

Zbigniew Kowalewski, Elena Neverova-Dziopak, Michał Preisner

Zastosowanie symulacji komputerowej procesu osadu czynnego do minimalizowania potencjału eutrofizującego ścieków oczyszczonych

W ubiegłym roku, po 15 latach realizacji podstawowych założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej w państwach unijnych, jedynie 53% wszystkich wód powierzchniowych osiągnęło jej nadrzędny cel – dobry stan wód (w 2009 r. – 43%) [1], co jest dalekie od realizacji celów europejskiej polityki wodnej, przy czym najgorsza sytuacja ma miejsce w Europie środkowej i północno-wschodniej. Jedną z podstawowych przyczyn nieosiągnięcia dobrego stanu wód w krajach unijnych jest eutrofizacja, która prowadzi do zaburzenia ogólnej równowagi ekosystemów wodnych i w konsekwencji – do poważnych komplikacji w zakresie wszystkich kategorii użytkowania wód. Jednym z głównych źródeł substancji biogennych, będących podstawowym czynnikiem eutrofizującym, są ścieki komunalne. Bez względu na to, że unijne zalecenia – Dyrektywa Ściekowa i Dyrektywa Azotanowa [2,3] – zapewniają od strony formalnej kontrolę zanieczyszczeń biogennych, eutrofizacja wciąż pozostaje problemem priorytetowym, a prognozy na 2020 r. wskazują, że eutrofizacji nadal będą ulegać duże obszary wodne w Europie [4].

Standardy jakości ścieków oczyszczonych, dotyczące zawartości substancji biogennych, opracowane przeważnie na podstawie możliwości technologicznych ich usuwania (LOT – limit of technology), dotyczą tylko ich ogólnych form. W celu zmniejszenia ładunku substancji biogennych dostarczanych wraz ze ściekami do odbiorników i ograniczenia rozwoju eutrofizacji, oczyszczalnie ścieków muszą dostosowywać się do coraz bardziej rygorystycznych wymagań prawnych, dotyczących zawartości związków azotu i fosforu w ściekach oczyszczonych, a ich graniczne wartości są ustalane niekiedy na poziomie wykrywalności analitycznej. Wymagania dotyczące zawartości substancji biogennych w oczyszczonych ściekach komunalnych obowiązujące w krajach unijnych, w tym w Polsce [5], przedstawiono w tabeli 1. Komisja Helsińska HELCOM, w przypadku krajów należących do zlewiska Morza Bałtyckiego, opracowała jeszcze bardziej ostre wymagania dotyczące zawartości substancji biogennych, które zestawiono w tabeli 2 [6, 7].

Tabela 1. Wymagania dotyczące zawartości związków azotu i fosforu w ściekach odprowadzanych do środowiska wodnego [5]
Table 1. Requirements for nitrogen and phosphorus content in wastewater discharge from municipal treatment plants into the aquatic environment [5]

Wskaźnik	Równoważna liczba mieszkańców (RLM)	Zawartość maksymalna	Minimalny stopień usunięcia
Azot ogólny (na obszarach wrażliwych)	10000÷100000	15gN/m ³	80%
	> 100000	10gN/m ³	
Fosfor ogólny (na obszarach wrażliwych)	10000÷100000	2gP/m ³	70÷80%
	> 100000	1gP/m ³	

Tabela 2. Graniczna zawartość związków azotu i fosforu w ściekach oczyszczonych wg rekomendacji HELCOM [6]
Table 2. Nitrogen and phosphorus content limit value for treated municipal water according to HELCOM recommendations [6]

Wskaźnik	Równoważna liczba mieszkańców (RLM)	Zawartość maksymalna	Minimalny stopień usunięcia
Azot ogólny	2000÷10000	–	30% – przy bezpośrednim odprowadzaniu ścieków do morza
	10000÷100000	15gN/m ³	70÷80% – przy bezpośrednim lub pośrednim odprowadzaniu ścieków do wód wrażliwych
	> 100000	10gN/m ³	
Fosfor ogólny	2000÷10000	1gP/m ³	80% – przy bezpośrednim odprowadzaniu ścieków do morza
	10000÷100000	0,5gP/m ³	90% – przy bezpośrednim lub pośrednim odprowadzaniu ścieków do morza
	> 100000		

