

JCEE

Czasopismo
Inżynierii Lądowej,
Środowiska
i Architektury

Journal of Civil
Engineering,
Environment
and Architecture

Kwar t a l n i k
tom XXX
zeszyt 60 (nr 3/2013)
lipiec-wrzesień

(e-ISSN 2300-8903)

Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury jest kontynuacją
Zeszytów Naukowych Politechniki Rzeszowskiej - Budownictwo i Inżynieria Środowiska.

Wydano za zgodą Rektora

R e d a k t o r n a c z e l n y
Wydawnictw Politechniki Rzeszowskiej
prof. dr hab. inż. Leonard ZIEMIAŃSKI

R a d a N a u k o w a
prof. Mohamed Eid (Francja), prof. David Valis (Czechy)
prof. Nadežda Številová (Słowacja)
prof. Antonio João Carvalho de Albuquerque (Portugalia)
prof. Volodymyr V. Cherniuk (Ukraina)
prof. João Antonio Saraiva Pires da Fonseca (Portugalia)
prof. Dušan Katunsky (Słowacja), prof. Vincent Kvočák (Słowacja)
prof. Zinoviy Blikharskyy (Ukraina), prof. Tomasz Winnicki (Polska)
prof. Czesława Rosik-Dulewska (Polska), prof. Krzysztof Knapik (Polska)
prof. Janusz A. Tomaszek (Polska), prof. Jerzy Ziółko (Polska)
prof. Ryszard L. Kowalczyk (Polska), prof. Stanisław Kuś (Polska)

K o m i t e t R e d a k c y j n y
(afiliacja: Polska)

redaktor naczelny

dr hab. inż. Piotr KOSZELNIK, prof. PRz

redaktorzy tematyczni (naukowi)

prof. dr hab. inż. Aleksander KOZŁOWSKI, prof. dr hab. inż. Janusz RAK

redaktor statystyczny

dr hab. inż. Szczepan WOLIŃSKI, prof. PRz

sekretarz redakcji

mgr inż. Katarzyna PIETRUCHA-URBANIK

członkowie

dr inż. Renata GRUCA-ROKOSZ, dr inż. arch. Anna SIKORA

dr inż. Zdzisław PISAREK, dr inż. Lucjan ŚLĘCZKA

R e d a k t o r

James RICHARDS – native English speaker (UK)

P r z y g o t o w a n i e m a t r y c

Joanna CZARNOTA

p-ISSN 2300-5130

e-ISSN 2300-8903

Wersja drukowana Kwartalnika jest wersją pierwotną.

Redakcja czasopisma: Politechnika Rzeszowska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, www.oficyna.portal.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/ (e-mail: kpiet@prz.edu.pl)

Wydawca: Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, al. Powstańców Warszawy 12,
35-959 Rzeszów, www.oficyna.portal.prz.edu.pl (e-mail: oficyna1@prz.edu.pl)

Informacje dodatkowe i stopka – str. 293

SPIS TREŚCI

Janusz RAK, Łukasz SYPIEŃ: Analiza strat wody w wodociągu miasta Jasła	5
Leszek STYSZKO, Adam BOGUSKI, Diana FIJAŁKOWSKA: Wpływ nawożenia na zamieranie karp wierzby energetycznej przy uprawie na glebie lekkiej	19
Ewa J. LIPIŃSKA: Substancje niebezpieczne w strefie ochrony uzdrowis- kowej gminy Iwonicz-Zdrój	29
Elena NEVEROVA-DZIOPAK, Zbigniew KOWALEWSKI: Dynamika rozwoju procesów eutrofizacji w rzekach województwa podkarpackiego.....	47
Ewa LIWARSKA-BIZUKOJĆ, Marcin BIZUKOJĆ: Nowa zautomatyzowana procedura oznaczania udziału bakterii nitkowatych w kłaczkach osadu czynnego	59
Tadeusz MOLENDĄ: Analiza stężeń żelaza (Fe) i manganu (Mn) w odciekach i wodach kopalnianych (na przykładzie obiektów z górnosląskiego zagłębia węglowego)	69
Anna ŚWIERCZYŃSKA, Jolanta BOHDZIEWICZ: Współczyszczanie odcieków ze ściekami mleczarskimi w sekwencyjnym bioreaktorze membranowym	79
Mariola RAJCA: Układ hybrydowy wymiana jonowa –ultrafiltracja w oczy- szczaniu wód w reaktorze membranowym.....	91
Katarzyna GRZESIK-WOJTYSIAK: Ocena modelu IWM - PL – polskiej aplikacji do analizy cyklu życia systemów gospodarki odpadami	101
Jolanta BOHDZIEWICZ, Gabriela KAMIŃSKA, Edyta KUDLEK: Wpływ stopnia odzysku permeatu na wydajność i efektywność nanofiltracyjnego doczyszczania ścieków komunalnych	117

Bogusław MICHAŁEC, Marek TARNAWSKI, Tomasz KONIARZ: Zamulenie jako czynnik ograniczający zasoby wodne zbiorników małej retencji	129
Andrzej WAŁĘGA, Agnieszka CUPAK, Bogusław MICHAŁEC, Katarzyna WACHULEC: Wpływ parametrów fizyczno - geograficznych zlewni i charakterystyk opadu na czas koncentracji odpływu	143
Joanna CZARNOTA, Janusz A. TOMASZEK, Małgorzata MIĄSIK, Monika ZDEB: Tlenowy osad granulowany – charakterystyka czynników wpływających na proces granulacji w sekwencyjnych reaktorach porcjowych	161
Agnieszka BUGAJSKA, Andrzej KULIG: Analiza i określenie możliwych kierunków zmian w zakresie kontroli <i>EX-POST</i> oddziaływania na środowisko autostrad i dróg ekspresowych w Polsce.....	173
Adam MASŁOŃ, Janusz A. TOMASZEK: Analiza pracy oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim.....	193
Adam MASŁOŃ, Janusz A. TOMASZEK: Ocena efektywności oczyszczalni ścieków w Lubaczowie.....	209
Tomasz WINNICKI, Paulina TUŻNIK: Bezemisyjne technologie przetwa- rzania stałych odpadów komunalnych – najkrótsza droga spełnienia trudnych wymogów unijnych	223
Danuta PROSZAK- MIĄSIK, Krzysztof NOWAK, Sławomir RABCZAK: Wykorzystanie energii słonecznej, jako jednego z czynników poprawiających jakość powietrza.....	239
Małgorzata MIĄSIK, Joanna CZARNOTA, Janusz A. TOMASZEK: Emisja gazów cieplarnianych z obiektów oczyszczalni ścieków	253
Anna KRÓL, Małgorzata WZOREK: Ocena roli cynku podczas wytwarzania kompozytów mineralnych	265
Renata GRUCA-ROKOSZ: Stan troficzny zbiornika zaporowego Rzeszów.....	279

Janusz R. RAK¹
Łukasz SYPIEŃ²

ANALIZA STRAT WODY W WODOCIĄGU MIASTA JASŁA

Analiza strat wody powinna być podstawą do podejmowania działań modernizacyjnych w celu ograniczenia kosztów związanych z produkcją wody i jej dystrybucją. W pracy przedstawiono analizę zużycia i strat wody w wodociągu w mieście Jasło wykonaną na podstawie danych uzyskanych z Głównego Urzędu Statystycznego oraz Jasielskiego Związku Komunalnego Sp. z o.o. W wyniku badań stwierdzono trend prawie 15 procentowego spadku zużycia wody przez mieszkańców i podmioty gospodarcze. Podczas normalnej eksploatacji sieci wodociągowej w latach 2008-2012 dokonano bilansu produkcji i sprzedaży wody wodociągowej. Ustalono podstawowe wskaźniki strat wody oraz odniesiono je do zaproponowanych wskaźników przez The International Water Association. (IWA). Wyznaczono następujące wskaźniki strat wody: procentowy (WS), jednostkowy start rzeczywistych (RLB), objętości wody niedochodowej (MRWB), start nieuniknionych (UARL), infrastrukturalny indeks wycieków (ILI). Przeanalizowane wskaźniki są porównywalne do wartości, które zostały uzyskane w innych systemach zbiorowego zaopatrzenia w wodę w Polsce. Dokonano analizy awaryjności sieci wodociągowej pod kątem wpływu na straty wody. Uzyskane wartości jednostkowych intensywności uszkodzeń na poszczególnych rodzajach sieci wodociągowej wskazują na mało znaczący wpływ awarii na straty wody.

Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, straty wody, awarie wodociągowe

1. Wstęp

Jasło - miasto położone w południowo-wschodniej części Polski w województwie podkarpackim, 50 km od granicy ze Słowacją, w dolinie rzek: Wisłoki, Ropy i Jasiołki. Znajduje się na wysokości od 225 do 380 m. n. p. m na obszarze dołów jasielsko-sanockich w rejonie występowania złóż ropy naftowej

¹ Autor do korespondencji: Janusz Rak, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 14 49, rakjan@prz.edu.pl.

² Łukasz Sypień, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów.

i gazu ziemnego. Miasto zajmuje powierzchnię 36,52 km² o liczbie mieszkańców 37071 (dane z 2012 r.) [10].

W województwie podkarpackim Jasło jest jednym ze znaczących ośrodków przemysłowych i gospodarczych. W gminie funkcjonuje kilka dużych przedsiębiorstw m.in. Rafineria „Jasło” S.A., Zakłady Tworzyw Sztucznych „Gamrat” S.A., PNIG Jasło Sp.z.o.o, Huta Szkła Sp.z.o.o w Jasle. Miasto cechuje dobrze rozwinięta sieć handlowa i usługowa w liczbie ponad 3,2 tysięcy podmiotów gospodarczych.

W 1956 roku na rzece Wisłóce rozpoczęto budowę ujęcia wody zlokalizowanego w miejscowości Żółków. Wodę pobierano w istniejącym żwirowisku za pomocą sączków ułożonych równolegle do brzegów rzeki, skąd kierowano ją do studni zbiorczej, a następnie na filtry pośpieszne. Obecnie uzdatnianie wody oparte jest o wysokoefektywny proces koagulacji oparty o technologię ACTIFLO i filtry pospieszne dwuwarstwowe. Wydajność nominalna ZUzW wynosi 17280 m³/d. W sytuacjach kryzysowych można wykorzystywać ujęcie wód podziemnych o wydajności 350 m³/d. Sieć wodociągowa liczy 198 km, a dystrybucję wody zapewnia 5 pompowni strefowych.

Celem pracy jest ocena start wody w sieci wodociągowej miasta Jasła. Porównano obliczone wartości wskaźników charakteryzujących starty wody z danymi IWA, AWWA oraz WBI. Wykonana analiza awaryjności sieci wodociągowej ma pokazać jej wpływ na straty wody.

2. Analiza zużycia wody w Jasle

W tab. 1 przedstawiono ilość wody włoczonej do sieci, wodę sprzedaną dla gospodarstw domowych, dla jednostek produkcyjnych oraz dla pozostałych jednostek, zużycie wody na cele własne oraz straty.

Tabela 1. Zestawienie bilansu produkcji wody w latach 2008-2012

Table 1. Summary of the water balance production in years 2008-2012

Rok	Woda włoczona do sieci Vwtł [m ³ /rok]	Woda sprzedana Vsp [m ³ /rok]	Woda sprzedana gospod. domowym Vspgd	Zużycie wody na cele własne Vwtł [m ³ /rok]	Straty wody Vstr [m ³ /rok]
2008	2 374 673,10	1 919 308,90	1 020 776,20	20 365,00	434 999,20
2009	2 338 145,20	1 899 697,18	1 039 756,80	28 087,00	410 361,02
2010	2 213 624,00	1 736 447,86	1 024 289,80	51 773,00	425 403,14
2011	2 106 264,00	1 671 865,56	1 014 632,20	71 563,00	362 835,44
2012	2 058 472,00	1 622 534,16	1 011 415,50	69 755,00	366 182,84

Analizując tabelę 1 można jednoznacznie stwierdzić, że podobnie tak jak w innych miastach Polski zużycie wody przez mieszkańców Jasła systematycznie spada. Na przestrzeni 5 lat ilość wody wtłoczonej do sieci zmalała o 13,32%. Od 2008 roku z ponad 2374,67 tys m³ zapotrzebowanie na wodę spadło do nieco ponad 2058, 47 tys m³ w 2012 roku.

W tab. 2 zestawiono ilość wody sprzedanej z podziałem na wodę sprzedaną gospodarstwom domowym, na cele produkcyjne oraz na pozostałe cele.

Tabela 2. Zestawienie bilansu wody sprzedanej w latach 2008-2012

Table 2. Summary of water sold in years 2008-2012

Rok	Razem [m ³ /rok]	Woda sprzedana gospodarstwom domowym	Na cele produkcyjne [m ³ /rok]	Pozostałe cele [m ³ /rok]
2008	1 919 308,90	1 020 776,20	561 894,00	336 638,70
2009	1 899 697,18	1 039 756,80	521 600,00	338 340,38
2010	1 736 447,86	1 024 289,80	381 434,00	330 724,06
2011	1 671 865,56	1 014 632,20	324 542,80	332 690,56
2012	1 622 534,16	1 011 415,50	305 825,30	305 293,36

Z analizy tab. 2 wynika również, że systematycznie od 2008 roku maleje ilość wody sprzedanej na cele produkcyjne, a od 2009 roku nieznacznie dla gospodarstw domowych.

3. Ogólna charakterystyka strat wody

Obecnie na całym świecie jednym z podstawowych problemów eksploatacyjnych wodociągów są straty wody [1]. Faktem jest, że niekiedy stanowią one bardzo wysoki procent wody wtłaczanej do sieci. Analiza strat wody powinna być podstawą do podejmowania działań modernizacyjnych i naprawczych w celu ograniczenia kosztów związanych z produkcją wody i jej dystrybucją [5]. Wycieki niezmiennie towarzyszą eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę.

Całkowite straty wody stanowią sumę strat rzeczywistych i pozornych oraz wody zużywanej na własne potrzeby systemu wodociągowo-kanalizacyjnego [2]. Jedną z przyczyn powstania rzeczywistych strat wody są przecieki zarówno z sieci przewodów i armatury jak i z nieszczelnych instalacji wewnętrznych (poniżej progu rozruchu wodomierzy), oraz przelewy wody ze zbiorników wyrównawczych, a także nasilające się w ostatnim czasie jej kradzieże. Przecieki powstają na skutek uszkodzeń złączy, rurociągów i kształtek. Według niemieckich badań stanowią one od 80 -100 % rzeczywistych strat wody z zewnętrznej sieci wodociągowej [1]. Pozorne straty wody nie stanowią natomiast faktycz-

nego jej wycieku z systemu. Wynikają one jedynie z niedokładności i niejednocześnieści dostawy i zużycia wody [7].

Podstawowym elementem oceny efektywności pracy, oraz stanu technicznego systemu wodociągu w aspekcie zużycia i strat wody jest jej prawidłowe zbilansowanie. Niejednokrotnie przedsiębiorstwa wodociągowe nie dokonują takiego bilansu, a wielkość strat jest nie raz świadomie ukrywana lub zaniżana. Zdarza się, że całkowita objętość wody nie jest dokładnie mierzona przez przedsiębiorstwo, aby nie wykazywać rzeczywistych strat występujących w sieci. Ponadto zawyżane są wartości wody zużywanej na potrzeby własne w celu zaniżenia wykazywanego procentowego wskaźnika strat wody. Skala tego problemu uwidoczniła się w Polsce dopiero w okresie gospodarki rynkowej. Przemiany społeczno-gospodarcze, jakie miały miejsce na początku lat 90-tych spowodowały, że przedsiębiorstwa zaczęły dostrzegać powagę problemu strat wody. Transformacja ta była przyczyną urynkowienia cen wody, a zagadnienia związane z jej stratami stały się głównym problemem kadry zarządzającej przedsiębiorstwami wodociągowymi. Przełom XX i XXI wieku przyniósł znaczący spadek zużycia wody wodociągowej [4].

4. Analiza strat wody w wodociągu Jasła

Zestawienie podstawowych danych dotyczących obliczeń strat wody wg International Water Association (IWA) obejmuje następujące parametry [9]:

- Woda wtłoczona do sieci – $V_{wtł}$
- Zużycie własne wody – V_{wl}
- Woda sprzedana – V_{sp}
- Straty wody – V_{str}
- Długość sieci magistralnej - M (w Jasle nie występuje – gdyż do rurociągu magistralnego nie mogą być bezpośrednio podłączeni odbiorcy wody)
- Długość sieci rozdzielczej – R
- Całkowita długość sieci wodociągowej – $M+R$
- Długość połączeń wodociągowych – PW
- Liczba połączeń wodociągowych – L_{pw}

W tab. 3. zestawiono długości poszczególnych rodzajów sieci wodociągowej, oraz liczbę przyłączy.

Do wskaźników pozwalających na wyznaczenie prawidłowej i wiarygodnej oceny strat wody należą:

- Procentowy wskaźnik strat wody

Wskaźnik ten pozwala na określenie udziału strat wody (V_{str}) w stosunku do objętości wody wtłoczonej ($V_{wtł}$) do sieci wodociągowej. Wyznaczany z zależności:

$$WS = \frac{V_{str}}{V_{wtł}} \cdot 100\% \quad (1)$$

- Wskaźnik jednostkowy strat rzeczywistych – RLB

Inaczej zwany indeksem strat rzeczywistych, zakwalifikowany do wskaźników operacyjnych przez International Water Association (IWA) [6]. Opisuje on ilość rzeczywistych strat wody w zależności od liczby przyłączy wodociągowych, co zwiększa dokładność oceny efektywnej pracy wodociągu. Faktem jest, że awaryjność sieci wzrasta wraz z liczbą obecnej na sieci armatury, która z pewnością występuje najobficiej na przyłączach wodociągowych. Możliwe są dwie wersje tego wskaźnika:

$$RLB_1 = \frac{V_{str}}{(M + R) \cdot 365} \text{ m}^3/(\text{km} \cdot \text{d}) \quad (2)$$

Stosowanie tego wskaźnika zaleca się, gdy liczba podłączeń wodociągowych przypadających na kilometr sieci wodociągowej (M+R) jest mniejsza od 20.

$$RLB_2 = \frac{V_{str} \cdot 1000}{L_{pw} \cdot 365} [\text{dm}^3/(\text{d} \cdot \text{podłączenie wodociągowe})] \quad (3)$$

Stosowanie tego wskaźnika zaleca się, gdy liczba podłączeń wodociągowych przypadających na kilometr sieci wodociągowej (M+R) wynosi, co najmniej 20.

- Wskaźnik objętości wody niedochodowej – NRWB

Wskaźnik ten określa objętość wody niesprzedanej, wyznaczonej z różnicy pomiędzy objętością wody wyprodukowanej a objętością wody sprzedanej. Pozwala on na uniknięcie przekłamań podczas analiz porównawczych powstałych na skutek zawyżania objętości wody zużywanej na potrzeby własne, przez przedsiębiorstwa wodociągowe w celu zniżenia procentowego wskaźnika strat wody. Wyznaczany z zależności:

$$NRWB = \frac{V_{wtł} - V_{sp}}{V_{wtł}} \cdot 100 [\%] \quad (4)$$

- Wskaźnik strat nieuniknionych – UARL

Biorąc pod uwagę skomplikowany system dystrybucji wody, wynikający z mnogości elementów tworzących jego strukturę, należy zdawać sobie sprawę z tego, że w każdym wodociągu będą występować pewne nieuniknione straty

wody. Ich wielkość wyznaczana jest właśnie przez wskaźnik UARL. Straty nieuniknione tolerowane są przez przedsiębiorstwa wodociągowe, gdyż wycieki o wielkości poniżej $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ są bardzo trudne do wykrycia i zlokalizowania. Do obliczenia tego wskaźnika potrzebna jest znajomość średniego ciśnienia wody panującego w sieci, długości zarówno przewodów rozdzielczych jak i magistralnych, oraz długości i liczba przyłączy. Objętość roczna wody wodociągowej w formie strat nieuniknionych określana jest na podstawie składników [6]:

- wycieki nieuniknione na przewodach sieci magistralnej i rozdzielczej, przyjmuje się $18 \text{ dm}^3/\text{km} \cdot \text{d} \cdot 1 \text{ m H}_2\text{O}$ ciśnienia,

- wycieki nieuniknione na przewodach podłączeń wodociągowych, przyjmuje się $25 \text{ dm}^3/1 \text{ m podłączeń} \cdot \text{d} \cdot 1 \text{ m H}_2\text{O}$ ciśnienia,

- wycieki nieuniknione związane z liczbą podłączeń wodociągowych, przyjmuje się $0,8 \text{ dm}^3/1 \text{ podłączenie} \cdot \text{d} \cdot 1 \text{ m H}_2\text{O}$ ciśnienia,

Zależność ta jest wyrażona wzorem:

$$\text{UARL} = [18 \cdot (M + R) + 25 \cdot \text{PW} + 0,8 \cdot \text{Lpw}] \cdot 0,365 \cdot p \quad [\text{m}^3/\text{rok}] \quad (5)$$

gdzie: M – długość sieci magistralnej, [km]

R – długość sieci rozdzielczej, [km]

PW – długość podłączeń wodociągowych, [km]

Lpw – liczba podłączeń wodociągowych,

p – średnie ciśnienie w rozpatrywanej strefie pomiarowej, [mH₂O]

p = 35 m H₂O

0,365 – współczynnik przeliczeniowy na rok i m³

- Infrastrukturalny indeks wycieków – ILI

Jest to wielkość bezwymiarowa zdefiniowana, jako stosunek objętości rzeczywistych strat wody do strat nieuniknionych. Indeks ten pozwala zobrazować krotność rzeczywistych strat wody w stosunku do minimalnego poziomu wycieków, jaki może być osiągnięty przy dobrze działającym i utrzymywanym w dobrej kondycji systemie. Współczynnik ten uwzględnia aktualny stan sieci wodociągowej oraz opisuje straty w sieci w bardziej wymierny sposób niż dotychczas stosowany wskaźnik procentowy [6]. Pozwala on pośrednio ocenić stan techniczny sieci wodociągowej, wyznaczany z zależności:

$$\text{ILI} = \frac{V_{\text{str}}}{\text{UARL}} [-] \quad (6)$$

gdzie: V_{str} – roczna objętość wody niesprzedanej, m³/rok

UARL – wskaźnik strat nieuniknionych

Tabela 3. Zestawienie długości sieci wodociągowej w Jasle

Table 3. Summary of the water supply system length in Jasło

Rok	Długość sieci rozdzielczej R [km]	Długość podłączeń wodociągowych PW [km]	Razem L [km]	Lpw
2008	116,9	60,0	176,9	2840
2009	127,8	60,2	188,0	2890
2010	132,4	60,5	193,1	3120
2011	133,9	60,8	194,7	3330
2012	138,4	60,9	199,3	3395

W tab. 4 zestawiono obliczenia wskaźników strat wody dla analizowanego systemu.

Tabela 4. Zestawienie wskaźników strat wody w latach 2008-2012

Table 4. The list of water loss indicators in years 2008-2012

Rok	WSW [%]	NRWB [%]	RLB ₁ [m ³ /(km·d)]	RLB ₂ [dm ³ /(dPW)]	UARL [m ³ /rok]	ILI
2008	18,3	19,2	10,2	419,6	75068,5	5,8
2009	17,6	18,8	8,8	389,0	78085,9	5,3
2010	19,2	21,6	8,8	373,6	81494,3	5,2
2011	17,2	20,6	7,4	298,5	83985,4	4,3
2012	17,8	21,2	7,2	334,0	81688,5	4,5

W tab. 5 zestawiono kategorie wartości wskaźnika ILI [6].

Infrastrukturalny wskaźnik wycieków ILI, który przyjmuje wartości od 5,8- 4,3 wg WBI Banding System dla krajów rozwiniętych oceniany jest jako słaby, natomiast dla krajów rozwijających się jako dobry. Według Amerykańskiego Stowarzyszenia Wodnego (AWWA) stan sieci wodociągowej oceniany jest jako dobry dla wartości niższych niż 5,0 lub słaby dla wartości większych niż 5,0. Bardzo rygorystyczne kryteria Międzynarodowego Stowarzyszenia Wodnego (IWA) odnoszące się do krajów wysokorozwiniętych wskazują na stan niedopuszczalny sieci. Przeciętne wartości infrastrukturalnego indeksu wycieków ILI w miastach Polski wynoszą od 3,16 do 16,62 [4], z czego można wywnioskować, że Jasło jest na dość zadowalającej pozycji. Spadek w ostatnich latach wartości wskaźnika ILI, świadczy o skuteczności przyjętej strategii ograniczania przecieków wody w wodociągu Jasło.

Tabela 5. Kategorie wartości współczynnika ILI

Table 5. Coefficient values of ILI

Zakres oraz kategorie ILI wg IWA	Kategorie ILI	Zakres ILI wg WBI Banding System		Zakres ILI wg AWWA
		Kraje rozwijające się	Kraje rozwinięte	
ILI ≤ 1,5 - stan bardzo dobry	stan bardzo dobry	ILI ≤ 4,0	ILI ≤ 2,0	ILI ≤ 3,0
1,5 < ILI ≤ 2 - stan dobry				
1,5 < ILI ≤ 2 - stan średni	stan dobry	4,0 < ILI ≤ 8	2,0 < ILI ≤ 4,0	3,0 < ILI ≤ 5,0
2,5 < ILI ≤ 3,0 - stan słaby	stan słaby	8,0 < ILI ≤ 16,0	4,0 < ILI ≤ 8,0	5,0 < ILI ≤ 8,0
3,0 < ILI ≤ 3,5 - stan bardzo słaby				
ILI > 3,5 – stan niedopuszczalny	stan niedopuszczalny	ILI > 16,0	ILI > 8,0	ILI > 8,0

5. Obliczenie jednostkowych wskaźników strat wody w analizowanym systemie

Dobłą charakterystyką eksploatacyjną analizy strat wody są jednostkowe wskaźniki [9]:

- Jednostkowa ilość wody wtłoczonej do sieci

$$q_{wtł} = \frac{V_{wtł} \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [dm^3 / (\cdot d)] \quad (7)$$

- Jednostkowa ilość wody sprzedanej ogółem

$$q_{sp} = \frac{V_{sp} \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [dm^3 / (\cdot d)] \quad (8)$$

- Jednostkowa ilość wody sprzedanej gospodarstwom domowym

$$q_{\text{spgd}} = \frac{V_{\text{spgd}} \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [\text{dm}^3/(\cdot \text{d})] \quad (9)$$

- Jednostkowa ilość strat wody

$$q_{\text{str}} = \frac{V_{\text{str}} \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [\text{dm}^3/(\cdot \text{d})] \quad (10)$$

- Jednostkowa ilość wody zużytej na potrzeby własne

$$q_{\text{wł}} = \frac{V_{\text{wł}} \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [\text{dm}^3/(\cdot \text{d})] \quad (11)$$

- Jednostkowa ilość wody niedochodowej

$$q_{\text{nd}} = \frac{(V_{\text{wł}} - V_{\text{sp}}) \cdot 1000}{LM \cdot 365} \quad [\text{dm}^3/(\cdot \text{d})] \quad (12)$$

W tab. 6 zestawiono jednostkowe wskaźniki związane ze stratami wody.

Tabela 6. Jednostkowe wskaźniki ilości wody w latach 2008-2012

Table 6. Specific indicators of the water amount in 2008-2012

Jednostkowy wskaźnik ilości wody	Rok				
	2008	2009	2010	2011	2012
qwł	182,42	178,83	169,06	161,04	163,43
qsp	147,44	145,29	132,61	127,82	128,82
qspgd	78,41	79,52	78,23	77,57	80,30
qstr	33,42	31,39	32,49	27,74	29,07
qwł	1,56	2,15	3,95	5,47	5,54
qnd	34,98	33,53	36,44	33,21	34,61
Liczba mieszkańców korzystających z wodociągu	35665	35822	35874	35834	34507

Z danych zamieszczonych w tabeli 6 wynika, że jednostkowy wskaźnik wody włoczonej do sieci wynosi od 182,42 $\text{dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$ w 2008 roku do 161,04 $\text{dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$ w 2011 roku. Natomiast jednostkowa ilość wody sprzedanej ogółem wynosi od 147,44 $\text{dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$ w 2008 roku do 127,82 $\text{dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$ w 2011

roku, co odpowiada średnim wartością sprzedaży wody w Polsce [9]. Dla gospodarstw domowych jednostkowy wskaźnik wynosi ok. $80 \text{ dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$, co jest wartością nieco niższą niż przeciętne w Polsce. Nieznacznie wyższe wartości w 2012 roku mogą być spowodowane mniejszą liczbą odbiorców wody. Jednostkowy wskaźnik strat wody w badanym okresie wyniósł około $30 \text{ dm}^3/(\text{Mk}\cdot\text{d})$.

Wyznaczenie jednostkowego wskaźnika obciążenia hydraulicznego sieci wodociągowej M+R

$$q_0 = \frac{V_{wtł}}{L_{M+R} \cdot 365} \quad [\text{m}^3/(\text{k} \cdot \text{d})] \quad (13)$$

Wyznaczenie jednostkowego wskaźnika strat wody w odniesieniu do całej długości sieci wodociągowej

$$q_{\text{strL}} = \frac{V_{wtł}}{L \cdot 365} \quad [\text{m}^3/(\text{k} \cdot \text{d})] \quad (14)$$

$$V'_{\text{str}} = V_{\text{str}} - U_{\text{ARL}} \quad [\text{m}^3/\text{rok}] \quad (15)$$

$$q'_{\text{str.L}} = \frac{V'_{\text{str}}}{L \cdot 365} \quad [\text{m}^3/(\text{k} \cdot \text{d})] \quad (16)$$

W tab. 7 zestawiono wartości jednostkowych wskaźników obciążeń hydraulicznych sieci wodociągowej.

Tabela 7. Zestawienie wskaźników jednostkowych obciążeń hydraulicznych sieci wodociągowej w Jasle

Table 7. The list of individual indicators hydraulic loads of water in Jasło

Rok	q [$\text{m}^3/(\text{km}\cdot\text{d})$]	$q_{\text{str.L}}$ [$\text{m}^3/(\text{km}\cdot\text{d})$]	V'_{str} [m^3/rok]	$q'_{\text{str.L}}$
2008	55,7	6,74	359 930,7	5,57
2009	50,1	5,99	332 275,1	4,85
2010	45,8	6,06	343 908,9	4,90
2011	43,1	5,13	278 850,0	3,94
2012	40,7	5,06	284 494,4	3,93

Wartości jednostkowych wskaźników strat wody mieszczą się w przedziale wartości podanych w pracy [3] dotyczących wodociągów krajowych.

6. Awaryjność wodociągu Jasło

Awaryjność sieci wodociągowej można zdefiniować, jako uszkodzenia lub niesprawności przewodów wodociągowych wraz z uzbrojeniem powodujące częściową lub całkowitą utratę wymaganych własności funkcjonalnych. Zazwyczaj są to brak szczelności i przepustowości oraz uszkodzenia uzbrojenia, uniemożliwiające jego pracę i wymagające naprawy z odcięciem dopływu wody.

Jednym z najistotniejszych wskaźników oceny stanu technicznego sieci i sytuacji eksploatacyjnej danego wodociągu jest awaryjność przewodów. Literatura techniczna określa ten wskaźnik mianem „intensywności uszkodzeń rurociągów” (λ) [3]. Intensywność uszkodzeń sieci wodociągowej oblicza się w odniesieniu do jednego km jej długości, oraz jednostki czasu równej jeden rok. Zależność tą wyznacza się ze wzoru:

$$\lambda = \frac{k}{L \cdot \Delta t} \left[\frac{1}{(km \cdot rok)} \right] \quad (17)$$

gdzie: k – liczba awarii poszczególnych sieci wodociągowych,

L – długość sieci wodociągowej,

Δt – przyrost czasu, w którym dana liczba awarii miała miejsce równy 1 rok.

W tab. 8 zestawiono liczbę awarii i wskaźniki intensywności uszkodzeń poszczególnych sieci wodociągowych (sieć rozdzielcza oraz podłączenia wodociągowe).

Tabela 8. Zestawienie intensywności uszkodzeń sieci wodociągowej λ [1/(km·rok)]

Table 8. Summary of the water supply system failure rate λ [1/(km · year)]

Oznaczenia	Rok				
	2008	2009	2010	2011	2012
Liczba awarii sieci rozdzielczej	63	34	37	27	38
Intensywność uszkodzeń λ_R	0,54	0,27	0,28	0,20	0,27
Liczba awarii podłączeń wodociągowych	21	20	14	28	18
Intensywność uszkodzeń podłączeń wodociągowych λ_{PW}	0,35	0,33	0,23	0,47	0,30
Całkowita liczba awarii sieci wodociągowej	84	54	51	55	56
Intensywność uszkodzeń λ_C	0,47	0,29	0,27	0,28	0,28

Przeciętna wartość wskaźnika intensywności uszkodzeń λ dla przewodów rozdzielczych w analizowanym okresie pięciu lat (2008 - 2012) wynosi mniej niż 0,3 uszk/(km·rok). Jedynie w 2008 wskaźnik ten wyniósł 0,54 uszk/(km·rok) i jest nieco wyższy od wartości uznawanej za kryterialną wynoszącą 0,5 uszk/(km·rok) dla tego rodzaju sieci [8]. W przypadku podłączeń wodociągowych średnia wartość tego wskaźnika wyniosła nieco ponad 0,3 uszk/(km·rok), ale i tak jest zdecydowanie niższa od wartości kryterialnych wynoszących 1 uszk/(km·rok) dla tego rodzaju sieci. Udokumentowana awaryjność sieci wodociągowej nie ma znaczącego wpływu na straty wody [8].

7. Podsumowanie

- W przeciągu ostatnich pięciu lat w Jaśle obserwujemy systematyczny spadek zapotrzebowania na wodę. Od 2008 roku z ponad 2374,67 tys m³ zużycie wody zmalało do nieco ponad 2058, 47 tys m³ w 2012 roku, co stanowi spadek zapotrzebowania na wodę o 13,32%. Systematycznie od 2008 roku maleje ilość wody sprzedanej na cele produkcyjne, od 2008 roku dla gospodarstw domowych i od 2011 na pozostałe cele.
- Obecnie na całym świecie jednym z podstawowych problemów eksploatacyjnych wodociągów są straty wody. Faktem jest, że niekiedy stanowią one bardzo wysoki procent wody wtłaczanej do sieci. Analiza strat wody powinna być podstawą do podejmowania działań modernizacyjnych i naprawczych w celu ograniczenia kosztów związanych z produkcją wody i jej dystrybucją. Wycieki niezmiennie towarzyszą eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę. Podstawowym elementem oceny efektywności pracy, oraz stanu technicznego systemu wodociągu w aspekcie zużycia i strat wody jest jej prawidłowe zbilansowanie. Przeciwdziałanie wyciekom jest nieodzownym elementem każdego przedsiębiorstwa wodociągowego. Obecnie istnieje szereg metod pozwalających w skuteczny i efektywny sposób wykrycia przecieków m.in.: metody związane z obserwacją tras przebiegu wodociągów, pomiarami ciśnienia, pomiarami przepływów, metody akustyczne i metoda rezystorowa.
- Jednostkowy wskaźnik strat wody w badanym okresie wyniósł około 30 dm³/Mk·d. Średni jednostkowy wskaźnik wody wtłoczonej do sieci wynosi od 182,42 dm³/Mk·d w 2008 roku do 161,04 dm³/Mk·d w 2011 roku. Natomiast jednostkowa ilość wody sprzedanej dla gospodarstw domowych wynosi ok. 80 dm³/Mk·d.
- Infrastrukturalny wskaźnik wycieków ILI, który przyjmuje wartości od 5,8-4,3 wg WBI Banding System dla krajów rozwiniętych oceniany jest, jako słaby, natomiast dla krajów rozwijających się, jako dobry. Według Amerykańskiego Stowarzyszenia Wodnego (AWWA) stan sieci wodociągowej oceniany jest, jako dobry dla wartości mniejszych dla 5,0 lub słaby dla wartości większych od

5,0. Bardzo rygorystyczne kryteria Międzynarodowego Stowarzyszenia Wodnego (IWA) odnoszące się do krajów wysokorozwiniętych wskazują na stan niedopuszczalny sieci. Przeciętne wartości infrastrukturalnego indeksu wycieków ILI w miastach Polski wynoszą od 3, 16 do 16, 62, z czego można wywnioskować, że Jasło jest na dość zadowalającej pozycji. Spadek wartości wskaźnika ILI, świadczy o skuteczności przyjętej strategii ograniczania przecieków wodociągowych w wodociągu Jasło.

- Intensywność uszkodzeń sieci wodociągowej Jasła mieści się w kryteriach europejskich i nie ma istotnego wpływu na starty wody. Analizy tej dokonano w oparciu o stwierdzone awarie na sieci wodociągowej (możliwe są nie ujawnione awarie).

Literatura

- [1] Bergel T., Pawełek J.: Straty wody w systemach wodociągowych- charakterystyka, wielkość, wykrywanie i ograniczanie. III Konferencja Naukowo- Techniczna Błękitny San - Dubiecko, 21-22 kwiecień 2006.
- [2] Berger M., Ways M.: Poszukiwania przecieków sieci wodociągowych, Wydawnictwo Seidel-PrzyweckiSp.z o.o., Warszawa 2003.
- [3] Dohnalik P.: Straty wody w miejskich sieciach wodociągowych, Wydawnictwo Polskiej Fundacji Ochrony Zasobów Wodnych, Bydgoszcz 2000.
- [4] Dohnalik P., Jędrzejewski Z.: Efektywna eksploatacja wodociągów, Wydawnictwo LEMTECH Konsulting sp. z o.o., Kraków 2004.
- [5] Hotłoś H.: Analiza strat wody w systemach wodociągowych, Ochrona Środowiska, nr 1, 2003, s. 17-24.
- [6] Lambert A.; Hibner W.: Losses from Water Supply Systems: Standard terminology and recommended performance measures; The BluPages, Copyright by IWA, no. 10/2000.
- [7] Pietrucha-Urbanik K., Studziński A.: Analiza strat wody wodociągu krośnieńskiego, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 10, 2012, s. 452-454.
- [8] Rak J.R.: Zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia w wodę, Oficyna Wyd. Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2009.
- [9] Speruda S., Radecki R.: Ekonomiczny poziom wycieków, Wydawnictwo Translator s.c., Warszawa 2003.
- [10] Sypień Ł.: Analiza zużycia i strat wody w wodociągu Jasła. Praca inżynierska PRZ. Promotor J.R. Rak, Rzeszów 2012.

ANALYSIS OF THE WATER LOSSES IN THE JASŁO CITY

Summary

Analysis of water losses should be the basis for the modernization act-ing in order to reduce the costs associated with the production of water and its distribution-tribution. The paper presents an analysis of water usage and losses in the waterworks in the Jasło city. The analysis was made on the basis of the data obtained from the Central Statistical Office and the Municipal Association

of Jasło. The results showed a trend of almost 15 percent reduction of water consumption by residents and business entities. During normal operation the balance of production and sales of tap water in 2008-2012. The basic indicators of water loss were established and referenced to the proposed indicators by the International Water Association. (IWA), as: percentage (WS), Infrastructure Leakage Index (RLB), the water volume-profit (MRWB), Unavoidable Annual Real Losses (UARL), infrastructure leakage index (ILI). Analyzed indicators are comparable to the values that have been obtained in other public water supply system in Poland. The obtained water failure indicators for each type of water supply point have negligible impact on water loss.

Keywords: water supply system, losses in water, water pipe failure

DOI: 10.7862/rb.2013.33

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Leszek STYSZKO¹
Adam BOGUSKI²
Diana FIJAŁKOWSKA³

WPLYW NAWOŻENIA NA ZAMIERANIE KARP WIERZBY ENERGETYCZNEJ PRZY UPRAWIE NA GLEBIE LEKKIEJ

Celem badań była ocena wpływu nawożenia na zamieranie roślin dziewięciu klonów wierzby energetycznej w okresie siedmiu lat ich uprawy w okolicach Koszalina. W 2006 roku założono doświadczenie ściśle metodą losowanych podbloków w układzie zależnym w trzech powtórzeniach. Podblokami I rzędu były cztery kombinacje nawozowe: (a) obiekty bez nawożenia, (b) obiekty nawożone kompostem z osadów komunalnych (10 t·ha⁻¹ suchej masy), (c) obiekty nawożone kompostem (10 t·ha⁻¹ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce 562,5 kg·ha⁻¹ (N – 90 kg·ha⁻¹, P – 39,3 kg·ha⁻¹ i K – 74,7 kg·ha⁻¹) oraz (d) obiekty nawożone kompostem (10 t·ha⁻¹ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce 1125 kg·ha⁻¹ (N – 180 kg·ha⁻¹, P – 78,6 kg·ha⁻¹ i K – 149,4 kg·ha⁻¹), a II rzędu – dziewięć klonów wierzby: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1056, 1018 i 1033. Przed ruszeniem wegetacji wierzby w latach 2007, 2008 i 2009 stosowano nawożenie Hydrofoską 16 na obiektach „c” i „d” z pominięciem kompostu. Poletko miało powierzchnię 34,5 m², na którym wysadzono 120 zrzewów wierzby. Poletko do zbioru podzielono na trzy równe części (a, b, c). Po drugiej wegetacji (luty 2008 roku) skoszono poletko „c”, poletko „b” - po trzeciej wegetacji (luty 2009 roku), a w listopadzie 2009 roku, skoszono wszystkie części poletka (a, b i c). W latach 2010-2012 nie nawożono poletek nawozami. Liczbę żywych karp wierzby na poszczególnych częściach poletka określano w latach 2006-2009 oraz w 2012 roku. Dane te opracowano statystycznie. Na zamieranie karp wierzby decydujący wpływ miały liczba lat odrastania pędów, interakcja klonów z liczbą lat odrastania pędów, klony a w mniejszym stopniu - kombinacje nawozowe.

Słowa kluczowe: wierzba energetyczna, klony, nawożenie, lata odrastania pędów

¹ Autor do korespondencji: Leszek Styszko, Politechnika Koszalińska, 75-453 Koszalin, ul. Śniadeckich 2, tel.: 94-3478-557, lstyszko@wbiis.tu.koszalin.pl

² Adam Boguski, Politechnika Koszalińska, 75-453 Koszalin, ul. Śniadeckich 2, tel.: 94-3478-547, adam.boguski@tu.koszalin.pl

³ Diana Fijałkowska, Politechnika Koszalińska, 75-453 Koszalin, ul. Śniadeckich 2, tel. 94-3486-714, fijałkowska@wilsig.tu.koszalin.pl

1. Wprowadzenie

Trwałość plantacji wierzby ocenia się na 20-25 lat [7, 9]. Produktyność wierzby zależy od właściwości uprawianego klonu, systemu nawożenia, częstotliwości zbioru oraz obsady karp na hektarze [1-8]. Istotnym dla plenności wierzby jest utrzymanie założonej obsady roślin przez cały okres jej użytkowania. Według doniesień literaturowych w trakcie wegetacji nie wszystkie zręzy wierzby po sadzeniu przyjmują się, a ponadto w czteroletnim cyklu uprawy występują ubytki roślin, zróżnicowane w zależności od odmian, gęstości sadzenia i częstotliwości zbioru co 1 rok, dwa i trzy lata [5]. Stąd wydawało się celowym prześledzenie wpływu nawożenia kompostem i różnymi dawkami nawozu mineralnego na zamieranie karp wierzby w wieloletniej uprawie kilku klonów wierzby na glebie lekkiej.

2. Materiał i metody

W 2006 roku w Kościernicy k. Koszalina, założono doświadczenie ściśle z wierzbą energetyczną na istniejących jej nasadzeniach z 2005 roku, metodą losowanych podbłoków w układzie zależnym w trzech powtórzeniach, gdzie podbłokami I rzędu były cztery kombinacje nawozowe, a II rzędu – dziewięć klonów wierzby. W ramach kombinacji nawozowych zastosowano w 2006 roku: (A) obiekty bez nawożenia, (B) obiekty nawożone kompostem z osadów komunalnych ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ suchej masy), (C) obiekty nawożone kompostem ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce $562,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ zawierającej N – $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, P – $39,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i K – $74,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz (D) obiekty nawożone kompostem ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce $1125 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ zawierającej N – $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, P – $78,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i K – $149,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Przed ruszeniem wegetacji wierzby w latach 2007, 2008 i 2009 zastosowano ponownie nawożenie nawozem Hydrofoską 16 na obiektach „c” i „d” z pominięciem stosowania kompostu. Do badań włączono dziewięć klonów wierzby: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1056, 1018 i 1033.

Poletko miało powierzchnię $34,5 \text{ m}^2$ ($2,3 \times 15,0 \text{ m}$), które podzielono na trzy równe części. Każda z tych części („a”, „b”, „c”) była koszona w innym terminie. Po drugiej wegetacji wierzby (luty 2008 roku) skoszono pędy na poletku „c”, poletko „b” - po trzeciej wegetacji (luty 2009 roku), a w listopadzie 2009 roku, skoszono wszystkie części poletka („a”, „b”, „c”). Stąd w czteroletniej uprawie skoszono wierzbę na częściach poletek: „a” – 1-krotnie (XI 2009 r.), „b” – 2-krotnie (II i XI 2009 r.) oraz „c” – 2-krotnie (luty: 2008 i 2009). W latach 2010-2012 nie nawożono wierzby nawozami.

Wiosną 2005 roku wysadzono na każdej części poletka po 40 zrzesów wierzby, czyli łącznie 120 zrzesów na jedno duże poletko. Liczbę żywych karp wierzby na poszczególnych częściach poletka w latach 2006-2009 oraz w 2012

roku określano każdego roku czterokrotnie (31 V, 30 VI, 30 IX i 20-30 XI). Dane te opracowano statystycznie z wykorzystaniem programu *Statistica*. Wykonano analizy wariancji, istotność efektów oceniono testem F oraz oszacowano znaczenie badanych czynników metodą komponentów wariancyjnych.

3. Wyniki

W tabelach 1 i 2 podano strukturę procentową komponentów wariancyjnych dla efektów głównych oraz ich interakcji. Średnio z poletek dużych oraz dla każdej części poletka największe przeciętne efekty wykazano przy latach odrastania pędów (25,6%÷42,4%), nieco mniejsze dla klonów wierzby (9,3%÷13,4%), mniejsze dla kombinacji nawozowych (1,0%÷4,9%), a najmniejsze przy terminach pomiarów, które tutaj oznaczają długość okresu wegetacji w danym roku (0,1%÷1,0%) (tab. 1).

Tabela 1. Wpływ badanych czynników na procent martwych karp wierzby na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 1. The influence of analyzed factors on the percentage of dead rootstocks of willow at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Komponent wariancyjny	Poziom czynnik	Struktura procentowa komponentów wariancyjnych dla martwych karp na częściach poletka			
		„a”	„b”	„c”	średnio dla „a” - „c”
Klony (D)	9	11,8***	9,3***	12,6***	13,4***
Nawożenie (C)	4	1,0***	2,3***	4,9***	2,2***
Terminy pomiarów (B)	4	0,1***	1,0***	0,1***	0,1***
Lata odrastania pędów (A)	5	42,4***	35,0***	25,6***	37,3***
Suma interakcji		44,7	52,4	56,8	47,0
Suma	720	100,0	100,0	100,0	100,0

*- istotność przy $\alpha=0,05$; **- istotność przy $\alpha=0,01$; ***- istotność przy $\alpha=0,001$

Analizując wyniki zestawione w tabeli 1 okazało się, że największa interakcja wystąpiła między klonami wierzby z latami odrastania pędów (DA) (25,1%÷38,6%) (tab. 2). Większe znaczenie miały także współdziałania pojedyncze: klonów z kombinacjami nawozowymi (DC) (1,5%÷4,8%) i kombinacji nawozowych z latami odrastania pędów (CA) (1,0%÷5,7%), a spośród złożonych – klonów z kombinacjami nawozowymi i latami odrastania pędów (DCA) (3,1%÷11,0%).

Analizując wpływ klonów wierzby stwierdzono, że dużo zamarych karp występowało w przypadku klonów 1056 i 1013, nieco mniej u klonów 1018 i 1033, względnie mało – w przypadku pozostałych klonów (tab. 3).

Tabela 2. Wpływ interakcji badanych czynników na procent martwych karp wierzby na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 2. The influence of interaction of analyzed factors on the percentage of dead rootstocks of willow at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Komponent wariacyjny	Liczba danych dla interakcji	Struktura procentowa komponentów wariacyjna dla martwych karp na częściach poletka			
		„a”	„b”	„c”	średnio „a” - „c”
DC	20	1,8***	1,8***	4,8***	1,5***
DB	20	0,0	2,4***	0,2***	0,0
CB	45	0,1*	0,1**	0,1**	0,1*
DCB	5	0,0	0,0	0,5***	0,0
DA	16	35,3***	25,1***	30,9***	38,6***
CA	36	1,0***	2,3***	5,7***	1,9***
DCA	4	5,3***	3,1***	11,0***	3,2***
BA	36	0,1***	3,9***	0,0	0,1**
DBA	4	0,0	10,0***	0,0	0,0
CBA	9	0,1***	0,8***	0,2*	0,2***
DCBA	1	1,0	2,9	3,4	1,4
Suma		44,7	52,4	56,8	47,0

*- istotność przy $\alpha=0,05$; **- istotność przy $\alpha=0,01$; ***- istotność przy $\alpha=0,001$

Tabela 3. Wpływ klonów na procent martwych karp wierzby na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 3. The influence of clones on the percentage of dead rootstocks of willow at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Klon wierzby	Procent martwych karp na częściach poletka			
	„a”	„b”	„c”	średnio „a”- „c”
1047	6,3	9,3	6,7	7,4
1054	3,2	5,1	8,1	5,5
1023	4,6	7,3	7,2	6,4
1013	19,6	18,3	21,4	19,8
1052	5,7	8,5	6,8	7,0
1047D	4,7	6,7	8,8	6,7
1056	22,3	22,5	22,6	22,5
1033	9,9	10,5	10,2	10,2
1018	11,8	15,6	13,8	13,7
NIR _{0,05}	0,6***	1,0***	1,0***	0,7***

NIR_{0,05} - najmniejsza istotna różnica przy poziomie ufności $\alpha=0,05$

*- istotność przy $\alpha=0,05$; **- istotność przy $\alpha=0,01$; ***- istotność przy $\alpha=0,001$

Kombinacje nawozowe istotnie wpływały na udział martwych karp na poletkach (tab. 4). Przeciętnie nawożenie kompostem (kombinacja B) nie wpłynęło istotnie na wzrost liczby zamarych karp, a na części poletka „c” – nawet proces ten ograniczyło. Dodatkowe nawożenie mineralne przeciętnie zwiększy-

ło frakcję zamarych karp z 9,9% do 10,5% w kombinacji C i do 14,1% w kombinacji D. Na wszystkich częściach poletka na obiektach kombinacji D było najwięcej zamarych karp na poletku, a istotnie mniej na obiektach z niższym nawożeniem mineralnym (kombinacja C).

Tabela 4. Wpływ kombinacji nawozowych na procent martwych karp wierzby na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 4. The influence of the fertilization combination on the percentage of dead rootstocks of willow at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Kombinacje nawozowe ¹	Procent martwych karp na częściach poletka			
	„a”	„b”	„c”	średnio „a”- „c”
A	9,2	10,2	10,7	10,0
B	10,4	10,3	7,6	9,5
C	9,1	9,6	10,9	9,8
D	12,3	15,9	16,9	15,0
NIR_{0,05}	0,4***	0,7***	0,7***	0,5***

Kombinacje nawozowe¹:

(A) obiekty bez nawożenia,

(B) obiekty nawożone kompostem z osadów komunalnych (10 t·ha⁻¹ suchej masy),

(C) obiekty nawożone kompostem (10 t·ha⁻¹ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce 562,5 kg·ha⁻¹ zawierającej N – 90 kg·ha⁻¹, P – 39,3 kg·ha⁻¹ i K – 74,7 kg·ha⁻¹

(D) obiekty nawożone kompostem (10 t·ha⁻¹ suchej masy) i Hydrofoską 16 w dawce 1125 kg·ha⁻¹ zawierającej N – 180 kg·ha⁻¹, P – 78,6 kg·ha⁻¹ i K – 149,4 kg·ha⁻¹.

NIR_{0,05} - najmniejsza istotna różnica przy poziomie ufności $\alpha=0,05$

*- istotność przy $\alpha=0,05$; **- istotność przy $\alpha=0,01$; ***- istotność przy $\alpha=0,001$

Tabela 5. Procent martwych karp wierzby w terminach pomiarów na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 5. The percentage of dead rootstocks of willow on the dates of measurements at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Terminy pomiaru	Procent martwych karp na częściach poletka			
	„a”	„b”	„c”	średnio „a”- „c”
31 V	9,2	8,7	11,3	9,7
30 VI	9,5	11,9	11,1	10,8
30 IX	10,0	12,4	12,2	11,5
20-30 XI	10,4	13,1	12,4	12,0
NIR_{0,05}	0,4***	0,7***	0,7***	0,5***

NIR_{0,05} - najmniejsza istotna różnica przy poziomie ufności $\alpha=0,05$

*- istotność przy $\alpha=0,05$; **- istotność przy $\alpha=0,01$; ***- istotność przy $\alpha=0,001$

W dalszych terminach pomiarów, które oznaczają długość okresu wegetacji w danym roku, na podstawie pomiarów (obserwacji) wykazywano zawsze większą frakcję zamarych karp niż na początku wegetacji (tab. 5).

Bardzo duży wpływ na udział zmarłych karp wierzby na poletkach miała liczba lat odrastania pędów (tab. 6 i 7). W każdym następnym roku uprawy wzrastał procent martwych karp na poletku, przy czym zjawisko to nasilało się bezpośrednio po koszeniu pędów. Istotny przyrost frakcji zmarłych karp wierzby miał miejsce w trzecim roku odrastania pędów na poletku „c”, w czwartym roku – na poletku „b” i po czwartym roku na poletku „a”.

Tabela 6. Wpływ lat odrastania pędów na procent martwych karp wierzby na częściach poletka „a”, „b” i „c” w latach 2006-2012

Table 6. The influence of the time of re-growing of shoots (years) on the percentage of dead rootstocks of willow at the parts of the plots “a”, “b” and “c” in the years 2006-2012

Lata odrastania pędów	Procent martwych karp na częściach poletka			
	„a”	„b”	„c”	średnio „a”- „c”
1	2,4	2,4	2,4	2,4
2	3,9	3,9	3,9	3,9
3	5,6	5,6	11,1	7,5
4	3,9	15,9	18,5	12,9
7	33,0	29,8	22,7	30,1
NIR _{0,05}	0,5***	0,8***	0,8***	0,5***

Wpływ nawożenia kompostem na zamieranie karp wierzby był różny w latach uprawy (tab.7).

Tabela 7. Wpływ interakcji lat odrastania pędów z kombinacjami nawozowymi na procent martwych karp na poletkach „a”, „b” i „c”

Table 7. The influence of interaction of the time of re-growing of shoots with fertilization combinations on the percentage of dead rootstocks of willow at the plots “a”, “b” and “c”

Część poletka	Kombinacje nawozowe ¹	Procent martwych karp wierzby na poletku w latach odrastania				
		1	2	3	4	7
„a”	A	2,3	4,1	4,9	6,6	27,9
	B	2,4	3,7	3,9	7,4	34,7
	C	1,7	2,6	4,8	4,9	31,4
	D	3,2	5,5	8,9	5,9	38,1
	NIR _{0,05}	0,9***				
„b”	A	2,3	4,1	4,9	10,2	29,6
	B	2,4	3,7	3,9	17,3	24,8
	C	1,7	2,6	4,8	12,3	26,5
	D	3,2	5,5	8,9	23,8	38,2
	NIR _{0,05}	1,5***				
„c”	A	2,3	4,1	10,7	12,5	23,7
	B	2,4	3,7	8,1	12,4	10,8
	C	1,7	2,6	11,0	19,3	19,8
	D	3,2	5,5	15,0	24,5	36,3
	NIR _{0,05}	1,5***				

Tabela 7 (cd.). Wpływ interakcji lat odrastania pędów z kombinacjami nawozowymi na procent martwych karp na poletkach „a”, „b” i „c”

Table 7 (cont.). The influence of interaction of the time of re-growing of shoots with fertilization combinations on the percentage of dead rootstocks of willow at the plots “a”, “b” and “c”

Średnio „a”- „c”	A	2,3	4,1	6,8	9,8	27,1
	B	2,4	3,7	5,3	12,4	23,4
	C	1,7	2,6	6,9	12,1	25,9
	D	3,2	5,5	10,9	18,1	37,5
	NIR _{0,05}	1,0***				

¹ – oznaczenie kombinacji nawozowych podano w tabeli 4

Do czwartego roku uprawy poza poletkiem „b” nawożenie kompostem nie powodowało silniejszego zamierania karp wierzby. W siódmym roku uprawy bardzo dużo karp wierzby zamarło i w tym roku efekty nawożenia kompostem były na poszczególnych częściach poletka zróżnicowane. Dodatkowe nawożenie na obiektach C i D nawozem mineralnym w każdym roku uprawy powodowało nasilenie zamierania karp wierzby.

W tabeli 8 zestawiono wyniki pomiarów zamierania karp wierzby po pierwszym i po siódmym roku uprawy. Należy nadmienić, że nawożenie kompostem zastosowano przed pierwszą vegetacją, a nawóz mineralny Hydrofoska 16 zastosowano w latach uprawy 1-4. Poczynając od piątej vegetacji wierzby, nie stosowano nawożenia kompostem oraz nawozem mineralnym. Po pierwszej vegetacji duże ubytki karp na różnych kombinacjach nawozowych pojawiły się u klonów 1013, 1056 i 1018. Po siódmej vegetacji u klonów 1013 i 1056 zamarło odpowiednio 58,8%-83,8% karp oraz 67,8%-90,8%, natomiast u klonu 1018 zamarło mniej karp (19,0%-39,2%). U pozostałych klonów ubytki żywych karp na poletkach były mniejsze i nie zależały one od stosowania kompostu z osadów komunalnych. U badanych klonów wierzby największe zamieranie karp wystąpiło na obiektach D, gdzie zastosowano kompost z bardzo wysoką dawką nawozu Hydrofoska 16 (1125 kg·ha⁻¹) zawierającej N – 180 kg·ha⁻¹, P – 78,6 kg·ha⁻¹ i K – 149,4 kg·ha⁻¹.

4. Podsumowanie

W warunkach upraw produkcyjnych wierzby ważne jest utrzymanie przez 20-25 lat założonej obsady [7, 9]. Zmniejszenie tej obsady bezpośrednio wpływa na plony biomasy pędów. Badania trwałości karp dla różnych klonów wierzby, w zależności od stosowanego nawożenia kompostem z osadów komunalnych i nawozem mineralnym, nie były publikowane. Sygnałem w tym względzie były badania Stolarskiego, gdzie wykazano różne ubytki roślin w zależności od odmiany wierzby, gęstości sadzenia oraz częstotliwości zbioru [5]. Największe ubytki karp były u odmiany Corda, przy corocznym zbiorze

oraz przy bardzo dużym zagęszczeniu. We wspomnianym doświadczeniu średnie ubytki roślin wierzby przy sadzeniu 12 i 24 tys. sztuk·ha⁻¹ wynosiły poniżej 10% niezależnie czy zbierano corocznie czy co trzy lata. Doświadczenie to przeprowadzono w Oborach k/Kwidzyna na madzie bardzo ciężkiej próchnicznej klasy R-IIIa zaliczonej do kompleksu przydatności rolniczej pszennego dobrego (2). Opady roczne przeciętnie wyniosły 478,4 mm.

Tabela 8. Wpływ interakcji klonów wierzby z kombinacjami nawozowymi i latami odrastania pędów na procent martwych karp na dużych poletkach

Table 8. The influence of interaction of willow clones with fertilization combinations and the time of re-growing of shoots on the percentage of dead rootstocks at the big plot

Lata odrastania pędów	Klon wierzby	Procent martwych karp wierzby na obiektach z nawożeniem ¹			
		A	B	C	D
1	1047	0,6	1,1	1,0	2,5
	1054	0,2	0,5	0,3	0,7
	1023	0,7	0,9	0,4	1,8
	1013	4,2	1,5	2,2	5,7
	1052	0,0	0,8	1,0	2,3
	1047D	0,8	1,1	0,3	1,1
	1056	4,2	8,9	3,8	7,0
	1033	2,7	3,8	2,8	2,7
	1018	7,1	3,4	3,4	5,3
7	1047	10,8	9,2	12,9	16,3
	1054	10,0	10,6	10,8	14,2
	1023	9,6	7,1	8,8	35,0
	1013	82,1	58,8	83,8	82,9
	1052	21,1	14,2	9,6	20,8
	1047D	10,8	11,7	5,8	25,8
	1056	77,7	67,8	68,3	90,8
	1033	10,4	17,1	27,9	24,2
	1018	37,9	20,4	19,0	39,2
NIR _{0,05}	3,0***				

¹ – oznaczenie kombinacji nawozowych podano w tabeli 4

Badania własne wykonano na glebie lekkiej zaliczonej do klasy bonitacyjnej RIVa, kompleksu przydatności rolniczej żytniego dobrego (5), na glebach bielicowych właściwych, o składzie granulometrycznym piaski gliniaste lekkie przechodzące na głębokości 50-100 cm w glinę lekką. Ustalony poziom wody gruntowej na tym polu występował na głębokości 940-980 cm. Opady roczne w okresie prowadzenia doświadczeń wyniosły 753,4 mm – 1062,0 mm, a w okresie wegetacji wierzby – 459,0 mm – 654,4 mm [6]. Stąd widać, że warunki glebowe i pogodowe pomiędzy punktami doświadczalnymi Obory i Kościernica były diametralnie różne. W badaniach własnych ubytki karp wierzby poniżej 10% ilości wysadzonej były na wszystkich obiektach do czasu pierw-

szego koszenia produkcyjnego tzn. druga, trzecia lub czwarta vegetacja. Po tym terminie zaobserwowano zwiększone zamieranie karp wierzby. W siódmej vegetacji u dwóch klonów zmarło od 58,8% do 90,8% roślin, u jednego od 20,4% do 39,2%, a u pozostałych klonów od ok. 10% do 35% zależnie od kombinacji nawozowej. Przy stosowaniu nawożenia kompostem z osadów komunalnych zamieranie klonów podatnych na tę cechę było mniejsze niż bez tego zabiegu (klony 1013, 1056, 1018 i 1052), a u innych klonów tej zależności nie obserwowano. Dodatkowe nawożenie Hydrofoską 16 dawką $1125 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ zawierającej N – $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, P – $78,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i K – $149,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w stosunku do dawki samego kompostu, spowodowało zawsze zwiększone zamieranie karp wierzby.

5. Wnioski

1. W pierwszym 4-letnim cyklu uprawy wierzby krzewiastej na glebie lekkiej zmarło do 10% karp do terminu pierwszego produkcyjnego koszenia (2, 3 lub 4 vegetacja), a po tym koszeniu zamieranie karp nasiliło się.
2. W drugiej 4-letniej rotacji w siódmej vegetacji wierzby zamieranie karp było zróżnicowane w zależności od podatności klonu oraz od zastosowanego nawożenia.
3. Nawożenie kompostem u czterech klonów wierzby (1013, 1056, 1018 i 1052) zmniejszyło zamieranie karp, a dodatkowe nawożenie wszystkich badanych klonów Hydrofoską 16 – zwiększyło ubytki żywych karp.

Literatura

- [1] Faber A., Kuś J.: Rośliny energetyczne dla różnych siedlisk. Wieś Jutra, nr 8-9(109-110), 2007, s.11-12.
- [2] Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J.: Produktywność klonów wierzby krzewiastej uprawianych na gruntach ornym w zależności od częstotliwości zbioru i gęstości sadzenia. *Fragm. Agron.*, nr 2, 2002, s. 39-51.
- [3] Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J., Kopaczek M.: Production of willow (*Salix* spp.) biomass on arable land In short-term harvesting cycles. *Pol. J. Nat. Sci.*, nr 20(1), 2006, s. 53-95.
- [4] Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J., Klasa A.: Productivity of seven clones of willow coppice in annual and quadrennial cutting cycles. *Biomasa Bioenerg.*, 32(12), 2008, s. 1227-1234.
- [5] Stolarski J.M.: Agrotechniczne i ekonomiczne aspekty produkcji biomasy wierzby krzewiastej (*Salix* spp.) jako surowca energetycznego, Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn 2009.
- [6] Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M. Shrubby willow crop In the four-year cycle at cultivation at light soil In Pomerania. [In:] *Regional and Lokal Biomass Poten-*

- tial. Ed. By Michał Jasiulewicz. Polish Economics Association Koszalin University of Technology. Koszalin 2010, p. 159-190.
- [7] Szczukowski S., Tworowski J., Stolarski M.J.: Wierzba energetyczna, Wydawnictwo Plantpress, Kraków 2004.
- [8] Szczukowski S., Stolarski M.J., Tworowski J., Przyborowski J., Klasa A.: Productivity of willow coppice plants grown in short rotations. *Plant Soil Environ.*, 51(9), 2005, s. 423-430.
- [9] Tworowski J., Kuś J., Szczukowski S., Stolarski M. Produktywność roślin uprawianych na cele energetyczne. [W:] Nowoczesne technologie pozyskiwania i energetycznego wykorzystywania biomasy. Monografia. Instytut Energetyki. Warszawa 2010, s. 34-49.

THE INFLUENCE OF FERTILIZATION ON WITHERING OF ROOTSTOCKS OF ENERGETIC WILLOW CULTIVATED ON LIGHT SOIL

Summary

The aim of the work was to assess the influence of fertilization on withering of nine clones of energetic willow cultivated in the neighborhood of Koszalin within the period of 7 years. The experiment was established in the year 2006. It was a strict experiment conducted with a method of random sub-blocks in the dependent system in three repetitions. The sub-blocks of I order were 4 combinations of fertilization: (a) objects without fertilization, (b) objects fertilized with compost from municipal sewage sludge ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dry solids), (c) objects fertilized with compost ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dry solids) and with Hydrofoska 16, doses of $562.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (N – $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, P – $39.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and K – $74.7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) and (d) objects fertilized with compost ($10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dry solids) and with Hydrofoska 16, doses of $1125 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (N – $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, P – $78.6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and K – $149.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). The sub-blocks of II order were 9 clones of willow: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1056, 1018 and 1033. Before starting vegetation of willow in the years 2007, 2008 and 2009 at the objects "c" and "d" Hydrofoska 16 was applied and the compost was omitted. The plot with 34.5 square metres area was planted with 120 pieces of willow cuttings of willow. To reap the crop the plot was divided into 3 equal parts (a, b, c). After the second vegetation (February 2008) the plot "c" was cut, the plot "b" after the third vegetation (February 2009) and in November 2009 all of the parts of the plot (a, b, c) were cut. In the years 2010-2012 the plots were not fertilized. The number of alive willow rootstocks at the individual parts of the plot was assessed in the years 2006-2009 and in 2012. The collected data were evaluated statistically. The crucial factors in case of withering of willow rootstocks were the time of re-growing of shoots (years), clones and the interaction of clones with the time of re-growing of shoots. The fertilization combination was of secondary importance.

Keywords: energetic willow, clones, fertilization, time (years) of re-growing of shoots

DOI: 10.7862/rb.2013.34

*Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.
Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.*

Ewa J. LIPIŃSKA¹

SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE W STREFIE OCHRONY UZDROWISKOWEJ GMINY IWONICZ-ZDRÓJ²

Akty normalizacyjne w pewnym stopniu ujednoliciły system ochrony środowiska przyrodniczego w całej Unii Europejskiej. Wprowadziły one jedynie możliwe sposoby tej ochrony. Ich celem jest zachęcanie do poszukiwania metod, technik i technologii bardziej efektywnych. Społeczność lokalna jako potencjał wzrostu gospodarczego jest też hamulcem tego rozwoju. Zjawisko to ma miejsce, gdy prawo ochrony środowiska jest traktowane instrumentalnie przez lokalne podmioty gospodarcze. Strategicznie są one ważne lokalnie, dla województwa i Polski. Jednak zarządzający nimi lekceważą wymagania ochrony zdrowia i życia ludzkiego i środowiska. Gmina Iwonicz-Zdrój położona jest we wschodniej części polskich Karpat Zewnętrznych.

Gmina Iwonicz-Zdrój posiada status uzdrowiska. W gminie Iwonicz-Zdrój wyznaczono teren górniczy. Wydobywa się wody mineralne, ropę naftową i gaz ziemny. Wody mineralne są naturalnym bogactwem gminy Iwonicz-Zdrój. Genetycznie są to wody kopalne morskie okalające złoża ropy naftowej. Emisja substancji węglowodorowych stwarza ryzyko ciągłego lub pulsacyjnego ich przedostawania się do środowiska.

Strefa A ochrony uzdrowiskowej ma spełniać szczególne wymagania ochrony środowiska. W strefie tej pobrano próbki środowiskowe do badań laboratoryjnych. Oznaczono substancje, których zawartość w środowisku przekracza obowiązujące standardy jakości środowiska.

W referacie pokazano wizualizację przestrzenną rozmieszczenia stref A, B i C ochrony uzdrowiskowej, przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych, zaproponowano monitoring w strefach występowania emisji.

Słowa kluczowe: uzdrowisko, zanieczyszczenie, ochrona gleby, standardy środowiska

¹ Autor do korespondencji: Ewa J. Lipińska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, ul. Langiewicza 26A, 35-101 Rzeszów, tel.: 500668606, lipinskaewa@interia.pl

² Praca finansowana przez Narodowe Centrum Nauki w latach 2011-2013

1. Wstęp

W gminie Iwonicz-Zdrój strefa A ochrony uzdrowiskowej jest obszarem o powierzchni 155 ha. Tereny zielone stanowią 89 % powierzchni strefy (czyli terenów nieutwardzonych i niezabudowanych). Zlokalizowane są tu urządzenia i obiekty lecznictwa uzdrowiskowego oraz inne obiekty służące lecznictwu uzdrowiskowemu lub obsłudze pacjenta czy turysty. Lokalizacja urządzeń i obiektów ma nie utrudniać funkcjonowania lecznictwa.

Strefa B ochrony uzdrowiskowej zajmuje powierzchnię 434 ha. Procentowy udział terenów biologicznie czynnych wynosi 90 %. Obszar ten jest przeznaczony dla inwestycji, które nie mają negatywnego wpływu na właściwości lecznicze uzdrowiska i na obszar ochrony uzdrowiskowej. Inwestycje te mają być nieuciążliwe dla pacjentów.

Granica strefy C ochrony uzdrowiska pokrywa się z granicą administracyjną gminy Iwonicz-Zdrój. I w tej strefie są ograniczenia co do lokalizacji inwestycji [2, 13, 14].

W gminie Iwonicz-Zdrój jest wyznaczony obszar górniczy. Dla złoża wód leczniczych ma on 7841 350 m² powierzchni. W obrębie złoża Iwonicz-Zdrój zasoby eksploatacyjne wynoszą 29,39 m³/h i 9 613,00 m³/rok, a w obrębie złoża Lubatówka zasoby eksploatacyjne wynoszą 11,70 m³/h i 5 656,00 m³/rok.

Do celów leczniczych uzdrowisko Iwonicz-Zdrój wykorzystuje wody mineralne z odwiertów „Elin-7” lub „Emma” (zamiennie), „Zofia-6”, Klimkówka-27” i „Iwonicz II”. Odwierty nieeksploatowane to „Klimkówka 25”, „Zofia 3”, „Lubatówka 13”, „Lubatówka 15”, „Lubatówka 16”. Źródła mineralne, które były dawniej podstawą założenia uzdrowiska w Iwoniczu-Zdroju obecnie straciły swą wartość z powodu ich demineralizacji i spadku wydajności źródeł [2, 3, 15].

Złożom wód mineralnych towarzyszą złoża ropy naftowej [4, 5]. Substancje węglowodorowe również są eksploatowane w gminie Iwonicz-Zdrój. Eksploatację występujących na obszarze gminy Iwonicz-Zdrój złóż ropy naftowej rozpoczęto w połowie XIX wieku (około 1880 roku w sposób nieuporządkowany). Stopniowe wyczerpywanie się złóż ropy naftowej na tym obszarze umożliwiło pobór wód mineralnych za pomocą zrekonstruowanych odwiertów ponaftowych [2, 3].

W referacie podano fragment wyników wizji lokalnej i analiz fizykochemicznych. Wizję lokalną przeprowadzono w strefie A ochrony uzdrowiskowej. W strefie tej pobrano próbki gleby z dawnego dołu urobkowego i substancji węglowodorowej ze zbiornika ropy naftowej. Pobrano próbkę wody podziemnej ze źródła „Bełkotka” uznanego za pomnik przyrody. Analizę fizykochemiczną wykonano w akredytowanym laboratorium.

2. Metodyka badań

Wytypowano gminę Iwonicz-Zdrój jako reprezentatywną spośród gmin województwa podkarpackiego, z powodu pełnionej funkcji uzdrowiskowej i turystyczno-rekreacyjnej. Funkcja uzdrowiskowa wymaga spełnienia ściśle określonych zasad i wymagań w celu uzyskania i utrzymania statusu gminy uzdrowiskowej. Obszar gminy Iwonicz-Zdrój jest reprezentatywny dla innych gmin uzdrowiskowych, między innymi, z powodu takich kryteriów, jak lecznicze surowce mineralne, uzdrowiskowy majątek trwałe, potencjał medyczny, PKB, liczba gospodarstw domowych, liczba mieszkań, usługi, jakość otoczenia, istnienie przyrodniczych obszarów chronionych, w tym obszarów Natura 2000 i stref ochrony uzdrowiskowej, liczba gospodarstw domowych, liczba podmiotów gospodarczych i formy tej działalności. Ponadto wyboru obszaru badań dokonano z powodu wiedzy o obecnych naturalnych emisjach substancji węglowodorowych i wykonywaniu pionierskich odwiertów poszukiwawczych i eksploatacyjnych w XIX wieku aż do 1939 roku XX wieku. Obecnie górnictwo naftowe nadal jest prowadzone w gminie Iwonicz-Zdrój. Równocześnie eksploatowane są wody mineralne i prowadzi się działalność leczniczo-uzdrowiskową.

Poddano analizie akty prawa Unii Europejskiej i krajowego z dziedziny ochrony środowiska naturalnego. Zwrócono uwagę na proces tworzenia baz danych o przestrzeni, które pozwalają wyszukać informacje o środowisku przyrodniczym, z uwzględnieniem współwystępowania złóż wód mineralnych i złóż substancji węglowodorowych w uzdrowiskach.

Zaplanowano i przeprowadzono badania w terenie.

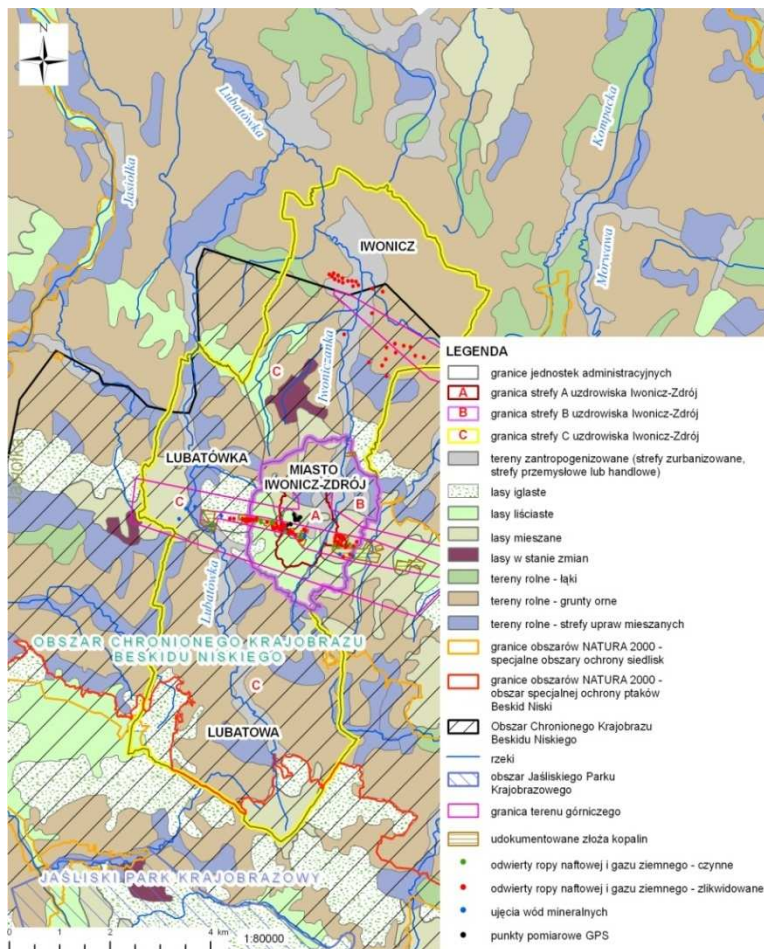
Analiza i ocena wiarygodności wyników badań terenowych i laboratoryjnych były podstawą oszacowania możliwości wystąpienia ryzyka zagrożenia szkodą w środowisku przyrodniczym lub wystąpienia szkody w tym środowisku a także wskazania potrzeb, lub ich zaniechania, w zakresie prowadzenia ciągłego lub okresowego monitoringu i oceny stanu tego środowiska przyrodniczego w gminie Iwonicz-Zdrój.

2.1. Wizja lokalna obszaru badań

Wizja lokalna obszaru badań pozwoliła na wytypowanie stanowisk badań z uwzględnieniem rzeźby terenu i pokrycia roślinnością oraz zaopatrzenia w infrastrukturę techniczną (komunalną, komunikacyjną, energetyczną itp.).

W strefie obszaru górniczego (rys. 1), który pokrywa się z terenem górnictwem, czynnych jest od kilku do kilkudziesięciu otworów eksploatacyjnych. Przewiduje się, że złóż Iwonicz-Zdrój będzie eksploatowane do 2017 roku. Złóż jest w końcowej fazie eksploatacji (wydobyto około 98 % zasobów ropy naftowej) [2]. Warstwy roponośne zostały udokumentowane w zasięgu trzecio-

rzędowych warstw króśnieńskich. Udokumentowano tu ropę naftową parafinową i bezparafinową oraz towarzyszący gaz ziemny [2].



