



## **Modelowanie ryzyka w eksploatacji oczyszczalni ścieków**

*Dariusz Andraka, Lech Dzieńis*  
*Politechnika Białostocka*

### **1. Wstęp**

Podstawowym celem prawidłowo prowadzonej eksploatacji oczyszczalni ścieków jest zapewnienie wymaganego efektu technologicznego, mierzonego stężeniem określonych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych do odbiornika lub procentową obniżką tych wskaźników względem wartości na dopływie. Parametry te, określone w pozwoleniu wodnoprawnym obiekту, powinny być kontrolowane w regularnych odstępach czasu, z częstotliwością określoną w odpowiednich przepisach [14]. Ponieważ końcowy efekt procesu biologicznego oczyszczania ścieków jest zależny od wielu zmiennych czynników (wahania ilości i jakości ścieków surowych, pora roku i warunki atmosferyczne, sprawność wyposażenia technologicznego i in.), nawet bardzo staranna eksploatacja nie zapewnia utrzymania wymaganej sprawności technologicznej oczyszczalni w dowolnym momencie. Dowodem tego są liczne publikacje prezentujące wyniki badań efektywności działania oczyszczalni ścieków, z których wynika, że nawet obiekty charakteryzujące się niskim średnim poziomem zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, borykają się z problemem częstego przekraczania wartości dopuszczalnej w indywidualnych pomiarach [2, 9, 10]. Wiąże się z tym potencjalne ryzyko, że rutynowa kontrola pracy oczyszczalni wykaże, że obiekt nie spełnia wymagań formalno-prawnych, co z kolei będzie skutkowało nałożeniem na eksploatatora kar pieniężnych.

Kolejnym problemem związanym z wahaniami jakości ścieków oczyszczonych jest możliwe zakłócenie równowagi biologicznej w od-

biorniku, spowodowane wprowadzeniem ładunku zanieczyszczeń przekraczającego jego chłonność. Chociaż sytuacja taka nie ma bezpośredniego odniesienia w obowiązujących aktualnie przepisach, z ekologicznego punktu widzenia jest to zdarzenie jak najbardziej niepożądane. W związku z tym powstaje więc pytanie, czy poprawnie (przynajmniej od strony formalnej) eksploatowana oczyszczalnia ścieków stanowi ryzyko dla powiązanego z nią odbiornika.

Powyższe problemy można „sparametryzować” i opisać za pomocą odpowiednich wskaźników, zarówno liczbowych jak i opisowych, z wykorzystaniem metod analizy ryzyka. Metody te można podzielić generalnie na dwie grupy [12]:

- ilościowa analiza ryzyka (IAR), w której przetwarzane są dane mierzalne i wyznaczane konkretne wartości ryzyka; tego typu analiza wykorzystuje najczęściej metody probabilistyczne lub symulacyjne i wywodzi się z klasycznej definicji ryzyka, bazującej na iloczynie negatywnych skutków i prawdopodobieństwa ich wystąpienia;
- jakościowa analiza ryzyka (JAR), której celem nie jest wyznaczenie liczbowej wartości ryzyka, ale np. analiza rodzajów i skutków uszkodzeń, analiza struktur bezpieczeństwa czy też ocena ryzyka z wykorzystaniem grup ekspertów z różnych dziedzin; metoda ta bazuje na wiedzy historycznej, doświadczeniu, intuicji i jest często oceną subiektywną poziomu ryzyka.

W praktyce, kompleksowa analiza i ocena ryzyka wykorzystuje metody ilościowo-jakościowe, w których liczbową wartość ryzyka jest powiązana z analizą przyczynowo-skutkową zdarzeń negatywnych. W tych badaniach wykorzystuje się takie instrumenty jak: metody matrycowe, analizę drzewa uszkodzeń czy też analizę drzewa zdarzeń [16, 17].

Analiza i ocena ryzyka w przypadku systemów technicznych wykorzystujących złożone procesy technologiczne (do których zalicza się niewątpliwie oczyszczalnia ścieków) jest utrudniona z uwagi na istotny wpływ czynnika niepewności związanego z trudną do przewidzenia zmiennością parametrów procesu. W przypadku oczyszczalni ścieków ma się do czynienia m.in. ze zmienną ilością i jakością dopływających ścieków, zmiennymi warunkami zewnętrznymi (np. temperatura wpływająca na kinetykę procesów biologicznego oczyszczania), dopływami przypadkowymi (np. awaryjne zrzuty ścieków przemysłowych). Dlatego

też modelowanie pracy oczyszczalni ścieków, a w szczególności jakości ścieków oczyszczonych, jest utrudnione mimo dostępności wielu narzędzi do komputerowej symulacji pracy tego typu obiektów (BioWin, WEST, GPS-X i wiele innych). W literaturze tematu można znaleźć szereg metod „pokonania” problemu niepewności danych wyjściowych do modelowania, a co za tym idzie – adekwatności tworzonych modeli symulujących pracę oczyszczalni. Wśród nich dominują metody bayesowskie [6] oraz symulacja Monte Carlo [1–3, 13].