Dr inż. Z. Kowalewski, prof. dr hab. inż. E. Neverova-Dziopak, mgr inż. M. Preisner: AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, al. Adama Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
kowalew@agh.edu.pl, elenad@agh.edu.pl, preisner@agh.edu.pl

Standardy technologiczne (LOT) dotyczące azotu ogólnego i fosforu ogólnego w Stanach Zjednoczonych są jeszcze bardziej rygorystyczne i wynoszą odpowiednio $3,0 \text{ gN/m}^3$ i $0,1 \text{ gP/m}^3$, a jeśli ścieki są odprowadzane do wód wrażliwych na eutrofizację, wówczas zawartość fosforu ogólnego powinna być mniejsza niż $0,1 \text{ gP/m}^3$ [8]. Tak rygorystyczne przepisy prowadzą do konieczności stosowania bardzo drogiej technologii, z zaawansowanym usuwaniem substancji biogenych włącznie, które charakteryzują się ogromnymi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi związanymi ze wzrostem nakładów przede wszystkim na energię, reagenty chemiczne oraz przeróbkę osadów ściekowych [9]. Przykładowo, nakłady inwestycyjne na oczyszczanie ścieków w Polsce w latach 2000–2015 wyniosły 12,3 mld zł [10], natomiast dobry stan osiągnęło tylko 35% wód powierzchniowych [11]. Ogólne nakłady inwestycyjne na realizację wymagań Dyrektywy Ściekowej w 22 krajach członkowskich UE w latach 2007–2013 wyniosły 73 554 mln euro [12], lecz w Europie do tej pory ponad 50% wód powierzchniowych nie osiągnęło dobrego stanu, a nadmiar substancji biogenych występuje nadal w około 30% akwenów w 17 państwach członkowskich, w tym także w Polsce [1]. Fakty te świadczą o niekorzystnym bilansie kosztów i korzyści w zakresie zapobiegania negatywnym skutkom eutrofizacji na drodze ograniczania dostarczania do wód powierzchniowych substancji biogenych z oczyszczalni ścieków i braku osiągnięcia założonych efektów ekologicznych przy ogromnych nakładach inwestycyjnych i eksploatacyjnych. Taka sytuacja koliduje z zasadami zrównoważonego rozwoju i może prowadzić do nadwyrężenia krajowych i lokalnych budżetów, bez osiągnięcia wymiernego efektu ekologicznego. Oznacza to, że nadal występują luki w zakresie ustalania warunków wprowadzenia ścieków do wód, które nie uwzględniają wiedzy na temat postaci substancji biogenych potęgujących proces eutrofizacji. W środowisku wodnym takimi postaciami biogenów są formy bioprzyswajalne, czyli związki mineralne, takie jak azot amonowy, azotany i azotyny oraz fosforany, bezpośrednio dostępne dla autotroficznych organizmów roślinnych. Właśnie od ich udziału zależy tak zwany potencjał eutrofizujący ścieków wprowadzanych do odbiorników, podczas gdy obecnie obowiązujące standardy jakości ścieków oczyszczonych opierają się na formach ogólnych azotu i fosforu.

Celem niniejszego artykułu było przeprowadzenie symulacji komputerowej procesu biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych metodą osadu czynnego w celu poszukiwania optymalnego – pod względem ekologicznym i ekonomicznym – układu technologicznego zapewniającego minimalny potencjał eutrofizujący ścieków oczyszczonych, uwarunkowany zawartością bioprzyswajalnych form substancji biogenych – azotu i fosforu.