Rys. 1. Gmina Iwonicz-Zdrój i strefy A, B, C ochrony uzdrowiskowej; oznaczono teren górniczy; tłem są formy pokrycia terenu; województwo podkarpackie (Lipińska E.J. 2013)

Fig. 1. The commune of Iwonicz-Zdrój and the zones A, B, C of the health resort; designated mining area; the background are the land cover types; Subcarpathian voivodeship (Lipińska E.J. 2013)

Teren gminy Iwonicz-Zdrój pokryty jest też nieczynnymi odwiertami ropy naftowej [2, 3]. W 2008 roku zamknięto istniejący na terenie gminy Iwonicz-Zdrój ropociąg (własność Kopalni Ropy Naftowej Równe). Na rys. 2 pokazano miejsce zlikwidowanego otworu wiertniczego, które stwarza zagrożenie poważnym wypadkiem. Widoczne fragmenty rury okładzinowej wskazują, że prawdopodobnie nie było możliwe ich usunięcie z otworu wiertniczego. Ma to miej-

sce w przypadku, gdy rury przez znaczny okres znajdowały się w otworze. Na jakość rur ma negatywny wpływ środowisko agresywne górotworu. Gdy rury są w znacznym stopniu przetarte obniżona jest ich wytrzymałość i to jest kolejny powód ich pozostawienia w otworze wiertniczym. Negatywnym efektem jest zabezpieczenie powierzchni terenu.

Wykonano pomiary geodezyjne sytuacyjno-wysokościowe z zastosowaniem techniki GPS. Obszar badań oznaczono siatką 14 punktów (rys. 3).



Rys. 2. Miejsce potencjalnego poważnego wypadku. Zlikwidowany otwór wiertniczy znajduje się około 10 m od Alei Wincentego Pola i 300 m od źródła „Bełkotki”; na powierzchni gleby widoczny fragment rury okładzinowej, pozostawionej prawdopodobnie z przyczyn technicznych i ze względów ekonomicznych. Gmina Iwonicz-Zdrój, woj. podkarpackie (Lipińska E.J. 2013)

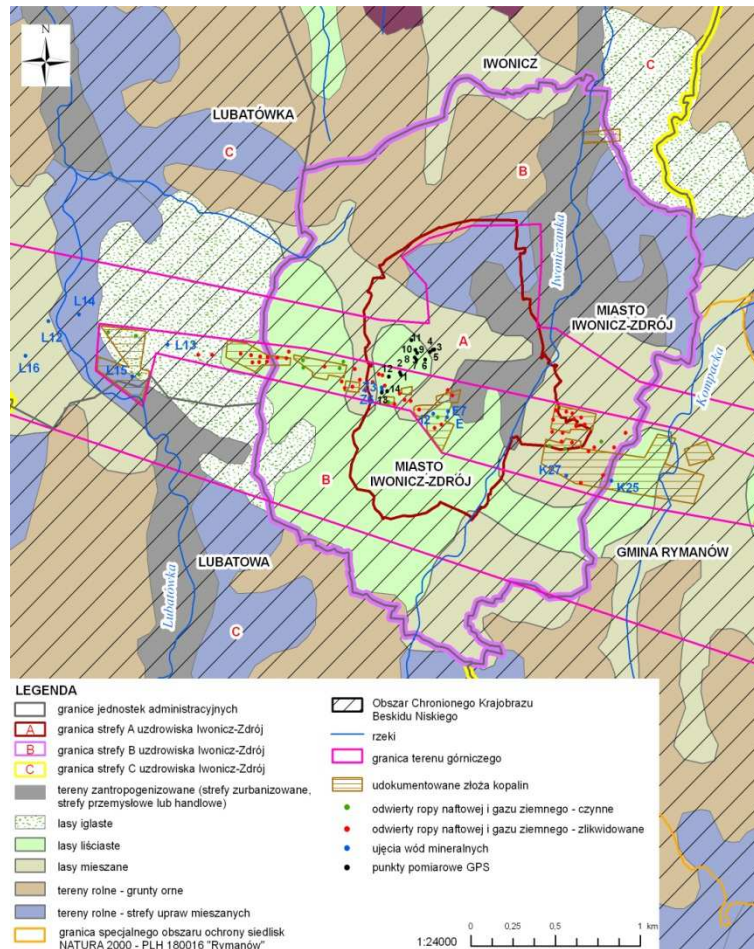
Fig. 2. Place a potential serious accident. Closed borehole located 10 m from the fields of Alley Wincenty Pol and 300 m from the source of “Bełkotka”; on the soil surface visible part of the pipe casing left probably from technical reasons and for the economic reasons. The commune of Iwonicz-Zdrój, Subcarpathian voivodeship (Lipińska E.J. 2013)

2.2. Określenie ilości próbek środowiskowych

Wykonano wiercenia geologiczno-inżynierskie. Celem badań geologiczno-inżynierskich było rozpoznanie warunków gruntowo-wodnych podłoża obszaru strefy A ochrony uzdrowiskowej w gminie Iwonicz-Zdrój i pobranie próbek środowiskowych do badań laboratoryjnych, by oznaczyć parametry geochemiczne.

Zastosowanie regularnej siatki poboru próbek środowiskowych stanowiło jeden z warunków otrzymania obiektywnego obrazu jakości gruntów [9], gdy są to tereny przemysłowe, po niedawnej eksploatacji. Istotną przesłanką było to,

by pobrane próbki do badań laboratoryjnych reprezentowały środowisko terenu przemysłowego strefy A ochrony uzdrowskowej.



Rys. 3. Lokalizacja 14 punktów badań w strefie A ochrony uzdrowskowej gminy Iwonicz-Zdrój; tłem są formy pokrycia terenu; oznaczono teren górniczy; udokumentowane naturalne surowce lecznicze: E-Emma, E7- Elin 7, I II-Iwonicz II, K27-Klimkówka 27, L12-Lubatówka 12, L14-Lubatówka 14, Z6-Zofia 6; województwo podkarpackie (Lipińska E.J. 2013)

Fig. 3. Location of 14 study points in the zone A of the health resort to the commune Iwonicz-Zdrój; the background are the land cover types; designated mining area; documented natural medicinal resources: K27-Klimkówka 27, I II-Iwonicz II, E-Emma, E7-Elin 7, L12-Lubatówka 12, L14-Lubatówka 14, Z6-Zofia 6; Subcarpathian voivodeship (Lipińska E.J. 2013)

Minimalna liczba próbek środowiskowych, która może już dobrze reprezentować całą badaną populację wynosi 30 [1]. Takiej liczbie próbek odpowia-

da 15 otworów badawczych. Po analizie wszystkich danych i informacji przedstawionych w najnowszej literaturze popularno-naukowej oraz w dokumentacji archiwalnej, po wizji lokalnej postanowiono, że do wypełnienia celu niniejszego opracowania, gdzie obszarem badań jest strefa A ochrony uzdrowiskowej, w której powinny być spełnione szczególne wymagania ochrony środowiska, wystarczy czternaście stanowisk badań.

Uwzględniono bowiem, za Tomaszewską B [12], że operowanie całym zbiorem danych, bez uwzględnienia zmian w zakresie zastosowanej metodyki badań, może być przyczyną błędnego wnioskowania i prognozowania.

Przyjęto, że głębokość przewierczanych warstw poniżej spągu nasypu antropogenicznego zależeć będzie od ukształtowania obszaru badań, warunków geologiczno-inżynierskich na stanowiskach badań, od infrastruktury technicznej. Do ustalenia zanieczyszczenia na powierzchni gruntu zdecydowano o pobieraniu próbek środowiskowych z głębokości 0,1÷0,3 m ppt, uznając za Bronder'em J. [1], że jest to poziom reprezentatywny dla planowanej funkcji terenu grupy B użytkowania ziemi. Uznano, że poza postawioną tezę i wynikiem wstępnej analizy i oceny ryzyka wystąpienia szkody w środowisku, nic nie jest wiadomo o rzeczywistym zanieczyszczeniu strefy A ochrony uzdrowiskowej w gminie Iwonicz-Zdrój. Założono, za Bronderem J. [1], że potencjalne źródła zanieczyszczeń mogą wywołać zanieczyszczenie równomierne. Przyjęto, że badania, których celem jest jedynie potwierdzenie obecności zanieczyszczeń, nie dostarczają obiektywnego obrazu całego badanego obszaru, strefy A ochrony uzdrowiskowej w gminie Iwonicz-Zdrój.

W badaniach geologiczno-inżynierskich przyjęto zasady zawarte w rozporządzeniu w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać dokumentacje hydrogeologiczne i geologiczno-inżynierskie [8]. Uwzględniono też rozporządzenie w sprawie określenia przypadków, w których jest konieczne sporządzenie innej dokumentacji geologicznej [9].

2.3. Badania laboratoryjne

Celem badań laboratoryjnych było ustalenie stosunków ilościowych pierwiastków chemicznych uczestniczących w budowie skorupy ziemskiej, na podstawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi i na podstawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych, a także porównanie wyników badań z kryteriami i procedurami dopuszczania odpadów do składowania na składowisku danego typu, w tym z warunkami, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne, w strefie A ochrony uzdrowiskowej gminy Iwonicz-Zdrój.

Zakres badań wykonany został przez akredytowane laboratorium Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Rzeszowie, Certyfikat wydany przez PCA.

Oznaczenia fizyko-chemiczne w laboratorium wykonano zgodnie z obowiązującymi normami polskimi PN i normami ISO.

Analiza i interpretacja otrzymanych wyników badań laboratoryjnych próbek środowiskowych polegała na porównaniu wartości otrzymanych w wyniku badań laboratoryjnych pobranych próbek środowiskowych z wartościami dopuszczalnymi dla gruntów grupy A określonymi w załączniku rozporządzenia w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi [11], z wartościami granicznymi dla wód podziemnych w klasach jakości określonymi w załączniku rozporządzenia w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych [6], z wartościami dopuszczalnymi dla odpadów dopuszczonych do składowisk odpadów obojętnych zamieszczoną w rozporządzeniu zmieniającym rozporządzenie w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania odpadów danego typu [7] i z wartościami stężenia, dla którego uznaje się, że odpad nie posiada składników niebezpiecznych zamieszczoną w rozporządzeniu w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne [10].

3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Wyniki badań próbki pobranej z dołu urobkowego

Z dołu urobkowego pobrano próbkę gleby. Prawdopodobnie są to odpady poeksploatacyjne. Wyniki analizy fizyczno-chemicznej pokazano w tab.1, kod próbki 247.4/1.

Głębokość, z której pobrano próbkę jest poziomem reprezentatywnym dla planowanej funkcji terenu grupy B użytkowania ziemi zgodnie z rozporządzeniem w sprawie standardów jakości gleby (...) [11].

Wyniki badań wskazują, że próbka ta nie spełnia wymagań dla gruntów typu A. Oznacza to, że zgodnie z powyższym rozporządzeniem grunt ten nie może być używany w pracach ziemnych na tego typu gruntach. Przekroczone są wartości graniczne w zakresie zawartości metali ciężkich: baru, kadmu i niklu. Przekroczone są również wartości graniczne w zakresie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych: fluorantenu i benzo(a)pirenu.

Odpad ten nie mógłby być również składowany na składowiskach odpadów obojętnych z powodu przekroczenia zawartości wszystkich badanych metali ciężkich (zgodnie z rozporządzeniem w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu [7]).

Substancje oznaczone w próbce sklasyfikowano również w zakresie stężeń składników niebezpiecznych zgodnie z rozporządzeniem w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne [10]. Nie stwierdzono przekroczenia wartości granicznych dla żadnej z grup substancji. Uznano więc

badane odpady za nieposiadające składników powodujących, że odpady są niebezpieczne.

3.2. Wyniki badań próbki pobranej z łapaczki ropy naftowej

Ze zbiornika ropy naftowej (rys. 4.) pobrano próbkę substancji węglowodorowej. Wyniki badań (tab. 1, kod próbki 247.4/3) wykazały obecność substancji niebezpiecznych. Substancje oznaczone w próbce sklasyfikowano w zakresie stężeń składników niebezpiecznych (tab. 2) według w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu [7] i rozporządzenia w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne [10]. Stwierdzono przekroczenia wartości granicznych substancji toksycznych, rakotwórczych i mutagennych. Z tego powodu uznano, że badany odpad posiada cechy odpadu niebezpiecznego.



Rys. 4. Zbiornik ropy naftowej zlokalizowany w strefie A ochrony uzdrowiskowej gminy Iwonicz-Zdrój. Województwo podkarpackie (Lipińska E.J. 2013)

Fig. 4. Hydrocarbon reservoir located in the zone A of the health resort to the commune of Iwonicz-Zdrój. Subcarpathian voivodeship (Lipińska E.J. 2013)

Tabela 1. Wyniki badań próbek gleby (odpadów) z dawnego dołu urobkowego (próbka nr 247.4/1) i substancji węglowodorowej ze zbiornika ropy naftowej (próbka nr 247.4/3)

Table 1. The results of a soil (wastes) samples from the former bottom (sample No. 247.4/1) and hydrocarbon substances from the oil tank (sample No. 247.4/3)

Wskaźnik	Jednostka	Wyniki badań		Wartości dopuszczalne dla gruntów grupy A wg rozporz. w sprawie standardów jakości gleby (...) [11]	Wartości dopuszczalne dla odpadów dopuszczonych do składowisk odpadów obojętnych wg rozp. w sprawie kryteriów oraz procedur (...) [7]
		Kod próbki gleby 247.4/1	Kod próbki ropy naftowej 247.4/3		
		gł. pob. 0,30 m			
Bar	mg/kg s.m.	74,000	–	200,000	20,000
Kadm	mg/kg s.m.	2,100	–	1,000	0,040
Chrom	mg/kg s.m.	22,000	–	50,000	0,500
Miedź	mg/kg s.m.	13,000	–	30,000	2,000
Nikiel	mg/kg s.m.	34,000	–	35,000	0,400
Ołów	mg/kg s.m.	35,000	–	50,000	0,500
Rtęć	mg/kg s.m.	0,122	–	0,500	0,010
Suma węglowodorów aromatycznych	mg/kg s.m.	–	29 000,000	0,100	–
Suma benzyn (węglowodory C ₆ -C ₁₂)	mg/kg	–	160 000,000	1,000	–
Olej mineralny	mg/kg	–	480 000,000	30,000	500,000
Naftalen	mg/kg s.m.	<0,020	1 548,000	0,100	–
Fenantren	mg/kg s.m.	<0,020	187,000	0,100	–
Antracen	mg/kg s.m.	<0,010	0,200	0,100	–
Fluoranten	mg/kg s.m.	0,110	1,500	0,100	–
Benzo(a)antracen	mg/kg s.m.	<0,010	86,200	0,100	–
Chrysen	mg/kg s.m.	0,047	1,650	0,100	–
Benzo(a)fluoranten	mg/kg s.m.	<0,010	0,360	0,100	–
Benzo(b)fluoranten	mg/kg s.m.	–	5,860	–	–
Benzo(k)fluoranten	mg/kg	–	0,110	–	–
Benzo(a)piren	mg/kg s.m.	0,070	4,230	0,020	–
Dibenzeno(ah)antracen	mg/kg	–	0,310	–	–
Indeno(1,2,3-c,d)piren	mg/kg	–	3,490	–	–
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg s.m.	0,037	0,450	0,100	–

Tabela 1 (cd.). Wyniki badań próbki gleby (odpadów) z dawnego dołu urobkowego (próbka nr 247.4/1) i substancji węglowodorowej ze zbiornika ropy naftowej (próbka nr 247.4/3)

Table 1 (cont.). The results of a soil (wastes) samples from the former bottom (sample No. 247.4/1) and hydrocarbon substances from the oil tank (sample No. 247.4/3)

Wskaźnik	Jednostka	Wyniki badań		Wartości dopuszczalne dla gruntów grupy A wg rozporz. w sprawie standardów jakości gleby (...) [11]	Wartości dopuszczalne dla odpadów dopuszczonych do składowisk odpadów obojętnych wg rozp. w sprawie kryteriów oraz procedur (...) [7]
		Kod próbki gleby 247.4/1	Kod próbki ropy naftowej 247.4/3		
		gł. pob. 0,30 m			
Suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych	mg/kg s.m.	0,260	1 839,000	1,000	1,000

Tabela 2. Wyniki badań próbki substancji węglowodorowej pobranej ze zbiornika ropy naftowej, próbka nr 247.4/3.

Table 2. The results of samples taken hydrocarbon substances from the oil tank, sample No. 247.4/3.

Lp.	Substancje	Związki oznaczone	Kod próbki 247.4/3	Stężenie, dla którego uznaje się, że odpad nie posiada składników wg. rozp. w sprawie warunków (...) [10]
1	Wysoce toksyczne (T+)	Kadm, chrom, związki rtęci, benzo(a)piren, benzo(a)antracen, fenantren, WWA*	0,18%	Poniżej 0,10%
2	Toksyczne (T)	Rtęć, olej mineralny	48,00%	Poniżej 3,00%
3	Szkodliwe (Xn)	Miedź (tlenek), związki ołowiu, związki antymonu, naftalen	<25,00%	Poniżej 25,00%
4	Rakotwórcze kategorii 1 lub 2	Kadm, chrom, benzo(a)piren, benzo(a)antracen, fenantren, WWA*	0,18 %	Poniżej 0,10%

Tabela 2 (cd.). Wyniki badań próbki substancji węglowodorowej pobranej ze zbiornika ropy naftowej, próbka nr 247.4/3.

Table 2 (cont.). The results of samples taken hydrocarbon substances from the oil tank, sample No. 247.4/3.

Lp.	Substancje	Związki oznaczone	Kod próbki 247.4/3	Stężenie, dla którego uznaje się, że odpad nie posiada składników wg. rozp. w sprawie warunków (...) [10]
5	Rakotwórcze kategorii 3	Nikiel, naftalen	<1,00%	Poniżej 1,00%
6	Szkodliwe na rozrodczość kategorii 1 lub 2 określone jako R60 i R61	Związki ołowiu	<0,50%	Poniżej 0,50%
7	Szkodliwe na rozrodczość kategorii 3 określone jako R62 i R63	Kadm, związki ołowiu	<5,00%	Poniżej 5,00%
8	Mutagenne kategorii 3 określone jako R40	Węglowodory aromatyczne, benzyny	16,00%	Poniżej 1,00%

*WWA – suma wielopierścieniowych węglodorów aromatycznych

3.3. Wyniki badań wody podziemnej ze źródła „Bełkotka”

Wyniki badań próbki wody o kodzie 42.1/1 (data zakończenia badań: 25.01.2013 r.) pobranej ze źródła „Bełkotka” (rys. 5) wskazują, że woda podziemna jest słabo zmineralizowaną, miękką, o niewielkiej zawartości węglodorów i wapnia, i magnezu.

Woda nie jest zanieczyszczona substancjami pochodzenia antropogenicznego. Spełnia ona wymagania rozporządzenia w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych [6] w klasie dobrej i bardzo dobrej jakości poza zawartością manganu. Stwierdzono wysoką, nietypową zawartość manganu (zwykle podwyższona też bywa zawartość żelaza).

Nie stwierdzono w wodzie podziemnej praktycznie żadnych trwałych substancji węglowodorowych pochodzenia naftowego, poza śladowymi ilościami wielopierścieniowych węglodorów aromatycznych mieszczącymi się w zakresie tła hydrogeochemicznego pomimo stwierdzonego podczas poboru próbki słabego zapachu węglodorów.

W tab. 3 pokazano porównanie wartości otrzymanych w wyniku badań pobranej próbki wody podziemnej z wartościami dopuszczalnymi zawartymi w rozporządzeniu w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych.

Tabela 3. Wyniki badań wody podziemnej i porównanie z wartościami dopuszczalnymi

Table 3. The results of groundwater and comparison with the limits

Wskaźnik	Jednostka	Wyniki badań próbki 42.1/1	Tło hydrochemiczne	Wartości graniczne dla wód podziemnych w klasach jakości I-V, wg rozp. w sprawie kryteriów i oceny stanu wód podziemnych [6]				
				I	II	III	IV	V
Odczyn	pH	7,400	6,500-8,500	6,500-9,500			<6,500 lub >9,500	
OWO	mg/l	10,200	1,000-10,000	5,000	10,000	10,000	20,000	>20,000
Przewodność elektryczna właściwa w temp. 20°C	µS/cm	320,000	200,000-700,000	700,000	2500,000	2500,000	3000,000	>3000,000
Temperatura	°C	1,300	4,000-20,000	<10,000	12,000	16,000	25,000	>25,000
Tlen rozpuszczony	mg/l O ₂	3,800	0,000-5,000	>1,000	0,500-1,000	<0,500	<0,50	<0,500
Amonowy jon	mg/l NH ₄	0,610	0,000-1,000	0,500	1,000	1,500	3,000	>3,000
Antymon	mg/l	<0,010	0,000-0,001	0,005	0,005	0,005	0,100	>0,100
Arsen	mg/l	<0,010	0,00005-0,020	0,010	0,010	0,010	0,200	>0,200
Azotany	mg/l NO ₃	0,350	0,000-5,000	10,000	25,000	50,000	100,000	>100,000
Azotyny	mg/l NO ₂	0,022	0,000-0,030	0,030	0,150	0,500	1,000	>1,000
Bar	mg/l	0,054	0,010-0,300	0,30	0,500	0,700	3,000	>3,000
Beryl	mg/l	-	0,000-0,0005	0,0005	0,050	0,100	0,200	>0,200
Bor	mg/l	0,066	0,010-0,500	0,500	1,000	1,000	2,000	>2,000
Chlorki	mg/l	9,200	2,000-60,000	60,000	150,000	250,000	500,000	>500,000
Chrom	mg/l	<0,001	0,0001-0,010	0,010	0,050	0,050	0,100	>0,100
Cyjanki	mg/l	-	-	0,010	0,050	0,050	0,100	>0,100
Cyna	mg/l	<0,010	0,000-0,020	0,020	0,100	0,200	2,000	>2,000
Cynk	mg/l	<0,010	0,005-0,050	0,050	0,500	1,000	2,000	>2,000
Fluorki	mg/l	0,120	0,050-0,500	0,500	1,000	1,500	2,000	>2,000
Fosforany	mg/l PO ₄	<0,050	0,010-1,000	0,500	0,500	1,000	5,000	>5,000
Glin	mg/l	0,011	0,050-0,100	0,100	0,200	0,200	1,000	>1,000
Kadm	mg/l	<0,00015	0,0001-0,0005	0,001	0,003	0,005	0,010	>0,010
Kobalt	mg/l	<0,003	0,000-0,001	0,020	0,050	0,200	1,000	>1,000

Tabela 3 (cd). Wyniki badań wody podziemnej i porównanie z wartościami dopuszczalnymi

Table 3 (cont.). The results of groundwater and comparison with the limits

Wskaźnik	Jednostka	Wyniki badań próbki 42.1/1	Tło hydrochemiczne	Wartości graniczne dla wód podziemnych w klasach jakości I-V, wg rozp. w sprawie kryteriów i oceny stanu wód podziemnych [6]				
				I	II	III	IV	V
Magnez	mg/l	5,680	0,500-30,000	30,000	50,000	100,000	150,000	> 150,000
Mangan	mg/l	0,730	0,010-0,400	0,050	0,400	1,000	1,000	>1,000
Miedź	mg/l	<0,005	0,001-0,020	0,010	0,050	0,200	0,500	>0,500
Molibden	mg/l	<0,010	0,000-0,003	0,003	0,020	0,020	0,030	>0,030
Nikiel	mg/l	<0,005	0,001-0,005	0,005	0,010	0,020	0,100	>0,100
Ołów	mg/l	<0,002	0,001-0,010	0,010	0,025	0,100	0,100	>0,100
Potas	mg/l	4,480	0,500-10,000	10,000	10,000	15,000	20,000	>20,000
Rtęć	mg/l	<0,00001	0,00005-0,001	0,001	0,001	0,001	0,005	>0,005
Selen	mg/l	<0,010	0,00001-0,005	0,005	0,010	0,010	0,050	>0,050
Siarczany	mg/l	6,600	5,000-60,000	60,000	250,000	250,000	500,000	> 500,000
Sód	mg/l	20,900	1,000-60,000	60,000	200,000	200,000	300,000	> 300,000
Srebro	mg/l	<0,001	0,000-0,001	0,001	0,050	0,100	0,100	>0,100
Tal	mg/l	<0,010	0-0,00001	0,001	0,010	0,020	0,100	>0,100
Wapń	mg/l	54,000	2,000-200,000	50,000	100,000	200,000	300,000	> 300,000
Wodowęglany	mg/lH CO ₃	243,000	60,000-360,000	200,000	350,000	500,000	800,000	> 800,000
Żelazo	mg/l	0,019	0,020-5,000	0,200	1,000	5,000	10,000	>10,000
Benzo(a)piren	mg/l	0,0000084	0,000001-0,00001	0,00001	0,00002	0,00003	0,00005	> 0,00005
Benzen	mg/l	<0,0001	0,000	0,001	0,005	0,010	0,100	>0,100
BTX	mg/l	<0,0001	0,000	0,005	0,030	0,100	0,100	>0,100
Fenole	mg/l	<0,002	0,000-0,001	0,001	0,005	0,010	0,050	>0,050
Substancje ropopochodne	mg/l	<0,100	0,000	0,010	0,100	0,300	5,000	>5,000
Pestycydy	mg/l	<0,00001	0,000	0,0001	0,0001	0,0001	0,005	>0,005
Suma WWA	mg/l	0,000030	0,000001-0,0001	0,0001	0,0002	0,0003	0,0005	>0,0005



Rys. 5. Źródło „Belkotka”, pomnik przyrody

Fig. 5. Source „Belkotka”, natural monument

4. Wnioski i postulaty

1. Gmina Iwonicz-Zdrój posiada status uzdrowiska.
2. W strefie A ochrony uzdrowiskowej zabrania się, między innymi, pozyskiwania surowców mineralnych innych niż naturalne surowce lecznicze, prowadzenia działalności mającej negatywny wpływ na fizjografię uzdrowiska i jego układ urbanistyczny oraz właściwości lecznicze klimatu.
3. W strefach ochrony uzdrowiskowej gminy Iwonicz-Zdrój są instalacje i urządzenia do wydobywania wód mineralnych, a także do wydobywania substancji węglowodorowych.

4. Analiza fizyko-chemiczna próbki gleby pobranej z dawnego dołu urobkowego wykazała, że występują przekroczenia standardów jakości środowiska w przypadku zawartości metali ciężkich: baru, kadmu i niklu.
5. Analiza fizyko-chemiczna próbki gleby pobranej z dawnego dołu urobkowego wykazała, że występują przekroczenia standardów jakości środowiska w przypadku wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych: fluorantenu i benzo(a)pirenu.
6. Analiza fizyko-chemiczna próbki substancji węglowodorowej pobranej ze zbiornika ropy naftowej wykazała obecność substancji niebezpiecznych toksycznych, rakotwórczych i mutagennych.
7. Analiza fizyko-chemiczna próbki wody podziemnej pobranej ze źródła *Bełkotka* uznanego za pomnik przyrody wykazała, że woda zawiera niewielkie ilości substancji węglowodorowych zaś znacznie podwyższoną zawartość manganu.
8. Rozważyć należy zmianę użytkowania terenu w miejscach gdzie występują substancje niebezpieczne.
9. Opisane przykłady potwierdzają celowość wizji lokalnych i badań fizyko-chemicznych próbek środowiskowych gleby i wody w strefach ochrony uzdrowskiej gmin uzdrowskich.
10. Stały monitoring środowiska w strefach gdzie występują złoża substancji węglowodorowych powinien być zadaniem własnym gmin o statusie uzdrowskiego w celu zapobiegania szkodom w środowisku i naprawy elementów przyrodniczych.

Literatura

- [1] Bronder J.: Metoda badań terenów przemysłowych w celu weryfikacji hipotezy o zanieczyszczeniu terenu przemysłowego; w: J. Skowronek (red.): Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych, Centrum Badań i Dozoru Górnictwa Podziemnego Sp. z o.o. w Łędzinach, Instytut Ekologii Terenów Przemysłowych w Katowicach 2009.
- [2] Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Iwonicz-Zdrój, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa 2011.
- [3] Lipińska E. J.: Rozmieszczenie i wpływ na środowisko emisji ze złóż substancji węglowodorowych współwystępujących ze złożami wód mineralnych w gminie Iwonicz-Zdrój, Stowarzyszenie Naukowe Przestrzeń Społeczna i Środowisko, Rzeszów 2013, przekazano do druku zgodnie z umową wydawniczą z dnia 09.04.2013 r.
- [4] Lipińska E. J.: Migracja naturalnego wypływu ropy naftowej i emisji gazu ziemnego na Podkarpaciu, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, Czasopismo Komisji Technicznej Infrastruktury Wsi PAN Nr 1. Kraków 2010, s. 13-24.
- [5] Lipińska E.J.: Ocena wpływu wyrobisk górniczych początków górnictwa naftowego (kopanek) na środowisko, Umowa Nr 2528/B/T02/2011/40 o realizację projektu

- badawczego własnego zawarta dnia 26-05-2011 w Krakowie pomiędzy Narodowym Centrum Nauki w Krakowie a Państwową Wyższą Szkołą Zawodową w Krośnie, Instytut Politechniczny oraz dr inż. Ewą Jadwigą Lipińską „Kierownikiem projektu”.
- [6] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23.VII.2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. 2008.143.896).
- [7] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 08.I.2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz.U.2007 Nr 121, poz. 832.).
- [8] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3.X.2005 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać dokumentacje hydrogeologiczne i geologiczno-inżynierskie (Dz.U. Nr 201, poz. 1673 z późn. zm.).
- [9] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23.VI.2005 r. w sprawie określenia przypadków, w których jest konieczne sporządzenie innej dokumentacji geologicznej (Dz.U. Nr 116, poz. 983).
- [10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13.V.2004 r. w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne (Dz. U. 2004 Nr 128, poz. 1347).
- [11] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9.IX.2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 Nr 165, poz. 1359).
- [12] Tomaszewska B., Kmiecik E., Piechowska M., Plata J., 2007: *Ocena stabilności stężeń siarczanów w czasie, w wodach leczniczych ze „Zdroju Głównego” w Krzeszowicach*; w: *Współczesne problemy hydrogeologii*, t. 13, cz.3. Kraków: Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska AGH, 617-623.
- [13] Uchwała Nr XXIX/242/09 Rady Miejskiej w Iwoniczu-Zdroju z dnia 30.VI.2009 r. w sprawie uchwalenia Statutu Uzdrowiska Iwonicz-Zdrój, Iwonicz-Zdrój, grudzień 2010 r., <http://iwonicz-zdroj.bip.podkarpackie.pl/index.php/statut>, [dostęp: 2012-04-19].
- [14] Ustawa z dnia 28.VII.2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (Dz.U. Nr 167, poz. 1399 z późn. zm.).
- [15] Zubrzycki A., Wdowiarz S., Frysztak-Wołkowska A.: Mapa geologiczna okolic Iwonicza-Zdroju, PIG, Warszawa 1991.

HAZARDOUS SUBSTANCES IN THE PROTECTION ZONE OF THE HEALT RESORT OF THE COMMUNE IWONICZ-ZDRÓJ³

Summary

Acts standardization to some extent standardized the system of environmental protection throughout the European Union. They introduces the only possible means of protection. Their aim is to encourage the exploration of methods, techniques and technologies more efficient. The local community as a potential for economic growth is always regarded instrumentally by local opera-

³ This work was supported by National Science Centre in 2011-2013.

tors. Strategically they are important locally for the province and Polish. However, their managers ignore the requirements of the protection of human life and health and the environment. The commune of Iwonicz-Zdrój is located in the eastern part of the Polish Outer Carpathians. The commune of Iwonicz-Zdrój has the status of the spa. In the commune of Iwonicz-Zdrój designated mining area. There are mined a mineral water, oil and natural gas. Mineral water is a natural resources the commune of Iwonicz-Zdrój. Genetically these waters are marine fossil surrounding deposits of oil. Emissions of a hydrocarbons is a risk of continuous or pulse release to an environment.

The zone A of the health resort has to meet the specific requirements of environmental protection. In this zone, samples of soil and hydrocarbons substances for the laboratory. Marked hazardous substances exceeding the standards of environmental quality.

The paper shows the visualization of the spatial distribution of zones A, B and C protection spa, the results of laboratory tests, been proposed monitoring in areas where emissions occur.

Keywords: spa, contamination, soil conservation, environmental standards

DOI: 10.7862/rb.2013.35

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Elena NEVEROVA-DZIOPAK¹
Zbigniew KOWALEWSKI²

DYNAMIKA ROZWOJU PROCESÓW EUTROFIZACJI W RZEKACH WOJEWÓDZTWA PODKARPACKIEGO

Eutrofizacja stanowi powszechnie rozpowszechniony czynnik oddziaływania na ekosystemy wodne. Na niekorzystne konsekwencje eutrofizacji najbardziej narażone są słodkowodne jeziora i zbiorniki, lecz w ostatnich dziesięcioleciach na skutek intensywnej działalności gospodarczej zjawisko to coraz częściej występuje w wodach morskich oraz wodach płynących. W wyniku dużej dynamiczności tego procesu i jego zależności od całokształtu czynników, ocena stanu troficznego rzek jest znacznie bardziej skomplikowana, aniżeli wód stojących. Najlepiej poznana jest prawidłowość przebiegu procesów eutrofizacji w wodach stojących – stawach i jeziorach oraz strefach przybrzeżnych mórz i oceanów. Zdecydowana większość metod oceny stanu troficznego jest opracowana również dla tych akwenów. Znacznie w mniejszym stopniu poznany jest przebieg procesów eutrofizacji ekosystemach wód płynących, których funkcjonowanie różni się od funkcjonowania ekosystemów wód stojących ze względu na ich cechy charakterystyczne. Ważna rola rzek w gospodarce kraju oraz ich funkcje środowiskowe zmuszają do poszukiwania skutecznych sposobów ochrony przed eutrofizacją. Przedsięwzięcia ochronne powinny opierać się na wiarygodnej informacji o stanie faktycznym wód, uzyskanej za pomocą prostych i tanich wskaźników, nadających się również do celów aplikacyjnych. W referacie zostanie przedstawiony przegląd metod oceny stanu troficznego wód płynących stosowanych w różnych krajach oraz podstawy teoretyczne i możliwość praktycznego zastosowania opracowanej przez autorów metodologii oceny stanu troficznego oraz wyniki badań nad wieloletnią dynamiką rozwoju eutrofizacji w rzekach Województwa Podkarpackiego.

Słowa kluczowe: eutrofizacja, wody płynące, ocena stanu troficznego, wskaźniki eutrofizacji

¹ Autor do korespondencji: Elena Neverova-Dziopak, Akademia Górniczo-Hutnicza, Al. Mickiewicza 30, paw. C-4, 30-059 Kraków, tel.: +48 (12) 617 47 04, elenad@agh.edu.pl

² Zbigniew Kowalewski, Akademia Górniczo-Hutnicza, Al. Mickiewicza 30, paw. C-4, 30-059 Kraków, kowalew@agh.edu.pl

1. Aktualność problemu

Eutrofizacja stanowi powszechnie rozpowszechniony, praktycznie nie unikniony i postępujący czynnik oddziaływania na ekosystemy wodne. Główną przyczyną eutrofizacji antropogenicznej jest nadmierne dostarczanie składników odżywczych, tworzących warunki dla przyspieszonego rozwoju procesów produkcyjnych w wodach. Stężenie składników biogenych w wodzie jest wyjściowym wskaźnikiem eutrofizacji, zaś rozwój procesów produkcyjnych stanowi konsekwencję wzrostu zawartości biogenów i zależy od wielu czynników abiotycznych: głównie hydrologicznych, termicznych, morfologicznych i innych. Nadmiar substancji odżywczych na pewnym etapie procesu eutrofizacji może prowadzić do naruszenia równowagi ekosystemu.

Przejawia się to przede wszystkim zachwianiem naturalnej równowagi produkcji i rozkładu substancji organicznych w wodzie, i w związku z tym, akumulacją nadmiaru substancji organicznych w ekosystemie. W wodach powierzchniowych następuje opóźnienie rozwoju organizmów heterotroficznych w stosunku do rozwoju organizmów autotroficznych, czemu towarzyszy zmiana składu jakościowego substancji organicznych w kierunku gromadzenia trudno rozkładalnej organiki w wyniku zanikania odpowiednich grup bakterii [1, 5].

Ze względu na wzrost zawartości materii organicznej w wodzie i w osadach dennych intensyfikacji ulegają procesy jej destrukcji, co jest związane ze zwiększonym zużyciem tlenu rozpuszczonego w wodzie, zmianą warunków oksydacyjno-redukcyjnych środowiska oraz zwiększeniem zawartości w osadach dennych labilnych mineralnych form azotu i fosforu. W związku z tym zwiększa się uwalnianie się tych związków do wody. W wodach eutroficznych staje się to ważnym źródłem wtórnego zanieczyszczenia wody w substancje odżywcze, a proces eutrofizacji zaczyna samoczynnie przyspieszać się.

W wyniku eutrofizacji antropogenicznej cały ekosystem wodny zaczyna rozwijać się w kierunku zmniejszenia różnorodności gatunkowej i dominacji nielicznych gatunków hydrobiontów.

Wszystkie te procesy przebiegają stosunkowo wolno, nawet w warunkach wysokiej presji antropogenicznej mogą trwać dziesięciolecia, ale właśnie to jest główne ryzyko eutrofizacji. Zmiany ekosystemu wodnego są bardzo istotne, a potencjalny okres jego odnowy jest bardzo długi.

Na niekorzystne konsekwencje eutrofizacji są najbardziej narażone słodkowodne jeziora i zbiorniki, ale w ostatnich dziesięcioleciach na skutek intensywnej działalności gospodarczej zjawisko to coraz częściej występuje w wodach morskich oraz wodach płynących. Długość sieci rzecznej w Polsce jest dość znaczna i wynosi 74714 km, z tego 52% - uregulowana. Cechą pozytywną regulacji rzek jest zaspokajanie potrzeb gospodarczych, natomiast taka drastyczna ingerencja w ich środowisko prowadzi do utraty naturalnych walorów rzeki, zmiany struktury biotopów i biocenozy rzecznej, a w konsekwencji – do

zmniejszania się jej zdolności samooczyszczającej, zanieczyszczenia oraz postępującej eutrofizacji.

W sieci hydrograficznej dowolnej zlewni dominują średnie i małe rzeki, które są bardzo uzależnione od sytuacji w obszarze zlewiska, a antropogeniczna działalność w tej strefie w dużym stopniu wpływa na stan ekosystemów rzecznych. Jeszcze nie tak dawno podstawowymi źródłami zanieczyszczenia rzek były ścieki komunalne i przemysłowe. W ostatnich latach ładunek zanieczyszczeń ze źródeł punktowych zmniejszył się na skutek budowy coraz większej liczby oczyszczalni, ale jednocześnie zwiększył się udział spływów obszarowych z terenów rolniczych i niekorzystny wpływ żeglugi i energetyki wodnej.

2. Specyfika przebiegu procesu eutrofizacji w rzekach

Najlepiej poznaną jest prawidłowość przebiegu procesów eutrofizacji w wodach stojących – stawach i jeziorach oraz strefach przybrzeżnych mórz i oceanów. Zdecydowana większość metod oceny stanu troficznego jest opracowana również dla tych akwenów. Znacznie w mniejszym stopniu poznany jest przebieg procesów eutrofizacji ekosystemach wód płynących, których funkcjonowanie różni się od funkcjonowania ekosystemów wód stojących ze względu na następujące warunki charakterystyczne:

a) ruch wody, który odgrywa znaczną rolę, jako czynnik ograniczający procesy eutrofizacji;

b) znacznie bardziej intensywna wymiana między wodą a lądem, w wyniku czego rzeki stanowią „otwarty ekosystem” z heterotroficznym typem metabolizmu;

c) dystrybucja tlenu, która w rzekach jest bardziej równomierna, w związku z czym brak jest termicznej lub chemicznej stratyfikacji [3].

Specyficzne cechy funkcjonowania ekosystemów rzecznych warunkują odmienny przebieg procesów eutrofizacji niż w ekosystemach limnicznych, w związku z czym nie zawsze można je opisać na podstawie prawidłowości ustalonych dla wód stojących.

Wzrost zawartości związków biogennych w rzekach jest bezpośrednio związany z działalnością antropogeniczną w zlewiskach. Rozwój procesów urbanizacji i działalność rolnicza przyczyniają się do zwiększenia ładunków substancji biogennych w rzekach, odprowadzanych ze źródeł punktowych (ścieki komunalne i przemysłowe oraz zrzuty ścieków burzowych) i dyfuzyjnych (spływy obszarowe z użytków rolnych i terenów zurbanizowanych).

Aktualne koncepcje eutrofizacji w wodach płynących koncentrują się głównie na wzbogaceniu wody w związki azotu i fosforu [14]. Wcześniej badania nad procesami eutrofizacji w rzekach skupiały się na odprowadzaniu substancji organicznych w nieoczyszczonych ściekach oraz z terenów użytkowanych rolniczo [6]. W ostatnich 30 latach były podejmowane badania w celu

ustalenia zależności między obciążeniem wód rzecznych ładunkami substancji biogennej a rozwojem organizmów autotroficznych.

Badania limnologiczne pozwoliły ustalić wyraźną korelację między wzbogaceniem wód jeziornych w związki azotu i fosforu a wzrostem biomasy roślinnej oraz priorytetową rolę fosforu w stymulacji procesów autotroficznych, co pozwoliło wyznaczyć podstawowe tradycyjne wskaźniki eutrofizacji: substancje biogenne oraz zawartość chlorofilu. Correll [2] pisał, że nadmiar zawartości fosforu jest najbardziej powszechną przyczyną eutrofizacji słodkowodnych jezior, zbiorników, rzek oraz wód estuariów. Jednak to stwierdzenie nie było oparte na specyficznych badaniach i obserwacjach empirycznych ekosystemów lotycznych. Francoeur [4] przedstawił następujące wyniki badań nad ograniczającą rolę fosforu w procesach eutrofizacji 237 rzek: 16,5% wykazało ograniczającą rolę azotu, 18,1% - ograniczającą rolę fosforu, 23,2% - równorzędną rolę azotu i fosforu, 5% - inhibicję rozwoju biomasy roślinnej, jako reakcje na zawartość azotu lub fosforu i 43% - brak reakcji na zawartość azotu i fosforu. To oznacza, że dla rzek zawartość substancji biogennej nie może stanowić wiarygodnego wskaźnika eutrofizacji, ponieważ stan trofii określa się nie tyle zawartością tych substancji, ile stanem bilansu biotycznego w wodach. Dane z innych badań również potwierdzają odmienną przebiegu procesów eutrofizacji w wodach płynących [3, 13, 16]. W związku z tym, metody oceny stanu troficznego opracowane przeważnie dla systemów lenitycznych nie zawsze dają wiarygodny wynik oceny stanu troficznego wód rzecznych.

3. Sposoby oceny stanu troficznego wód rzecznych

Wiele dyrektyw unijnych zawiera wymóg oceny i kontroli tego zjawiska oraz wdrażania działań ochronnych, ograniczających jego intensyfikację. Są to między innymi Dyrektywa 91/271/EWG (*Dyrektywa ściekowa*), Dyrektywa 91/676/EWG (*Dyrektywa azotanowa*) oraz Dyrektywa 2000/60/EW (*Ramowa Dyrektywa Wodna*). W żadnej z tych dyrektyw nie podaje się ujednoliconej definicji tego procesu, ani metodologii jego oceny. W interpretacji dyrektyw unijnych eutrofizacja stanowi niepożądane zjawisko i nie wymagają one określenia poziomu troficznego, lecz tylko stwierdzenia faktu występowania niekorzystnych zmian stanu wód. Takie podejście nie koreluje z metodologią opracowaną przez *OECD*, a ocena stopnia troficznego w rozumieniu poszczególnych dyrektyw unijnych może dawać sprzeczne wyniki. Oprócz tego wspomniane dyrektywy umożliwiają ocenę tylko tendencji tego zjawiska, a sama ocena nosi charakter opisowy. Na przykład według *Dyrektywy azotanowej* można zdefiniować status troficzny akwenu wodnego, jako „strefę wrażliwą lub niewrażliwą” na eutrofizację, a według *Ramowej Dyrektywy Wodnej* oraz polskiego *Rozporządzenia w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych* można ocenić zjawisko eutrofizacji tylko w kategoriach „wody zeutrofizowane lub niezeutrofizowane”.

Niektóre dyrektywy unijne (np. *Dyrektywa azotanowa*) nie są zgodne z nowoczesnym podejściem do oceny stanu wód, prezentowanym w dokumentach opracowanych w 2005 roku przez grupę roboczą *ECOSTAT*, powołaną przez UE.

Często oceny stopnia troficzności tego samego akwenu, wykonane na podstawie zaleceń poszczególnych dokumentów, znacznie się różnią. Wynika to przede wszystkim z różnicy przyjętych założeń oraz podejść do oceny tego zjawiska, a także celów praktycznych, do których wyniki oceny mają być wykorzystane. Przyczynia się do tego również zestaw proponowanych wskaźników troficzności i interpretacji ich wartości granicznych [7].

Zasadniczym aspektem przy ocenie eutrofizacji jest określenie stanu troficznego wód, który w rzeczywistości odzwierciedla metabolizm ekosystemu (dostarczanie, akumulacja i zużycie energii). Podstawy typologicznej klasyfikacji stanu troficznego wód zostały określone przez klasyków współczesnej limnologii Naumanna i Thienemanna [8, 14]. Zaproponowany przez Naumanna podział wód na oligotroficzne, mezotroficzne i eutroficzne pozostaje podstawowym w ocenie ekosystemów wodnych. Dodatkowo wyróżniają pośrednie kategorie – ultra-oligotroficzne, oligo-mezotroficzne, mezo-eutroficzne i hipertroficzne.

Podział wód według poziomów troficznych jest kwestią subiektywną i względną, więc przy ilościowych ocenach jest wiele zawichości i sprzeczności. Chociaż nie brakuje opracowanych przez różnych autorów klasyfikacji wód i wskaźników ilościowych, ocena stopnia troficznego konkretnych zbiorników i cieków wodnych stanowi poważny problem. Odpowiednia ilościowa ocena stanu troficznego wód jest bardzo ważna przy wyborze strategii ochrony ekosystemów wodnych przed negatywnymi skutkami eutrofizacji.

Oczywistym jest, że najbardziej obiektywną ocenę można dokonać na podstawie szeregu biologicznych, chemicznych i fizycznych cech i wskaźników funkcjonowania ekosystemu wodnego ze szczególnym uwzględnieniem ich zmienności przestrzenno-czasowej. Jednak trudności w organizowaniu i prowadzeniu takich badań oraz ich koszty zmusiły do poszukiwania bardziej prostych i tanich wskaźników i kryteriów eutrofizacji.

Ocena stanu troficznego rzek jest znacznie bardziej skomplikowana, aniżeli wód stojących, ponieważ objawy tego procesu i jego przebieg różnią się w zależności od typu rzeki. Tradycyjnie eutrofizację wód przyjęto oceniać na podstawie granicznych wartości zespołu wskaźników, opracowanych przez różnych autorów, przeważnie dla wód stojących lub estuariów, a także zgodnie z obowiązującymi rozporządzeniami w tym zakresie. Stan trofii rzek jest najczęściej oceniany na podstawie zawartości różnych form azotu i fosforu, chlorofilu oraz makrofitów. Jednak, jak pokazuje praktyka, ze względu na dużą liczbę czynników determinujących rozwój procesów eutrofizacji, bardzo często tradycyjne podejście do oceny stanu troficznego rzek daje niewiarygodne lub sprzeczne wyniki i utrudnia ocenę rzeczywistej sytuacji.

4. Metodologia oceny stanu troficznego wód płynących

Wychodząc z fundamentalnych praw ekologii i definicji eutrofizacji, przedstawionych w naukowych opracowaniach, można stwierdzić, że stan troficzny ekosystemów wodnych stanowi wynik przebiegu procesów produkcyjno-destrukcyjnych, a wskaźnik stanu troficznego powinien odzwierciedlać en bilans biotyczny [9, 11, 15]. Autorzy niniejszego artykułu do oceny stanu troficznego wód płynących zastosowali oryginalną metodologię opartą na integralnym kryterium troficznego (Index of Trophic State - *ITS*), który odzwierciedla stan bilansu biotycznego w wodach i oblicza się na podstawie równania (1), a w wodach o różnym statusie troficznym przyjmuje wartości, przedstawione w tabeli 1 [10].

$$ITS = \sum pH_i / n + a(100 - \sum [O_2\%]) / n \quad (1)$$

gdzie: pH_i – wartość pH
 $[O_2\%]$ – nasycenie wody tlenem
 a – współczynnik empiryczny
 n – liczba pomiarów w czasie t

Tabela 1. Wartości wskaźnika *ITS* w wodach o różnym stanie troficznosci [10]

Table 1. *ITS* values in waters of different trophic level [10]

Stan troficzny	Wartość wskaźnika <i>ITS</i>
Dystroficzny	$< 5,7 \pm 0,3$
Ultraoligotroficzny	$6,3 \pm 0,3$
Oligotroficzny	$7,0 \pm 0,3$
Mezotroficzny	$7,7 \pm 0,3$
Eutroficzny	$> 8,3 \pm 0,3$

Zastosowanie przedstawionego sposobu oceny pozwala na określenie przestrzenno-czasowej dynamiki przebiegu procesów eutrofizacji i oszacowanie długoterminowych trendów rozwoju tego procesu. Metoda pozwala na ocenę poziomu troficznego w retrospektywie odległego czasu w przeszłości, kiedy nie istniał ustawowy obowiązek badania stanu troficznego, a oznaczanie wskaźników eutrofizacji nie było objęte zakresem monitoringu. Natomiast wartości pH i nasycenia wody tlenem od ponad 80 lat są obowiązkowymi parametrami rutynowego monitoringu i mogą być wykorzystano w celu oceny stanu trofii wód.

5. Wyniki oceny dynamiki zmian stanu troficznego

Warunkiem zastosowania *ITS* jako kryterium troficznego jest istnienie liniowej zależności między pH, a nasyceniem wody tlenem. W celu ustalenia charakteru tej zależności została przeprowadzona analiza korelacyjno-regresyjna, oparta o dane monitoringu wód płynących na terenie województwa

Podkarpackiego, udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie. Badania przeprowadzono dla punktów pomiarowo-kontrolnych na rzekach Wisłoka i San objętych regularnym monitoringiem w okresie lat 2000-2011 (tab. 2). Ogólna liczba pomiarów badanych parametrów wynosiła 1990: 1062 – na rzece Wisłoka i 928 – na rzece San. Analiza korelacyjna wykazała istnienie liniowej zależności między badanymi parametrami (współczynnik korelacji mieścił się w zakresie 0,34 - 0,90), co uzasadniło zastosowanie wskaźnika *ITS* i pozwoliło na ocenę dynamiki zmian stanu troficznego rzek na przestrzeni ostatnich 10 lat.

Tabela 2. Punkty pomiarowo-kontrolne wybrane do oceny dynamiki procesów eutrofizacji

Table 2. Measurement points selected for the assessment of eutrophication processes dynamics

Rzeka ppk	km	Kod JCW	Typ rzeki
Wisłoka			
Kępna	146	PLRW200014218199	Mała rzeka fliszowa
Gądki	105	PLRW200014218199	Mała rzeka fliszowa
Przeclaw	36	PLRW20001921895	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Wojśław	21	PLRW20001921899	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Gawłuszowice	3	PLRW20001921899	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
San			
Rajskie	352	PLRW200014221199	Mała rzeka fliszowa
Hurko	156	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Radymno	134	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Ubieszyn	100	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta

Zakres wartości parametrów niezbędnych do obliczenia wskaźnika *ITS* w badanych punktach pomiarowo-kontrolnych w latach 2000-2009 przedstawia tabela 3.

Tabela 3. Zakresy wartości pH i nasycenia wody tlenem

Table 3. Range of pH and oxygen saturation values

Rzeka ppk	Zakres wartości	
	pH	O ₂ ,%
Wisłoka		
Kępna	7,5 - 8,7	60 - 101
Gądki	7,8 - 8,6	58 - 102
Przeclaw	7,2 - 8,3	75 - 143
Wojśław	7,2 - 8,7	66 - 182
Gawłuszowice	7,4 - 8,9	61 - 177
San		
Rajskie	7,8 - 8,9	64 - 108
Hurko	7,5 - 8,5	60 - 118
Radymno	7,4 - 8,3	69 - 121
Ubieszyn	7,4 - 8,3	79 - 126

Wyniki oceny stanu troficznego dla badanych punktów pomiarowo-kontrolnych, przeprowadzonej w oparciu o obliczone według równania (1) wartości wskaźnika *ITS*, przedstawia tabela 4.

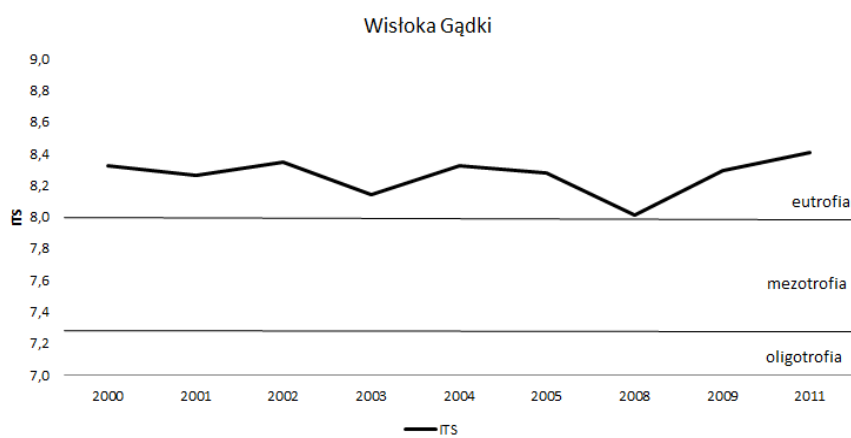
Tabela 4. Ocena stanu troficznego w badanych punktach pomiarowo-kontrolnych

Table 4. Assessment of trophic level in selected measurement points

Rzeka ppk	Ocena stanu troficznego						
	2000	2002	2004	2006	2008	2009	2011
Wisłoka							
Krępna	e	e	e	e	b/d	e	b/d
Gądki	e	e	e	b/d	e	e	e
Przeclaw	e	e	m	e	e	m	m
Wojśław	m	e	m	e	e	b/d	b/d
Gawłuszowice	m	m	m	e	m	m	m
San							
Rajskie	b/d	e	e	e	e	e	b/d
Hurko	m	e	e	e	e	m	b/d
Radymno	m	e	e	e	e	b/d	b/d
Ubieszyn	m	e	e	e	b/d	m	b/d

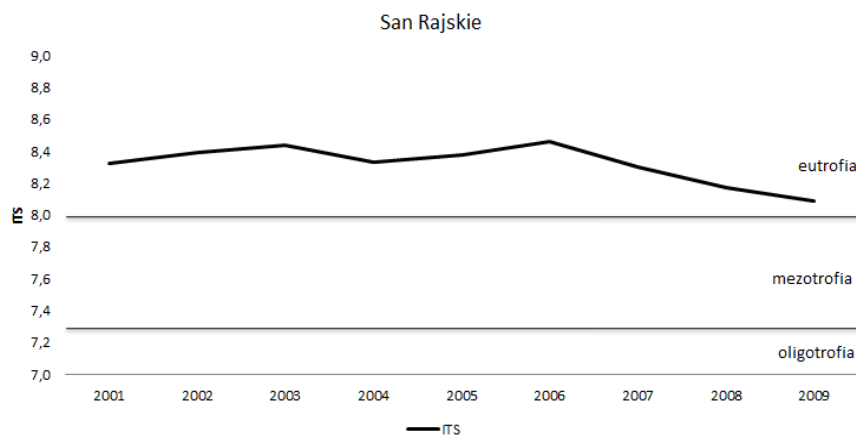
e – eutrofia, m – mezotrofia, b/d – brak danych

Z przeprowadzonej oceny wynika, że wody rzeczne w większości badanych punktów pomiarowo-kontrolnych obecnie charakteryzują się jako wody mezotroficzne lub eutroficzne. Nie stwierdzono przypadków występowania wód oligotroficznych. Wieloletnie zmiany stanu troficznego w wybranych punktach ilustrują wykresy na rysunkach 1–2.



Rys. 1. Zmiany stanu troficznego w punkcie pomiarowo-kontrolnym Gądki (Wisłoka)

Fig. 1. Trophic state changes in Gądki measurement point (Wisłoka)

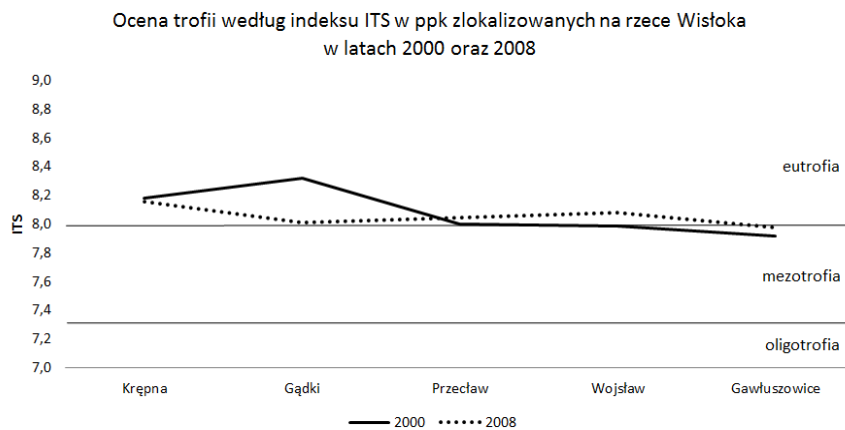


Rys. 2. Zmiany stanu troficznego w punkcie pomiarowo-kontrolnym Rajskie (San)

Fig. 2. Trophic state changes in Rajskie measurement point (San)

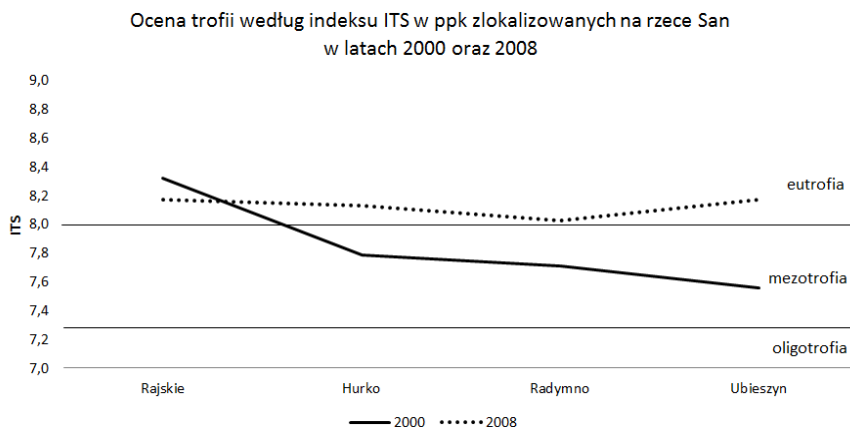
Przy czym porównanie wyników oceny z roku 2000, a roku 2009/11 pozwoliło na stwierdzenie pozytywnych zmian stanu troficznego w niektórych punktach pomiarowo-kontrolnych z eutrofii na mezotrofię. W pozostałych punktach stan trofii utrzymywał się na stabilnym poziomie w ciągu ostatnich 9–10 lat.

Zastosowanie wskaźnika *ITS* pozwoliło nie tylko na ocenę stanu troficznego rzek Wisłoki i Sanu, ale i na przedstawienie jego zmian czasowo-przestrzennych w okresie ostatnich 9 lat. Dla Wisłoki zmiany poziomu trofii były ocenione na odcinku o długości 143 km (rys. 3), dla Sanu – na odcinku o długości ok. 250 km (rys. 4).



Rys. 3. Tendencja przebiegu procesu eutrofizacji dla rzeki Wisłoka

Fig. 3. Eutrophication process tendency in the river Wisłoka



Rys. 4. Tendencja przebiegu procesu eutrofizacji dla rzeki San

Fig. 4. . Eutrophication process tendency in the river San

Analiza tendencji przedstawionych na rysunkach 3 i 4 pozwala stwierdzić, że stan troficzny wód rzeki Wisłoki na odcinku od ppk Krępna do ppk Gawłuszowice poprawił się, a mianowicie zmienił się z poziomu zaawansowanej eutrofii do pogranicznego poziomu mezo-eutrofii. Natomiast bliżej ujścia do Wisły stan trofii oscyluje na poziomie pogranicznym mezo-eutrofii.

W przypadku dynamiki rozwoju eutrofizacji na badanym odcinku rzeki San stan troficzny w rozpatrywanym okresie znacznie zwiększył się ze stanu początkowej mezotrofii praktycznie na całej długości badanego odcinku (oprócz ppk Rajskie) do stanu początkowej eutrofii.

Raport o stanie środowiska w Województwie Podkarpackim podaje, że w roku 2011 w 70 % wód rzecznych stwierdzono występowanie eutrofizacji [12]. Natomiast metodologia oceny, stosowana przez Inspektoraty Ochrony Środowiska, pozwala ocenić to zjawisko tylko w kategoriach: „podatne” lub „nie podatne” na eutrofizację. Zastosowanie liczbowego wskaźnika eutrofizacji, opartego na występujących w wodach zależnościach korelacyjnych, które odzwierciedlają reakcję ekosystemu wodnego na czynniki presji, pozwala na precyzyjną ocenę poziomu troficznego, co jest bardzo przydatne przy prognozowaniu jego zmian i opracowaniu przedsięwzięć ochronnych.

6. Wnioski

Zastosowana metoda oceny stanu troficznego pozwoliła określić tendencje przestrzenno-czasowe rozwoju procesu eutrofizacji w wybranych punktach pomiarowo-kontrolnych na rzekach Wisłoka i San na przestrzeni 9 lat w okresie 2000-2011. Wskaźnik *ITS* pozwolił na dokładną ocenę poziomu troficznego wód rzecznych i stopnia jego zaawansowania w granicach poszczególnych sta-

nów, co umożliwiło obserwacje nawet najmniejszych zmian w poszczególnych punktach i okresach pomiarowych. Oprócz tego przedstawiona metoda charakteryzuje się niskimi kosztami oceny i łatwością interpretacji wyników.

Literatura

- [1] Bagotsky, S. V.: Mathematical model describing auto-oscillation in concentrations of toxins secreted by algae. *Biofizika*, 36(1), 1991 s. 117-121.
- [2] Correll D.L.: Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Sci*, 78, 1999, s. 674-682.
- [3] Dodds W.K.: Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2), 2006, s. 671-680.
- [4] Francoeur S.N.: Meta-analysis of lotic nutrient amendment experiments: detecting and quantifying subtle responses. *J.N.Am.Benthol.Soc.*20, 2001, s. 515-528.
- [5] Goering J.J., Wallen D.D., Nauman R.M.: Nitrogen uptake by phytoplankton in the discontinuity layer of the eastern subtropical Pacific Ocean. *Limnol.Oceanogr.* 15, 1970, s. 789-796.
- [6] Hynes H.B.N.: *The biology of polluted Waters*. Liverpool Univ. Press, 1960.
- [7] Kowalewski Z.: Weryfikacja możliwości zastosowania integralnego kryterium do oceny stanu troficznego wód płynących. Rozprawa doktorska, AGH, Kraków, 2012.
- [8] Nauman E.: *Limnologische Terminologie*. *Hanb. Biol. Arberrmethod. Iabt. IX, Teil 8*, Urban and Schwarzenberg, Berlin, 1932, s. 776.
- [9] Neverova-Dziopak E.: *Ekologiczne aspekty ochrony wód powierzchniowych*. Monografia, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2007.
- [10] Neverova-Dziopak E.: *Podstawy zarządzania eutrofizacją antropogeniczną*. Monografia, Wydawnictwa AGH, Kraków, 2010.
- [11] Odum E.P.: *Fundamentals of ecology*. Third edition, W.B. Saunders Company, Philadelphia-London-Toronto, 1971.
- [12] Raport o stanie środowiska w województwie Podkarpackim w 2011 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, 2012.
- [13] Smith V.H.: Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 2003 s. 126-139.
- [14] Thienemann A.: *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. *Die Binnengewässer*, Vol. 1. Jena, 1925, s. 225.
- [15] Winberg G.G.: *Pierwiczna produkcja wodojemow*. Mińsk, 1960, s. 213-223.
- [16] Zheng L., Paul M.J.: *Effects of eutrophication on stream ecosystems*. Tetra Tech Inc., 2003.

DYNAMICS OF EUTROPHICATION PROCESS DEVELOPMENT IN THE RIVERS OF SUBCARPATHIAN VOIVODESHIP

S u m m a r y

Eutrophication is a widespread factor of the impact on aquatic ecosystems. The negative consequences of eutrophication are the most vulnerable in freshwater lakes and reservoirs, but in recent decades as a result intensive anthropogenic activity, this phenomenon occurs more often in marine ecosystems and running waters. As a result of high dynamism of eutrophication and its dependence on the entirety of the different factors the assessment of trophic status of the rivers of different types is much more complicated than in stagnant water. The regularity of eutrophication processes is best understood for stagnant waters – ponds, lakes and coastal areas of seas and oceans. The vast majority of trophic status assessment methods are also developed for these waters. Much less the eutrophication processes is understood for flowing water ecosystems which functioning is different from other water ecosystems due to their specific features. The important role of the rivers makes it necessary to search for effective ways of protection them against eutrophication. Protection measures should be based on reliable information about the actual state of water, obtained on the base of simple and cheap indicators, easy to interpret and suitable for solution of applied tasks. The paper presents an overview of trophic status assessment methods for running waters used in different countries, as well as theoretical basis and the possibility of practical application of the author's methodology of trophic state assessment and the results of studies on long-term dynamics of eutrophication process in the rivers of different types in Subcarpathian Voivodeship.

Keywords: eutrophication, running waters, trophic state assessment, indicators of eutrophication

DOI: 10.7862/rb.2013.36

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Ewa LIWARSKA-BIZUKOJC¹
Marcin BIZUKOJC²

NOWA ZAUTOMATYZOWANA PROCEDURA OZNACZANIA UDZIAŁU BAKTERII NITKOWATYCH W KŁACZKACH OSADU CZYNNEGO

Bakterie nitkowane odgrywają istotną rolę w formowaniu kłaczków osadu czynnego, ale ich nadmierna liczba może przyczynić się do pogorszenia właściwości sedymentacyjnych osadu. Dlatego monitorowanie ilości bakterii nitkowatych jest pomocne w utrzymaniu prawidłowego przebiegu oczyszczania ścieków. W pracy przedstawiono nową, zautomatyzowaną procedurę ilościowego oznaczenia udziału bakterii nitkowatych w biomacie osadu czynnego. Procedura składa się z trzech głównych etapów: (1) barwienie bakterii nitkowatych metodą Neissera, (2) zbieranie obrazów mikroskopowych oraz (3) cyfrowa obróbka i analiza obrazów. Procedura służy obliczeniu długości bakterii nitkowatych na danym obrazie oraz stosunku pola powierzchni bakterii nitkowatych do pola powierzchni aglomeratów (kłaczków bez nitek). Wstępne wyniki pomiarów długości bakterii nitkowatych korespondują z uzyskanymi w innych ośrodkach naukowych, co oznacza, że procedura może być stosowana do pomiaru ilości bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. W porównaniu do wcześniej stosowanych procedur analizy obrazu, ta zaproponowana w niniejszej pracy pozwala na równoczesne przeprowadzenie obróbki i obliczeń parametrów morfologicznych zarówno dla agregatów bez nitek, jak i samych bakterii nitkowatych. Jest to możliwe dzięki zastosowaniu prostego i szybkiego barwienia preparatu mikroskopowego. Inną zaletą prezentowanej w tej pracy procedury jest to, że makroprogram służący do obróbki obrazów i obliczania parametrów morfologicznych został napisany i jest wykonywany w środowisku programu do zbierania obrazów (NIS Elements AR). Dzięki temu unika się stosowania dwóch osobnych pakietów oprogramowania, jednego do zbierania obrazów, a innego do ich obróbki i analizy.

Słowa kluczowe: barwienie Neissera, cyfrowa analiza obrazu, oczyszczanie ścieków, osad czynny

¹ Autor do korespondencji: Ewa Liwarska-Bizukojc, Politechnika Łódzka, ul. Wólczańska 173, 90-924 Łódź, tel.: 42 6313276, ewa.liwarska-bizukojc@p.lodz.pl

² Marcin Bizukojc, Politechnika Łódzka, Katedra Inżynierii Bioprosesowej, ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź, tel.: 42 6313972, marcin.bizukojc@p.lodz.pl

1. Wstęp

Bakterie nitkowate wchodzą w skład konsorcjów mikroorganizmów tworzących osad czynny. Badania przeprowadzone z pomocą nowoczesnych technik biologii molekularnej w 28 oczyszczalniach ścieków w Danii wykazały, że bakterie nitkowate stanowią przeciętnie około 24% bakterii tworzących kłaczkę osadu czynnego [11]. Wiele wskazuje na to, że bakterie nitkowate odgrywają kluczową rolę w formowaniu kłaczek osadu czynnego tworząc szkielet, do którego przyłączają się bakterie zooglealne [2]. Jednak obecność bakterii nitkowatych w osadzie czynnym, zwłaszcza w nadmiernej ilości, może przyczynić się do niekorzystnych zmian w strukturze kłaczka, których skutkiem jest zwiększenie objętości kłaczek, a w konsekwencji tzw. puchnięcie osadu [5, 6]. Dane literaturowe podają, że zidentyfikowano między 20 a 30 typów bakterii nitkowatych odpowiedzialnych za puchnięcie osadu czynnego [2]. Do najczęściej występujących bakterii nitkowatych należy zaliczyć *Nocardia* sp., Typ 1701, Typ 021N, *Thiothrix* sp., *Sphaerotilus natans* i *Microthrix parvicella* [2, 4]. Warto zwrócić uwagę, że bakterie nitkowate są pod względem fizjologicznym lepiej przystosowane do życia w oczyszczalniach ścieków niż bakterie zooglealne. Charakteryzują się one mianowicie niższymi stałymi nasycenia substratu węglowego (K_S) oraz tlenu (K_O) niż bakterie zooglealne, co oznacza, że mają lepsze powinowactwo do tych substratów. Mogą przetrwać dłużej w warunkach deficytu substratu, o czym świadczą niższe stałe szybkości wymierania dla bakterii nitkowatych w porównaniu z bakteriami zooglealnymi.

Biorąc pod uwagę powyższe informacje dotyczące charakterystyki bakterii nitkowatych niezwykle istotne, poza identyfikacją, jest określenie ich udziału w biomacie osadu czynnego w sposób ilościowy. Eikelboom i van Buijsen opracowali skalę liczbową wyrażającą udział bakterii nitkowatych w osadzie czynnym nazywaną indeksem bakterii nitkowatych (FI, z ang. *filaments index*) [2]. Według tej skali osad, któremu przypisuje się cyfrę „0” to osad, w którym praktycznie nie ma bakterii nitkowatych. Natomiast osad oznaczony cyfrą „5” charakteryzuje się bardzo dużą liczbą nitek. Jest to jednak bardzo szacunkowe i subiektywne określenie liczebności bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Rozwój technik mikroskopowych oraz komputerowych pozwolił na opracowanie nowych, zobiektywizowanych metod obliczania udziału bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Metody te wykorzystują cyfrową obróbkę i analizę obrazu.

Jedną z pierwszych procedur umożliwiających zautomatyzowany pomiar długości nitek na obrazie opracował da Motta i wsp. [3]. Procedura ta obejmowała następujące etapy: (1) przygotowanie dwóch preparatów przyżyciowych; (2) prowadzenie obserwacji pod powiększeniem 100x i zebranie 70 obrazów; (3) przekształcenie obrazów RGB do obrazów w skali szarości; (4) zastosowanie filtrów wzmacniających brzegi obiektów (filtrów delineacyjnych) oraz filtrów supresyjnych do usunięcia halo; (5) przekształcenie obrazów w skali sza-

rości do obrazów binarnych; (6) odróżnienie agregatów od nitok z pomocą filtra morfologicznego i odejmowania obrazów; (7) odróżnienie nitok od tzw. debrisu (szczątki, zanieczyszczenia niebędące bakteriami nitkowatymi, ale podobne pod względem morfologicznym) na podstawie pola powierzchni rzutu i promienia obrotowego (RG, z ang. *radius gyration*), obiekty, których pole powierzchni rzutu wynosiło powyżej 200 pikseli, a RG powyżej 1 piksela klasyfikowane były jako bakterie nitkowane, (8) przeprowadzenie szkieletyzacji obiektów (nitok), w wyniku czego otrzymujemy obiekty o grubości 1 piksela, (9) pomiar całkowitej długości nitok na obrazie (z ang. *total length per image*).

Inną procedurę pomiaru ilości bakterii nitkowatych na obrazach z pomocą metod komputerowych proponuje Mesquita et al. [8, 9, 10]. Procedura ta jest udoskonaloną wersją wcześniejszej, opracowanej w tym samym zespole badawczym przez Amarala i Ferreirę [1]. Składa się ona z następujących etapów: (1) pobór 25 μ l próby i przygotowanie preparatu przyżyciowego, należy wykonać trzy niezależne preparaty; (2) obserwacje mikroskopowe w jasnym polu pod powiększeniem 100x i zebranie około 200 obrazów; (3) wstępna obróbka obrazów obejmująca korektę tła oraz przekształcenie obrazów RGB do obrazów w skali szarości; (4) odróżnienie nitok od agregatów poprzez odejmowanie obrazów, (5) segmentacja obrazów z agregatami i obrazów z bakteriami nitkowatymi, (6) pomiar parametrów morfologicznych. Mierzono dwa podstawowe parametry morfologiczne, to jest indywidualną długość nitki na obrazie (FL, z ang. *the filaments individual length*) oraz całkowitą długość nitok na obrazie do objętości (TL/vol, z ang. *total filaments length per volume*).

Obydwie opisane wyżej procedury pozwalają na szybki, obiektywny i zautomatyzowany pomiar liczebności bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Okazały się przydatne w monitorowaniu osadu czynnego zarówno w laboratoryjnych, jak i pełnowymiarowych układach technologicznych do oczyszczania ścieków. Mesquita et al. wykazał, że istnieje korelacją między liczbą bakterii nitkowatych wyrażonych jako TL/vol a wartością indeksu objętościowego osadu [9]. W dalszych pracach Mesquita et al. oszacowali wartość krytyczną TL/Vol, powyżej której następuje puchnięcie osadu [10]. Wynosi ona 7 mm/ μ l [10]. Pomimo wielu badań i wskazania pewnych zależności pomiędzy makroskopowymi a mikroskopowymi wskaźnikami puchnięcia osadu potrzebne są dalsze prace potwierdzające te zależności. Wynika to przede wszystkim z tego, że rzeczywiste układy technologiczne do oczyszczania ścieków są układami stochastycznymi i różniącymi się między sobą.

Celem niniejszej pracy było opracowanie nowej, zautomatyzowanej procedury ilościowego oznaczenia udziału bakterii nitkowatych w biomacie osadu czynnego. W ramach procedury obliczana jest długość bakterii nitkowatych na danym obrazie oraz stosunek pola powierzchni bakterii nitkowatych do pola powierzchni aglomeratów (kłaczków bez nitok).

2. Procedura oszacowania ilościowego bakterii nitkowatych w osadzie czynnym

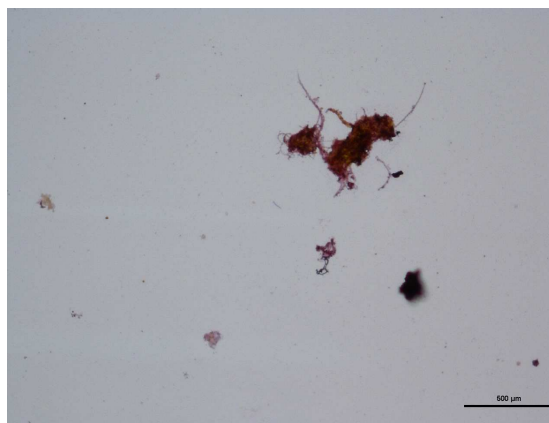
Opracowana procedura składa się z trzech głównych etapów: (1) barwienie bakterii nitkowatych metodą Neissera, (2) zbieranie obrazów mikroskopowych oraz (3) cyfrowa obróbka i analiza obrazów. Wymienione etapy omówiono kolejno poniżej. Szczególną uwagę poświęcono cyfrowej obróbce i analizie obrazów.

Barwienie Neissera przeprowadzono zgodnie z metodyką opisaną przez Eikelboom i van Buijsen [4]. Z badanej próby osadu czynnego wykonano dwa niezależne rozmazy na całej powierzchni szkiełka podstawowego (26×76 mm). W celu wykonania rozmazu na szkiełko podstawowe nanoszono niewielką ilość zawiesiny osadu o znanej objętości. Każdy z rozmazów wysuszono, a następnie poddano barwieniu. Najpierw naniesiono mieszaninę barwników składającą się z dwóch roztworów: błękitu metylenowego (roztwór A) i fioletu krystalicznego (roztwór B) w proporcji 2:1. Po zabarwieniu preparatu i usunięciu nadmiaru wyżej wymienionych barwników naniesiono na preparat roztwór chryzoidyny. Na koniec delikatnie spłukano nadmiar barwników i wysuszono preparat. Zastosowana metoda barwienia Neissera pozwoliła w wystarczającym, jak na potrzeby analizy obrazu, stopniu wyróżnić bakterie nitkowate na obrazach mikroskopowych. Barwienie to jest tanie i proste, a jego wykonanie nie przekracza 40 minut.

Obserwacje mikroskopowe prowadzono w taki sposób, aby na obrazie widoczne były zarówno aglomeraty, jak i bakterie nitkowate. W przypadku niniejszej procedury obserwacje prowadzono z pomocą mikroskopu Nikon Eclipse Ni pod obiektywem 10×, a do zbierania i analizy obrazów wykorzystano program komputerowy NIS ELEMENTS AR software (Nikon, Japonia). Na podstawie wcześniejszych analiz statystycznych uznano, że w celu uzyskania wiarygodnych statystycznie wyników należy zebrać co najmniej 40 niezależnych obrazów [7]. Obrazy zapisywano w formacie tif o rozdzielczości 1280×960. Przykładowy obraz przedstawiono na rys. 1.