W prezentowanej pracy przedstawiono wyniki symulacji dla przyjętych typowych układów modelowych (oczyszczalnia – organ kontrolny, oczyszczalnia – odbiornik), których odzwierciedleniem są nomogramy pokazujące m.in. zależność pomiędzy jakością ścieków oczyszczonych a ryzykiem zakwalifikowania oczyszczalni jako nie spełniającej wymagań formalno-prawnych, czy też spowodowania zagrożenia ekologicznego dla odbiornika. Nomogramy takie mogą być wykorzystane zarówno przez eksploatatorów oczyszczalni – np. do kreowania optymalnej strategii pracy oczyszczalni), jaki i służby ochrony środowiska – np. do ustalania planów kontrolnych lub określania specjalnych wymagań dla obiektów odprowadzających ścieki do odbiorników o szczególnym znaczeniu. Jako instrument badawczy wykorzystano symulację Monte Carlo, polegającą na wielokrotnym przeliczaniu wyjściowego modelu matematycznego z wykorzystaniem losowo generowanych parametrów i zmiennych występujących w równaniu modelowym.

Niniejsza praca jest wynikiem badań prowadzonych w Katedrze Systemów Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej w ramach pracy S/WBIIS/2/2011.

## **2. Modelowanie ryzyka negatywnej oceny sprawności technologicznej oczyszczalni**

Celem przeprowadzonej analizy było ustalenie zależności pomiędzy efektywnością technologiczną oczyszczalni wyrażoną jakością ścieków oczyszczonych a prawdopodobieństwem, że oczyszczalnia zostanie oceniona negatywnie (tzn. jako nie spełniająca wymagań co do jakości odprowadzanych ścieków) ramach badań kontrolnych przewidzianych obowiązującymi przepisami [14]. W badaniach wykorzystano model niezawodnościowy oczyszczalni ścieków bazujący na wskaźniku spraw-

ności technologicznej oczyszczalni  $P_{SO}$ , definiowanym jako prawdopodobieństwo uzyskania wymaganej jakości ścieków oczyszczonych, zgodnie ze wzorem:

$$P_{SO} = P(x < X_{dop}) \quad (1)$$

gdzie:

$x$  – zmienna losowa określająca wartość wskaźnika zanieczyszczeń rodzaju  $x$  w ściekach oczyszczonych,

$X_{dop}$  – wartość dopuszczalna danego wskaźnika zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych.

Z kolei ryzyko negatywnej oceny działania oczyszczalni  $R_{SO}$  zostało zdefiniowane jako prawdopodobieństwo stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnej wartości stężenia zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni w większej liczbie próbek pobranych do analizy niż to dopuszczają obowiązujące przepisy, co można zapisać wzorem:

$$R_{SO} = P(LP_{KN} > LP_{dop}) \quad (2)$$

gdzie:

$LP_{KN}$  – liczba próbek ścieków oczyszczonych ocenionych negatywnie (tzn. o stężeniach przekraczających wartości dopuszczalne) w trakcie kontroli pracy oczyszczalni,

$LP_{dop}$  – dopuszczalna liczba próbek, które mogą nie spełniać wymagań, zgodnie z [15].

W celu wyznaczenia estymatorów powyższych wskaźników przeprowadzono symulację Monte Carlo zgodnie z procedurą opisaną w [2], która polegała (w skrócie) na losowym generowaniu wartości zmiennej będącej wybranym wskaźnikiem jakości ścieków oczyszczonych (w tym przypadku – BZT<sub>5</sub>), przy założeniu jej określonego rozkładu statystycznego, a dalej – wyborze (znowu losowym) takiej liczby wygenerowanych zmiennych do oceny, która odpowiada częstości prowadzenia badań kontrolnych pracy oczyszczalni. Istotną różnicą w stosunku do prowadzonych wcześniej badań było przyjęcie rozkładu logarytmiczno-normalnego do opisu modelowanej zmiennej (zamiast rozkładu normalnego). Zmiana ta jest odzwierciedleniem wyników badań prowadzo-

nych przez licznych autorów na rzeczywistych obiektach [9, 10], które wskazują że to właśnie rozkład log-normalny najlepiej oddaje statystyczną zmienność parametrów jakościowych w ściekach oczyszczonych.