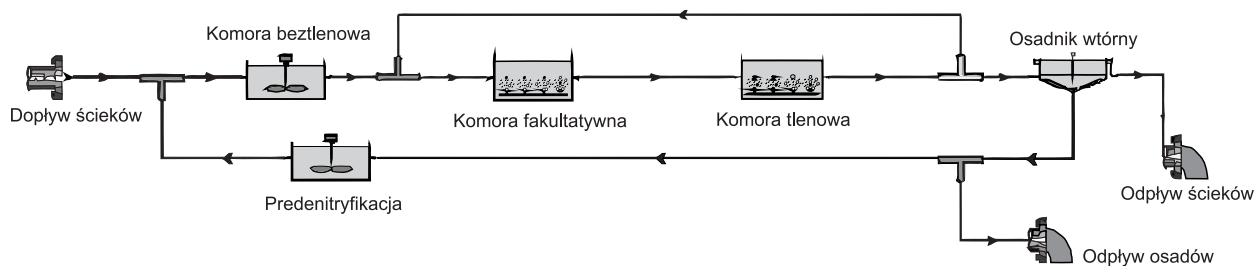
Metody badań

Do symulacji komputerowych wykorzystano program BioWin (EnviroSim Associates Ltd., Canada), stosowany do modelowania i symulacji różnych procesów oczyszczania ścieków, w tym między innymi biologicznego usuwania związków organicznych, nityfikacji, denityfikacji, chemicznego i biologicznego usuwania fosforu, a także reaktorów SBR, reaktorów membranowych, rowów cyrkulacyjnych, tlenowej i beztlenowej fermentacji osadów, procesów separacji i wielu innych. W niniejszej pracy do modelowania procesów przebiegających w reaktorze biologicznym wykorzystano program BioWin2 w wersji 2.2, który zawiera trzy modele osadu czynnego z grupy ASM (activated sludge model) – ASM1, ASM2d i ASM3. Dodatkowo zawiera on także modele nityfikacji oraz przekształcania osadów ściekowych. Model ASM1, opracowany w 1987 r., opisuje procesy biochemiczne, których celem jest zmniejszenie wartości ChZT ścieków oraz procesy nityfikacji-denityfikacji przebiegające w ściekach komunalnych [13]. Rozwinięciem modelu ASM1 o biologiczną defosfatację jest model ASM2 (oraz ASM2d), który uwzględnia metabolizm mikroorganizmów akumulujących związki fosforu (PAO – phosphorus accumulating organisms) [14]. Z kolei model ASM3 powstał w 2000 r. i stanowi rozwinięcie modelu ASM1 bez uwzględnienia procesów transformacji związków fosforu [15].

Założenia badawcze i wyniki symulacji

Modelowanie procesów biologicznego oczyszczania ścieków może być stosowane w celu doboru optymalnej pod względem ekologicznym i ekonomicznym technologii usuwania substancji biogenych ze ścieków, z uwzględnieniem ich minimalnego oddziaływania na odbiornik. Symulację komputerową przeprowadzono na przykładzie oczyszczalni ścieków komunalnych „Kujawy” w Krakowie, która obsługuje dzielnicę Nowa Huta i okolice (250 tys. mieszkańców). Jest to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna ze wzmocnionym usuwaniem biogenów, wykorzystująca technologię osadu czynnego wspomaganą chemicznym strącaniem związków fosforu. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych są wody Wisły. Ilość odprowadzanych ścieków oczyszczonych, zgodnie z pozwoleniem wodnoprawnym, nie może przekroczyć w okresie bezdeszczowym średnio $80 \text{ tys. m}^3/\text{d}$ oraz maksymalnie $100 \text{ tys. m}^3/\text{d}$. W okresie deszczowym i w czasie roztopów dopuszcza się odprowadzanie ścieków w ilości $9320 \text{ m}^3/\text{h}$.

W skład mechanicznej części oczyszczalni wchodzi zwirownik, kraty rzadkie, piaskownik napowietrzany, kraty gęste oraz osadniki wstępne. Część biologiczna składa się z czterech równoległych układów reaktorów trójfazowych z wydzielonymi sekcjami beztlenową, niedotlenioną



Rys. 1. Schemat biologicznej części oczyszczalni ścieków „Kujawy” (układ wyjściowy)

Fig. 1. Schematic diagram of biological treatment stage at Kujawy Wastewater Treatment Plant (baseline set-up)