W ramach trzeciego etapu procedury przeprowadzono cyfrową obróbkę i analizę zebranych obrazów. Zostało to zrealizowane z pomocą napisanego w tym celu makroprogramu działającego w środowisku programu NIS Elements AR. Etap ten składa się z następujących części: (1) segmentacja obrazu i wybranie wszystkich obiektów, (2) usunięcie obiektów nie będących kłaczkami osadu czynnego (3) przekształcenie obrazu w obraz binarny i obliczenie powierzchni całych agregatów wraz z nitkami, (3) uzyskanie obrazu binarnego bez nitek poprzez filtrowanie morfologiczne obrazu i obliczenie powierzchni samych agregatów, (4) otrzymanie obrazu binarnego bakterii nitkowatych poprzez wykonanie operacji odejmowania od obrazu binarnego z nitkami obrazu bez nitek, (5) skeletonizacja obrazu binarnego bakterii nitkowatych i obliczenie

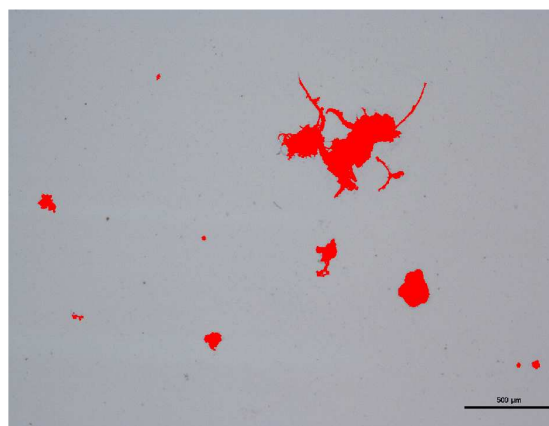
długości nitek. Na rys. 2-6 przedstawiono przykładową obróbkę obrazu kłaczków osadu czynnego znajdujących się na prezentowanym wcześniej rys. 1.



Rys. 1. Barwiony obraz kłaczków osadu czynnego

Fig. 1. Stained image of activated sludge flocs

Segmentację wykonano w warstwie niebieskiej, która stanowi sama w sobie obraz w skali szarości (rys. 2).

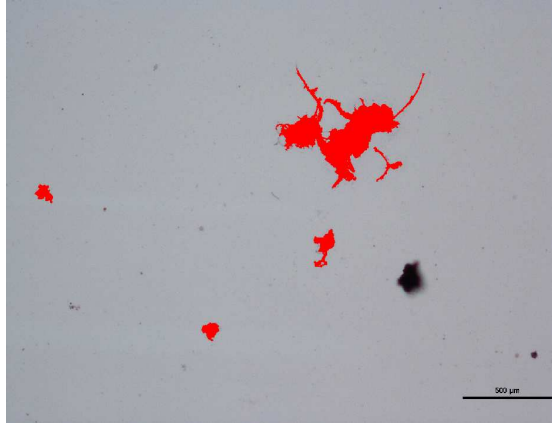


Rys. 2. Segmentacja kłaczków osadu czynnego

Fig. 2. Segmentation of activated sludge flocs

Istotą segmentacji jest ustalenie takiego progu, który umożliwi odróżnienie obiektów od tła. Próg (*threshold*) segmentacji liczony jest jako różnica między poziomem szarości (z zakresu 0-255), dla którego występuje maksymalna liczba pikseli na obrazie a zadaną subiektywnie wartością (z zakresu 0-255). Dla

każdego obrazu próg był obliczany indywidualnie tak, aby uniezależnić wybór obiektów od wahań poziomu jasności obrazu. Obiekty niebędące ani kłaczkami ani nitkami usunięto z obrazu poprzez automatyczne filtrowanie wielkością i czynnikiem kształtu (rys. 3).



Rys. 3. Usunięcie obiektów niebędących kłaczkami osadu czynnego

Fig. 3. Removal of the objects, which are not activated sludge flocs

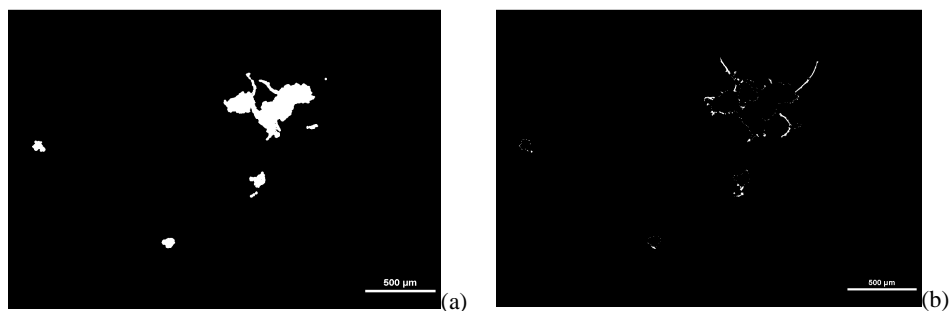
Można dodatkowo zastosować usuwanie ręczne podczas analizy poszczególnych obrazów. Następnie tak oczyszczony obraz przekształcono w obraz binarny przypisując wartości zero (białe piksele) obiektom, a wartości 1 – tłu (czarne piksele) (rys. 4).



Rys. 4. Obraz binarny agregatów i nitek

Fig. 4. Binary image of aggregates and filaments

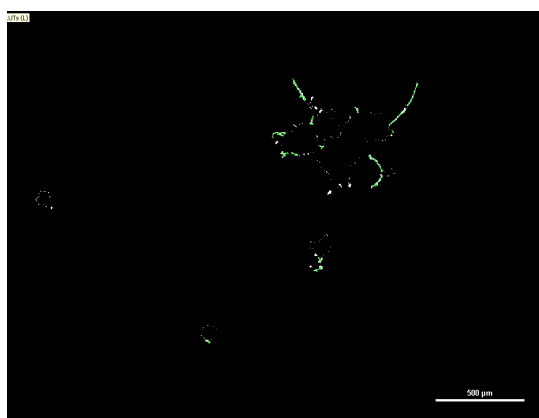
Celem dalszej obróbki obrazu było oddzielenie agregatów od nitek. Dokonano tego w dwóch krokach. Najpierw usunięto nitki z obrazu binarnego z pomocą filtrów morfologicznych (dwukrotne zamykanie i otwieranie z jądrem kulistym dwunastopikselowym). Następnie z pomocą funkcji logiczną XOR odjęto obraz z agregatami (rys. 5a) od obrazu zawierającego całe klaczki (agregaty i nitki) widoczne na rys. 4, co pozwoliło na uzyskanie obrazu samych bakterii nitkowatych (rys. 5b).



Rys. 5. Obrazy binarne agregatów (a) i nitek (b)

Fig. 5. Binary images of aggregates (a) and filaments (b)

Obrazy bakterii nitkowatych i agregatów posłużyły do obliczenia odpowiednio pola powierzchni nitek i pola powierzchni agregatów. Obraz samych bakterii nitkowatych poddany był dalszej obróbce polegającej na jego skeletonizacji i pruningowi. Pozwoliło to na uzyskanie obrazu, na którym nitki miały grubość 1 piksela (rys. 6). Operacje skeletonizacji i pruningu przeprowadzono z pomocą filtrów o takich samych nazwach. Tak przetworzony obraz bakterii nitkowatych posłużył do pomiaru długości tych bakterii.



Rys. 6. Pomiar długości nitek

Fig. 6. Measurement of filament length

Wstępne badania pokazują, że procedura, zwłaszcza jej trzecia część, pozwala na uzyskanie wartości żądanych parametrów opisujących udział bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Są to pole powierzchni agregatów bez bakterii nitkowatych, pole powierzchni bakterii nitkowatych oraz długość bakterii nitkowatych przypadająca na powierzchnię obrazu. Średnia długość bakterii nitkowatych przypadających na powierzchnię obrazu dla osadu czynnego w Zgierzu wynosiła $2582 \mu\text{m} \pm 1730$, a dla osadu z Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi $8541 \mu\text{m} \pm 7030$. Dla porównania długość nitek przypadająca na powierzchnię obrazu w pracy da Motta et al. (2003) mieściła się w zakresie od 1000 do 2500 μm . Oznacza to, że wyniki uzyskane z pomocą opracowanej procedury można uznać za wiarygodne. Obecnie trwa dalsza weryfikacja procedury na osadzie czynnym z oczyszczalni ścieków w Zgierzu i GOŚ w Łodzi.

3. Podsumowanie

Zaproponowana w niniejszej pracy procedura umożliwia w obiektywny i stosunkowo szybki sposób ocenę ilości bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Może być ona istotnym wsparciem w monitorowaniu pracy rzeczywistych i laboratoryjnych układów technologicznych osadu czynnego.

Zaletą tej procedury w stosunku do wcześniejszych tego typu procedur opracowanych przez zespół z Universidade de Minho w Portugalii [1, 9, 10] jest równoczesne przeprowadzenie obróbki i obliczeń parametrów morfologicznych zarówno dla agregatów bez nitek, jak i samych bakterii nitkowatych. Było to możliwe dzięki zastosowaniu barwienia preparatu mikroskopowego. We wspomnianych wyżej procedurach używano preparatów przyżyciowych, które obserwowano pod dużymi powiększeniami, co w konsekwencji prowadziło do obliczenia parametrów morfologicznych tylko dla bakterii nitkowatych. Jednak pomimo zastosowania prostej i taniej metody barwienia wydłuża ona nieznacznie czas trwania całej procedury, co jest pewnym jej mankamentem. Drugą zaletą prezentowanej w tej pracy procedury jest to, że makroprogram służący do obróbki obrazów i obliczania parametrów morfologicznych został napisany i działa w środowisku programu do zbierania obrazów (NIS Elements AR). W przypadku procedur opracowanych przez Mesquita et al. [9, 10] oraz Amaral i Ferreira [1] obróbka i analiza obrazów była przeprowadzona z pomocą programu Matlab, a zbieranie obrazów z pomocą Image Pro Plus.

Wstępne wyniki badań uzyskane z pomocą tej procedury świadczą, że może być stosowana do ilościowego oszacowania bakterii nitkowatych. Nie wyklucza to dalszych prac nad jej udoskonalaniem i, o ile to będzie możliwe, uproszczeniem.

Podziękowania

Praca została wykonana w ramach projektu NCBiR NR14-0004-10

Literatura

- [1] Amaral A.L. Ferreira E.C.: Activated sludge monitoring of a wastewater treatment plant using image analysis and partial least squares regression, *Anal. Chim. Acta*, vol. 544, 2005, s. 246-253.
- [2] Bitton G., Koopman B.: Tetrazolium reduction-malachite green method for assessing the viability of filamentous bacteria in activated sludge, *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 43/4, 1982, s. 964-966.
- [3] da Motta M., Pons M.-N., Roche N. Monitoring of filamentous bulking In activated sludge systems fed by synthetic or municipal wastewater, *Bioproc. Biosys. Eng.*, vol. 25/6, 2003, s. 387-393.
- [4] Eikelboom D.H., van Buijsen H.J.J.: Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego, Wydawnictwo „Seidel-Przywecki” Sp. z o.o., Szczecin 1999.
- [5] Guo J., Peng Y., Wang S., Yang X., Wang Z., Zhu A.: Stable limited filamentous bulking through keeping the competition between floc-formers and filaments in balance, *Biores. Technol.*, vol. 103, 2012, s. 7-15.
- [6] Jones P.A., Schuler A.J.: Seasonal variability of biomass density and activated sludge settleability in full-scale wastewater treatment systems, *Chem. Eng. J.*, vol. 164, 2010, s. 16-22.
- [7] Liwarska-Bizukojc E., Bizukojc M.: Effect of selected anionic surfactants on activated sludge flocs, *Enz. Microb. Technol.*, vol. 39, 2006, s. 660-668.
- [8] Mesquita D.P., Amaral A.L., Ferreira E.C.: Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis, *Chemosphere*, vol. 85, 2011, s. 643-652.
- [9] Mesquita D.P., Dias O., Amaral A.L. Ferreira E.C.: Monitoring of activated sludge settling ability through image analysis: validation on full scale wastewater treatment plants, *Bioprocess Biosyst. Eng.*, vol. 32, 2009, s. 361-367.
- [10] Mesquita D.P., Dias O., Dias A.M.A., Amaral A.L. Ferreira E.C.: Correlation between sludge settling ability and image analysis information using partial least squares, *Anal. Chim. Acta*, vol. 642, 2009, s. 94-101.
- [11] Mielczarek A.T., Cragelund C., Erikssen P.S., Nielsen P.H.: Population dynamics of filamentous bacteria in Danish wastewater treatment plant with nutrient removal, *Water Res.*, vol. 46, 2012, s. 3781-3795.

NEW AUTOMATED PROCEDURE TO DETERMINE THE CONTRIBUTION OF FILAMENTOUS BACTERIA IN ACTIVATED SLUDGE FLOCS

Summary

Filamentous bacteria play the important role in the processes of activated sludge flocs formation. At the same time their excess may deteriorate settling properties of activated sludge. That is why, monitoring of the quantity of filamentous bacteria is a helpful tool to assure the efficient run of wastewater treatment processes. In this work a new automated procedure for the estimation of the quantity of filamentous bacteria in the activated sludge was presented. The procedure consisted of the following stages: (1) Neisser staining, (2) grabbing of microscopic images, (3)

digital image processing and analysis. This procedure allows for the calculation of the total length of filaments per image and the ratio of area of filaments to the area of aggregates excluding filaments. The initial results obtained with the use of this procedure were on the same level as obtained earlier by other scientists. It indicates that the procedure can be applied for the measurement of the quantity of filaments in the activated sludge. Compared to the previously applied procedures, the present one allows for simultaneous performance of image processing and calculation of morphological parameters for both aggregates and filaments. It is possible due to application of the fast and simple microscopic slides staining method. Secondly, the macroprogramme realizing the proposed procedure of image processing and calculation of morphological parameters, is written in the same software, which is used for image grabbing, i.e. NIS Elements AR. Thus, using two different software packages (separately for image grabbing and processing) is avoided.

Keywords: digital image analysis, Neisser staining, wastewater treatment, activated sludge

DOI: 10.7862/rb.2013.37

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Tadeusz MOLEND¹

ANALIZA STĘŻEŃ ŻELAZA (Fe) I MANGANU (Mn) W ODCIEKACH I WODACH KOPALNIANYCH (NA PRZYKŁADZIE OBIEKTÓW Z GÓRNOŚLĄSKIEGO ZAGŁĘBIA WĘGLOWEGO)

Eksploracja i przeróbka węgla kamiennego prowadzi do zasadniczych zmian w rzeźbie terenu i stosunkach wodnych obszarów górniczych. Przekształcenia środowiska wodnego mają charakter wielokierunkowy i dotyczą zarówno zmian ilościowych, jak i jakości wody. W niniejszym artykule przedstawiono jeden z aspektów wpływu działalności górniczej na degradację hydrosfery, jakim są zmiany jakości wód. Do badań wytypowano obiekty związane z działalnością górniczą, które negatywnie oddziałują na hydrosferę. Są to zarówno składowiska odpadów górniczych jak i sztolnie wodne. Wszystkie obiekty położone są na terenie Górnośląskiego Zagłębia Węglowego (GZW). Ze składowisk odpadów górniczych (w specyficznych układach hydrogeologicznych) mogą wypływać skoncentrowane strumienie wód odciekowych. Zjawiska takie występują najczęściej w przypadku depozycji odpadów w dolinach rzecznych. Wpływy tego typu mogą mieć stały lub okresowy charakter. Ilość odcieków uzależniona jest od wielu czynników z pośród, których najważniejsze to: wysokość odpadów oraz stopień zagęszczenia odpadów na składowisku. Ocieki charakteryzuje duża mineralizacja będąca następstwem ługowania zdeponowanych odpadów. Do badań wytypowano również stare sztolnie wodne, które do dnia dzisiejszego są aktywnym elementem drenażu górotworu. Ze sztolni wypływają wody kopalniane, które również cechuje podwyższona mineralizacja. Jest ona następstwem ługowania skał w starych wyrobiskach górniczych. Oprócz obiektów górniczych do badań wytypowano również naturalne źródła karbońskie, które stanowią tło hydrogeochemiczne. Wykazano, że zarówno ocieki, jak i wody kopalniane cechuje podwyższone stężenie Fe i Mn w stosunku do wód naturalnych źródeł, wytypowanych jako obiekty kontrolne. Średnie stężenie żelaza w odciekach wykazuje duże zróżnicowanie i zmienia się od 5,97 mg dm⁻³ do 0,45 mg dm⁻³. Również mangan wykazuje duże zróżnicowanie, którego średnie stężenie zmienia się od 4,49 mg dm⁻³ do 1,0 mg dm⁻³. Dlatego też badane obiekty stanowią ognisko zanieczyszczenia hydrosfery zarówno żelazem (Fe) jak i manganem (Mn).

¹ Autor do korespondencji: Tadeusz Molenda, Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, 41-200 Sosnowiec, ul. Będzińska 60, tedimolenda@interia.pl

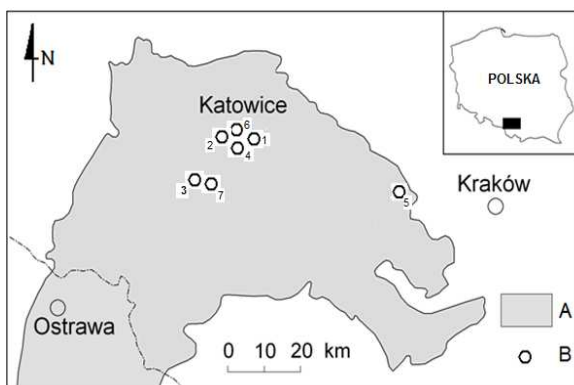
Słowa kluczowe: odcieki, wody kopalniane, mangan, żelazo, składowiska odpadów górniczych

1. Wprowadzenie

Ingerencja człowieka w środowisko przyrodnicze prowadzi do istotnych zmian w jego poszczególnych komponentach. Efekt tej ingerencji jest szczególnie zauważalny na obszarach górniczych. Eksploatacja i przeróbka pozyskanych surowców mineralnych prowadzi do zasadniczych zmian w rzeźbie terenu i stosunkach wodnych obszarów górniczych. Przekształcenia środowiska wodnego mają charakter wielokierunkowy i dotyczą zarówno zmian ilościowych, jak i jakości wody [1, 5, 7]. Szczególnie intensywne zmiany środowiska wodnego nastąpiły na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego (GZW). Jest to związane z wielowiekową działalnością górniczą prowadzoną na tym obszarze. Znajdują się tu liczne obiekty górnicze (składowiska odpadów, sztolnie wodne), które w negatywny sposób oddziałują na hydrosferę. W niniejszym artykule przedstawiono jeden z aspektów wpływu działalności górniczej na degradację hydrosfery jakim są zmiany jakości wód powierzchniowych.

2. Charakterystyka obiektów i metody badań

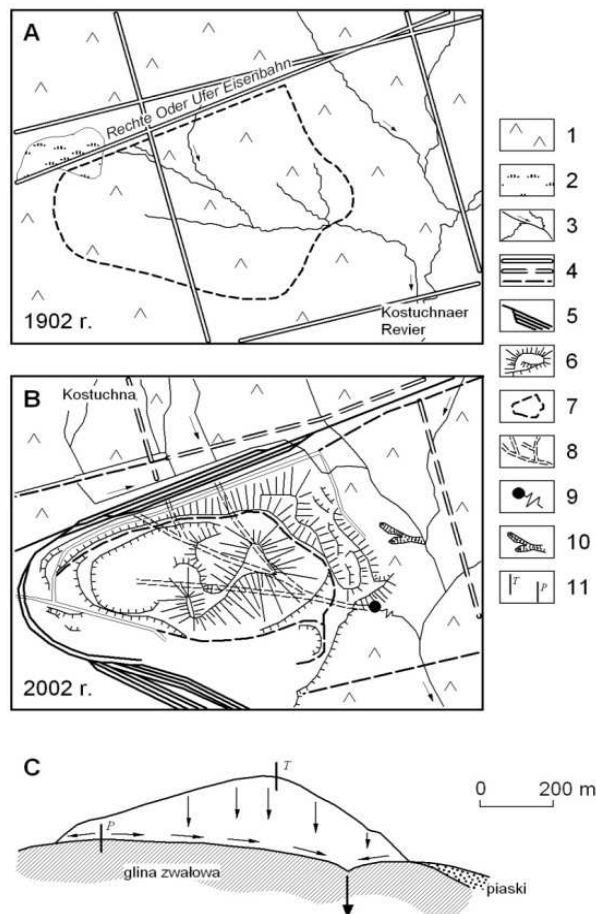
Do badań wytypowano trzy zwałowiska odpadów górniczych węgla kamiennego. Są to zwałowisko „Skalny” w Łaziskach oraz „Panewniki” i „Murcki” w Katowicach (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań A – obszar GZW, B – lokalizacja badanych obiektów: 1- odciek Kostuchna, 2- odciek Panewniki, 3- odciek Skalny, 4- sztolnia 318, 5- sztolnia Krystyna, 6- źródło Maria, 7- źródło Mniszka

Fig. 1. Localization of the investigated objects. A – the territory of Upper Silesian Industrial Region, B – objects

Wszystkie ze zwałowisk są nadpoziomowe. Charakterystyczną cechą tych obiektów są skoncentrowane wypływy Tego typu wypływy powstają najczęściej, gdy depozycja odpadów prowadzi do zasypiania dolin rzecznych (rys. 2) lub starych piaskowni (rys. 3) [10, 11].



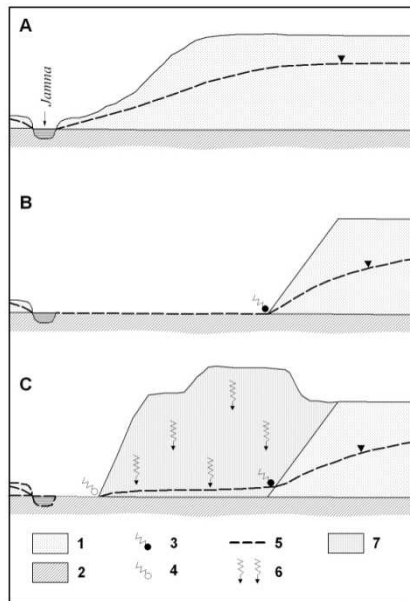
Rys. 2. Schemat migracji wód w obrębie bryły zwałowiska „Kostuchna” wg [14]

A - Stan w 1902 r., B - Stan w 2002 r., C – Przekrój poprzeczny

1- Lasy, 2- Łąki, 3- Cieki, 4-Drogi, 5- Koleje, 6- Krawędzie zwałowiska, 7- Zarys współczesnej bryły zwałowiska na mapie z 1902 roku, 8- System drenażowy zasypianych dolin rzecznych, 9- Wypływ wód odciekowych, 10- Rozcięcie erozyjne, 11- Działy wodne: T- topograficzne, P- podziemne

Fig. 2. The scheme of waters migration within of the landfill “Kostuchna” (according to [14])

1– Forest, 2– Meadows, 3- Water courses, 4– Roads, 5– Railways,6- Margins of the landfill, 7- The borders of contemporary of landfill on the map from 1902, 8- Drainage system of buried river valleys, 9- Outflow of leachate waters, 10- Erosion cut, 11- Watersheds: T– topographic, P– underground.



Rys. 3. Zmiany rzeźby terenu i stosunków wodnych w obrębie zwałowiska „Panewniki” wg [14] (A - stan początkowy 1950 r. , B - stan w trakcie eksploatacji piasków 1970 r. , C - stan obecny 2010 r.)

1- piaski ze żwirami, 2- glina zwałowa, 3- wypływ wód podziemnych, 4- odciek, 5- zwierciadło wód podziemnych, 6- infiltracja wód opadowych, 7- skały płonne

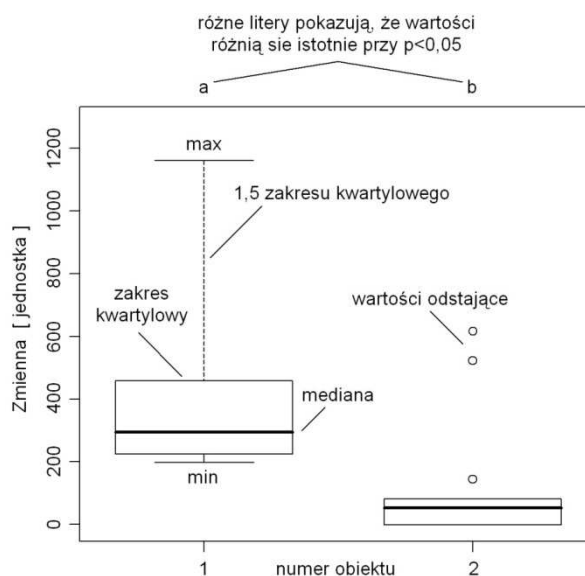
Fig. 3. The changes in relief and water conditions within the waste tip „Panewniki” [14] (A - Initial state 1950, B - state during the sand exploitation 1970, C - present state 2010) 1 – sands and gravel, 2- boulder clay, 3- outflow of underground water, 4- leachate, 5- level of underground water, 6- infiltration of precipitation water, 7- barren rocks

Oprócz składowisk odpadów do badań wytypowano również dwie stare sztolnie wodne. Są to obiekty: sztolnia Krystyna położona w Gwoźdźcu koło Krzeszowic i „318” w Katowicach (rys. 1). Sztolnie te odwadniają stare wyrobiska kopalń węgla kamiennego [13].

Kartowanie hydrograficzne pozwalające na ocenę zmian stosunków wodnych obszaru zwałowisk sztolni wodnych przeprowadzono zgodnie z wytycznymi podanymi w poz. [4]. Pomiar odczynu pH, temperatury oraz przewodnictwa elektrolitycznego właściwego wykonano bezpośrednio w terenie za pomocą miernika Multi – Line P -4 lub miernika Professional +. Próby wód do analiz chemicznych pobierano do polietylenowych butelek. Transport prób wody do laboratorium odbywał się w temperaturze + 4 °C. Przed analizami próby były filtrowane na sączku 0,45 μm (Millipore) i zakwaszone.

Oznaczenia wybranych metali (Fe i Mn) wykonano na spektrometrze absorpcji atomowej typu Solar M6 z kuetwą grafitową z atomizacją bezpłomieniową.

Zebrane dane poddano analizie statystycznej opierając się na metodyce zawartej w opracowaniach Griffiths [3] oraz Quick [17]. Dla sprawdzenia istotności różnic zastosowano nieparametryczny odpowiednik analizy wariancji test Kruskala-Wallisa, a do porównań wielokrotnych test Conovera. W całej pracy za poziom istotności testów statystycznych przyjęto błąd pierwszego rodzaju p mniejszy niż 0,05. Wszystkie dane zaprezentowano przy pomocy wykresów pudełkowych z wąsami (box-and-whiskers plots) (rys. 4).



Rys. 4. Schemat prezentacji danych na wykresach skrzynkowych

Fig. 4. Scheme of data presentation on box-whisker plots

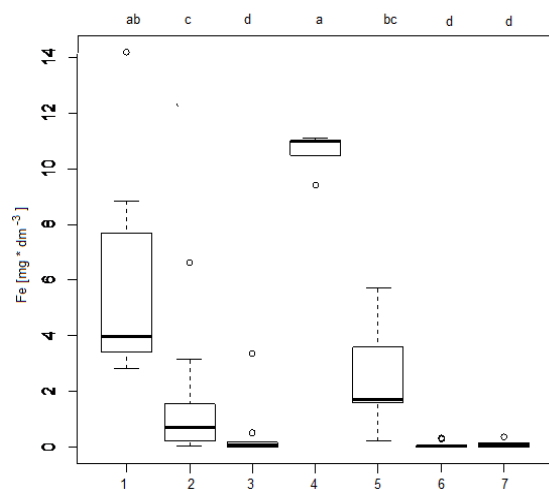
W przypadku, gdy porównywano istotność różnic w medianach odpowiednich zmiennych np. fizycznych czy chemicznych parametrów wody między danymi obiektami różnice te zaznaczono przy pomocy odpowiednich małych liter (a, b, c) umieszczonych na górze rysunku. Różne litery oznaczają, że wartości różnią się istotnie przy $p < 0,05$.

3. Wyniki badań i dyskusja

Przeprowadzone badania pozwalają stwierdzić, że badane obiekty stanowią istotne ognisko górniczego zanieczyszczenia wód. Do najsilniej oddziałujących obiektów możemy zaliczyć nadpoziomowe składowiska odpadów górniczych. Są to obiekty „Kostuchna”, „Panewniki” i „Skalny”. Na składowiskach tych zdepo-

nowane są zarówno odpady górnicze (będące mieszaniną skały płonnej, wydobywanej przy robotach udostępniających i wydobywczyczych, które są w większości przypadków dużymi okruchami skalnymi) oraz odpady przeróbcze (na które składa się skała płonna pochodząca przede wszystkim z partii spągowych i stropowych pokładów węgla oraz z przerostów wydobytych na powierzchnię). Zanieczyszczenie związane jest przede wszystkim z powstawaniem odcieków. Źródłem odcieków są wody opadowe infiltrujące w bryłę zwałowiska, a także wody podziemne dopływające do składowiska odpadów. Ilość i skład odcieków zależy głównie od rodzaju i stopnia rozdrobnienia odpadów, ilości wody infiltrującej, wieku składowiska, a także technik składowania i rekultywacji [15]. Niekiedy odcieki mogą mieć formę skoncentrowaną i funkcjonować w ciągu całego roku. Na istnienie skoncentrowanych wypływów wód odciekowych ze składowisk odpadów górnictwa węgla kamiennego po raz pierwszy zwrócono uwagę w pracach [6, 10]. W przypadku badanych obiektów stałe odcieki funkcjonują na wszystkich z nich.

Żelazo powszechnie występuje w wodach naturalnych. Głównym źródłem żelaza w wodach jest proces wymywania skał i gleb. Również w przypadku odcieków, źródłem żelaza jest proces ługowania skał zdeponowanych na składowisku. Średnie stężenie żelaza w wodach odciekowych zmieniło się od $5,97 \text{ mg dm}^{-3}$ w przypadku odcieku Kostuchna do $0,45 \text{ mg dm}^{-3}$ w odcieku „Skalny” (rys. 5). Stężenie żelaza w wodach odciekowych wszystkich badanych obiektów wykazało statystycznie istotne różnice (rys. 5).



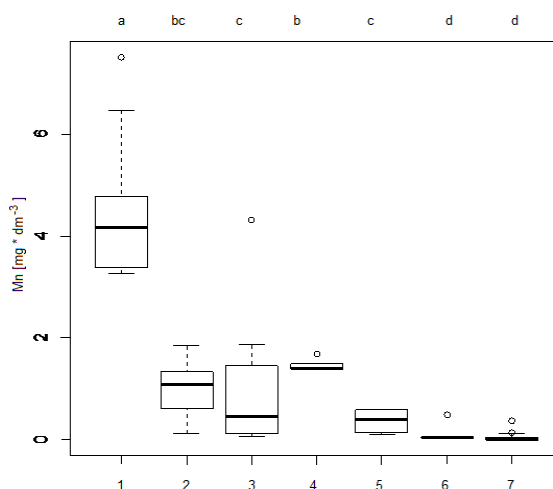
Rys. 5. Stężenie żelaza. 1- odciek Kostuchna, 2- odciek Panewniki, 3- odciek Skalny, 4- sztolnia 318, 5- sztolnia Krystyna, 6- źródło Maria, 7- źródło Mniszka

Fig. 5. Concentrations of iron (Fe) in leachate waters. Different letters mean that values are significant at $p < 0.05$.

Wskazuje to na szereg zróżnicowanych czynników wpływających na skład chemiczny odcieków, o których powyżej wspomina Rosik-Duleska [15]. Niewątpliwie do najistotniejszych czynników wpływających na stężenie żelaza w wodach odciekowych jest zawartość tego metalu w skałach zdeponowanych na składowiskach. Jest to czynnik mineralogiczny. Badania przeprowadzone przez Stepniewską i in. [16] wskazują, że odpady górnicze mogą wykazywać znaczne różnice w koncentracji zawartości tego metalu od 1950 do 2800 mg/kg. Przekłada się to na stężenie żelaza w wodach odciekowych. Średnie stężenie żelaza w odciekach „Kostuchna” i „Panewniki” było większe od tego jakie powszechnie spotyka się w wodach podziemnych i powierzchniowych Polski [2, 8] oraz jakie stwierdzono w wodach naturalnych źródeł karbońskich ($< 0,15 \text{ mg dm}^{-3}$) (rys. 5). Stężenie żelaza w wodach odciekowych wykazywało dużą zmienność. Wartość współczynnika zmienności (Cv) zmieniała się w przedziale od 30% w odcieku „Skalny” do 59% w odcieku Kostuchna.

Bardzo duże stężenie żelaza stwierdzono również w wodach kopalnianych sztolni 318 i Krystyna (rys. 5). Maksymalne stężenie żelaza w wodzie sztolni 318 wyniosło aż 12 mg dm^{-3} . Tak wysokie stężenie żelaza jest następstwem tzw. kwaśnego drenażu kopalni, co dla badanego obiektu opisał Molenda [13]. Kwaśny drenaż jest procesem utleniania pirytu (FeS_2). W następstwie obecności tlenu i wody minerał ten ulega rozkładowi a wody zostają wzbogacone w jony żelaza.

Mangan, podobnie jak żelazo, również trafia do wód powierzchniowych w następstwie procesu ługowania skał. Średnie stężenie manganu w wodach odciekowych zmieniało się od $4,49 \text{ mg dm}^{-3}$ w przypadku odcieku Kostuchna do $1,0 \text{ mg dm}^{-3}$ w odcieku Panewniki i „Skalny” (rys. 6).



Rys. 6. Stężenie manganu. 1- odciek Kostuchna, 2- odciek Panewniki, 3- odciek Skalny, 4- sztolnia 318, 5- sztolnia Krystyna, 6- źródło Maria, 7- źródło Mniszka

Fig. 6. Concentrations of manganese (Mn) in leachate waters. Different letters mean that values are significant at $p < 0.05$.

Średnie stężenie manganu w odcieku Kostuchna statystycznie istotnie różniło się od stężenia w dwóch pozostałych odciekach (rys. 6). Stwierdzone stężenie manganu jest zdecydowanie większe od tych, jakie powszechnie stwierdza się w wodach podziemnych i powierzchniowych Polski. Jak podają bowiem autorzy w poz. [2, 8, 9] stężenie tego metalu bardzo rzadko przekracza 1 mg dm^{-3} a najczęściej występuje w stężeniu $< 0,1 \text{ mg dm}^{-3}$. Jeszcze mniejsze średnie stężenie manganu ($< 0,08 \text{ mg dm}^{-3}$) stwierdzono w wodzie naturalnych źródeł karbońskich. Podobnie jak żelazo, mangan wykazywał dużą zmienność stężenia zarówno w odciekach jak i wodach kopalnianych. Wartość współczynnika zmienności (Cv) zmieniała się w szerokich granicach od 8,8 do 70%. Jak podaje [8] zawartość manganu w wodzie jest zwykle kilka do około dziesięciu razy niższa niż żelaza. W przypadku badanych obiektów taka zależność nie wystąpiła. Stężenia manganu są tylko nieznacznie mniejsze niż żelaza.

4. Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone badania wskazują, że w wyniku działalności górniczej do środowiska uwalniane są jony żelaza (Fe) i manganu (Mn). Głównym ogniskiem tych zanieczyszczeń są składowiska odpadów oraz wody kopalniane. Stwierdzenie podwyższonych stężeń tych jonów może wskazywać na obecność starych składowisk odpadów górniczych, które obecnie nie wyróżniają się w rzeźbie terenu. Dotyczy to w szczególności starych wyrobisk wypełnionych odpadami górniczymi, zniwelowanych i porośniętych lasem. Może również posłużyć do identyfikacji starych sztolni wodnych, których wyloty zasypane są skałami płonnymi, a wypływająca woda imituje naturalne źródło. Stwierdzone, podwyższone stężenie żelaza i manganu powinno korelować z podwyższonym stężeniem siarczanów (SO_4^{2-}) i chlorków (Cl). Jony te zaliczane są bowiem do najważniejszych indyktorów górniczego zanieczyszczenia wód [12, 14].

Literatura

- [1] Czaja S.: Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji na przykładzie konurbacji katowickiej). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 1999, s. 189.
- [2] Dojlido J.: Chemia wód powierzchniowych, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 1995, s. 342.
- [3] Griffiths D.: Head First. Statystyka. Edycja Polska, Wydawnictwo Helion, 2010, s. 712.
- [4] Gutry-Korycka M, Werner-Więckowska H.: Przewodnik do hydrograficznych badań terenowych. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe; 1989, s. 275.
- [5] Jankowski A. T.: Antropogeniczne zmiany stosunków wodnych na obszarze uprzemysłowionym i urbanizowanym (na przykładzie Rybnickiego Okręgu Węglowego). Katowice, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 1986, s. 277.

- [6] Jankowski A.T., Molenda T., Rzętała M.: Antropogeniczne źródła zwałów górnictwa węgla kamiennego. [w:] Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce t. II. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, 2002, s. 113-118.
- [7] Machowski R., Ruman M.: Zanieczyszczenia wód na obszarze Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. [w:] Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Red. R. Dulias, A. Hibszer. Sosnowiec PTG, 2008, s. 82-89.
- [8] Macioszczyk A.: Hydrogeochemia, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 1987, s.475.
- [9] Macioszczyk A., Dobrzyński D.: Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa, 2002, s. 448.
- [10] Molenda T.: Problemy ochrony i renaturalizacji dolin małych rzek w obszarach uprzemysłowionych [w:] Michalczyk Z. (red): Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 2000, s. 189 – 197.
- [11] Molenda T.: Charakterystyka hydrograficzno-hydrochemiczna wypływów wód odciekowych wybranych składowisk odpadów przemysłowych [w:] Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej – Górnictwo z. 272, 2006, s. 95-103.
- [12] Molenda T., Jankowska-Nitkiewicz A.: Sulphates and chlorides as indicators of anthropogenic changes of surface waters quality [w:] Polish Journal of Environmental Studies, vol. 15 5d, 2006, pp.680-684.
- [13] Molenda T.: 2011 Naturalne i antropogeniczne uwarunkowania zmian właściwości fizyczno-chemicznych wód w pogórnich środowiskach akwaticznych. Na przykładzie regionu górnośląskiego i obszarów ościennych. Katowice, Uniwersytet Śląski, 2011, s. 136.
- [14] Molenda T.: Siarczany (SO_4^{2-}) i chlorki (Cl^-) jako wskaźniki górnictwa zanieczyszczenia wód (na przykładzie zlewni Rowu Murckowskiego, Katowice), Kształtowanie Środowiska Geograficznego i Ochrona Przyrody na Obszarach Uprzemysłowionych i Zurbanizowanych 44: 57-63 Uniwersytet Śląski, Katowice, 2012, 57-63.
- [15] Rosik – Dulewska Cz.: Podstawy gospodarki odpadami, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2007, s. 305.
- [16] Stępniewska Z., Pytlak A., Buk J., Bojarczuk G., 2010: Leachability of heavy metals (Fe, Zn and Ni) from coal mine rock. Proceedings of ECOpole, Vol. 4, no 2, 2012, pp. 279-284.
- [17] Quick J.M.: Analiza statystyczna w środowisku R, Helion, Gliwice, 2012, s. 280.

IRON (FE) AND MANGANESE (MN) AS MINING WATER POLLUTION INDICATORS (ON THE EXAMPLE OF OBJECTS FROM THE UPPER SILESIAN COAL BASIN)

Summary

The paper presents the impact of mining activity on the degradation of the hydrosphere, associated with changes in surface water quality. The mining objects chosen for the study are those which exert negative impact on the hydrosphere. These range from mining wastes and water tunnels. All objects are situated in Upper Industrial Silesian Region. From colliery waste tips (under special hydrogeological conditions) concentrated leachate waters can flow out. Such phenomenon most frequently occur in cases of deposition of wastes in river valleys. Outflows of this type can be of permanent or ephemeral nature. Amount of leachate is dependant from many factors including the most important height of tips and their density on the landfill area. Leachate waters are characterized by high mineralization which are results of lixiviation of deposited wastes. For studies also water tunnels chosen which still cause drainage of rocks. From water tunnels coal mine waters outflow which are characterized by high mineralization as well. It is the consequence of lixiviation of rocks in old coal mine excavations. Apart from coal mine objects also natural Carbon spring as a reference sites were selected. It has been shown that both mining waste landfills and mine water are the source of pollution of surface waters. Both leaching and mining water shows increased concentration of Fe and Mn in relation to natural water sources selected as control objects. Mean concentration of iron varied from 5.97 mg dm⁻³ to 0.45 mg dm⁻³. The manganese concentration also is varied and it ranges from 4.49 mg dm⁻³ to 1.0 mg dm⁻³. Therefore, both iron (Fe) and manganese (Mn) can be considered to be good indicators of mining water pollution.

Keywords: leachate, mining water, manganese, iron, landfill

DOI: 10.7862/rb.2013.38

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Anna ŚWIERCZYŃSKA¹
Jolanta BOHDZIEWICZ²

WSPÓŁCZYSZCZANIE ODCIEKÓW ZE ŚCIEKAMI MLECZARSKIMI W SEKWENCYJNYM BIOREAKTORZE MEMBRANOWYM

Celem pracy było określenie efektywności współczyszczania odcieków ze środowiska odpadów komunalnych ze ściekami mleczarskimi w bioreaktorze membranowym. Zasada działania bioreaktora membranowego opierała się na założeniu, że osad czynny utleniał zanieczyszczenia znajdujące się w oczyszczanych ściekach, natomiast membrana pełniąc funkcję filtra zatrzymywała biomasę i refrakcyjne związki wielkocząsteczkowe. Wyznaczono najkorzystniejsze obciążenie substratowe osadu czynnego oraz ilość cykli pracy bioreaktora na dobę. Pracował on w systemie SBR i był wyposażony w zanurzony kapilarny moduł membranowy. W pierwszym etapie badań proces oczyszczania prowadzono w cyklu 12-godzinnym przy obciążeniach osadu ładunkiem zanieczyszczeń zmieniających w zakresie 0,05 - 0,1 gChZT/g_{sm}d. Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami mleczarskimi wynosił 5% obj.. Następnie bioreaktor pracował w trzech cyklach na dobę, przy najniższym z przebadanych obciążen tj. 0,05 gChZT/g_{sm}d. Przeprowadzone badania wykazały, że współczyszczane odcieki ze ściekami mleczarskimi nie mogą być odprowadzone do zbiornika wodnego z uwagi na za wysoką wartość stężenia fosforu fosforanowego. Obciążenie substratowe osadu na poziomie 0,06 gChZT/g_{sm}d okazało się najwyższym możliwym obciążeniem podczas pracy reaktora w systemie 2 cykli na dobę. Kryterium oceny stopnia oczyszczenia ścieków była zmiana wartości wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki poddawane procesowi współczyszczania i odprowadzane z bioreaktora. Wyznaczano: odczyn, ChZT, BZT₅, stężenia fosforu fosforanowego, azotu azotanowego oraz amonowego.

Słowa kluczowe: osad czynny, ścieki przemysłowe, SBR, obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń

¹ Autor do korespondencji: Anna Świerczyńska, Politechnika Śląska, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel.: 32 2372981, anna.swierczynska@polsl.pl

² Jolanta Bohdziewicz, Politechnika Śląska, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel.: 32 237 1698, jolanta.bohdziewicz@polsl.pl

1. Wprowadzenie

W Polsce składowanie odpadów komunalnych na składowiskach jest nadal najczęstszym sposobem postępowania z odpadami, które są źródłem powstawania szkodliwych dla środowiska odcieków. Generowane są one zarówno w czasie eksploatacji składowiska jak również po jego zamknięciu w okresie rekultywacji. Jak więc widać zaprzestanie tej praktyki nie wyeliminuje w przyszłości problemu związanego z ich unieszkodliwianiem [3, 4, 5]. Wody odciekowe najczęściej są współoczyszczane w oczyszczalniach miejskich ze ściekami komunalnymi, rzadziej natomiast w miejscu powstawania. Wysokie stężenie zawartych w nich substancji organicznych również o charakterze toksycznym, zmienny w czasie eksploatacji składowiska skład chemiczny odcieków oraz ich ilość powodują, że ich unieszkodliwianie jest zdecydowanie trudniejsze w porównaniu z oczyszczaniem ścieków komunalnych [3, 4, 5]. Odcieki najczęściej oczyszczane są w systemach biologicznych wykorzystujących zarówno procesy beztlenowe jak i tlenowe [4]. W świetle danych literaturowych wyraźnie widać, że najczęściej stosowanym rozwiązaniem w biologicznym oczyszczaniu odcieków jest użycie sekwencyjnego reaktora biologicznego [2, 5, 6].

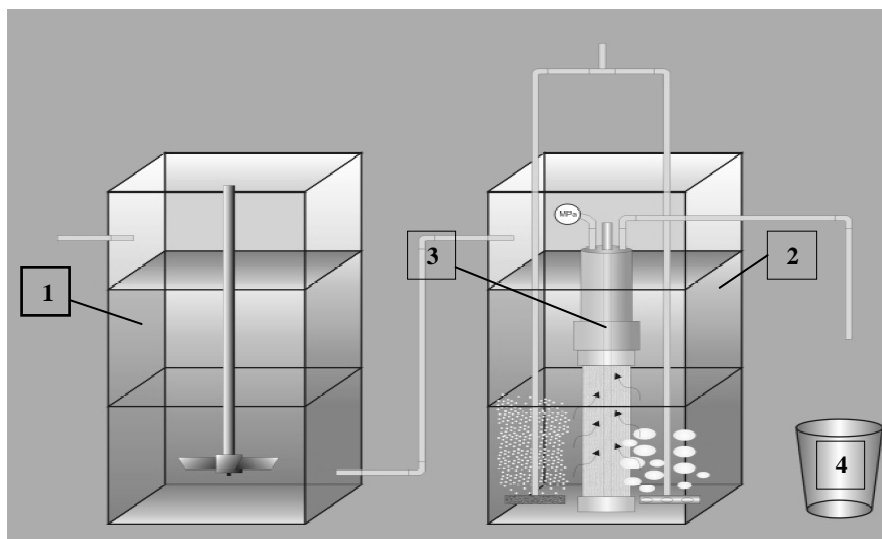
Zasada działania bioreaktora membranowego opierała się na założeniu, że osad czynny utleniał zanieczyszczenia znajdujące się w oczyszczanych ściekach, natomiast membrana pełniąca funkcję filtra zatrzymywała biomasę i refrakcyjne związki wielkocząsteczkowe. Dzięki zatrzymywaniu przez membrany w komorze substancji refrakcyjnych wydłużył się czas ich z biomasą co zapewnił wyższy stopień rozkładu związków trudno biodegradowalnych. Istotne dla proponowanego rozwiązania jest wyeliminowanie z klasycznego układu technologicznego oczyszczania odcieków metodą osadu czynnego osadnika wtórnego, a co za tym idzie - zmniejszenie kubatury oczyszczalni [10].

Wyniki wcześniejszych badań, dotyczące współoczyszczania w bioreaktorze membranowym odcieków ze ściekami komunalnymi wykazały, że podstawowym problemem było usunięcie w odpowiednio wysokim stopniu azotu azotanowego [1, 7, 8]. Przyczyną tego zjawiska okazało się zbyt niskie stężenie węgla organicznego w mieszaninie ścieków. W niniejszej pracy wykazano możliwość efektywnego współoczyszczania w bioreaktorze membranowym odcieków wraz ze ściekami mleczarskimi.

2. Substrat i metodyka badań

Proces biologicznego współoczyszczania odcieków wraz ze ściekami mleczarskimi prowadzony był w bioreaktorze membranowym o pojemności 15 dm³. Układ badawczy składał się z bioreaktora membranowego z zainstalowanym wewnątrz modułem mikrofiltracyjnym oraz zbiornika uśredniającego (rys. 1). Membrany kapilarne wykonane z polifluorku winylidenu, posiadały

średnicę porów na poziomie $0,1 \mu\text{m}$, a konstrukcja modułu zapewniała możliwość ich płukania wstecznego. Płukanie wsteczne włączane było średnio co 10 dni, co wynikało ze spadku objętościowego strumienia permeatu.



Rys. 1. Schemat układu badawczego: (1) zbiornik ścieków surowych, (2) komora beztlenowo-tlenowa, (3) kapilarny moduł membranowy, (4) zbiornik ścieków oczyszczonych

Fig.1. Fig. 1. Schematic of membrane bioreactor : (1) crude sewage tank, (2) aeration chamber, (3) capillary membrane module, (4) treated sewage tank

Substratem badań były odcieki pochodzące ze składowiska odpadów komunalnych znajdującego się w Tychach-Urbanowicach oraz ścieki mleczarskie pochodzące z Okręgowej Spółdzielni Mleczarskiej w Bieruniu. Pobieranie próbek ścieków oczyszczanych i oczyszczonych oraz pomiary ich jakości były dokonywane zgodnie z RMŚ [9]. Stwierdzono że, wartości wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujące poszczególne partie pobieranych ścieków mleczarskich różniły się między sobą, co prawdopodobnie podyktowane było rodzajem procesu technologicznego, jaki prowadzono w chwili ich poboru. W badaniach stosowano osad czynny pochodzący z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach. Wartości wybranych wskaźników fizykochemicznych charakteryzujących odcieki składowiskowe oraz ścieki mleczarskie przedstawiono w tabeli 1.

Pierwszym etapem badań był dobór najkorzystniejszego obciążenia substratowego osadu podczas współoczyszczania ścieków, w których udział odcieków w mieszaninie ze ściekami mleczarskimi wynosił 5% obj. Obciążenie zmieniano w zakresie wartości $0,05 - 0,1 \text{ gChZT/g}_{\text{sm}}\text{d}$. Badania rozpoczęto od zaadaptowania mikroorganizmów osadu czynnego do biodegradacji zanieczyszczeń znajdujących się w ściekach mleczarskich. Wpracowanie osadu realizowa-

no dla każdego z obciążeń, przy stężeniu osadu czynnego wynoszącym $3,5 \text{ g/dm}^3$ i stężeniu tlenu utrzymywanym na poziomie 3 mg/dm^3 . Bioreaktor membranowy pracował na zasadzie sekwencyjnego reaktora biologicznego najpierw w dwóch, a następnie trzech cyklach na dobę. Czas trwania poszczególnych faz pracy zestawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Charakterystyka odcieków składowiskowych, ścieków mleczarskich oraz mieszaniny tych ścieków wprowadzanych do bioreaktora membranowego

Table 1. The characteristics of the municipal landfill leachates, dairy wastes and their mixture treated in bioreactor

Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostka	Ocieki	Ścieki mleczarskie	Ścieki mleczarskie + 5% odcieków
ChZT	mgO_2/dm^3	3040	2933 - 7030	3015-7010
BZT ₅	mgO_2/dm^3	250	1200 - 2200	1200-2200
BZT ₅ /ChZT	-	0,08	0,3-0,5	0,3-0,5
OWO	mgC/dm^3	354	295 - 1396	321-1359
N-NH ₄	$\text{mgN-NH}_4/\text{dm}^3$	960	6 - 21	60 - 89
N-NO ₃	$\text{mgN-NO}_3/\text{dm}^3$	4,1	7,8 - 20,9	7,4 - 20,5
P-PO ₄	$\text{mgP-PO}_4/\text{dm}^3$	10,1	11,9 - 45,9	11,2 - 45,4
pH	-	7,6	6,5 - 8,4	7,0 - 8,4

Tabela 2. Czas trwania poszczególnych faz pracy sekwencyjnego bioreaktora membranowego

Table 2. The operational cycle of the sequential membrane bioreactor

Fazy pracy bioreaktora	Cykl 12 h	Cykl 8 h
Napełnianie + Denitryfikacja	4	2,5
Nitryfikacja	7	5
Sedymентация	1	0,5
Odprowadzanie ścieków oczyszczonych		

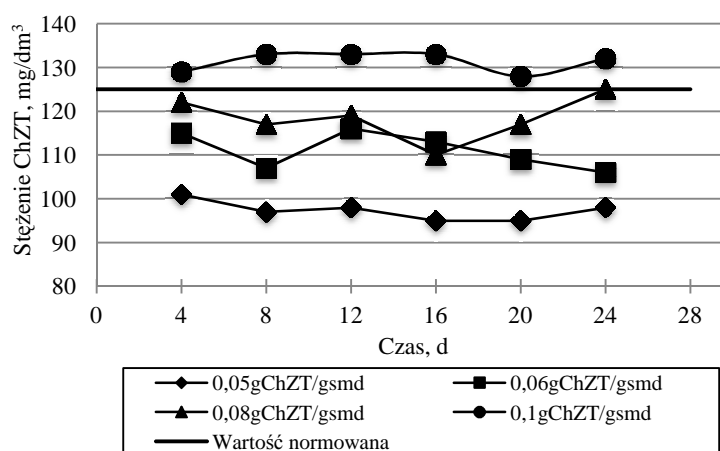
Proces nitryfikacji przebiegał przy temperaturze powyżej 20°C , a pH ścieków oczyszczanych utrzymywało się na stałym poziomie w granicach 7,8-8,3. Ważny dla procesu nitryfikacji jest również wiek osadu, który wynosił 20 dób.

Kryterium oceny stopnia oczyszczenia współocyszczanych odcieków była zmiana wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki surowe poddawane oczyszczaniu i oczyszczone tj.: odczynu, ChZT, BZT₅, OWO, N-NO₃, N-NH₄, P-PO₄.

3. Wyniki badań i ich omówienie

3.1. Dobór najkorzystniejszego obciążenia substratowego osadu podczas pracy MBR w dwóch cyklach na dobę

Mieszanka ścieków dopływających do bioreaktora membranowego charakteryzowała się wysoką wartością ChZT wynoszącą średnio $3500\text{mg}/\text{dm}^3$. Stopień obniżenia tego wskaźnika był wysoki w całym przedziale przebadanych obciążeń i zmieniał się w zakresie 95,9 – 97,1%. Analizując uzyskane wyniki stwierdzono, że wartość stężenia ChZT charakteryzującego odpływ z bioreaktora rosła wraz ze wzrostem obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (rys. 2).



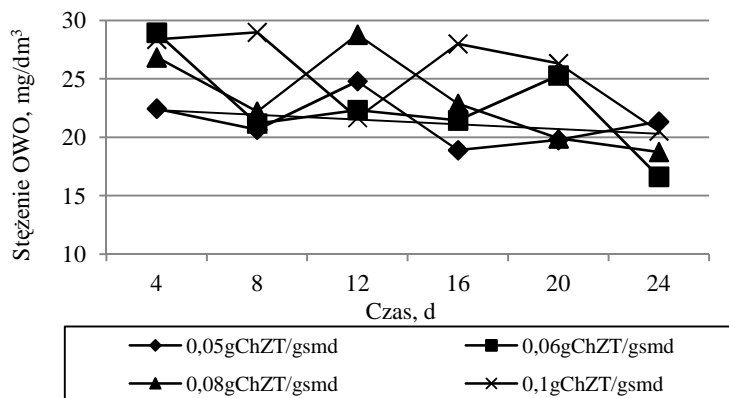
Rys. 2. Zależność stężenia ChZT ścieków oczyszczanych od obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w bioreaktorze membranowym

Fig. 2. The relationship between concentration of the COD and the activated sludge load in membrane bioreactor

Średnia wartość wskaźnika ChZT dla obciążenia $0,05\text{ gChZT}/\text{g}_{\text{sm}}\text{d}$ wynosiła $95\text{mg}/\text{dm}^3$, a dla $0,06\text{ gChZT}/\text{g}_{\text{sm}}\text{d}$ kształtowała się na poziomie $116\text{mg}/\text{dm}^3$. Wykazano, że przy obciążeniu równym $0,08\text{gChZT}/\text{g}_{\text{sm}}\text{d}$ wartość ChZT znajdowała się na granicy wartości normowanej i wynosiła $125\text{mg}/\text{dm}^3$. Jedynie dla najwyższego z badanych obciążeń osadu wynoszącego $0,1\text{ gChZT}/\text{g}_{\text{sm}}\text{d}$, wskaźnik ten przekroczył o $8\text{mg}/\text{dm}^3$ wartość normowaną (RMŚ z 2009 r.).

Kolejnym parametrem charakteryzującym ścieki oczyszczone był OWO. Zależność stężenia ogólnego węgla organicznego od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych oraz czasu procesu zilustrowano na rysunku 3. Stężenie ogólnego węgla organicznego dla wszystkich przebadanych obcią-

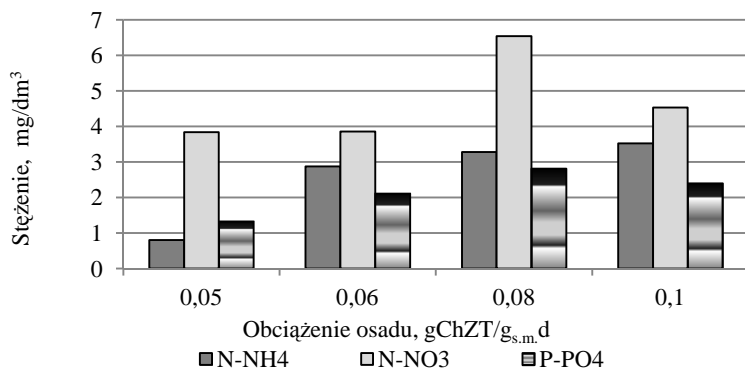
żeń substratowych nie przekraczało ilości normowanych wg RMS^Ś ($40\text{mg}/\text{dm}^3$), a obserwując jego stężenie w ściekach oczyszczanych nie można jednoznacznie wyznaczyć najkorzystniejszego obciążenia osadu, z uwagi na niewielkie zmiany jego wartości ($16,3 - 21,3\text{ mg}/\text{dm}^3$).



Rys. 3. Zależność stężenia OWO ścieków oczyszczanych od obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w bioreaktorze membranowym

Fig. 3. The relationship between concentration of the OWO and the activated sludge load in membrane bioreactor

Stężenie związków biogenych w ściekach oczyszczanych również zmieniło się nieznacznie w trakcie prowadzenia procesu. Na rysunku 4 zilustrowano zmiany stężeń w ściekach oczyszczonych jonów N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^- w zależności od stosowanego obciążenia substratowego osadu.



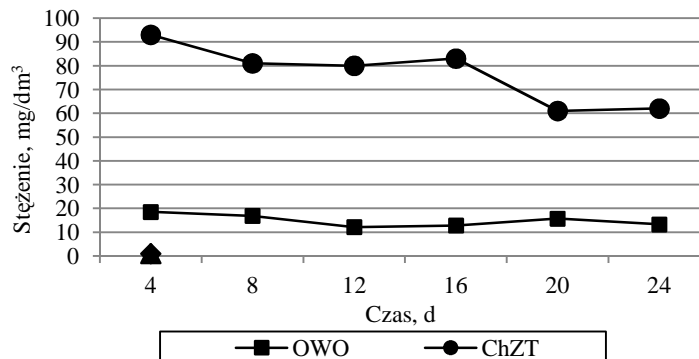
Rys. 4. Zależność stężenia związków biogenych w ściekach oczyszczonych od obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń

Fig. 4. The relationship between concentration of biogenic compounds and the activated sludge load in membrane bioreactor

Stopień usunięcia azotu amonowego kształtował się na wysokim poziomie dla najniższego obciążenia osadu równego $0,05 \text{ gChZT/g}_{\text{sm.d}}$ i wynosił 98%, co odpowiadało jego stężeniu $0,8 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. W przypadku pozostałych obciążeń stężenie tych jonów zmieniało się nieznacznie i nie przekraczało dopuszczalnych wartości (wg RMS $10 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$). Stężenie azotu azotanowego w mieszaninie ścieków mleczarskich z odciekami wynosiło $4,8 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$, natomiast w ściekach oczyszczonych dla przebadanych obciążeń utrzymywało się w zakresie $1,9 - 9,9 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$. Wykazano, że wraz ze wzrostem obciążenia osadu stężenie azotu azotanowego w ściekach oczyszczanych malało, podczas gdy bez względu na obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń stężenie fosforu fosforanowego przekraczało wartość dopuszczalną (wg RMS $2 \text{ mgP}_{\text{og}}/\text{dm}^3$) i w odpływie i wynosiło od $0,7 - 3,1 \text{ mgP-PO}_4/\text{dm}^3$. Najniższą wartość stężenia fosforu fosforanowego odnotowano w przypadku obciążenia substratowego osadu na poziomie $0,05 \text{ gChZT/g}_{\text{sm.d}}$.

3.2. Efektywność współoczyszczania odcieków ze ściekami mleczarskimi podczas pracy bioreaktora w trzech cyklach na dobę

Kolejnym etapem badań było współoczyszczanie odcieków ze ściekami mleczarskimi w reaktorze pracującym w systemie trzech cykli na dobę. W przeprowadzonym procesie zastosowano najniższe z obciążeń tj. $0,05 \text{ gChZT/g}_{\text{sm.d}}$. Biorąc pod uwagę otrzymane wartości ChZT i OWO ścieków oczyszczonych można wnioskować, że proces oczyszczania prowadzony w tym systemie również okazał się skuteczny. Wyniki przeprowadzonych badań przedstawiono na rysunku 5.

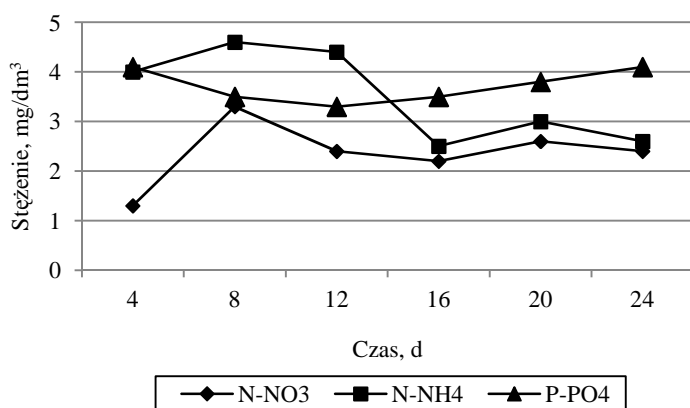


Rys. 5. Zależność wartości ChZT i OWO od czasu prowadzenia procesu w bioreaktorze membranowym systemie trzech cykli na dobę

Fig. 5. The relationship of COD and TOC from the time of the process in a system three cycles a day in a membrane bioreactor

ChZT charakteryzujące ścieki oczyszczone w cyklu 8 godzinnej pracy bioreaktora wynosiło średnio $75 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, co świadczyło o wysokim stopniu obniżenia ładunku zanieczyszczeń wynoszącym ponad 97%. Równie wysoka była efektywność usunięcia ogólnego węgla organicznego, którego stężenie pod koniec prowadzenia procesy wynosiło $13,3 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

Zależność wartości stężenia związków biogennych od czasu prowadzenia procesu w bioreaktorze membranowym zilustrowano na rysunku 6.



Rys. 6. Zależność zmiany wartości stężenia związków biogennych od czasu prowadzenia procesu w bioreaktorze membranowym

Fig. 6. The relationship of biogenic compounds from the time of the process in a system three cycles a day in a membrane bioreactor

Jak zauważono stężenia poszczególnych jonów zmieniały się nieznacznie podczas procesu biologicznego. Stężenie fosforu fosforanowego w ściekach oczyszczanych mieściło się w przedziale od $3,3$ do $4,1 \text{ mg}/\text{dm}^3$, azotu azotanowego od $1,3$ do $3,3 \text{ mg}/\text{dm}^3$, a azotu amonowego od $2,5$ do $4,6 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

3.3. Porównanie stopnia usunięcia zanieczyszczeń podczas pracy bioreaktora w dwóch i trzech cyklach na dobę

Przeprowadzone badania wykazały, że oczyszczanie ścieków w systemie trzech cykli na dobę przyczyniło się do obniżenia stopnia usunięcia związków biogennych w porównaniu z systemem dwóch cykli (tabela nr. 3).

Stopień usunięcia ChZT oraz OWO kształtował się na wysokim poziomie w obu systemach pracy bioreaktora. Największym problemem okazało się usuwanie fosforu ogólnego, a skrócenie czasu kontaktu ścieków z osadem czynnym skutkowało wzrostem stężenia tych jonów w odpływie z bioreaktora. Stopień jego usunięcia zmalał o 15,3%. Natomiast stopień usunięcia azotu amonowego

był wysoki w obu przypadkach, jednak należy zauważyć, że podczas pracy MSBR w trzech cyklach obniżył się on o 8,8%. Stężenie azotu azotanowego w ściekach oczyszczanych najczęściej przekraczało stężenie charakteryzujące ścieki dopływające do bioreaktora, ale mieściło się w normie.

Tabela 3. Stopień usunięcia zanieczyszczeń z współoczyszczanych ścieków w zależności od prowadzenia procesu w bioreaktorze membranowym

Table 3. The degree of removal of pollutants from co-treatment wastewater depending on the process in a membrane bioreactor

Ilość cykli/dobę	ChZT	OWO	N-NH ₄	P-PO ₄
	Stopień usunięcia, %			
2	97,1	94,7	97,7	52,5
3	97,6	94,9	88,9	37,2

4. Podsumowanie

1. Przeprowadzone badania wykazały, że współoczyszczone odcieki ze ściekami mleczarskimi nie mogą być odprowadzone do zbiornika wodnego z uwagi na za wysoką wartość stężenia fosforu fosforanowego.
2. Obciążenie substratowe osadu na poziomie 0,06 gChZT/g_{sm}d okazało się najwyższym możliwym obciążeniem podczas pracy reaktora w systemie 2 cykli na dobę. Oczyszczone ścieki charakteryzowały następujące parametry fizykochemiczne: ChZT: 113mg/dm³, OWO: 22,6mg/dm³, N-NH₄⁺: 2,9mg/dm³, N-NO₃⁻: 3,9mg/dm³, P-PO₄⁻: 2,1mg/dm³.
3. Biorąc pod uwagę stężenie fosforu fosforanowego w oczyszczonych ściekach wykazano, że większy wpływ na stopień jego usunięcia ma zmiana ilości cykli w MSBR niż zmiana obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń.

Podziękowanie

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2011–2014 jako projekt badawczy nr N N 523 738740 pt. Ciśnieniowe techniki membranowe w biologicznym współoczyszczaniu odcieków ze składowiska komunalnego ze ściekami przemysłowymi.

Literatura

- [1] Bohdziewicz J., Świerczyńska A., Dobór najkorzystniejszych warunków prowadzenia biomembranowego współoczyszczania odcieków ze składowiska odpadów komunalnych, Nauka Przyroda Technologie, tom 5, zeszyt 4, #34, 2011, s. 1-9.
- [2] Janosz – Rajczyk M., „Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków”, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2008.

- [3] Rosik – Dulewska Cz., „Podstawy gospodarki odpadami”, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
- [4] Surmacz – Górka J. Nitryfikacja w procesie oczyszczania wybranych wód odpadowych i ścieków. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Lublin 2010.
- [5] Szyc J., „Odcieki ze składowisk odpadów komunalnych”, Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski, Warszawa 2003.
- [6] Szyłak-Szydłowski M., Ocena zmian toksyczności odcieków podczas ich biologicznego oczyszczania. Ochrona Środowiska 2011, Vol. 33, No. 2, pp. 65–68.
- [7] Świerczyńska A., Bohdziewicz J., Amalio-Kosel M., Activity of activated sludge microorganisms In the co-treatment of the leachates in the SBR bioreactor, Ecological Chemistry and Engineering A., vol.18, No. 4, 2011, s. 895-902.
- [8] Świerczyńska A., Puszczalo E., Bohdziewicz J., „The municipal landfill leachates co-treatment with the synthetic wastewaters in the membrane bioreactor“, Environmental Engineering, Pawłowski L., Dudzińska M. & Pawłowski A. (eds), Taylor & Francis Group, London, 2009, s. 243-247.
- [9] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.
- [10] Bodzek M., Bohdziewicz J., Konieczny K., Techniki membranowe w ochronie środowiska, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 1997.

THE CO-TREATMENT OF MUNICIPAL LANDFILL LEACHATES AND DAIRY WASTEWATERS IN MEMBRANE BIOREACTOR

Summary

The aim of the study was to determine the effectiveness of the municipal landfill leachates and dairy wastewaters co-treatment in the membrane bioreactor. The operation of the membrane bioreactor was based on the assumption that the activated sludge adsorbed and oxidized the contaminants present in the treated sewage while the membrane acted as a filter which retained biomass and refractory macromolecular compounds. The optimal load of activated sludge with substrates and number of bioreactor operation cycles per day were established. The reactor was operated in SBR system and was equipped with immersed capillary membrane module. In the first stage of the study the treatment process was carried out in 12-hour cycles at the activated sludge load in the range of 0.05 – 0.1 gCOD/g_{dm}d. The share of the leachates in the treated mixture was at the level of 5vol.%. Next, the bioreactor was operated at 3 cycles/day at the lowest of the investigated loads i.e. 0.05 gCOD/g_{dm}d. The performed studies revealed that the leachates co-treated with dairy wastewater could not be deposited to natural container according to the high content of phosphate phosphorus. The experimental results allow to conclude that the optimal sludge load is equal to 0.06 gCOD/g_{TS}d during the reactor operation in a 2 cycles per day. The main criterion for the estimation of the effectiveness of the treatment process was the change of parameters indicating impurities content in crude and treated wastewaters. Following parameters were analysed: COD, BOD₅, and concentrations of total phosphorus, total nitrogen, nitrate nitrogen and ammonium nitrogen.

Keywords: activated sludge, industrial wastewater, sequential biological reactor, the activated sludge load

DOI: 10.7862/rb.2013.39

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Mariola RAJCA¹

UKŁAD HYBRYDOWY WYMIANA JONOWA – ULTRAFILTRACJA W OCZYSZCZANIU WÓD W REAKTORZE MEMBRANOWYM

Reaktory membranowe z zanurzeniowym modułem kapilarnym są praktycznym rozwiązaniem w technologii uzdatniania wody. W pracy przedstawiono badania usuwania naturalnych związków organicznych (kwasy humusowe i fulwowe) w hybrydowym reaktorze membranowym, w którym realizowano proces wymiany jonowej MIEX[®]DOC oraz ultrafiltrację. Przepływowy reaktor membranowy z osadzonym w nim modułem ZeeWeed 1 (ZW1) pracował w podciśnieniu. W badaniach wykorzystano żywicę MIEX[®] firmy Orica Watercare oraz ultrafiltracyjny (UF) moduł kapilarny zanurzeniowy, wykonany z polifluorku winylidenu (PVDF), firmy GE Power&Water. Badano wpływ żywicy MIEX na poprawę pracy modułu membranowego w jednym urządzeniu (reaktorze) w odniesieniu do skuteczności oczyszczania wody modelowej oraz zmniejszenia niekorzystnego zjawiska foulingu. Stwierdzono wysoką efektywność usuwania związków organicznych tj. obniżenie stężenia rozpuszczonego węgla organicznego, absorbancji UV₂₅₄, barwy o ok. 90% oraz parametru SUVA (absorbancja specyficzna w nadfiolecie UV₂₅₄/RWO) do wartości około 1 m³/gCm. Wykazano, iż testowany reaktor z ultrafiltracyjną membraną zanurzeniową, do którego dodawano żywicę MIEX[®], nadaje się do praktycznego zastosowania w technologii uzdatniania wody, ze względu na efektywne oczyszczanie wód i poprawę pracy modułu membranowego. Kompaktość zastosowanego urządzenia (reaktora) zachęca do modernizacji istniejących, zwłaszcza małych, stacji uzdatniania wód.

Słowa kluczowe: proces MIEX[®]DOC, oczyszczanie wód, ultrafiltracja, reaktor membranowy

1. Wprowadzenie

Nieustanny wzrost zanieczyszczeń w ujmowanych wodach powierzchniowych i podziemnych spowodowany rozwojem przemysłu i rosnącą liczbą ludności, jak również restrykcyjne uregulowania prawne, innowacyjnych rozwiązań w technologii uzdatniania wód. Priorytetem jest

¹ Autor do korespondencji: Mariola Rajca, Politechnika Śląska, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel.: 32 237 29 81, 237 22 60, mariola.rajca@polsl.pl

opracowanie technologii konkurencyjnej do metod stosowanych obecnie. Interesującym rozwiązaniem jest układ wymiana jonowa – filtracja membranowa prowadzony w hybrydowym reaktorze membranowym, w którym obok procesu membranowego, najczęściej mikrofiltracji lub ultrafiltracji, można zastosować innowacyjny proces MIEX[®]DOC.

Oczyszczanie wody w tym procesie różni się znacznie od konwencjonalnego procesu wymiany jonowej, ponieważ żywica MIEX[®] charakteryzuje się większym rozdrobnieniem (średnia wielkość ziaren 150 μm), wbudowanym czynnikiem magnetycznym w strukturę ziaren oraz możliwością pracy w zawieszynie. Istnieją dwie podstawowe konfiguracje reaktora proponowane przez producenta żywicy, firmę Orica Watercare, w których stosowany jest proces MIEX[®]DOC. Żywica w postaci zawiesziny może być dodawana na wlocie przepływowej komory z pełnym wymieszaniem zasilanej wodą surową oraz mieszanie żywicy w całej objętości wody i separacja są prowadzone w jednym reaktorze (separatorze). Następnie na filtrze pośpiesznym zatrzymywane są pozostałe ilości żywicy po klarowaniu wody w separatorze [2].

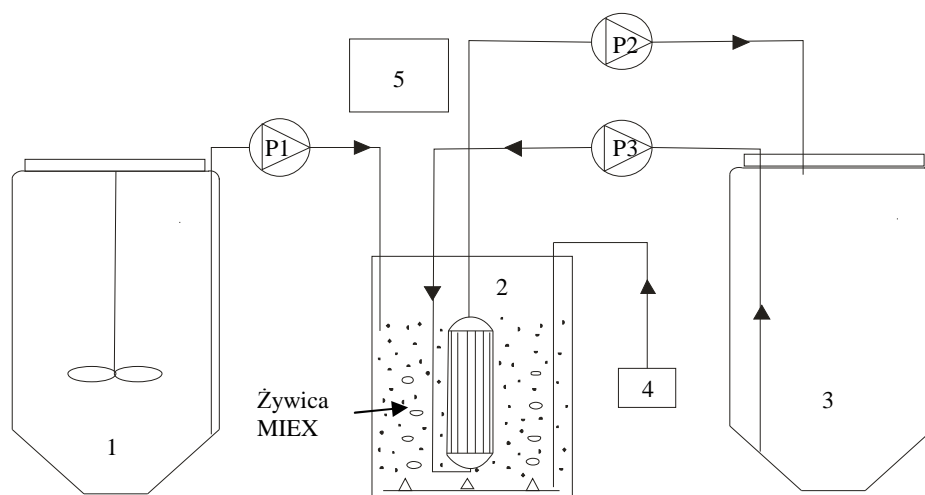
Interesującą propozycją są hybrydowe reaktory membranowe, w których w jednym urządzeniu prowadzone jest mieszanie żywicy z wodą surową, jej separacja, a oddzielenie żywicy MIEX[®] od czystej wody i jej doczyszczanie odbywa się pomocą membrany, która zastępuje filtr pośpieszny stosowany w klasycznym układzie uzdatniania wody.

Celem pracy było przeprowadzenie badań oczyszczania wody w skali półtechnicznej z zastosowaniem przepływowego, hybrydowego reaktora membranowego, łączącego proces MIEX[®]DOC i ultrafiltrację.

2. Metodyka badań

Reaktor membranowy (rys. 1) stanowił cylindryczny zbiornik (PVC) o pojemności 20 dm^3 , w którym prowadzony był proces wymiany jonowej MIEX[®]DOC i ultrafiltracji. W zbiorniku reaktora umieszczony był zanurzeniowy, kapilarny moduł membranowy ZeeWeed[®]1 (ZW1) wykonany z polifluorku winylidenu (PVDF) firmy GE Water&Process Technologies. Nominalna wielkość porów membran kapilarnych wynosiła 25 kDa, a powierzchnia czynna kapilar wynosiła 0,046 m^2 . Moduł membranowy pracował w podciśnieniu przy max. ciśnieniu transmembranowym 62 kPa. Do reaktora wprowadzono anionowymienną, makroporowatą żywicę MIEX[®] firmy Orica Watercare o wielkości ziaren 150 μm . Żywicę dawkowano do wody surowej (5 ml/dm^3) w postaci zawiesziny. Regenerację żywicy prowadzono stosując 10% roztwór NaCl. W reaktorze znajdowały się również dyfuzory napowietrzające, zapewniające dobre wymieszanie i utrzymanie cząstek żywicy w zawieszynie oraz wprawienie kapilar modułu membranowego w ruch, co przeciwdziało osadzeniu się za-

nieczyszczeń na ich powierzchni. W skład reaktora wchodził zbiornik wody surowej wraz z mieszadłem, pozwalającym na jej ujednoczenie oraz zbiornik wody oczyszczonej (permeatu), natomiast przepływ wody zapewniały 2 pompy, tj. zasilająca i odbierająca. Układ wyposażony był również w pompę płukania wstecznego otrzymanym permeatem, co zapobiegało powstawaniu placka filtracyjnego i pozwalało na utrzymanie wydajności membrany na stałym poziomie.



1 – zbiornik zasilający, 2 – zbiornik reaktora membranowego, 3 – zbiornik permeatu, 4 – dmuchawa, P1- pompa zasilająca, P2 – pompa odbierająca, P3 – pompa płukania wstecznego, 5 – szafa sterownicza

Rys. 1. Schemat hybrydowego reaktora membranowego

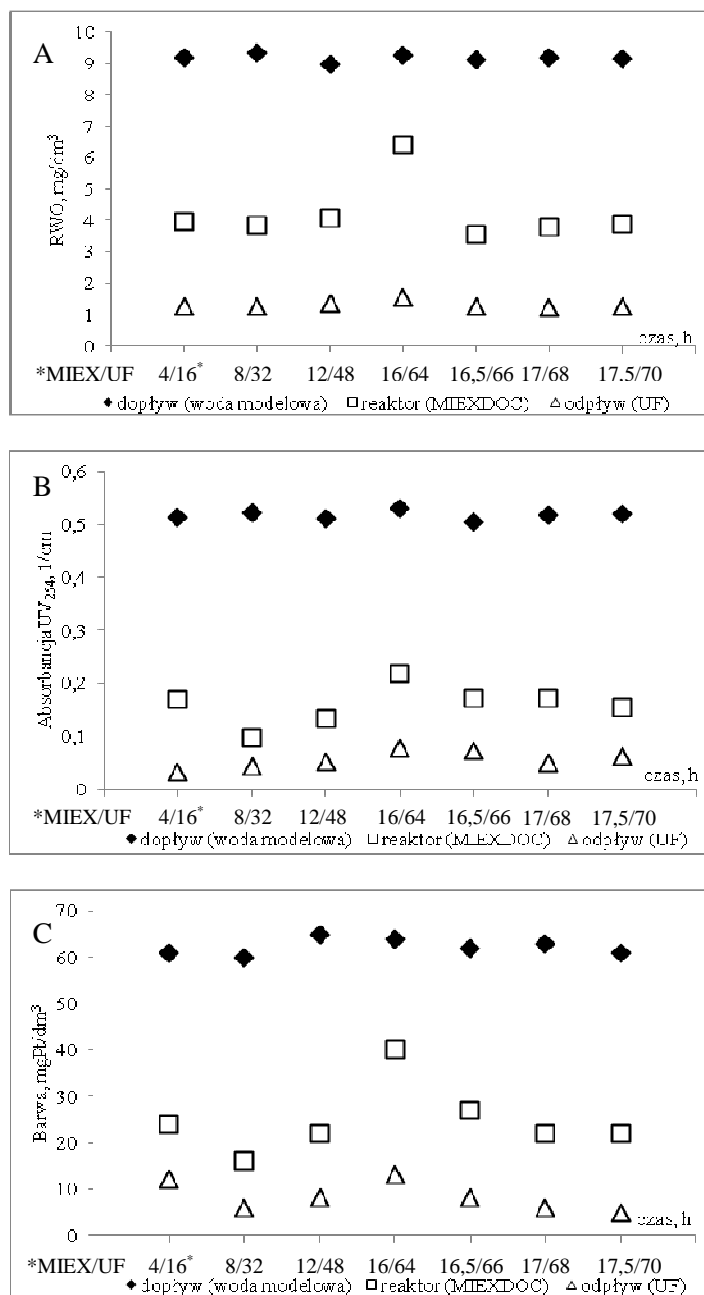
Fig1. Scheme hybrid membrane reactor

Obiektem badań była woda modelowa zawierająca kwasy fulwowe i humusowe rozpuszczone w wodzie dejonizowanej. Proszek kwasu humusowego pochodził z firmy Sigma-Aldrich, natomiast proszek kwasu fulwowego z chińskiej firmy Beijing Multigrass Formulation Co. Ltd. Oczyszczanie wody realizowane było w jednostkowym procesie ultrafiltracji, systemie sekwencyjnym i hybrydowym prowadzonych w układzie przepływowym, polegającym na stałym odbiorze wody uzdatnionej przy równoczesnym dopływie do reaktora wody surowej (stały poziom wody w reaktorze). System sekwencyjny polegał na naprzemiennym prowadzeniu procesu MIEX[®] DOC (30 minut) i ultrafiltracji (120 minut), natomiast system hybrydowy (in-line) na równoczesnym prowadzeniu tych procesów, tj. procesowi ultrafiltracji poddawano wodę surową zmieszaną z żywicą MIEX[®].