Symulacje prowadzono dla 3 grup wielkości oczyszczalni (A – do 2.999 RLM, B – do 49.999 RLM, C – powyżej 50.000 RLM). Na jeden cykl symulacji składało się wygenerowanie 365 losowych wartości  $BZT_5$ , z których wybierano żadaną liczbę próbek „kontrolnych”  $LP_K$  (np. dla oczyszczalni z grupy B było to 12 próbek losowanych z równomierną częstością). Zestawienie istotnych dla przeprowadzonych symulacji parametrów przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Warunki jakim powinny odpowiadać ścieki oczyszczone (wybrane parametry) oraz sposób prowadzenia kontroli dla oczyszczalni różnej wielkości [15]

**Table 1.** Formal requirements concerning effluent quality and control regime for different wastewater treatment plants

Parametr	Wielkość oczyszczalni (tys. RLM)		
	A (2–15)	B (15–50)	C (ponad 50)
$X_{dop}$ ( $BZT_5$ )	25	15	15
Liczba próbek pobieranych w ciągu roku ( $LP_K$ )	4	12	24
Liczba pobranych próbek mogących nie spełniać wymagań ( $LP_{dop}$ )	1	2	3

W każdym cyklu obliczane były następujące parametry:

- $LPS_{Xdop}$ : liczba próbek z symulacji nie spełniających kryterium efektywności technologicznej (tzn. takich że  $x > X_{dop}$ ),
- $LPS_{KN}$ : liczba próbek z symulacji nie spełniających wymagań w zbiorze wylosowanych próbek kontrolnych,
- WK: wynik kontroli (przy czym  $WK = 1$  gdy oczyszczalni została oceniona negatywnie, tzn.  $LPS_{KN} > LP_{dop}$  oraz  $WK = 0$  w przeciwnym przypadku).

Następnie każdy cykl symulacji był powtarzany 1000 razy ( $L_{sym} = 1000$ ) dla ustalonych parametrów rozkładu zmiennej (średnia  $m_x$

oraz odchylenie standardowe  $s_x$ ) oraz wartości granicznej  $X_{dop}$ . Uzyskane wyniki posłużyły do wyznaczenia estymatorów podanych we wzorach (1) i (2) wskaźników. Estymator wskaźnika sprawności technologicznej oczyszczalni (zwany dalej dla uproszczenia niezawodnością i oznaczany symbolem  $N$ ) obliczano jako średnią liczbę wyników pozytywnych (czyli takich, że  $x < = X_{dop}$ ) otrzymanych we wszystkich zrealizowanych symulacjach, zgodnie ze wzorem:

$$N = \frac{L_{sym} - LPS_{Xdop}}{L_{sym}} \quad (3)$$

Z kolei estymator ryzyka negatywnego wyniku kontroli oczyszczalni (zwany dalej ryzykiem eksploatatora i oznaczany symbolem  $R_e$ ) obliczono jako średnią liczbę negatywnych wyników kontroli:

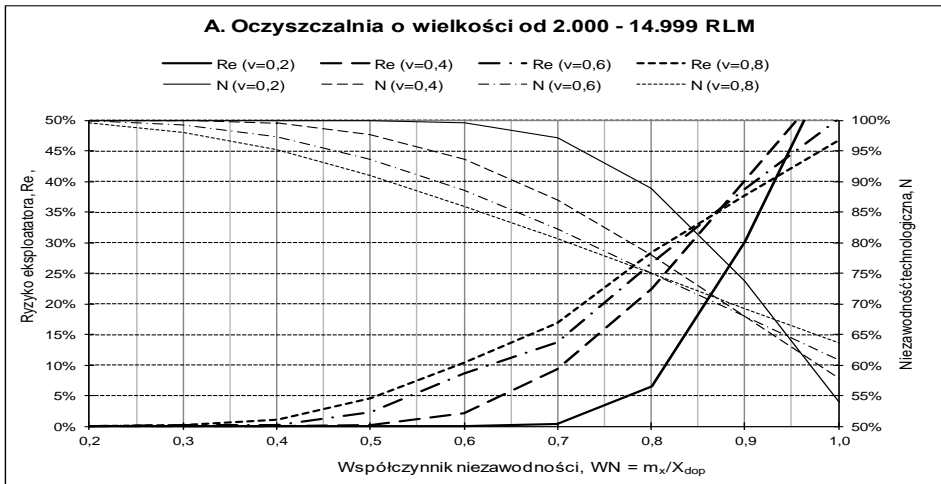
$$R_e = \frac{\sum_{i=1}^{L_{sym}} WK_i}{L_{sym}} \quad (4)$$

Wyniki pogrupowane zostały względem przyjętych parametrów symulacji, wyrażonych przez:

- współczynnik zmienności  $v_x$ , równy ilorazowi odchylenia standardowego  $\sigma_x$  do wartości średniej  $m_x$  symulowanej zmiennej losowej,
- współczynnik niezawodności  $WN$ , równy ilorazowej wartości średniej  $m_x$  do wartości granicznej  $X_{dop}$  symulowanej zmiennej (nazwa ta została zaczerpnięta z popularnego modelu niezawodnościowego opisanego m.in. w [7, 9]).