Tabela 3. Wartości parametrów wejściowych modelu
Table 3. Input model parameters

Pomiar	ChZT, gO ₂ /m ³	Azot Kjeldahla, gN/m ³	Azotany, gN/m ³	Fosfor ogólny, gP/m ³	pH	Zawiesiny, g/m ³	Temperatura, °C
1	508	63,7	0,126	6,01	7,7	210	13,8
2	1120	90,8	0,182	8,86	7,6	454	15,1
3	680	88,8	0,145	8,01	7,4	350	16,3
4	600	72,4	0,127	7,09	7,7	240	17,3
5	427	87,8	0,160	6,48	7,8	110	18,5
6	791	89,4	0,147	8,63	7,7	260	18,3
7	670	65,5	0,114	7,13	7,6	340	17,6
8	406	70,2	0,120	7,71	7,8	170	19,9
9	353	70,7	0,134	5,36	7,9	90	20,6
10	541	59,6	0,126	7,03		210	22,3
11	320	46,9	0,066	6,21	7,6	250	26,8
12	226	33,5	0,575	2,36	7,2		23,1
13	470	45,7	0,204	4,96	7,4	300	19,6
14	690	92,0	0,139	7,85	7,7	270	22,8
15	630	87,3	0,210	7,65		310	18,8
16		88,6	0,013	7,31		270	13,3
17	440	99,5	0,173	6,40	7,6		
18	550	53,3	0,020	6,00	210	12,1	
19	620	73,5	0,098	7,03	7,3	300	12,7
20	562	79,7	0,176	6,66	7,8	154	11,9
21	695	72,0	0,129	7,05	7,6	210	12,5

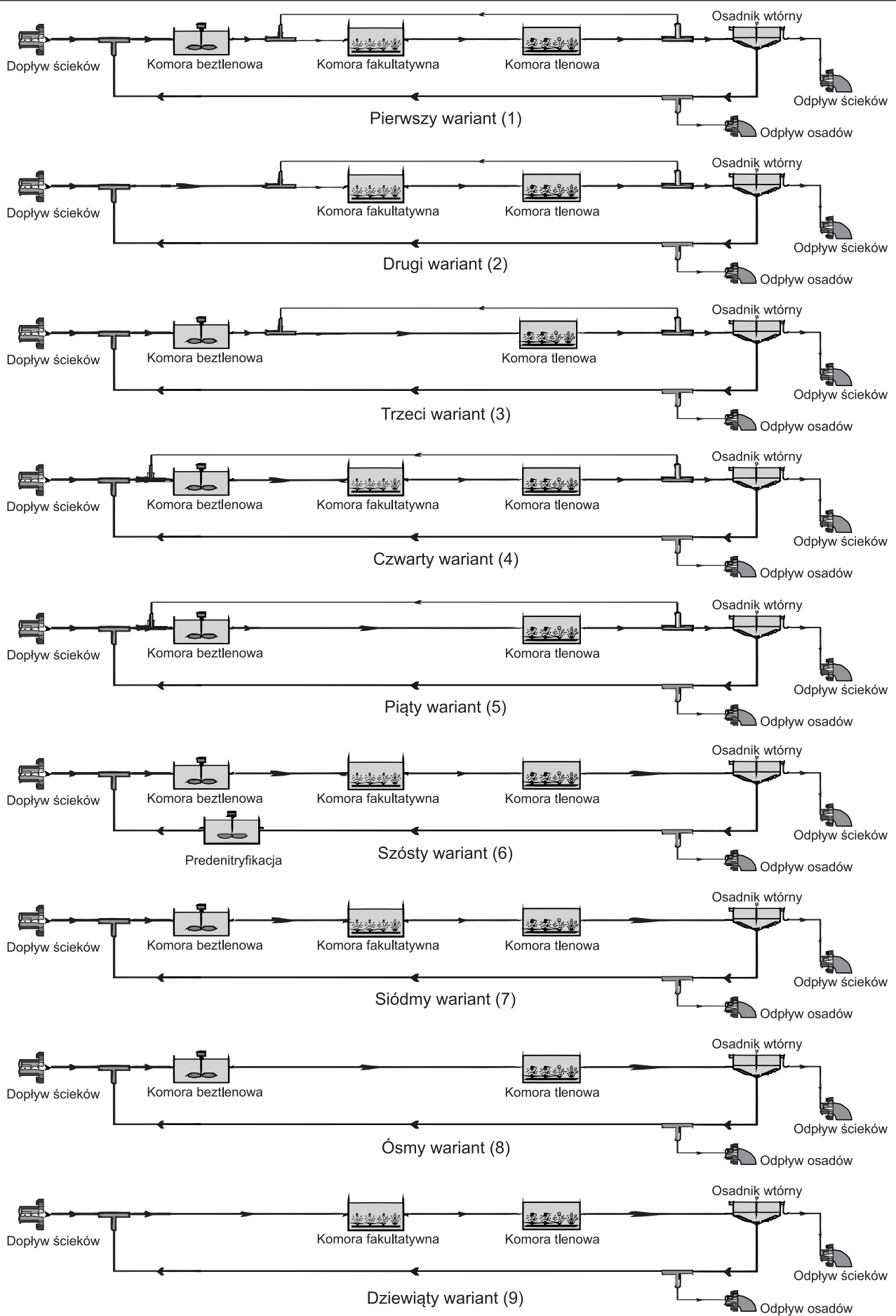
i tlenową, z recyrkulacją wewnętrzną, każdy o przepustowości 17,5 tys. m³/d. Każdy reaktor składa się z 9 komór o głębokości 4,7 m i łącznej pojemności 16010 m³. W linii recyrkulacji zewnętrznej dodatkowo stosowana jest komora predenitryfikacji o głębokości 3,36 m i pojemności 620 m³. Komory beztlenowe i fakultatywne wyposażone są w mieszadła wolnoobrotowe, a komory tlenowe dodatkowo w ruszt napowietrzający. Obecnie pracują cztery linie technologiczne bioreaktorów, każda zakończona dwoma radialnymi osadnikami wtórnymi o średnicy 42 m i głębokości czynnej 3 m, wyposażonymi w zgarniacze [16]. Schemat technologiczny biologicznej części oczyszczalni ścieków przedstawia rysunek 1.

