



ZESZYTY ENERGETYCZNE, TOM VII

*Wyzwania naukowe w dobie światowej
transformacji energetycznej*

2020, s. 451–458

Analiza ekonomiczna wdrożenia nitrytacji na głównym ciągu oczyszczalni ścieków

Krzysztof Ratkiewicz, Dominika Kołbuc

Politechnika Wrocławska,
Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska
e-mail: krzysztof.ratkiewicz@pwr.edu.pl

Streszczenie

W technologii oczyszczania ścieków wykorzystuje się wiele procesów, zarówno fizycznych, chemicznych, jak i biologicznych. Te ostatnie polegają na wykorzystaniu wyspecjalizowanych bakterii do usuwania poszczególnych zanieczyszczeń ze ścieków. Jednym z podstawowych procesów biologicznych jest nitryfikacja, która jako proces tlenowy wiąże się z dużą energochłonnością, związaną z napowietrzaniem ścieków. Drugim niezbędnym procesem jest denitryfikacja, która polega na przemianie produktów nitryfikacji (azotu azotanowego(III) i (V)) w warunkach anoksydacyjnych do azotu gazowego, a tym samym usunięcie go ze ścieków. Zaproponowaną technologią jest wywołanie nitrytacji na ciągu głównym, w celu zmniejszenia zużycia energii oraz zwiększenia przepustowości oczyszczalni, co w ujęciu jednostkowym zmniejszy zapotrzebowanie na tlen o 25%. Do obliczeń wykorzystano model matematyczny ASM2d oraz rzeczywiste dane eksploatacyjne Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków. Według symulacji możliwe jest obniżenie aktualnych kosztów związanych z napowietrzaniem nawet o 20%.

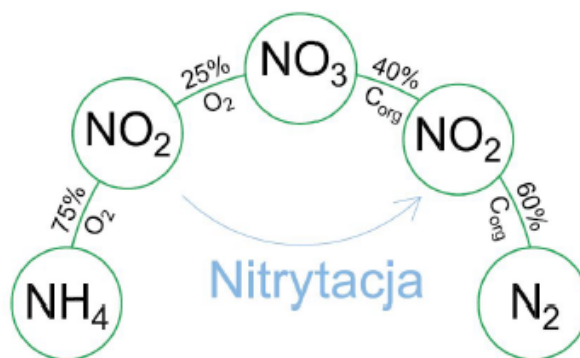
Słowa kluczowe: oczyszczanie ścieków, nitryfikacja, nitrytacja, modelowanie, model ASM2d, napowietrzanie

1. Wprowadzenie

Oczyszczanie ścieków polega na usuwaniu zanieczyszczeń ze ścieków, w stopniu pozwalającym na ich zawrót do obiegu wodnego z akceptowalnym wpływem na stan środowiska lub do ponownego wykorzystania [1]. Do tego celu wykorzystuje się zarówno procesy fizyczne, chemiczne, jak i biologiczne. Procesy fizyczne stosuje się głównie na początku układu, w celu usunięcia największych zanieczyszczeń stałych i niemieszających się, takich jak osady, piaski, tłuszcze i większe odpady (gałęzie, papierosy, waciki itp.). Procesy chemiczne, ze względu na wysokie koszty, są stosowane sporadycznie, w celopoprawy pracy reaktorów biologicznych (np. węglan wapnia w celu podwyższenia zasadowości, czy koagulanty poprawiające właściwości sedymentacyjne osadu czynnego) lub usunięcia poprzez strącanie zanieczyszczeń w przypadku układów niezdolnych do ich wystarczającego usunięcia, np. chemiczne strącanie fosforu [2], [3]. Biologiczne oczyszczanie ścieków w procesie osadu czynnego jest podstawowym i powszechnie stosowanym w oczyszczalniach na całym świecie rozwiązaniem. Poprzez odpowiednie dobieranie warunków w poszczególnych komorach (reaktorach), takich jak np. stężenie tlenu, obecność związków organicznych, czy czas przetrzymania bakterii w układzie (tzw. wiek osadu), możliwe jest namnożenie naturalnie występujących w ściekach bakterii do poziomu wystarczającego do prowadzenia procesów ich oczyszczania w skali przemysłowej [4].