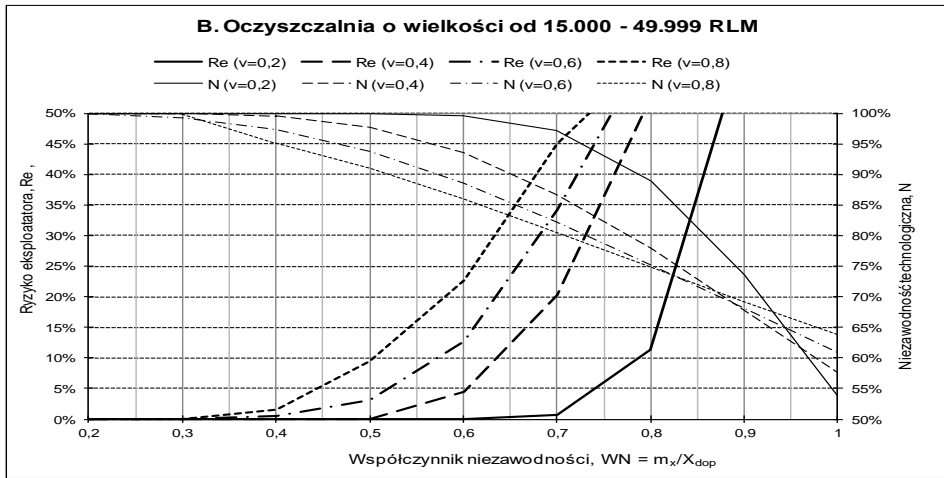
Otrzymane wyniki zostały zaprezentowane na rysunkach 1–3 w postaci nomogramów pozwalających na określanie zależności pomiędzy współczynnikiem niezawodności  $WN$  oraz niezawodnością technologiczną i ryzykiem operatora dla różnych współczynników zmienności zmiennej jaką jest jakość ścieków oczyszczonych. Na ich podstawie możliwa jest m.in. ocena niezawodności technologicznej ( $N$ ) oraz ryzyka eksploatatora ( $R_e$ ) dla oczyszczalni, z której odprowadzane są ścieki o znanym średnim stężeniu  $BZT_5$  ( $m_x$ ) i jego odchyleniu standardowym ( $\sigma_x$ ). Przykładowo, dla oczyszczalni o obciążeniu 30 tys. RLM, w której

średnia wartość  $BZT_5$  ścieków oczyszczonych wynosi  $m_x = 9,0 \text{ g/m}^3$  przy odchyleniu standardowym  $\sigma_x = 3,6$  i wartości dopuszczalnej  $X_{dop} = 15 \text{ g/m}^3$  ( $v_x = 0,4$  oraz  $WN = 0,6$ ), poziom niezawodności technologicznej odczytany z rys. 2 wynosi  $N = 93\%$ , natomiast ryzyko eksploatatora  $R_e = 4\%$ .



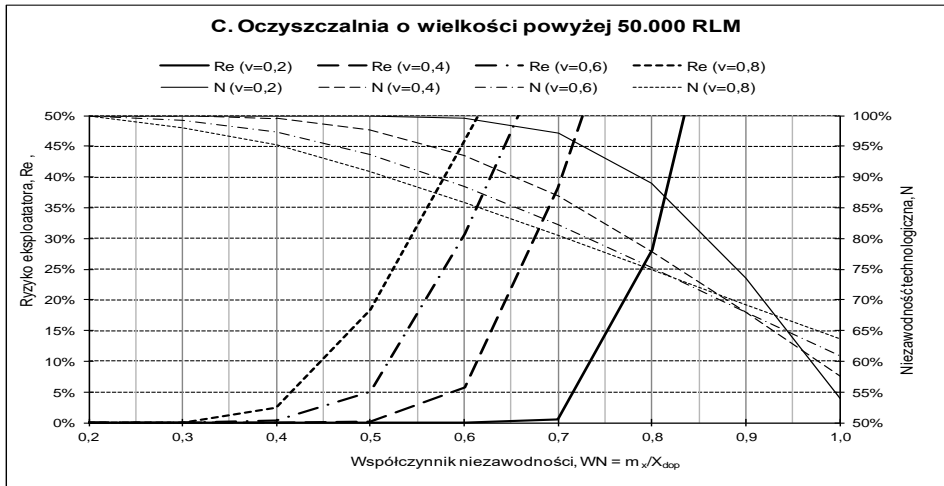
**Rys. 1.** niezawodność technologiczna (N) i ryzyko eksploatatora (Re) dla oczyszczalni z grupy A, przy założeniu logarytmiczno-normalnego rozkładu zmienności  $BZT_5$  ścieków oczyszczonych

