2. Zmiany wartości ładunku ChZT podczas biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych i odcieku z pofermentu
Fig. 2. Changes of the COD load value during biological treatment of wastewater from the sugar industry and digestate

Źródło: badania własne.
 Source: own study.



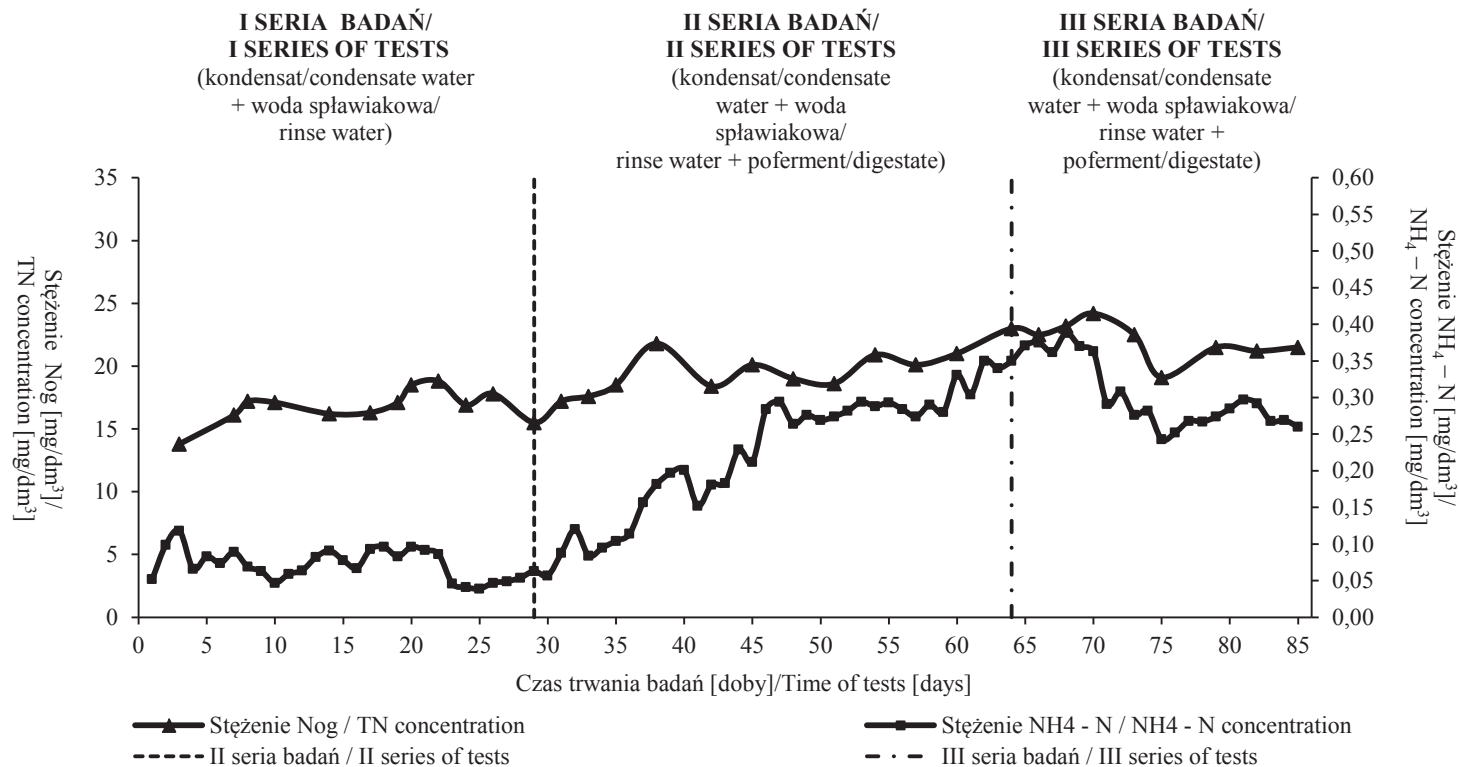
Rys. 3. Zmiany wartości ładunku azotu ogólnego (N_{og}) podczas biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych i odcieku z pofermentu
Fig. 3. Changes of the total nitrogen (TN) load value during biological treatment of wastewater from the sugar industry and digestate

Źródło: badania własne.
 Source: own study.



Rys. 4. Zmiany stężenia ChZT i BZT₅ w ściekach oczyszczonych podczas biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych i odcieku z pofermentu
Fig. 4. Changes of the COD and BOD concentration in treated wastewater (effluent) during biological treatment of wastewater from the sugar industry and digestate

Źródło: badania własne.
 Source: own study.