3. Wyniki badań

Reaktory membranowe z modułem zanurzeniowym, w których prowadzony jest jednostkowy proces ultrafiltracji, mogą być stosowane w oczyszczaniu wód, jednak efektywność usuwania zanieczyszczeń i wydajność modułu membranowego determinowana jest jakością wody surowej. Wody zawierające duże ilości humusowych związków organicznych o charakterze hydrofobowym mogą być skutecznie oczyszczane w procesie filtracji membranowej, jednak wiąże się to z występowaniem niekorzystnego zjawiska foulingu, czyli zatykania porów membrany i pokrywania zanieczyszczeniami jej powierzchni. Zaś wody w skład których wchodzi związek organiczny o charakterze hydrofilowym, a jest to większość wód powierzchniowych, oczyszczane są w jednostkowym procesie membranowym z mniejszą skutecznością. W przeprowadzonych badaniach, wykonano 8 godzinny test oczyszczania wody modelowej zawierającej kwasy fulwowe i humusowe w jednostkowym procesie ultrafiltracji. Stwierdzono znaczne obniżenie stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (RWO), absorbancji UV_{254} i barwy w pierwszej godzinie filtracji blisko 90%, które jednak z każdą godziną filtracji było coraz mniejsze do ok. 75% w 8 godzinie filtracji. Określono również współczynnik intensywności zjawiska foulingu membrany $\alpha=J/J_0$ (gdzie J – to objętościowy strumień permeatu w czasie, J_0 – strumień wody dejonizowanej), którego obliczona wartość wynosząca 0,80 wskazywała na obniżenie wydajności membrany. W wielu pozycjach literaturowych [3-6] oraz badaniach własnych [7-9] wykazano, iż zawarte w wodzie humusowe substancje organiczne w znacznym stopniu przyczyniają się do spadku wydajności membran mikro czy ultrafiltracyjnych. W związku z tym, aby zapobiegać temu niekorzystnemu zjawisku należy łączyć procesy membranowe z klasycznymi procesami uzdatniania wód. Reaktor z membraną zanurzeniową jest praktycznym urządzeniem, w którym obok filtracji membranowej można sekwencyjnie lub równocześnie prowadzić inne procesy, takie jak koagulacja, adsorpcja na węglu pylistym, wymiana jonowa, fotoutlenianie. W niniejszych badaniach do reaktora membranowego włączono proces wymiany jonowej na żywicy MIEX[®] poprzedzający proces ultrafiltracji. W takim układzie uzyskano wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń (rys. 2, 3) oraz stałą wydajność modułu membranowego (rys. 5) przez wiele godzin pracy. Praca reaktora membranowego realizowana była w systemie sekwencyjnym (30 min. MIEX[®]/120 min. UF) i hybrydowym (in-line).

Na rysunku 2 przedstawiono wyniki badań oczyszczania wody uzyskane podczas pracy reaktora w systemie sekwencyjnym. Proces prowadzono 3 dni, w tym proces MIEX[®]DOC trwał 17,5 godziny, natomiast ultrafiltracja 70 godzin.



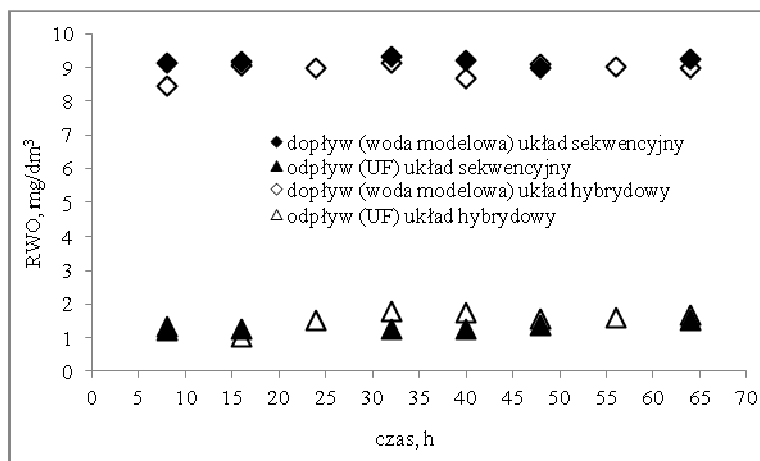
Rys. 2. Zmiany stężenia KF i KH w wodzie podczas pracy sekwencyjnej reaktora membranowego (A) RWO, (B) absorbancja UV₂₅₄, (C) barwa

Fig. 2. Changes the concentration of FA and HA in the water during the sequential membrane reactor operation (A) DOC, (B) absorbance UV₂₅₄, (C) color

Zaobserwowano bardzo stabilną i efektywną pracę reaktora membranowego, łączącego wymianę jonową i ultrafiltrację, podczas prowadzonego cyklu oczyszczania wody. W przypadku procesu MIEX[®]DOC stwierdzono pogorszenie efektywności oczyszczania wody po około 16 godzinach prowadzenia procesu (stopnie obniżenia mierzonych parametrów spadły z ok. 60-80% do ok. 30-60%), co świadczyło o wyczerpywaniu się miejsc aktywnych na żywicy MIEX[®]. W związku z tym do reaktora wprowadzono połowę dawki wyjściowej świeżej żywicy w miejsce zużytej, co skutkowało poprawieniem efektywności procesu wymiany jonowej. Pogorszenie efektywności procesu wymiany jonowej wskutek wyczerpywania się żywicy MIEX[®] nie wpływało istotnie na pracę modułu membranowego, co jest bardzo korzystnym zjawiskiem. Żywicę w takim przypadku w łatwy sposób można odprowadzić z reaktora do regeneracji nie przerywając jego pracy, a co za tym idzie produkcji wody oczyszczonej. Zastosowanie takiej konfiguracji procesów zintegrowanych w jednym urządzeniu (reaktorze) zapewnia stałą jakość wody oczyszczonej, a ewentualne wahania efektywności procesu MIEX[®]DOC niwelowane są w procesie ultrafiltracji. Uzyskano znaczne usunięcie związków organicznych (substancji humusowych) z wody w procesie ultrafiltracji. Mierzone wskaźniki jakości wody, takie jak stężenie rozpuszczonego węgla organicznego, absorbancja UV₂₅₄ oraz barwa zostały obniżone o ok. 90%.

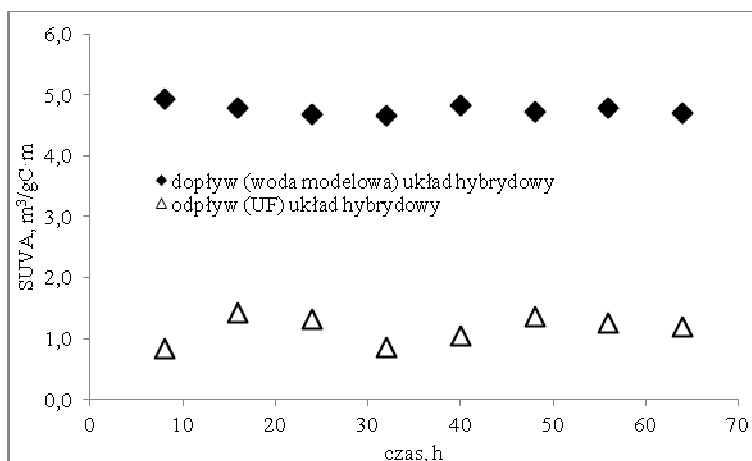
Oczyszczanie wody w reaktorze membranowym realizowano również w systemie hybrydowym (in-line), polegającym na równoczesnym prowadzeniu procesu MIEX[®]DOC z ultrafiltracją, tj. procesowi ultrafiltracji poddawano wodę surową zmieszaną z żywicą MIEX[®]. Na rysunku 3 porównano wyniki rozpuszczonego węgla organicznego uzyskane podczas pracy reaktora membranowego w systemie sekwencyjnym i hybrydowym. Wyniki badań wskazują na podobną efektywność pracy reaktora niezależnie od zastosowanego systemu (sekwencyjny, hybrydowy). Podobne rezultaty uzyskano w przypadku absorbancji i barwy, dla których współczynniki retencji wynosiły ponad 90%. Z uwagi jednak na ciągłą pracę procesu ultrafiltracji w systemie hybrydowym, a więc dostarczanie wody oczyszczonej bez przerw, które miały miejsce w systemie sekwencyjnym, układ hybrydowy uznano za korzystniejszy.

Rysunek 4 przedstawia zmiany parametru SUVA (absorbancja specyficzna w nadfiolecie UV₂₅₄/RWO) w wodzie surowej i oczyszczonej. Wartość parametru SUVA w wodzie surowej wynosiła około 5 m³/gCm, natomiast w wodzie oczyszczonej około 1 m³/gCm. Parametr SUVA jest wyznacznikiem obecności w wodzie substancji o charakterze hydrofobowym i hydrofilowym. Wartości SUVA poniżej 2 wskazują na obecność substancji hydrofilowych, niehumusowych, zaś powyżej 2 substancji hydrofobowych, humusowych [10]. Otrzymane wartości SUVA w oczyszczonej wodzie, wskazują na skuteczność usuwania kwasów fulwowych i humusowych, a więc substancji humusowych o strukturach aromatycznych i charakterze hydrofobowym (kwasy humusowe).



Rys. 3. Zmiany stężenia KF i KH w wodzie podczas pracy sekwencyjnej i hybrydowej reaktora membranowego (pomiar RWO)

Fig. 3. Changes the concentration of FA and HA in the water during the sequential and hybrid membrane reactor operation (analysis of DOC)

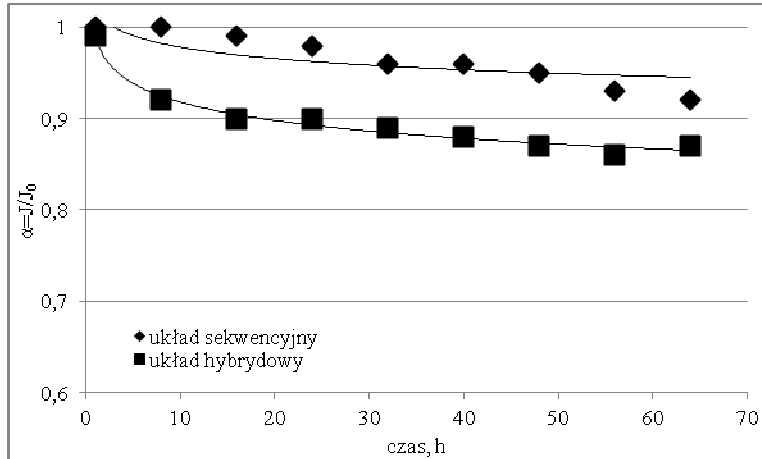


Rys. 4. Zmiany parametru SUVA podczas pracy reaktora w układzie hybrydowym

Fig. 4. Changes of the SUVA during of the hybrid system reactor operation

Istotną zaletą układów zintegrowanych/hybrydowych jest zmniejszenie zjawiska foulingu, czyli odkładania zanieczyszczeń w porach i na powierzchni membran. Otrzymane współczynniki blokowania membrany po 64 godzinach pracy wynosiły 0,88 i 0,92, co świadczy o niewielkiej intensywności zjawiska foulingu, pomimo tego że usuwane substancje (KH i KF) w dużej mierze mogą

przyczyniać się do występowania tego niekorzystnego zjawiska. W reaktorze membranowym cyklicznie włączane było płukanie wsteczne (backwashing) otrzymanym permeatem, jak również wprowadzane powietrze do reaktora powodowało ruch kapilar w module, co z pewnością dodatnio wpływało na eksploatację modułu membranowego.



Rys. 5. Zmiany właściwości transportowych membrany podczas pracy reaktora w układzie sekwencyjnym i hybrydowym

Fig. 5. Changes the membrane transport properties during of the sequential and hybrid system reactor operation

4. Wnioski

Przeprowadzone badania oczyszczania wody modelowej w hybrydowym reaktorze membranowym pozwalają stwierdzić, iż testowany reaktor z ultrafiltracyjną membraną zanurzeniową, do którego dodawano żywicę MIEX[®], nadaje się do praktycznego zastosowania w technologii uzdatniania wody. W takiej konfiguracji uzyskano skuteczne usuwanie poszczególnych frakcji zanieczyszczeń organicznych (substancje humusowe) na poziomie 90% oraz nieznaczne zmniejszenie wydajności modułu membranowego przez wiele godzin prowadzenia procesu oczyszczania wody (współczynnik blokowania membrany na poziomie 0,90). Membrana ultrafiltracyjna w 100% zapewniła zatrzymanie ziaren żywicy w reaktorze, zapobiegając ich ewentualnym stratom i oddzielając je od czystej wody. Eksploatacja reaktora membranowego, do którego dodawana jest żywica MIEX[®], pozwala na łatwą wymianę zużytej żywicy na świeżą, dzięki wbudowanym składnikom magnetycznym w strukturę ziaren żywicy, umożliwiającym na szybką ich aglomerację. Stwierdzono, iż pogorszenie efektywności usuwania zanieczyszczeń w procesie MIEX[®]DOC nie wpływało istotnie na pracę zanurzeniowego modułu membranowego.

Podziękowania

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2010-2013 jako projekt badawczy nr N N523 61 5839

Literatura

- [1] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dn. 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz. U. z 2007 r. Nr 123, poz. 858 i zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z dnia 20 kwietnia 2010 r.
- [2] www.miexresin.com [dostęp: 10 kwietnia 2013].
- [3] Li CH – W., Chen Y – S.: Fouling of UF membrane by humic substance: Effects of molecular weight and powder – activates carbon (PAC) pre – treatment, *Desalination*, no 170, 2004, pp. 59 – 67.
- [4] Yoon Y., Amy G., Cho J., Her N.: Effects of retained natural organic matter (NOM) on NOM rejection and membrane flux decline with nanofiltration and ultrafiltration, *Desalination*, no 173, 2005, pp. 209 – 221.
- [5] Laine J., Campos C., Baudin I., Janex M.: Understanding membrane fouling: A review of over a decade of research, w: *Proceedings of “Membranes in Drinking and Industrial Water Production MDIW 2002”*, Mulheim an der Ruhr, Germany, no 37a, 2002, pp. 351 – 361.
- [6] Lee N., Amy G., Lozier J.: Understanding natural organic matter fouling in low-pressure membrane filtration, *Desalination*, no 178, 2005, pp. 85-93.
- [7] Rajca M., Bodzek M.: Wpływ naturalnych substancji organicznych w wodzie powierzchniowej na fouling w procesie ultrafiltracji, *Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, nr 58, 2009, s. 251-258.
- [8] Rajca M., Bodzek M., Konieczny K.: Application of mathematical models to the calculation of ultrafiltration flux in water treatment, *Desalination*, no 239, 2009 pp. 100-110.
- [9] Rajca M.: NOM fouling mechanism during ultrafiltration, *Architecture, Civil Engineering, Environment*, no 4 (1), 2011, pp. 113-119.
- [10] Pikkarainen A.T., Judd S.J., Jokela J., Gillberg L.: Pre-coagulation for microfiltration of an upland surface water, *Water Research*, no 38, 2004, pp. 455-465.

HYBRID SYSTEM ION EXCHANGE – ULTRAFILTRATION IN WATER TREATMENT IN MEMBRANE REACTOR

Summary

Membrane reactors with submerged capillary modules are practical technology for water treatment. This paper presents a investigation on removal of natural organic compounds (humic and fulvic acids) in the hybrid membrane reactor, in which the ion exchange MIEX[®]DOC and ultrafiltration processes was performed. The flowing membrane reactor equipped with module ZeeWeed 1 (ZW1) was operated at vacuum. MIEX[®] resin by Orica Watercare and immersed ultrafiltration (UF) polyvinylidene fluoride (PVDF) capillary module by GE Power&Water were

used. The impact of MIEX[®] resin on the module performance, while both processes combined in one device (reactor), basing on the effectiveness of simulated water treatment as well as membrane fouling decrease was evaluated. It was highly effectiveness for removing organic compounds, i.e. reducing the concentration of dissolved organic carbon, UV₂₅₄ absorbance, color by 90% and SUVA parameter (specific ultraiolet absorbance UV₂₅₄/DOC) by 1 m³/gC·m. It was shown that the investigated reactor with the submerged ultrafiltration membrane into which MIEX[®] resin was added could be practically used in water treatment technology as it assured effective water purification as well as membrane module operation improvement. Moreover, the compactness of the device enables the simple modernization of especially small water treatment plants.

Keywords: MIEX[®]DOC process, treatment water, ultrafiltration, membrane reactor.

DOI: 10.7862/rb.2013.40

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Katarzyna GRZESIK-WOJTYSIAK¹

OCENA MODELU IWM-PL – POLSKIEJ APLIKACJI DO ANALIZY CYKLU ŻYCIA SYSTEMÓW GOSPODARKI ODPADAMI²

Analiza cyklu życia - LCA jest techniką oceny aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów środowiskowych, stosowaną również do oceny systemów gospodarki odpadami. Do tej pory opracowano kilkanaście narzędzi służących do modelowania wpływu na środowisko systemów gospodarki odpadami. W 2011 r. wydano pierwszą polsko-języczną aplikację, model IWM-PL. W artykule poddano ocenie model IWM-PL, przeprowadzając analizę cyklu życia dla systemu gospodarki odpadami komunalnymi dla Krakowa. Zaprezentowano strukturę wymaganych do wprowadzania danych tj. analizę zbioru, jak również otrzymane wyniki oceny wpływu cyklu życia. Granice systemu analizy są zdefiniowane jako wszystkie procesy odzysku i unieszkodliwiania odpadów, dokonywane w Krakowie (poza recyklingiem surowców wtórnych), transport zebranych odpadów do instalacji odzysku i unieszkodliwiania odpadów (sortownia, zakład demontażu odpadów wielkogabarytowych, kompostownia, składowisko), a także transport odzyskanych surowców wtórnych z sortowni do zakładów recyklingu. Budowa instalacji gospodarki odpadami jest wyłączona z granic systemu, natomiast paliwo i energia potrzebna do funkcjonowania instalacji znajduje się w granicach systemu. Metodyka oceny wpływu cyklu życia w modelu IWM-PL jest oparta o Eco-indicator 99. W artykule opisano kategorie wpływu stosowane w metodyce Eco-indicator 99, ujęte w trzy kategorie szkody: zdrowie ludzkie, jakość ekosystemu oraz zasoby naturalne oraz porównano z kategoriami wpływu stosowanymi w modelu IWM-PL. Za pomocą modelu obliczono emisje do powietrza i wody, a następnie przekształcono w 6 kategorii wpływu. Końcowy wynik całkowitego wpływu na środowisko, systemu gospodarki odpadami komunalnymi został wyrażony w Eco-punktach (Pt) w dwóch kategoriach szkody tj. zdrowie ludzkie i jakość ekosystemu.

Słowa kluczowe: analiza cyklu życia (LCA), wpływ na środowisko, gospodarka odpadami komunalnymi

¹ Autor do korespondencji: Katarzyna Grzesik-Wojtysiak, Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków, tel.: 12 6174498, grzesikk@agh.edu.pl

² Pracę zrealizowano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.150.008

1. Wprowadzenie

Analiza cyklu życia (Life Cycle Assessment - LCA) jest techniką oceny aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów środowiskowych, pierwotnie opracowaną dla oceny cyklu życia produktu. LCA umożliwia ocenę wpływów środowiskowych wynikających ze wszystkich etapów życia produktu, począwszy od wydobycia zasobów naturalnych, ich przetwarzania, poprzez wytwarzanie produktu (proces produkcji), użytkowanie, powtórne użycie, recykling aż po ostateczne unieszkodliwianie odpadów, tj. „od kołyski po grób” lub „od kołyski po kołyskę”. Przeprowadzanie analizy cyklu życia zgodnie z normą ISO 14040 [9] składa się z czterech faz: 1) cel i zakres badań, 2) analiza zbioru (inventaryzacja danych), 3) ocena wpływu cyklu życia oraz 4) interpretacja.

Analiza cyklu życia może być także stosowana do oceny aspektów i wpływów środowiskowych związanych z systemem gospodarki odpadami. Cykl życia odpadu rozpoczyna się z chwilą, kiedy produkt staje się bezużyteczny i jest wyrzucony do kosza na śmieci („kołyska”), a kończy, kiedy odpad jest ostatecznie deponowany na składowisku („grób”), powodując emisje do powietrza, wody i gleby, lub kiedy odpad jest przetworzony ponownie w użyteczną materię lub energię („kołyska”).

Przeprowadzanie analizy cyklu życia jest procesem trudnym, skomplikowanym i złożonym, wymagającym wielu, bardzo dokładnych danych (baz danych), a także metodyk modelujących mechanizmy środowiskowe oraz efekty powodowane przez uwalniane emisje. Dlatego analizę cyklu życia prowadzi się z zastosowaniem specjalnie opracowanych modeli. Do wykonywania badań analizy cyklu życia systemów gospodarki odpadami opracowano kilkanaście modeli [6] m.in.: IWM-2, ORWARE, WISARD, WRATE, EASEWASTE, LCA-IWM.

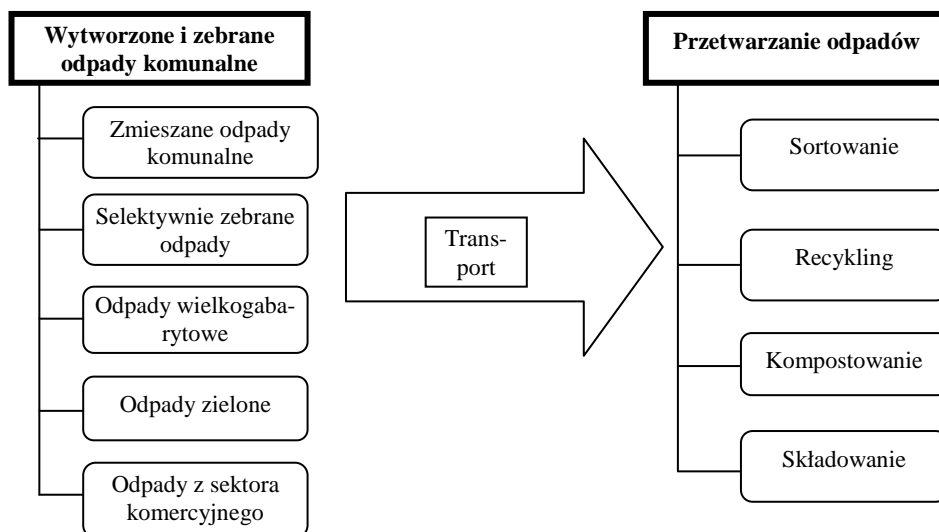
W 2011 roku wraz z publikacją: Ocena systemu gospodarki odpadami [8] wydano pierwszą polskojęzyczną aplikację IWM-PL służącą do oceny systemów gospodarki odpadami komunalnymi. IWM-PL umożliwia kwantyfikację potencjalnych wpływów środowiskowych, z zastosowaniem metodyki analizy cyklu życia (LCA), jak również aspektów ekonomicznych.

W artykule poddano ocenie model IWM-Pl, wyłącznie w zakresie wpływów środowiskowych, przeprowadzając analizę cyklu życia dla systemu gospodarki odpadami komunalnymi dla Krakowa.

2. Cel i zakres badań: granice systemu, jednostka funkcjonalna

Celem badań jest kwantyfikacja wpływów środowiskowych powodowanych przez system gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie, stan w roku 2010. Jednostką funkcjonalną jest ogólna ilość odpadów komunalnych wprowadzonych do systemu gospodarki odpadami. Jednostka funkcjonalna

obejmuje odpady zmieszane, odpady selektywnie zbierane, odpady wielkogabarytowe, zielone oraz odpady z infrastruktury (sektora komercyjnego) zebrane w ciągu całego roku i przekazane do przetwarzania. Granice systemu są definiowane jako wszystkie procesy odzysku i unieszkodliwiania dokonywane w instalacjach w Krakowie, jak również poza Krakowem (recykling surowców wtórnych). Budowa instalacji odzysku i unieszkodliwiania jest wyłączona z granic systemu. Granice systemu przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Granice systemu analizy

Fig. 1. System boundaries of the analysis

3. Analiza zbioru

W fazie analizy zbioru (Life Cycle Inventory - LCI) dokonuje się inwentaryzacji wszystkich wejść i wyjść do systemu tj. pobranych ze środowiska zasobów oraz uwolnionych do środowiska emisji, ale także energii, użytecznych materiałów, produktów itd. W analizie zbioru wymagane jest zebranie, obliczenie znaczącej ilości danych i wprowadzenie, w odpowiedni sposób, do modelu.

3.1. Struktura wprowadzania danych do modelu

Zbiórka odpadów

W pierwszym kroku do modelu IWM-PL wprowadza się ilość zmieszanych odpadów komunalnych oraz ich skład morfologiczny, z podziałem na papier szkło, tworzywa sztuczne, tekstylia oraz odpady organiczne. Wprowa-

dzane dane pochodzą z „Raportu badań ilości i struktury odpadów komunalnych Krakowa”, prowadzonych od listopada 2010 do października 2011 [10] oraz „Sprawozdania z realizacji planu gospodarki odpadami za lata 2009-2011” [1].

Tabela 1. Ilość i skład niesegregowanych odpadów komunalnych wprowadzonych do systemu

Table 1. Quantity and composition of residual waste introduced into the system

Całkowita ilość niesegregowanych odpadów komunalnych [Mg]	255 761,36
Skład odpadów [%]	
Papier	20,48
Szkło	8,53
Metale	2,25
Tworzywa sztuczne	14,59
Tekstyliia	2,93
Organiczne	29,22
Inne	22,00
Ilość metali [%]	
Metale żelazne	70,00
Metale nieżelazne	30,00
Ilość tworzyw sztucznych [%]	
Tworzywa sztuczne miękkie	50,00
Tworzywa sztuczne twarde	50,00

W drugim kroku wprowadza się dane nt. zbiórki odpadów wielkogabarytowych. Jest to proces uciążliwy, bowiem nie można podać ogólnej ilości zebranych odpadów wielkogabarytowych, a wymagane jest dokładne oszacowania ich składu morfologicznego i podanie ilości poszczególnych frakcji: szkła, metali żelaznych, nieżelaznych, tworzyw sztucznych miękkich, tworzyw sztucznych twardych oraz innych w kg. Ponadto w składzie morfologicznym odpadów wielkogabarytowych nie uwzględniono drewna - dominującego składnika odpadów meblowych.

Trzeci i czwarty krok dotyczy odpadów selektywnie zebranych. Do modelu wprowadza się ilości odpadów (w kg) zebranych w pojemnikach indywidualnych (dzwonach): papieru, szkła, metali żelaznych, metali nieżelaznych, tworzyw sztucznych miękkich, tworzyw sztucznych twardych, tekstyliów, organicznych. W funkcjonujących systemach zbiórki metale są zbierane do jednego pojemnika (bez podziału na żelazne i nieżelazne), jak również tworzywa sztuczne są zbierane do jednego pojemnika, bez rozróżniania tworzyw twardych i miękkich. Krok ten wymaga oszacowania udziału metali żelaznych i nieżelaznych w zebranych metalach oraz tworzyw twardych i miękkich w zebranych tworzywach. W modelu IWM-PL założono, że odpady zebrane w dzwonach

przekazywane są bezpośrednio do recyklingu (bez uzdatniania, doczyszczania). W rzeczywistości rozwiązanie takie jest rzadko stosowane. W Krakowie selektywnie zebrane odpady w dzwonach, przekazywane są do sortowni odpadów selektywnie zebranych. Dopiero po procesie sortowania, wydzielone surowce wtórne transportowane są do poszczególnych instalacji recyklingu. Dlatego zebrane w Krakowie surowce wtórne do dzwonów, wprowadzono do modelu IWM-PL, jako odpady zbierane do wspólnych pojemników, z przeznaczeniem do procesu sortowania.

Sortowanie

Wprowadzanie danych do sekcji: stacja demontażu odpadów wielkogabarytowych nie jest zadaniem łatwym, struktura wymaganych danych jest nie-spójna. Należy podać ilość odzyskanych materiałów wtórnych w % (myląc tytuł w stosunku do zastosowanych jednostek), co wymaga wcześniejszej precyzyjnych obliczeń. W sekcji tej podaje się również zużycie oleju napędowego przy transporcie odzyskanych materiałów do miejsca zagospodarowania. Konieczne są wcześniejsze założenia i obliczenia dotyczące odległości pomiędzy stacją demontażu, a instalacjami recyklingu, ładowności samochodów ciężarowych oraz średniego zużycia paliwa na 100km. Zagospodarowanie balastu po procesie wprowadza się w %, przy czym są możliwe dwie opcje: termiczne przetwarzanie oraz składowanie. Transport balastu wymaga podania dystansu do instalacji termicznego przekształcania lub składowania.

Segregacja materiałów uzyskanych z selektywnej zbiórki – pojemników wspólnych, wymaga podania średniego zużycia paliwa w litrach na tonę zebranych odpadów (konieczność wcześniejszych obliczeń i założeń), przy transporcie odpadów do sortowania oraz parametrów bilansu paliwowo – energetycznego instalacji sortowania: zużycia energii elektrycznej i paliwa na tonę odpadów, a także zagospodarowania balastu po procesie (termiczne przekształcanie lub składowanie) wraz z określeniem dystansu przy transporcie balastu.

Przetwarzanie odpadów

Proces produkcji paliwa alternatywnego RDF, w modelu IWM-PL, jest możliwy jedynie ze zmieszanych odpadów komunalnych, a taki proces nie był realizowany w Krakowie w roku 2010. Paliwo alternatywne było produkowane z balastu po procesie sortowania selektywnie zebranych odpadów oraz z rozdrobnionych odpadów wielkogabarytowych – mebli. Wprowadzenie rzeczywistego procesu do modelu IWM-PI nie było możliwe. Dlatego do modelu IWM-PL wprowadzono termiczne przetwarzanie, dla obliczonej ilości wytworzonego paliwa alternatywnego, co jest znacznym uproszczeniem. Termiczne przetwarzanie w modelu IWM-PL jest dedykowane dla spalarni odpadów, natomiast paliwo alternatywne wytwarzane w Krakowie było spalane w piecach cementowych. Opcja spalania w piecach cementowych w modelu IWM-PL nie jest możliwa.

Wprowadzanie do modelu danych dotyczących procesu biologicznego przetwarzania, a w przypadku Krakowa - kompostowania, jest przejrzyste. Mo-

del wymaga podania procentowego ubytku masy odpadów w procesie, zużycia energii elektrycznej na tonę kompostowanych odpadów oraz sposobu zagospodarowania balastu po procesie.

Proces składowania, w modelu IWM-PL, wymaga określenia bilansu paliwowo-energetycznego składowiska tj. zużycia energii elektrycznej i paliwa na tonę składowanych odpadów oraz wprowadzenia danych dotyczących gazu i odcieków: odzysku gazu składowiskowego, odzysku energii z gazu, efektywności odzysku energii elektrycznej, odzysku odcieków i efektywności unieszkodliwiania odcieków; wyrażanych w procentach. Wymagane parametry odnośnie gazu i odcieków są sformułowane nieprecyzyjnie i niejasno. Brak jest wystarczających wyjaśnień: co oznacza odzysk gazu składowiskowego; czy jest to ilość ujmowanego gazu w stosunku do wytwarzanego; co oznacza odzysk energii z gazu składowiskowego, co oznacza efektywność odzysku energii elektrycznej; czy odzysk odcieków oznacza zawracanie odcieków na składowisko czy oznacza ujmowanie odcieków. Określenia parametrów wprowadzanych w procesie składowania budzą wiele wątpliwości i zastrzeżeń. Z drugiej strony, końcowy wynik analizy cyklu życia zależy w dużej mierze od wprowadzonych wartości parametrów do procesu składowania. Ponieważ składowanie pozostaje nadal dominującą metodą zagospodarowania odpadów komunalnych.

3.2. Emisje do powietrza i wody

Model IWM-PL, po wprowadzeniu wymaganych danych, oblicza emisje do wody i powietrza. Dla każdej substancji wyniki podane są w jednakowych jednostkach tj. w kg, nawet wtedy gdy zwyczajowo parametr wyrażany jest w innych jednostkach np. ChZT. W tabeli 2 przedstawiono emisje do powietrza z procesów przetwarzania i transportu odpadów.

Wartości dodatnie w tabeli oznaczają niekorzystny wpływ na środowisko, podczas gdy wartości ujemne wskazują na korzystny wpływ na środowisko tzw. „uniknięte wpływy”. Substancją emitowaną w największych ilościach jest CO₂, pochodzący ze wszystkich procesów przetwarzania i transportu. Emisje CO₂ mogą być wyjaśnione poprzez:

- zapotrzebowanie na energię elektryczną w procesach przetwarzania (urządzenia elektryczne), produkcja energii elektrycznej w Polsce opiera się głównie o spalanie węgla;
- spalanie paliwa w czasie transportu;
- emisję gazu składowiskowego, którymi głównymi składnikami są metan i CO₂.

Wartości ujemne emisji: CO₂, SO_x, NO_x mogą być wyjaśnione jako „uniknięte wpływy”. Przetwarzanie surowców wtórnych w procesie recyklingu wymaga mniej energii niż produkcja materiałów i przedmiotów z surowców pierwotnych. Wartości ujemne emisji dla procesu składowania można wyjaśnić

poprzez wykorzystanie ujmowanego biogazu do produkcji energii elektrycznej i ciepłej na składowisku odpadów komunalnych Barycz.

Tabela 2. Emisje do powietrza z procesów przetwarzania i transportu odpadów

Table 2. Emissions to air from waste treatment processes

Emisje do powietrza	Jed.	Trans-port	Sortowanie	Produkcja paliwa RDF	Biologiczne przetwarzanie	Termiczne przetwarzanie	Składowanie	Recykling	Suma
Pyły	kg	12	539	0	833	342	-40157	-12428	-50859
CO	kg	160	339	0	60	27	24908	-8339	17154
CO ₂	kg	29166	380397	0	525327	3232052	37234028	-10112862	31288108
CH ₄	kg	36	829	0	1229	0	5281673	-13249	5270518
NO _x	kg	525	1653	0	1070	444	-25470	-21120	-42898
N ₂ O	kg	0	2	0	3	0	-152	-428	-575
SO _x	kg	44	1564	0	2388	983	-114416	-52686	-162123
HCl	kg	0	83	0	133	55	-5339	-1328	-6397
HF	kg	0	8	0	13	0	-445	-13	-437
H ₂ S	kg	0	0	0	0	0	2727	12	2739
Węglowodory	kg	0	0	0	0	0	28701	0	28701
Węglowodory chlorowane	kg	0	0	0	0	0	728	0	728
Dioksyny/Furany	kg	0	0	0	0	0	0	0	0
Amoniak	kg	0	1	0	2	0	-82	60	-19
Arsen	kg	0	0	0	0	0	0	-361	-361
Kadm	kg	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrom	kg	0	0	0	0	0	0	0	0
Miedź	kg	0	0	0	0	0	0	0	0
Ołów	kg	0	0	0	0	0	-3	275	272
Magnez	kg	0	0	0	0	0	-2	-1	-2
Rteć	kg	0	0	0	0	0	-1	0	-1
Nikiel	kg	0	0	0	0	0	-8	-8	-16
Cynk	kg	0	0	0	0	1	-7	-2	-8

W tabeli 3 przedstawiono emisje do wody z procesów przetwarzania i transportu odpadów.

Tabela 3. Emisje do wody z procesów przetwarzania i transportu odpadów

Table 3. Emissions to water from waste treatment processes

Emisje do powietrza	Jed.	Transport	Sortowanie	Produkcja paliwa RDF	Biologiczne przetwarzanie	Termiczne przetwarzanie	Składowanie	Recykling	Suma
BZT	kg	0	0	0	1290	-	73649	4836	79775
ChZT	kg	0	1	0	2184	-	73588	-186108	-110335
Zawiesiny	kg	36	60	0	20	-	236	-30135	-29783
OWO	kg	0	4	0	6	-	-212	11524	11322
AOX	kg	0	0	0	0	-	90	-1917	-1827
Węglowodory chlorowane	kg	0	0	0	0	-	0	0	0
Dioksyny/Furany	kg	0	0	0	0	-	0	0	0
Fenole	kg	0	0	0	0	-	15	-6	10
Al	kg	0	164	0	265	-	-12997	-2558	-15125
NH4+	kg	0	1	0	224	-	925	-174	975
Arsen	kg	0	0	0	1	-	-26	-5	-30
Bar	kg	0	14	0	22	-	-1068	-269	-1303
Kadm	kg	0	0	0	0	-	0	-1	-1
Chlorki	kg	333	1552	0	1782	-	-73636	-14312	-84281
Chrom	kg	0	2	0	3	-	-128	-27	-150
Miedź	kg	0	1	0	1	-	-63	-10	-71
Cyjanki	kg	0	0	0	0	-	0	0	0
Fluorki	kg	0	0	0	0	-	18	0	17
Żelazo	kg	0	316	0	508	-	-20639	-3213	-23028
Ołów	kg	0	1	0	1	-	-63	-17	-78
Rtęć	kg	0	0	0	0	-	0	0	0
Nikiel	kg	0	1	0	1	-	-58	-13	-69
Azotany (V)	kg	0	4	0	6	-	-315	3286	2981
Fosforany	kg	0	10	0	16	-	-780	-70	-824
Siarczany	kg	12	1307	0	2083	-	-101730	2596	-95733
Siarczki	kg	0	0	0	0	-	0	-1	-1

Obliczone w modelu IWM-PL wartości emisji do wody są zdumiewające. O ile ujemne wartości emisji dla procesu recyklingu są zrozumiałe („uniknięte wpływy”), o tyle wartości ujemne dla procesu składowania emisji: siarczanów, chlorków, żelaza, aluminium i innych substancji są niewytłumaczalne. Proces deponowania odpadów komunalnych na składowiskach odpadów komunalnych generuje odcieki o ogromnym ładunku substancji zanieczyszczających, zwłaszcza parametrów wymienionych powyżej [5, 7, 12]. Odcieki ze składowiska Barycz w Krakowie są ujmowane i przekazywane do miejskiej oczyszczalni ścieków, niemniej jednak efektywność oczyszczania nie jest równa 100%. Wartości ujemnych emisji do wód z procesu składowania nie można wytłumaczyć w logiczny sposób.

4. Ocena wpływu cyklu życia

Ocena wpływu cyklu życia (Life cycle impact assessment - LCIA) jest fazą LCA, w której dokonuje się ewaluacji potencjalnych wpływów na środowisko i zdrowie ludzi powodowanych przez wejścia i wyjścia do systemu, tj. wyniki analizy zbioru. Szeroko stosowaną metodyką w ocenie wpływu cyklu życia jest Eko-indyktor 99. W metodyce tej rozpatruje się trzy kategorie szkody dla: zdrowia ludzi, jakości ekosystemu i zasobów naturalnych. Do każdej kategorii szkody przypisanych jest kilka kategorii wpływu. Kategorie szkód i odpowiadające im kategorie wpływu [2] przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Kategorie szkody i kategorie wpływu w metodyce Eko-indyktor 99 [2]

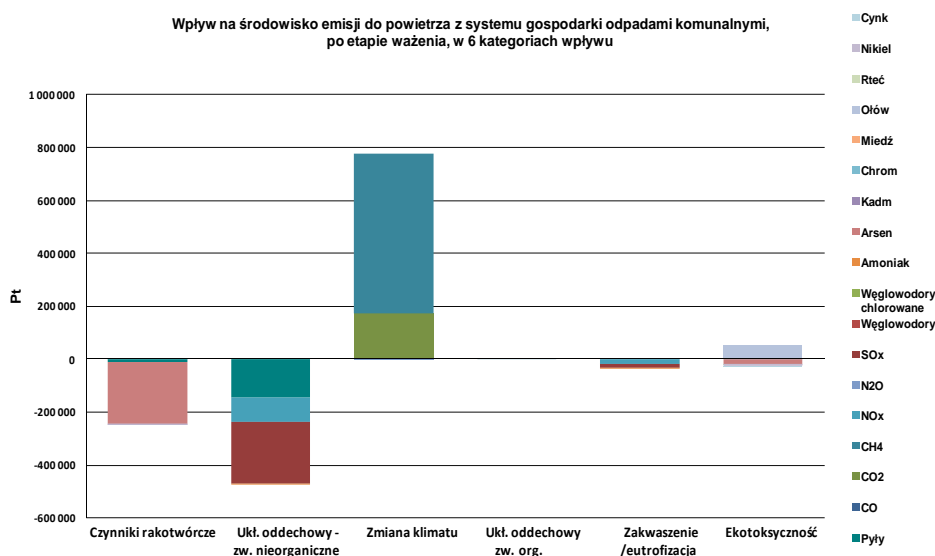
Table 4. Damage categories and impact categories in Eco-indicator 99 methodology [2]

Kategoria szkody	Kategoria wpływu
Zdrowie ludzkie	Efekty kancerogenne u ludzi (Czynniki rakotwórcze)
	Zaburzenia oddechowe powodowane przez związki organiczne (Układ oddechowy – związki organiczne)
	Zaburzenia oddechowe powodowane przez związki nieorganiczne (Układ oddechowy – związki nieorganiczne)
	Szkody powodowane przez zmiany klimatyczne (Zmiany klimatu)
	Szkody powodowane przez promieniowanie jonizujące (Promieniowanie)
	Efekty powodowane przez zubożenie warstwy ozonowej (Warstwa ozonowa)
Jakość ekosystemu	Szkody powodowane przez efekty ekotoksyczne (Ekotoksyczność)
	Szkody powodowane przez efekty zakwaszenia i eutrofizacji (Zakwaszenie/eutrofizacja)
	Szkody powodowane przez użytkowanie i przekształcenie terenu (Użytkowanie terenu)
Zasoby	Szkody powodowane przez wydobycie minerałów (Minerały)
	Szkody powodowane przez wydobycie paliw kopalnych (Paliwa kopalne)

W modelu IWM-PL nie zastosowano pełnej metodyki Eko-indyktor 99, a jedynie w granicznym zakresie. Nie uwzględniono kategorii szkody: zasoby naturalne. Natomiast dwie pozostałe kategorie szkody są okrojone. W kategorii szkody: zdrowie ludzkie nie uwzględniono promieniowania i zubożenia warstwy ozonowej, a w kategorii szkody: jakość ekosystemu nie uwzględniono użytkowania terenu.

Emisje do powietrza i wody, obliczone w poprzednim etapie, są przekształcane w 6 kategorii wpływu: czynniki rakotwórcze, układ oddechowy – związki nieorganiczne, układ oddechowy – związki organiczne, zmiana klimatu, zakwaszenie/eutrofizacja, ekotoksyczność. Wartości we wszystkich kategoriach wpływu są wyskalowane do 100%; jest to etap charakteryzowania. W następnym etapie, którym jest normalizacja, wartości poszczególnych kategorii wpływu są dzielone przez wspólną wartość odniesienia, a w etapie ważenia, znormalizowanym wartościom kategorii wpływu przypisywane są wagi.

Na rysunku 2 i 3 przedstawiono wpływ na środowisko emisji do powietrza oraz emisji do wody, w 6 kategoriach wpływu, po etapie ważenia, z systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie.

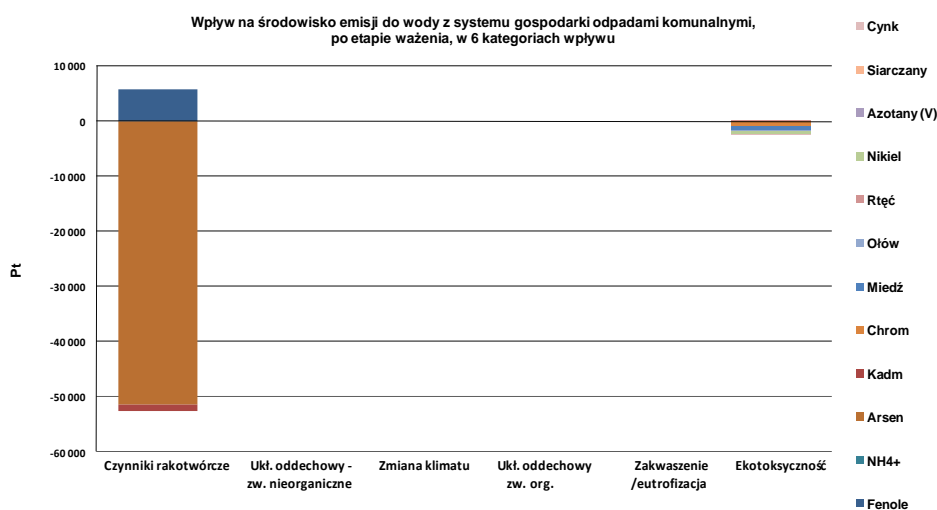


Rys. 2. Wpływ na środowisko emisji do powietrza

Fig. 2. Environmental impact of emissions to air

Wartości trzech kategorii wpływu: czynniki rakotwórcze, układ oddechowy – związki nieorganiczne, zakwaszenie/eutrofizacja są ujemne, co oznacza pozytywny wpływ na środowisko („uniknięte wpływy”). Można to wyjaśnić recyklingiem surowców wtórnych oraz produkcją energii elektrycznej i ciepłej

z ujmowanego gazu składowiskowego. Wartości pozostałych kategorii wpływu: zmiana klimatu, układ oddechowy, ekotoksyczność są dodatnie, co oznacza niekorzystny wpływ na środowisko.

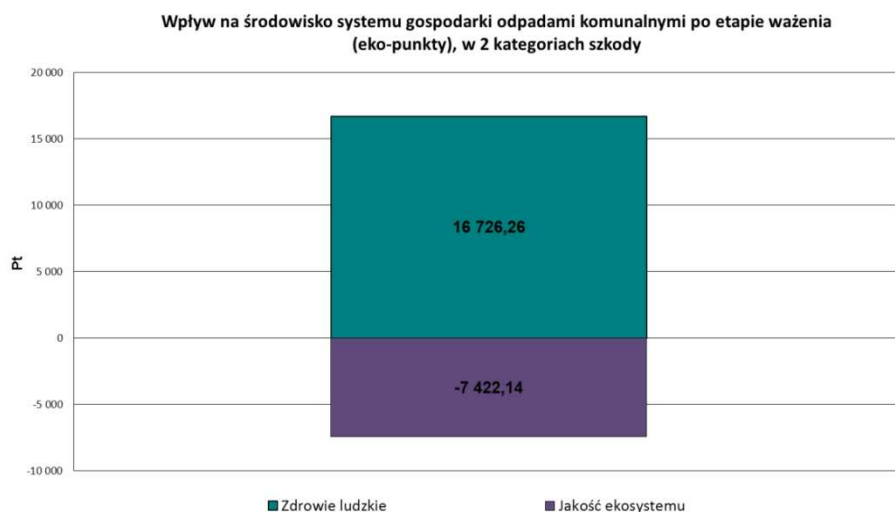


Rys. 3. Wpływ na środowisko emisji do wody

Fig. 3. Environmental impact of emissions to water

Jedynie dla dwóch kategorii wpływu dla emisji do wód tj. czynników rakotwórczych oraz ekotoksyczności wartości są różne od zera, obydwie ujemne. Wartości zerowe dla kategorii: układ oddechowy – związki nieorganiczne, układ oddechowy – związki organiczne oraz zmiana klimatu mogą być wyjaśnione tym, że emisje do wody zasadniczo nie wpływają na zaburzenia oddechowe u ludzi ani zmiany klimatyczne. Natomiast trudno znaleźć sensowne uzasadnienie dla wartości zerowej zakwaszenia/eutrofizacji, biorąc pod uwagę znaczne wartości parametrów zanieczyszczających w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych. W tym kontekście również trudno tłumaczyć ujemne wartości kategorii: czynniki rakotwórcze i ekotoksyczność (korzystny wpływ na środowisko). Z zamieszczonych na rys 3. wyników analizy cyklu życia wynika że, wpływ na środowisko, emisji do wody, pochodzących z systemu gospodarki odpadami komunalnymi jest pozytywny, co należy uznać za niedorzeczne.

Końcowy wynik przeprowadzonej analizy cyklu życia systemu gospodarki odpadami komunalnymi jest wyrażony w ekopunktach (Pt) w dwóch kategoriach szkody: zdrowie ludzkie i jakość ekosystemu. Wynik końcowy ewaluacji przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Wpływ na środowisko systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie, w dwóch kategoriach szkody

Fig. 4. Environmental impact of the municipal waste management system in Krakow, in two damage categories

5. Wnioski - ocena modelu IWM-PL

Na podstawie powyższych rozważań oraz przedstawionych wyników analizy cyklu życia systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie, dokonano oceny modelu IWM-PL:

1. Jednostką funkcjonalną w modelu IWM-PL jest całkowita ilość odpadów wprowadzonych do systemu, podobnie jak w innych modelach np. IWM-2, EASEWASTE. Dzięki tak zdefiniowanej jednostce funkcjonalnej możliwe jest porównywanie różnych scenariuszy gospodarki odpadami, dla jednego regionu lub miasta, natomiast niemożliwe jest porównywanie rozwiązań stosowanych w różnych miastach/regionach.
2. Wiarygodność i rzetelność wyników przeprowadzonej analizy cyklu życia zależą niewątpliwie, od jakości wprowadzonych danych, ale także od konstrukcji samego modelu: danych domyślnych, baz danych wbudowanych w model, zastosowanej metodyki obliczania emisji, zastosowanej metodyki oceny wpływu cyklu życia. Wprowadzane dane cechuje określona niepewność. Dane odznaczające się niską niepewnością dotyczą bilansu wytwarzanych i zbieranych odpadów oraz ich składu morfologicznego (dokładne badania dla Krakowa prowadzona stosunkowo niedawno). Natomiast większą niepewnością są obciążone dane dotyczące procesów przetwarzania odpadów, transportu, bilansu paliwowo-energetycznego instalacji. Na przykład wartość domyślna modelu dotycząca wytwarzania gazu składowiskowego

- z odpadów nieprzetworzonych wynosi 250 m^3 na jedną tonę, podczas gdy te wartości według różnych autorów mieszczą się w zakresie od 180 - 240 m^3/Mg odpadów [3], 120 – 180 m^3/Mg [11], 150 – 170 m^3/Mg [13].
3. Struktura wprowadzania danych do modelu o ilości i składzie morfologicznych zebranych odpadów zmieszanych jest przejrzysta. Wymagane dane: rodzaje i liczba frakcji odpadów, są zbieżne z ogólnie przyjętą w Polsce metodyką określania składu morfologicznego. Uciążliwe jest wprowadzanie ilości selektywnie zebranych odpadów w kg oraz podział na tworzywa twarde i miękkie, a metali na żelazne i nieżelazne. Należy także pamiętać, że w modelu odpady zebrane w dzwonach nie są kierowane do sortowania, a bezpośrednio do recyklingu. Szczególnie kłopotliwe jest wprowadzanie danych dotyczących odpadów wielkogabarytowych. W modelu nie można podać ogólnej ilości zebranych odpadów wielkogabarytowych, a jedynie ilości poszczególnych frakcji w kg, bez uwzględnienia drewna.
 4. Wprowadzanie danych w zakresie procesów przetwarzania odpadów, budzi poważne zastrzeżenia i wątpliwości. Dane do procesu sortowania odpadów wielkogabarytowych wymagają wcześniejszych niełatwych obliczeń i założeń. W modelu IWM-PL proces produkcji paliwa alternatywnego RDF jest tylko możliwy ze zmieszanych odpadów komunalnych, ale nie jest możliwy z odpadów balastowych po sortowaniu selektywnie zebranych odpadów, czy odpadów wielkogabarytowych. Model nie jest na tyle elastyczny, aby umożliwić wprowadzanie różnych wariantów procesów. Wymagane parametry w procesie składowania, dotyczące gazu i odcieków, są sformułowane bardzo niejednoznacznie, a to przede wszystkim od wartości tych parametrów zależy końcowy wynik analizy cyklu życia systemu gospodarki odpadami komunalnymi.
 5. Wartości parametrów emisji do wody, obliczone w modelu IWM-PL są mocno zadziwiające. Wartości ujemne emisji z procesu składowania dla: siarczanów, chlorków, żelaza, aluminium i innych substancji, uzyskane w modelu, oznaczają korzystny wpływ na środowisko tj. odcieki ze składowiska odpadów przyczyniają się do poprawy jakości wód powierzchniowych i podziemnych. Jest to w ewidentnej sprzeczności z rzeczywistością, bowiem proces deponowania odpadów komunalnych na składowiskach, generuje odcieki o ogromnym ładunku substancji zanieczyszczających, a zwłaszcza wysokich wartościach wymienionych parametrów. W tym kontekście model IWM-PL może służyć raczej do analiz porównawczych scenariuszy gospodarki odpadami np. scenariusz oparty o składowanie lub o spalanie odpadów, a nie do dokumentowania wpływu na środowisko przyjętego systemu gospodarki odpadami.
 6. Do oceny wpływu cyklu życia (LCIA) opracowano wiele dobrze udokumentowanych metodyk [4], natomiast w modelu IWM-PI nie zastosowano żadnej z istniejących metodyk. Metodyka w modelu IWM-PI jest oparta o Ekoindykator 99, ale jedynie w ograniczonym zakresie. W ogóle nie uwzględ-

niono kategorii szkody: zasoby naturalne. Natomiast dwie pozostałe kategorie szkody są okrojone: w kategorii szkody zdrowie ludzkie nie uwzględniono promieniowania i zubożenia warstwy ozonowej, a w kategorii szkody jakość ekosystemu nie uwzględniono użytkowania terenu. Spośród 11 kategorii wpływów stosowanych w metodyce Eko-indykator 99, w modelu IWM-PL występuje jedynie 6.

7. Końcowy wynik analizy cyklu życia systemu gospodarki odpadami w Krakowie, wyrażony w ekopunktach (Pt), wskazuje pozytywny wpływ na środowisko w kategorii szkody: jakość ekosystemu (ujemna wartość). Trudno uznać za wiarygodny taki wynik, który informuje o tym, że system gospodarki odpadami komunalnymi w dużej aglomeracji miejskiej, powoduje poprawę jakości ekosystemów.

Pracę zrealizowano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.150.008

Literatura

- [1] Dalman J., Muszyński K., Polek A. Sprawozdanie z realizacji „Planu Gospodarki Odpadami dla Miasta Krakowa – plan na lata 2008 – 2011 oraz perspektywa na lata 2012 – 2015” za okres sprawozdawczy: od 01.01.2009 do 31.12.2010 r. Urząd Miasta Krakowa, Kraków, czerwiec 2011.
- [2] Dreyer L.C., Niemann A.L., Hauschild M.Z., Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99: Does it matter which one you choose? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2003, 8 (4) 191-200.
- [3] Ehrig, H.-J. Untersuchungen zur Gasbildung aus Hausmüll MuA Lfg. 5/1986 in Müll Handbuch, Band 4; Erich Schmidt Verlag; Berlin 1986.
- [4] European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. First edition 2010.
- [5] Fudala – Książek S.: Wpływ zrzutu odcieków składowiskowych na efektywność pracy miejskiej oczyszczalni ścieków. Rozprawa doktorska. Politechnika Gdańska. Gdańsk, 2011.
- [6] Gentil EC, Damgaard A, Hauschild M, Finnveden G, Eriksson O, Thorneloe S, Kaplan PO, Barlaz M, Muller O, Matsui Y, Ii R, Christensen TH. Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions. *Waste Management* 2010, 30 (12), 2636-48.
- [7] Heyer, K.U., Stegmann, R. Leachate management: leachate generation, collection, treatment and costs; 2001. Dostępne na stronie: <http://www.ifas-hamburg.de/pdf/leachate.pdf>.
- [8] Kraszewski A., Pietrzyk-Sokulska E. [red.], Ocena systemu gospodarki odpadami. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, Kraków 2011.

- [9] PN-EN ISO 14040 :2009 Zarządzanie środowiskowe - Ocena cyklu życia – Zasady i struktura.
- [10] Sieja L., i in., Badanie ilości i struktury odpadów komunalnych Miasta Krakowa. Raport końcowy, IETU, Katowice, listopad 2011.
- [11] Stegmann, R. Ergebnisse von Abbauversuchen im Laborversuch, Gas und Wasserhaushalt von Muldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 33. 1982.
- [12] Szpadt R. Usuwanie i oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Przegląd komunalny, 2006 .vol. 12(183), 60-66.
- [13] Tabasaran, O. and Rettenberger, R. Möglichkeiten zur Ermittlung des Gaspotenzials, in BMFT, Umweltbundesamt: Deponiegasnutzung 1984.

EVALUATION OF IWM-PL MODEL – A POLISH APPLICATION FOR LIFE CYCLE ASSESSMENT OF WASTE MANAGEMENT SYSTEMS

Summary

Life Cycle Assessment (LCA) is a technique for evaluating environmental aspects and potential environmental impacts, also employed for evaluating waste management systems. So far several waste LCA tools have been developed to model the environmental impact of waste management systems. In 2011 a first Polish language application, the IWM-PI model, was issued. In this paper the IWM-PL model was evaluated, on the example of LCA study for the municipal waste management system in Krakow. The structure of data needed to be introduced into model, that is life cycle inventory (LCI), was presented, as well as results of life cycle impact assessment (LCIA). The system boundaries of this analysis were defined as all processes of waste treatment performed in Krakow, (recycling of secondary materials outside Krakow), transport of collected waste to the waste facilities (sorting station, dismantling station, composting plants, landfill) and also transport of secondary raw materials from the sorting station to the recycling stations. The constructing of waste facilities were excluded from system boundaries, while the fuel and energy needed for operating the installations were incorporated in the system boundaries. The methodology of the life cycle impact assessment (LCIA) in model IWM-PL is based on the Eco-indicator 99. In this paper the impact categories used in Eco-indicator 99 were shown, gathered into three damage categories: human health, ecosystem quality and resources. The impact categories used in Eco-indicator 99 were compared to those employed in the IWM-PL model. Applying the IWM-PL model emissions to air and water were calculated and then converted into six impact categories. Final result of the total environmental impact of the municipal waste management system was expressed in eco-points (Pt) in two damage categories: human health and ecosystem quality.

Keywords: life cycle assessment (LCA), environmental impact, municipal waste management

DOI: 10.7862/rb.2013.41

*Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.
Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.*

Jolanta BOHDZIEWICZ¹
Gabriela KAMIŃSKA²
Edyta KUDLEK³

WPŁYW STOPNIA ODZYSKU PERMEATU NA WYDAJNOŚĆ I EFEKTYWNOŚĆ NANOFILTRACYJNEGO DOCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

W problematyce oczyszczania ścieków coraz częściej zwraca się uwagę na zagrożenie zanieczyszczenia wód powierzchniowych przez oczyszczone biologicznie ścieki odprowadzane do środowiska. Pomimo bardzo wysokiego stopnia obniżenia wskaźników zanieczyszczeń w procesie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków, odpływy z oczyszczalni zawierają toksyczne mikrozanieczyszczenia, których rodzaj i stężenie nie jest dotychczas w żaden sposób kontrolowane. Należą do nich między innymi związki o estrogenicznej aktywności biologicznej (ang. Endocrine Disrupting Chemicals), których już śladowe ilości zakłócają funkcjonowanie układu hormonalnego człowieka. Dlatego też przedmiotem uwagi staje się pogłębione oczyszczanie ścieków, które pozwala wyeliminować problem migracji mikrozanieczyszczeń do środowiska. Jednym z proponowanych rozwiązań jest zastosowanie procesu nanofiltracji, umożliwiającego zatrzymanie niskocząsteczkowych związków organicznych. Zasadniczym problemem w trakcie realizacji technik membranowych jest zjawisko foulingu, które zakłóca przebieg procesu. Z jednej strony powlekanie powierzchni membrany warstwą zanieczyszczeń skutkuje wzrostem ich retencji, jednak z drugiej powoduje znaczne obniżenie wydajności procesu. W prezentowanej pracy badano wpływ czasu prowadzenia nanofiltracji na efektywność doczyszczania ścieków komunalnych i wydajność procesu. Stopień doczyszczania ścieków oceniano w oparciu o obniżenie stężenia bisfenolu A oraz wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki oczyszczone. Uzyskane wyniki wskazują, że stopień obniżenia wartości organicznych wskaźników zanieczyszczeń wzrastał wraz ze wzrostem stopnia odzysku permeatu. Zaobserwowano również 27% obniżenie końcowej wydajności procesu w stosunku do początkowej.

¹ Autor do korespondencji: Jolanta Bohdziewicz, Politechnika Śląska, 44-100 Gliwice, ul. Konarskiego 18, tel.: 32 237 16 98, jolanta.bohdziewicz@polsl.pl

² Gabriela Kamińska, Politechnika Śląska, 44-100 Gliwice, ul. Konarskiego 18, tel.: 32 237 14 15, gabriela.kaminska@polsl.pl

³ Edyta Kudlek, Politechnika Śląska, 44-100 Gliwice, ul. Konarskiego 18, tel.: 32 237 14 15, edyta.kudlek@polsl.pl

Słowa kluczowe: doczyszczanie ścieków komunalnych, nanofiltracja, fouling

1. Wprowadzenie

Regularne odprowadzanie oczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych do wód powierzchniowych, pełniących funkcję odbiorników powoduje znaczne pogorszenie się ich jakości. Obecność w wodach powierzchniowych mikroorganizmów chorobotwórczych oraz toksycznych mikrozanieczyszczeń uniemożliwia ich wykorzystanie do celów rekreacyjnych, rolniczych, a przede wszystkim do produkcji wody pitnej. Uwzględniając pogarszającą się jakość zasobów wodnych na całym świecie oraz toksyczne działanie mikrozanieczyszczeń niezwykle istotne wydaje się wyeliminowanie tych związków z oczyszczonych biologicznie ścieków komunalnych i przemysłowych. O niedocenianiu znaczenia tego problemu świadczy brak w polskim Ustawodawstwie uregulowań dotyczących obecności ksenobiotyków w oczyszczonych biologicznie ściekach co powoduje, że do środowiska przedostaje się liczna grupa różnych niezidentyfikowanych mikrozanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego. Należy do nich między innymi bisfenol A (BPA), zaliczany do grupy związków zakłócających prawidłowe działanie układu hormonalnego (ang. Endocrine Disrupting Chemicals - EDCs). Specyfika toksycznego działania EDCs polega na zaburzeniu funkcjonowania układu hormonalnego, który w warunkach naturalnych reguluje pracę całego organizmu przy pomocy bardzo niskich stężeń wydzielanych hormonów. Dlatego też już śladowe ilości EDCs są w stanie naśladować działanie naturalnych hormonów i wywoływać niekorzystne zmiany w organizmie człowieka [1, 2, 3]. Zagrożenie jakie wynika z ich obecności potęguje fakt, że są trudno biodegradowalne, a w środowisku, szybko migrują oraz zmieniają w sposób niekorzystny właściwości fizykochemiczne wody. Zaistniała zatem potrzeba pogłębionego oczyszczania ścieków, które pozwoli w przyszłości wyeliminować te substancje z odpływów z komunalnych oczyszczalni i tym samym ochronić wody powierzchniowe. Jednym z proponowanych rozwiązań jest zastosowanie ciśnieniowych technik membranowych [4-8]. W zależności od rodzaju procesu membranowego możliwe jest usunięcie m.in. wielkocząsteczkowych związków organicznych odpowiadających za mętność wody, związków o charakterze nieorganicznym, jonów metali, a także małocząsteczkowych mikrozanieczyszczeń [9-12]. Na podstawie wcześniejszych badań [13] stwierdzono, że zastosowanie procesu nanofiltracji do pogłębionego oczyszczania ścieków komunalnych po procesie biologicznym gwarantuje znaczne obniżenie charakteryzujących je fizykochemicznych wskaźników zanieczyszczeń. W przeprowadzonych badaniach określono najkorzystniejsze ciśnienie transmbranowe i pH ścieków biorąc pod uwagę efektywność i wydajność procesu. Jakkolwiek zastosowanie ciśnieniowych procesów membranowych w technologii wody

i ścieków jest coraz szersze to podstawowym problemem w trakcie ich realizacji jest obniżenie strumienia permeatu związane z foulingiem membran. Dlatego też celem podjętej tematyki badawczej było określenie wpływu prowadzenia nanofiltracyjnego doczyszczania ścieków komunalnych na wydajność i efektywność procesu.

2. Metodyka badań

2.1. Substrat badań

W badaniach wykorzystano ścieki oczyszczone pochodzące z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków zlokalizowanej na terenie Śląska. Obiekt odbiera ścieki bytowo-gospodarcze, miejskie i przemysłowe przy średniej przepuszczalności równej 51×10^3 m³/dzień. Są one wstępnie oczyszczane mechanicznie, a następnie kierowane na stopień biologiczny, gdzie zachodzi degradacja związków azotu i fosforu w procesach prowadzonych przez osad czynny. Po końcowej sedymentacji, ścieki są odprowadzane do odbiornika wodnego. Próbkę do badań pobierano bezpośrednio ze zbiornika, w którym gromadzone są ścieki odprowadzane do środowiska. Charakterystykę fizyczno-chemiczną ścieków wprowadzonych do układu membranowego przedstawiono w tabeli 1. Wartości wskaźników zanieczyszczeń nie przekraczały norm zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [14].

Tabela 1. Charakterystyka fizyczno-chemiczna ścieków

Table 1. Characteristic of wastewater

Wskaźnik	Wartość	Wartość normowana w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [14]
pH	7,8	6,5-9
Barwa [mg Pt/dm ³]	41,00	-
Mętność FAU	8,00	-
ChZT [mg/dm ³]	55,50	125
OWO [mg/dm ³]	17,24	30
OWN [mg/dm ³]	54,82	-
Indeks fenolowy [mg/dm ³]	0,19	0,1
Bisfenol A [μg/dm ³]	5,72	-
N _{og} [mg/dm ³]	8,00	10
N-NH ₄ ⁺ [mg/dm ³]	3,00	10
N-NO ₂ ⁻ [mg/dm ³]	0,06	1
N-NO ₃ ⁻ [mg/dm ³]	2,22	30
P-PO ₄ ³⁻ [mg/dm ³]	0,23	1
Cl ⁻ [mg/dm ³]	140,00	-

2.2. Proces ciśnieniowej filtracji membranowej

Do prowadzenia procesu wykorzystano membranę nanofiltrycyjną (symbol TS40), wykonaną z amidku polipiperazyny, produkcji TriSep. Membrana ta została wytypowana na podstawie badań wstępnych [13], w których wykazano, że posiada najlepsze właściwości separacyjne i charakteryzuje się wysoką wydajnością hydrauliczną oraz odpornością na fouling. Szczegółową jej charakterystykę przedstawiono w pracy [13].

Proces ciśnieniowej filtracji membranowej realizowano w układzie aparaturowym wyposażonym w płytowo-ramowy moduł membranowy amerykańskiej firmy Osmonics typu SEPA CH-NP, zbiornik nadawy z układem chłodzącym, rotometr, pompę wysokociśnieniową, manometry i zawory. Instalacja pracowała w układzie cross-flow, w systemie ciągłego zawracania retentatu do zbiornika nadawy (30 dm³) i odprowadzania permeatu. Prędkość przepływu retentatu nad powierzchnią membrany wynosiła 0,8 m/s. Temperaturę nadawy utrzymywano na poziomie 19±1° C. Proces prowadzono przez 7 godzin. W trakcie prowadzenia procesu mierzono objętość odbieranego permeatu, a następnie obliczono objętościowy strumień permeatu (J_v) – równanie 1 oraz stopień odzysku permeatu (S) - równanie 2. Zarówno przed jak i po procesie doczyszczania ścieków przez układ przepuszczono wodę dejonizowaną. Pozwoliło to obliczyć wartości względnej przepuszczalności membrany dla strumienia wody α_w (równanie 3) oraz względną przepuszczalność membrany dla strumienia ścieków α_v (równanie 4).

$$J_v = \frac{V_p}{F * t} \quad (1)$$

$$S = \frac{V_p}{V_n} * 100\% \quad (2)$$

$$\alpha_w = \frac{J_{w2}}{J_{w1}} \quad (3)$$

$$\alpha_v = \frac{J_v}{J_{w1}} \quad (4)$$

gdzie: V_p – objętość permeatu [m³]

V_n – objętość nadawy [m³]

- F – powierzchnia filtracyjna membrany [m^2]
t – czas, w którym odebrano permeat [s]
 J_{w1} – strumień wody przed procesem filtracji ścieków [$m^3/m^2 \cdot s$]
 J_{w2} – strumień wody po procesie filtracji ścieków [$m^3/m^2 \cdot s$]
 J_v – strumień permeatu [$m^3/m^2 \cdot s$]

2.3. Oznaczenia analityczne

Kryterium oceny stopnia doczyszczenia ścieków była różnica w wartościach stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń tj.: ChZT, OWO (ogólny węgiel organiczny), OWN (ogólny węgiel nieorganiczny), indeks fenolowy, barwa, mętność, stężenie fosforu, stężenie azotu całkowitego, amonowego, azotanowego, stężenie chlorków charakteryzujących ścieki biologicznie oczyszczone oraz poddane doczyszczeniu w procesie nanofiltracji. Dodatkowo posłużono się oznaczeniem stężenia bisfenolu A, który wydzielono ze ścieków metodą ekstrakcji do fazy stałej i oznaczono na chromatografie cieczowym. ChZT, indeks fenolowy, oraz stężenia form azotu (N_{og} , $N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$) i fosforu oznaczono zgodnie z metodyką podaną przez firmę Merck. Mętność i barwę ścieków oznaczono spektrofotometrycznie. Do oznaczenia stężeń poszczególnych form węgla zastosowano analizator węgla Multi N/C firmy Jena Analytik. Chlorki oznaczono metodą Mohra.

3. Analiza wyników

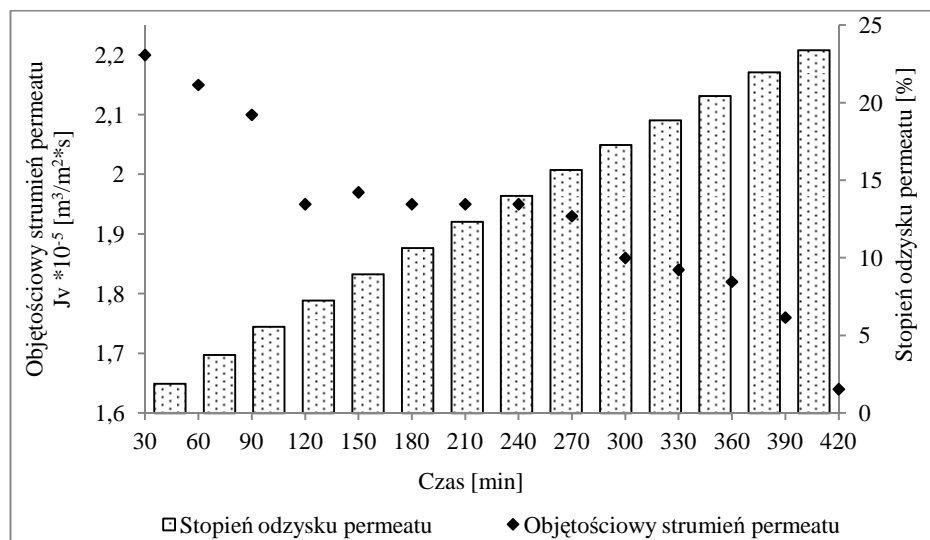
3.1. Wpływ stopnia odzysku oczyszczanych ścieków komunalnych na wydajność procesu nanofiltracji

W trakcie realizacji ciśnieniowych procesów membranowych zaobserwowano obniżanie strumienia permeatu w czasie. Jest to związane z postępującym zjawiskiem blokowania powierzchni membrany. Intensywność zachodzącego foulingu jest zależna od takich czynników jak: charakter nadawy, rodzaj membrany i procesu ciśnieniowej filtracji, wartość ciśnienia transmembranowego.

W badaniach wstępnych dowiedziono, że proces nanofiltracji realizowany przy użyciu membrany TS40 zachodził najkorzystniej przy $\Delta P = 1,5$ MPa. Użytkiwany przy tej wartości ciśnienia transmembranowego, strumień permeatu pozwolił na wydajne prowadzenie procesu przy jednoczesnym niewielkim wpływie zjawiska foulingu membrany na jej przepuszczalność.

Analizując dane przedstawione na rysunku 1 stwierdzono, że już po 30 minutach ($S=2\%$) prowadzenia procesu zaobserwowano niewielkie obniżenie strumienia permeatu. Od 120 ($S=7,2\%$) do 270 ($S=15,5\%$) minuty strumień permeatu ustabilizował się. Jednak od 5 godziny ($S=17,28\%$) prowadzenia procesu ponownie obserwowano stopniowe obniżanie się jego wydajności. Końcowy

strumień permeatu był niższy o 27% w stosunku do początkowego, przy 23% odzysku nadawy. Należy jednak zaznaczyć, że prowadzenie procesu w wydłużonym czasie jego trwania, w układzie zatażającym bez dopływu kolejnych porcji nadawy, sprzyja nasilaniu zjawiska foulingu membrany w związku z coraz to większym stężeniem zanieczyszczeń w zbiorniku nadawy.



Rys. 1. Dynamika zmian wydajności procesu nanofiltracji

Fig. 1. Variation of effectiveness of the nanofiltration

W tabeli 2 przedstawiono wartości względnego strumienia wody dejonizowanej i permeatu. Względną przepuszczalność membrany dla permeatu wyliczono ze średniego strumienia objętościowego permeatu oraz objętościowego strumienia wody. Jego wartość ($\alpha_v=0,77$) wskazuje na zachodzące zjawisko blokowania powierzchni membrany pod wpływem zanieczyszczeń zawartych w ściekach. Po procesie filtracji ścieków, wydajność membrany na wodę dejonizowaną była zbliżona do początkowej ($\alpha_w=0,98$).

Tabela 2. Względna przepuszczalność membrany na strumień wody dejonizowanej i permeatu

Table 2. Relative flux of deionized water and permeate

Względny strumień wody dejonizowanej, α_w	Względny strumień permeatu, α_v
0,98	0,77

3.2. Efektywność doczyszczania ścieków

W badaniach analizowano efektywność doczyszczania ścieków w trakcie trwania procesu nanofiltracji. W tym celu po każdej pełnej godzinie filtracji membranowej odbierano permeat i określano stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczeń (ChZT, OWO, OWN, fenole, chlorki). Wyniki analiz wraz z odpowiadającymi im stopniami obniżenia wartości wskaźników przedstawiono w tabeli 3. Początkowo stopień usunięcia związków organicznych wyrażanych jako ChZT był stosunkowo niski (20,72%), dopiero po 240 minutach ($S=14\%$) stopień obniżenia tego wskaźnika wzrósł do 72%, a w 420 minucie ($S=23\%$) wynosił 90%. Wzrost efektywności usuwania związków organicznych wraz ze wzrostem czasu zaobserwowano także na podstawie wartości OWO, przy czym stopnie obniżenia były znacznie wyższe niż dla ChZT. Stopień obniżenia indeksu fenolowego również wzrastał w czasie. Na początku prowadzenia procesu był na poziomie 60%, a po 7 godzinach filtracji ciśnieniowej wynosił 79%. Obserwowany efekt wzrostu stopni usunięcia zanieczyszczeń w czasie, prawdopodobnie był wynikiem nasilającego się blokowania powierzchni membrany warstwą zanieczyszczeń, która stanowiła dodatkową barierę separacyjną. Odwrotną zależność zaobserwowano w przypadku węgla nieorganicznego. Retencja OWN w pierwszej godzinie filtracji ($S=3,75\%$) wynosiła 87,19% i malała nieznacznie z każdą godziną do 77% w 7 godzinie procesu ($S=23\%$). Prowadzenie procesu w układzie bez dopływu nowych porcji nadawy sprzyja zatężaniu składników w niej zawartych. Dlatego też możliwe jest obniżanie się efektywności usunięcia niektórych zanieczyszczeń wraz ze wzrostem stopnia odzysku nadawy. Z kolei efektywność usunięcia chlorków była najwyższa w pierwszej godzinie prowadzenia procesu (35%), później wraz z wydłużaniem czasu trwania procesu stopień usunięcia chlorków był na stałym poziomie wynoszącym 20%. Niska retencja jonów jednowartościowych jest charakterystyczna dla procesu nanofiltracji. Stwierdzono także, że generowana na powierzchni membrany warstwa zanieczyszczeń nie miała wpływu na stopień retencji tych jonów.