**Fig. 1.** Reliability level (N) and plant operator's risk (Re) in group A of WWTP for the log-normal distribution of BOD concentration in effluent wastewater



**Rys. 2.** Niezawodność technologiczna (N) i ryzyko eksploatatora (Re) dla oczyszczalni z grupy B, przy założeniu logarytmiczno-normalnego rozkładu zmienności  $BZT_5$  ścieków oczyszczonych

**Fig. 1.** Reliability level (N) and plant operator's risk (Re) in group B of WWTP for the log-normal distribution of BOD concentration in effluent wastewater



**Rys. 3.** Niezawodność technologiczna (N) i ryzyko eksploatatora (Re) dla oczyszczalni z grupy C, przy założeniu logarytmiczno-normalnego rozkładu zmienności  $BZT_5$  ścieków oczyszczonych

**Fig. 3.** Reliability level (N) and plant operator's risk (Re) in group C of WWTP for the log-normal distribution of BOD concentration in effluent wastewater



### 3. Modelowanie wpływu ścieków oczyszczonych na odbiornik

Celem przeprowadzonych na tym etapie badań było wyznaczenie ryzyka zmiany klasy jakości odbiornika spowodowanego odprowadzaniem do niego ścieków o określone charakterystyce ilościowo-jakościowej ( $R_{KJO}$ ), co można opisać wzorem:

$$R_{KJO} = P(X_{rm} > X_{gr}) \quad (5)$$

gdzie:

$X_{rm}$  – stężenie wybranego wskaźnika zanieczyszczeń po wymieszaniu ścieków z wodami rzeki,

$X_{gr}$  – dopuszczalne stężenie wybranego wskaźnika zanieczyszczeń w rzece o założonej klasie czystości, wg [15].

Do obliczeń wykorzystano uproszczony model statyczny bilansu ładunków zanieczyszczeń w przekroju pełnego wymieszania, zakładając że wymieszanie wód rzeki zachodzi w profilu wprowadzenia ścieków:

$$Q_r \cdot X_r + Q_s \cdot X_s = (Q_r + Q_s) \cdot X_{rm} \quad (6)$$

gdzie:

$Q_r, Q_s$  – przepływ wody, odpowiednio w rzece i ściekach,

$X_r, X_s$  – stężenie wybranego wskaźnika zanieczyszczeń, odpowiednio w rzece i ściekach,

$X_{rm}$  – stężenie wybranego wskaźnika zanieczyszczeń po wymieszaniu ścieków z wodami rzeki.

Powyższe równanie jest oczywiście dużym uproszczeniem i pomija szereg procesów zachodzących w wodach płynących po wprowadzeniu do nich ścieków (przede wszystkim samooczyszczanie), jednakże podobne uproszczenia można znaleźć choćby w metodyce opracowywania warunków korzystania z wód regionu wodnego [18]

Do równania (6) wprowadzone zostały losowo zmienne wartości parametrów  $Q_r, X_r, Q_s, X_s$  celem wyliczenia stężenia zanieczyszczeń w rzece po wprowadzeniu do niej ścieków (przyjmując ponownie jako miarodajny wskaźnik zanieczyszczenia wód BZT<sub>5</sub>). Zmienność poszczególnych parametrów została przyjęta zgodnie z założeniami:

- przepływ wody w rzece: na podstawie przykładowej krzywej czasów trwania dobowych przepływów charakterystycznych [8], przyjmując, jako wyjściowy przepływ miarodajny  $Q_r = SSQ = 10 \text{ m}^3/\text{s}$  (przepływ średni roczny z wielolecia),
- BZT<sub>5</sub> rzeki ( $X_r$ ): wg rozkładu jednostajnego, w przedziale (0,7–1,3)  $X_{r\text{śr}}$ ,
- przepływ ścieków: na podstawie przykładowej dystrybuanty dopływu ścieków do oczyszczalni [5], w przedziale (0,6–1,5)  $Q_{s\text{śr}}$ ,
- BZT<sub>5</sub> ścieków ( $X_s$ ): wg rozkładu logarytmiczno.