Symulację komputerową oparto na danych z monitoringu jakości ścieków z 2013 r., dopływających do pojedynczego układu bioreaktora w stałej ilości 17,5 tys. m³/d. Czas symulacji wynosił 21 d, co odpowiadało liczbie pomiarów wskaźników w skali całego roku. Dane wejściowe do modelu przedstawiono w tabeli 3.

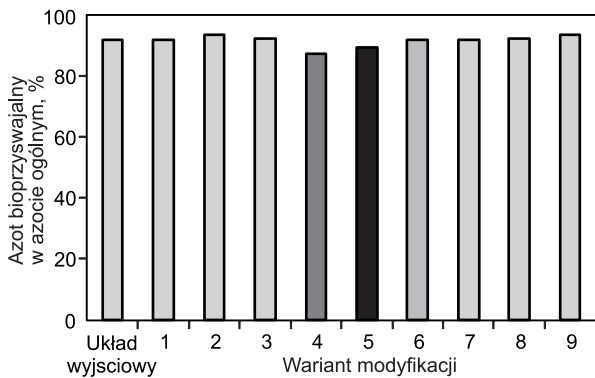
Głównym założeniem przeprowadzonej symulacji było modelowanie pracy bioreaktora w kierunku od bardziej złożonej opcji do bardziej prostej, zapewniającej minimalną zawartość bioprzyswajalnych form substancji biogennej w ściekach oczyszczonych i niepowodującej dodatkowych kosztów, a raczej prowadzącej do ich zmniejszenia. Na potrzeby symulacji komputerowej stworzono dziewięć wariantów rzeczywistej (wyjściowej) linii technologicznej oczyszczalni ścieków „Kujawy”, składającej się z 4 komór – beztlenowej, fakultatywnej, tlenowej i predenitryfikacji, z wewnętrzną recyrkulacją z komory tlenowej do komory fakultatywnej (rys. 1). Założono następujące wariantowe modyfikacje biologicznego układu oczyszczania ścieków, pokazane schematycznie na rysunku 2:

- pierwsza polegała na usunięciu komory predenitryfikacji,
- druga na usunięciu komór predenitryfikacji i beztlenowej,
- trzecia zakładała układ składający się wyłącznie z komór beztlenowej i tlenowej z recyrkulacją wewnętrzną dotyczącą tylko komory tlenowej,
- czwarta obejmowała układ złożony z komory beztlenowej, fakultatywnej i tlenowej z recyrkulacją z komory tlenowej do komory beztlenowej,
- w piątym wariantcie przewidziano komory beztlenową i tlenową, z recyrkulacją jak w układzie czwartym,
- w wariantcie szóstym zastosowano wszystkie komory (beztlenową, fakultatywną, tlenową i predenitryfikacji) bez recyrkulacji wewnętrznej,
- w zmodyfikowanym wariantcie siódmym usunięto komorę predenitryfikacji i recyrkulację wewnętrzną,
- w ósmym wariantcie pozostawiono tylko komory beztlenową i tlenową,
- ostatnia dziewiąta modyfikacja przewidywała zastosowanie komór fakultatywnej i tlenowej bez recyrkulacji wewnętrznej oraz komór predenitryfikacji i beztlenowej.