Zastosowanie procesu nanofiltracji trwającego 7 godzin ($S=23\%$) umożliwiło w znacznym stopniu usunięcie ze ścieków zanieczyszczeń organicznych, nieorganicznych, biogenów i mikrozanieczyszczeń o czym świadczą wartości wskaźników charakteryzujące permeat (tabela 4). Wysokie stopnie eliminacji uzyskano dla barwy i mętności, które w ściekach po procesie doczyszczania oznaczono na poziomie śladów. Spośród chemicznych wskaźników zanieczyszczeń organicznych wysokie obniżenie wartości uzyskano dla ChZT (94,77%), OWO (81,44%). W znacznym stopniu usunięto mikrozanieczyszczenia z grupy fenoli. Stopień obniżenia indeksu fenolowego wynosił 65,26%, a bisfenolu A 70,62%. W procesie nanofiltracji udało się także obniżyć wartości wskaźników zanieczyszczeń odpowiadających za zawartość w ściekach substancji biogenych. Stopień obniżenia azotu ogólnego był równy 52,5 %, a fosforu fosfora-

nowego 34,78%. W tak doczyszczonych ściekach wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń odpowiadały wartościom przypisanym wodzie pitnej [15]. Należałoby jednak dokonać szerszej analizy fizykochemicznej i mikrobiologicznej w celu zweryfikowania jakości doczyszczonych ścieków komunalnych.

Tabela 3. Wpływ czasu prowadzenia procesu oraz stopnia odzysku permeatu na efektywność doczyszczania ścieków

Table 3. Impact of time and feed recovery on polishing wastewater

Wskaźnik	Stopień odzysku permeatu [%]							
	0	3,75	7,25	10,64	14,01	17,28	20,45	23,38
	Permeat po czasie [h]							
	0 -nadawa	1	2	3	4	5	6	7
OWO [mg/dm ³]	17,24	5,74	3,62	3,51	2,92	3,36	3,26	2,71
R [%]	–	66,71	79	79,64	77,26	80,51	81,09	82,83
OWN [mg/dm ³]	54,8	7,02	7,4	7,34	8,66	8,08	10,36	12,56
R [%]	–	87,19	86,83	86,61	84,2	85,26	81,1	77,09
Fenole [mg/dm ³]	0,19	0,075	0,065	0,05	0,065	0,06	0,055	0,04
R [%]	–	60,53	65,79	73,68	65,79	68,42	71,05	78,99
Cl- [mg/dm ³]	140	90	110	110	110	110	110	110
R [%]	–	35,71	21,43	21,43	21,43	21,43	21,43	21,43
ChZT [mg/dm ³]	55,5	44	25	25	15,5	p.o. <4	p.o. <4	5,3
R [%]	–	20,72	54,95	54,95	72,07	–	–	90,45

Tabela 4. Wartość wskaźników zanieczyszczeń w permeacie po 420 minutach prowadzenia procesu

Table 4. Characteristic of permeate after 420 minutes of process

Wskaźnik	Stężenie w nadawie [mg/dm ³]	Stężenie w permeacie [mg/dm ³]	Retencja, R [%]
Barwa	41,00 ¹⁾	8,00 ²⁾	80,48
Mętność	8,00 ²⁾	1,00 ³⁾	87,50
ChZT	55,5	2,90	94,77

Tabela 4 (cd.). Wartość wskaźników zanieczyszczeń w permeacie po 420 minutach prowadzenia procesu

Table 4 (cont.). Characteristic of permeate after 420 minutes of process

Wskaźnik	Stężenie w nadawie [mg/dm ³]	Stężenie w permeacie [mg/dm ³]	Retencja, R [%]
OWO	17,24	3,20	81,44
OWN	54,82	9,54	82,60
Indeks fenolowy	0,19	0,085	65,26
Bisfenol A	5,72 ³⁾	1,68 ¹⁾	70,62
N _{og}	8,00	3,80	52,50
N-NH ₄ ⁺	3,00	2,30	23,33
N-NO ₂ ⁻	0,06	0,04	33,33
N-NO ₃ ⁻	2,22	1,57	29,28
P-PO ₄ ³⁻	0,23	0,15	34,78
Cl ⁻	140,00	105,00	35,71

1)-mg Pt/dm³, 2)-FAU, 3)-μg/dm³

4. Wnioski

1. Stopień odzysku permeatu w 7 godzinnym procesie nanofiltracji był równy 23%.
2. W procesie nanofiltracji prowadzonym w czasie 7 godzin zaobserwowano stopniowe obniżanie się jego strumienia. Końcowa wydajność procesu wskutek zachodzącego foulingu była niższa o 27% w stosunku do początkowej.
3. Po procesie filtracji ścieków, wydajność membrany na wodę dejonizowaną była zbliżona do początkowej ($\alpha_w=0,98$).
4. Zaobserwowano, że wraz ze wzrostem stopnia odzysku permeatu wzrastała efektywność usuwania związków organicznych wyrażonych jako ChZT, OWO oraz fenoli. Było to związane z nasilającym się zjawiskiem powlekania powierzchni membrany warstwą zanieczyszczeń, która stanowiła dodatkową barierę separacyjną.
5. Permeat uzyskany po 7 godzinnym procesie nanofiltracji charakteryzował się wysokim stopniem oczyszczania. W znacznym stopniu usunięto mikrozanieczyszczenia z grupy fenoli (indeks fenolowy 65%, bisfenol A 70%). Ob-

nizieniu uległy także wskaźniki odpowiadające za zawartość w ściekach substancji biogennych.

Podziękowania

Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2011/01/n/st8/02413.

Współautorka Gabriela Kamińska jest stypendystką w projekcie SWIFT (Stypendia Wspomagające Innowacyjne Forum Technologii) POKL.08.02.01-24-005/10 współfinansowanym ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego

Literatura

- [1] Newbold R., Jefferson W., Padilla-Banks E.: Prenatal exposure to bisphenol A at environmentally relevant doses adversely affects the murine female reproductive tract later in life, *Environmental Health Perspectives*, no 117, 2009, pp. 879-885.
- [2] Yokota H., Seki M., Maeda M., Oshima Y., Tadokoro H., Honjo T., Kobayashi K.: Life-cycle toxicity of 4-nonylphenol to medaka (*Oryzias latipes*), *Environmental Toxicology & Chemistry*, no 20, 2001, pp. 2552-2560.
- [3] Liu R., Chen G., Tam N., Luan T., Shin P., Cheung S., Liu Y.: Toxicity of bisphenol A and its bioaccumulation and removal by a marine microalga *Stephanodiscus hantzschii*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, no 72, 2009, pp.321-32.
- [4] Bodzek M., Dudziak M.: Elimination of steroidal sex hormones by conventional water treatment and membrane process, *Desalination*, no198, 2006, pp. 24-32.
- [5] Dudziak M., Bodzek M.: Usuwanie mikrozanieczyszczeń estrogenicznych z roztworów wodnych w wysoko ciśnieniowych procesach membranowych, *Ochrona Środowiska*, no 3, 2009, pp. 33-36.
- [6] Izadpanah A., Javidnia A.: The ability of nanofiltration membrane to remove hardness and ions from diluted seawater, *Water*, no 4, 2012, pp. 283-294.
- [7] Mänttari M., Viitikko K., Nyström M.: Nanofiltration of biologically treated effluents from the pulp and paper industry, *Journal of Membrane Science*, no 272, 2006, pp.152-160.
- [8] Han J., MENG S., Dong Y., Hu J., Gao W.: Capturing hormones and bisphenol A from water via sustained hydrogen bond driven sorption in polyamide microfiltration membranes. *Water research* 47, 2013
- [9] Cifci C., Kaya A.: Preparation of poly(vinyl alcohol)/cellulose composite membranes for metal removal from aqueous solutions, *Desalination*, no 253, 2010, pp.175-179.
- [10] Barakat M., Schmidt E.: Polymer-enhanced ultrafiltration process for heavy metals removal from industrial wastewater, *Desalination*, no 256, 2010, pp. 90-93.
- [11] Arsuaga J., López-Munoz M., Aguado J., Sotto A.: Temperature, pH and concentration effects on retention and transport of organic pollutants across thin-film composite membranes, *Desalination* no 221, 2008, pp.

- [12]Bohdziewicz J., Bodzek M., Bień J.: Ocena możliwości usuwania chromu z wody metodą odwróconej osmozy, *Ochrona środowiska*, no 2, 1995, pp. 7-10.
- [13]Bohdziewicz J., Kamińska G., Widziewicz K.: Usuwanie związków fenolowych ze ścieków w procesie nanofiltracji, *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska* no 95, 2012, pp. 467-478.
- [14]Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie 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 19 lutego 2009 r.).
- [15]Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 roku w sprawie wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, (Dz.U. 2007 nr 61 poz. 417 z późn. zm.).

IMPACT OF FEED RECOVERY ON EFFICIENCY AND RATE OF POLISHING OF WASTEWATER DURING NANOFILTRATION

S u m m a r y

Large group of various unidentified xenobiotic compounds migrate to the environment with effluent streams and exist permanently. Among this micropollutants, especial attention focuses on Endocrine Disrupting Chemicals, which interfere functioning of endocrine system. Polishing of biologically treated wastewater by means of nanofiltration guarantees improvement of its quality. Permeability of nanofiltration membrane is reduced due to fouling. Therefore the aim of this work was to determine impact of time on efficiency and effectiveness of polishing of real effluent by means of nanofiltration.

Keywords: polishing of wastewater, nanofiltration, fouling

DOI: 10.7862/rb.2013.42

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Bogusław MICHAŁEC¹
Marek TARNAWSKI²
Tomasz KONIARZ³

ZAMULENIE JAKO CZYNNIK OGRANICZAJĄCY ZASOBY WODNE ZBIORNIKÓW MAŁEJ RETENCJI

Zarządzanie zasobami wodnymi w małych zlewniach opierać się musi na informacjach hydrologicznych a także eksploatacyjnych obiektów hydrotechnicznych. Informacja o stanie zamulenia zbiorników wodnych a często i rozmieszczenia osadów w ich czaszy jest istotna dla właściwego funkcjonowania obiektów. Pomiarami zamulenia objęto dwa zbiorniki: zbiornik Cierpisz, na rzece Tuszymce i zbiornik Brzózka Królewska na potoku Tarlaka. Obydwa zbiorniki zlokalizowane są w małych zlewniach rolniczych. Przedstawione w pracy wyniki pomiarów zamulania, umożliwiły podjęcie próby oceny zastosowania metod Christofano, Ortha-Šamova i Roseboom-Annandale i opracowania prognozy zamulania. Obliczona na podstawie przeprowadzonych pomiarów objętość sedymentu zdeponowana w zbiorniku wodnym Cierpisz w latach 2009 i 2011 wynosiła odpowiednio 8,75 i 9,47 tys. m³, a w zbiorniku Brzózka Królewska w latach 2010 i 2012 jest odpowiednio równa 3,36 i 3,55 tys. m³. Przyrost odkładów między pomiarami w zbiornikach wyniósł 2,1% w Cierpiszu i 0,35% w Brzózce Królewskiej. Obliczona prognoza wykazała zmniejszenie pojemności zbiorników Cierpisz i Brzózka Królewska o 50% co nastąpi odpowiednio po upływie 40 i 110 lat. Stwierdzono, że metoda Christofano umożliwia jedynie określenie ogólnego trendu rozmieszczenia rumowiska w małym zbiorniku wodnym, a rozbieżności wyników wykluczają stosowanie metody Ortha-Shamova. Wykazano, że istnieje możliwość zastosowania metody Roseboom-Annadale'a do prognozowania rozmieszczenia osadów w małych zbiornikach wodnych, lecz określenie warunków jej stosowania wymaga dodatkowych badań.

Słowa kluczowe: mały zbiornik wodny, osad denny, rozmieszczenie osadów, stopnia zamulenia

¹ Autor do korespondencji: Bogusław Michalec, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki, al. A. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, tel.: 12 662 40 52, rmmichbo@cyf-kr.edu.pl

² Marek Tarnawski, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. A. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, tel.: 12 662 41 05, rmtarnaw@cyf-kr.edu.pl

³ Tomasz Koniarz, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. A. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków.

1. Wprowadzenie

Właściwe zarządzanie zasobami wodnymi małych zbiorników wodnych wymaga dysponowania nie tylko informacją o ilości wody dopływającej do zbiornika, lecz również danych o jego aktualnej pojemności. Ze względu na intensywne tempo zamulania małych zbiorników wodnych ich pojemność ulega szybkiej redukcji. Według Hartunga [4] średnia roczna strata pojemności w przypadku dużych zbiorników wynosi 0,25%, średnich zbiorników 0,5%, a małych 3,0%. Według Lary i Pemberton [5] pojemność średnich zbiorników wodnych na świecie przekracza 100 mln m³, a dużych zbiorników wodnych jest większa od 1 mld m³. W Polsce pojemność zbiorników zaporowych nie przekracza 0,5 mld m³, a większość z nich charakteryzuje się znacznie mniejszymi pojemnościami, stąd też stosowany jest w Polsce bardziej szczegółowy podział zbiorników o małych pojemnościach. Według Mioduszewskiego [9] duże zbiorniki zaporowe charakteryzują się pojemnością większą od 1 mln m³, a ich wysokość piętrzenia nie jest mniejsza niż 5,0 m. Najczęściej jednak przyjmuje się, że małe zbiorniki wodne to obiekty, których pojemność nie jest większa od 5 mln m³. To kryterium zostało ustalone i obowiązuje w programie małej retencji w myśl „Porozumienia” zawartego w dniu 21 grudnia 1995 roku między Ministrem Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej a Ministrem Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa [11].

W porównaniu średnich i dużych zbiorników wodnych proces zamulania małych zbiorników w Polsce jest stosunkowo słabo rozpoznany. W latach 1996-2008 autorzy przeprowadzili badania dwunastu małych zbiorników wodnych dorzecza górnej Wisły. Badania te pozwoliły określić średni roczny stopień zamulenia, wynoszące od 0,06 do 6,38% [6, 8]. Określony średni roczny stopień zamulenia (S_z), jako stosunek objętości osadów rumowiska do pojemności pierwotnej zbiorników, umożliwił opracowanie zależności (S_z) w funkcji intensywności zamulania S_i , określanej jako stosunek początkowej pojemności zbiornika wodnego (V_p), do średniej rocznej objętości rumowiska dopływającego do zbiornika (R_u) [7]. Zależność ta umożliwia jedynie w sposób szacunkowy określenie średniej rocznej redukcji pojemności zbiornika projektowanego lub eksploatowanego. Prognoza szczegółowa, opracowana według wytycznych instruktarzowych [13], może stanowić podstawę do określenia zmiany pojemności zbiornika w czasie jego eksploatacji, pod warunkiem prawidłowego określenia ilości rumowiska dopływającego do zbiornika i zdolności zbiornika do zatrzymywania rumowiska. Według wytycznych instruktarzowych zdolność tę wyznaczać należy z nomogramu Łopatina. Nomogram ten ze względu na ograniczenia nie może być stosowany w przypadku prognozowania zamulania małych zbiorników wodnych. Jak wykazały badania Michalca [8], zdolność małego zbiornika wodnego do zatrzymywania rumowiska lepiej odzwierciedla wartość wyznaczona z nomogramu Churchilla.

Tematyka związana z określeniem redukcji pojemności małych zbiorników wodnych okazuje się coraz bardziej aktualnym zagadnieniem. Związane jest to z rozpoczętą realizacją budowy zbiorników wodnych w ramach programu małej retencji. Poza określeniem dyspozycyjnej pojemności zbiornika wodnego i określeniem jej redukcji w czasie eksploatacji ważne jest również posiadanie informacji o sposobie rozmieszczenia osadów w czaszy zbiornika wodnego. Wyznaczenie w projektowanym małym zbiorniku wodnym stref intensywnego odkładania się rumowiska umożliwi m.in. wskazanie właściwego miejsca do lokalizacji ujęć wody, czy też opracowanie sposobu usunięcia osadów. Istotne znaczenie poznania procesu rozmieszczenia osadów w czaszy małego zbiornika wodnego może być pomocne w pracach projektowych, związanych z przyjęciem kształtu zbiornika, czy też przyjęcia metod lub rozwiązań technicznych zabudowy części wlotowej zbiornika, powodujących zmniejszenie dopływu rumowiska.

Empiryczne metody służące prognozowaniu rozmieszczenia osadów zostały opracowane w wyniku badań procesu zamulania dużych zbiorników wodnych. Spośród tych metod można wyróżnić metodę Area – Increment Method (AIM), opracowaną przez Christofano w 1953 roku [2], Borlanda-Millera (Empirical Area-Reduction Method – EARM) z 1958 roku [3], semi-empiryczną metodę Ortha-Šamova opracowaną w 1954 roku [2], a także metodę Rooseboom-Annandale [1]. Zastosowanie tych metod do określenia rozmieszczenia odkładów rumowiska w małych zbiornikach wodnych może być ograniczone lub niemożliwe, czego przykładem jest metoda Borlanda-Millera opracowana na podstawie wyników pomiarów zamulenia 30 dużych zbiorników wodnych o pojemnościach od 49 mln m³ do 37 mld m³.

W pracy przedstawiono wyniki pomiarów zamulenia dwóch małych zbiorników wodnych i podjęto próbę oceny możliwości zastosowania metod Christofano, Ortha-Šamova i Rooseboom-Annandale. Ponadto wykazano, że pojemność badanych małych zbiorników wodnych zostanie znacznie zmniejszona w krótkim okresie eksploatacji.

2. Metodyka badań

Pomiary objętości odkładów rumowiska wykonano w dwóch zbiornikach wodnych, to jest w zbiorniku Cierpisz, na rzece Tuszymce i w zbiorniku Brzoza Królewska na potoku Tarlaka, których zapory zamykają małe zlewnie rolnicze. Zapora zbiornika Cierpisz znajduje się w km 23+700 biegu rzeki Tuszymki. Powierzchnia zlewni rzeki Tuszymki wynosi 54,5 km². Lasy stanowią ponad 43% powierzchni zlewni. Zlewnia potoku Tarlak, której powierzchnia jest równa 30,4 km², jest w ponad 62% użytkowana rolniczo. Zbiornik wodny Cierpisz, o pojemności 34,50 tys. m³, został oddany do eksploatacji w 1956 roku. Rzędna piętrzenia wody w tym zbiorniku wynosi 198,90 m n.p.m. Na przełomie lat 1990-1991 zostały wykonane prace odmuleniowe polegające na wydobyciu ok.

15 tys m³ sedymentu, przywracając tym samym zbiornikowi jego pierwotną pojemność. Stopień zamulenia determinujący podjęcie renowacji obiektu wynosił 43,5%.

Pojemność zbiornika Brzóza Królewska, wybudowanego w 1978 roku, wynosi 48,97 tys. m³. Zapora zbiornika znajduje się w 6+110 km potoku Tarlak [8]. Powyżej tego zbiornika w km 10+800 potoku Tarlaka znajduje się zbiornik Brzóza Stadnicka. W 1996 roku wykonano prace mające na celu odmulenie zbiornika Brzóza Królewska [10]. Piętrzenie normalne uzyskuje się przy rzędnej 195,00 m n.p.m. Szczegółowy opis zbiorników i ich zlewni zamieszczono w pracach Madeyski i in.[6] i Michalca[8]. Pomiar zamulenia zbiornika Cierpisz wykonano w 2009 i 2011 roku, a zbiornika Brzóza Królewska w 2010 i 2012 roku w ramach realizowanego projektu N N305 295037.

Pomiary zamulenia badanych zbiorników wodnych polegały na określeniu zmiany rzędnych dna zbiorników w przekrojach poprzecznych i w punktach poza przekrojami, stosując tzw. metodę punktów rozproszonych. Wyniki pomiarów naniesiono na przekroje poprzeczne, zamieszczone w dokumentacji powykonawczej zbiorników, a następnie określono zmiany pól powierzchni w przekrojach poprzecznych.

Rozmieszczenie odkładów rumowiska opracowano na podstawie wyników pomiarów, obliczając objętości odkładów rumowiska w poszczególnych segmentach, ograniczonych sąsiednimi przekrojami poprzecznymi. Określone procentowe objętości rumowiska w segmencie, jako stosunek objętości odkładów w danym segmencie do jego pojemności, będąca zarazem stopniem zamulenia segmentu, stanowiły podstawę określenia rozmieszczenia rumowiska w funkcji odległości od zapory.

Teoretyczne rozmieszczenie rumowiska w badanych zbiornikach określono za pomocą metody Christofano [2], Ortha-Šamova [2] i Rooseboom-Annandale [1].

Christofano założył, że rumowisko odkłada się jedynie w martwej strefie pojemności zbiornika i że dystrybucja osadu, może zostać ograniczona przez zmniejszenie powierzchni zbiornika, opisana jest przez „czynnik skorygowania powierzchni”. Obliczenia według metody AIM przeprowadza się według równania:

$$V_s = V_0 + A_0(H - h_0) \quad (1)$$

gdzie: V_s – objętość osadu jaka została rozprowadzona w czaszy zbiornika,

H – głębokość zbiornika przy ścianie zapory, przy poziomie normalnego piętrzenia,

h_0 – przyjęta głębokość osadu przy ścianie zapory,

V_0 – objętość osadu przy przyjętej wartości h_0 ,

A_0 – czynnik skorygowania powierzchni zdefiniowany, jako powierzchnia przy głębokości osadu h_0 .

Według metody Ortha-Šamova określa się trzy stadia dystrybucji osadu w zbiorniku [2]:

1. Stadium początkowej depozycji – po czasie t można określić objętość zdeponowanego rumowiska w postaci stożka usypowego odkładów o długości L_{deposit} , dla średniej szerokości zbiornika (B_{med}), przyjmując maksymalną wysokość osadów w zbiorniku – Z_m według następującego wzoru:

$$V_t = 0,5 \cdot L_{\text{deposit}} \cdot Z_m \cdot B_{\text{med}} \quad (2)$$

2. Stadium przejściowej depozycji – w tym stadium następuje przyrost odkładów rumowiska.
3. Stadium końcowe depozycji – zbiornik całkowicie wypełniony rumowiskiem, wytwarza się koryto tranzytowe o głębokości stanowiącej stosunek jednostkowego natężenia przepływu do prędkości krytycznej.

Według teorii energii strumienia, strumień dąży do stabilizacji warunków hydraulicznych w zbiorniku wodnym jak i w rzece gdy jego energia zbliża się do minimum. Bazując na tym założeniu i pracach Roosebooma [12], Annandale [1] określił dla warunków minimalnej energii strumienia zależność między wzdłużną dystrybucją rumowiska w zbiorniku, a zmianą długości obwodu zwilżonego.

Wyniki badań wielkości zamulenia jedenastu dużych zbiorników wodnych w Republice Południowej Afryki umożliwiły opracowanie zależności bezwymiarowej sumowej objętości deponowanego w zbiorniku osadu od względnej odległości od zapory (x), dla różnych wartości obwodu zwilżonego (P) i średniego nachylenia krzywej P/x . Zależność tę można zapisać w postaci:

$$\sum \frac{V_z}{V_{\text{FSL}}} = f\left(\frac{L'}{L_{\text{FSL}}}, \frac{dP}{dx}\right) \quad (3)$$

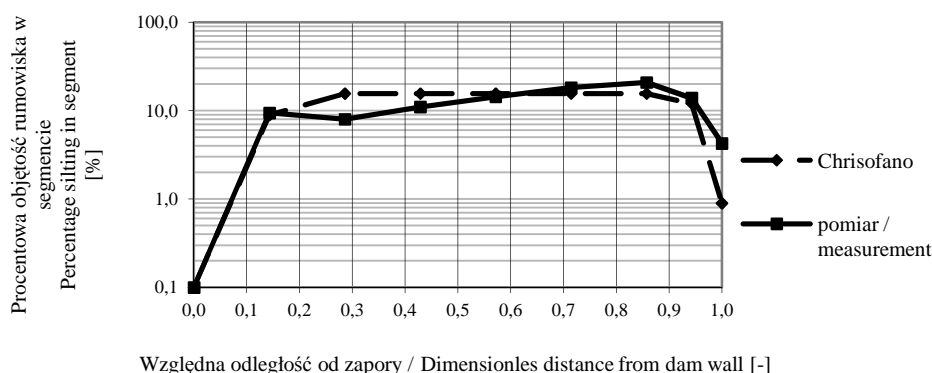
Redukcję pojemności zbiorników w czasie ich eksploatacji określono na podstawie zmiany stopnia zamulenia. W tym celu wykorzystano wyniki pomiarów zamulania zbiorników Cierpisz i Brzoza Stadnicka przed okresem 2009-2012. Stopień zamulenia zbiornika wodnego określono jako stosunek objętości rumowiska zatrzymanego w zbiorniku V_z do jego pojemności początkowej V_p .

3. Wyniki

Obliczona na podstawie wyników pomiarów objętość odkładów rumowiska w zbiorniku wodnym Cierpisz w latach 2009 i 2011 wynosi odpowiednio 8,75 i 9,47 tys. m^3 , a w zbiorniku Brzoza Królewska w latach 2010 i 2012 jest odpowiednio równa 3,36 i 3,55 tys. m^3 .

Stosując metodę Christofano należy określić miąższość osadów h_0 . Została ona obliczona tzw. metodą prób i błędów. Dla określonego czynnika skorygo-

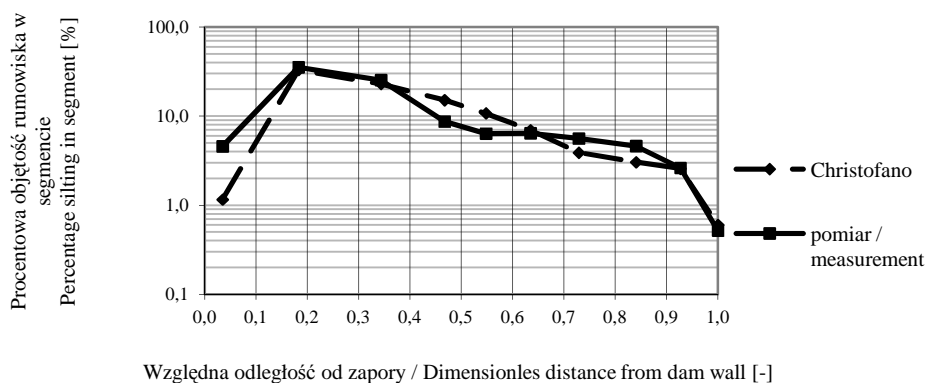
wania powierzchni A_0 zbiornika Cierpisz, równej 3991 m przy wysokości $H=2,5$ m, miąższość osadów h_0 wynosi 0,30 m. Obliczona objętość osadu V_0 dla przyjętej wartości $h_0 = 0,30$ m jest równa 599 m^3 . Jest to objętość rumowiska zgromadzona w dnie zbiornika na długości 59 m od zapory poniżej rzędnej 196,66 m n.p.m. – rzędna ta stanowi sumę wartości h_0 i rzędnej najniższego punktu dna przy zaporze według projektu powykonawczego zbiornika. Powyżej rzędnej 196,66 m n.p.m. rumowisko odkładane jest proporcjonalnie w dnie. W wyniku opracowania krzywej pojemności i powierzchni zalewu określono w poszczególnych przekrojach powierzchnie odkładów rumowiska i obliczono zamulenie w segmentach. Na rycinie 1 przedstawiono rozmieszczenie odkładów rumowiska w zbiorniku Cierpisz, opracowane dla danych z pomiarów wykonanych w 2009 roku.



Ryc. 1. Rozmieszczenie odkładów rumowiska w zbiorniku Cierpisz według metody Christofano i według pomiarów zamulania wykonanych w 2009 roku

Fig. 1. Sediment distribution in the water reservoir Cierpisz according to the Christofano method and according to the measurements worked out in the year 2009

Miąższość osadów h_0 w zbiorniku Brzóza Królewska wynosi 0,04 m. Została ona obliczona dla czynnika skorygowania powierzchni A_0 równego 2051 m i wysokości $H=1,75$ m. Obliczona objętość osadu V_0 przy przyjętej wartości $h_0 = 0,04$ m wynosi 41 m^3 . Jest to objętość rumowiska zgromadzona w dnie zbiornika na długości 17,4 m od zapory poniżej rzędnej 196,66 m n.p.m. – rzędna ta stanowi sumę wartości h_0 i rzędnej najniższego punktu dna przy zaporze według projektu powykonawczego zbiornika. Powyżej rzędnej 196,66 m n.p.m. rumowisko odkładane jest proporcjonalnie w dnie. Rycina 2 przedstawia rozmieszczenie odkładów rumowiska w zbiorniku Brzóza Królewska, opracowane dla danych z pomiarów wykonanych w 2010 roku.



Ryc. 2. Rozmieszczenie odkładów rumowiska w zbiorniku Brzózka Królewska według metody Christofano i według pomiarów zamulania wykonanych w 2010 roku

Fig. 2. Sediment distribution in the water reservoir Brzózka Królewska according to the Christofano method and according to the measurements worked out in the year 2010

Według tej metody poza strefą skorygowanej powierzchni A_0 rumowisko odkłada się równomierną warstwą we wszystkich przekrojach (tab. 1 i 2).

Tabela 1. Różnice wyników obliczeń (Δ) rozmieszczenia rumowiska w zbiorniku Cierpisz według pomiarów zamulania w 2011 r. i obliczeń metodą Christofano

Table 1. Difference in results of calculations (Δ) of sediment deposition in the Cierpisz reservoir according to silting measurements in 2011 and to the Christofano method calculations

Segmenty Segments	Procentowy udział odkładów rumowiska w poszczególnych segmentach obliczony według Percentage of sediment deposition in particular segments calculated according to		Δ [%]
	pomiary	Christofano	
1	2	3	4
1	0,00	0,00	0
2	10,42	8,90	14
3	9,80	15,60	-59
4	10,18	15,60	-53
5	14,34	15,60	-9
6	17,25	15,60	9
7	20,84	15,60	25
8	12,89	12,10	7
9	4,27	0,90	79

Tabela 2. Różnice wyników obliczeń (Δ) rozmieszczenia rumowiska w zbiorniku Brzóza Królewska według pomiarów zamulania w 2012 r. i obliczeń metodą Christofano

Table 2. Difference in results of calculations (Δ) of sediment deposition in the Brzóza Królewska reservoir according to silting measurements in 2012 and to the Christofano method calculations

Segmenty Segments	Procentowy udział osadów rumowiska w poszczególnych segmentach obliczony według Percentage of sediment deposition in particular segments calculated according to		Δ [%]
	pomiary	Christofano	
1	2	3	4
1	0,00	0,00	0
2	3,66	1,16	68
3	33,52	33,01	2
4	25,46	22,94	10
5	11,67	15,09	-29
6	6,35	10,71	-69
7	6,25	6,95	-11
8	6,23	3,89	38
9	3,77	3,04	20
10	2,56	2,57	0
11	0,51	0,60	-18

W tabeli 3 zamieszczono wyniki obliczeń prognozowanej objętości osadów rumowiska (V_t) w badanych zbiornikach wodnych metodą Ortha–Shamova (wzór 2), dla rzeczywistej wysokości osadów w zbiorniku – $Z_{m \text{ real}}$. Wartość $Z_{m \text{ real}}$ została określona jako maksymalna z wartości średnich wysokości osadów z przekrojów pomiarowych każdego zbiornika, przyjmując L_{deposit} równą długości zbiornika.

Przekształcając wzór (2) obliczono teoretyczną wysokość osadów w zbiorniku – $Z_{m \text{ teoret.}}$, odpowiadającą rzeczywistej objętości rumowiska zatrzymanego w zbiorniku (tab. 3). Jest ona znacznie niższa od rzeczywistej wysokości osadów w zbiorniku – $Z_{m \text{ real}}$.

Zastosowanie metody Roseboom–Annadale’a wymaga opracowania zależności regresyjnej obrotu zwilżonego (P) w poszczególnych przekrojach poprzecznych zbiorników, od odległości od zapory (x). Współczynniki kierunkowe równań regresji stanowią średnie nachylenie krzywej regresji, będące wartością dP/dx . Wartości te wynoszą: 0,10 - zbiornik Cierpisz (ryc. 3A) i 0,42 - zbiornik Brzóza Królewska (ryc. 3B).

Tabela 3. Wyniki obliczeń wg metody Ortha-Shamova

Table 3. Results of calculations according to Ortha-Shamov method

Zbiornik wodny Water reservoir	t [lata]	B _{med} [m]	L _{deposit} [m]	Z _m teoret. [m]	Z _m real [m]	V _t [tys. m ³]	Δ [%]
1	2	3	4	5	6	7	8
Brzóza Królewska	16	117,9	520	0,12	1,72	52,72	1385
Cierpisz	20	67,6	340	0,82	1,52	17,48	85

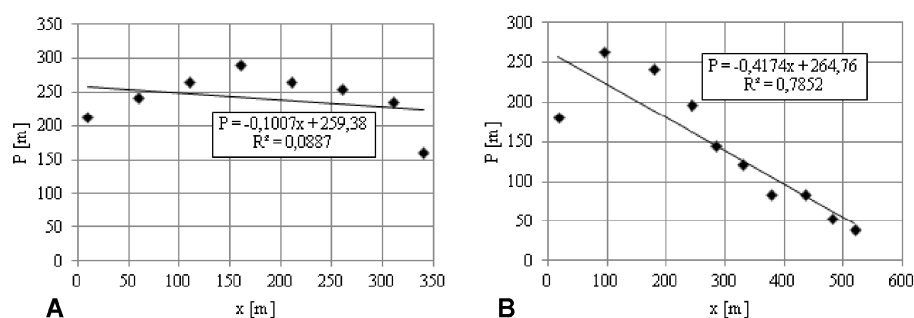
**Ryc. 3. Zależność obwodu zwilżonego (P) od odległości od zapory (x) ustalona dla zbiornika wodnego Cierpisz (A) i Brzóza Królewska (B)**

Fig. 3. Dependence of the wetted parameter (P) on distance from the wall of the dam (x) established for the water reservoir Cierpisz (A) and Brzóza Królewska (B)

Dla wartości dP/dx danego zbiornika, z odpowiedniej krzywej wykresu Roseboom'a [1976], odczytano wartości bezwymiarowe sumowych objętości odkładów rumowiska ($\Sigma(V_Z/V_{FSL})$) dla względnych odległości od ściany zapory zbiornika (L'/L_{FSL}) – tabela 4.

Tabela 4. Rozmieszczenie rumowiska w zbiorniku wodnym Cierpisz według metody Roosebooma-Annandale'a (R-A) i wyników pomiarów zamulenia w 2011 roku

Table 4. Sediment distribution in the water reservoir Cierpisz according to Rooseboom-Annandale method (R-A) and according to sediment measurements in the year 2011

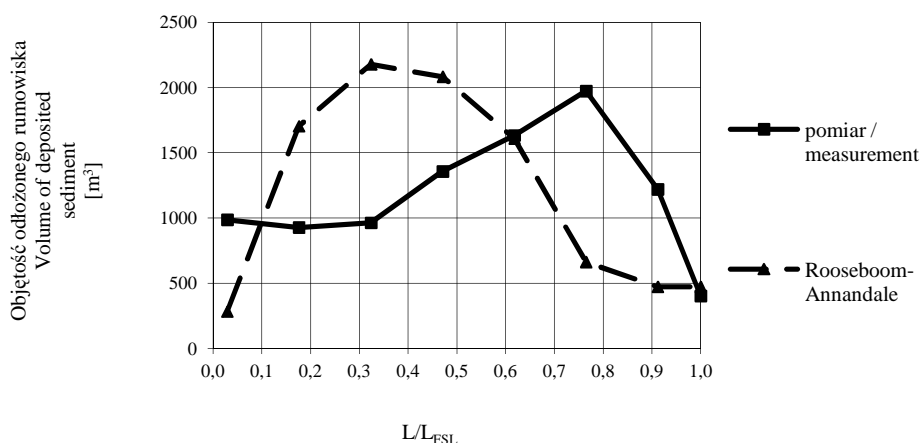
Segment Segments	L'/L _{FSL}	$\Sigma(V_Z/V_{FSL})$	V _Z /V _{FSL}	Objętość odłożonego rumowiska w 2011 roku Volume of deposited sediment in 2011 [m ³]	
				wg metody R-A R-A method	wg pomiaru / measurement
1	2	3	4	5	6
1	0,029	0,03	0,03	284	987
2	0,176	0,21	0,18	1705	928

Tabela 4 (cd.). Rozmieszczenie rumowiska w zbiorniku wodnym Cierpisz według metody Roosebooma-Annandale'a (R-A) i wyników pomiarów zamulenia w 2011 roku

Table 4 (cont.). Sediment distribution in the water reservoir Cierpisz according to Rooseboom-Annandale method (R-A) and according to sediment measurements in the year 2011

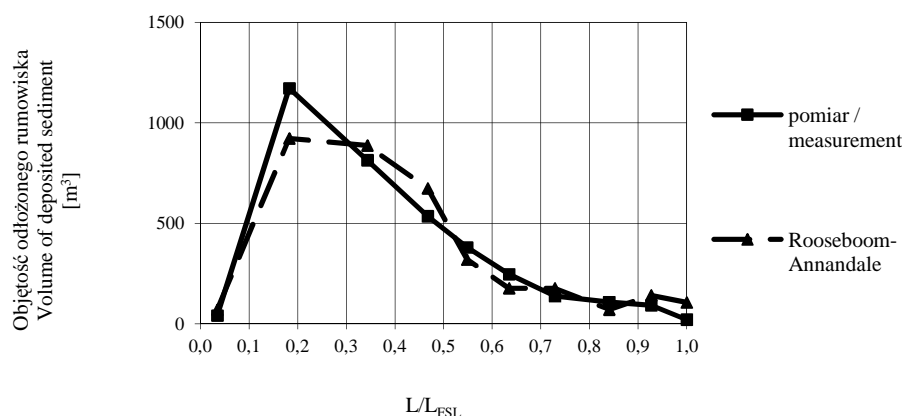
Segment Segments	L'/L_{FSL}	$\Sigma(V_Z/V_{FSL})$	V_Z/V_{FSL}	Objętość odłożonego rumowiska w 2011 roku Volume of deposited sediment in 2011 [m ³]	
				wg metody R-A R-A method	wg pomiaru / measurement
1	2	3	4	5	6
3	0,324	0,44	0,23	2178	964
4	0,471	0,66	0,22	2083	1358
5	0,618	0,83	0,17	1610	1634
6	0,765	0,9	0,07	663	1974
7	0,912	0,95	0,05	473	1221
8	1,000	1	0,05	474	404
Suma:			1,00	9470	9470

Rozmieszczenie osadów według metody Roseboom–Annadale'a w zbiorniku Cierpisz, określone na podstawie pomiarów zamulania wykonanych w 2009 roku zamieszczono na rycinie 4, a na rycinie 5 zamieszczono rozmieszczenie osadów w zbiorniku Brzoza Królewska, opracowane na podstawie pomiarów wykonanych w 2012 roku.



Ryc. 4. Rozmieszczenie rumowiska w zbiorniku wodnym Cierpisz w 2009 roku opracowane według pomiarów i obliczeń metodą Roosebooma-Annandale'a

Fig. 4. Sediment distribution in the water reservoir Cierpisz in the year 2009 worked out according to measurements and the calculations the Rooseboom-Annandale method



Ryc. 5. Rozmieszczenie rumowiska w zbiorniku wodnym Brzózka Królewska w 2012 roku opracowane według pomiarów i obliczeń metodą Roosebooma-Annandale'a

Fig. 5. Sediment distribution in the water reservoir Brzózka Królewska in the year 2012 worked out according to measurements and the calculations the Rooseboom-Annandale method

Stopień zamulenia S_z badanych zbiorników, określony na podstawie wyników pomiarów wykonanych w latach 2009-2012, na tle wcześniejszych badań, zamieszczono w tabeli 5.

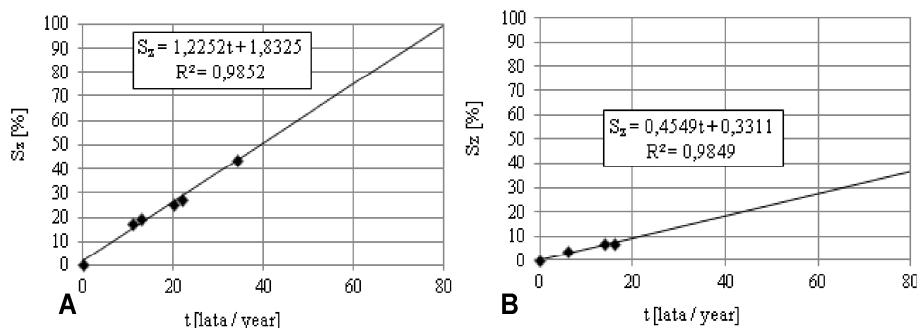
Tabela 5. Objętość osadów rumowiska w badanych zbiornikach wodnych w poszczególnych latach eksploatacji

Table 5. Volume of the deposited sediments in the studied water reservoirs in individual years of operation

Zbiornik Reservoir	Rok Year	Lata eksploatacji Years of operation t	Objętość osadów Volume of sediment [m ³]	Stopień zamulenia Silting ratio S_z [%]
1	2	3	4	5
Cierpisz	1990	34	15,00	43,48
	2001	11	6,10	17,68
	2003	13	6,75	19,55
	2009	20	8,75	25,35
	2011	22	9,47	27,45
Brzózka Królewska	2002	6	1,73	3,55
	2010	14	3,36	6,90
	2012	16	3,55	7,25

Przyjmując liniową zależność stopnia zamulenia (S_z) od czasu eksploatacji (t) zmniejszenie pojemności zbiornika wodnego Cierpisz o 50% jego pojemno-

ści nastąpi po upływie 40 lat eksploatacji (ryc. 6A). Natomiast pojemność zbiornika Brzóza Królewska zostanie zmniejszona o 50% jego pojemności po 110 latach (ryc. 6B). Jest to wynikiem oddziaływania zbiornika Brzóza Stadnicka, zlokalizowanego na potoku Tarlak powyżej zbiornika Brzóza Królewska.



Ryc. 6. Zależność stopnia zamulenia (S_z) od czasu eksploatacji (t); A) zbiornik Cierpisz, B) zbiornik Brzóza Królewska

Fig. 6. Dependence silting ratio (S_z) of time of operation (t); A) Cierpisz reservoir, B) Brzóza Królewska reservoir

4. Podsumowanie

Depozycja materiału mineralnego w małych zbiornikach wodnych, powodująca ich zamulenie, przyczynia się do szybkiego zmniejszania ich pojemności. Ograniczenie pojemności małego zbiornika wodnego, wynoszące 50% jego pojemności, jak wykazano w przypadku zbiornika Cierpisz, może nastąpić po upływie 40 lat eksploatacji. Jednym ze sposobów zmniejszenia redukcji pojemności jest wykonanie zbiornika wstępnego, przechwytyjącego część płynącego rumowiska w cieku. Przykładem takim jest zbiornik Brzóza Stadnicka, znajdujący się ponad cztery kilometry powyżej zbiornika Brzóza Królewska. Zamulenie tego zbiornika, wynoszące 50% zostanie osiągnięte po ponad 110 latach eksploatacji.

Analizując proces zamulania małych zbiorników wodnych ważne jest, nie tylko określenie objętości gromadzonych w nich osadów, ale także określenie rozmieszczenia rumowiska w czaszy zbiornika. Zastosowanie metod Christofano, Ortha-Šamova i Rooseboom-Annandale do prognozowania rozmieszczenia odkładów rumowiska w małych zbiornikach wodnych obarczone jest błędem.

Określone rozmieszczenie rumowiska za pomocą metody Christofano w przypadku badanych zbiorników wodnych jest względnie proporcjonalne we wszystkich przekrojach do rzeczywistego rozmieszczenia rumowiska. Różnice wyników obliczeń rozmieszczenia rumowiska w zbiorniku Cierpisz według pomiarów a obliczeń wykonanych metodą Christofano osiągają niestety poziom

prawie 60%. Metoda Christofano umożliwia jedynie określenie ogólnego trendu rozmieszczenia rumowiska w małym zbiorniku wodnym.

Zastosowanie metody Ortha-Shamova, według której rumowisko odkładane jest w postaci stożka usypowego utworów, jest niemożliwe w przypadku badanych małych zbiorników wodnych. Metoda ta nie powinna być stosowana do określenia rozmieszczenia rumowiska w małych zbiornikach wodnych.

Określenie możliwości stosowania metody Roseboom–Annadale’a do prognozowania rozmieszczenia osadów w małych zbiornikach wodnych wymaga przeprowadzenia dodatkowych badań, gdyż w przypadku zbiornika Brzóza Królewska uzyskano wyniki prognozy zbliżone do wyników pomiarów. Natomiast określone rozmieszczenie rumowiska metodą Roseboom–Annadale’a w zbiorniku Cierpisz odbiega znacząco od rzeczywistego rozmieszczenia. Takie rozbieżności wyników mogą się wiązać z kształtem zbiornika.

Literatura

- [1] Annadale G.W. 1987. Reservoir sedimentation. Developments in Water Science, No 29, Amsterdam, Netherlands: Elsevier Publishers BV. 221.
- [2] Batuca G. D., Jordaan M. J. Jr. 2000. Silting and Desilting of Reservoirs. A.A.Balkema. Rotterdam, Netherlands, 353.
- [3] Dąbkowski L, Skibiński J., Żbikowski A. 1982. Hydrauliczne podstawy projektów wodno-melioracyjnych. PWRiL, Warszawa.
- [4] Hartung F. 1959. Ursache und Verhuetung der Staumraumverlandung bei Talsperren. Wasserwirtschaft, 1.
- [5] Lara J.M., Pemberton E.L. 1963. Initial weight of deposited sediments. Proc. Federal Interagency Sedimentation Conference. USDA-ARS, Misc. Publ., 970, 818–845.
- [6] Madeyski M., Michalec B., Tarnawski M. 2008. Zamulanie małych zbiorników wodnych i jakość osadów dennych. Polska Akademia Nauk Oddział w Krakowie, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, z. 11, seria: Monografie, 76.
- [7] Michalec B. 2008a. Prognoza zamulania i ocena zasobów wodnych planowanych zbiorników małej retencji wodnej. Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie. t. 8, z.2b (24), 81-96.
- [8] Michalec B. 2008b. Ocena intensywności procesu zamulania małych zbiorników wodnych w dorzeczu Górnej Wisły. Zesz. Nauk. Uniw. Roln. w Krakowie nr 451, Seria rozprawy, z. 328.
- [9] Mioduszewski W. 2006. Małe zbiorniki wodne. Wydawnictwo IMUZ – Falenty.
- [10] Operat wodno-prawny na pobór wody i eksploatację zbiornika na pot. Tarlaka w km 6+110. Zbiornik Brzóza Królewska. Wojewódzki Zarząd Inwestycji Rolniczych w Rzeszowie, Rzeszów, 1996.
- [11] Porozumienie z dnia 21.12.1995 r. zawarte między Wicepremierem Rady Ministrów, Ministrem Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej a Ministrem Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, dotyczące współpracy w zakresie

programu małej retencji, (<http://www.mos.gov.pl/dzw/dokumenty/porozumienie.html>).

- [12] Rooseboom A. 1976. Reservoir sediment deposition rates. Proc. of 12th ICOLD Congress, Mexico City. 184-196.
- [13] Wiśniewski B., Kutrowski M. 1973. Budownictwo specjalne w zakresie gospodarki wodnej. Zbiorniki wodne. Prognozowanie zamulania. Wytyczne instruktażowe. Biuro Studiów i Projektów Budownictwa Wodnego „Hydroprojekt”, Warszawa, 55.

SILTATION AS A LIMITING FACTOR WATER RESOURCES SMALL WATER RESERVOIRS

Summary

The management of water resources in small water reservoirs has to be based on hydrological information as well as information obtained from exploitation of hydrotechnical objects. The information concerning silting and sediment distribution is important to both the water reservoir and the hydrotechnical objects, including the way they work and are utilized. The measurements of silting were carried out in two reservoirs: Cierpisz on the Tuszynka river and Brzóza Królewska on the Tarlaka stream.

The results of silting measurements presented in the paper, enabled the attempt to evaluate the applicability of Christofano, Orth-Šamov and Rooseboom-Annandale methods and to develop silting forecasts. Based on the calculated forecast it was demonstrated that the capacity of Cierpisz and Brzóza Królewska reservoirs will be reduced by 50% after 40 and 110 years, respectively. It was found that the Christofano method enables only the identification of a general trend of sediment deposition in a small reservoir and the discrepancies between results exclude the application of the Orth-Shamov method. It has been demonstrated that it is possible to apply the Roseboom-Annadale method to forecast the sediment distribution in small reservoirs, but additional research is required to define the conditions of its application. The measurements of silting were carried out in two reservoirs: Cierpisz on the Tuszynka river and Brzóza Królewska on the Tarlaka stream. This reservoir is characterized by agricultural character of the river basin.

Keywords: small water reservoir, bottom sediment, sediment distribution, silting ratio

DOI: 10.7862/rb.2013.43

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Andrzej WAŁĘGA¹
Agnieszka CUPAK²
Bogusław MICHAŁEC³
Katarzyna WACHULEC⁴

WPLYW PARAMETRÓW FIZYCZNO - GEOGRAFICZNYCH ZLEWNI I CHARAKTERYSTYK OPADU NA CZAS KONCENTRACJI ODPLYWU

Celem artykułu jest ocena wpływu parametrów fizyczno – geograficznych zlewni i charakterystyk opadów na czas koncentracji odpływu ze zlewni o różnym użytkowaniu. Analizy przeprowadzono dla zlewni rzeki Sidzinki i potoku Łęgówka, położonych na terenie miasta Krakowa oraz potoku Rozrywka (Sudół Dominikański), którego zlewnia leży na obszarze gminy Zielonki i gminy Kraków. W zlewni rzeki Sidzinki dominuje użytkowanie w postaci gruntów ornych, w zlewni potoku Łęgówka i Sudół Dominikański – tereny zabudowane. Czas koncentracji obliczono metodami: a) segmentowymi: Kerby-Kirpich, NRCS, wg procedury TR55, Kerby-NRCS i b) metodami „lag”: Haktanir-Sezen, Simas-Hawking i NRCS-Lag. Podstawą przeprowadzonych obliczeń były pomiary terenowe geometrii koryt cieków, mapy topograficzne i ortofotomapy oraz natężenie opadów o różnym czasie trwania i prawdopodobieństwie przewyższenia wg, które zostały obliczone ze wzoru Bogdanowicz-Stachy. Przeprowadzone obliczenia wykazały, że wartość czasu koncentracji jest charakterystyczna dla danej zlewni i zależna od zastosowanej metody obliczeniowej. Największe wartości czasu koncentracji otrzymano dla metod Kerby – Kirpich’a i NRCS Lag, które uwzględniają wyłącznie charakterystykę drogi spływu. Wykazano ponadto, że charakterystyka opadu ma znaczący wpływ na wielkość czasu koncentracji - wzrost prawdopodobieństwa przewyższenia deszczu prowadzi do zmniejszenia jego natężenia, co w efekcie zwiększa wartość czasu koncentracji. Istotnym czynnikiem wpływającym na wielkość cza-

¹ Autor do korespondencji: Andrzej Wałęga, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, tel.: 12 662 40 52, awalega@ar.krakow.pl

² Agnieszka Cupak, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków tel.: 12 662 41 02, a.cupak@op.pl

³ Bogusław Michałec, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków tel.: 12 662 40 52, rmmichbo@cyf-kr.edu.pl

⁴ Katarzyna Wachulec, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków tel.: 12 662 41 46, k.wachulec@op.pl

su koncentracji jest rozmieszczenie terenów uszczelnionych w zlewni. Wzrastający udział powierzchni uszczelnionej w obszarze źródłowym i środkowym zlewni odpowiada za krótszy czas spływu, a przez to mniejsze przepływy w kulminacji.

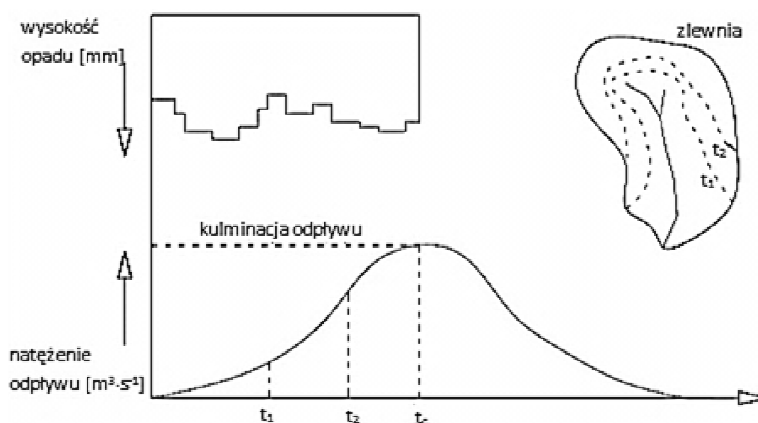
Słowa kluczowe: czas koncentracji, metody segmentowe, zlewnie zurbanizowane

1. Wprowadzenie i cel pracy

Nasilające się w ostatnich dwóch dekadach ekstremalne zjawiska pogodowe oraz postępująca urbanizacja zlewni miejskich, przyczyniają się do nasilenia intensywności odpływu powodując m.in. lokalne podtopienia, wylewy wody z systemów kanalizacyjnych, a w skrajnych przypadkach powódź. Z punktu widzenia hydrologii miejskiej, zarówno krótkotrwałe intensywne opady nawałne, jak i długotrwałe opady deszczu o mniejszej intensywności, mogą wywołać zniszczenia środowiskowe, zwłaszcza w infrastrukturze urbanistyczno-przemysłowej wskutek zalania bądź podtopienia terenu czy też rozmycia powierzchni gruntu. Zjawiska takie występują obecnie i będą też zapewne zdarzały się w przyszłości. Należy więc dążyć do ograniczenia niekorzystnych skutków środowiskowych takich zdarzeń losowych [10]. Działania ograniczające szkody spowodowane intensywnymi opadami deszczu należy podjąć na różnych szczeblach zarządzania w ramach ochrony przeciwpowodziowej, jak również na etapie projektowania systemów kanalizacji ogólnospławnej, kolektorów bądź urządzeń wodnych.

W celu doskonalenia metodyki obliczeń hydrologicznych na potrzeby projektowania: systemów kanalizacji deszczowej lub ogólnospławnej, zbiorników retencyjnych i detencyjnych, służących regulacji stosunków wodnych, odbioru wód opadowych czy ochronie przeciwpowodziowej, należy uwzględnić charakterystyki zlewni.

Jedną z podstawowych informacji hydrologicznych jest przepływ maksymalny w kulminacji, w oparciu o który projektowane są m.in. systemy odwodnienia w postaci kanałów otwartych i zamkniętych, czy przepustów. Bardzo ważnym zagadnieniem w obliczeniach, zwłaszcza w zlewniach o znacznym stopniu uszczelnienia, jest określenie czasu ich reakcji na występujący opad. Z kolei czas reakcji zlewni, a przede wszystkim czas koncentracji – T_c w istotny sposób wpływa na wielkości przepływu w kulminacji. Według Międzynarodowego Słownika Hydrologicznego i NRCS [18], czas koncentracji jest to czas, jaki przebędzie kropla wody z najdalszego pod względem hydraulicznym punktu w zlewni do badanego przekroju. Według Byczkowskiego [5] i Maidment'a [11] czas koncentracji ma znaczenie w określeniu odpływu, gdy jest on charakterystyką czasu trwania deszczu (krytycznego czasu trwania) generującego największe wezbranie (rys. 1). Ponieważ nie ma pewności, że założenie to jest prawdziwe, krytyczny czas trwania deszczu poszukuje się drogą prób.



Rys. 1. Graficzna interpretacja zależności odpływu od czasu koncentracji

Fig. 1. Graphical interpretation of the runoff depending on the time of concentration

Określenie wartości przepływu w kulminacji z wystarczająco dużą dokładnością jest jednak trudne w przypadku zlewni miejskiej ze względu na dużą zmienność obszarową odpływu. Koniecznym staje się zwiększenie dostępu projektantów do wiarygodnych baz danych opadowych lub dopasowanie wzorów empirycznych do lokalnych warunków tak, aby czas koncentracji był jak najbardziej skorelowany z krytycznym czasem trwania deszczu, dzięki czemu, wzrośnie dokładność oszacowania przepływu w kulminacji, na który projektowane są systemy odwodnień terenów zurbanizowanych.

Należy jednak pamiętać, iż o wiarygodności każdej metody decyduje jej najsłabsze ogniwo, którym obecnie, w przypadku naszego kraju, jest brak odpowiedniej dokładności lokalnych danych opadowych i parametrów związanych z czasem reakcji zlewni. Według Bondelid i in. [4] błędnie oszacowane parametry związane z czasem reakcji zlewni mogą generować nawet 75%-owy błąd w wartości przepływu w kulminacji. Dlatego czas koncentracji należy szacować porównując różne metody i wybierając wartość optymalną w zależności od charakterystyki zlewni.

Celem artykułu jest ocena wpływu parametrów fizyczno – geograficznych zlewni i charakterystyk opadów na czas koncentracji. Dodatkowo porównano wartości czasów koncentracji określone różnymi metodami i oceniono ich wpływ na przepływ w kulminacji.

2. Charakterystyka obszaru badań

Przedmiotem badań jest rzeka Sidzinka i potok Łęgówka, położone na terenie miasta Krakowa oraz potok Rozrywka (Sudół Dominikański), którego zlewnia leży na obszarze gmin Zielonki i Krakowa (rys. 2).



Rys. 2. Położenie analizowanych cieków na obszarze miasta Krakowa, 1- Potok Rozrywka, 2-Potok Łęgówka, 3- Rzeka Sidzinka [www.geoportal.gov.pl]

Fig. 2. Locality of the analyzed streams in the city of Krakow, 1- Rozrywka Creek, 2- Łęgówka Creek, 3- Sidzinka River [www.geoportal.gov.pl]

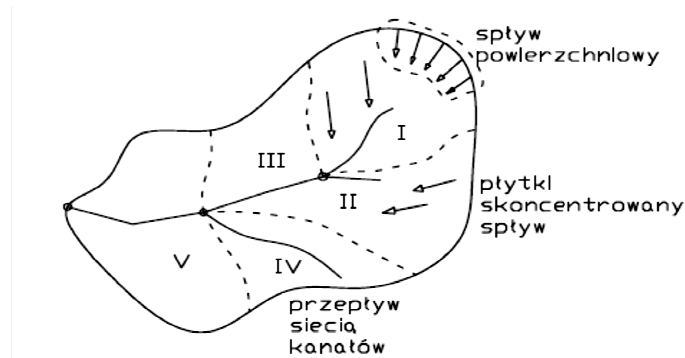
Sidzinka jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Wisły, wypływa w południowo zachodniej części dzielnicy Dębniki (Kobierzyn), na wysokości około 246 m n.p.m. Jej długość wynosi 7,762 km, natomiast powierzchnia zlewni równa jest 11,796 km². Potok Łęgówka jest lewobrzeżnym dopływem rzeki Wisły. Wypływa ze źródła w dzielnicy Nowa Huta, następnie przepływa przez osiedle Łęg w Krakowie. Długość cieków wynosi 5,477 km, a powierzchnia jego zlewni równa jest 9,751 km². Rozrywka/Sudół Dominikański jest lewobrzeżnym dopływem rzeki Prądnik/Białucha o długość około 8,54 km i powierzchni zlewni równej 16,44 km². W zlewni rzeki Sidzinki dominuje użytkowanie w postaci gruntów ornych (50% powierzchni zlewni), natomiast tereny zabudowane stanowią 7% powierzchni zlewni. W zlewni potoku Łęgówka tereny zabudowane stanowią 81% powierzchni zlewni, a w zlewni potoku Rozrywka tereny te stanowią 51% powierzchni zlewni. Pozostałą powierzchnię obu zlewni stanowią grunty orne i lasy.

3. Metodyka badań

W pracy czas koncentracji został obliczony metodami zaszerogowanymi do dwóch grup: metody segmentowych i „lag”. Czas koncentracji wg metody segmentowej został obliczony wg: Kerby-Kirpich, NRCS, procedury TR55 i Kerby-NRCS. W metodzie „lag” czas koncentracji został określony wg: Hak-tanir-Sezen, Simas-Hawkins i NRCS-Lag.

Metody segmentowe:

Według Green i Nelson [8] całkowity czas, w jakim kropla wody pokona odległość z najdalszego punktu w zlewni do badanego przekroju składa się z 3 faz i są one składowymi metody segmentowej (rys. 3):



Rys. 3. Charakterystyka drogi spływu w metodach segmentowych

Fig. 3. Characteristics of runoff's way in segmental methods

Metoda Kerby-Kirpich służy do kompleksowego szacowania czasu koncentracji, wymaga stosunkowo niewielkiej liczby parametrów wejściowych, jest łatwa do zastosowania i interpretacji wyników, stosuje się ją dla zlewni o powierzchni od ok. 0,40 do 46 ha [14]. Całkowity czas koncentracji T_c składa się z sumy czasu spływu powierzchniowego i skoncentrowanego – równanie 1 (Kerby) oraz czasu spływu kanałem – równanie 2 (Kirpich).

$$t_{pow} = \frac{0,606 \cdot (L \cdot n)^{0,467}}{S^{0,234}} \quad (1)$$

$$t_{kan} = 3,978 \cdot L^{0,77} \cdot S^{-0,385} \quad (2)$$

gdzie: t_{pow} – czas spływu powierzchniowego, [min]

t_{kan} – czas spływu kanałem, [min]

L – długość drogi spływu, [m]

n – współczynnik szorstkości powierzchni spływu wg Kerby,

S – spadek drogi spływu, [-]

W metodzie NRCS na czas koncentracji składają się sumy czasów spływu: powierzchniowego (3), płytkiego skoncentrowanego strumienia (4) i otwartego przepływu kanałem (4), (5).

Spływ powierzchniowy jest to spływ cienkiej warstwy wody po powierzchni. Często występuje w źródłowych odcinkach cieków [13]. Równanie na czas spływu stokowego zostało wyprowadzone z równania fali kinematycz-

nej, gdzie współczynnik oporów ruchu wyrażony jest współczynnikiem szorstkości Manninga [18]:

$$t_{stok} = \frac{6,92 \cdot (L \cdot n)^{0,6}}{i^{0,4} \cdot S^{0,5}} \quad (3)$$

gdzie: t_{stok} – czas spływu stokowego, [min]
 L – długość drogi spływu, [m]
 n – współczynnik szorstkości powierzchni spływu wg Manninga, [-]
 S – spadek drogi spływu, [-]
 i – natężenie deszczu o prawdopodobieństwie przewyższenia p i czasie trwania t

W celu obliczenia t_{stok} zastosowaną następującą procedurę iteracyjną:

- 1) Przyjęto t_{stok}
- 2) Określono natężenie deszczu dla danego prawdopodobieństwa i przyjętego czasu t_{stok} z krzywej natężenie-czas trwania opadu-prawdopodobieństwo,
- 3) Obliczono t_{stok} z równania (3) dla odczytanego natężenia deszczu w pkt 2),
- 4) Porównano wynik obliczeń z przyjętym t_{stok} . Obliczenia prowadzono do momentu, aż przyjęty i obliczony t_{stok} były do siebie zbliżone.

Spływ skoncentrowany występuje w sytuacji, gdy spływająca woda zaczyna się formować w bardziej skoncentrowany spływ [13]. Czas spływu w tej fazie odpływu obliczono ze wzoru:

$$t_{skon} = \frac{L}{v \cdot 60} \quad (4)$$

gdzie: t_{skon} [min].

Średnia prędkość spływu v została obliczona w oparciu o równanie Manninga dla przepływu w kanale, przyjmując zgodnie z wytycznymi „The Maryland State Highway Administration” [1] dla obszarów nieuszczelnionych współczynnik szorstkości $n = 0,05$ i $R = 0,4$, natomiast dla uszczelnionych $n = 0,025$ i $R = 0,2$.

Czas przepływu ciekim t_{kan} obliczono ze wzoru (4) przy założeniu, że prędkość v obliczona będzie z formuły Manninga:

$$v = \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot S^{1/2} \quad (5)$$

gdzie: R – promień hydrauliczny, [m]

Procedura TR55 została opracowana w Departamencie Rolnictwa Stanów Zjednoczonych (USCA) i służy do obliczania m.in. czasu koncentracji oraz odpływu z małych zlewni zurbanizowanych. W swoich założeniach w wyżej wymienionych metodach, dzieli czas koncentracji spływu na trzy etapy: spływ

stokowy, skoncentrowany i odpływ kanałem/ciekiem. Wzory empiryczne służące do szacowania poszczególnych składowych drogi spływu są obliczane zgodnie z metodą NRSC wg równań (4) i (5). Czas spływu stokowego jest określony za pomocą wzoru (6):

$$t_{stokTR55} = \frac{0,007 \cdot (L \cdot n)^{0,8}}{p^{0,4} \cdot s^{0,5}} \quad (6)$$

W porównaniu do równania (3), natężenie deszczu jest charakteryzowane przez opad o czasie trwania 24 godzin i prawdopodobieństwie 50%. Takie założenie pozwala uniknąć czasochłonnej procedury obliczeń iteracyjnych jak w metodzie NRCS.

Metoda Kerby-NRSC jest metodą hybrydową uwzględniającą spływ stokowy i skoncentrowany wg równania Kerby (1) oraz czasu przepływu ciekiem wg NRCS - wzory (4) i (5).

Metody „lag”:

W grupie metod „lag” czas koncentracji szacowany jest jednorazowo dla całej zlewni. Obliczenia polegają na określeniu czasu opóźnienia – LAG, a następnie z zależności parametrów czasowych T_c i LAG, obliczeniu czasu koncentracji. Opóźnienie odpływu określane jest jako odległość mierzona w skali czasu od środka geometrycznego hietogramu opadu efektywnego do środka ciężkości hydrogramu odpływu bezpośredniego lub przepływu maksymalnego [2].

Jedną z metod szacowania czasu koncentracji na podstawie zależności T_c i lag jest metoda Haktanir-Sezen. Opracowany wzór empiryczny jest równaniem regresji uzyskanym na podstawie syntetycznych jednostkowych hydrogramów odpływu dla 10 zlewni położonych na obszarze Turcji. W metodzie tej kolejno oblicza się czas opóźnienia T_{lag} , a następnie na jego podstawie czas koncentracji T_c [9]. Czas opóźnienia i koncentracji jest liczony z zależności:

$$t_{lag} = 26,85 \cdot L^{0,841} \quad (7)$$

$$t_c = \frac{t_{lag}}{0,6} \quad (8)$$

gdzie: t_{lag} , t_c [h]

L – długość koryta głównego, [km]

Simas i Hawkins opracowali wzór empiryczny do obliczania T_c na podstawie danych z 168 zlewni o powierzchni od 0,7 km² do 9,0 km² zlokalizowanych na terenie USA. Dla 3100 przeprowadzonych symulacji opad-odpływ autorzy otrzymali równanie regresji (9), które jest wzorem empirycznym na czas opóźnienia [16] Następnie w oparciu o wzór (10) oblicza się czas koncentracji:

$$t_l = 53,14 \cdot W^{0,594} \cdot s^{-0,15} \cdot R_{max}^{0,313} \quad (9)$$

$$t_c = 1,417 \cdot t_l \quad (10)$$

gdzie: t_l – czas opóźnienia, [h]
 W – szerokość zlewni, [m]
 s – spadek zlewni, [%]
 R_{max} – maksymalna potencjalna retencja, [mm]
 CN – parametr CN, [-]
 t_c – czas koncentracji, [h]

Maksymalna potencjalna retencja zlewni obliczana jest w oparciu o metodę NRCS-CN, w której istotnym parametrem jest numer krzywej (*Curve Number*) charakteryzujący sposób użytkowania zlewni, warunki glebowe i hydrologiczne.

Ostatnia z omawianych metod lag – NRCS-Lag została opracowana dla zlewni rolniczych, jednak z uwagi na to, że w metodzie tej występuje parametr CN wykorzystuje się ją również do szacowania czasu koncentracji w zlewniach zurbanizowanych. Stosuje się ją w zlewniach z dominacją spływu powierzchniowego. Czas opóźnienia jest liczony wg wzoru [12]:

$$T_{lag} = \frac{L^{0,8} \cdot (R_{max} + 1)^{0,7}}{1900 \cdot s^{0,5}} \quad (11)$$

gdzie: T_{lag} [h]
 L – hydrauliczna długość drogi spływu, [km]
 R_{max} – maksymalna potencjalna retencja zlewni,
 s – średni spadek zlewni, [%]

Parametr R_{max} jest liczony ze wzoru:

$$R_{max} = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (12)$$

Wykonanie obliczeń wymagało przyjęcia następujących dodatkowych założeń:

- krzywe: natężenie deszczu-czas trwania-prawdopodobieństwo określono w oparciu o metodę Bogdanowicz i Stachy [3],
- kształt hietogramu opadu całkowitego przyjęto zgodnie z wymogami DVWK [6], przyjmując maksymalne natężenie opadu w środku epizodu, co było niezbędne do przeprowadzenia modelowania odpływu wody ze zlewni,
- opad efektywny został obliczony wg metody NRCS-CN [14], gdzie parametr CN został ustalony w oparciu o zagospodarowanie zlewni, warunki glebowe i hydrologiczne, przyjmując normalne uwilgotnienie zlewni.

Informacje o użytkowaniu zlewni pochodziły z bazy Corine Land Cover, a dane odnośnie gleb z map glebowych w skali 1:25 000 udostępnionych przez Instytut Upraw i Nawożenia w Puławach,

- transformację opadu efektywnego w odpływ bezpośredni przeprowadzono za pomocą modelu opad-odpływ NRCS-UH dla deszczy o różnym czasie trwania [11]. Obliczenia przeprowadzono w pomocy programie HEC-HMS 3.4.

Przeprowadzono także badania terenowe polegające na pomiarach geodezyjnych przekroji poprzecznych koryt analizowanych cieków w wybranych punktach charakterystycznych (zmiany spadku czy kształtu koryta) oraz określeniu współczynnika szorstkości dna i skarp cieku.

4. Wyniki badań i dyskusja

W tabelach 1-3 zestawiono wyniki obliczeń czasu koncentracji w oparciu o wszystkie analizowane metody w badanych ciekach.

Tabela 1. Zestawienie wyników obliczeń T_c dla zlewni rzeki Sidzinka

Table 1. The results of T_c calculation for Sidzinka's River catchment

Metoda	Wzór	Forma spływu powierzchniowego				Czas koncentracji T_c [h]
		stokowy	skoncentrowany	korytowy		
				Odc. 1	Odc. 2	
Segmentowa	Kerby-Kirpich	0,14		2,06	1,39	3,59
	NRCS	0,07	0,01	1,14	0,815	2,04
	TR55	0,026	0,01	1,14	0,815	1,99
	Kerby-NRCS	0,14		1,14	0,815	2,1
Lag	Haktanir-Sezen	-	-	-	-	2,72
	Simas-Hawkins	-	-	-	-	2,63
	NRCS-Lag	-	-	-	-	4,31
Średni czas koncentracji						2,77

Tabela 2. Zestawienie wyników obliczeń T_c dla zlewni potoku ŁęgówkaTable 2. The results of T_c calculation for Łęgówka's Stream catchment

Metoda	Wzór	Forma spływu powierzchniowego			Czas koncentracji T_c [h]
		stokowy	skoncentrowany	koryto	
Segmentowa	Kerby-Kirpich	0,23		3,114	3,34
	NRCS	0,078	0,029	1,28	1,39
	TR55	0,028	0,029	1,28	1,34
	Kerby-NRCS	0,23		1,28	1,51
Lag	Haktanir-Sezen	-	-	-	1,66
	Simas-Hawkins	-	-	-	2,82
	NRCS-Lag	-	-	-	3,42
Średni czas koncentracji					2,21

Tabela 3. Zestawienie wyników obliczeń T_c dla zlewni potoku RozrywkaTable 3. The results of T_c calculation for Rozrywka's Stream catchment

Metoda	Wzór	Forma spływu powierzchniowego				Czas koncentracji T_c [h]
		stokowy	skoncentrowany	korytowy		
				koryto naturalne	kolektor	
Segmentowa	Kerby-Kirpich	0,192		1,731	1,154	3,08
	NRCS	0,063	0,024	1,685	0,259	2,03
	TR55	0,025	0,024	1,685	0,259	1,99
	Kerby-NRCS	0,192		1,685	0,259	2,14
Lag	Haktanir-Sezen	-	-	-	-	2,72
	Simas-Hawkins	-	-	-	-	2,56
	NRCS-Lag	-	-	-	-	2,89
Średni czas koncentracji					2,49	

Wyniki obliczeń wskazują na duże zróżnicowanie wartości czasu koncentracji w zależności od zastosowanej metody. W zlewni Sidzinki wielkości T_c zmieniały się od 1,99 do 4,31 h, Łęgówki od 1,34 do 3,42 h, natomiast w zlewni potoku Rozrywka od 1,99 do 3,08 h. Dla zlewni Sidzinki i Łęgówki otrzymano

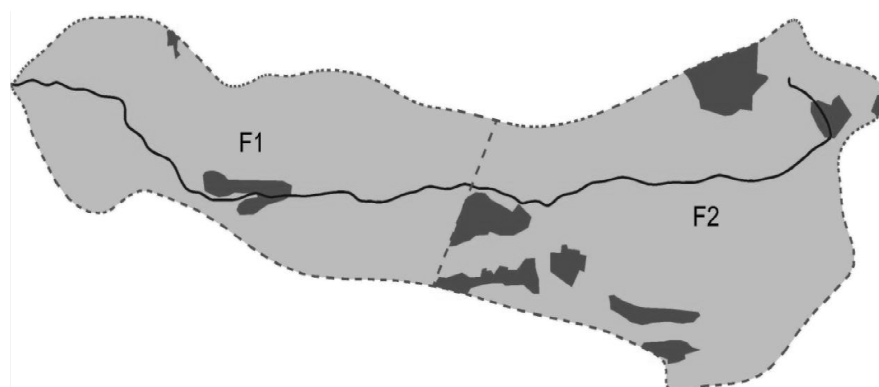
największy czas koncentracji metodą NRCS-Lag, natomiast dla zlewni potoku Rozrywka metodą Kerby-Kirpich'a. Najmniejsze wartości T_c otrzymano dla wszystkich zlewni z metody TR55. Różnice pomiędzy największym a najmniejszym T_c wahają się od 35% dla zlewni potoku Rozrywka do 61% dla potoku Łęgówka. Obliczenia w analizowanych zlewniach potwierdziły tezę m.in. Fang i in. [7], którzy prowadząc badania w 96 małych zlewniach na terenie Texas'u otrzymali różnice wartości T_c od 38 to 207% dla tego samego zestawu parametrów zlewni. W przypadku wszystkich analizowanych zlewni, wyraźnie wyższe czasy koncentracji uzyskano z metod należących do grupy „lag”. W zlewni rzeki Sidzinki średni T_c dla metod segmentowych wyniósł 2,43 h, a dla „lag” 3,22 h, w zlewni potoku Łęgówka wartości te wynosiły odpowiednio 1,90 i 2,63 h, a w zlewni potoku Rozrywka - 2,31 i 2,72 h. Z punktu widzenia projektowania obiektów do odprowadzenia wód opadowych, czy ochrony przeciwpowodziowej korzystniejsze jest przyjmowanie krótszych czasów koncentracji, gwarantujących uzyskanie wyższych, bezpieczniejszych objętości odpływu wody. Wydaje się więc, że w praktyce projektowej powinno się uwzględniać metody hydrauliczne (np. NRCS) w celu określenia czasu koncentracji, jako bardziej bezpieczne z punktu widzenia bezpieczeństwa i niezawodności funkcjonowania systemów odwodnienia, czy urządzeń wodnych. Wg Weinerowskiej-Borys [20] w przypadku zlewni zurbanizowanych powinno się unikać w obliczaniu czasu koncentracji metod nieuwzględniających użytkowania, np. popularnej metody Kirpicha.

W przypadku wszystkich analizowanych zlewni w całkowitym czasie koncentracji wyraźnie dominuje faza spływu korytem nad spływem powierzchniowym. Wynika to ze stosunkowo krótkich odcinków spływu powierzchniowego, które dodatkowo charakteryzowały się znacznymi spadkami (szczególnie w zlewni Rozrywki), co jest typowe w górnych partiach zlewni. Ponadto, szczególnie w przypadku potoku Łęgówka i Sidzinka, górne partie zlewni są silnie uszczelnione, co wpływa na zmniejszenie czasu spływu. W przypadku potoku Sidzinka, koryto cieką podzielono na dwa odcinki, różniące się kształtem przekroju poprzecznego, natomiast w przypadku potoku Rozrywka oddzielnie prowadzono obliczenia dla koryta otwartego i zamkniętego betonowym kolektorem o wymiarach 1,6 m x 1,2 m. Zamknięcie koryta cieką w zamknięty kolektor przejawia się w wyraźnym zmniejszeniu czasu przepływu – tab. 3, co jest spowodowane zmniejszeniem oporów ruchu w kolektorze w stosunku do naturalnego koryta.