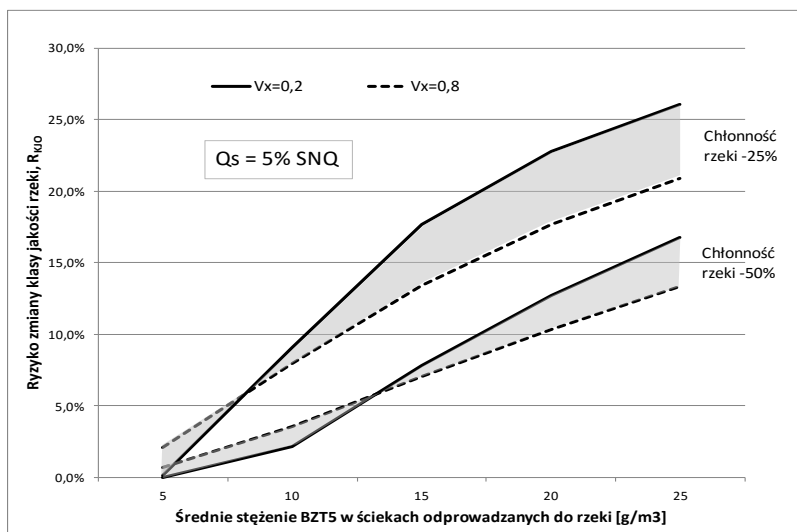
Dodatkowo przyjęte zostały następujące ograniczenia:

- średni dopływ ścieków przyjmuje się na poziomie 5% i 10% wartości SNQ rzeki, przy czym  $SNQ = 0,4 SSQ$ ,
- średnie BZT<sub>5</sub> rzeki przyjmuje się jako 50% i 75% wartości granicznej dla wód w dobrym stanie ekologicznym ( $BZT_{5\text{gr}} = 6,0 \text{ g/m}^3$  wg [15]), co odpowiada początkowej chłonności rzeki na poziomie 50% oraz 25%,
- średnie BZT<sub>5</sub> ścieków odprowadzanych do rzeki przyjmuje się na poziomie 5, 10, 15, 20 lub  $25 \text{ g/m}^3$ .

Dla powyższych założeń przeprowadzono  $L_{\text{sym}} = 1000$  symulacji Monte Carlo w cyklach rocznych (na zasadach analogicznych do opisanych w poprzednim rozdziale) wyznaczając w każdym cyklu liczbę przekroczeń wartości granicznej BZT<sub>5</sub> w rzece po wprowadzeniu ścieków ( $LPS_{X_{gr}}$ ). Na tej podstawie oszacowano estymator ryzyka zmiany klasy jakości wód odbiornika ( $R'_{KJO}$ ), zgodnie ze wzorem:

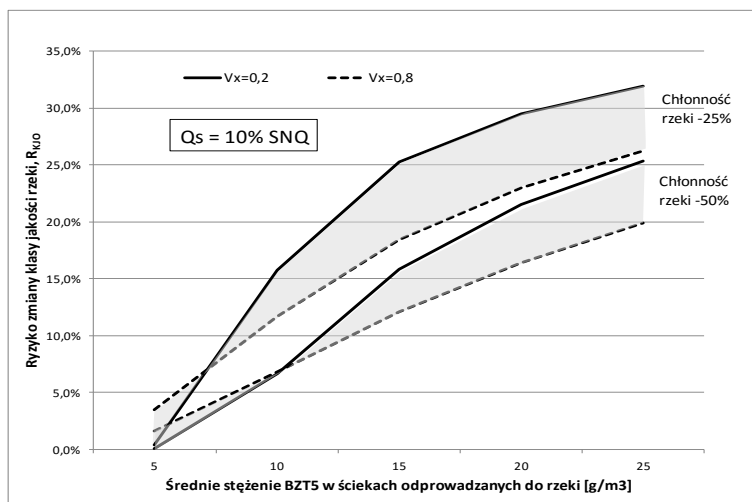
$$R'_{KJO} = \frac{LPS_{X_{gr}}}{L_{\text{sym}}} \quad (3)$$

Wyniki obliczeń przedstawiają rysunki 4–5, na których pokazano obszary ryzyka pogorszenia klasy jakości odbiornika ze względu na parametr BZT<sub>5</sub>, w zależności od jakości wprowadzanych ścieków, w granicach zmienności statystycznej jakości ścieków  $v_x = 0,2$  do  $0,8$ .