Azot amonowy jest jednym z podstawowych zanieczyszczeń występujących w ściekach komunalnych. Ta forma azotu przyczynia się do eutrofizacji wód oraz stanowi realne zagrożenie dla organizmów wodnych [5]. W celu jej usunięcia stosuje się dwa procesy biologiczne, tj. nityfikację i denityfikację. Nityfikacja to tlenowy proces autotroficzny, który przebiega w dwóch etapach: (i) utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego(III), co nazywane jest nitytacją oraz (ii) utlenianie azotu azotanowego(III) do azotu azotanowego(V), zwanego nitratacją. Cały proces nosi nazwę pełnej nityfikacji. Denityfikacja to z kolei proces heterotroficzny i anoksydacyjny, w którym produkty nityfikacji są wykorzystywane jako akceptory elektronów, w celu utlenienia związków organicznych [6], [7]. Schemat procesów biologicznych wraz z procentowym zużyciem tlenu i węgla organicznego przedstawiono na rys. 1.

Proces napowietrzania jest podstawowym i niezbędnym, a przy tym najkosztowniejszym procesem w technologii oczyszczania ścieków, ze względu na ogromną energochłonność, która stanowi od 45 do 75% całkowitego zapotrzebowania na energię w oczyszczalni, przez co bilans energetyczny tylko w nielicznych obiektach jest zerowy [8]. Około 50–60% wykorzystywane jest na utlenianie związków organicznych, pozostała część jest zużywana na potrzeby pełnej nityfikacji. Jak wynika ze stechiometrii procesu, utlenienie 1 kg N-NH_4^+ do NO_3^- wymaga aż 4,57 kg O_2 , co w przypadku Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków przekłada się na niemalże 32 tys. kg czystego O_2 oraz 127 tys. m^3 powietrza każdej doby.



Rys. 1. Schemat procesów biologicznych

W celu poprawy zarówno jakości ścieków oczyszczonych, jak i bilansu energetycznego Wrocławskiej Oczyszczalni ścieków proponowane są rozwiązania technologiczne pozwalające to osiągnąć, a przy tym zwiększyć przepustowość obiektu. W symulacjach analizowano wpływ zmiennych parametrów pracy reaktora na jakość ścieków i wybrano warianty najkorzystniejsze.

2. Proponowane rozwiązanie i metodyka

W celu poprawy bilansu energetycznego, a także przepustowości oczyszczalni oraz jakości ścieków oczyszczonych, zaproponowano wymuszenie skróconej nitryfikacji (nitrytacji), poprzez manipulowanie pracą dmuchaw oraz zaszczipianie selektywnie hodowanymi bakteriami pierwszej fazy, a tym samym zmniejszenie wymaganego tlenu do utleniania kilograma azotu amonowego z 4,57 do 3,43 kg O_2 , co w ujęciu jednostkowym przekłada się na zmniejszenie zapotrzebowania na tlen o 25% (rys. 1).

Na podstawie rzeczywistych danych z Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków przy wykorzystaniu modelu matematycznego procesów osadu czynnego ASM2d, przeprowadzono symulacje w różnych konfiguracjach parametrów procesowych. Manipulowano takimi parametrami, jak stężenie tlenu (w podzielonej na 3 części komorze tlenowej) i wiek osadu (WO) dla dwóch temperatur tj. 10 i 20°C, które oddają średnią temperaturę ścieków odpowiednio zimą i latem. Kryterium oceny konkretnych ustawień procesowych była jakość ścieków oczyszczonych na odpływie, spełniająca wymogi przedstawione w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych (Dz.U. z 2019 r., poz. 1311 ze zm.). Rozpatrywano stężenia azotu amonowego, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego.

Korzyści finansowe, płynące z implementacji rozwiązania, zostały wyliczone na podstawie względnych różnic w zapotrzebowaniu na powietrze. Za referencje przyjęto wariant obrazujący rzeczywiste warunki pracy oczyszczalni ścieków, skutkujący kosztami napowietrzania w wysokości 5 837 688 zł/rok. Na podstawie wymaganej ilości powietrza w poszczególnych przypadkach, wyliczono spodziewane oszczędności w stosunku do aktualnego rozwiązania.