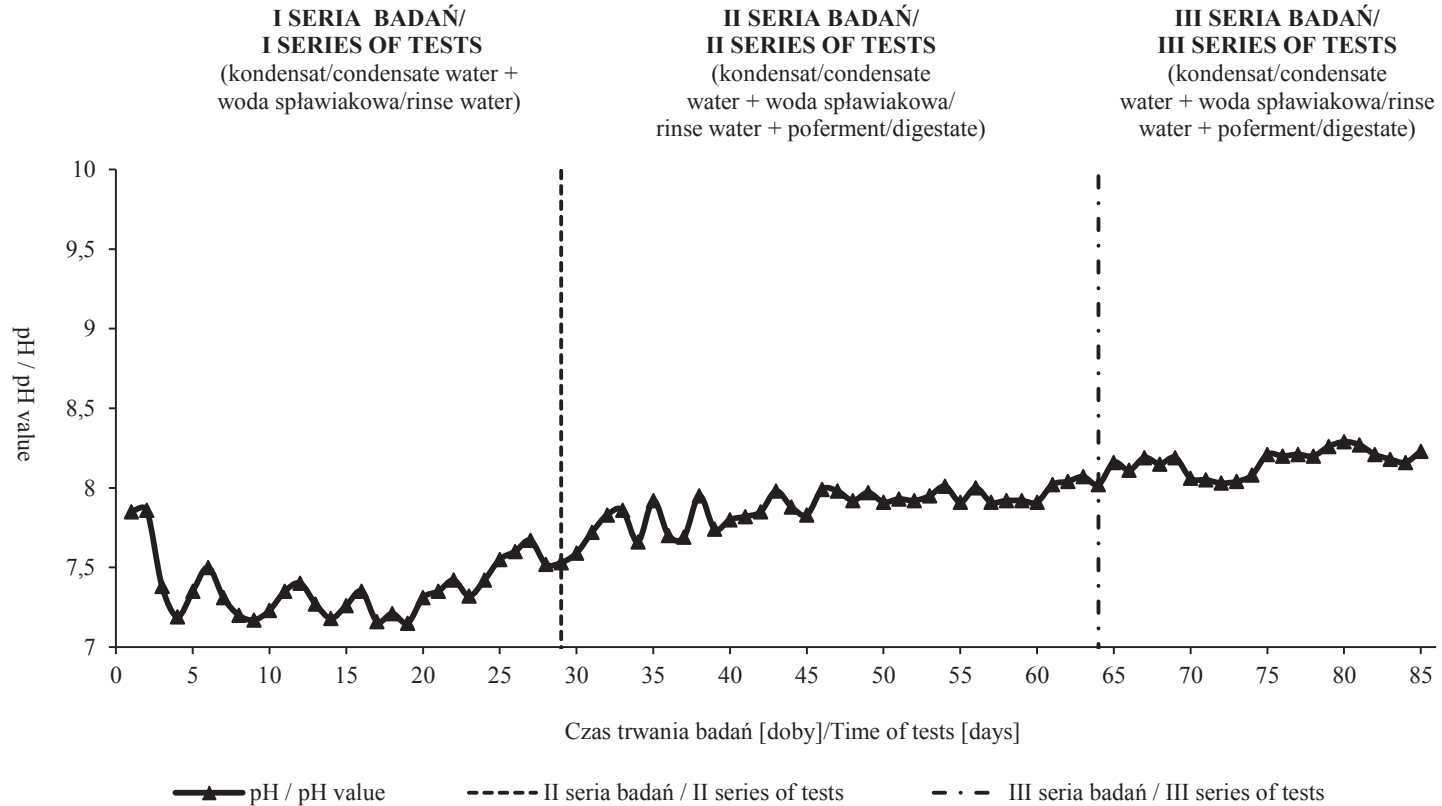


Rys. 5. Zmiany stężenia azotu ogólnego (N_{og}) i azotu amonowego ($NH_4 - N$) w ściekach oczyszczonych podczas biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych i odcieku z pofermentu

Fig. 5. Changes of the total nitrogen (TN) and ammonium nitrogen ($NH_4 - N$) concentration in treated wastewater (effluent) during biological treatment of wastewater from the sugar industry and digestate

Źródło: badania własne.

Source: own study.



Rys. 6. Zmiany wartości pH ścieków oczyszczonych podczas biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych i odcieku z pofermentu
Fig. 6. Changes of the pH value of treated wastewater (effluent) during biological treatment of wastewater from the sugar industry and digestate

Źródło: badania własne.