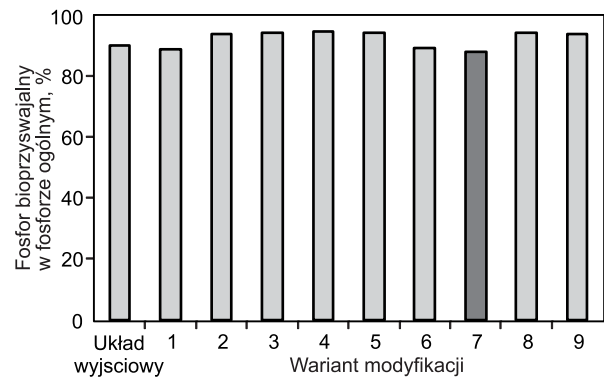
Na podstawie jakości ścieków uzyskanej w poszczególnych modelowanych układach technologicznych, przeprowadzono obliczenia dotyczące zawartości bioprzyswajalnych form azotu i fosforu (jako ich udziału procentowego w zawartości odpowiednio azotu ogólnego i fosforu ogólnego) w ściekach oczyszczonych w wyjściowym (oryginalnym) układzie technologicznym i jego dziewięciu wariantowych modyfikacjach. Wyniki analizy zawartości bioprzyswajalnych form azotu (suma azotu amonowego, azotanów i azotynów) i fosforu (fosforany) we wszystkich układach przedstawiono na rysunkach 3 i 4.



Rys. 2. Warianty modyfikacji układu wyjściowego biologicznej części oczyszczalni ścieków „Kujawy”
 Fig. 2. Variants of baseline set-up modification of biological treatment stage at Kujawy Wastewater Treatment Plant



Rys. 3. Wyniki symulacji zawartości bioprzyswajalnych form azotu w ściekach oczyszczonych (% azotu ogólnego) w poszczególnych wariantach układu oczyszczania ścieków
Fig. 3. Results of bioavailable nitrogen content simulation in treated wastewater (% of total nitrogen) in subsequent variants of wastewater treatment scheme



Rys. 4. Wyniki symulacji zawartości bioprzyswajalnych form fosforu w ściekach oczyszczonych (% fosforu ogólnego) w poszczególnych wariantach układu oczyszczania ścieków
Fig. 4. Results of bioavailable phosphorus content simulation in treated wastewater (% of total phosphate) in subsequent variants of wastewater treatment scheme

Analiza wyników symulacji komputerowej biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych z zaawansowanym usuwaniem substancji biogenych w dziewięciu zmodyfikowanych wariantach bioreaktorów z osadem czynnym wykazała, że największą zawartością bioprzyswajalnych form azotu w ściekach oczyszczonych charakteryzowały się warianty drugi i dziewiąty (ok. 93%), natomiast warianty trzeci, czwarty i ósmy charakteryzowały się największą zawartością bioprzyswajalnych form fosforu (ok. 94%). Najmniejszym potencjałem eutrofizującym pod względem zawartości bioprzyswajalnych form azotu (87%) charakteryzował się czwarty wariant, którego modyfikacja polegała na zastosowaniu układu złożonego z komory beztlenowej, fakultatywnej i tlenowej z recyrkulacją z komory tlenowej do komory beztlenowej. Z kolei najmniejszym potencjałem eutrofizującym pod względem zawartości bioprzyswajalnych form fosforu (88%) charakteryzował się wariant siódmy, zakładający uproszczony układ bioreaktora (usunięcie komory predenitryfikacji i recyrkulacji wewnętrznej). Jednakże optymalnym układem bioreaktora pod względem zawartości bioprzyswajalnych form azotu w ściekach oczyszczonych okazał się wariant piąty, ze względu na porównywalną zawartość bioprzyswajalnych form azotu (89%) z wariantem czwartym, a jednocześnie uproszczenie układu bioreaktora.