3. Dane i opis modelu

Model ASM2 jest rozszerzeniem modelu ASM1 i posiada więcej składowych, niezbędnych do lepszego opisanie procesów zachodzących w osadzie czynnym. Najważniejszą różnicą między modelami jest wprowadzenie w ASM2 wewnętrznej budowy komórek biomasy, przez co jej stężenie nie może być opisane po prostu za pomocą parametru rozproszonego. Opisane symulacje pracy reaktora przeprowadzono na modelu ASM2d (Activated Sludge Model No. 2d). Model ten jest bardziej rozbudowaną wersją modeli ASM1 i ASM2. Można w nim przeprowadzać symulacje procesów, jakie zachodzą podczas oczyszczania ścieków oraz obróbki osadów, między innymi procesy utleniania związków organicznych, nityfikacji, denityfikacji, usuwania fosforu i fermentacji osadów. ASM2d składa się z 21 równań, opisujących procesy hydrolizy oraz procesy, jakie zachodzą w organizmach autotroficznych, heterotroficznych, bakteriach PAO i przy strącaniu fosforu za pomocą wodorotlenku żelaza $\text{Fe}(\text{OH})_3$ [9], [10]. Model jest przydatnym narzędziem przy projektowaniu oczyszczalni oraz testowaniu i optymalizacji istniejących rozwiązań.

Symulacji poddano reaktor biologiczny, w celu sprawdzenia, jak zmieniają się koszty oczyszczania ścieków podczas zmiany procesu nityfikacji/denityfikacji na proces nitytacji/denitytacji w warunkach letnich ($T = 20^\circ\text{C}$) i zimowych ($T = 10^\circ\text{C}$), przy różnych wiekach osadu (WO) oraz dla różnych stężeń tlenu. Na potrzeby symulacji system napowietrzania w reaktorze podzielono na trzy sekcje i sprawdzano różne zadane stężenia tlenu dla każdej z sekcji, od stężenia na poziomie $0 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ do $2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, z interwałem co $0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$. Dla warunków letnich symulacje przeprowadzono dla WO rów-

Tabela 1. Podstawowe parametry wejściowe do modelu

Parametr	Wartość	Jednostka
przepływ ścieków surowych	120 000	m^3/d
ładunek ChZT ścieków surowych	59 662	$\text{kg O}_2/\text{d}$
ładunek azotu ogólnego ścieków surowych $N_{\text{og, d}}$	8 442	$\text{kg N}/\text{d}$
ładunek fosforu ogólnego $P_{\text{og, d}}$	1 200	$\text{kg P}/\text{d}$

nego 15, 20, 25 i 30 dób, natomiast dla okresu zimowego, z uwagi na niższą temperaturę i spowolnione procesy metaboliczne mikroorganizmów, symulacje przeprowadzono dla WO równego 25 oraz 30 dób. Podstawowe dane wejściowe do modelu, dotyczące przepływu dobowego oraz ładunków azotu i ChZT, przedstawiono w tab. 1.

4. Wyniki symulacji

W celu porównania wyników symulacji z obecnym układem oczyszczalni, przeprowadzono referencyjne symulacje, odpowiadające warunkom panującym na rzeczywistym obiekcie. Dla okresu zimowego i letniego jako warianty referencyjne przyjęto stężenia tlenu w każdej z 3 sekcji reaktora równe $1,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ oraz wiek osadu, wynoszący odpowiednio 30 i 25 dób. Jest to również konfiguracja zapewniająca wymagany stopień usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków, co potwierdzają wyniki laboratoryjne oczyszczalni ścieków. Jednakże w symulacjach przy takich parametrach odnotowano nieznaczne przekroczenia w zakresie azotu ogólnego. Może to być związane z pewnymi uproszczeniami modelu oraz niedoskonałym odwzorowaniem rzeczywistości.

W tabelach 2 i 3 przedstawiono odpowiednio referencyjne układy w warunkach zimowych i letnich, które pozwalają osiągnąć lepsze parametry ścieków oczyszczonych przy niższych nakładach finansowych.