Badając wpływ parametrów fizyczno-geograficznych zlewni na wartość czasu koncentracji przeanalizowano takie czynniki jak: powierzchnię zlewni, długość zlewni, kształt, spadek i użytkowanie zlewni. Analiza parametrów wejściowych w poszczególnych metodach szacowania T_c wykazała, że wielkość powierzchni, długość i kształt zlewni nie są uwzględnione bezpośrednio w obliczeniach czasu koncentracji. Średni czas koncentracji dla zlewni Sidzinki (powierzchnia 11,796 km²) wynosi 2,77 h, w zlewni potoku Łęgówka (powierzchn-

nia 9,751 km²) 2,21 h, natomiast w zlewni potoku Rozrywka (powierzchnia 16,440 km²) 2,49 h. Jak wynika z przedstawionych wartości, wielkość powierzchni zlewni nie ma wpływu na T_c . Zlewnia Łęgówki o najmniejszej powierzchni ma najniższą wartość T_c , natomiast czas koncentracji dla zlewni o największej powierzchni – potok Rozrywka, ma pośrednią wartość czasu koncentracji spośród analizowanych zlewni, co potwierdza wcześniejsze stwierdzenie. Istnieje związek pomiędzy długością zlewni a wartością czasu koncentracji. Wraz ze wzrostem odległości między przekrojem pomiarowym, a najbardziej oddalonym punktem na wododziale rosną wartości czasu koncentracji. Dla zlewni rzeki Sidzinki o długości 7,762 km otrzymano najwyższe wartości T_c , w porównaniu z najkrótszą zlewnią potoku Łęgówka o $L=5,477$ km, gdzie średni czas koncentracji ma najniższą wartość równą 2,21 h. Jak podaje Soczyńska [17], w długich zlewniach obserwuje się wydłużenie czasu spływu wody do badanego przekroju, co wpływa na większe spłaszczenie fali wezbraniowej w stosunku do zlewni o krótkiej drodze spływu. Czas koncentracji jest także uzależniony od kształtu zlewni wyrażanego przez współczynniki: formy CF i wydłużenia CW oraz wskaźnika kolistości CK. Wraz ze wzrostem współczynników CW i CF oraz wskaźnika CK maleje wartość czasu koncentracji. Dla zlewni potoku Łęgówka, którego parametry kształtu wynoszą odpowiednio: $CF = 0,34$, $CW = 0,66$ i $CK = 0,54$ średni czas koncentracji wynosi 2,21 h, natomiast największą wartość T_c otrzymano dla zlewni rzeki Sidzinka o wskaźnikach równych: $CF = 0,20$, $CW = 0,51$ i $CK = 0,41$. Współczynnik kształtu zlewni są w ścisłym związku z długością zlewni, więc podobna jest ich relacja z czasem koncentracji. Na podstawie przeprowadzonych badań w zlewniach rzeki Sidzinki, potoku Łęgówka i Rozrywka nie stwierdzono znaczącego wpływu spadku zlewni na wartość czasu koncentracji. Wielkości średnich spadków zlewni wyniosły 6,0% dla zlewni potoku Rozrywka, 4,1% dla Sidzinki i 1,5% dla Łęgówki. Są to wielkości zbliżone, znajdujące się w tej samej dymensji, dlatego ich wpływ na szacowanie czasu koncentracji nie odegrał znaczącej roli. Użytkowanie zlewni zostało wyrażone przez średni ważony bezwymiarowy współczynnik CN. Przyjmuje on wartości od 1 do 100, przy czym im wyższa jego wartość tym mniejsza zdolność zlewni do retencji wód opadowych. Bezwymiarowy parametr CN dla zlewni rzeki Sidzinka ma wartość równą 75,6, dla zlewni potoku Rozrywka 82,2, a najwyższa występuje dla zlewni rzeki Łęgówka – 83,6. Analizując wartości parametru CN i T_c można stwierdzić, iż użytkowanie zlewni wpływa na kształtowanie się czasu koncentracji. Wraz ze wzrostem parametru CN, maleje czas koncentracji. Wzrost parametru CN wpływa na zmniejszenie strat opadu całkowitego (infiltracja, retencja terenowa) i wzrost opadu efektywnego, a w konsekwencji powoduje szybszą reakcję zlewni na występujący epizod opadowy w wyniku zmniejszenia czasu koncentracji. Wartości czasu koncentracji dla zlewni rzeki Sidzinki i potoku Rozrywka są zbliżone do siebie, pomimo różnych procentowych udziałów powierzchni uszczelnionych: odpowiednio 7,2% dla Sidzinki i 50,5% dla zlewni Rozrywki. W celu

znalezienia prawidłowości wyników czasów koncentracji w zlewniach rzeki Sidzinki i potoku Rozrywka zbadano rozmieszczenie terenów uszczelnionych i ich potencjalny wpływ na kształtowanie się odpływu powierzchniowego (rys. 4 i 5).



Rys. 4. Rozmieszczenie terenów uszczelnionych (ciemno szare powierzchnie) na obszarze zlewni rzeki Sidzinka

Fig. 4. Distribution of sealed areas (dark gray areas) in Sidzinka's River catchment

W zlewni Sidzinki 83% wszystkich powierzchni uszczelnionych znajduje się z w obrębie źródłowego i środkowego fragmentu zlewni, natomiast w zlewni potoku Rozrywka 72% całkowitego stopnia uszczelnienia przypada na dolną część zlewni. Podział zlewni na obszar źródłowo-środkowy i ujściowy oraz analiza procentowych udziałów uszczelnienia na terenie zlewni wykazuje istotny wpływ rozmieszczenia powierzchni uszczelnieniach na kształtowanie się wartości czasu koncentracji. Całkowity 50,5%-owy udział powierzchni uszczelnionej w zlewni potoku Rozrywka jest bilansowany rolniczym użytkowaniem i niskim udziałem uszczelnienia w źródłowym i środkowym obszarze zlewni. Takie rozmieszczenie użytkowania wpływa na spowolnienie odpływu i wydłużenie czasu koncentracji. Dla kontrastu, w zlewni Sidzinki na końcowy wynik czasu koncentracji znaczący wpływ ma wysoki procentowy udział powierzchni uszczelnionej w początkowym i środkowym odcinku ciek, który zwiększa odpływ i zmniejsza wartość czasu koncentracji.

Czas koncentracji jest także uzależniony od charakterystyki opadu. Metody: Kerby-Kirpich'a, NRCS Lag, Simas-Hawkins'a i Haktanir-Sezan'a, dla których otrzymano najwyższe wartości T_c uzależnione są wyłącznie od charakterystyki drogi spływu, natomiast w procedurze TR55 i modelu NRCS, dla których otrzymano najniższe wartości T_c , dodatkowym parametrem wejściowym jest natężenie deszczu. W celu sprawdzenia zależności czasu koncentracji od charakterystyki opadu określono wpływ natężenia deszczu

o prawdopodobieństwie przewyższenia 1%, 2%, 5%, 10%, 20% i 50% na wartości spływu stokowego – tab. 4.



Rys. 5. Rozmieszczenie terenów uszczelnionych (ciemno szare powierzchnie) na obszarze zlewni potoku Rozrywka

Fig. 5. Distribution of sealed areas (dark gray areas) in Rozrywka's Stream catchment

Tabela 4. Wpływ prawdopodobieństwa przewyższenia opadu na wartość spływu stokowego w zlewni rzeki Sidzinka i potoku Łęgówka

Table 4. The influence of probability of precipitation on the value of slope runoff in Sidzinka's River and Łęgówka's Stream catchments

Zlewnia	Czas spływu stokowego t_{stok} [min] w zależności od prawdopodobieństwa przepływu [%]					
	1	2	5	10	20	50
Prawdopodobieństwo przewyższenia [%]						
Sidzinka	1,89	1,92	1,97	2,00	2,08	2,26
Łęgówka	1,94	1,97	2,01	2,06	2,15	2,33

Wraz ze wzrostem prawdopodobieństwa przewyższenia, a zarazem zmniejszaniem natężenia opadu, wzrasta czas spływu. Przy dużych natężeniach, jakie ma miejsce przy opadach o niewielkiej częstotliwości, w krótkim okresie czasu na powierzchnię zlewni dociera duża ilość wody, która ma ograniczone możliwo-

ści retencji i infiltracji. Powoduje to w rezultacie szybki odpływ wody Według Shaw i in. [15] w przypadku opadów o bardzo małym prawdopodobieństwie, z uwagi na duże natężenie deszczu, zanika różnica w czasie reakcji zlewni o odmiennym stopniu uszczelniania. Jest to także widoczne w przypadku analizowanych zlewni, gdzie mniejsze różnice w czasie spływu są obserwowane w obu zlewniach (o różnym zagospodarowaniu) w przypadku deszczy o prawdopodobieństwie przewyższenia 1 do 5% (średnia różnica w t_{stok} pomiędzy zlewniami wynosi 0,047 h) w stosunku do opadów czasów spływu dla deszczy o prawdopodobieństwie 10 do 50% (średnia różnica w t_{stok} pomiędzy zlewniami wynosi 0,067 h). Z analizy danych w tabeli 4 pośrednio wynika jeszcze jeden wniosek. Mianowicie znaczne różnice między czasem spływu stokowego między metodą NRCS i TR55 wynikają z tego, iż w metodzie TR55 wprowadza się opad o czasie trwania 24 godz. i prawdopodobieństwie 50%, natomiast w metodzie NRCS czas spływu ustalany jest metodą przybliżeń. Z uwagi na fakt, iż w metodzie TR55 konieczne jest ustalenie kształtu bezwymiarowego hietogramu opadu ważnego dla obszaru USA [19], w obecnym stanie wiedzy ta procedura nie powinna być stosowana w Polsce z uwagi na możliwy odmienny przebieg opadów.

Dla całościowej oceny wpływu czasu koncentracji na charakterystykę odpływu, w tab. 5 zestawiono wyniki symulacji odpływu bezpośredniego z analizowanych zlewni dla różnych czasów koncentracji i prawdopodobieństwa przewyższenia opadów wynoszącego 50%.

Tabela 5. Wpływ czasu koncentracji na wielkość przepływu w kulminacji

Table 5. The influence of time of concentration on the peak discharge value.

Zlewnia	Metoda Tc/ Q_{max}	Kerby- Kirpich	TR55	NRC S	Ker- by- NRCS	Hekta- nir- Sezan	Simas- Haw- king	NRCS -Lag
Sidzinka	Tc [h]	3,59	2,04	1,99	2,10	2,72	2,63	4,31
	Q_{max} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	2,36	3,19	3,20	2,92	2,59	2,65	2,03
Łęgówka	Tc [h]	3,34	1,39	1,34	1,51	1,66	2,82	3,42
	Q_{max} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	16,20	26,45	26,85	27,42	25,24	18,05	15,86
Rozryw- ka	Tc [h]	3,08	2,03	1,99	2,14	2,72	2,56	2,89
	Q_{max} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	16,38	22,50	22,79	20,64	18,12	18,98	17,19

Wyższe wartości czasu koncentracji generowały mniejsze wartości odpływu. Wnika to z faktu, iż w przypadku zlewni o większej zdolności retencyjnej, o dłuższej drodze spływu jej reakcja na opad jest wolniejsza (większy czas koncentracji), co przejawia się na w mniejszych wartościach przepływów maksymalnych. Różnice w wysokościach przepływu w kulminacji między największą a najmniejszą wartością kształtowały na poziomie 42% dla zlewni Łęgówki, 36% dla zlewni potoku Sidzinka i 28% dla zlewni potoku Rozrywka.

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych analiz sformułowano następujące wnioski:

- wartość czasu koncentracji jest charakterystyczna dla danej zlewni i zależna od zastosowanej metody obliczeniowej,
- największe wartości czasu koncentracji otrzymano dla metod Kerby – Kirpich'a i NRCS Lag, które uwzględniają wyłącznie charakterystykę drogi spływu,
- wzrastający udział powierzchni uszczelnionych zmniejsza wartości czasu koncentracji i zwiększa wartości przepływów maksymalnych,
- rozmieszczenie terenów uszczelnionych istotnie wpływa na wartość czasu koncentracji i kształtowanie fali wezbraniowej; wzrastający udział powierzchni uszczelnionej w obszarze źródłowym i środkowym zlewni odpowiada za krótszy czas spływu, a przez to mniejsze przepływy w kulminacji,
- na wartości czasu koncentracji wpływają zarówno długość drogi spływu, kształt zlewni oraz natężenie deszczu,
- ze względu na bezpieczeństwo projektowania obiektów do odprowadzania wód opadowych i ochrony przeciwpowodziowej w obliczeniach czasu koncentracji powinno się wykorzystywać metody uwzględniające warunki hydrauliczne formowania się odpływu i charakterystyki opadów deszczu.

Literatura

- [1] Application of Hydrologic Methods in Maryland. State Highway Administration 2005.
- [2] Barszcz M., Banasik K., Tönsmann F.: Estimation of lag times of rainfall events for three small river basins. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Environmental Development*, 9 (2), 2006.
- [3] Bogdanowicz E., Stachy J.: Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe. *Materiały Badawcze, seria: Hydrologia i Oceanologia* 23, 1998, IMGW, Warszawa.

- [4] Bondelid, T. R., McCuen, R. H., Jackson, T. J.: Sensitivity of SCS models to curve number variation. *Water Resour. Bull.*, 20 (2), 1982, s. 337–349.
- [5] Byczkowski A.: *Hydrologia*, t. II, Wyd. SGGW Warszawa, 1996.
- [6] DVWK Niederschlag – Starkegenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer. Regeln 124, Verlag Paul Parey, 1985, Hamburg.
- [7] Fang X., Thompson D. B., Cleveland T. G., Pradhan P., Malla R.: Time of Concentration Estimated Using Watershed Parameters Determined by Automated and Manual Methods. *J. of Irrigation and Drainage Engineering* 3-4, 2007, s. 202-211.
- [8] Green J. I., Nelson E. J.: Calculation of time of concentration for hydrologic design and analysis using geographic information system vector objects. *J. of Hydroinformatics* 04.2, 2002, s. 75-81.
- [9] Haktanir, T., Sezen, N.: Suitability of two-parameter gamma and three-parameter beta distributions as synthetic unit hydrographs in Anatolia. *Hydrol. Sci. J.*, 35(2), 1990, s. 167–184.
- [10] Kotowski A., Kazimierzak B., Dancewicz A.: *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki PAN, 2010, Warszawa.
- [11] Maidment D.V.: *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, 1993.
- [12] *National Engineering Handbook Hydrology*. Part 630. National Resources Conservation Service, 1997.
- [13] Roussel M. C., Thompson D. B., Fang X., Cleveland T. G., Garcia C. A.: *Time-Parameter Estimation For Applicable Texas Watersheds*. Research Report 0-4696-2. 2005, Lamar University.
- [14] SCS (Soil Conservation Service). *National Engineering Handbook, Section 4*, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., 1972.
- [15] Shaw E. M., Beven K. J., Chappel N. A., Lamb R.: *Hydrology in practice*. Fourth Edition. Spon Press, London and New York, 2011.
- [16] Simas, M. J., Hawkins, R. H.: Lag time characteristics in small watersheds in the United States. *Proc., 2nd Federal Interagency Hydrologic Modeling Conf.*, Las Vegas. 2002.
- [17] Soczyńska U.: *Hydrologia dynamiczna*. Red. Wyd. PWN Warszawa, 1997.
- [18] *Urban drainage design manual*. Hydraulic Engineering Circular 22, wyd. 2, Amerykański Departament Transportu, 2001.
- [19] *Urban Hydrology for Small Watershed*. TR55. 1986. USDA.
- [20] Weinerowska-Borys K.: Czas koncentracji w uproszczonych obliczeniach odpływu ze zlewni zurbanizowanych. [W:] *Hydrologia w inżynierii i gospodarce wodnej*. T. 1. Redakcja Benjamin Więzik. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, vol. 68, 2010, Warszawa, s. 367-377.

THE INFLUENCE OF PHYSICAL AND GEOGRAPHICAL CATCHMENT PARAMETERS AND PRECIPITATION CHARACTERISTICS ON THE RUNOFF TIME OF CONCENTRATION

Summary

The aim of this paper is to estimate the influence of physical and geographical catchment parameters as well as precipitation characteristics of the runoff time of concentration for a different catchment use. The analyses were carried out in the catchment of Sidzinka River and Łęgówka Stream, located in Kraków and Rozrywka Stream (Sudół Dominikański), which catchment lies in the area of municipalities Zielonki and Kraków. In the Sidzinka catchment cultivated areas are main cover, in the Łęgówka and Sudół Dominikański stream dominated urban areas. Time of concentration was calculated with use following methods: a) segments methods: Kerby-Kirpich, NRCS, TR55 procedure, Kerby-NRCS and b) "lag" methods: Haktanir-Sezen, Simas-Hawking and NRCS-Lag methods. Cross section measurements and analyze of topographic maps and ortho foto maps and precipitation intensity for different time duration and frequency was base for calculation of time of concentration. The calculations showed that concentration's time value is specific for the given catchment and depends on calculation's method. The highest concentration's time values were obtained for Kerby – Kirpich's and NRCS Lag methods, which take into consideration only characteristic of runoff's road. It was also proved, that precipitation has a significant influence on the time of concentration value – an increase of probability of rain exceedance reduces its strength and increases the value of time of concentration. Distribution of sealed areas in catchment is important factor influencing on time of concentration. The increasing share of the sealed area in the source area and the central basin is responsible for the shorter runoff, and thus lower peak discharge.

Key words: time of concentration, segment methods, urban watershed

DOI: 10.7862/rb.2013.44

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Joanna CZARNOTA¹
Janusz A. TOMASZEK²
Małgorzata MIĄSIK³
Monika ZDEB⁴

TLENOWY OSAD GRANULOWANY – CHARAKTERYSTYKA CZYNNIKÓW WPLYWAJĄCYCH NA PROCES GRANULACJI W SEKWENCYJNYCH REAKTORACH PORCJOWYCH

Podczas konferencji „1st IWA - Workshop Aerobic Granular Sludge”, która odbyła się w Monachium w 2005 r., tlenowy osad granulowany zdefiniowano jako agregaty pochodzenia mikrobiologicznego, które nie koagulują w wyniku zmniejszenia siły hydrodynamicznej ścinania oraz sedymentujące znacznie szybciej niż kłaczkowy osad. Systemy GSBP mają wiele zalet wynikających z właściwości granul, które charakteryzują się dobrymi właściwościami sedymentacyjnymi, długim czasem retencji oraz nie wykazują pęcznienia. Dotychczasowe badania wykazały, że na proces tlenowej granulacji głównie wpływa: konfiguracja reaktora, środowisko i warunki jego pracy. Formowanie tlenowych granul jest procesem złożonym i kontrolowanym przez kilka czynników, z wyjątkiem konfiguracji reaktora, są to: warunki „uczta-głód”, kompozycja pożywki, obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń oraz siły hydrodynamiczne.

W pracy przedstawiono wyniki badań oraz charakterystykę czynników wpływających na proces granulacji w sekwencyjnych reaktorach porcjowych GSBP (*Granular Sequencing Batch Reactor*). Na podstawie literatury dobrano optymalne dla procesu granulacji wartości współczynnika dekantacji, prędkości przepływu powietrza oraz ilości tlenu rozpuszczonego, co umożliwiło zbadanie wpływ stosunku wysokości do szerokości reaktora (H/D – height/diameter) na proces granulacji tlenowego osadu czynnego. Zastosowane parametry technologiczne pracy reaktorów umożliwiły proces granulacji tlenowego osadu czynnego, a struktura granul pozwoliła uzyskać wyższe stężenie biomasy w reaktorach.

¹ Autor do korespondencji: Joanna Czarnota, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 19 64, askalucz@prz.edu.pl

² Janusz A. Tomaszek, Politechnika Rzeszowska, tel.: 17 865 13 61, tomaszek@prz.edu.pl

³ Małgorzata Miąsik, Politechnika Rzeszowska, tel.: 17 865 19 64, msutyla@prz.edu.pl

⁴ Monika Zdeb, Politechnika Rzeszowska, tel.: 17 865 19 49, mzddeb@prz.edu.pl

Słowa kluczowe: granulowany tlenowy osad czynny, reaktor GSB, konstrukcja reaktora.

1. Wprowadzenie

Tlenowy osad granulowany klasyfikowany jest jako konsorcjum samo-unieruchomionych mikroorganizmów, składające się głównie z tlenowych i fakultatywnych bakterii [6]. Na pierwszej sesji poświęconej granulowanemu osadowi tlenowemu, która odbyła się w Niemczech w 2005 roku, tlenowy osad granulowany zdefiniowano jako agregaty pochodzenia mikrobiologicznego, które nie koagulują w wyniku zmniejszenia siły hydrodynamicznej ścinania oraz sedymentujące znacznie szybciej niż kłaczkowy osad czynny [4].

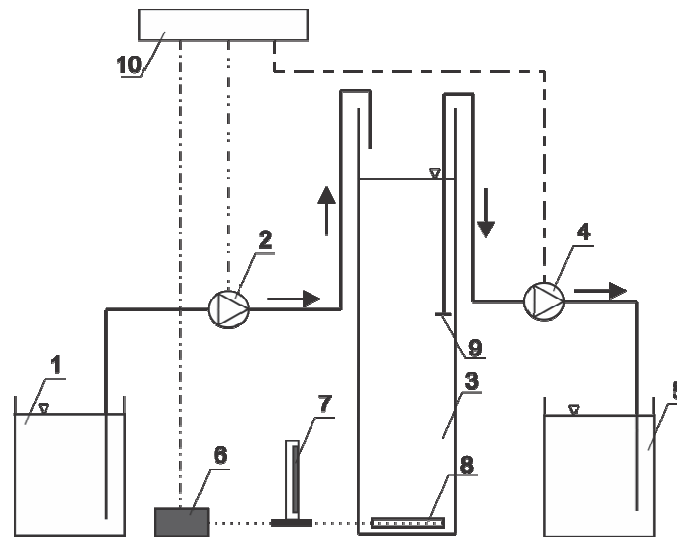
Dotychczasowe badania, przeprowadzone w zagranicznych i krajowych ośrodkach badawczych, w zakresie formowania tlenowego osadu granulowanego i efektywności oczyszczania ścieków w tej technologii, wykazały, że na proces tlenowej granulacji wpływają następujące parametry: ziarna osadu, skład ścieków, konstrukcja reaktora, jak również odpowiednia jego eksploatacja m.in. cykliczne zasilanie ściekami, głodzenie granul osadu, czas sedymentacji, zapewnienie burzliwego przepływu cieczy w reaktorze oraz utrzymanie wysokiego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych [13, 15, 19]. W niniejszym opracowaniu podjęto próbę określenia wpływu stosunku wysokości do szerokości reaktora (H/D – height/diameter) na proces granulacji tlenowego osadu czynnego w sekwencyjnych reaktorach porcjowych GSB (*Granular Sequencing Batch Reactor*). Na podstawie literatury dobrano optymalne dla procesu granulacji wartości współczynnika dekantacji, prędkości przepływu powietrza oraz ilości tlenu rozpuszczonego.

2. Metodyka badań

Badania nad procesem tlenowej granulacji przeprowadzono w skali laboratoryjnej. Przygotowano dwa reaktory kolumnowe typu SBR, wykonane z polimetakrylanu metylu w kształcie walca. Średnice wewnętrzne reaktorów wynosiły odpowiednio: $D_{R1} = 0,07$ m, $D_{R2} = 0,1$ m, natomiast całkowita wysokość reaktorów (H) wynosiła 1,2 m. Takie parametry zapewniały wysoki stosunek H/D . Objętość czynna reaktorów wynosiła odpowiednio: $V_{R1} = 3,0$ dm³, $V_{R2} = 6,0$ dm³. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 1.

Na dobową pracę układu składało się 6 cykli, z których każdy trwał 4 godziny i obejmował fazy: doprowadzenia ścieków (15 min), reakcji (205 min), sedymentacji (5 min), odprowadzenia ścieków (10 min) oraz spoczynku (5 min). Układ łącznie z czasem adaptacji pracował 121 dni. Powietrze wykorzystywane w fazie reakcji (napowietrzania) doprowadzane było do układu w postaci drobnych pęcherzyków przez dyfuzor. W celu regulacji prędkości przepływu powietrza i utrzymania jej na stałym poziomie wynoszącym 0,8 cm/s (w przekroju

poprzecznym reaktora wartość ta odpowiada przepływowi 110 dm³/h – dla R1 i 225 dm³/h – dla R2) zastosowano rotometry. Parametry technologiczne układu badawczego przedstawiono w tab. 1.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego: 1 – zbiornik ścieków surowych, 2 – pompa dozująca ścieki surowe, 3 – reaktor typu SBR, 4 – pompa ścieków oczyszczonych, 5 – zbiornik ścieków oczyszczonych, 6 – dmuchawa, 7 – rotometr, 8 – dyfuzor, 9 – dekanter, 10 – układ sterujący

Fig. 1. The test bench scheme: 1 – raw sewage container, 2 – raw sewage dosing pump, 3 – reactor SBR, 4 – treated sewage pump, 5 – treated sewage container, 6 – blower, 7 – rotameter, 8 – diffuser, 9 – control system.

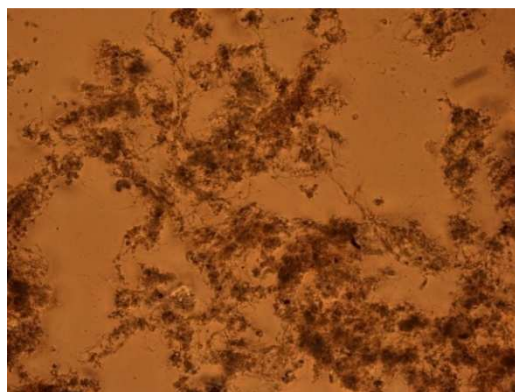
Tabela 1. Parametry technologiczne układu z granulowanym osadem czynnym

Table 1. Technological parameters of the test set with granular activated sludge

Lp.	Parametr	Jednostka	REAKTOR	
			R1	R2
1.	objętość całkowita reaktora	[dm ³]	4,6	9,4
2.	objętość czynna reaktora	[dm ³]	3,0	6,0
3.	przepływ ścieków średni dobowy ($Q_{\text{śrd}}$)	[dm ³ /d]	7,2	14,4
4.	współczynnik dekantacji ścieków (f_D)	[-]	0,4	0,4
5.	ilość ścieków doprowadzanych podczas jednego cyklu (ΔV)	[dm ³]	1,2	2,4
6.	natężenie przepływu powietrza w reaktorze	[dm ³ /h]	110	225

W badaniach zastosowano ścieki syntetyczne o składzie zaproponowanym przez Thanh i wsp. [17]: glukoza ($0,664 \text{ g/dm}^3$), NaHCO_3 ($0,45 \text{ g/dm}^3$), NH_4Cl ($0,15 \text{ g/dm}^3$), KH_2PO_4 ($0,043 \text{ g/dm}^3$), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ($0,030 \text{ g/dm}^3$), $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ($0,012 \text{ g/dm}^3$), FeCl_3 ($0,0036 \text{ g/dm}^3$) oraz śladowa ilość mikroelementów. Głównym źródłem węgla organicznego w ściekach była glukoza.

Osad czynny użyty do zaszczerpienia reaktorów pobrano z komory nityfikacji oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Przed wprowadzeniem osadu do reaktorów poddano go procesowi zagęszczania grawitacyjnego. Drobne kłaczkosy osadu charakteryzowała mała spójność i nieregularne kształty. Zaobserwowano znaczny udział orzęsek (szczególnie pełzających z rodzaju *Aspidisca*) oraz liczne bakterie nitkowate (rys. 2). Charakterystyki kłaczków oraz składu jakościowego i ilościowego organizmów osadu czynnego dokonano w oparciu o obserwacje mikroskopowe, z wykorzystaniem literatury umożliwiającej oznaczenie organizmów [2, 5, 9]. Stężenie suchej masy osadu (S.M.), którym zaszczerpieno reaktory, wynosiło $3,62 \text{ g s.m./dm}^3$, natomiast indeks objętościowy (IO) osadu ok. $228 \text{ cm}^3/\text{g}$. Do zaszczerpienia reaktorów zastosowano osad w ilości odpowiadającej 60% objętości czynnej odpowiednio R1 oraz R2.



Rys. 2. Osad użyty do zaszczerpienia reaktorów

Fig. 2. Sludge used to inoculate the reactors

Po zaszczerpieniu układu osadem czynnym i czterodniowym okresie jego adaptacji, przystąpiono do wykonywania analiz fizyko-chemicznych ścieków surowych i oczyszczonych (ChZT oznaczano metodą dwuchromianową zgodnie z normą PN-74/C-04578.03) oraz obserwacji osadu. Obserwacje mikrobiologiczne osadu prowadzono z wykorzystaniem mikroskopu optycznego. Dodatkowo w obserwacjach osadu wykorzystano mikroskop polaryzacyjny Nikon Eclipse LV100POL, wyposażony w kamerę cyfrową Nikon DS Camera Control Unit DS-L1.

Stężenie zawiesin w ściekach oczyszczonych i IO określano odpowiednio zgodnie z normami PN-72/C-04559/02 i PN-EN 14702-1:2008.

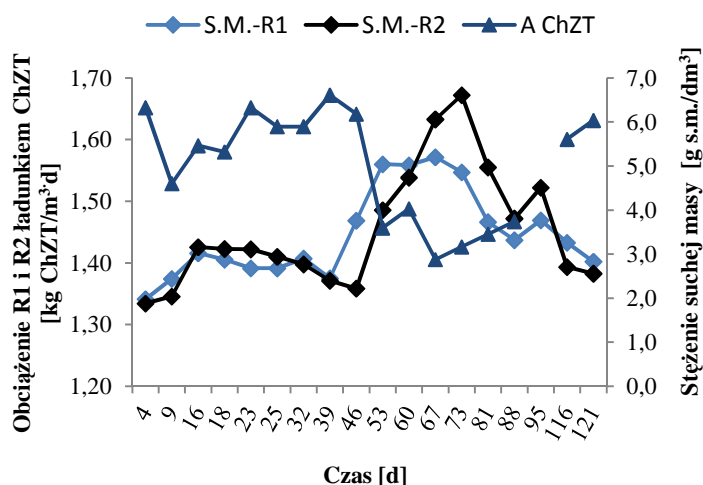
3. Wyniki badań, charakterystyka czynników wpływających na proces granulacji

Na podstawie informacji zawartych w literaturze, w celu przeprowadzenia badań przyjęto odpowiednie parametry pracy reaktorów, które wykazały istotny wpływ na proces granulacji, m.in.: konstrukcja reaktora (wysoki stosunek H/D), współczynnik dekantacji, czas sedymentacji, jak również intensywność napowietrzania oraz utrzymanie wysokiego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.

Dotychczasowe prace prowadzone w układach GSBR wykazały, że reaktor powinien charakteryzować się wysokim stosunkiem H/D, który umożliwi uzyskanie prędkości opadania cząstek rzędu $5 \div 10$ m/h, co pozwala na selekcję mikroorganizmów – w reaktorze pozostaje biomasa o dobrych właściwościach sedymentacyjnych i następuje tworzenie granul [19]. Badania prowadzono w dwóch reaktorach R1 i R2, dla których stosunek H/D wynosił odpowiednio 17,1 i 12. Z przeglądu literatury wynika, że wartość H/D powinna mieścić się w przedziale 5-20 [1, 18]. Odpowiedni stosunek H/D wpływa na formowanie granul o regularnych kształtach, poprzez cyrkulacyjną trajektorię cząstek [11].

Współczynnik dekantacji w reaktorach (f_D) przyjęto 0,4, podobnie jak w badaniach [3], którzy starali się określić stabilne biologiczne usuwanie związków biogenych, podczas rozwoju granulowanego osadu, stosując różny stosunek wymiany objętościowej w układzie GSBR. Usuwanie azotu i fosforu uzyskali wyłącznie przy f_D równym 40%, a wyższe wartości (50% i 60%) wpływały na masowe wymywanie biomasy i w konsekwencji prowadziły do niestabilnego usuwania związków biogenych. W publikacji [22] zastosowano wysoki stopień wymiany objętościowej na poziomie 80%, co początkowo powodowało intensywne wymywanie biomasy z reaktora, sprzyjając tworzeniu agregatów, ale jednocześnie zapewniło usuwanie związków biogenych.

Zastosowanie krótkiej fazy sedymentacji (5 min) powodowało początkowo wymywanie biomasy z reaktora i w fazie adaptacji nastąpił spadek wartości stężeń zawieszin osadu w reaktorach z 3,62 do 1,98 (R1) i 1,88 (R2) g s.m./dm³, wpływając w konsekwencji korzystnie na proces granulacji. Krótki czas sedymentacji wpływał na zatrzymanie w reaktorze biomasy o dobrych właściwościach oraz wypłukanie z reaktora tych cząstek, które nie opadały wystarczająco szybko. W kolejnych dobach pracy reaktora następował wzrost stężenia suchej masy, a wartości średnie wynosiły 3,43 (R1) i 3,53 (R2) g s.m./dm³. Najwyższe wartości stężenia zaobserwowano od 53 do 81 doby, dla R1 wynosiły $3,73 \div 5,20$ g s.m./dm³ oraz $4,0 \div 6,61$ g s.m./dm³ dla R2 (rys. 3). Wang i wsp. [20] badania nad procesem granulacji rozpoczynali od stężenia osadu na poziomie 7800 mg s.m./dm³, po 25 dniach eksperymentu wartość ta obniżyła się o ok. 55% (3500 mg s.m./dm³). W technologii granulowanego osadu czynnego zastosowanej w praktyce do oczyszczania ścieków przemysłowych, osad osiągnął stężenie do 15 g s.m./dm³, przy IO ok. 20-40 cm³/g s.m [7].



Rys. 3. Zmiany stężenia suchej masy osadu oraz obciążenia reaktorów ładunkiem ChZT w czasie trwania badań

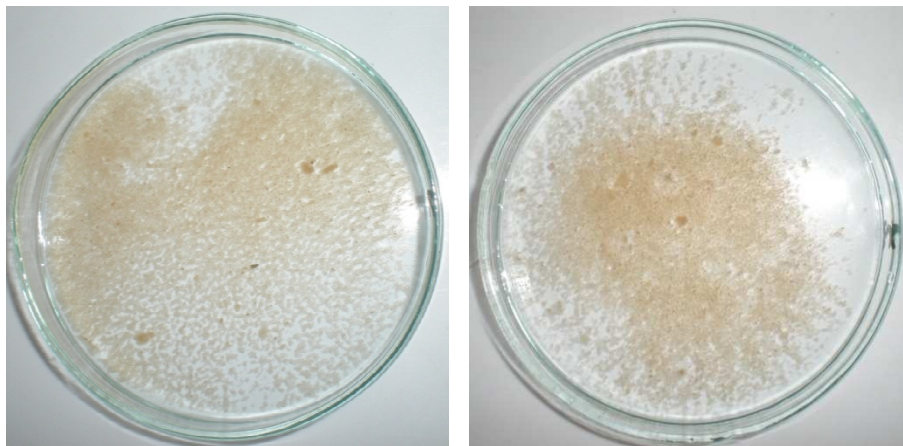
Fig. 3. Changes in the concentration of dry solids and COD load rate of reactors during the tests

Prędkość przepływu powietrza w reaktorach przyjęto na poziomie 0,8 cm/s. Beun i wsp. [1] wykazali, że gładkie i trwałe granule tworzą się przy prędkości przepływu 4,1 cm/s, a przy niższych wartościach (1,4 ÷ 2,0 cm/s) trwałe granule nie są formowane. Jednak Tay i wsp. [16] swoimi badaniami dowiedli, że prędkość przepływu powietrza powyżej 0,3 cm/s jest już wystarczająca, aby powstały odpowiednie oddziaływania sił hydrodynamicznych, które zapewniają formowanie się granul. Intensywne napowietrzanie reaktorów na poziomie 110 dm³/h (R1) i 225 dm³/h (R2) przekładało się na stężenie tlenu rozpuszczonego w reaktorach. Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego wynosiło 4,70 mg O₂/dm³ (R1) i 4,62 mg O₂/dm³ (R2). Utrzymanie odpowiedniego poziomu tlenu rozpuszczonego wpływa na strukturę mikroorganizmów granul. Niskie stężenie tlenu rozpuszczonego może spowodować rozwój niektórych bakterii nitkowatych, np. *Thiothrix sp.* [12]. Niektóre bakterie nitkowate, takie jak *Microthrix parvicella* mogą się rozwijać w szerokim zakresie stężeń tlenu rozpuszczonego [6].

Średnia wielkość obciążenia reaktorów ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wynosiła 1,47 kg ChZT/m³·d. Ze względu na przyjęte parametry technologiczne reaktorów, pracowały one przy jednakowym obciążeniu ładunkiem ChZT. Od 4 do 46 doby wartości obciążenia reaktora zmieniały się w zakresie 1,52 ÷ 1,67 kg ChZT/m³·d, natomiast od 53 do 88 doby nastąpił ich spadek o 7,9 ÷ 11,4% (rys. 3). Przykładowo Wang i wsp. [20] wyhodowali drobne granule przy obciążeniu reaktora 0,4 kg ChZT/m³·cykl. Zheng i wsp. [23] wykazali, że

przy wielkości obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych ok. 6,0 kg ChZT/m³·d następowało zagęszczanie tlenowych granul, jednak traciły one stopniowo swoją stabilność w wyniku rozwoju bakterii nitkowatych.

Przyjęte wartości poszczególnych parametrów, które mają istotny wpływ na granulację, pozwoliły na wykształcenie się granulowanego osadu czynnego w obu reaktorach. Jego konsystencja była wyraźnie grudkowata (rys. 4).

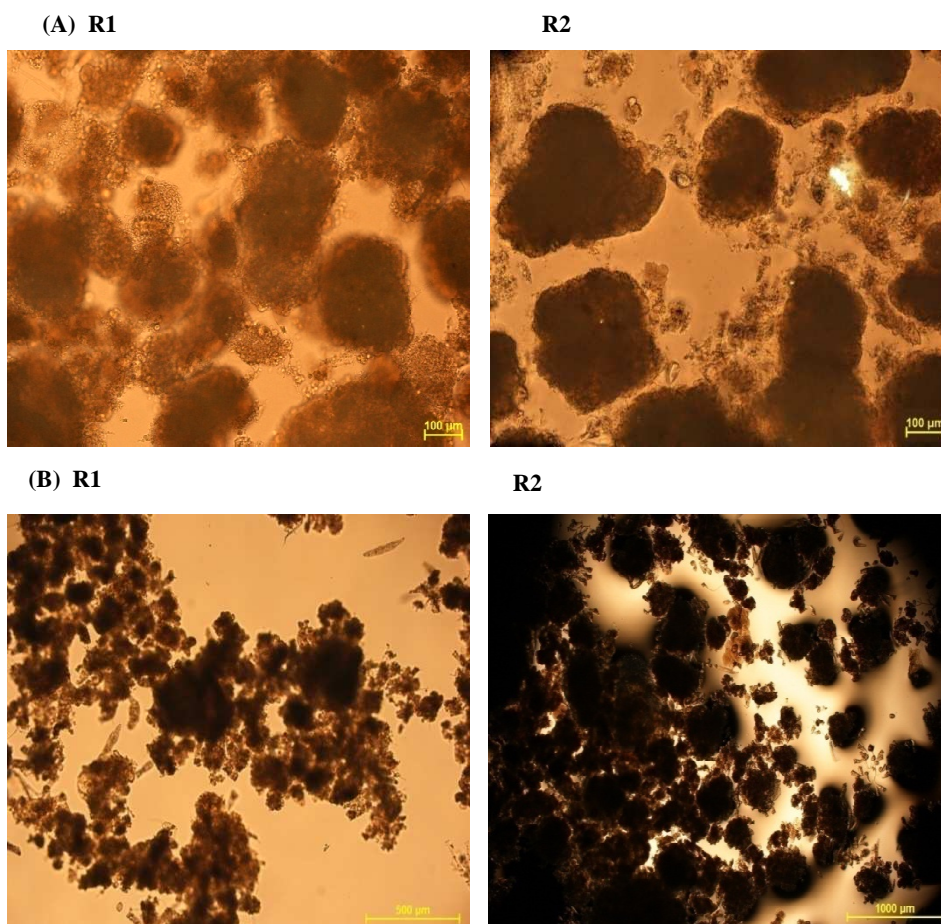


Rys. 4. Tlenowy osad granulowany wyhodowany w warunkach laboratoryjnych

Fig. 4. Aerobic granular sludge grown in the laboratory environment

Proces granulacji osadu nastąpił dość szybko, jednak granule charakteryzowały się niewielkimi średnicami. W 16 dniu badań zaobserwowano znaczny udział niewielkich kulisto-kształtnych kłaczków o zbitej strukturze oraz dużą redukcję bakterii nitkowatych. Kolejne analizy wykazywały wzrastający udział granul. W 60-tej dobie stwierdzono, że kłaczkosy osadu uformowały wyraźne granule o gładkich, zaokrąglonych brzegach. Średnica granul wynosiła ok. 0,2 mm w R1 i ok. 0,3 mm w R2. Około 25% stanowiły kłaczkosy drobne, luźne, o nieregularnych kształtach. Ponadto stwierdzono znaczny wzrost bioróżnorodności. Oprócz dominujących w pierwszej fazie eksperymentu orzęsek pełzających z rodzaju *Aspidisca*, zaobserwowano liczne orzęski osiadłe (*Vorticella sp.*, *Carchesium sp.*, *Epistylis sp.*), wrotki (*Philodonia roseola*, *Monostyla decipiens*, *Notommata cyrtopus*), korzenionóżki (*Amoeba sp.*, *Arcella sp.*) oraz nicienie. Odnotowane rodzaje orzęsek, wrotek oraz korzenionózek są wskaźnikami efektywnego oczyszczania ścieków oraz dużej stabilności układu [2, 9, 10]. Na uwagę zasługuje również fakt sporadycznie występujących wiciowców oraz brak bakterii wolnopływających. Świadczy to prawidłowym obciążeniu osadu i dobrym natlenieniem [5]. Natomiast ilość bakterii nitkowatych znaczenie spadła, z kategorii 4 do 1 (według Eikelboom'a), co było jedną z przyczyn znacznego spadku wartości indeksu objętościowego osadu w obu reaktorach. W 121 dobie

wartości średnic wynosiły odpowiednio $0,2 \div 0,3$ mm (R1) i $0,4 \div 0,45$ mm (R2), więc średnica granул w R2 była większa o ok. $0,1 \div 0,15$ mm od granул z R1. Osad w porównywanych reaktorach pod względem składu biologicznego nie różnił się. W obu przypadkach zaobserwowano natomiast masowe występowanie wrotek z rodzaju *Philodonia roseola* (rys. 5). Jest to jeden z najpowszechniej występujących w osadzie czynnym gatunków wrotek i nie jest wskaźnikiem ani zaburzonej, ani efektywnej pracy osadu.



Rys. 5. Osad w procesie granulacji: (A) 60 dzień pracy układu, (B) 121 dzień pracy układu
Zdjęcia wykonane mikroskopem polaryzacyjnym Nikon Eclipse LV100POL będącym na wyposażeniu Laboratorium Biofizycznego w Katedrze Fizyki Politechniki Rzeszowskiej, który zakupiono w ramach ZRORR

Fig. 5. Sludge in granulation process: (A) 60-th day working of the test set, (B) 121-th day working of the test set

Indeks objętościowy osadu na początku badań wynosił ok. $121 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$ (R1) i ok. $149 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$ (R2). Od 9 do 25 doby średnie wartości IO wynosiły odpowiednio ok. 75 i $82 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$ Po tym czasie nastąpił spadek średnich wartości indeksu osadu do $40 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$ w R1 i $36 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$ w R2. Według Ivanov i wsp. [8] dojrzałe granule charakteryzują się indeksem objętościowym osadu na poziomie $70 \text{ cm}^3/\text{g s.m.}$

4. Wnioski

Zastosowane parametry technologiczne pracy reaktorów umożliwiły proces granulacji tlenowego osadu czynnego. Odpowiedni stosunek pomiędzy wysokością, a średnicą każdego z reaktorów, jak również krótki czas sedimentacji sprzyjały selekcji mikroorganizmów biomasy, umożliwiając zatrzymanie w reaktorze biomasy o dobrych właściwościach. W reaktorze R2, dla którego wartość H/D była niższa, wyhodowano granule o większej średnicy. Przyjęty stopień wymiany objętościowej na poziomie 40% zapewnił formowanie granul. Nie zaobserwowano zjawiska flokulacji biomasy, którego występowanie przy stopniu wymiany 20÷40% stwierdzili Wang i wsp. [21].

Optymalne stężenie suchej masy w systemach biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego, do zintegrowanego usuwania C, N i P, wynosi od 2 do 4 g s.m./dm^3 [14]. Struktura tlenowych granul osadu czynnego pozwala uzyskać wyższe stężenie biomasy w reaktorze. W przypadku R1 wartości te dochodziły do $5,20 \text{ g s.m./dm}^3$ oraz $6,61$ dla R2. Średnia wartość stężenia suchej masy była wyższa o ok. 3% w reaktorze R2.

Wyniki procesu granulacji w obu reaktorach widoczne były już w 16-tej dobie pracy reaktorów, kiedy to zaobserwowano znaczny udział niewielkich kulisto-kształtnych kłaczek o zbitej strukturze. W dalszym toku badań granulki osadu w R2 odznaczały się większymi średnicami o $0,1\div 0,15 \text{ mm}$ względem granul z R1, a sam osad lepiej sedimentował.

Analizując wyniki badań dla reaktorów, które pracowały przy jednakowej wartości obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, natomiast różniła je geometria, stwierdza się, że proces granulacji korzystniej przebiegał w reaktorze o większej średnicy (granule charakteryzowały się większymi średnicami, szybciej sedimentowały), tak więc czynnikiem mającym wpływ na proces granulacji jest odpowiedni stosunek H/D .

Literatura

- [1] 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.
- [2] Cichowicz M.: Organizmy osadu czynnego, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1995.

- [3] 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 6-9th of September 2009 Kraków, Poland.
- [4] de Kreuk M.K., McSwain B.S., Bathe S., Tay J., Schwarzenbeck S.T.L., Wilderer P.A.: Discussion outcomes. Ede. In: *Aerobic Granular Sludge, Water and Environmental Management Series*. IWA Publishing 2005, Munich, pp. 165-169.
- [5] Eikelboom D. H., van Buijsen H. J. J.: *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*, Wydawnictwo Seidel – Przywecki sp. z o.o., Szczecin 1999
- [6] Gao D., Liu L., Liang H., Wu W.-M.: Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment, *Critical Reviews in Biotechnology*, no 31(2), 2011, pp. 137-152.
- [7] Gromiec M.J.: NEREDA - innowacyjna technologia granulowanego osadu czynnego do oczyszczania ścieków przemysłowych i komunalnych, *Gaz, Woda i Technika sanitarna*, nr 5, 2011, s. 179-183.
- [8] Ivanov V., Wang X.-H., Tay S. T.-L., Tay J.- H.: Bioaugmentation and enhanced formation of microbial granules used in aerobic wastewater treatment, *Applied Microbiology and Biotechnology*, no 70, 2006, pp. 374–381.
- [9] Klimowicz H.: *Znaczenie mikrofauny przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym*, Dział Wydawnictw Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1989.
- [10] Kocwa – Haluch R., Woźniakiewicz T.: Analiza mikroskopowa osadu czynnego i jej rola w kontroli procesu technologicznego oczyszczania ścieków, *Czasopismo techniczne. Środowisko*. z. 62 – Ś, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2011.
- [11] Kończak B., Miksch K.: Proces formowania granulowanego osadu w warunkach tlenowych: przegląd literaturowy, *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, nr 51, 2011, s. 43-51.
- [12] Lee S., Basu S., Tyler CW., Pitt PA.: A survey of filamentous organisms at the Deer Island Treatment Plant, *Environmental Technology*, no. 24(7), 2003, pp. 855-865.
- [13] Liu Y., Tay J.H.: State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, no 22(7), 2004, pp. 533-563.
- [14] Miksch K., Sikora J.: *Biotechnologia ścieków*, Wyd. Naukowe PWN, 2010.
- [15] Sunil S.A., Duu-Jong L., Kuan-Yeow S., Joo-Hwa T.: Aerobic granular sludge: Recent advances, *Biotechnology Advances*, no 26, 2008, pp. 411-423.
- [16] 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, 2001, pp. 227-233.
- [17] Thanh B.X., Visvanathan C., Ben Aim R.: Fouling characterization in aerobic granulation coupled baffled membrane bioreactor, *IWA International Conference on Particle Separation*, 9-11 July 2007, Toulouse, France.
- [18] Qin L., Liu Y., Tay J.H.: Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor, *Biochemical Engineering Journal*, no 21, 2004, pp. 47-52.

- [19] 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, pp. 906-910.
- [20] Wang Q., Du G., Chen J.: Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force, *Process Biochemistry*, no 39(5), 2004, pp. 557-563.
- [21] Wang Z.W., Liu Y., Tay J.H.: The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation, *Chemosphere*, no 62(5), 2006, pp. 767-771.
- [22] Wojnowska-Baryła I., Cydzik-Kwiatkowska A., Szatkowski M., Gutowski Ł.: Granulacja osadu czynnego w reaktorze SBR, *Biotechnologia*, nr 1(88), 2010, s. 161-169.
- [23] Zheng Y.M., Yu H.Q., Liu S.J., Liu X.Z.: Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions, *Chemosphere*, no 63, 2006, pp. 1791-1800.

AEROBIC GRANULAR SLUDGE – FACTORS AFFECTING THE GRANULATION PROCESS IN THE SEQUENCING BATCH REACTORS

Summary

In 2005, the International Water Association (IWA - *Workshop Aerobic Granular Sludge*) held the first session of aerobic granular sludge seminars at the Technical University of Munich in Germany, and a clear definition of aerobic granular sludge was established, i.e. granules making up aerobic granular activated sludge are to be understood as aggregates of microbial origin, which do not coagulate under reduced hydrodynamic shear, and which settle significantly faster than activated sludge flocs. SBR systems that use granular sludge have many advantages that arise from the properties of the granules: a good settling property, a long sludge retention time and no sludge bulking was observed with the aerobic granular sludge. To date, the published literature has indicated that aerobic granulation is mainly dependent on reactor configuration, environmental and operational conditions. The formation of aerobic granules is a complex process controlled by several factors: aerobic starvation, composition of the medium, organic loading rate and hydrodynamic forces.

The paper presents the results of research and characteristics of factors which affects the granulation process in the sequencing batch reactors GSB (Granular Sequencing Batch Reactor). In order to ensure conditions suitable for the granulation process, based on the literature, following values have been matched: decantation, the air velocity and amount of dissolved oxygen. This allowed to examine the affect of the height and width ratio of the reactor (H/D - height/diameter) on the process of aerobic sludge granulation. The applied technological operating parameters of the reactors allowed the aerobic granulation process of activated sludge, also the structure of the granules allowed to get a higher biomass concentration in the reactors.

Keywords: aerobic granular sludge, reactor GSB, reactor configuration.

DOI: 10.7862/rb.2013.45

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Agnieszka BUGAJSKA¹
Andrzej KULIG²

ANALIZA I OKREŚLENIE MOŻLIWYCH KIERUNKÓW ZMIAN W ZAKRESIE KONTROLI EX-POST ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO AUTOSTRAD I DRÓG EKSPRESOWYCH W POLSCE

Projekty infrastruktury liniowej, a wśród nich drogi, są bezdyskusyjnie przedsięwzięciami mogącymi znacząco negatywnie oddziaływać na wszystkie komponenty środowiska. Jednym z podstawowych instrumentów prawnych, mających na celu ochronę środowiska oraz ograniczenie tego oddziaływania i jednocześnie wspomagających proces decyzyjny, jest ocena oddziaływania na środowisko (OOŚ). Z punktu widzenia metodologicznego jest to seria kroków towarzyszących planowaniu, przygotowywaniu, realizacji i eksploatacji przedsięwzięcia. W praktyce aktualnie w Polsce (i w innych krajach) wiele uwagi poświęca się początkowym etapom związanym z procesem inwestycyjnym przedsięwzięć, znacznie mniej natomiast etapowi eksploatacji, kiedy obserwowane są ich rzeczywiste oddziaływania. Francja, która dysponuje jedną z najdłuższych w Europie i na świecie sieci autostrad, posiada dziś ponad dwudziestoletnie doświadczenie w zakresie kompleksowych bilansów środowiskowych *ex-post* dla tych projektów infrastrukturalnych. W pracy zaprezentowano wybrane zagadnienia dotyczące kontroli *ex post* oddziaływania autostrad i dróg ekspresowych na środowisko, jako jednego z etapów procesu OOŚ, przyczyniającego się do zapewnienia jego efektywności. Artykuł zawiera analizę ogólnych europejskich, francuskich i polskich wymogów prawnych oraz podstaw metodycznych, dotyczących wykonywania kontroli *ex-post* w obu krajach. Nakreślono w nim również teoretyczne aspekty dotyczące form, celów i zakresu realizacji kontroli *ex-post* w obu krajach. Dodatkowo, obserwacje i wnioski, wynikające z takiej kontroli, przedstawiono na przykładzie francuskiej autostrady A16. We wnioskach wskazano możliwe kierunki zmian w polskim systemie kontroli *ex-post* oraz możliwości dalszych badań.

Słowa kluczowe: infrastruktura drogowa, ocena oddziaływania na środowisko, zarządzanie środowiskowe, skuteczność instrumentów prawnych, analiza porealizacyjna, monitoring

¹ Autor do korespondencji: Agnieszka Bugajska, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, tel.: +48 22 2345407, agnieszka.bugajska@is.pw.edu.pl

² Andrzej Kulig, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, tel.: +48 22 6293026, andrzej.kulig@is.pw.edu.pl

1. Wprowadzenie

Celem pracy omówionej w tym artykule był przegląd i analiza aktualnych europejskich i krajowych wymogów prawnych oraz stosowanych w Polsce i we Francji metod kontroli *ex-post* oddziaływania autostrad i dróg ekspresowych na środowisko. Na przykładzie konkretnej inwestycji autostradowej we Francji wykazano potrzebę realizowania takich kontroli w szerokim zakresie. Rezultatem analizy było wskazanie pewnych aspektów kontroli *ex-post* w Polsce, które teoretycznie mogą wpływać ograniczająco na ich ostateczną efektywność. Na tej podstawie zasadna wydaje się potrzeba dokładniejszego zbadania ich rzeczywistej efektywności.

Długość docelowej sieci autostrad i dróg ekspresowych w Polsce określona jest na około 7 300 km, w tym około 2 000 km autostrad [35]. Francja dysponuje największą w Europie siecią drogową i jedną z najdłuższych w Europie sieci autostrad (3 miejsce)³ i dróg ekspresowych [17, 20]. Takie projekty infrastruktury liniowej są bezdyskusyjnie przedsięwzięciami mogącymi znacząco negatywnie oddziaływać na wszystkie komponenty środowiska. Z tego powodu, przed realizacją, projekty te wymagają przeprowadzenia prognostycznej oceny oddziaływania na środowisko (OOS). Możliwość właściwej weryfikacji ich rzeczywistego oddziaływania jest dodatkową kwestią, bardzo istotną z punktu widzenia skutecznej ochrony środowiska.

OOS jest jednym z instrumentów państwowego systemu zarządzania środowiskiem. Kontrola i przepływ informacji zwrotnej, dotyczącej jej efektywności, są niezbędnymi elementami nie tylko oceny zrealizowanych projektów, ale też funkcjonowania zarówno tego instrumentu, jak i całego systemu zarządzania.

Przyjmuje się, że kontrolę *ex-post* można zdefiniować jako monitoring i ewaluację oddziaływań przedsięwzięcia lub planu, które były wcześniej przedmiotem OOS, w celu zarządzania ich środowiskową efektywnością i w celu komunikacji w zakresie tej efektywności [26, 27]. Na schemacie na rys. 1 przedstawiono główne etapy efektywnego procesu OOS wraz z niezbędnymi elementami kontroli *ex-post*.

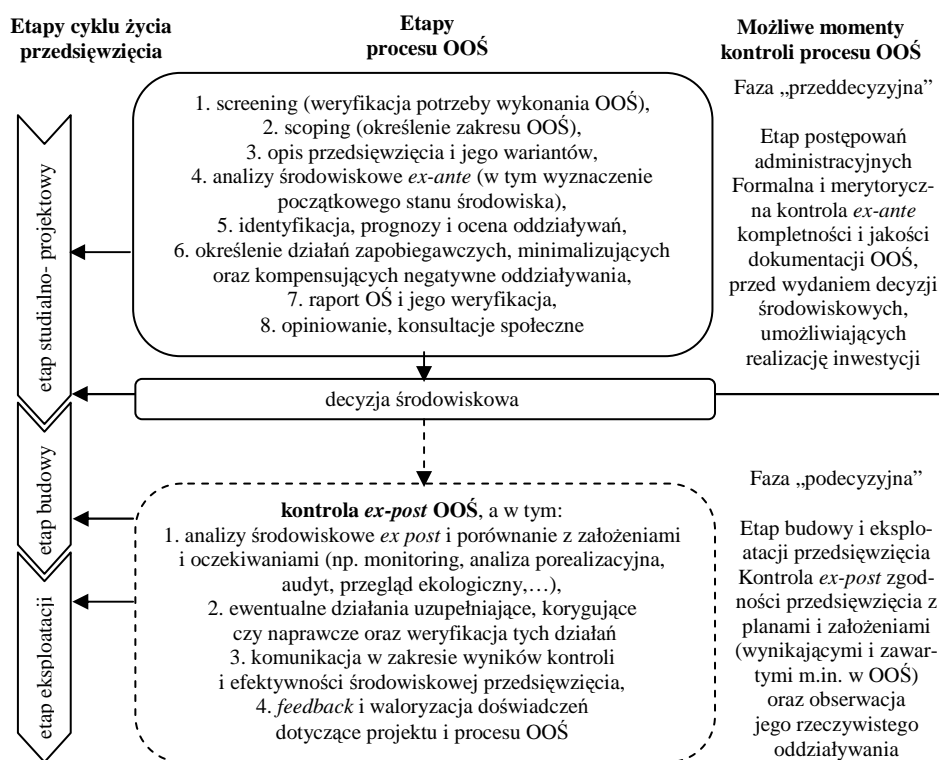
W krajach posługujących się OOS w realizacji przedsięwzięć część z tych etapów ujęta jest w ramach oficjalnej obowiązkowej procedury administracyjnej OOS, zmierzającej do wydania decyzji środowiskowej. Niektóre z nich, w szczególności w fazie „podecyzyjnej”, nie zawsze są jednak obowiązkowe i powszechnie realizowane [1, 2, 29, 33]. Takie podejście nie może dawać pewności, że założone cele ochrony środowiska zostały osiągnięte. Może to mieć spore znaczenie w przypadku przedsięwzięć takich jak projekty drogowe, któ-

³ w 2009: 1 041 173 km dróg, w tym 11 163 km autostrad (w tym 8 431 km w systemie koncesji) i 3 015 km dróg ekspresowych (w tym 2 582 km odpowiadających charakterystyce autostrad), nie wliczając w to innych regionalnych dwupasmowych dróg szybkiego ruchu.

rych realizacja potencjalnie stwarza duże ryzyko pogorszenia stanu środowiska. Tylko pełny proces OOŚ może być gwarancją, że jest on skutecznym narzędziem, przyczyniającym się do efektywnego zarządzania środowiskiem, jego ochrony i do zrównoważonego rozwoju.

W związku z brakiem na scenie międzynarodowej jednolitego, sformalizowanego nazewnictwa, w pojęciu kontroli *ex-post* zawarto wszelkie formy analiz i działań mających na celu ocenę, ewaluację czy weryfikację rzeczywistego oddziaływania projektów na środowisko oraz wywiązywania się ze zobowiązań wynikających z decyzji środowiskowych. Można tu zaliczyć m.in. monitoring oddziaływań i stanu środowiska, analizy porealizacyjne, przeglądy ekologiczne, nadzór środowiskowy itd. a z literatury anglojęzycznej także: *EIA follow-up, ex-post evaluation, post-decision analysis...*

Określenie *decyzje środowiskowe* należy tu utożsamiać ze specyficznymi decyzjami dotyczącymi środowiskowych uwarunkowań, zezwalających na realizację przedsięwzięć lub innych decyzji, które pełnią jednocześnie taką funkcję uwzględniającą aspekty środowiskowe.



Rys. 1. Schemat procesu OOŚ i elementy kontroli *ex-post* (w oparciu m.in. o [21, 26, 34])

Fig. 1. Steps in the EIA process and the elements of EIA follow up (based on [21, 26, 34])

Kwestie dotyczące polityk, planów czy programów i związanych z nimi strategicznych OOS i ich kontroli nie będą tu szczegółowo poruszane, jakkolwiek tematyka kontroli OOS ich również dotyczy.

2. Prawne i praktyczne aspekty kontroli *ex-post* w procesie OOS ze szczególnym uwzględnieniem projektów drogowych

2.1. Kontrole *ex-post* w prawie Unii Europejskiej

Podstawowym aktem prawnym w Unii Europejskiej (UE), dotyczącym OOS dla przedsięwzięć, jest dyrektywa 2011/92/UE⁴ [15] (zwana dyrektywą OOS). Żadna z opisanych wyżej form kontroli (w fazie „przeddecyzyjnej” czy „podecyzyjnej”) nie doczekała się w niej jeszcze stosownych regulacji. Istnieją jednak np. wytyczne Komisji Europejskiej (KE) odnośnie weryfikacji raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko [46].

Pojęcie **analizy porealizacyjnej** i **nadzoru** oraz możliwości ich przeprowadzenia pojawiają się, ale jedynie w kontekście oddziaływań transgranicznych, w Konwencji z Espoo (art. 7 ust. 1) [22].

Doświadczenia płynące z ponad 25-letniej praktyki stosowania dyrektywy OOS wykazały jej liczne niedociągnięcia. Opisano je w sprawozdaniach i raportach dotyczących jej skuteczności. Według ostatniego z raportów [37] brak w dyrektywie przepisów dotyczących monitorowania znaczących skutków środowiskowych, związanych z realizacją przedsięwzięć, jest jednym z jej mankamentów. KE postanowiła zmienić obowiązującą aktualnie dyrektywę OOS. W przygotowanym przez nią wniosku, dotyczącym nowej dyrektywy OOS, proponuje się wprowadzenie (w art. 8) **obowiązkowego monitorowania *ex-post*** w odniesieniu do projektów mających znaczący niekorzystny wpływ na środowisko „w celu oceny realizacji i skuteczności środków łagodzących i kompensujących” oraz ustanowienie wspólnych minimalnych wymogów tego monitorowania [45].

2.2. Polskie i francuskie doświadczenia w zakresie kontroli *ex-post*

Pierwsze zapisy prawne dotyczące procedury OOS ustanowiono w obu krajach ponad 30 lat temu, początkowo nie zawierały one żadnych zapisów dotyczących kontroli *ex-post* [13,24,38,39].

Praktyka tych kontroli jest w Polsce relatywnie nowa (pierwsze regulacje prawne pojawiły się pod koniec 2000 r.). Jeszcze do niedawna nawet samą procedurę OOS traktowano przede wszystkim jako utrudnienie procesu inwestycyjnego przy budowie autostrad i dróg ekspresowych. Głównym celem było

⁴ ujednolicająca i zastępująca dyrektywę 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 r. zmienioną dyrektywami 97/11/WE, 2003/35/WE oraz 2009/31/WE

rozpoczęcie inwestycji. Dużo mniejszą uwagę poświęcano ewentualnym późniejszym kontrolom *ex-post*.

We Francji pierwsze oficjalne (ale dobrowolne) formy kontroli wprowadzone zostały przez administrację drogową już pod koniec lat 70. Były to tzw. obserwatoria przyrodnicze [49]⁵. Potem, w latach 80-90, dla projektów drogowych zaczęły pojawiać się prawne obowiązki kontroli *ex-post*. Dziś Francja jest jednym z niewielu krajów, które ustanowiły prawny obowiązek i specyficzne wytyczne do wykonywania ewaluacji *ex-post* inwestycji transportowych w pełnym zakresie (aspekty społeczno-ekonomiczne i środowiskowe) [19]. Posiada też ponad dwudziestoletnie doświadczenie w zakresie obowiązkowych kompleksowych kontroli i bilansów środowiskowych *ex-post* dla tych projektów.

W poniższej tabeli 1 przedstawiono główne etapy wprowadzania i podstawowe formy kontroli *ex-post* dla projektów drogowych we Francji i w Polsce.

Tabela 1. Główne etapy wprowadzania i podstawowe formy kontroli *ex-post* we Francji i w Polsce

Table 1. The main stages of implementation and the basic forms of EIA follow-up in France and Poland

Francja	Polska
Pierwsze zapisy prawne dotyczące OOS	
⇨ Ustawa nr 76-629 z 10.07.1976 r. [24] i jej dekret wykonawczy nr 77-1141 z 12.10.1977 r. [13]: – wprowadzenie obowiązku OOS dla dużych projektów – <u>brak zapisów dotyczących kontroli <i>ex-post</i></u>	⇨ Ustawa z 31.01.1980 r. [38]: – wprowadzenie obowiązku OOS (najpierw opinii wpływu inwestycji lub obiektu budowlanego albo zespołu obiektów na środowisko, a od 1989 r. OOS – art. 70) oraz dla autostrad ⇨ Ustawa z 27.10.1994 r. [39] – <u>brak zapisów dotyczących kontroli <i>ex-post</i></u>
Pierwsze <u>oficjalne dobrowolne formy kontroli <i>ex-post</i></u>	
Lata 70 – wprowadzenie pierwszych programów monitoringu w formie obserwatoriów przyrodniczych dla 5 autostrad: – A63 i A36 w 1978 r., – A71 w 1979 r. oraz – A10 i A12 w 1980 r. Wnioski opublikowano w 1995 r. [49]	

⁵ *Observatoires du milieu naturel* - są to, powoływane we Francji od końca lat 70-tych, struktury (zazwyczaj o charakterze publicznym) odpowiedzialne za prowadzenie dobrowolnej formy monitoringu stanu środowiska i zachodzących w nim zmian, związanych z konkretnymi przedsięwzięciami (początkowo drogowymi, ale obecnie też i innymi), głównie w celu poprawy ogólnego stanu wiedzy w zakresie charakteru i skali wywoływanych przez nie oddziaływań oraz weryfikacji metod prognostycznych służących m.in. do wykonywania OOS.

Tabela 1 (cd.). Główne etapy wprowadzania i podstawowe formy kontroli *ex-post* we Francji i w Polsce

Table 1 (cont.). The main stages of implementation and the basic forms of EIA follow-up in France and Poland

Francja	Polska
<u>Oficjalne regulacje prawne</u> ⁶ dotyczące kontroli <i>ex-post</i>	
Pierwsze regulacje prawne	Pierwsze regulacje prawne
<p>⇒ Ustawa nr 82-1153 z 30.12.1982 r. [25] (zwana ustawą LOTI) i jej dekret wykonawczy nr 84-617 z 17.07. 1984 r. [14]:</p> <ul style="list-style-type: none"> – wprowadzenie <u>obowiązku monitoringu i bilansu <i>ex-post</i> dla aspektów społecznych i ekonomicznych (3-5 lat po oddaniu infrastruktury do eksploatacji)</u> – wprowadzenie <u>obowiązku analizy i opinionowania bilansów <i>ex-post</i> przez organ administracji oraz publikacji bilansów <i>ex-post</i> wraz z opinią administracyjną</u> <p>⇒ Okólnik ministra infrastruktury z 15.12.1992 r. [7] (zwany okólnikiem <i>Bianco</i>):</p> <ul style="list-style-type: none"> – rozszerzenie <u>obowiązku bilansów <i>ex-post</i> dla aspektów ochrony środowiska</u> – wprowadzenie <u>obowiązku bilansu pośredniego <i>ex-post</i></u> (realizacja 1 rok po oddaniu infrastruktury do użytku) – obowiązek sporządzania i publikowania dokumentu zwanego <i>Zobowiązaniem Państwa dot. Ochrony Środowiska (ZPOŚ)</i>⁷ – równocześnie z opublikowaniem ZPOŚ <u>obowiązek powołania Komitetu Monitorującego realizację ZPOŚ</u>⁸ od momentu DUP aż do wykonania i przedłożenia mu końcowego bilansu <i>ex-post</i> (forma nadzoru administracyjnego) <p>⇒ Okólniki ministra infrastruktury nr 87-88 wraz z dyrektywą z 27.10.1987 r. [6] i nr 94-56 z 05.05.1994 r.[8]:</p>	<p>⇒ Ustawa z 9.11.2000 r. [41]:</p> <ul style="list-style-type: none"> – wprowadzenie <u>możliwości nałożenia obowiązku monitoringu i/lub analizy porealizacyjnej</u> <p>⇒ Ustawa z 27.04.2001 r. [42] (zwana POŚ)</p> <ul style="list-style-type: none"> – wprowadzenie <u>możliwości nałożenia obowiązku sporządzenia i przedłożenia przeglądu ekologicznego</u>
	Obecna podstawa prawna
	<p>⇒ Ustawa z 3.10.2008 r. [44] (zwana ustawą OOŚ):</p> <ul style="list-style-type: none"> – <u>możliwość nałożenia w decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach (DSU) obowiązku monitorowania</u> oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko oraz przedłożenia <u>analizy porealizacyjnej</u> (art.82 ust.1 pkt 2 lit.b oraz pkt 5, oraz w przypadku obszarów Natura 2000 art.101 ust.2 pkt 2 i ust.3 pkt 2) <p>⇒ Ustawa z 27.04.2001 r. [42]:</p> <ul style="list-style-type: none"> – nałożenie w <u>decyzji o zezwoleniu na realizację inwestycji drogowej (DZRID) obowiązku</u> sporządzenia <u>analizy porealizacyjnej</u> (realizacja po 1 roku i jej przedstawienie 18 miesięcy od oddania infrastruktury do eksploatacji) (art. 135 ust. 5 – tylko w szczególnych przypadkach, od 08.12.2003) – <u>możliwość nałożenia obowiązku</u> sporządzenia i przedłożenia <u>przeglądu ekologicznego</u> (art. 237)

⁶ Okólnik to akt normatywny niestanowiący źródła powszechnie obowiązującego prawa.

⁷ ZPOŚ (*Engagements de l'Etat en matière d'environnement*) wydawane i podawane do wiadomości publicznej w momencie (lub później) podpisania (w formie dekretu Radu Stanu lub rozporządzenia ministerialnego lub prefekturalnego) Deklaracji Użyteczności Publicznej (*Déclaration d'utilité publique*, DUP), pełniącej rolę ostatecznej decyzji zezwalającej na realizację planowanej infrastruktury. ZPOŚ zawierają ogół uwarunkowań środowiskowych dla realizacji danej infrastruktury wynikających z OOŚ i innych procedur środowiskowych. W bilansach *ex-post* należy m.in. wykazać zgodność zrealizowanego projektu z zapisami tego dokumentu.

⁸ *Comité de Suivi des Engagements de l'Etat*.

Tabela 1 (cd.). Główne etapy wprowadzania i podstawowe formy kontroli *ex-post* we Francji i w Polsce

Table 1 (cont.). The main stages of implementation and the basic forms of EIA follow-up in France and Poland

Francja	Polska
<p style="text-align: center;">Pierwsze regulacje prawne <i>cd.</i></p> <p>– <u>obowiązek kontroli</u> przez uprawnione organy administracji technicznych aspektów realizacji zobowiązań środowiskowych w fazie koncepcyjnej i w fazie budowy dróg (w systemie koncesji lub nie)</p> <p>⇒ Okólniki ministra infrastruktury nr 94-56 z 05.05.1994 r.[8], nr 96-21 z 11.03.1996 r. [9] i nr 98-99 z 20.10.1998 r.[10]:</p> <p>– uszczegółowienie przepisów dotyczących analiz środowiskowych (zarówno w kwestii OOS, jak i bilansów kontrolnych <i>ex-post</i>)</p>	<p style="text-align: center;">Obecna podstawa prawna <i>cd.</i></p> <p>⇒ Ustawa z 10.04.2003 r. [43]:</p> <p>– <u>możliwość doprecyzowania</u> w <i>DZRID</i> ustaleń <i>DŚU</i> m.in. w zakresie sposobów prowadzenia monitoringu – od 09.2008 <u>możliwość</u> zawarcia w niej warunków wynikających z potrzeb ochrony środowiska (art.11f ust.1 pkt 3)</p> <p>– <u>możliwość określenia</u> szczegółowych wymagań dotyczących nadzoru inwestorskiego na budowie (art.11f ust.1 pkt 8 lit.d)</p>
<p style="text-align: center;">Obecna podstawa prawna</p> <p>⇒ Kodeks transportu [12]:</p> <p>– powyższe regulacje dotyczące <u>obowiązku monitoringu i bilansów <i>ex-post</i></u> dla projektów drogowych są aktualnie zawarte w art. L1511-1 do 7 oraz wspomnianych wyżej okólnikach.</p> <p>⇒ Kodeks środowiska [11]⁹ – po reformie procedury OOS z 2010 r.:</p> <p>– wprowadzenie <u>obowiązku monitoringu i kontroli <i>ex-post</i></u> dla wszystkich przedsięwzięć będących przedmiotem OOS (art. L122-1 IV, L122-3 pkt 2, R122-14-15)</p> <p>– wprowadzenie <u>możliwości kontroli <i>ex-post</i></u> i ustanowienia sankcji przez środowiskową policję administracyjną w razie stwierdzenia naruszenia wymogów wynikających z procedury OOS (art. L122-3-1 do 5). Jest to jeszcze jedna forma kontroli administracyjnej <i>ex-post</i>, będąca (porównując w uproszczeniu) formą pośrednią między wykonywanymi w Polsce kontrolami Inspekcji Ochrony Środowiska a przeglądami ekologicznymi¹⁰</p>	<p style="text-align: center;">Inne przepisy i formy kontroli <i>ex post</i>¹¹</p> <p>⇒ Ustawa z 07.07. 1994 r. [40] (art. 62):</p> <p>– wprowadzenie <u>obowiązku okresowej kontroli</u> przez ich właściciela lub zarządcę obiektu budowlanego, polegającej m.in. na sprawdzeniu stanu technicznego instalacji i urządzeń służących ochronie środowiska</p> <p>⇒ Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 16 stycznia 2002 r. [34]:</p> <p>– <u>możliwość weryfikacji</u> skuteczności środków zapobiegawczych i minimalizujących oddziaływanie na środowisko w ramach systemu monitorowania</p> <p>⇒ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 czerwca 2011 r. [36]:</p> <p>– <u>wymogi</u> w zakresie prowadzenia pomiarów poziomów substancji lub energii w środowisku przez zarządzającego drogą</p> <p>⇒ Zarządzenie nr 15 Generalnego Dyrektora Dróg Krajowych i Autostrad (GDDKiA) z 29.05.2012r. [47]:</p> <p>– <u>wymogi</u> dotyczące przeprowadzenia monitoringu ogrodzeń dla płazów i gadów na drogach krajowych</p>

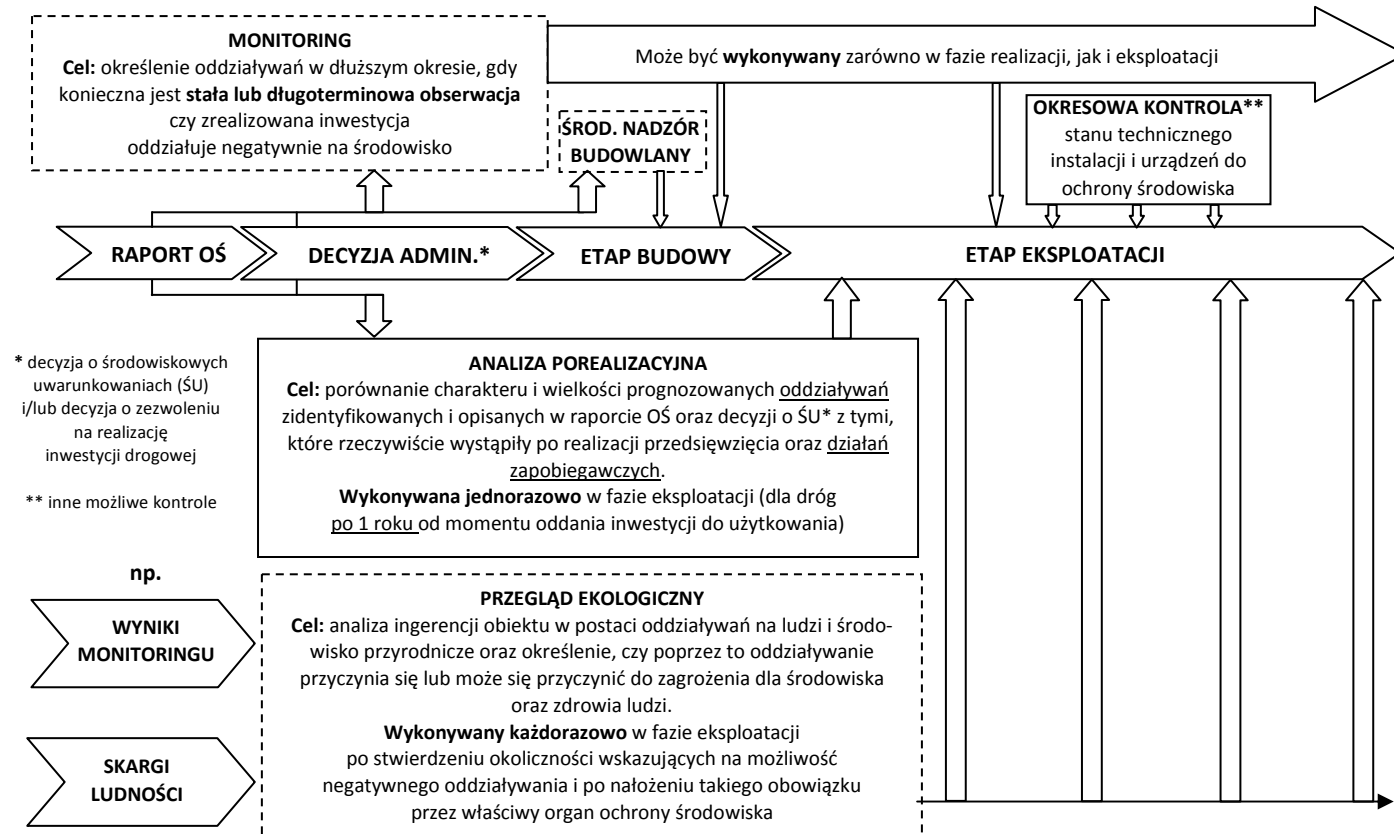
⁹ Metodyka przeprowadzania kontroli *ex-post* w ramach nowej procedury OOS nie jest jeszcze dokładnie określona, jak dla projektów infrastruktury transportowej. Nie jest też do końca jasne czy kontrole *ex-post* wynikające z procedury OOS zastąpią aktualne bilanse wynikające z ustawy LOTI, będą się z nimi utożsamiać czy też obie formy kontroli będą funkcjonowały równocześnie.

¹⁰ Reforma tzw. środowiskowej policji administracyjnej jest jeszcze aktualnie w toku we Francji.

¹¹ Niezwiązane z OOS.

Rys. 2. Schemat podstawowych form kontroli *ex post* w ramach OOS w Polsce

Fig. 2. The basic forms of EIA follow-up in Poland



Na schemacie na rys. 2 zostały przedstawione podstawowe formy kontroli *ex-post* w Polsce. Ogólny schemat różnych form kontroli *ex-post* we Francji przedstawiony został na przykładzie autostrady A16 na rys. 3 w punkcie 3.

We Francji, poza dość licznymi wytycznymi zawartymi we wspomnianych okólnikach, szczegółowe aspekty metodyczne realizacji tych bilansów zostały określone w kilku poświęconym w całości bilansom *ex-post* podręcznikach dobrych praktyk, opracowanych i oficjalnie zaleconych przez administrację drogową i środowiskową. Stanowią one niezwykle cenne narzędzie, niezbędne przy wykonywaniu bilansów *ex-post*, których tematyczny zakres ma odzwierciedlać **wszystkie aspekty badane wcześniej w ramach OOS**. Metodika kontroli *ex-post* jest wciąż uaktualniana na podstawie zdobywanych doświadczeń. W dotychczasowych doświadczeniach w Polsce brakuje jeszcze tak szczegółowych podstaw i wskazań metodycznych dotyczących wykonywania kontroli *ex-post*. W przepisach prawnych są one określone bardzo ogólnie zarówno dla analizy porealizacyjnej (ustawa OOS art. 83ust. 1 i art. 102), jak i dla przeglądu ekologicznego (POŚ art. 237 – 242). Kwestie dotyczące monitoringu ani w zakresie jego formy, ani tematyki czy okresu prowadzenia nie są w ustawie OOS wcale bliżej określone. Większość polskich podręczników dotyczy aspektów proceduralnych lub praktycznych OOS w fazie „przeddecyzyjnej”. W tabeli 2 przedstawione zostały przykładowe opracowania metodyczne dotyczące kontroli *ex-post* stosowane we Francji i w Polsce.