**Rys. 4.** Ryzyko pogorszenia klasy jakości wód rzeki ze względu na wskaźnik BZT<sub>5</sub> po wprowadzeniu ścieków w ilości 5% SNQ

**Fig. 4.** Risk of degradation of receiving water quality concerning BOD<sub>5</sub>, with discharge volume of wastewater equal to 5% of SNQ



**Rys. 5.** Ryzyko pogorszenia klasy jakości wód rzeki ze względu na wskaźnik BZT<sub>5</sub> po wprowadzeniu ścieków w ilości 10% SNQ

**Fig. 5.** Risk of degradation of receiving water quality concerning of BOD<sub>5</sub>, with discharge volume of wastewater equal to 10% of SNQ

#### 4. Podsumowanie

W artykule zaprezentowano wyniki badań z wykorzystaniem symulacji Monte Carlo, których celem było oszacowanie różnych aspektów ryzyka związanego z eksploatacją oczyszczalni ścieków.

Symulacja zmienności jakości ścieków odprowadzanych z oczyszczalni wyrażonej wartością wskaźnika BZT<sub>5</sub>, przy założeniu rozkładu logarytmiczno-normalnego tego parametru, pozwoliła na stworzenie nomogramów uwzględniających relacje pomiędzy cechami opisującymi właściwości statystyczne i wymagania formalne dla określonego wskaźnika jakości ścieków oczyszczonych (wartość średnia, współczynnik zmienności, wartość dopuszczalna), a wskaźnikiem sprawności technologicznej (inaczej – niezawodnością technologiczną). Nomogramy te wykazują bardzo wysoką zgodność z prezentowanymi w literaturze wykresami, uzyskanymi w oparciu o matematyczną postać funkcji gęstości prawdopodobieństwa i dystrybuanty rozkładu log-normalnego [1, 9]. Pozwala to stwierdzić, że metoda symulacji Monte Carlo jest użytecznym narzędziem modelowania niezawodności technologicznej oczyszczalni, pod warunkiem wykorzystania odpowiedniego generatora liczb losowych. Dodatkowo, pozwala ona uwzględnić inne aspekty funkcjonowania oczyszczalni, jak chociażby kontrolę jej pracy przez organy zewnętrzne. Na szczególną uwagę zasługuje zdaniem autorów powiązanie wskaźnika sprawności technologicznej oczyszczalni z ryzykiem negatywnej oceny oczyszczalni przeprowadzonej zgodnie z wymaganiami Rozporządzenia MŚ z dnia 26.08.2006 r. [14]. Przedstawione w artykule nomogramy (rysunki 1–3) mogą być cennym narzędziem zwłaszcza dla operatorów oczyszczalni, pomocnym w wyborze optymalnej dla danego obiektu strategii eksploatacyjnej, polegającej na ustaleniu wymaganego (lub pożądanego) poziomu niezawodności i odpowiadającego mu współczynnika niezawodności przy akceptowanym ryzyku eksploatatora.

Równie interesujące wydają się wyniki symulacji jakości wód odbiornika po wprowadzeniu do niego ścieków, uwzględniające zmienność zarówno parametrów rzeki jak i odprowadzanych do niej ścieków. Przedstawione na rysunkach 4–5 zależności wyznaczone dla wybranych stanów wyjściowych (takich jak chłonność początkowa odbiornika czy też stopień rozcieńczenia ścieków wodami rzeki) wyraźnie pokazują, że zjawisko okresowego pogorszenia się klasy czystości wód odbiornika

jest bardzo prawdopodobne (ryzyko pojawienia się takiego stanu sięga nawet 30% w przypadku odbiornika o niewielkiej chłonności). Warto przy tym nadmienić, że prawie wszystkie symulowane przypadki, dawały pozytywny wynik (tj. brak przekroczenia wartości granicznej wybranego wskaźnika jakości), przy podstawieniu do równania bilansowego (6) wartości średnich parametrów rzeki czy też odbiornika. Pozwala to na stwierdzenie, że przy ustalaniu ładunków dopuszczalnych wprowadzanych do odbiornika należałoby brać pod uwagę nie tylko chłonność rzeki ustaloną dla warunków statycznych, ale również zmienność dynamiczną parametrów zarówno rzeki jak i odprowadzanych ścieków. Uwaga ta powinna być skierowana szczególnie do osób odpowiedzialnych za ustalanie warunków korzystania z wód w regionie wodnym lub zlewni, które posługują się w analizie jakościowej wód powierzchniowych modelami statycznymi [19].