Source: own study.

i N_{og} . W 85 dniu badań były one wyższe niż uzyskane na zakończenie serii II odpowiednio o 21,52 i 30,84%. Z analizy krzywych na rys. 4 i 5 wynika, że mikroorganizmy osadu czynnego zaadaptowały się zarówno do składu mieszaniny ścieków kierowanych do komory denitryfikacji, jak i do warunków procesu. W tej serii obserwowano obniżanie stężenia ChZT, N_{og} i $NH_4 - N$ w ściekach oczyszczonych. Na koniec badań (85 dzień) wartości tych wskaźników wynosiły odpowiednio $95,20 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, $21,50 \text{ mg}/\text{dm}^3$ i $0,26 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

Potwierdzeniem prawidłowej pracy układu była również wartość pH ścieków oczyszczonych. W całym okresie prowadzonych badań (rys. 6) oznaczano jej systematyczny wzrost. W serii III, w której układ pracował przy najwyższych obciążeniach ładunkiem ChZT i N_{og} pH wynosiło od 8,02 do 8,23. Są to optymalne wartości dla bakterii prowadzących zarówno proces nityfikacji, jak i denitryfikacji [Saleh-Lakha i in. 2009].

4. Wnioski

- W prowadzonych badaniach wykazano, że w reaktorach osadu czynnego ze wstępną denitryfikacją można oczyszczać mieszaninę ścieków cukrowniczych oraz pofermentu charakteryzującego się wysoką zawartością azotu amonowego ($1240 - 1965 \text{ mg}/\text{dm}^3$) z blisko 90-procentową skutecznością.
- Ustalono, że woda splawiakowa może być łatwo przyswajalnym źródłem węgla organicznego dla heterotroficznych bakterii prowadzących proces denitryfikacji. Substancja organiczna zawarta w pofermencie jest trudniej biodegradowalna, co skutkuje koniecznością wydłużenia czasu adaptacji mikroorganizmów odpowiedzialnych za proces denitryfikacji do ok. 35 dni.
- Właściwa adaptacja mikroorganizmów osadu czynnego do oczyszczania pofermentu pozwala prowadzić proces przy wysokim, wynoszącym $5,57 \text{ g}/\text{d}$, ładunku azotu ogólnego doprowadzanego do reaktorów.

Literatura

- Achinas S., Achinas V., Euverink G.J.W., 2017, *A technological overview of biogas production from biowaste*, Engineering, vol. 3, s. 299-307.
- Arthurson V., 2009, *Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residues to agricultural land – potential benefits and drawbacks*, Energies, vol. 2, s. 226-242.
- Bilanovic D., Battistoni P., Cecchi F., Pavan P., Mataalvarez J., 1999, *Denitrification under high nitrate concentration and alternating anoxic conditions*, Water Research, vol. 33, s. 3311-3320.
- Chen S., Ling J., Blancheton J., 2006, *Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors*, Aquacultural Engineering, vol. 34, s. 179-197.
- Cherchi C., Onnis-Hayden A., El-Shawabkeh I., Gu A.Z., 2009, *Implication of using different carbon sources for denitrification in wastewater treatments*, Water Environment Research, vol. 81, s. 788-799.
- Chevron F., Defives C., Dubourguier H.C., 1997, *Denitrification of high nitrate and ammonia waters using fixed-biofilms reactors on natural supports*, Environmental Technology, vol. 18, s. 171-178.

- Fernández-Nava Y., Marañón E., Soons J., Castrillón L., 2010, *Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon source*, Journal of Hazardous Materials, vol. 173, s. 682-688.
- Fiencke C., Spieck E., Bock E., 2005, *Nitrifying bacteria*, [w:] Werner D., Newton W.E. (red.), *Nitrogen Fixation in Agriculture, Forestry, Ecology, and the Environment*, Springer, Netherlands, s. 255-276.
- Hasselblad S., Hallin S., 1998, *Intermittent addition of external carbon to enhance denitrification in activated sludge*, Water Science and Technology, vol. 37, s. 227-233.
- Holm-Nielsen J.B., Al Seadi T., Oleskowicz-Popiel P., 2009, *The future of anaerobic digestion and biogas utilization*, Bioresource Technology, vol. 100, s. 5478-5484.
- Khin T., Annachhatre A.P., 2004, *Novel microbial nitrogen removal processes*, Biotechnology Advances, vol. 22, s. 519-532.
- Kim D., Lee D., Keller J., 2006, *Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH*, Bioresource Technology, vol. 97, s. 459-468.
- Miksch K., Sikora J., 2010, *Biotechnologia ścieków*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Oh J., Silverstein J.S., 1999, *Oxygen inhibition of activated sludge denitrification*, Water Research, vol. 33, s. 1925-1937.
- Sage M., Daufin G., Gésan-Guiziou G., 2006, *Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system*, Water Research, vol. 40, s. 2747-2755.
- Saleh-Lakha S., Shannon K.E., Henderson S.L., Goyer C., Trevors J.T., Zebarth B.J., Burton D.L., 2009, *Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in Pseudomonas mandelii*, Applied and Environmental Microbiology, vol. 75, s. 3903-3911.
- Spagnuolo M., Crecchio C., Pizzigallo M.D.R., Ruggiero P., 1997, *Synergistic effects of cellulolytic and pectinolytic enzymes in degrading sugar beet pulp*, Bioresource Technology, vol. 60, s. 215-222.