Tabela 2. Przykładowe opracowania metodyczne dotyczące kontroli *ex-post* stosowane we Francji i w Polsce

Table 2. Examples of EIA follow-up methodology documents used in France and Poland

Francja	Polska
<ul style="list-style-type: none"> ⇒ „Ewaluacja ekonomiczna i społeczna międzymiastowych projektów drogowych, Wytyczne”, CETE de Lyon, Sétra, (1988) [18] ⇒ „Międzymiastowe projekty drogowe, Monitoring i bilanse środowiskowe, Podręcznik metodyczny”, Sétra, (1996) [31] ⇒ „Miejskie projekty drogowe, Monitoring i bilanse środowiskowe, Podręcznik metodyczny”, CERTU, (1998) [32] ⇒ „Projekty drogowe – monitoring i ewaluacja środowiskowa”, MATE, (2001) [23] 	<ul style="list-style-type: none"> ⇒ „Podręcznik dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych” (2008) [5]¹² – zawiera on raczej ogólne wytyczne i wskazówki wykonywania kontroli <i>ex-post</i>, określa m.in. różnice między różnymi ich formami, ich zastosowanie do różnych rodzajów oddziaływań, cele, ramowe zawartości, jak również momenty ich przeprowadzania

¹² Zgodnie z zarządzeniem GDDKiA nr 43 z 3.09.2009 r. w sprawie zlecenia opracowania dokumentacji środowiskowej przez Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad, wytyczne tego podręcznika należy uwzględnić przy konstruowaniu specyfikacji do zamówień polegających na wykonaniu dokumentacji środowiskowej.

Tabela 2 (cd.). Przykładowe opracowania metodyczne dotyczące kontroli *ex-post* stosowane we Francji i w Polsce

Table 2 (cont.). Examples of EIA follow-up methodology documents used in France and Poland

Francja	Polska
<p>⇒ Nota metodologiczna, dotycząca bilansów <i>ex-post</i>, Sétra (2005) [28] – zaleca m.in. podobnie jak w OOS, przygotowanie krótkiego streszczenia w języku niespecjalistycznym na potrzeby komunikacji. Przewiduje także, że bilans <i>ex-post</i> (wraz z dotyczącą go dokumentacją) ma być przesłany do Generalnej Dyrekcji Dróg w Ministerstwie Infrastruktury w celu wcześniejszej analizy i oceny (wykonywanej przez Sétra¹³), przed wydaniem opinii dot. bilansu <i>ex-post</i> przez CGEDD¹⁴</p> <p>⇒ "Opracowywanie bilansów <i>ex-post</i> dla projektów drogowych", Sétra, (2011) [16]</p>	<p>⇒ Podręcznik „Zalecenia techniczne w celu kontroli i oceny skuteczności środków naprawczych efektu barierowego infrastruktury transportowej...” (2011) [48] – przedstawia m.in. zasady monitoringu przyrodniczego, dotyczącego w szczególności fragmentacji siedlisk (tzw. programów nadzoru środowiskowego regulujących podstawowe kwestie dotyczące monitoringu, jak np. odpowiedzialność za wykonanie nadzoru, częstotliwość przedkładania raportów monitoringu/nadzoru środowiskowego oraz priorytety monitoringu...) na przykładzie doświadczeń hiszpańskich</p>

3. Kontrole *ex-post* projektów drogowych we Francji na przykładzie autostrady A16 (odcinek Amiens – Boulogne sur Mer)¹⁵

Autostrada A16, biegnąca w kierunku północnym od regionu paryskiego, niemal na całej swojej długości była zbudowana i jest eksploatowana w systemie koncesji przez spółkę sanef groupe. Jej odcinek między Amiens i Boulogne sur Mer liczy 116 km, zajmuje powierzchnię 1 450 ha, a koszt jej budowy wyniósł ok. 879,28 M€, z czego ponad 145 M€ przeznaczono na ochronę środowiska. Koszt monitoringu w fazie eksploatacji oraz bilansu środowiskowego wyniósł ok. 260 k€ tj. ok. 15 k€/km. Jest to pierwsza autostrada we Francji, dla której DUP podpisana została (w 1992 r.) przez Ministra Infrastruktury i Ministra Środowiska¹⁶. Był to bardzo symboliczny projekt, w którym po raz pierwszy zastosowano wiele innowacyjnych, jak na tamte czasy, procedur środowiskowych.

¹³ *Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements* - Techniczny Instytut Transportu, Dróg i Mostów, podlegający aktualnie Ministerstwu Ekologii (a wcześniej Ministerstwu Infrastruktury).

¹⁴ *Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable* – Generalna Rada ds. Środowiska i Zrównoważonego Rozwoju.

¹⁵ Dane pochodzą z udostępnionego przez spółkę sanef bilansu środowiskowego [3] i opinii CGEDD w sprawie bilansu dla A16 [4].

¹⁶ Przed ich połączeniem. Aktualnie ministerstwo infrastruktury i transportu nie istnieje jako odrębna jednostka administracyjna. W roku 2007 zostało włączone do Ministerstwa Ekologii, które dziś nazywa się Ministerstwem Ekologii Zrównoważonego Rozwoju i Energii (MEDDE), i stanowi jedną z jego 6 Dyrekcji Generalnych.

Na schemacie poniżej, na przykładzie omawianej autostrady A16, przedstawione zostały sposoby ochrony środowiska i jej kontroli przy inwestycji drogowej we Francji (rys. 3).

Zakres **monitoringu** prowadzonego w latach 1997 - 2006 obejmował: wody powierzchniowe, w tym ewolucję koryt i brzegów rzecznych, wody podziemne, aspekty przyrodnicze (flora, fauna, w tym śmiertelność zwierząt na drodze), zalesianie, badanie wpływu zajęcia gruntów i ich scalania w pobliżu autostrady na rentowność gospodarstw rolnych, aspekty krajobrazowe, hałas, bilans objętości robót ziemnych oraz dziedzictwo kulturowe. Zamieszczono w nim także zestawienie dotyczące zgodności z projektem zrealizowanych obiektów i środków ochrony środowiska.

Bilans środowiskowy *ex-post*¹⁷ ukończono w czerwcu 2006 r. W płynących z niego wnioskach uznano, że uwarunkowania środowiskowe, wyrażone w ZPOŚ, zostały ogólnie dotrzymane.

Pewne oddziaływania wciąż jeszcze można obserwować, inne zaś są niepewne w związku z problemami, które pojawiły się w trakcie prowadzenia monitoringu (np. przepływ wód podziemnych).

Najwięcej problemów zaobserwowano w odniesieniu do aspektów przyrodniczych. Niedoszacowany został wpływ autostrady na płazy. Ich śmiertelność, podobnie jak małych zwierząt, może być po części skutkiem niewystarczającego utrzymania zarastających ogrodzeń. Obserwuje się też problemy kolizji awifauny i nietoperzy z pojazdami. Ponadto, niektóre z przejść dla dużych zwierząt praktycznie są nieużywane, a efektywność przejść zespolonych jest znacznie mniejsza niż przejść specjalnych. W niektórych sektorach wciąż obserwuje się problemy z efektywnością kompensacji przyrodniczej (nieefektywne wykorzystanie stawów zastępczych dla płazów) i zalesiania. Także jakość wód powierzchniowych mogła ucierpieć na skutek modyfikacji cieków w wyniku prac budowlanych.

Jeśli chodzi o hałas, jego poziomy nie przekraczają obowiązujących norm, lecz mimo to pozostają uciążliwe dla niektórych społeczności i wciąż są powodem skarg.

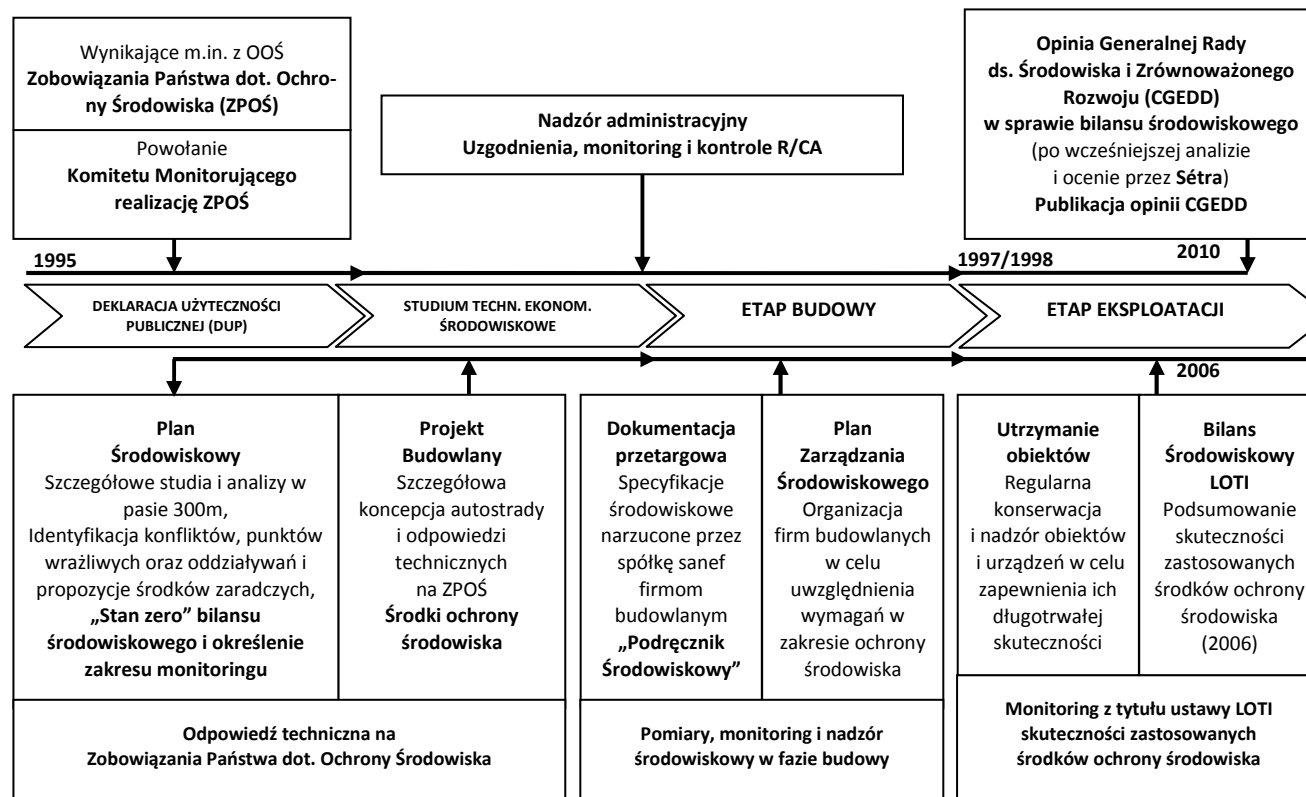
W opublikowanej w lipcu 2010 r. **opinii CGEDD z kontroli obu bilansów środowiskowego i społeczno-ekonomicznego**¹⁸ [4], oprócz wskazanych wyżej problemów, zwrócono uwagę na fakt, że natężenie ruchu jest niedoszacowane (~10-40%), co ma wpływ na wyniki prognoz oddziaływania na środowisko (w szczególności na poziom hałasu oraz zanieczyszczenie powietrza, a co za tym idzie, także inne skutki pośrednie, np. dla zdrowia ludzi).

¹⁷ Bilans pośredni nie był dla tej autostrady wykonywany.

¹⁸ Bilans środowiskowy, wraz ze wszystkimi szczegółowymi raportami tematycznymi z monitoringu, był też wcześniej analizowany i oceniany przez Sétra. Raport z tej analizy dołączony został do bilansu przesłanego do CGEDD.

Rys. 3. Ochrona środowiska i jej kontrola przy inwestycji drogowej we Francji na przykładzie autostrady A16 Amiens-Boulogne sur Mer eksploatowanej przez spółkę sanef (na podstawie [3])

Fig. 3. Environmental protection and its *ex-post* evaluation relating to the road project in France using the example of the motorway A16 Amiens-Boulogne sur Mer operated by the sanef company (based on [3]).



Ponadto podkreślone zostały pewne mankamenty realizacji samego bilansu i wcześniejszych badań monitoringowych, a wśród nich m.in.

- brak konsultacji z zainteresowanymi organami administracji,
- zbyt małe odniesienie do analiz wykonywanych w ramach OOŚ i innych analiz *ex-ante* (często z powodu niedostępności dokumentacji),
- brak propozycji zaradczych dla zidentyfikowanych oraz budzących wątpliwości oddziaływań.

We wnioskach i zaleceniach CGEDD poruszone zostały także aspekty dotyczące ogólnej metodyki realizowania bilansów *ex-post*, a w szczególności ich wartości merytorycznej i wiarygodności, związanej m.in. z:

- kwestią sposobu wyboru wykonawcy, jego wymaganych kompetencji czy też autonomii. Aktualne podejście, przedstawia w bilansie głównie punkt widzenia zarządzającego infrastrukturą, co stwarza zagrożenie, że pojawia się w nim (zamierzone lub nie) pominięcia czy luki,
- brakiem uczestnictwa w dyskusji o skutkach zrealizowanego przedsięwzięcia innych zainteresowanych stron, co pomogłoby takich braków uniknąć,
- brakiem określenia już na etapie analiz *ex-ante* konkretnych wskaźników czy momentów wykonywania późniejszych kontroli¹⁹,
- nieodpowiednią archiwizacją dokumentacji ze wszystkich etapów badania oddziaływań oraz planowania, realizacji i wdrażania środków ochronnych (od fazy projektowej, poprzez etap budowy i wreszcie eksploatacji).

Wspomniano też o problemach dotyczących np. kompensacji przyrodniczej, której realizacja czy korekta mogą być utrudnione z przyczyn niezależnych od wykonawcy (np. w wyniku rozwijającej się w sąsiedztwie infrastruktury innej działalności czy też niemożności wykupu gruntów). Jest to problem ogólny, nad rozwiązaniem którego powinny zastanowić się także organy wydające decyzje umożliwiające realizację przedsięwzięcia.

4. Wnioski i dalsze kierunki badań

Kontrole środowiskowe *ex-post* to długofalowy proces monitorowania rzeczywistych oddziaływań przedsięwzięcia na środowisko. Są one ostatnim ogniwem w całym logicznym łańcuchu analiz i badań dotyczących uwzględnienia środowiska w wielkich przedsięwzięciach, jakimi są m.in. autostrady i drogi ekspresowe. Są także niezbędne do oceny realizacji zapisanych w decyzjach środowiskowych zobowiązań w zakresie ochrony środowiska.

Z francuskich doświadczeń wynika, że realizacja właściwej kontroli *ex-post* nastęrcza sporo problemów. A efektywność tych kontroli pozwala m.in. na właściwą ocenę skuteczności ochrony środowiska, dlatego tak ważne jest ich odpowiednie wykonywanie.

¹⁹ Wskaźniki takie doprecyzowane zostały wstępnie pod koniec 2011 r. w nowym przewodniku dotyczącym tych kontroli, po przeanalizowaniu 25 bilansów *ex-post* [16].

Wyniki bilansów są bardzo cennym zbiorem danych zarówno o środowisku, jak i o rzeczywistych skutkach projektów. Pozwalają one także na krytyczną analizę całego systemu kontroli *ex-post* (oraz procesu OOS).

Teoretycznie cele kontroli *ex-post* w Polsce i we Francji są podobne. Oba kraje posiadają narzędzia zarówno do badania zgodności zrealizowanej inwestycji z jej projektem, jak i prowadzenia długoterminowych obserwacji jej rzeczywistego oddziaływania. Jednak nieco inaczej rozwiązane zostały zasady i formy prowadzenia tych kontroli, co w przypadku Polski może teoretycznie wpływać ograniczająco na ich ostateczną efektywność. Nie istnieje zapewne jeden dobry sposób wykonywania kontroli *ex-post*. Nie chodzi też o kopiowanie rozwiązań francuskich. Identyfikacja różnic (zaobserwowanych na podstawie analizy ich teoretycznych aspektów), poparta następnie niezbędnymi dodatkowymi badaniami aspektów praktycznych realizacji kontroli, może być pomocna do określenia ewentualnych potrzeb w zakresie usprawnienia polskiej procedury OOS.

Do największych różnic, nad którymi można by się w polskim systemie kontroli *ex-post* zastanowić, można zaliczyć:

- **obowiązek wykonywania kontroli *ex-post*** – w odróżnieniu od Francji, nie wszystkie formy kontroli *ex-post* są w Polsce obowiązkowe (choć w ostatnich latach są one raczej powszechnie praktykowane);
- **zakres analiz** – we Francji jest on szerszy i powinien odzwierciedlać wszystkie aspekty badane wcześniej w raporcie OŚ. Ma on jednak pozostać elastyczny i jest ustalany stosownie do przewidywanych oddziaływań i zastosowanych działań zapobiegawczych, ograniczających czy kompensacyjnych. W Polsce nie ma żadnego obowiązku odniesienia się w kontrolach *ex-post* do każdego aspektu oddziaływania, uwzględnionego w raporcie OŚ. Stwarza to teoretyczną możliwość zaistnienia sytuacji, w której niektóre z prognozowanych oddziaływań czy też skuteczność niektórych działań zapobiegawczych, ograniczających lub kompensujących te oddziaływania, nie zostaną nigdy zweryfikowane;
- **obowiązek sporządzenia bilansu końcowego po 5 latach**, obejmującego równoczesną ocenę oddziaływania infrastruktury na wszystkie komponenty środowiska – podzielenie w Polsce kontroli *ex-post* na dwie niezależne formy: analizę porealizacyjną (odpowiadającą mniej więcej francuskiemu bilansowi pośredniemu) i monitoring dla obserwacji długoterminowych - nie ułatwia globalnego spojrzenia na projekt jako całość. Nie umożliwia tego także ewentualny przegląd ekologiczny, który dotyczy weryfikacji przypuszczeń o konkretnym negatywnym oddziaływaniu. Nie jest to analiza oddziaływań przedsięwzięcia jako całości;
- **referencyjny czas stabilizacji natężenia ruchu** – we Francji za moment ustabilizowania się ruchu przyjmuje się średnio ok. 3 lata po oddaniu drogi do użytku; w Polsce moment wykonywania analizy porealizacyjnej okre-

ślony jest na 1 rok po rozpoczęciu eksploatacji. Mimo, że szybkość stabilizacji natężenia ruchu może być inna w różnych przypadkach, nie można wykluczyć, że niektóre oddziaływania oceniane w analizie porealizacyjnej mogą pozostać niedoszacowanie;

- jasno określone we francuskich przepisach **zobowiązanie organów administracji do wydania oficjalnej opinii** po przeanalizowaniu zrealizowanych bilansów, jest następnym aspektem, który różni oba kraje;
- **obowiązek podania do wiadomości publicznej bilansu końcowego**, podsumowującego całość zrealizowanego projektu drogowego wraz z towarzyszącą mu oficjalną opinią organu administracji jest następną różnicą, na którą warto zwrócić uwagę. W Polsce ustawa OOS gwarantuje dostęp społeczeństwa do analiz porealizacyjnych czy wyników monitoringu. Francuska forma komunikacji (uwzględniająca dodatkowo streszczenie bilansu w języku niespecjalistycznym) wydaje się jednak bardziej aktywną formą informowania społeczeństwa o skutkach przedsięwzięcia, w którego realizację było zaangażowane na etapie podejmowania decyzji środowiskowej.

Interesujące wydaje się też we Francji równoczesne wykonywanie i kompletność bilansu środowiskowego i bilansu społeczno-ekonomicznego²⁰. W myśl koncepcji zrównoważonego rozwoju, wykonanie obu bilansów pozwala na ewentualnie uzasadnienie niektórych negatywnych oddziaływań projektu, jeśli jednocześnie można było zaobserwować inne, większe niż spodziewane, korzyści z jego realizacji.

Od pewnego czasu planowane są w polskiej ustawie OOS zmiany, przewidujące m.in. uzupełnienie regulacji w zakresie analizy porealizacyjnej i wyników monitoringu. Dotyczą one jednak przede wszystkim wprowadzenia do ustawy przepisu wskazującego organy właściwe do ich otrzymania [30].

Poruszone w tym artykule problemy pozostawiają jeszcze szerokie pole do badań, dotyczących zarówno efektywności środowiskowej projektów infrastrukturalnych, jak i etapu kontroli porealizacyjnych oraz efektywności samej procedury OOS.

Dodatkowa analiza dotycząca konkretnych polskich autostrad czy dróg ekspresowych pozwoliłaby odpowiedzieć na pytanie, czy aktualne procedury kontrolne *ex-post* są wystarczające do spełnienia wspomnianych na wstępie (rys. 1.) celów, jakie są im przypisywane [26, 27]. Warto zastanowić się, czy rzeczywiście umożliwiają one zarządzanie środowiskową efektywnością realizowanych przedsięwzięć oraz czy są podstawą i źródłem komunikacji w zakresie tej efektywności?

²⁰ Dla dużych projektów infrastruktury drogowej OOS musi zawierać część dotyczącą analizy kosztów społecznych zanieczyszczeń i uciążliwości wynikających z ich realizacji (Kodeks środowiska [11] - art. R122-5 III). W bilansie społeczno-ekonomicznym następuje m.in. szacowanie i wycena ekonomiczna skutków oddziaływania projektów na środowisko.

Interesujące byłoby też np. przyjrzenie się, co rzeczywiście jest weryfikowane w trakcie tych kontroli, kto i w jakim zakresie wyciąga z nich wnioski, w jaki sposób podejmowane i weryfikowane są ewentualne konieczne działania uzupełniające.

Bardziej szczegółowa analiza francuskich bilansów mogłaby także pozwolić na zidentyfikowanie dodatkowych aspektów, które mogą być problematyczne również w Polsce, natomiast nie są identyfikowane w związku z tym, że np. nie bada się ich lub dlatego, że mamy jeszcze w tym zakresie krótsze doświadczenia.

Literatura

- [1] Abaza H., Bisset R., Sadler B.: Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment: Towards an Integrated Approach, UNEP, 2004 <http://www.unep.ch/etu/publications/textONUbr.pdf> [dostęp: 10.03.2013].
- [2] Arts, J., Caldwell, P., Morrison-Saunders, A.: Environmental Impact Assessment follow-up: good practice and future directions – findings from a workshop at the IAIA 2000 conference. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 19 (3). 2001 pp. 175-185, <http://dx.doi.org/10.3152/147154601781767014> [dostęp : 20.03.2013].
- [3] Autoroute A16 section Amiens / Boulogne-sur-Mer, Bilan environnemental final au titre de la Loi d'Orientation sur les Transports Intérieurs (LOTI), Sanef, juin 2006.
- [4] Avis du CGEDD sur les bilans LOTI A16: section concédée: L'Isle-Adam - Amiens – Boulogne et A16: section non concédée: Boulogne - Frontière Belgique, N° 007087-01, juillet 2010.
- [5] Bohatkiewicz J. (red. nauk.): Podręcznik dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych, Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad, Warszawa-Kraków, 2008.
- [6] Circulaire n° 87-88 et directive du 27 octobre 1987 relative aux modalités d'établissement et d'instruction des dossiers techniques concernant la construction et l'aménagement des autoroutes concédées (BOME, 01/01/1987, 87-9 bis).
- [7] Circulaire du 15 décembre 1992 relative à la conduite des grands projets nationaux d'infrastructures « Bianco » (JORF n°48 du 26 février 1993 page 3039)
- [8] Circulaire n° 94-56 du 5 mai 1994 et instruction annexée définissant les modalités d'élaboration, d'instruction et d'approbation des opérations d'investissements sur le réseau routier national non concédé (BOME nr 94-19 du 20 juillet 1994) i zastępujący go Circulaire du 7 janvier 2008 fixant les modalités d'élaboration, d'instruction, d'approbation et d'évaluation des opérations d'investissement sur le réseau routier national, Direction générale des routes, MEDAD.
- [9] Circulaire nr 96-21 du 11 mars 1996 relative à la prise en compte de l'environnement et du paysage dans les projets routiers (BOME nr 389-96/11 du 30 avril 1996).
- [10] Circulaire n° 98-99 du 20 octobre 1998 et instruction relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne (BOME 20/10/1998 fascicule spécial 98-7).

- [11] Code de l'Environnement, <http://www.legifrance.gouv.fr> [dostęp: 19.03.2013].
- [12] Code des Transports, <http://www.legifrance.gouv.fr> [dostęp : 19.03.2013].
- [13] Décret n°77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature (JORF du 13 octobre 1977) (modifié), zmieniony m.in. przez décret n°93-245 du 25 février 1993.
- [14] Décret n°84-617 du 17 juillet 1984 relatif à l'application de l'article 14 de la loi 82-1153 du 30 décembre 1982 relatif aux grands projets d'infrastructures, aux grands choix technologiques et aux schémas directeurs d'infrastructures en matière de transports intérieurs (JORF du 18 juillet 1984 page 2307).
- [15] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2011/92/UE z dnia 13 grudnia 2011 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko (tekst jednolity) (Dz. Urz. UE nr L 26 z 28.1.2012, s.1)
- [16] Elaboration des bilans *ex-post* pour les projets routiers Recommandations pour la mise en œuvre de l'article 14 de la LOTI. Guide méthodologique, Sétra, Référence: 1131, Décembre 2011.
- [17] EU transport in figures statistical pocketbook 2012, Luksemburg Publications Office of the European Union, 2012, http://ec.europa.eu/transport/facts-fundings/statistics/pocketbook-2012_en.htm [dostęp: 10.03.2013].
- [18] Evaluation économique et sociale des projets routiers interurbains - Guide de recommandations, CETE de Lyon, Sétra, mai 1988.
- [19] EVA-TREN Improved Decision-Aid Methods and Tools to Support Evaluation of Investment for Transport and Energy Network in Europe, D6 Final Report, december 2009, <http://www.transport-research.info> [dostęp: 11.03.2013].
- [20] Flash – indice circulation, année 2010, Sétra http://www.setra.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/Flash_Indice_2010.pdf [dostęp : 19.03.2013].
- [21] Glasson, J., Therivel, R and Chadwick, A. Introduction To Environmental Impact Assessment, 3rd Edition, Routledge, London, 2005.
- [22] Konwencja o ocenach oddziaływania na środowisko w kontekście transgranicznym, Espoo dnia 25 lutego 1991 r. (Dz. U. 1999 nr 96 poz. 1110).
- [23] Lerond M., Thievent P.: Opérations routières – suivi et évaluation environnementale, MATE, 2001
- [24] Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature (JORF du 13 juillet et rectificatif du 28 novembre 1976) (modifiée).
- [25] Loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 d'orientation des transports intérieurs (JORF du 31 décembre 1982 page 4004).
- [26] Morrison-Saunders A., Marshall R., Arts J.: EIA Follow-Up International Best Practice Principles. Special Publication Series No. 6. Fargo, USA: International Association for Impact Assessment, July 2007, <http://www.iaia.org/publicdocuments/special-publications/SP6.pdf> [dostęp: 10.03.2013].
- [27] Morrison-Saunders, A.: Keynote Address: Effectiveness and importance of Environmental Impact Assessment follow-up. In: Nordic-Baltic Environmental Impact Assessment Conference 2012, 13 - 14 September, Kuressaare, Estonia,

- http://researchrepository.murdoch.edu.au/10962/1/importance_of_EIA_follow-up.pdf [dostęp: 10.03.2013].
- [28] Note: Comment établir un bilan des grands infrastructures ?, 15.09.05, Sétra/CST, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/doc/note_bilan_loti_cle2db363.doc [dostęp: 02.04.2013].
- [29] Pchałek M., Behnke M.: Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko w prawie polskim i UE, Monografie prawnicze, Wydawnictwo C.H. Beck, Warszawa 2009.
- [30] Projekt założeń do projektu ustawy o zmianie ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko oraz niektórych innych ustaw, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, czerwiec 2011, http://www.mos.gov.pl/artykul/4135_konsultacje_spoleczne/15707_projekt_zalozen_wysylany_do_konsultacji_spolecznych.html [dostęp 08.04.2013].
- [31] Projets routiers interurbains, Suivis et bilans environnementaux, Guide méthodologique, Sétra, Référence : B9662-3, décembre 1996.
- [32] Projets routiers urbains, Suivis et bilans environnementaux, Guide méthodologique CERTU, 1998
- [33] Raport Jakość ocen oddziaływania na środowisko w Polsce. Krajowa praktyka a prawo wspólnotowe, WWF Polska / Instytut Ekonomii Środowiska, maj 2007.
- [34] Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 16 stycznia 2002 r. w sprawie przepisów techniczno-budowlanych dotyczących autostrad płatnych. (Dz.U. 2002 nr 12 poz. 116)
- [35] Rozporządzenie Rady Ministrów z 15 maja 2004 r. w sprawie sieci autostrad i dróg ekspresowych (Dz. U. Nr 128, poz. 1134 z 2004 r., z późn. zm.).
- [36] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 czerwca 2011 r. w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów poziomów substancji lub energii w środowisku przez zarządzającego drogą, linią kolejową, linią tramwajową, lotniskiem lub portem (Dz.U. 2011 nr 140 poz. 824)
- [37] Sprawozdanie Komisji dla Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów w sprawie stosowania i skuteczności dyrektywy OOS (dyrektywa 85/337/EWG zmieniona dyrektywami 97/11/WE i 2003/35/WE), KOM(2009)378 wersja ostateczna, Bruksela, 23.7.2009.
- [38] Ustawa z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie i kształtowaniu środowiska (Dz.U. 1980 nr 3 poz. 6, tekst ogłoszony i z późn. zm.).
- [39] Ustawa z dnia 27 października 1994 r. o autostradach płatnych (Dz.U. 1994 nr 127 poz. 627, t.j. Dz. U. z 2012 r. poz. 931 z późn. zm)
- [40] Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. - Prawo budowlane (Dz.U. 1994 nr 89 poz. 414, t.j. Dz.U. 2010 nr 243 poz. 1623 z późn. zm.)
- [41] Ustawa z dnia 9 listopada 2000 r. o dostępie do informacji o środowisku i jego ochronie oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. 2000 nr 109 poz. 1157).

- [42] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627, t.j. Dz.U. 2008 nr 25 poz. 150 z późn. zm.).
- [43] Ustawa z 10 kwietnia 2003 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie dróg publicznych (Dz.U. 2003 nr 80 poz. 721 t.j. z 2008 r. Dz. U. Nr 193, poz. 1194 z późn. zm).
- [44] Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. 2008 nr 199, poz. 1227, z późn. zm.).
- [45] Wniosek KE Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 2011/92/UE w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne, COM(2012) 628 final, Bruksela, dnia 26.10.2012
- [46] Wytyczne dotyczące OOS - Weryfikacja ROŚ, Komisja Europejska, 06.2001.
- [47] Zarządzenie nr 15 Generalnego Dyrektora Dróg Krajowych i Autostrad z dnia 29 maja 2012 roku w sprawie przeprowadzenia monitoringu ogrodzeń dla herpetofauny na drogach krajowych.
- [48] Zalecenia techniczne w celu kontroli i oceny skuteczności środków naprawczych efektu barierowego infrastruktury transportowej. Dokumentacja związana ze zmniejszeniem fragmentacji siedliska spowodowanej przez infrastrukturę transportową, numer 2. O.A. Parki Narodowe. Ministerstwo Środowiska Naturalnego, Wodnego i Obszarów Wiejskich, Madryt, 2008 - wersja polska Pchałek M. (red. Nauk.), Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa, 2011.
- [49] 1978-1993 - 15 Ans pour les observatoires du milieu. Note d'information nr 46 Economie Environnement Conception, Sétia - CSTR, Référence : B9506, 02.1995.

ANALYSIS AND DETERMINATION OF POSSIBLE CHANGES OF EIA FOLLOW UP FOR MOTORWAYS AND EXPRESS ROADS IN POLAND

S u m m a r y

Linear infrastructure projects, including roads, are indisputably the projects likely to have significant adverse effects on all components of the environment. One of the main legal instruments aimed at protecting the environment and reducing the impact while supporting the decision-making process, is the environmental impact assessment (EIA). From a methodological point of view, it is a series of steps associated with planning, designing, implementation and operation of the project. In practice, currently in Poland (and other countries) much attention is paid to the initial stages of the projects investment process, and much less to the operating stage, when their actual impact can be observed. France, which has one of the longest networks of motorways in Europe and worldwide, today has more than twenty years of experience in the field of extensive environmental *ex-post* evaluation reports for those infrastructure projects. This paper presents selected issues on EIA follow up for motorways and expressways as one of the stages of a broad-based environmental impact assessment (EIA), which contributes to ensure its effectiveness. This article contains an analysis of the overall European, French and Polish legal requirements and methodological basis relating to the execution of EIA follow up in both countries. It outlines the theoretical aspects of the form, purpose and scope of the implementation of *ex-post* evaluation in both countries. In addition, the observations and conclusions of such control are presented using

the example of the French motorway A16. The conclusions indicated possible trends in the Polish EIA follow up system and the possibility of further research.

Keywords: road infrastructure, environmental impact assessment, environmental management, effectiveness of legal instruments, *ex-post* evaluation, monitoring

DOI: 10.7862/rb.2013.46

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.
Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Adam MASŁOŃ¹
Janusz A. TOMASZEK²

ANALIZA PRACY OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W SOKOŁOWIE MAŁOPOLSKIM

Przedmiotem opracowania jest analiza pracy oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim. Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Sokołowie Małopolskim została uruchomiona w 1994 r., a następnie w 2004 r. poddana modernizacji. Projektowana średniodobowa przepustowość wynosi $Q_{\text{srđ}}=1200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a równoważna liczba mieszkańców stanowi 10000 RLM. Aktualnie oczyszczalnia ścieków obsługuje ok. 8700 mieszkańców. Ciąg technologiczny obiektu stanowi: kratka schodkowa, piaskownik pionowy, komora osadu czynnego oraz osadniki wtórne. Technologia przeróbki osadów ściekowych obejmuje z kolei zagęszczanie grawitacyjne, odwadnianie mechaniczne oraz składowanie na poletku osadowym. W okresie od stycznia 2009 do grudnia 2010 roku oczyszczalnia w Sokołowie Małopolskim pracowała w zmiennych warunkach obciążeń hydraulicznych. Średni przepływ dla rozpatrywanego okresu wynosił $1099,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Najmniej ścieków dopływało do oczyszczalni w październiku 2009 r. ($645,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), a najwięcej ($1404,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) w styczniu 2010 roku. Analiza dostępnych wyników badań wykazała prawidłową pracę oczyszczalni ścieków oraz efektywne usuwanie zanieczyszczeń. Podczas dwuletniej eksploatacji oczyszczalni w Sokołowie Młp. nie zaobserwowano nieprawidłowości pracy kolejnych stopni oczyszczania. W rozpatrywanym okresie jakość ścieków oczyszczonych odpowiadała warunkom określonym w pozwoleniu wodnoprawnym. Średnia efektywność usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków określonych wskaźnikami wyniosła: BZT₅ – 97,9%, ChZT – 93,1%, zawiesina og. – 95,9%, N_{og} – 92,9%, P_{og} – 90,9%. Oczyszczalnia w Sokołowie Młp., mimo że nie jest zobowiązana do usuwania związków biogenych ze ścieków, to posiada znaczący potencjał w zakresie zintegrowanego usuwania C, N i P ze ścieków, czego przejawem są wyniki jakościowe ścieków oczyszczonych. Równocześnie określone wskaźniki niezawodności potwierdzają wysoko-sprawne i niezawodne funkcjonowanie technologiczne oczyszczalni ścieków.

Słowa kluczowe: ścieki komunalne, biologiczne oczyszczanie ścieków, osad czynny, związki biogenne

¹ Autor do korespondencji: Adam Masłoń, Politechnika Rzeszowska, Katedra Inżynierii i Chemii Środowiska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 743 24 07, amaslon@prz.edu.pl

² Janusz A. Tomaszek, Politechnika Rzeszowska, Katedra Inżynierii i Chemii Środowiska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 13 61, tomaszek@prz.edu.pl

1. Wprowadzenie

Podstawowym zadaniem oczyszczalni ścieków, będącej jednym z ogniw powiązanej ze sobą gospodarki wodnej i ściekowej, jest ochrona ekosystemów wodnych przed zanieczyszczeniami. Osiągnięcie odpowiedniego poziomu oczyszczania ścieków jest uwarunkowane prawidłowo zaprojektowanym procesem technologicznym i jego realizacją zgodnie z przyjętą technologią. Czynnikiem decydującym o redukcji zanieczyszczeń jest przestrzeganie parametrów technologicznych procesu oczyszczania i prawidłowa eksploatacja urządzeń.

W przypadku, gdy ścieki oczyszczone nie spełniają wymaganych parametrów, konieczne jest ustalenie przyczyny i usunięcie nieprawidłowości, aby zapobiec zagrożeniom ekologicznym. Wszelkie zaburzenia w funkcjonowaniu oczyszczalni ścieków powodują wprowadzenie do środowiska wodnego zwiększonych ilości zanieczyszczeń, których następstwem jest pogorszenie jakości wód odbiornika i stanu środowiska naturalnego. W konsekwencji nieprawidłowa eksploatacja oczyszczalni ogranicza przydatność wód powierzchniowych do celów rolniczych, przemysłowych, a przede wszystkim zaopatrzenia w wodę pitną [5].

W pracy przeprowadzono analizę funkcjonowania oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim w latach 2009 – 2010 r.

2. Charakterystyka oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim

Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków zlokalizowana jest na wschód od centrum miasta Sokołów Małopolski. Została uruchomiona w 1994 r., a następnie w 2004 r. poddana modernizacji. Projektowana średniodobowa przepustowość dla pogody bezdeszczowej stanowi $Q_{\text{srd}}=1200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a maksymalna dobowa przepustowość wynosi $Q_{\text{maxd}}=1500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Równoważna liczba mieszkańców stanowi 10000 RLM. Aktualnie oczyszczalnia ścieków obsługuje ok. 8700 mieszkańców. Przyjmuje i oczyszcza ścieki bytowo-gospodarcze z miasta i gminy Sokołów Młp. oraz ścieki przemysłowe pochodzące z dwóch zakładów mięsnych, jak również odcieki z gminnego składowiska odpadów. Oczyszczone ścieki są odprowadzane rowem T-4 o długości ok. 1250 m do odbiornika, którym jest rzeka Trzebośnica, dopływ Sanu [8].

Do oczyszczalni ścieki dopływają siecią kanalizacyjną grawitacyjną. Na terenie oczyszczalni do głównego kolektora o średnicy 600 mm doprowadzane są ścieki ze stacji zlewczej, która przeznaczona jest do przyjmowania ścieków dowożonych wozami asenizacyjnymi z pobliskich, nieskanalizowanych miejscowości. Ścieki te przed wprowadzeniem do układu technologicznego są mieszane w celu wyrównania składu jakościowego oraz ustabilizowania obciążenia oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń [8].

Oczyszczalnia ścieków w Sokołowie została zmodernizowana i rozbudowana tak, aby spełniać warunki pozwolenia wodnoprawnego, udzielonego w dniu 8 sierpnia 2003 r. decyzją Starosty Rzeszowskiego na odprowadzenie ścieków do rzeki Trzebońnicy [4]. Wymagania jakościowe dla ścieków oczyszczonych są porównywalne z wartościami podawanymi przez polskie ustawodawstwo [9], niemniej jednak przedmiotowa oczyszczalnia nie posiada obowiązku usuwania związków biogenych ze ścieków (tab. 1).

Tabela 1. Dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych dla oczyszczalni w Sokołowie Małopolskim

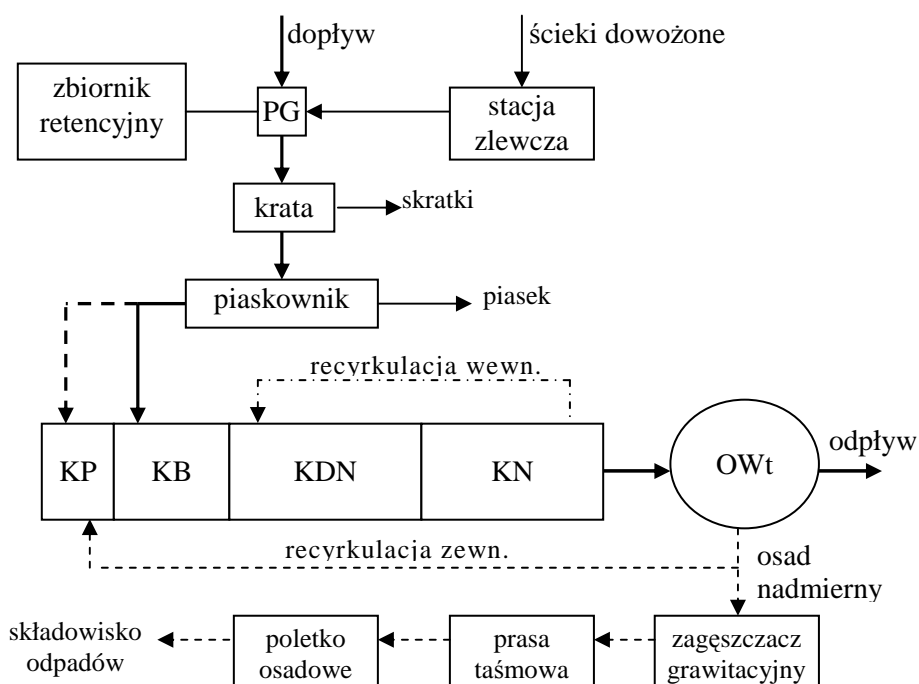
Table 1. Permissible concentration of pollutants in the treated wastewater for WWTP in Sokołów Małopolski

Najwyższe dopuszczalne wartości zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych	Wskaźnik zanieczyszczeń				
	BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	ChZT [mg O ₂ ·dm ⁻³]	Zaw. og. [mg·dm ⁻³]	Azot og. [mg·dm ⁻³]	Fosfor og. [mg·dm ⁻³]
wg Rozporządzenia [9]	25,0	125,0	35,0	15,0*	2,0*
wg pozwolenia wodnoprawnego [4]	25,0	125,0	35,0	–	–

* - wartości wymagane wyłącznie w ściekach wprowadzanych do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących.

Ciąg technologiczny oczyszczalni ścieków stanowią następujące urządzenia: krata schodkowa, piaskownik pionowy, komora osadu czynnego oraz osadniki wtórne (rys. 1) [8]. W pierwszej kolejności ścieki dopływają w sposób grawitacyjny do pompowni głównej (PG) oczyszczalni ścieków. Pompownię stanowi zbiornik podziemny o średnicy 3 m, wyposażony w pompy zatapialne, które tłoczą ścieki na mechaniczną kratę schodkową o prześwicie 6 mm. Następnie ścieki, pozbawione dużych zanieczyszczeń, kierowane są do dwukomorowego piaskownika o przepływie pionowym. Do piaskownika doprowadzane jest sprężone powietrze do napowietrzania w celu separacji piasku oraz do wzruszania piasku przed spustem do odwadniania na instalacji DRAIMAD.

Po części mechanicznej ścieki wpływają do komory osadu czynnego (2 równoległe ciągi technologiczne). Reaktor biologiczny w oczyszczalni ścieków w Sokołowie Młp. jest obiektem zmodernizowanym, pracującym w technologii osadu czynnego w oparciu o system Bardenpho. Ścieki przepływają kolejno przez komorę beztlenową (KB), denitryfikacji (KDN) i nitryfikacji (KN). Dodatkowo istnieje możliwość doprowadzania pewnej ilości ścieków (ok. 40%) bezpośrednio do komory predenitryfikacji osadu recyrkulowanego (KP). Kolejno ścieki dopływają do osadników wtórnych (OWt), w których następuje separacja osadu od oczyszczonych ścieków. Oczyszczone ścieki odpływają kanałem wylotowym do odbiornika [8].



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim; PG-pompownia główna, KP-komora predenitryfikacji, KB-komora beztlenowa, KDN-komora denitryfikacji, KN-komora nityfikacji, OWt-osadnik wtórny

Fig. 1. Scheme of WWTP in Sokołów Małopolski; PG-pumping station, KP-predenitrification tank, KB-anaerobic tank, KDN-denitrification tank, KN-nitrification tank, OWt-secondary clarifier

Technologia przeróbki osadów ściekowych obejmuje zagęszczanie grawitacyjne, odwadnianie mechaniczne oraz składowanie na poletku osadowym. Osad nadmierny z przepompowni trafia do zagęszczacza grawitacyjnego, będącego obiektem żelbetowym o średnicy 4,5 m i głębokości czynnej 3,0 m. Zastosowany zagęszczacz może pracować w sposób okresowy lub ciągły. Okresowe zagęszczanie obejmuje cztery fazy: (1) napełnianie zagęszczacza osadem nadmiernym, (2) zagęszczanie, podczas którego czynne jest mieszadło, (3) odprowadzenie wody nadosadowej, (4) odprowadzenie osadu zagęszczonego. Następnie zagęszczony osad kierowany jest do stacji mechanicznego odwadniania osadu, w której następuje odwadnianie osadu na prasie taśmowej. Do kondycjonowania osadu, które stosuje się przy mechanicznym odwadnianiu w celu poprawy szybkości odwadniania, stosowany jest polielektrolit F-29 SNF. Odwodniony osad transportowany jest podajnikiem ślimakowym do mieszarki osadu z wapnem celem higienizacji. Zwapnowany osad podawany jest przeno-

śnikiem taśmowym na składowisko operacyjne osadu. Jest to plac składowy zaduszony o wymiarach 15x15 m, z trzema boksami osadowymi. Pojemność składowiska zapewnia gromadzenie osadu przez trzy miesiące, podczas których osad ulega dalszemu odwadnianiu i stabilizacji. Odciek jest odprowadzany do kanalizacji własnej oczyszczalni. Po okresie ok. 2 tygodni leżakowania ustabilizowany osad wywożony jest na składowisko odpadów komunalnych [8].

Analizę usuwania zanieczyszczeń ze ścieków przeprowadzono na podstawie średnich miesięcznych wyników badań ścieków surowych i oczyszczonych, udostępnionych przez laboratorium oczyszczalni, z okresu od stycznia 2009 do grudnia 2010 r. [8]. Ocenę sprawności działania oczyszczalni oparto na wielkości zmniejszenia wskaźników zanieczyszczeń BZT₅, ChZT, zawiesiny ogólnej. Ze względu na wartość RLM < 15 000, oczyszczalnia ścieków w Sokołowie Małopolskim nie posiada obowiązku usuwania związków biogenych. Niemniej jednak z uwagi na dostępność wyników badań prowadzonych przez laboratorium [8] analiza usuwania związków biogenych również została umieszczona w niniejszej pracy.

3. Analiza pracy oczyszczalni ścieków

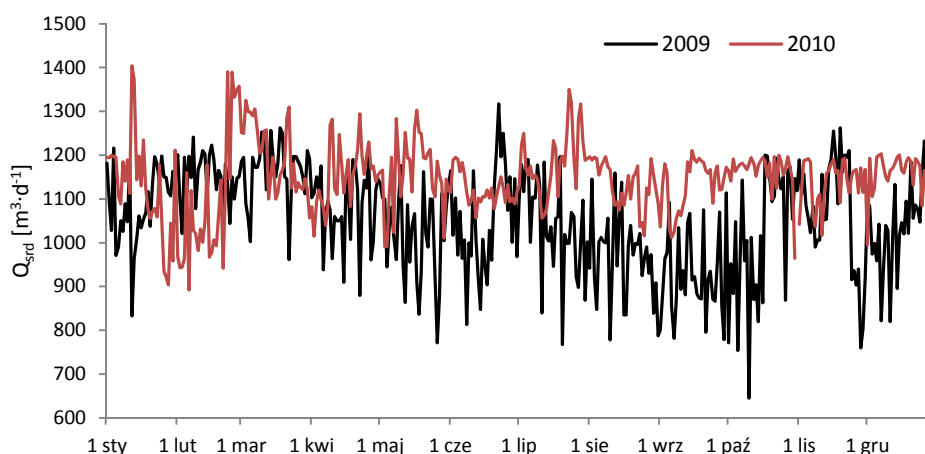
3.1. Analiza obciążenia hydraulicznego oczyszczalni ścieków

W okresie od stycznia 2009 do grudnia 2010 roku oczyszczalnia w Sokołowie Małopolskim pracowała w zmiennych warunkach obciążeń hydraulicznych (tab. 2, rys. 2), typowych dla miejskich obiektów komunalnych [5].

Tabela 2. Charakterystyka ilościowa ścieków dopływających do oczyszczalni Sokołów Młp.

Table 2. Qualitative characteristic of wastewater flowing into the WWTP in Sokołów Młp.

$Q_{\text{śrd}} [\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}]$	2009 rok	2010 rok
Wartość średnia	1052,2	1147,0
Mediana	1061,0	1155,0
Wartość minimalna	645,0	892,0
Wartość maksymalna	1361,0	1404,0
Odch. standardowe	121,6	80,4
Wsp. zmienności	0,12	0,07
Rozstęp	716,0	512,0



Rys. 2. Ilość ścieków doprowadzonych do oczyszczalni w latach 2009-2010

Fig. 2. Amount of wastewater flowing into WWTP in years 2009-2010

Średni przepływ dla rozpatrywanego okresu wynosił $1099,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, czyli średnie obciążenie w tym okresie stanowiło 92% obciążenia projektowanego dla pogody bezdeszczowej, więc rezerwy oczyszczalni są niewielkie. Ilość ścieków dopływających do oczyszczalni w analizowanym okresie wahała się w granicach od 54% do 117% przepływu średniodobowego. Dynamika zmian ilości dopływających do oczyszczalni ścieków wskazuje, że maksymalne wartości przepływów przypadają na miesiące wiosenne, głównie marzec-maj. Może to świadczyć o tym, że kanalizacją współpracującą z oczyszczalnią przyjmuje również wody pochodzące z roztopów lub opadów. Najmniej ścieków dopływało do oczyszczalni w październiku 2009 r. ($645,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), a najwięcej ($1404,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) w styczniu 2010 roku. W 2009 roku średnia ilość ścieków dopływających do oczyszczalni wynosiła $1052,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a w 2010 roku $1147,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Średnia dobowa ilość ścieków oczyszczonych w 2010 roku wzrosła w stosunku do 2009 roku o ok. 95 m^3 , co stanowi 9%. Wzrost ten może być spowodowany między innymi rozwojem infrastruktury komunalnej i wzrostem gospodarczym miasta Sokołów Małopolski.

3.2. Jakość ścieków surowych

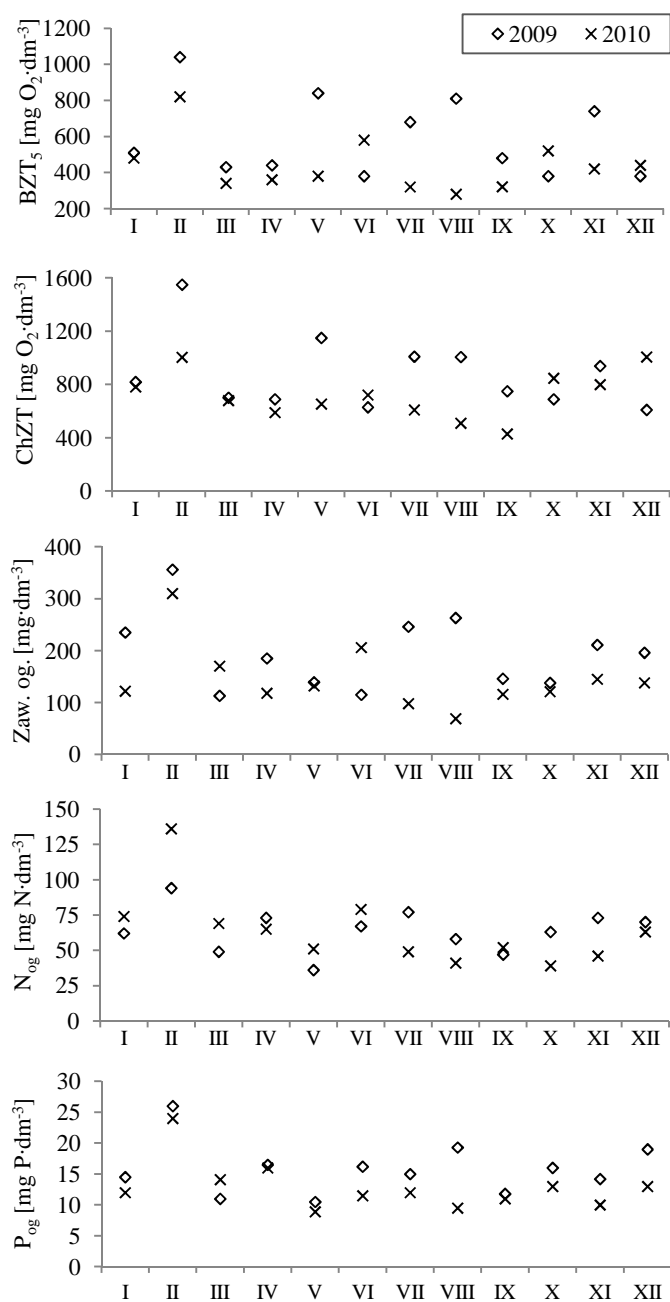
W rozpatrywanym okresie jakość ścieków surowych, dopływających do oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim, charakteryzowała się znacznym zróżnicowaniem sezonowym, jednak charakterystycznym dla ścieków miejskich (tab. 3, rys. 3).

Tabela 3. Zestawienie statystyk opisowych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych dla oczyszczalni w Sokołowie Małopolskim w latach 2009-2010

Table 3. Values of descriptive statistics parameters in raw wastewater at WWTP in Sokołów Małopolski in years 2009-2010

Wskaźnik zanieczyszczeń	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Wsp. zmien.	Odch. stand.	Rozstęp	
BZT ₅	2009	592,5	495,0	380,0	1040,0	0,37	221,1	660,0
	2010	438,4	400,0	280,0	820,0	0,34	149,7	540,0
ChZT	2009	879,0	785,0	610,0	1550,0	0,31	272,7	940,0
	2010	719,9	701,0	430,0	1007,0	0,25	179,3	577,0
Z _{aw. og.}	2009	195,3	190,5	113,0	356,0	0,37	72,0	243,0
	2010	145,4	127,0	69,0	310,0	0,43	62,1	241,0
N _{og}	2009	64,1	65,0	36,0	94,0	0,24	15,4	58,0
	2010	63,7	57,5	39,0	136,0	0,41	26,2	97,0
P _{og}	2009	15,8	15,5	10,5	26,0	0,27	4,3	15,5
	2010	13,0	12,0	8,9	24,0	0,31	4,0	15,1

Najniższą wartość BZT₅, wynoszącą 280 mg O₂·dm⁻³, odnotowano w sierpniu 2010 r., natomiast najwyższą wartość, wynoszącą 1040,0 mg O₂/dm³ w lutym 2009 roku. Dobowy rozkład ładunków zanieczyszczeń BZT₅ mieścił się w granicach od 317,32 kg O₂·d⁻¹ do 1195,1 kg O₂·d⁻¹. Najniższe i najwyższe wartości wskaźnika ChZT stwierdzono, odpowiednio, we wrześniu 2010 r. (430,0 mg O₂·dm⁻³) oraz w lutym 2009 roku (1550,0 mg O₂·dm⁻³). Rozkład dobowy ładunków ChZT dopływających do oczyszczalni wyniósł 487,3÷1781,1 kg O₂·d⁻¹. Większe stężenia zanieczyszczeń organicznych w ściekach surowych wystąpiły w miesiącu lutym ze względu na cykliczny dowóz odcieków ze składowiska odpadów komunalnych. Najmniejsze i największe stężenie zawiesiny ogólnej zaobserwowano w sierpniu 2010 r. (69,0 mg·dm⁻³) i w maju 2009 r. (356,0 mg·dm⁻³). Rozpiętość dobowych ładunków zawiesiny ogólnej kształtowała się na poziomie 78,2 kg·d⁻¹÷362,5 kg·d⁻¹. W analizowanym okresie najniższe i najwyższe stężenie azotu ogólnego stwierdzono w maju 2009 r. (36,0 mg N·dm⁻³) oraz w lutym 2010 r. (136,0 mg N·dm⁻³). Zakres dobowych ładunków azotu ogólnego kształtował się na poziomie 36,7 kg N·d⁻¹÷147,95 kg N·d⁻¹. W przypadku zawartości fosforu ogólnego w ściekach surowych, w maju 2010 r. stwierdzono jego najniższe – 8,9 mg P·dm⁻³, a w lutym 2009 r. najwyższe stężenie – 26,0 mg P·dm⁻³. Dobowy rozkład ładunku fosforu ogólnego osiągał przedział 10,32 kg P·d⁻¹-29,9 kg P·d⁻¹. Analiza jakościowa ścieków surowych wykazała, z wyjątkiem azotu ogólnego, zmniejszenie stężenia rozpatrywanych zanieczyszczeń w ściekach surowych w roku 2010 w stosunku do 2009 roku.



Rys. 3. Jakość ścieków surowych doprowadzonych do oczyszczalni w Sokołowie Młp. w latach 2009-2010

Fig. 3. Quality of raw wastewater flowing into Sokołów Małopolski WWTP in years 2009-2010

3.3. Efektywność oczyszczania ścieków

Kryterium oceny efektywności oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim stanowi stopień obniżenia wartości wskaźników zanieczyszczeń. Sprawność oczyszczania ścieków, wyrażoną jakością ścieków oczyszczonych oraz redukcją procentową zanieczyszczeń, przedstawiono tabelarycznie (tab. 4) oraz zobrazowano na wykresach (rys. 4, 5).

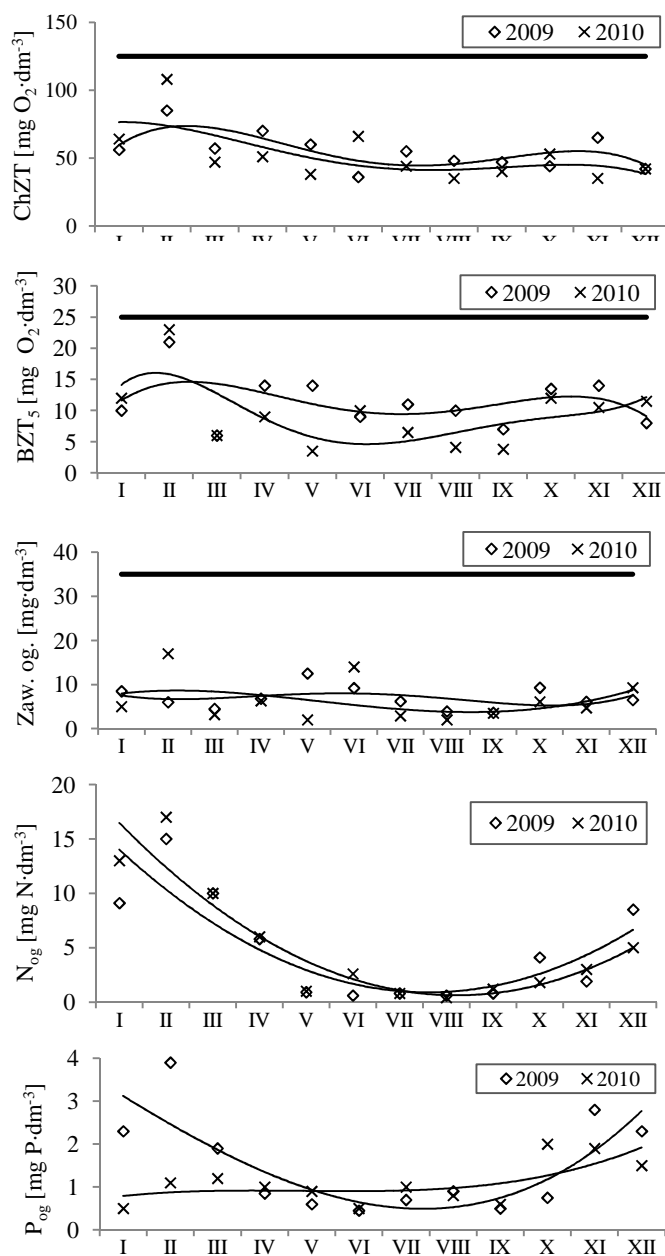
Tabela 4. Zestawienie statystyk opisowych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych dla oczyszczalni w Sokołowie Małopolskim w latach 2009-2010

Table 4. Values of descriptive statistics parameters in treated wastewater at WWTP in Sokołów Małopolski in years 2009-2010

Wskaźnik zanieczyszczeń		Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Wsp. zmien.	Odch. stand.	Rozstęp
BZT ₅	2009	11,7	11,0	6,0	21,0	0,36	4,2	15,0
	2010	9,3	9,5	3,5	23,0	0,58	5,4	19,5
ChZT	2009	55,4	55,5	36,0	85,0	0,24	13,5	49,0
	2010	51,9	45,5	35,0	108,0	0,39	20,4	73,0
Zaw. og.	2009	6,9	6,35	3,6	12,5	0,37	2,6	8,9
	2010	6,3	4,85	2,0	17,0	0,76	4,8	15,0
N _{og}	2009	4,84	3,0	0,6	15,0	1,0	4,8	14,4
	2010	5,15	2,8	1,4	17,0	1,02	5,3	16,2
P _{og}	2009	1,5	0,88	0,45	3,9	0,75	1,1	3,45
	2010	1,08	1,0	0,5	2,0	0,46	0,5	1,5

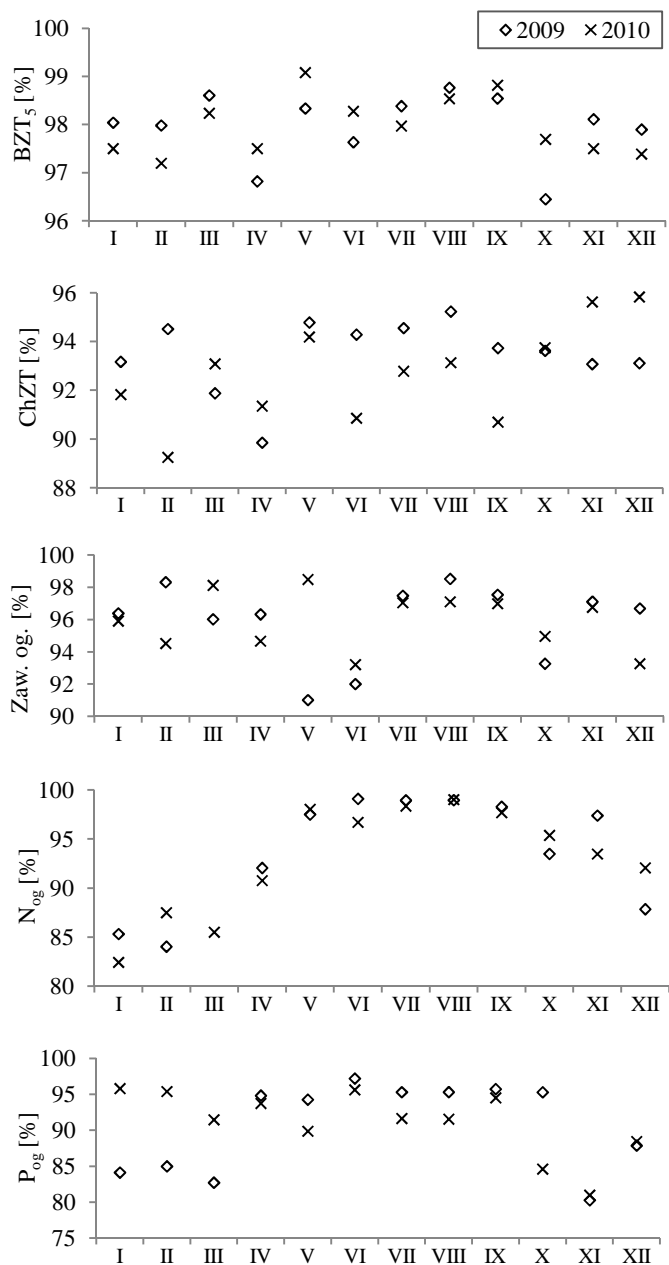
Stężenia analizowanych zanieczyszczeń w odpływie z oczyszczalni ścieków były znacznie niższe od określonych w pozwoleniu wodnoprawnym. W analizowanym okresie wskaźniki zanieczyszczeń BZT₅, ChZT i zawiesiny ogólnej charakteryzowały się stosunkowo niewielką zmiennością w odpływie, przede wszystkim w 2009 roku. Świadczy to o tym, że oczyszczanie biologiczne ścieków przebiegało sprawnie. Wyższe wartości tych zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, w stosunku do pozostałych, zaobserwowano tylko w miesiącu lutym, zarówno w 2009, jak i w 2010 r. Spowodowane jest to znacznie większym dopływem zanieczyszczeń w tym miesiącu (rys. 3).

Najniższą wartość wskaźnika BZT₅ w ściekach oczyszczonych, wynoszącą 3,5 mg O₂·dm⁻³, odnotowano w maju 2010 roku, z kolei najwyższą (23 mg O₂·dm⁻³) w lutym 2010 r. Zakres dobowych ładunków BZT₅ wyniósł 4,1÷25,0 kg O₂·d⁻¹. Najwyższą i najniższą wartość ChZT w ściekach oczyszczonych stwierdzono odpowiednio w sierpniu 2010 r. (35,0 mg O₂·dm⁻³) oraz w lutym 2010 (108,0 mg O₂·dm⁻³). Rozkład dobowych ładunków mieścił się w granicach 39,7÷117,5 kg O₂·d⁻¹.



Rys. 4. Wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w latach 2009-2010. Linia ciągłą pogrubioną zaznaczono wartości dopuszczalne wg pozwolenia wodnoprawnego

Fig. 4. The values of pollutants in the treated wastewater in years 2009-2010. The continuous bold lines represents the limit for a water legal-permit



Rys. 5. Efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w oczyszczalni w Sokółwie Małopolskim w latach 2009-2010

Fig. 5. The effectiveness of removal pollutants from wastewater in Sokół Małopolski WWTP in years 2009-2010

Efektywność usuwania związków organicznych, oznaczonych wskaźnikiem BZT₅ i ChZT, przekroczyła odpowiednio poziom 95% i 85%. Najniższa skuteczność zmniejszenia wartości wskaźnika BZT₅ wystąpiła w październiku 2009 r. i wyniosła 96,4%. Z kolei najwyższa, wynosząca 99,1%, wystąpiła w maju 2010 r. Średnia skuteczność zmniejszenia BZT₅ w analizowanym okresie wyniosła 97,9%. Najniższą i najwyższą skuteczność zmniejszenia ChZT odnotowano kolejno w lutym 2010 roku (89,3%) oraz w grudniu 2010 r. (95,8%). Średnia efektywność usuwania zw. organicznych, wyrażonych ChZT, wyniosła 93,1%. W przypadku wskaźnika ChZT w 2010 r. nastąpił spadek efektywności usuwania w porównaniu do roku poprzedniego.

W zakresie dynamiki czasowej usuwania zawiesiny ogólnej ze ścieków w maju 2010 roku odnotowano najniższe jej stężenie ($2,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), natomiast w lutym 2010 roku najwyższe ($17,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Rozpiętość dobową ładunku zawiesiny ogólnej kształtowała się na poziomie $2,3 \div 18,5 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$. Najniższa skuteczność usunięcia zawiesiny ogólnej została zaobserwowana w maju 2009 r. i wynosiła 91 %, z kolei najwyższa odnotowana została w sierpniu 2010 r. (98,5%).

Zaobserwowano zmniejszenie się stężenia rozpatrywanych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w 2010 roku w stosunku do 2009 roku, co przekłada się na zmniejszenie odprowadzanego do odbiornika ładunku zanieczyszczeń. Najlepszą skuteczność usuwania związków biogenych zaobserwowano w miesiącach letnich, co związane jest bezpośrednio z wyższą aktywnością bakterii nitryfikacyjnych i większą wydajnością biologicznego oczyszczania ścieków. Najniższe stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych odnotowano w czerwcu 2009 r., wynosiło $0,6 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$. W lutym 2010 r. zaobserwowano najwyższe stężenie azotu ogólnego ($17 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$). Rozkład dobowych ładunków w odpływie z oczyszczalni kształtował się na poziomie $0,63 \div 18,5 \text{ kg N} \cdot \text{d}^{-1}$. Skuteczność zmniejszania azotu ogólnego wahała się w granicach od 79,6% (marzec 2009 r.) do 99,0% (sierpień 2010 r.). Średnia skuteczność usunięcia azotu ze ścieków w latach 2009 - 2010 osiągnęła poziom 92,9%. Najwyższe i najniższe stężenie fosforu ogólnego zanotowano odpowiednio w czerwcu 2009 roku ($0,45 \text{ mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz w lutym 2009 r. ($3,9 \text{ mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$). Dobowy rozkład fosforu ogólnego osiągnął poziom $0,5 \div 4,5 \text{ kg P} \cdot \text{d}^{-1}$. W przypadku fosforu ogólnego najniższa skuteczność jego usuwania ze ścieków wystąpiła w listopadzie 2009 roku i wynosiła 80,3%. Natomiast najwyższa miała miejsce w czerwcu 2009 r. (97,2%). Średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego wyniosła w rozpatrywanym okresie 90,9%. Zaobserwowano również, że stężenie wskaźników azotu i fosforu w ściekach oczyszczonych w 2010 r. kształtowało się na podobnym poziomie co w 2009 r. W rozpatrywanym okresie efektywność związków biogenych ze ścieków w latach 2009-2010 kształtowała się na podobnym poziomie. Mimo że oczyszczalnia ścieków nie jest zobligowana do usuwania związków biogenych, wykazuje bardzo duży potencjał w zakresie wysokoefektywnej biologicznej defosfatacji i usuwania azotu na

drodze nitryfikacji i denitryfikacji. Efektywność analizowanej oczyszczalni ścieków jest zbliżona do sprawności innych obiektów pod względem technologicznym [2, 6, 7]. Niemniej jednak określona sprawność usuwania związków biogennych niniejszej oczyszczalni jest wyższa niż innych obiektów opartych na podobnych systemach wielofazowego osadu czynnego w Polsce [3].

Na podstawie uzyskanej analizy stwierdzono wysoką efektywność oczyszczania ścieków. Podczas dwuletniej eksploatacji oczyszczalni w Sokołowie Młp. nie zaobserwowano nieprawidłowości pracy kolejnych stopni oczyszczania. Analiza wyników badań wskazuje, iż najwyższą efektywność oczyszczania ścieków uzyskano w miesiącach letnich (lipiec-wrzesień). Zaobserwowano również, że efektywność usuwania zawiesiny ogólnej i zanieczyszczeń, określonych wskaźnikiem BZT₅, w rozpatrywanym okresie utrzymuje się na tym samym poziomie.

Pomocniczym kryterium oceny sprawności oczyszczania ścieków jest określenie niezawodności oczyszczalni w aspekcie uzyskania wymaganej jakości ścieków oczyszczonych. Za podstawę obliczeń niezawodnościowych przyjęto współczynnik niezawodności WN [1, 10]. Analiza parametru WN wykazała bardzo wysoką niezawodność funkcjonowania przedmiotowej oczyszczalni pod względem eliminacji ze ścieków zanieczyszczeń organicznych i zawiesin ogólnych w okresie 2009-2010 r. (BZT₅ – 0,420; ChZT – 0,429; zawiesiny og. – 0,189). W przypadku związków biogennych współczynniki niezawodności, określone dla wymagań podawanych w Rozporządzeniu [9], wyniosły odpowiednio 0,336 (N_{og}) oraz 0,645 (P_{og}) i również świadczą o prawidłowej pracy oczyszczalni ścieków. Wartości wskaźników niezawodności dla oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim potwierdzają jej bardzo dobre i niezawodne funkcjonowanie.

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonej analizy wyników jakościowych ścieków surowych i oczyszczonych jednoznacznie można stwierdzić, że oczyszczalnia pracuje prawidłowo i zapewnia wysoki stopień usuwania zanieczyszczeń. Wielkości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych były niższe od dopuszczalnych z pozwolenia wodnoprawnego. W analizowanym okresie odnotowano wysoki stopień usuwania zanieczyszczeń dla wskaźników BZT₅, ChZT, zawiesiny ogólnej, azotu i fosforu ogólnego, odpowiednio na średnim poziomie 97,9%, 93,1%, 95,9%, 92,9%, 90,9%. W latach 2009-2010 średnia ilość ścieków dopływających do oczyszczalni wahała się w granicach 1100 m³·d⁻¹. Były to ilości średnio niższe o ok. 9% od przepływu projektowanego, który wynosi 1200 m³·d⁻¹. Oczyszczalnia w Sokołowie Młp., mimo że nie jest zobowiązana do usuwania związków biogennych ze ścieków, to posiada znaczący potencjał w zakresie zintegrowanego usuwania C, N i P ze

ścieków, czego przejawem są wyniki jakościowe ścieków oczyszczonych. Równocześnie określone wskaźniki niezawodności potwierdzają wysokosprawne i niezawodne funkcjonowanie technologiczne oczyszczalni ścieków.

Ze względu na ciągły rozwój infrastruktury gminy i związany z tym wzrost ilości ścieków dopływających do oczyszczalni oraz małe rezerwy oczyszczalni, w najbliższym czasie należy wziąć pod uwagę możliwość jej modernizacji w celu zwiększenia przepustowości. Zmiany w przepisach dotyczących gospodarki osadami ściekowymi zmuszają także do szukania nowych rozwiązań w kwestii ostatecznego usuwania osadów z terenu oczyszczalni, ponieważ zabronione będzie składowanie ich na składowiskach odpadów. Rozwiązaniem tego problemu może okazać się rolnicze wykorzystanie ustabilizowanych osadów ściekowych.

Literatura

- [1] Andraka D.: Modelowanie pracy oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem symulacji Monte Carlo, *Inżynieria Ekologiczna*, nr 24, 2011, s. 7-16.
- [2] Chmielowski K., Satora S., Wałęga A.: Ocena niezawodności działania oczyszczalni ścieków dla gminy Tuchów, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, nr 9, 2009, s. 63-73.
- [3] Chmielowski K., Satora S., Wałęga A.: Skuteczność oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni dla miasta Krynica-Zdrój, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, nr 9, 2009, s. 73-83.
- [4] Decyzja Starosty Rzeszowskiego z 8 sierpnia 2003 r. z sprawie pozwolenia wodnoprawnego na odprowadzanie ścieków z oczyszczalni ścieków m. Sokołów Młp.
- [5] Dymaczewski Z.: Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, PZITS. 2011
- [6] Lewandowska-Robak M., Górski Ł., Kowalkowski T., Dąbrowska-Naskręt H., Miesikowska I.: Wpływ ścieków oczyszczonych odprowadzanych z Oczyszczalni Ścieków w Tucholi na jakość wody w strudze Kicz, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, nr 14(3), 2011, s. 209-221.
- [7] Masłoń A., Kida J.: Ocena efektywności oczyszczalni ścieków komunalnych w Janowie Lubelskim, *Forum Eksploatatora*, nr 6, 2012, s. 66-71.
- [8] Materiały informacyjne udostępnione przez Zakład Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Sokołowie Małopolskim.
- [9] 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. nr 137, poz. 984 z późniejszymi zmianami).
- [10] Wałęga A.: Ocena funkcjonowania oczyszczalni ścieków metodami statycznymi, *Forum Eksploatatora*, nr 5, 2009, s. 30-34.

THE EVALUATION OF WASTEWATER TREATMENT PLANT IN SOKOŁÓW MAŁOPOLSKI

Summary

The aim of the paper is the evaluation of wastewater treatment plants in Sokołów Małopolski. Mechanical-biological treatment plant in Sokołów Małopolski was launched in 1994 and then it was modernized in 2004. The proposed average daily capacity is $Q_{\text{std}}=1200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ and population equivalent is 10000 PE. Currently WWTP serves around 8,700 inhabitants. Technological line of wastewater treatment is a step screen, a grit vertical, an activated sludge reactor and secondary clarifiers. Technology of processing sewage sludge includes gravity thickening, mechanical dewatering and storage on residual sub-plot. The WWTP in Sokołów Małopolski worked under varying conditions of hydraulic loads in the period from January 2009 to December 2010. The average flow of raw wastewater amounted to $1099,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Least wastewater flowing into WWTP was in October 2009 ($645,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) and the highest in January 2010 ($1404,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Conducted investigations in the paper showed in the analyzed period the correct work of the WWTP and the high efficiency of pollutions removal. The quality of treated wastewater answers definite conditions in water-legal permit. The mean removal of pollutants definite coefficients was: BOD5 – 97,9%, COD – 93,1%, TSS – 95,9%, TN – 92,9% and TP – 90,9%. The WWTP in Sokołów Młp has considerable potential for integrated removal of C, N and P, although it isn't required for the removal of nutrients from wastewater. Additionally, the technological reliability indicators confirm high-performance and reliable operation of the WWTP in Sokołów Małopolski.

Keywords: municipal wastewater, biological wastewater treatment, activated sludge, nutrients

DOI: 10.7862/rb.2013.47

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Adam MASŁOŃ¹
Janusz A. TOMASZEK²

OCENA EFEKTYWNOŚCI OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W LUBACZOWIE

Oczyszczanie ścieków jest jedną z podstawowych metod rozwiązania problemu poprawy czystości środowiska wodnego. Wobec tego konieczne jest odprowadzanie ścieków oczyszczonych o odpowiedniej jakości, również pod względem wartości związków biogennych. Od zaprojektowanych i eksploatowanych oczyszczalni ścieków oczekuje się wysokiej sprawności, skuteczności i niezawodności usuwania zanieczyszczeń w pełnym zakresie ich obciążenia. Przedmiotem pracy jest ocena efektywności oczyszczalni ścieków w Lubaczowie (woj. podkarpackie). Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie została oddana do eksploatacji w 1998 roku. Projektowana przepustowość wynosi $2660 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a równoważna liczba mieszkańców została określona na poziomie 10676 RLM. Proces oczyszczania ścieków opiera się na mechanicznym oraz biologicznym usuwaniu zanieczyszczeń metodą osadu czynnego. Przeprowadzona analiza wyników badań z okresu 2006-2010 wykazała prawidłową pracę oczyszczalni ścieków oraz efektywne usuwanie zanieczyszczeń. Obciążenie hydrauliczne oczyszczalni ścieków w Lubaczowie w analizowanym okresie kształtowało się na poziomie $1384,0\text{--}3148,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Dodatkowo ścieki surowe dopływające do oczyszczalni w Lubaczowie w analizowanym pięcioleciu charakteryzowały się bardzo nierównomiernym składem jakościowym. Mimo zmiennego obciążenia substratowo-hydraulicznego oczyszczalni w Lubaczowie parametry ścieków oczyszczonych charakteryzują się bardzo wysoką stabilnością. Jakość ścieków oczyszczonych odpowiadała wymaganiom określonym w pozwoleniu wodnoprawnym. Wyznaczona średnia efektywność usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków, określonych wskaźnikami, wyniosła: BZT₅ – 97,8%, ChZT – 92,9%, zawiesina og. – 96,6%, N_{og} – 77,9%, P_{og} – 89,9%. Mimo że oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie nie posiada obowiązku eliminacji związków biogennych, wykazuje bardzo duże możliwości zintegrowanego usuwania C, N i P ze ścieków. W analizowanym okresie uzyskano w ściekach oczyszczonych wartości $<10 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$

¹ Autor do korespondencji: Adam Masłoń, Politechnika Rzeszowska, Katedra Inżynierii i Chemii Środowiska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 743 24 07, amaslon@prz.edu.pl

² Janusz Tomaszek, Politechnika Rzeszowska, Katedra Inżynierii i Chemii Środowiska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 13 61, tomaszek@prz.edu.pl

i $<1,0 \text{ mg P-dm}^{-3}$. Dodatkowo wyznaczone wskaźniki niezawodności potwierdzają wysokosprawne i niezawodne funkcjonowanie oczyszczalni ścieków.