## Literatura

1. **Andraka D.:** *Wykorzystanie narzędzi statystycznych w procesie projektowania oczyszczalni ścieków*. Zesz. Nauk. Pol. Rzesz. Bud. i Inż. Srod. – Z. 58, nr 4), str. 5–16 (2011).
2. **Andraka D.:** *Modelowanie pracy oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem symulacji Monte Carlo*. Inżynieria Ekologiczna – Nr 24/2011, 7–16 (2011)
3. **Benedetti L., Claeys F., Nopens I., Vanrolleghem P.A.:** *Assessing the convergence of LHS Monte Carlo simulations of wastewater treatment models*. Water Science & Technology, 63(10), 2219–2224 (2011).
4. **Bixio D., Parmentier G., Rousseau D., Verdonck F., Meirlaen J., Vanrolleghem P.A., Thoeze C.:** *A quantitative risk analysis tool for design/simulation of wastewater treatment plants*. Water Sci. Technol. 46(4/5), 301–307 (2001).
5. **Heidrich Z., Witkowski A.:** *Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
6. **McBride G., Ellis J.C.:** *Confidence of compliance: a Bayesian approach for percentile standards*. Water Res. vol. 35 no. 5, 1117–1124 (2001).
7. **Metcalf & Eddy Inc.:** *Wastewater engineering. Treatment and reuse*. McGraw-Hill Education, 2003.
8. **Mioduszewski W., Szymczak T., Kowalewski Z.:** *Gospodarka wodna jako dyscyplina naukowa w służbie rolnictwa*. Woda-Środowisko-Obszary Leśne. t. 11, z. 1, 179–202 (2011).

9. **Oliveira S.C., von Sperling M.:** *Reliability analysis of wastewater treatment plants.* Water Research, vol. 42, 1182–1194 (2008).
10. **Oliveira S.C., von Sperling M.:** *Reliability analysis of stabilisation pond systems.* Water Science & Technology, vol. 55, no.11, 127–134 (2007).
11. **Prat, P., Benedetti, L., Corominas, L., Comas, J., & Poch, M.:** *Model-based knowledge acquisition in environmental decision support system for wastewater integrated management.* Water Science & Technology, 65(6), 1123–1129 (2012).
12. **Rak J.R., Tchórzewska-Cieślak B.:** *Metody analizy i oceny ryzyka w systemie zaopatrzenia w wodę.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów 2005.
13. **Rousseau D., Verdonck F., Moerman O., Carette R., Thoeys C., Meirlaen J., Vanrolleghem P.A.:** *Development of a risk assessment based technique for design and retrofitting of WWTPs.* Water Sci. Technol. 43(47), 287–294 (2001).
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz.U. z dnia 31.07.2006, poz. 984.
15. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. z dnia 29 listopada 2011, poz. 1545.
16. **Tchórzewska-Cieślak B.:** *Niezawodność i bezpieczeństwo systemów komunalnych na przykładzie systemu zaopatrzenia w wodę.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów 2008.
17. **Tchórzewska-Cieślak B.:** *Metody analizy i oceny ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów 2011.
18. **Tyszewski S., Herbich P., i in.:** *Metodyka opracowywania warunków korzystania z wód regionu wodnego oraz warunków korzystania z wód zlewni.* Pracownia Gosp.Wodnej „Pro-Woda”, Warszawa 2008.

## **Modeling of Risk in the Operation of Wastewater Treatment Plants**

### **Abstract**

This paper presents the results of research using Monte Carlo simulation, which aim was to assess various aspects of the risk associated with operation of the wastewater treatment plant.

First part of the research included modeling of wastewater treatment plant effluent quality (using BOD5 as the example and assuming log-normal distribution of the variable) together with inspection results (check of compliance with fixed standards). Monte Carlo simulations of annual operational cycles of the plant allowed for creation of nomographs showing relations between coefficient of reliability (ratio of mean value of BOD to the fixed standard), coefficient of variation (ratio of standard deviation to mean value of variable) and reliability of the plant (expressed as probability of effluent concentration lower than fixed standard) as well as risk of the negative inspection result (probability that number of inspected samples that do not comply with required quality of the effluent is greater than fixed standard). Using such nomographs plant operator can evaluate for example the target mean value of effluent concentration to achieve required reliability and acceptable risk.

Another part of the study included simulation of the water quality in the river after the discharge of wastewater. Using static model of pollutants budget in a mixed water (river + wastewater) and implementing random values of variables into the model (according to Monte Carlo simulation rules) the variations of river water quality were observed. It was found that although mean values of variables (among them quality and quantity of the discharge) result in good mixed river water quality, the probability of temporary degradation of river quality is significantly high. The results of simulation show that capacity of the river to accept pollutants load should be taken into account together with predicted variations in wastewater discharges, when establishing rules for water disposal in the river basin.