Podsumowanie

Zaawansowane technologie tak zwanego głębokiego usuwania biogenów ze ścieków komunalnych są inwestycjami wyjątkowo drogimi i nie zawsze gwarantują zapobieganie rozwojowi procesu eutrofizacji w wodach powierzchniowych. Wiedza o zawartości bioprzyswajalnych form azotu i fosforu w ściekach wprowadzanych do odbiornika pozwoliłaby na optymalny dobór technologii i układu oczyszczania, uzasadniony pod względem ekologicznym i ekonomicznym. Wyniki przeprowadzonych badań symulacyjnych, nakierowanych na poszukiwanie prostszych i tańszych technologii biologicznego usuwania substancji biogenych i odprowadzanie do odbiornika ścieków oczyszczonych o niskim potencjale eutrofizującym, potwierdzają możliwość doboru skutecznych technologii usuwania substancji biogenych, które jednocześnie pozwolą na ograniczenie kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych oczyszczania ścieków i bardziej skuteczną ochronę odbiorników przed eutrofizacją.

LITERATURA

1. The European Environment – State and Outlook 2015. European Environment Agency, Copenhagen 2015.
2. EEC COUNCIL: 91/676/EEC of 12 December 1991 Concerning the Protection of Waters Against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources. European Environment Agency, Copenhagen 1991.
3. EEC COUNCIL: 91/271/EEC of 21 May 1991 Concerning Urban Waste-Water Treatment. European Environment Agency, Copenhagen 1991.
4. Effects of Air Pollution on European Ecosystems. European Environment Agency, Copenhagen 2014.
5. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dziennik Ustaw RP z 16 grudnia 2014 r., poz. 1800.
6. HELCOM RECOMMENDATION 28E/5: Municipal Wastewater Treatment, 2007.
7. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, Kraków 2007.
8. A. P. PRAMANIK, C. B. BOTT: Workshop on Nutrient Removal: How Low Can We Go & What is Stopping Us from Going Lower? Water Environment & Research Foundation, Alexandria 2007.
9. M. T. BRETT, B. LI: The Bioavailable Phosphorus (BAP) Fraction in Effluent from Advanced Secondary and Tertiary Treatment. Water Environment & Research Foundation, Alexandria 2015.
10. Aktualizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (AKPOSK 2015). Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa 2015.
11. Stan środowiska w Polsce. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2014.
12. Compliance Costs of the Urban Wastewater Treatment Directive. Final Report. European Commission, Directorate-General for Environment, Brussels 2010.
13. I. IACOPOZZI, V. INNOCENTI, S. MARSILI-LIBELLI, E. GIUSTI: A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification. *Environmental Modelling & Software* 2007, Vol. 22, pp. 847–861.
14. T. Y. PAI, C. F. OUYANG, J. L. SU, H. G. LEU: Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. *Applied Mathematical Modelling* 2001, Vol. 25, pp. 1025–1038.
15. M. I. NELSON, H. S. SIDHU: Analysis of the activated sludge model (number 1). *Applied Mathematics Letters* 2009, Vol. 22, pp. 629–635.
16. Z. MUCHA: Operat wodnoprawny. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji SA, Kraków 2014.

Kowalewski, Z., Neverova-Dziopak, E., Preisner, M. Computer Simulation of Activated Sludge Process to Obtain the Minimum Eutrophication Potential of Municipal Wastewater. *Ochrona Srodowiska* 2016, Vol. 38, No. 3, pp. 23–28.

Abstract: 15 years from starting the implementation of Water Framework Directive, primary objective of which was to achieve good status of all waters in the EU countries by 2015, only 53% of surface waters in Europe have reached the set goal, and excessive amounts of nutrients are observed in about 30% of water bodies in 17 member states, including Poland. Consequently, the eutrophication progresses causing serious complications with regard to all the water use categories. These facts indicate an unfavorable cost-benefit balance in terms of preventing adverse effects of eutrophication by reducing nutrient discharge from wastewater treatment plants and failure to achieve the set ecological goals despite huge capital

expenditures and operating costs. This means that gaps in respect of determining the conditions of wastewater discharge into the receivers still exist, which prevent taking into account the knowledge on nutrient forms accelerating eutrophication. In the aquatic environment such forms of nutrients are their bioavailable mineral forms, immediately assimilable by autotrophic plant organisms. The results of computer simulations, aimed at identification of simpler and cheaper technologies of biological nutrient removal and discharge of an effluent of low eutrophication potential, confirmed feasibility of selecting effective nutrient removal technologies that would also limit the investment and operational costs of sludge wastewater treatment and provide more effective protection of receivers against eutrophication.

Keywords: Sewage treatment, biological reactor, nutrients, eutrophication potential, computer modeling, BioWin.