Tabela 2, dotycząca okresu zimowego, przedstawia aktualny stan parametrów procesowych wraz z zawyżonymi przez model wartościami, dotyczącymi jakości ścieków oczyszczonych oraz możliwe rozwiązania, zapewniające poprawę ich parametrów. Warty uwagi jest fakt, że nawet w przypadku takich samych stężeń tlenu w procesie nitrytacji jak i nitryfikacji, uzyskuje się 4% redukcję kosztów, co przekłada się na około 121 tys. zł oszczędności rocznie. Co więcej, wdrożenie technologii pozwala na obniżenie wymaganego WO, dzięki czemu przy takim samym stężeniu tlenu redukcja kosztów zwiększa się do 6%. Dodatkową zaletą, wynikającą ze skrócenia WO, jest możliwość obniżenia stężenia osadu, co zwiększa przepustowość oczyszczalni oraz zmniejsza obciążenie osadników wtórnych. W przypadku zmian zadanych stężeń tlenu najkorzystniejsze jest rozwiązanie, zakładające WO wynoszący 25 dób oraz stężenie tlenu na poziomie $1,0 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, co pozwala obniżyć koszty o 11%. Przypadek, w którym stężenie tlenu w jednej z części komory nitryfikacji wynosi $0 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, jest najlepszy z punktu widzenia jakości ścieków oczyszczonych, a ponadto zapewnia 10% obniżenie kosztów. Jego wadą jest jednak konieczność przebudowy reaktora, która wiąże się z dodatkowymi kosztami inwestycyjnymi. Wynikają one z braku mieszadeł w komorze nitryfikacji, ponieważ utrzymanie osadu w stanie zawieszenia jest zapewnione przez pracę dyfuzorów powietrza.

Tabela 2. Wyniki symulacji układu referencyjnego oraz modyfikowanego w warunkach zimowych (* – wariant optymalny; ** – wariant porównawczy)

Symulacja referencji dla procesu nityfikacji/denitryfikacji w warunkach zimowych										
War.	WO [d]	T [°C]	DOset KN1 [g O ₂ /m ³]	DOset KN2 [g O ₂ /m ³]	DOset KN3 [g O ₂ /m ³]	NH ₄ ⁺ [g N/m ³]	N _{og} [g N/m ³]	P _{og} [g P/m ³]	Redukcja kosztów [%]	Oszczędność [tys. zł/rok]
ref	30	10	1,5	1,5	1,5	0	11,4	0,4	-	-
*	25	10	1	1	1	1,3	10,8	0,1	11%	318
**	25	10	1,5	1,5	1,5	0,3	10,4	0,1	6%	186
*	30	10	1,5	1	0	1,3	9,3	0,1	10%	290
**	30	10	1,5	1,5	1,5	0,1	10,3	0,1	4%	121

Tabela 3. Wyniki symulacji układu referencyjnego oraz modyfikowanego w warunkach letnich (* – wariant optymalny; ** – wariant porównawczy)

Symulacja referencji dla procesu nityfikacji/denitryfikacji w warunkach letnich										
War.	WO [d]	T [°C]	DOset KN1 [g O ₂ /m ³]	DOset KN2 [g O ₂ /m ³]	DOset KN3 [g O ₂ /m ³]	NH ₄ ⁺ [g N/m ³]	N _{og} [g N/m ³]	P _{og} [g P/m ³]	Redukcja kosztów [%]	Oszczędność [tys. zł/rok]
ref	25	20	1,5	1,5	1,5	0	11,4	2	-	-
*	15	20	0,5	0,5	0,5	0,5	8,6	0,1	26%	773
**	15	20	1,5	1,5	1,5	0	10,3	0,1	16%	474
*	20	20	0,5	0,5	0	0,5	6,5	0,1	26%	759
**	20	20	1,5	1,5	1,5	0	10,5	0,1	10%	294
*	25	20	0,5	0,5	0	0,1	6,7	0,1	22%	648
**	25	20	1,5	1,5	1,5	0	10,6	0,1	5%	155

Okres letni, przedstawiony w tab. 3, daje więcej możliwości manipulowania parametrami procesowymi. Wyjściowym stanem układu, podobnie jak w przypadku okresu zimowego, jest utrzymanie stałego stężenia tlenu na poziomie $1,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ przy niższym wieku osadu równym 25 dób. Wynika to z szybkości procesów, która jest ściśle uzależniona od temperatury. Potencjalne zyski z implementacji rozwiązania uwypuklają się właśnie latem. Podobnie jak w okresie zimowym wprowadzenie nitrytacji/denitrytacji pozwala obniżyć wymagany wiek osadu nawet o 10 dób. Szczególnie wartym uwagi jest wariant z niskim zadaniem stężeniem tlenu, wynoszącym jedynie $0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ w każdej z sekcji. Pozwala on na znaczne obniżenie ładunku azotu ogólnego na odpływie, a ponadto przynosi oszczędności sięgające ponad 770 tys. zł rocznie. Pozostałe dwa warianty nisko-tlenowe, przewidujące brak napowietrzania w jednej z wydzielonych części, również zapewniają redukcje kosztów napowietrzania powyżej 20%, przy poprawie jakości ścieków o około 40% w warunkach letnich, w stosunku do referencji. Jednakże należy pamiętać, że te rozwiązania wymagają modernizacji istniejącego układu.

5. Podsumowanie

Przedstawione przykłady rozwiązań oraz wyniki symulacji potwierdzają, że proces nitrytacji/denitrytacji jest korzystną alternatywą dla obecnie stosowanej nitryfikacji/denitryfikacji. Ponadto wymierne korzyści, zarówno środowiskowe, jak i ekonomiczne, związane z implementacją proponowanego rozwiązania, sprawiają, że jest to nie tylko alternatywa, ale potrzebna modernizacja, zwiększająca możliwości istniejącego systemu, bez konieczności jego znacznej rozbudowy. Obecnie oczyszczalnia pracuje na górnej granicy przepustowości, co w perspektywie rozwijającego się Wrocławia wymusza działania, prowadzące do utrzymania ciągłości pracy obiektu.

Przedstawione w artykule badania sfinansowano z projektu NOR/POLNOR/SNIT/0033/2019-00.

Literatura

- [1] Ambulkar A., Nathanson J.A., *Wastewater treatment*, Encyclopædia Britannica, October 29, 2020, <https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment>.

-
- [2] Yin C.Y., *Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment*, *Process Biochemistry* 2010, 45(9), 1437–1444. DOI: 10.1016/j.procbio.2010.05.030.
- [3] Li Y.Y., Lin L., Li X.Y., *Chemically enhanced primary sedimentation and acidogenesis of organics in sludge for enhanced nitrogen removal in wastewater treatment*, *Journal of Cleaner Production* 2020, 244, 118705. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118705.
- [4] Yuan Z., Blackall L.L., *Sludge population optimisation: a new dimension for the control of biological wastewater treatment systems*, *Water Research* 2002, 36, 482–490. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00230-5.
- [5] Bhattacharya R., Mazumder D., *Kinetic study on nitrification of ammonium nitrogen-enriched synthetic wastewater using activated sludge*, *Water Science and Technology* 2020, 81, 62–70. DOI: 10.2166/wst.2020.080.
- [6] Awolusi O.O., Nasr M., Kumari S., Bux F., *Artificial intelligence for the evaluation of operational parameters influencing nitrification and nitrifiers in an activated sludge process*, *Microbial Ecology* 2016, 72, 49–63. DOI:10.1007/s00248-016-0739-3.
- [7] Lai C., Guo Y., Cai Q., Yang P., *Enhanced nitrogen removal by simultaneous nitrification-denitrification and further denitrification (SND-DN) in a moving bed and constructed wetland (MBCW) integrated bioreactor*, *Chemosphere* 2020, 261, 127744. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127744.
- [8] Wang L., Li B., Li Y., Wang J., *Enhanced biological nitrogen removal under low dissolved oxygen in an anaerobic-anoxic-oxic system: Kinetics, stoichiometry and microbial community*, *Chemosphere* 2021, 263, 128184. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128184.
- [9] Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosedrecht M., *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, IWA Publishing, Volume 5, 2006.
- [10] Kowalewski Z., Neverova-Dziopak E., *Przebieg symulacji komputerowej procesu oczyszczania ścieków komunalnych w reaktorze osadu czynnego*, *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska I Architektury* 2016, kwiecień–czerwiec, 241–254.