Słowa kluczowe: ścieki komunalne, biologiczne oczyszczanie ścieków, osad czynny

1. Wprowadzenie

Ścieki komunalne są jednym z głównych źródeł przedostawania się związków biogennych do rzek i jezior. Substancje te umożliwiają i intensyfikują procesy wzrostu biomasy. Znajdując się w wodach w nadmiernych ilościach, zaburzają naturalną równowagę w akwenie, prowadząc do eutrofizacji. Wody powierzchniowe są najważniejszym odbiornikiem ścieków, a równocześnie stanowią główne źródło zaopatrzenia w wodę do picia wielu aglomeracji miejskich, np. Krosna, Rzeszowa, Przemyśla, Jarosławia na Podkarpaciu. Są niezbędne w procesach technologicznych prawie wszystkich gałęzi przemysłu oraz w rolnictwie. Właśnie fakt wykorzystywania powierzchniowych zasobów wodnych do dwóch przeciwstawnych sobie celów – odbiornika ścieków i źródła wody, jest przyczyną bardzo wielu problemów i konfliktów, które mogą być rozwiązywane bądź optymalnie regulowane tylko poprzez funkcjonowanie kompleksowego systemu zarządzania gospodarką wodną, prowadzonego w naturalnych granicach hydrograficznych na wydzielonych obszarach dorzeczy lub zlewni.

Oczyszczanie ścieków jest jedną z podstawowych metod rozwiązania problemu poprawy czystości środowiska wodnego. Wobec tego konieczne jest odprowadzanie ścieków oczyszczonych o odpowiedniej jakości, również pod względem zawartości związków biogennych. Od zaprojektowanych i eksploatowanych oczyszczalni ścieków oczekuje się wysokiej sprawności, skuteczności i niezawodności usuwania zanieczyszczeń w pełnym zakresie ich obciążenia [5].

Oczyszczalnie ścieków o wielkości $RLM < 14999$ zgodnie z RMS [10] nie są prawnie zobowiązane do usuwania związków biogennych. W 489 miastach (do 10 000 mieszkańców) oraz na terenach wiejskich, zamieszkałych przez 39% ludności Polski, nie ma wymagań dotyczących usuwania ze ścieków związków biogennych. Dane wykazują, że we wsiach i miastach poniżej 20 000 mieszkańców żyje w Polsce 51,31% ludzi. Oznacza to, że ponad 50% ścieków w Polsce trafia do odbiorników bez usunięcia z nich związków azotu i fosforu [11]. Takie postępowanie będzie prowadzić do stałego pogarszania jakości i tak bardzo skromnych zasobów wodnych. Ze względu na ochronę wód powierzchniowych odpowiednie władze terenowe mogą wprowadzić obowiązek usuwania związków biogennych i w perspektywie sprostać wymaganiom dotyczącym poprawy jakości wód w Polsce do stanu co najmniej dobrego [9].

W pracy przeprowadzono ocenę efektywności oczyszczalni ścieków w Lubaczowie na przestrzeni lat 2006 – 2010.

2. Charakterystyka technologiczna oczyszczalni ścieków w Lubaczowie

Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie (woj. Podkarpackie) została oddana do eksploatacji w 1998 roku. Projektowana przepustowość wynosi $Q_{\text{śrd}} = 2660 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ w okresie bezdeszczowym i $Q_{\text{maxd}} = 3066 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Równoważna liczba mieszkańców została określona na poziomie 10676 RLM. Obiekty komunalnej oczyszczalni ścieków zlokalizowane są w południowej części miasta Lubaczów. Wokół oczyszczalni występują użytki zielone łąk i pastwisk. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Lubaczówka w km 51+750, prawy dopływ Sanu [8].

Do oczyszczalni doprowadzane są ścieki bytowe z gospodarstw domowych i obiektów użyteczności publicznej, ścieki przemysłowe oraz ścieki deszczowe z terenu miasta Lubaczów za pomocą 2 kolektorów ogólnospławnych. Ponadto ścieki z terenów nie wyposażonych w sieć kanalizacyjną dowożone są wozami asenizacyjnymi do punktu zlewnego na oczyszczalni [8].

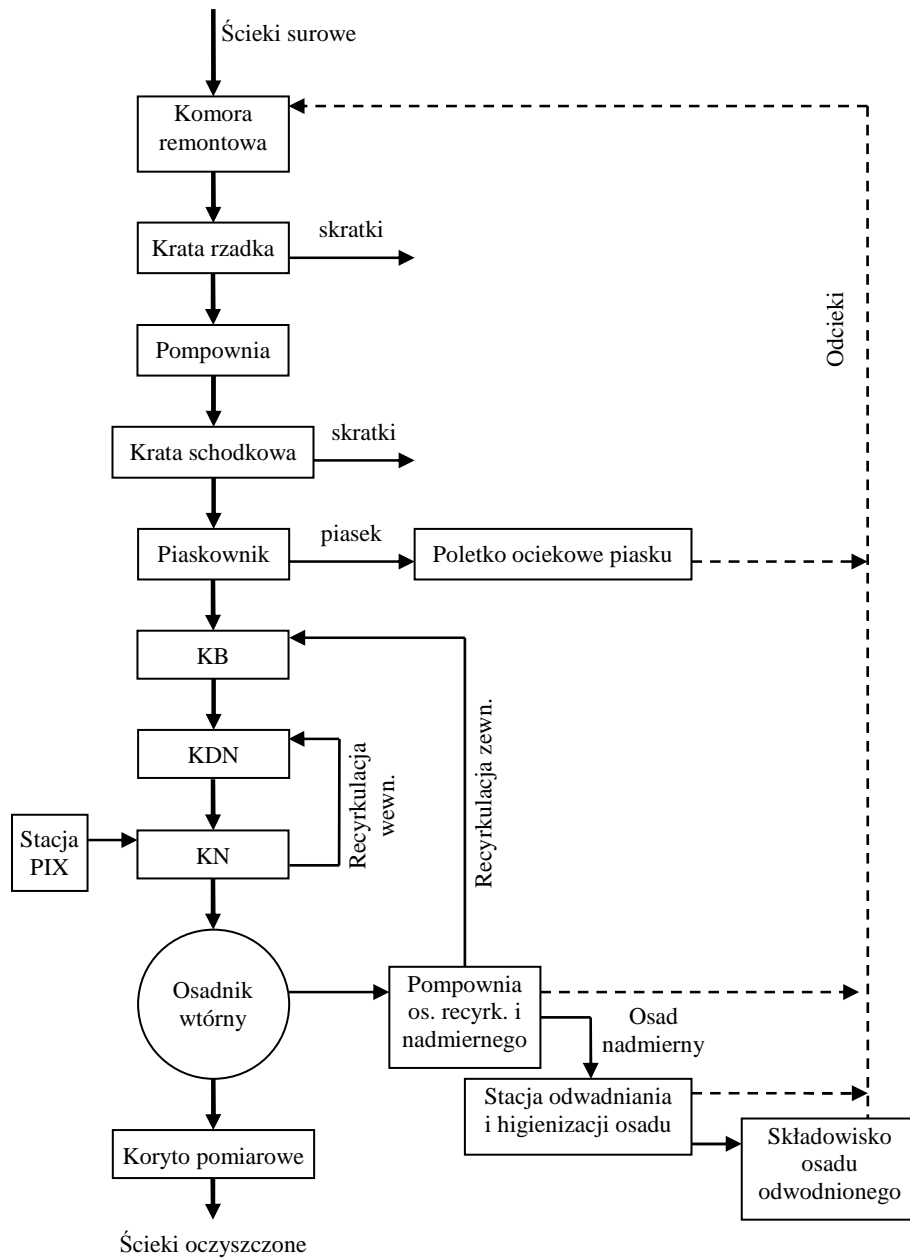
Proces oczyszczania ścieków opiera się na mechanicznym oraz biologicznym usuwaniu zanieczyszczeń metodą osadu czynnego (rys. 1). Ścieki z kolektorów ogólnospławnych i z punktu zlewnego kierowane są do komory połączeniowej, zwanej "remontową" ze względu na jej drugą funkcję, umożliwiającą wyłączenie z pracy pompowni na okres remontu. Nadmiar wód deszczowych w okresie opadów burzowych odprowadzany jest z komory remontowej do kanału deszczowego, wykonanego jako rów otwarty. W komorze zainstalowano zastawkę kanałową na sytuacje awaryjne dla odcięcia dopływu ścieków na oczyszczalnię (*by-pass* oczyszczalni ścieków). Z komory remontowej ścieki są kierowane do przepompowni poprzez kratę rzadką typu koszowego o prześwicie 40 mm. Skratki usuwane są mechanicznie do pojemników i dezynfekowane wapnem chlorowanym. W pompowni umieszczono 2 mieszadła, utrzymujące ścieki w wymieszaniu. Duża pojemność pompowni, około 360 m^3 , umożliwia przyjęcie pierwszej fali wód deszczowych. Z pompowni ścieki za pomocą 3 pomp zatapialnych tłoczone są do kanału otwartego, w którym zainstalowana jest krata schodkowa o prześwicie 6 mm. Następnie ścieki trafiają do piaskownika poziomego-podłużnego o długości 19 m. Pozbawione zanieczyszczeń mineralnych ścieki kierowane są do reaktora biologicznego. Reaktor zaprojektowany jest jako dwa zblokowane ze sobą i pracujące równolegle reaktory biologiczne (w warunkach awaryjnych cała ilość ścieków może zostać skierowana do jednego z reaktorów), w którym wydzielono komorę beztlenową (KB), denitryfikacji (KDN) i nityfikacji (KN). Proces technologiczny oczyszczania ścieków w komorze osadu czynnego (Bardenpho 3) zapewnia, poprzez tworzenie odpo-

wiednich warunków beztlenowo-tlenowych, biologiczne usunięcie ze ścieków zanieczyszczeń organicznych oraz związków biogennych na drodze defosfatacji, nityfikacji i denityfikacji [8].

Ścieki po mechanicznym węźle oczyszczania trafiają bezpośrednio do komory beztlenowej, do której recykulowany jest również osad z osadników wtórnych w stosunku 1:1 do ilości dopływających ścieków. Z komór KB, w których w warunkach beztlenowych następuje uwalnianie fosforanów z komórek mikroorganizmów, ścieki przepływają do komór denityfikacji (KDN), gdzie zostają wymieszane z osadem recykulowanym z komór napowietrzania. W komorach denityfikacji w warunkach niedotlenienia, przy ilości tlenu rozpuszczonego $<0,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, przebiega proces denityfikacji azotanów (V). Do pełnego wymieszania ścieków z recykulowanym osadem, komory KB i KDN wyposażone są w mieszadła zatapialne. Z kolei do recyrkulacji wewnętrznej zastosowano 2 mieszadła pompujące. Poziom recyrkulacji wewnętrznej wynosi 200%. Z komór KDN ścieki przepływają otworami zlokalizowanymi przy dnie ścian dzielących komory, do komór KN, w których zachodzi proces nityfikacji. W komorach tych ścieki są natleniane przy pomocy rusztów napowietrzających, z dyfuzorami drobnopełcherzykowego napowietrzania. Dla zapewnienia procesu utleniania azotu amonowego w komorach utrzymywane jest stężenie tlenu na poziomie $1,5\text{-}2,5 \text{ g O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Sprężone powietrze doprowadzane jest do komór KN z hali dmuchaw, zlokalizowanej w budynku techniczno-socjalnym. Dla wspomagania procesu biologicznego usuwania fosforu przewidziano dodatkowe strącanie fosforu na drodze chemicznej przez dozowanie koagulantu PIX. Z komór nityfikacji mieszanina osadu czynnego i ścieków odprowadzana jest poprzez koryto przelewowe do dwóch osadników wtórnych poziomych - podłużnych z płaskim dnem, pracujących równolegle. Osad z dna osadników usuwany jest w sposób ciągły przy pomocy zgarniacza ssawkowo-lewarowego, a następnie kierowany do pompowni osadu recykulowanego i nadmiernego. Ścieki oczyszczone przepływają przez koryta przelewowe do kanału zbiorczego, a następnie wylotem odprowadzane są do odbiornika [8].

Technologia przetwarzania osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Lubaczowie obejmuje odwadnianie osadu nadmiernego w prasie filtracyjnej SKID SUPER ECO ze wstępnym zagęszczaniem, higienizację wapnem palonym oraz składowanie na placu. Ustabilizowany osad ściekowy kierowany jest do nierolniczego wykorzystania [8].

Aktualnie oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie posiada pozwolenie wodnoprawne na eksploatację urządzeń i obiektów technologicznych oraz na wprowadzanie oczyszczonych ścieków do rzeki Lubaczówki, wydane przez Starostę Lubaczowskiego dla Gminy Miejskiej w Lubaczowie [3]. Zgodnie z niniejszym pozwoleniem ścieki odprowadzane do odbiornika nie mogą przekraczać parametrów: $\text{BZT}_5 - 25,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, $\text{ChZT} - 125,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, zawiesina og. - $35,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Ze względu na wielkość $\text{RLM} < 15\ 000$, oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie nie posiada obowiązku usuwania związków biogennych.



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Lubaczowie; KB-komora beztlenowa, KN-komora nityfikacji, KDN-komora denityfikacji

Fig. 1. Technological scheme of WWTP in Lubaczów; KB-anaerobic tank, KN-nitrification tank, KDN-denitrification tank

Ocenę efektywności oczyszczalni ścieków w Lubaczowie na przestrzeni lat 2006-2010 dokonano w oparciu o miesięczne wyniki badań laboratoryjnych ścieków surowych i oczyszczonych udostępnione przez eksploatatora obiektu [8].

3. Wyniki pracy oczyszczalni ścieków

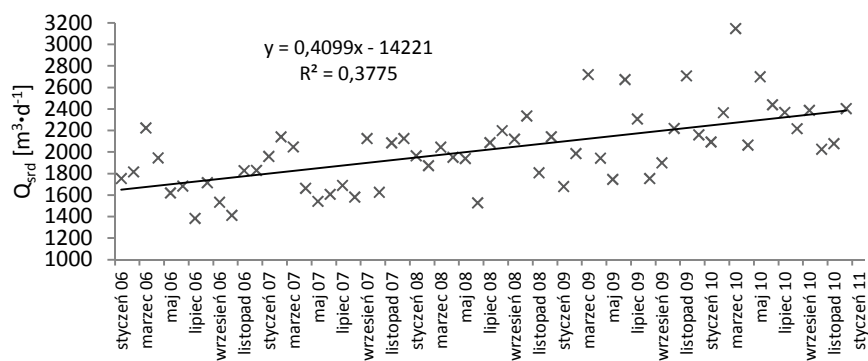
Obciążenie hydrauliczne oczyszczalni ścieków w Lubaczowie w analizowanym okresie kształtowało się na poziomie od 1384,0÷3148,0 m³·d⁻¹, stanowiąc średnio 87% przepustowości projektowanej (tab. 1) [8]. W kolejnych latach odnotowano systematyczny wzrost ilości ścieków dopływających do oczyszczalni. W latach 2006-2009 dobową ilość oczyszczanych ścieków wzrastała rocznie o ok. 7÷8%. Natomiast w okresie ostatnich dwóch rozpatrywanych lat stwierdzono dynamiczniejszy ok. 18% wzrost przepływów oczyszczalni ścieków. Z uwagi na regularny wzrost infrastruktury komunalnej i dynamiczny rozwój miasta średnia przepustowość lubaczowskiej oczyszczalni ścieków w roku 2010 zwiększyła się o ok. 47% w stosunku do 2006 roku. Wyrażna progresja ilości dopływających ścieków będzie się utrzymywać w kolejnych latach eksploatacji obiektu (tab. 1, rys. 2).

Tabela 1. Charakterystyka ilościowa ścieków dopływających do oczyszczalni w Lubaczowie w latach 2006-2010

Table 1. Characteristic of wastewater inflows into the Lubaczów WWTP in the years 2006-2010

$Q_{\text{śrd}}$ [m ³ ·d ⁻¹]	2006	2007	2008	2009	2010
Wartość średnia	1726,0	1850,0	2000,0	2150,0	2538,0
Mediana	1735,0	1825,0	2006,0	2073,3	2367,5
Wartość minimalna	1384,0	1542,0	1528,0	1680,0	2026,0
Wartość maksymalna	2224,0	2141,6	2336,0	2720,0	3148,0
Odch. standardowe	232,0	248,7	208,9	383,0	318,3
Wsp. zmienności	0,13	0,13	0,10	0,18	0,13
Rozstęp	840,0	599,6	808,0	1040,0	1122,0

Ścieki surowe dopływające do oczyszczalni w Lubaczowie w analizowanym pięcioleciu charakteryzowały się bardzo nierównomiernym składem jakościowym (tab. 2). Oprócz sezonowego, typowego dla jednostek miejskich zróżnicowania jakości ścieków surowych, odnotowano znaczące zmiany zawartości zanieczyszczeń w ujęciu wieloletnim. Najwyższe stężenia związków organicznych i związków biogenych odnotowano w latach 2006-2007, z kolei niższe w okresie po 2009 roku.



Rys. 2. Średniomiesięczne przepływy Q_{srd} doprowadzane do oczyszczalni w latach 2006-2010

Fig. 2. Monthly untreated wastewater inflow fluctuation in years 2006-2010

Tabela 2. Wybrane statystyki opisowe wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych w latach 2006-2010

Table 2. Values of selected descriptive statistics parameters of raw wastewater in the years 2006-2010

Wybrane statystyki	Wskaźnik zanieczyszczeń				
	BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	ChZT [mg O ₂ ·dm ⁻³]	Zaw. og. [mg ·dm ⁻³]	N _{og} [mg N·dm ⁻³]	P _{og} [mg P·dm ⁻³]
Średnia	261,6	657,7	326,2	73,79	12,88
Mediana	270,0	621,0	270,0	67,3	10,1
Minimum	110,0	276,0	106,0	38,6	6,92
Maksimum	408,0	1317,0	760,0	120,0	25,2
Wsp. zmienn.	0,32	0,32	0,61	0,34	0,42
Odch. Stand.	82,6	253,3	198,0	25,1	5,4
Rozstęp	298,0	1041,0	654,0	81,4	18,3
Percentyl 10%	139,5	318,9	119,0	43,54	8,32
Percentyl 90%	361,0	937,7	640,4	105,8	20,2

Dynamika zmian jakościowo-ilościowych ścieków surowych wskazuje, że oczyszczalnia pracowała z bardzo zmiennym obciążeniem substratowym. Średnie dobowe obciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wynosiło $259,4 \div 872,5$ kg O₂·d⁻¹ (BZT₅) i $638,7 \div 2277,1$ kg O₂·d⁻¹ (ChZT). Z kolei rozkład dobowych ładunków zawiesiny ogólnej kształtował się na poziomie $183,3 \div 1792,1$ kg·d⁻¹. Dobowy ładunek związków biogennych obejmował zakres $38,6 \div 120,0$ kg N·d⁻¹ i $6,92 \div 25,2$ kg P·d⁻¹. Odnotowane obciążenia

substratowe bywały większe od przyjętych ponad 15 lat temu wartości projektowych wynoszących odpowiednio: 771,4 kg O₂·d⁻¹ (BZT₅), 816,0 kg·d⁻¹ (ChZT); 151,62 kg N·d⁻¹ i 31,8 kg P·d⁻¹. We wszystkich przypadkach nastąpił wzrost zakładanych ładunków dopływających do oczyszczalni ścieków, z wyjątkiem N_{og} i P_{og}. Spowodowane jest to z pewnością ograniczeniem stosowania fosforanów w produkcji detergentów (po 2000 roku), które są podstawowym źródłem fosforu w ściekach bytowo-gospodarczych. Mimo że odnotowano spadek zawartości zanieczyszczeń w ściekach surowych to odnotowuje się po 2009 roku wzrost ładunku dopływającego do oczyszczalni z uwagi na zwiększoną ilość ścieków (tab. 3). Analiza przebiegu zmienności obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń pozwala w znaczny sposób wyjaśnić zmienną skuteczność biologicznego oczyszczania ścieków. Obciążenie oczyszczalni determinuje bowiem efektywność biochemicznych procesów usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w systemach z osadem czynnym [5].

Tabela 3. Ładunki zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni (1) i odprowadzanych do odbiornika (2)

Table 3. Pollutants loads in wastewater flowing into WWTP (1) and wastewater flowing out receiver (2)

Wskaźnik zanieczyszczeń		2006	2007	2008	2009	2010
BZT ₅ [kg O ₂ ·rok ⁻¹]	(1)	194052,3	182664,3	149650,0	196297,0	240991,3
	(2)	1735,6	3579,7	2390,8	4808,0	7380,3
ChZT [kg O ₂ ·rok ⁻¹]	(1)	491773,6	484838,6	408252,5	402786,6	569555,1
	(2)	22734,0	26824,8	29054,0	33650,3	34641,2
Zaw. og. [kg·rok ⁻¹]	(1)	236666,0	273476,3	122640,0	188248,8	387310,6
	(2)	5947,7	5976,9	4234,0	8893,2	8305,6
N _{og} [kg N·rok ⁻¹]	(1)	60079,0	52368,4	40880,0	50954,0	57578,8
	(2)	7052,7	11632,6	11643,5	13180,2	12650,9
P _{og} [kg P·rok ⁻¹]	(1)	8836,7	8066,5	9964,5	6818,2	7230,7
	(2)	396,9	669,8	2328,7	668,0	259,2

Podstawą oceny efektywności oczyszczalni ścieków w Lubaczowie jest stopień obniżenia wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń. Skuteczność oczyszczania ścieków, wyrażoną jakością ścieków oczyszczonych oraz redukcją procentową zanieczyszczeń, przedstawiono tabelarycznie (tab. 4) oraz zobrazowano na wykresach (rys. 3, 4). Mimo zmiennego obciążenia substrato-hydraulicznego oczyszczalni w Lubaczowie parametry ścieków oczyszczonych charakteryzują się bardzo wysoką stabilnością. O małej zmienności analizowanych parametrów jakościowych świadczą przede wszystkim niskie wartości odchylenia standardowego. Tylko w przypadku azotu ogólnego wartości

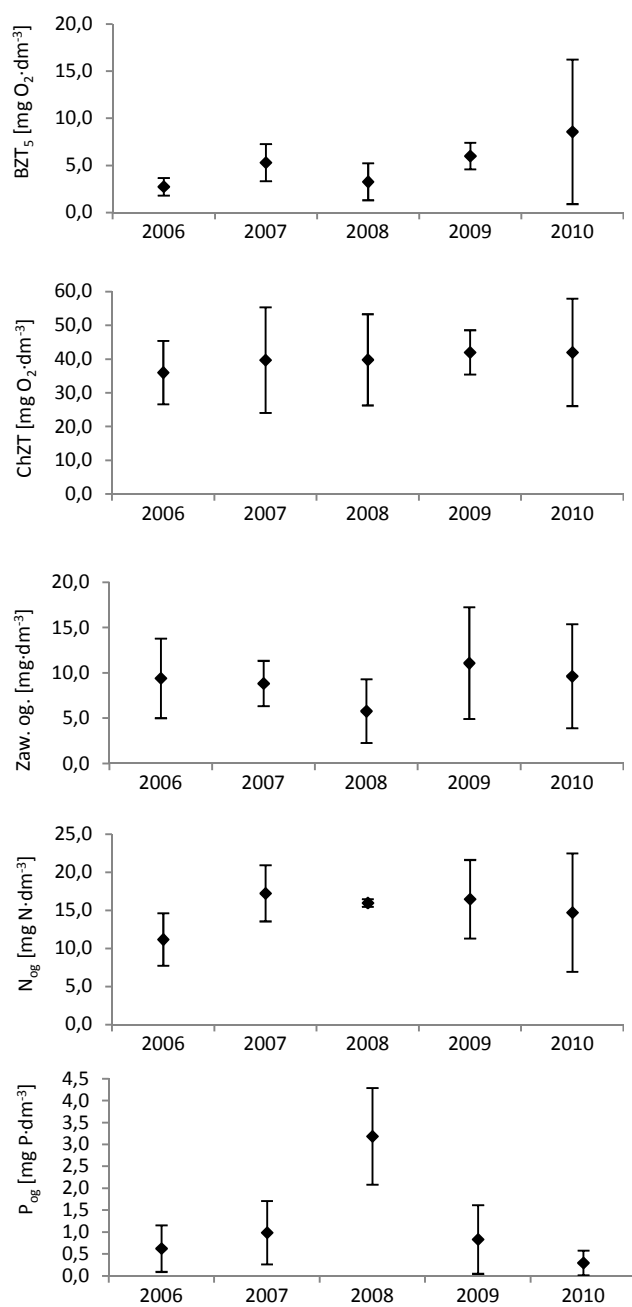
statystyczne wskazują na pewne przypadki niestabilności prowadzenia procesów nitryfikacji/denitryfikacji. Z kolei chemiczne wspomaganie koagulantami chemicznymi pozwala uzyskać zawartość fosforu ogólnego $<1,0 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$, mimo że oczyszczalnia nie jest zobligowana do usuwania związków biogenych.

Tabela 4. Wybrane statystyki opisowe wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w latach 2006-2010

Table 4. Values of selected descriptive statistics parameters of treated wastewater in the years 2006-2010

Wybrane statystyki	Wskaźnik zanieczyszczeń				
	BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	ChZT [mg O ₂ ·dm ⁻³]	Zaw. og. [mg ·dm ⁻³]	N _{og} [mg N·dm ⁻³]	P _{og} [mg P·dm ⁻³]
Średnia	5,18	39,6	9,0	14,8	1,10
Mediana	4,2	37,7	8,6	15,65	0,59
Minimum	1,4	16,9	2,0	7,4	0,10
Maksimum	20,0	64,0	20,0	22,5	3,97
Wsp. zmienn.	0,76	0,29	0,50	0,29	1,04
Odch. stand.	3,9	11,5	4,5	4,4	1,1
Rozstęp	18,6	47,1	18,0	15,1	3,87
Percentyl 10%	2,33	28,0	4,93	9,5	0,21
Percentyl 90%	7,0	52,7	15,55	20,2	2,3

Stężenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w odpływie z oczyszczalni ścieków w Lubaczowie były znacznie niższe od określonych w pozwoleniu wodnoprawnym. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych, określonych wskaźnikami BZT₅ i ChZT, wynosiła odpowiednio 93,1÷99,5% i 81,7÷97,9%, a wartości tych wskaźników w odpływie kształtowały się na poziomie poniżej 3,9 mg O₂·dm⁻³ i 49,0 O₂·dm⁻³. Dzięki uzyskanej wysokiej efektywności usuwania zawiesiny ogólnej (92,0-99,3%) osiągnięto w ściekach oczyszczonych jej zawartość na poziomie $<20 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Efektywność usuwania związków biogenych była wysoka, pozwalając na uzyskanie w ściekach oczyszczonych średnio 14,8 mg N·dm⁻³ i 1,1 mg P·dm⁻³. Wskutek chemicznego strącania fosforu odnotowano jego zawartość w odpływie nawet w ilości mniejszej niż 0,5 mg P·dm⁻³. Poziom zmniejszenia wszystkich analizowanych wskaźników zanieczyszczeń był wyższy od wymaganego stopnia redukcji zanieczyszczeń, określonego w Rozp. Min. Środowiska dla obiektów o wielkości RLM = 10000÷14999. Najwyższą efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków odnotowano w okresach letnich, przede wszystkim w ostatnich analizowanych latach 2009-2010.



Rys. 3. Jakość ścieków oczyszczonych

Fig. 3. The quality of treated wastewater

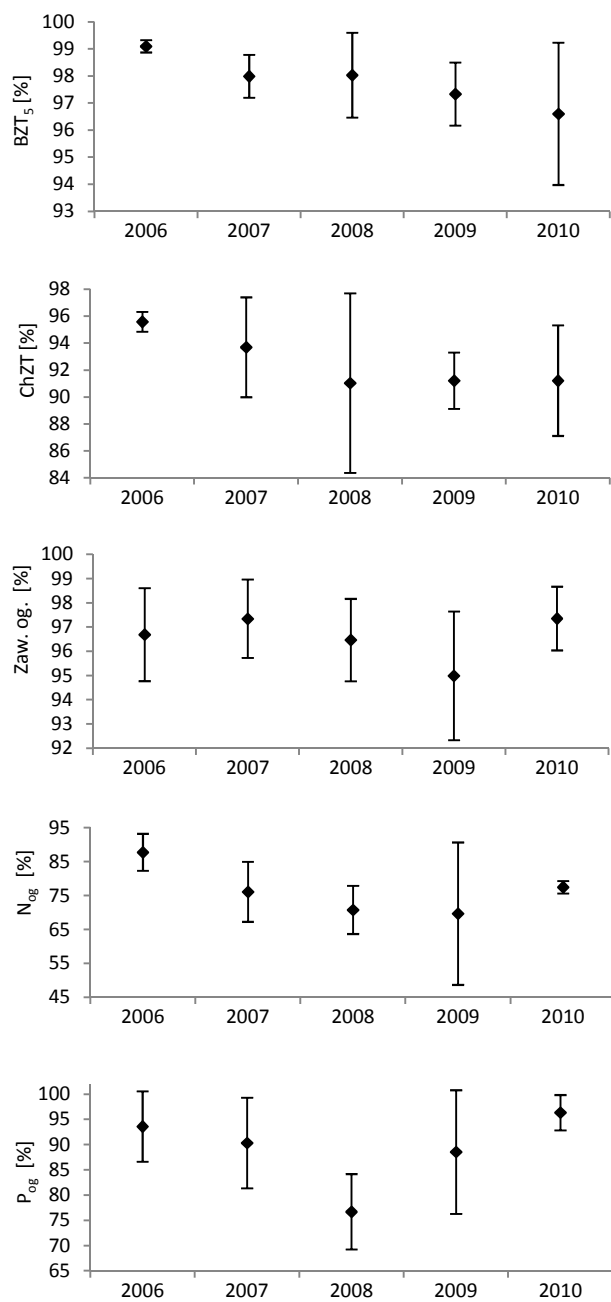
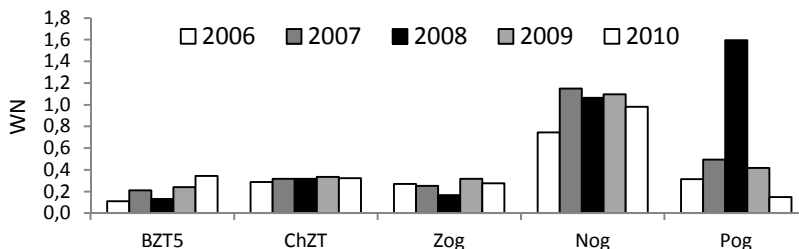
**Rys. 4. Efektywność usuwania zanieczyszczeń**

Fig. 4. The pollutants' removal effectiveness in the Lubaczów WWTP

W rozpatrywanym okresie nie odnotowano jakichkolwiek zaburzeń pracy poszczególnych stopni oczyszczania ścieków, w tym komory osadu czynnego, przekładających się na jej nieprawidłową pracę i niską efektywność oczyszczania. Skuteczność usuwania wszystkich zanieczyszczeń ze ścieków w rozpatrywanym okresie utrzymuje się na stabilnym poziomie. Dodatkowo analiza wyników wskazuje, że sprawność przedmiotowej oczyszczalni jest porównywalna do efektywności innych obiektów, zbliżonych pod względem przepustowości i przyjętej technologii (wielofazowy osad czynny) [2, 4, 6, 7].

Do oceny efektywności oczyszczalni ścieków przydatne staje się określenie niezawodności technologicznej w odniesieniu do uzyskania założonych wymagań jakości ścieków oczyszczonych. Podstawę obliczeń niezawodnościowych stanowi współczynnik niezawodności (WN) [1, 12]. Współczynnik niezawodności technologicznej określany jest jako iloraz średniej wartości stężenia w odpływie i wartości dopuszczalnej w odpływie z oczyszczalni [1]. Przeprowadzona analiza parametru WN wykazała bardzo wysoką niezawodność pracy oczyszczalni pod względem usuwania ze ścieków zanieczyszczeń organicznych i zawiesiny ogólnej (rys. 5). Średnia wartość WN w rozpatrywanym okresie wynosiła odpowiednio: BZT₅ – 0,207; ChZT – 0,316; zawiesiny og. – 0,256. W przypadku związków azotu i fosforu współczynniki niezawodności, określone dla wymagań określonych w RMŚ [10], osiągnęły z kolei poziom 0,990 (N_{og}) oraz 0,548 (P_{og}). W przypadku konieczności usuwania związków biogenych wskazana jest optymalizacja biologicznego oczyszczania ścieków celem uzyskania wymaganej jakości w odpływie i WN < 1,0. Określone dla oczyszczalni ścieków w Lubaczowie wskaźniki niezawodności potwierdzają jej bardzo dobrą i niezawodną pracę.



Rys. 5. Wskaźnik niezawodności technologicznej oczyszczalni ścieków w Lubaczowie

Fig. 5. Technological reliability indicator of the WWTP in Lubaczów

4. Wnioski

Sporządzenie bilansu jakościowo-ilościowego oczyszczanych ścieków oraz konfrontacja z wymaganiami pozwolenia wodnoprawnego pozwoliło na doko-

nianie rzetelnej oceny efektywności oczyszczalni w Lubaczowie w latach 2006-2010.

W oparciu o wyniki jakościowe ścieków surowych i oczyszczonych można stwierdzić, że oczyszczalnia w Lubaczowie pracuje prawidłowo, zapewniając wysoki stopień usuwania zanieczyszczeń ze ścieków pomimo zmiennego obciążenia hydraulicznego i substratowego. Wyznaczona średnia efektywność usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków w rozpatrywanym okresie wyniosła: BZT₅ – 97,8%; ChZT – 92,9%; Z_{og} – 96,6%, N_{og} – 77,9 i P_{og} – 89,9%. Jakość ścieków oczyszczonych odpowiadała warunkom określonym w pozwoleniu wodno-prawnym. Mimo że oczyszczalnia ścieków w Lubaczowie nie posiada obowiązku eliminacji związków biogennych, wykazuje bardzo duże możliwości zintegrowanego usuwania C, N i P ze ścieków niezależnie od obciążenia oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń. W analizowanym okresie uzyskano w ściekach oczyszczonych wartości <10 mg N·dm⁻³ i <1,0 mg P·dm⁻³, wobec czego oczyszczalnia w Lubaczowie jest w pełni przygotowana na potencjalne zmiany w zakresie nowych, bardziej rygorystycznych wymagań dla ścieków odprowadzanych do wód powierzchniowych w aspekcie usuwania związków biogennych. Dodatkowo wyznaczone wskaźniki niezawodności potwierdzają wysokosprawne i niezawodne funkcjonowanie oczyszczalni ścieków.

Literatura

- [1] Andraka D.: Modelowanie pracy oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem symulacji Monte Carlo, Inżynieria Ekologiczna, nr 24, 2011, s. 7-16.
- [2] Boniaczuk P.: Proces modernizacji i rozbudowy komunalnej oczyszczalni ścieków w Lęborku, Forum Eksploatatora, nr 2, 2007, s. 13-15.
- [3] Decyzja Starosty Lubaczowskiego z 4 października 2005 r. z sprawie pozwolenia wodno-prawnego na wprowadzanie oczyszczonych ścieków do rzeki Lubaczówki.
- [4] Długosz J., Gawdzik J., Ocena poprawności funkcjonowania miejskiej oczyszczalni ścieków w Ostrowcu Świętokrzyskim, Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska, nr 13, 4, 2011, s. 1-12.
- [5] Dymaczewski Z.: Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZITS. 2011
- [6] Masłoń A., Kida J.: Ocena efektywności oczyszczalni ścieków komunalnych w Janowie Lubelskim, Forum Eksploatatora, nr 6, 2012, s. 66-71.
- [7] Masłoń A., Tomaszek J.A.: Analiza pracy oczyszczalni ścieków w Sokołowie Małopolskim. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej. Seria: Budownictwo i Inżynieria Środowiska. 2013. W druku.
- [8] Materiały informacyjne udostępnione przez Oczyszczalnię ścieków w Lubaczowie.
- [9] Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE.
- [10] 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. Nr 137, poz. 984 z późniejszymi zmianami).

- [11] Sadecka Z.: Wymagania stawiane oczyszczalniom ścieków w aspekcie odbiorników ścieków oczyszczonych, Forum Eksploatatora, nr 5, 2009, s. 38-43.
- [12] Wałęga A.: Ocena funkcjonowania oczyszczalni ścieków metodami statycznymi, Forum Eksploatatora, nr 5, 2009, s. 30-34.

EVALUATION OF THE EFFECTIVENESS OF WASTEWATER TREATMENT PLANT IN LUBACZÓW

Summary

Wastewater treatment is a fundamental way to solve the problem of improving the purity of the water environment. Therefore, it is necessary to pipe treated water of suitable quality, also in terms of the content of the biogenic compounds. The high performance, efficiency and reliability of pollutants removal in the full range of workloads are expected from designed and operated WWTP. The paper presents the evaluation of functioning of wastewater treatment plant in Lubaczów (Podkarpackie Province). The wastewater treatment process is based on the mechanical and biological removal of pollution by activated sludge. The WWTP was put into operation in 1998. The planned capacity is $Q_{\text{śrd}} = 2660 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ and 10 676 PE. The conducted investigations in the paper are showed in the period from Januar 2006 to December 2010 the correct work of the WWTP and the high efficiency of pollutions removal. Hydraulic load of WWTP in the analyzed period was on the level of $1384,0 \div 3148,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Raw wastewaters were characterized by a very non-uniform composition during a five year period. Effluent parameters characterized by very high stability despite the varying substrate and hydraulic loads. The quality of treated wastewater answers definite conditions in water-legal permit. The mean removal of pollutants definite coefficients was: $\text{BOD}_5 - 97,8\%$, $\text{COD} - 92,9\%$, $\text{TSS} - 96,6\%$, $\text{TN} - 77,9\%$ and $\text{TP} - 89,9\%$. The WWTP in Lubaczów has a very high potential of integrated removal of C, N and P from wastewater even though it hasn't got the obligation to eliminate the biogenic compounds. In addition, the calculated technological reliability indicators confirm high-performance and reliable operation of the WWTP in Lubaczów.

Keywords: municipal wastewater, biological wastewater treatment, activated sludge

DOI: 10.7862/rb.2013.48

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Tomasz WINNICKI¹
Paulina TUŻNIK²

BEZEMISYJNE TECHNOLOGIE PRZETWARZANIA STAŁYCH ODPADÓW KOMUNALNYCH – NAJKRÓTSZA DROGA SPEŁNIENIA TRUDNYCH WYMOGÓW UNIJNYCH

Olbrzymie opóźnienia we wprowadzaniu dyrektywy unijnej dotyczącej odpadów komunalnych, grożące naszemu państwu dużymi karami, z jednej strony, a rygorystyczne i na razie mało realne prawo krajowe, wskazują na konieczność poszukiwania innych dróg rozwiązania makroekonomicznego oraz ekologicznego i społecznego problemu zagospodarowania odpadów komunalnych, w tym osadów ściekowych. Najnowsze, już dostępne, technologie bez emisji do atmosfery i przy znikomych depozytach stałego materiału inertnego, nie wymagające głębokiej wstępnej segregacji śmieci, wydają się nie tylko najprostszą i najtańszą, ale również jedyną realną drogą rozwiązania tego problemu. Dokonano przeglądu konwencjonalnych technik otwartego, rusztowego spalania śmieci, prezentując największe zakłady europejskie w Niemczech, Austrii, Danii, Francji i Szwecji oraz pozaeuropejskie w Japonii i Kandzie. Zwrócono uwagę na ich główny problem ekologiczny – ochronę atmosfery przed emisją szczególnie toksycznych produktów spalania – oraz sposoby jego rozwiązania. Następnie zrelacjonowano metody pirolitycznego rozkładu odpadów organicznych, w tym plazmowe I generacji, aby przejść do plazmowych II generacji, przedstawiając je na konkretnych przykładach rozwiązań północno-amerykańskich oraz skandynawskich. Przedstawiono schematy technologiczne procesu angażującego niskotemperaturową plazmę, w tym zasadnicze składowe tego systemu – podkreślając jego całkowitą bez-emisyjność do atmosfery oraz neutralność środowiskową i wtórną przydatność odpadów stałych: żużla (*vitryt*) i metali kolorowych. Proces egzemplifikowano prezentując instalację firmy *ScanArc*, przygotowującej kilka wdrożeń w Polsce. Dokonano porównania emisyjności trzech omawianych grup metod unieszkodliwiania odpadów stałych, wykazując ewidentną przewagę proponowanej w tym artykule, spełniającej z dużym nadmiarem normy emisyjne UE i US EPA. W pełni potwierdzono tezę zawartą w tytule oraz w początkowej części niniejszego streszczenia.

¹ Autor do korespondencji: Tomasz Winnicki, Karkonoska Państwowa Szkoła Wyższa, ul. Lwówecka 18, 58-503 Jelenia Góra, kom. +48 601 828 959, winnicki@kpswjg.pl

² Paulina Tużnik, KTP Construction Ltd, ul. Grabiszyńska 214/7, 53-235 Wrocław, kom. +48 510 150 942, paulina-tuznik@wp.pl

Słowa kluczowe: śmieci, utylizacja, techniki bezemisyjne, plazma, standardy UE.

1. Wprowadzenie

Nie jest odkrywcze, nie tylko dla specjalistów, że trudności w zagospodarowaniu strumieni emisji, związane nieodłącznie z rozdzieleniem ich składników, rosną ze zmianą stanu skupienia, od gazowego przez ciekły do stałego. Istotnym dalszym elementem komplikacji technologii, tym razem już na poziomie separacyjnym, jest liczba składników strumienia emisyjnego, ich charakter chemiczny, fizyczny, a także biologiczny, w tym również, a może głównie, rozmiary cząstek.

Nie ulega wątpliwości, że z wszystkich strumieni emisyjnych, czy odpadowych, układem najbardziej złożonym, według wszystkich wymienionych kryteriów, są stałe odpady komunalne, potocznie zwane śmieciami.

Technika ich deponowania na wysypiskach, bez przygotowania ich podłoża, bez jakiegokolwiek segregacji wstępnej, z ewentualnym pokryciem powierzchni po zakończeniu składowania, była już nie do przyjęcia, w świetle nowoczesnego prawodawstwa krajowego, na długo przed akcesją Polski do Unii Europejskiej.

Nie czas teraz na rozpamiętywanie błędów popełnionych w negocjacjach przed przystąpieniem do Unii, w sytuacji, w której co najmniej 95% wszystkich odpadów komunalnych składowano bez jakiegokolwiek segregacji, ale nie da się pominąć konsekwencji tych zobowiązań, których niespełnienie pierwszego etapu mamy już za sobą (2010), a nie wymierzenie dotąd, należnych z tego tytułu, kar unijnych, jest jedynie kwestią bezwładu biurokratycznej maszyny *Eurolandu*.

Elementem tych opóźnień było dostosowywanie krajowego prawa do wymagań UE. Niezbędny element, jakim było „uwłaszczenie” gmin śmieciami jest naruszeniem, przeważnie lokalnie monopolistycznej, pozycji przedsiębiorstw gromadzenia i przetwarzania odpadów, które uruchomiły potężny lobbingski przeciwdziałający powstaniu nowej ustawy, nad którą mozolnie pracowały ekipy resortu pod wodzą co najmniej dwóch kolejnych ministrów. W tej sytuacji może nie sama ustawa, czy jej aksjomaty, ale przyjęte terminy wdrażania nowego systemu, okazały się absolutnie nierealistyczne, w istniejącym stanie techniki gromadzenia i segregacji odpadów, przy niezbędnym poziomie świadomości społecznej, której jedynym, choć skutecznym, edukatorem stała się cena odprowadzania śmieci, wynikająca z technologii końcowego przetwarzania.

Te ostatnie, idąc śladami najbliższego, ekonomicznie i technologicznie potężnego, zachodniego sąsiada, oparto na koncepcji spalania, według najlepszej dostępnej technologii, ale... XX wieku!

Nie są to oczywiście technologie, które należy całkowicie dezawuować, jak to praktykują media, żądne przede wszystkim sensacji, strasząc emisjami niewątpliwie wysoce toksycznych *dioksyn i furanów*, mobilizując nieświadome tej manipulacji, *zdrowe siły społeczne*, do akcji paralizujących, często na długie okresy, niezbędne działania inwestycyjne.

Niezależnie od konieczności przeciwstawiania się tym radykalnym opiniom o najlepszych, stosowanych dotąd, technologiach „otwartego” spalania, trzeba stwierdzić że nie spełniają już one kryteriów określanych akronimem *BAT – Best Available Technique – Najlepszej Dostępnej Techniki*.

2. Najlepsze technologie „otwartego” spalania odpadów komunalnych

Ilościowa i jakościowa skala problemu śmieciowego – uciążliwość na obszarach osiedleńczych i oddziaływanie na środowisko przyrodnicze – rozwinęły bardzo szeroki front badań stosowanych i wdrożeń systemów neutralizacji tych odpadów, w tym głównie wydzielenia i recykulowania poszczególnych frakcji składników mineralnych i organicznych, przed deponowaniem, zazwyczaj nie małej, pozostałości nie nadającej się do jakiegokolwiek utylizacji lub w wypadku produktów użytecznych, występującej w ilościach nadmiarowych, w relacji do zapotrzebowania.

Alternatywa składować czy utylizować, została już dawno przesunięta w stronę maksymalnego wykorzystania składników śmieci, a obecnie praktycznie przestała istnieć po wprowadzeniu rygorystycznych przepisów unijnych.

Problem stałych odpadów komunalnych w Europie jest głównie rozwiązywany przez różne systemy rozdzielania frakcji tych odpadów, z wydobyciem organicznej, a w niej składowej spełniającej warunki spalania. Wartość opałowa tej frakcji to 7000 kJ/kg, przy wilgotności do 50% (nie niższej od 25%) oraz przy obciążeniu frakcją mineralną nie wyższym niż 60%, co stanowi niełatwe do spełnienia warunki wstępne, co jednak nie zniechęciło do przyjęcia spalania jako głównej drogi rozwiązania problemu śmieciowego.

Szacuje się, że w Europie pracuje ponad 500 spalarni, które można już nazywać konwencjonalnymi, a co najmniej 10 procent dalszych, tej generacji rozwiązań, jest w budowie. Przenoszone są bogate doświadczenia spalania paliw kopalnych i innych substancji – paleniska rusztowe czy fluidalne, ale również współ-spalanie w takich technologiach piecowych jak produkcja cementu.

Rozwiązania spalarni śmieci w znacznie mniejszym stopniu koncentrują się na samym spalaniu, niż na unieszkodliwieniu i zatrzymaniu składników emisji gazowych – zwłaszcza tych rozpoznanych jako najszkodliwsze – przez zabiegi zwane *hermetyzacją układu*.

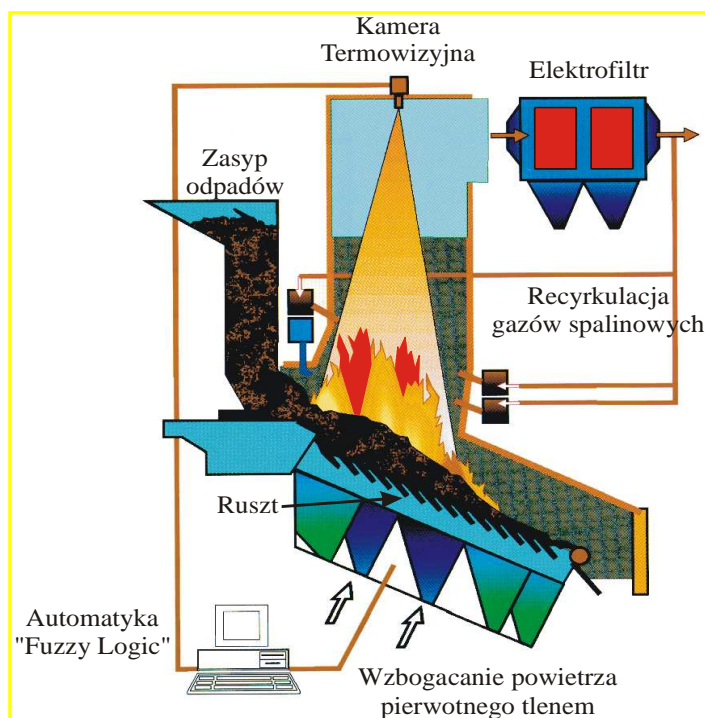
Poniższy wybór metod i przykładów nie ma oczywiście charakteru pełnego ich przeglądu, a jedynie przedstawienia zasad działania najczęściej stosowanych

technologii – w segmencie samego spalania oraz w segmencie neutralizacji emisji atmosferycznych, rozróżniających metody suche i mokre.

Tabela 1. Spalarnie śmieci w Austrii, Holandii, Niemczech i Szwajcarii według danych z roku 2008 [1]

Table 1. Garbage incineration in Austria, Holland, Germany and Swiss, dated 2008

WSKAŹNIK		Austria	Holandia	Niemcy	Szwajcaria
Liczba spalarni stałych odpadów komunalnych	szt.	42	13	66	29
Udział spalanych odpadów w ogólnej masie odpadów (średnio)	% wag.	25	40	31	78
Masa odpadów spalanych rocznie przez jedną spalarnię (średnio)	Mg/a	170000	270 000	215000	80000
Przeciętna wartość opałowa spalanych odpadów	kJ/kg	9000	7500	9000	8500



Rys. 1. Spalanie na ruszcie w atmosferze wzbogaconej w tlen – technologia SYNCOM [8]

Fig. 1. Incineration in atmosphere enriched of oxygen – SYNCOM technology

Zintegrowanie układu termicznego z neutralizacją gazów odlotowych jest głównym zadaniem nowoczesnych rozwiązań niskoemisyjnych. Oryginalną propozycję tej generacji przedstawia kolejna instalacja, której podstawowym elementem jest reaktor, gdzie gorąca, odpylona mieszanina spalin z powietrzem, spotyka się z mieszaniną wapna hydratyzowanego z wapnem palonym, a do gazów wylotowych wstrzykiwany jest, przed filtrem tkaninowym, węgiel aktywny, poprawiający usuwanie dioksyn, furanów i metali ciężkich. Przy mniejszych instalacjach, spalających do 3 Mg/a, można nie stosować odpylania za kotłem, przy większych stosowane są typowe odpylacze – elektrofiltry lub cyklony [1].

Z tab. 1 widać, że Niemcy przodują w Europie w liczbie spalarni i są na drugim miejscu pod względem masy spalanych rocznie odpadów. Biorąc pod uwagę silne więzi gospodarcze oraz sąsiedztwo naszych krajów, istotne wydaje się bliższe przyjrzenie się (rys. 3), zarówno stosowanym w tym kraju rozwiązaniom technicznym, jak też wnioskom z eksploatacji tych systemów.

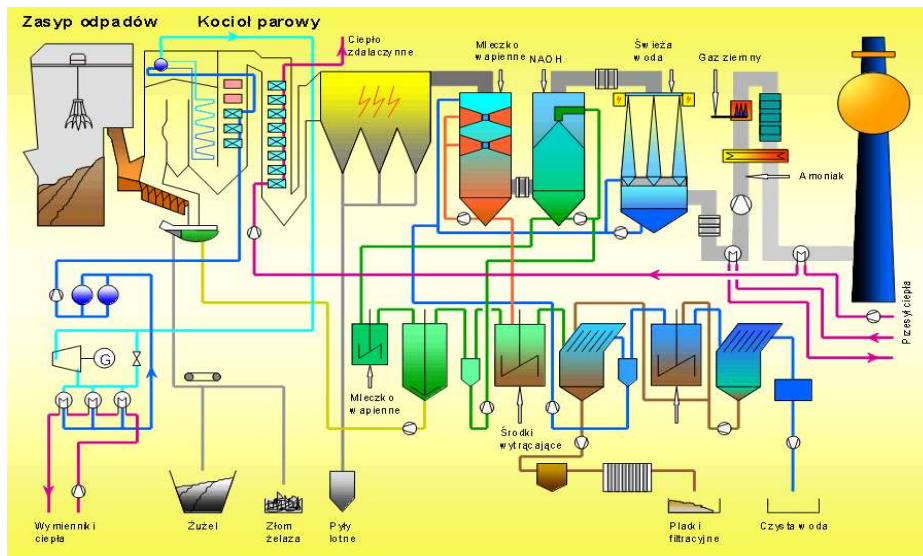


Rys. 3. Niemieckie spalarnie w Stassfurt (380 000Mg/a) i Magdeburgu (630 000 Mg/a) [6]

Fig. 3. German incineration plants in Stassfurt (380 000Mg/a) i Magdeburgu (630 000 Mg/a)

Z tej analizy wynika, że trój-kierunkowa ideologia – unikania wytwarzania odpadów, odzyskiwania zasobów i składowania pozostałości, jest pod wpływem rosnących wymagań unijnego prawodawstwa (*European Waste Framework Directive*) zastępowana przez strategię opierającą się na gruntownej wiedzy o możliwościach nowoczesnych systemów utylizacji odpadów zgodnych z ideologią *Oceny Cyklu Życia (LCA)* [2, 3].

Austria, śmiało buduje spalarnie w centrum lub na bliskich obrzeżach dużych miast czy wręcz stołecznego obszaru municypalnego (rys. 4). Udział spalarni odpadów (Spittelau, Flotzersteig, inne), przyjmujących również odpady niebezpieczne i osady ściekowe, w gospodarce ciepłej Wiednia, przekracza już ¼ zapotrzebowania na ten rodzaj energii.



Rys. 4. Schemat procesowy spalarni odpadów komunalnych w Spittelau, Austria [10]

Fig. 4. Process scheme of waste incineration plant in Spittelau, Austria

Obok wymienionych w tab. 1 Szwajcarii, Holandii, Austrii i Niemiec, które są wśród krajów europejskich o najwyższym procencie utylizacji śmieci przez spalanie, duże zaangażowanie w termicznym rozwiązywaniu problemu odpadów wykazała Dania (rys. 5). Przygotowując raport na kolejny szczyt klimatyczny (2011) przeprowadzono analizę emisyjności gazów cieplarnianych z poszczególnych sektorów gospodarki środowiskiem, wykazując istotny spadek emisji metanu, przy zastępowaniu składowania przez spalanie [4].



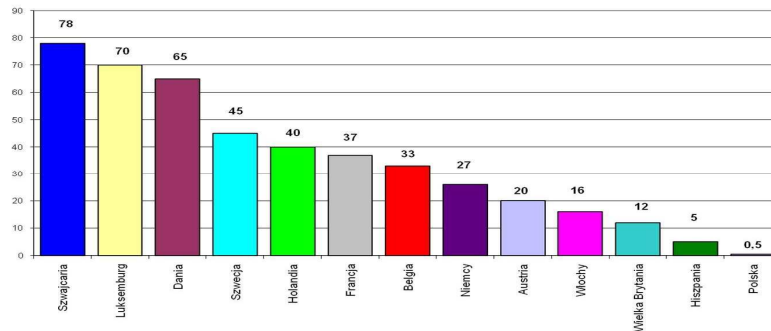
Rys. 5. Widok spalarni w Kopenhadze i w Roskilde [6]

Fig. 5. Views of incineration plants in Copenhagen and Roskilde

Francja, która podobnie jak w energetyce jądrowej, przoduje w liczbie (>140) spalarni, zagospodarowuje tą drogą niespełna 40% śmieci, natomiast Szwajcaria przy około 35 obiektach rozwiązuje problem odpadów komunalnych w ponad 80%.

Do podobnych wniosków środowiskowych i ekonomicznych, zwłaszcza w dalszym horyzoncie, doszli badacze, bardzo aktywnej, w unowocześnianiu technik utylizacji odpadów, Kanadzie, porównując emisyjną uciążliwość składowisk odpadów z technikami spalania. Analizę przeprowadzono kierując się paradygmatem *LCA* [5].

Polska ma do przebycia daleką drogę organizacyjną i technologiczną, aby dorównać co najmniej średniej europejskiej w gospodarce śmieciowej (rys. 6). Z przytoczonych danych wynika, że również kraje skandynawskie zrobiły znaczący postęp w termicznym zagospodarowaniu stałych odpadów komunalnych, a są pionierskie we wdrażaniu technologii najnowszej generacji, przynajmniej w Europie. Przykłady, największej i średniej, spalarni duńskich, na rys. 7. O szczególnym przypadku technologii z dużymi szansami na wdrożenie w Polsce będzie mowa w dalszej części artykułu.



Rys. 6. Udział metod termicznych w zagospodarowaniu stałych odp. komunalnych w UE

Fig. 6. Share of thermal methods in managing solid municipal waste in EU [6]



Rys. 7. Spalarnie konwencjonalne w Sztokholmie (750 000Mg/s) i Uppsali (355 000 Mg/a) [6]

Fig. 7. Conventional incineration plants in Stockholm (750 000Mg/s) & Uppsala (355 000 Mg/a)

Z krajów pozaeuropejskich, obok wspomnianej Kanady, jak zwykle o prymat w nowych technologiach walczą USA z Japonią.



Rys. 8. Spalarnie stałych odpadów komunalnych w Tokio i Osace [6]

Fig. 8. Solid waste incineration plants in Tokyo and Osaca

W tej szczególnej sferze Azjaci wydają się mieć przewagę zarówno technologiczną jak ilościową. Sama aglomeracja Tokio ma 7 spalarni, niespełna 3-milionowa Osaka 10 zakładów przetwarzających ponad 1 mln Mg odpadów rocznie. Śladem Japończyków, podążają, jak zawsze, południowi Koreańczycy, starając się im dorównać i prześcignąć [6].

Interesujące zestawienie danych dotyczących zmian generacyjnych technologii termicznego unieszkodliwiania odpadów komunalnych można znaleźć w literaturze prospektowej [7]. Biorąc poprawkę na autoreklamę, trzeba się zgodzić, że wdrażane przed dekadą lat 60. minionego stulecia techniki otwartego spalania są bardzo dobrze opanowane w sferze samego spalania, ale emisyjnie wciąż „brudne”. Wprowadzane po nich, ciągle nie w pełni zbadane, technologie pirolitycznego zgazowania, nie spełniają stale rosnących wymagań czystości emisji do atmosfery. Techniki spalania plazmowego rozwijane od lat 90. uważane są za emisyjnie „czyste”, ale ich nieporównywalnie wysoki koszt, nie dał szans na szersze wdrożenie.

3. Technologie II generacji bezemisyjnej utylizacji stałych odpadów komunalnych

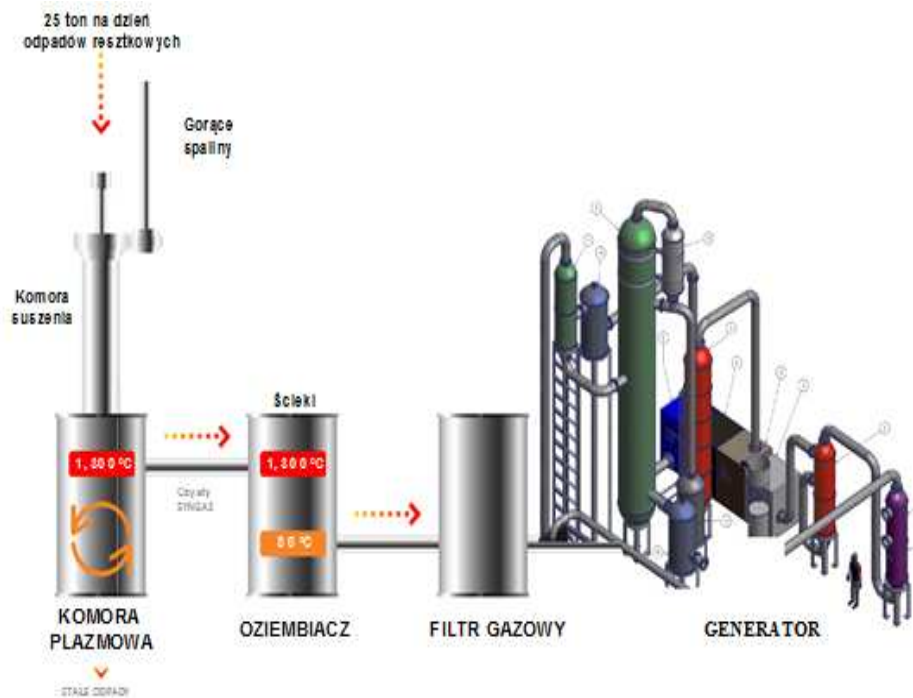
Wysokie wymagania emisyjne i wynikające z nich perspektywy implementacyjne, wydają się spełniać zamknięte systemy spalania w plazmie niskotemperaturowej, pojawiające się, w nielicznych ofertach komercyjnych, od końca pierwszej dekady naszego wieku, które są nie tylko „czyste”, ale też ekonomiczne, gdy weźmie się pod uwagę możliwość utylizacji bez głębokiej wstępnej

segregacji śmieci, współ-spalanie osadów ściekowych oraz pozyskiwanie energii cieplnej lub/i elektrycznej, a także czystej wody.

W polskim piśmiennictwie przedmiotu znajduje się sporo informacji o technikach pirolitycznych [8, 9] znacznie mniej o plazmowych, a główna uwaga koncentruje się na technikach spalania [11 - 14] i neutralizacji produktów spalania [1, 10], ze starszych generacji rozwiązań termicznej utylizacji odpadów komunalnych.

Starająca się wejść na polski rynek cytowana już [7] firma amerykańska, przygotowała do tego celu prezentację, z której rys. 9 przedstawia jeden ze schematów pozyskiwania energii ze śmieci, a animację wielomodułowego zakładu utylizacji odpadów działającego na zasadzie tej technologii pokazano na rys. 10.

Dzięki udostępnieniu, przez firmę *KTP Construction Ltd*, ogólnej informacji technologicznej jednej z najnowocześniejszych technologii utylizacji stałych odpadów komunalnych - *Metody Palmowej II Generacji* – przy użyciu plazmy niskotemperaturowej, możemy przedstawić niektóre parametry procesu w tym reaktor – kluczowy element systemu – a także schemat układu technologicznego.



Rys. 9. Przetwarzanie stałych odpadów w i instalacji stosującej plazmę niskotemperaturową

Fig. 9. Low-temperature plasma in treating solid waste [7]



Rys. 10. Widok zakładu utylizacji śmieci niskotemperaturową plazmą (1000 Mg/d)

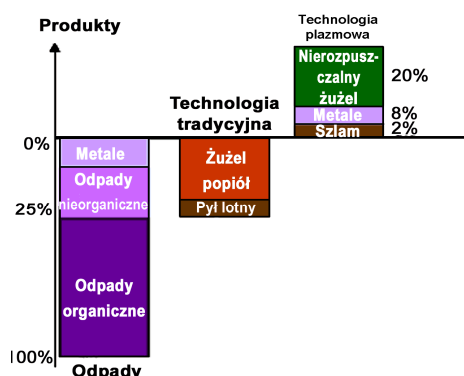
Fig. 10. View on low-temperature-plasma garbage utilization plant (1000 Mg/d) [7]

Spółka jest licencjobiorcą skandynawskiej technologii od szwedzkiej firmy *ScanArc Technologies AB* i podejmuje jej wdrożenie, w kilku lokalizacjach w naszym kraju. Na rys. 11 przedstawiono typowy skład odpadów komunalnych, które w technologii konwencjonalnej wymagają wstępnej segregacji, a spalanie, bez separacji frakcji mineralnej, prowadzi, poza produktami emisji atmosferycznej, do stałych depozytów nieorganicznych, o wtórnym oddziaływaniu na środowisko wodne i glebowe, produktów wymywanych, w tym metali ciężkich.

W technologii plazmowej pozostaje oczywiście ta sama masa substancji mineralnych, ale wydzielone i recykulowane są metale oraz powstaje zupełnie obojętny żużel (*vitryt*), nadający się do różnorodnego wykorzystania. Szlam zawierający metale alkaliczne, poddaje się również utylizacji.

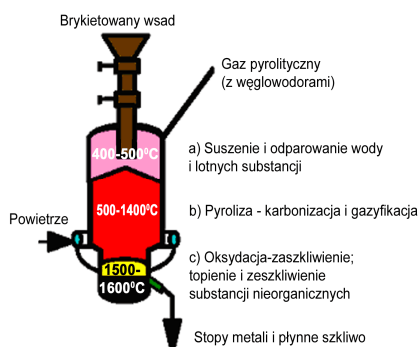
Produktami procesów termicznych zachodzących w gazyfikatorze (rys. 12) są gaz pirolityczny, płynne metale oraz szkliwo (*vitryt*). Gaz przesyłany jest do komory dekompozycji gazów, gdzie przy użyciu plazmy węglowodory oraz części składowe niektórych niebezpiecznych gazów, przeprowadzane są w stan elementarny, natomiast ciekłe metale i szkliwo spuszczone są do kokili i w zależności od dalszego sposobu zagospodarowania formowane są w kęsy bądź prefabrykaty (*vitryt*). Schemat układu na rys. 13 [15], pokazuje świetnie separację poszczególnych recykulowanych frakcji, wbudowaną w układ plazmowej destrukcji stałych odpadów komunalnych wraz z generowaniem wtórnych nośników energii – elektrycznej i cieplnej. Jest to dokumentacja tego, że ma się do

czynienia z zupełnie nową generacją technologii termicznej destrukcji odpadów organicznych, która jest ich użytecznym efektywnym przetworzeniem.



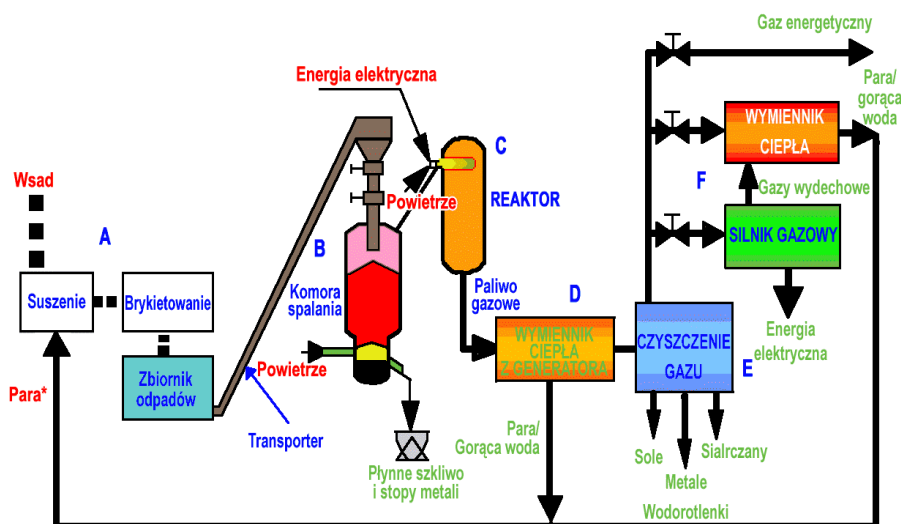
Rys. 11. Skład frakcyjny odpadów komunalnych i produkty spalania tradycyjnego i plazmowego [15]

Fig. 11. Composition of incoming municipal waste & traditional and plasma incineration products



Rys. 12. Reaktor – gazyfikator – w którym zachodzą procesy rozkładu odpadów [15]

Fig. 12. Reactor – gasifier – providing solids decomposition

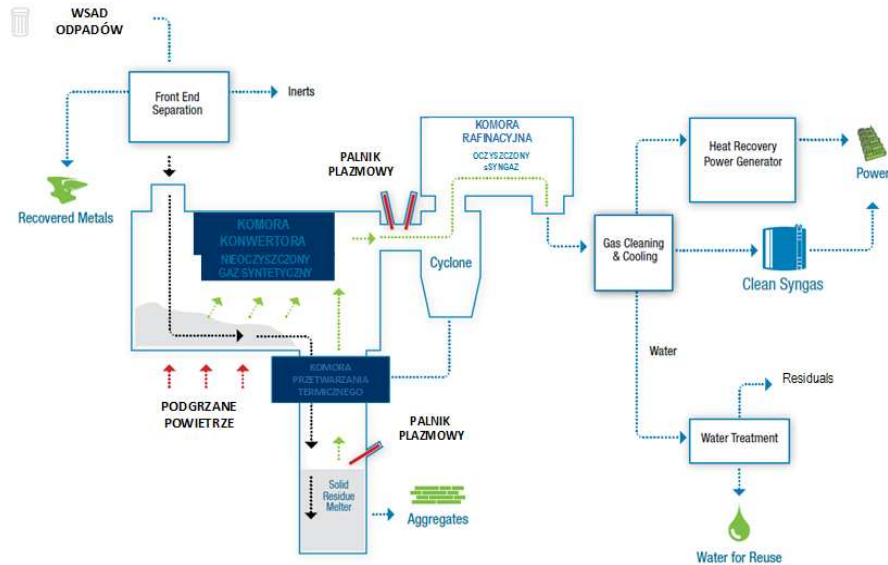


Rys. 13. Schemat instalacji utylizacji odpadów komunalnych niskotemperaturową plazmą

Fig. 13. Scheme of low-temperature-plasma plant converting municipal waste [15]

Schemat blokowy układu technologicznego przedstawia rys. 14. Dane porównawcze emisji przy utylizacji odpadów w technologii nisko-

temperaturowej plazmy, z normami UE i US EPA, przedstawione w tab. 2., nie pozostawiają wątpliwości, że ma się do czynienia z nową generacją metod unieszkodliwiania stałych odpadów komunalnych.



Rys. 14. Schemat blokowy technologii utylizacji śmieci niskotemperaturową plazmą

Fig. 14. System of low-temperature-plasma garbage utilization plant [15]

Tabela 2. Porównanie emisji zakładu II generacji z normami EPA i UE [15]

Tab.2. Emission comparison from the 2nd generation plant with traditional one

Wyszczególnienie	Normy US EPA	Normy UE	Konwersja plazmowa (spaliny z silnika i pochodni)
Cząstki Stałe (mg/m ³)	14	9	0.73
Związki Organiczne (mg/m ³)	-	12	poniżej wykrywalności
Chlorowodór HCl (mg/m ³)	27	9	0.3
Dwutlenek Siarki SO ₂ (mg/m ³)	56	46	32.5
Tlenki Azotu NO _x (mg/m ³)	201	183	154
Rtęć Hg (μg/m ³)	35	46	0.17
Kadm Cd (μg/m ³)	7	46	0.042
Ołów Pb (μg/m ³)	98	-	0.20
Dioksyny i Furany (ng TEQ/m ³)	9	0.092	poniżej wykrywalności

Podziękowania

W gromadzeniu materiałów źródłowych pomogli nam wydatnie Profesorowie Mieczysław Adam Gostomczyk, Krzysztof Gaska, Krzysztof Pikoń i Grzegorz Wielgosiński, którym gorąco dziękujemy.

Literatura

- [1] Gostomczyk M.A., *Gospodarka odpadami*, Wyd. PWSZ Kalisz, 2011.
- [2] Richers U., *Abfallferbernung in Deutschland – Entwicklungen und Kapazitaeten*, KIT Scientific Reports 7560, ISSN 1869-9669.
- [3] Ittershagen M., *Stellenvert der Abfallferbernung in Deutschland*, Umweltbundesamt, www.umwelbundesamt.de, 2008.
- [4] Denmark's National Inventory Reports 2011, National Environmental Research Institute Report no 827, 2011.
- [5] Assamoi B., Lawryshyn Y., *The environmental comaparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion*, *Waste Management* 32, 2012, pp. 1019.
- [6] *Spalarnie w Europie i na Świecie*, Krakowski Holding Komunalny, prezentacja, 2009.
- [7] AdaptiveARC Inc. San Antonio, CA, USA, *Prezentacja komercyjna*, 2011.
- [8] Wielgosiński G., *Przegląd technologii termicznego przekształcania odpadów*, *Nowa Energia* 1, 2011, p. 55.
- [9] Wielgosiński G., *Wybór technologii termicznego przekształcania odpadów komunalnych*, *ibid* 4, 2011, 5.
- [10] Wielgosiński G., *Technologie oczyszczania spalin w spalarniach odpadów – i nie tylko*, *ibid.* 1, 2013, p.29.
- [11] Gaska K., Wandrasz J.W. *Zorientowane obiektowo metody modelowania procesu spalania odpadów stałych. Termiczne Unieszkodliwianie Odpadów, Restrukturyzacja procesów termicznych (praca zbiorowa pod red. Janusza W. Wandrasza)*, PZiTS Poznań, s. 35-72, ISBN 978-83-60055-16-5, 2007.
- [12] Gaska K. *Optimisation of solid waste fuels formation processes*, *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 17 No. 1, 2008.
- [13] Pikoń K., *Environmental impact of waste management system - system location issues*, *World Environmental and Water Resources Congress, EWRI 2011*, Palm Springs, California, USA.
- [14] Pikoń K., *Environmental impact of waste management systems based on waste incineration plants*, *26th Annual International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technologies, 2007, Conference proceedings*. College Park: University of Maryland, USA.
- [15] *KTP Construction Ltd, Wrocław, Prezentacja komercyjną*, 2013.

EMMISSION-FREE TECHNOLOGIES CONVERTING MUNICIPAL SOLID WASTES – THE SHORTEST WAY TO FULFILL THE EU REQUIREMENTS

Summary

A tremendous delay in introducing *European Waste Framework Directive* could on one hand evoke huge fines while on the other an action of a very rigorous and so far not very realistic domestic law. Both reasons document a need for search of new ways to solve macroeconomic, as well as ecologic and social problems of municipal solid waste and sewage sludge. Modern, already available, air-emission-free technology depositing very few inert solid residues and not requiring pre-selection of garbage seem to be not only the simplest, but also the cheapest and perhaps the only way to solve the problem. A review of conventional methods of open, on-grate, incineration of garbage presented largest European plants in Germany, Austria, Denmark, France and Sweden as well as some out of Europe in Japan and Canada was completed. The main ecological problem – air protection against emission of hazardous organic incineration products – and means of solving the problem was discussed. Pyrolytic methods of organic waste decomposition including 1st generation plasma technology were presented to compare with 2nd generation examples on North-American and Scandinavian cases. Schemes of technology design of process engaging low-temperature plasma including basic components of the system were presented – pointing out no emission to atmosphere as well as environmental cleanliness and secondary utility of solid residues: slag (*vitrit*) and color metals. The process was exemplified by presentation of *SanArc* plant preparing a few implementations in Poland. Emission of three discussed groups of methods of destroying of solid wastes was compared documenting an evident advantage of proposed in this article which fulfils EU and US EPA standards with a great advantage. The these included in the title as well as in the beginning of this abstract was fully confirmed.

Keywords: garbage, utilization, emissionfree technologies, plasma, UE-Standar

DOI: 10.7862/rb.2013.49

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Danuta PROSZAK- MIĄSIK¹
Krzysztof NOWAK²
Sławomir RABCZAK³

WYKORZYSTANIE ENERGII SŁONECZNEJ, JAKO JEDNEGO Z CZYNNIKÓW POPRAWIAJĄCYCH JAKOŚĆ POWIETRZA

Zgodnie z dyrektywami unijnymi Polska zobowiązała się do wprowadzenia pakietu „3 x 20”, który mówi, że kraj członkowski powinien ograniczyć do 2020 roku redukcję emisji gazów cieplarnianych o 20%, zwiększając jednocześnie sprawność urządzeń energetycznych o 20% i wzrost udziału odnawialnych źródeł energii (OZE) o 20% w globalnym bilansie energetycznym danego kraju do 2030 roku[2]. Efekty poprawy jakości atmosfery będą wynikać z wykorzystania, między innymi, alternatywnych źródeł energii, które w konsekwencji spowodują zmniejszenie emisji szkodliwych substancji do atmosfery powstających w wyniku spalania tradycyjnych nośników energii. Realizacja wyżej wymienionych celów będzie przebiegać etapowo. Należy dokonać podziału poszczególnych rodzajów energii, przeanalizować technologie ich wytwarzania oraz znaleźć rozwiązania technologiczne, które umożliwią redukcję gazów cieplarnianych pyłów. W publikacji przedstawiono analizę wpływu wykorzystania energii słonecznej na zmniejszenie emisji substancji szkodliwych do atmosfery. Analiza przeprowadzona jest dla instalacji składającej się z tradycyjnego źródła energii i kolektorów słonecznych umiejscowionych na terenie Rzeszowa. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń pokazano, że przy zastosowaniu dwóch kolektorów słonecznych można zmniejszyć zużycie konwencjonalnego paliwa o około 20%. Zmniejszy się emisja dwutlenku węgla, ditlenkusiarki, tlenku węgla związków azotu jak i emisja pyłów, co ma wpływ bezpośrednio na stan środowiska. Dlatego ważne jest by rozpowszechnić tego typu instalacje, przez indywidualnych inwestorów. Obecnie w Polsce istnieją programy kredytowe, które umożliwiają zakup instalacji kolektorowych.

¹ Autor do korespondencji: Danuta Proszak-Miąsik, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 12, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 16 99, dproszak@prz.edu.pl

² Krzysztof Nowak, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 12, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 12 43, krzynow@prz.edu.pl

³ Sławomir Rabczak, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 12, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 12 43, rabczak@prz.edu.pl

Słowa kluczowe: kolektory słoneczne, emisja zanieczyszczeń, instalacje słoneczne, spalanie

1. Wprowadzenie

Dyrektywy Unijne (2005/32/WE, 2006/32/WE, 96/61/WE) zobowiązują kraje członkowskie do prowadzenia ekologicznej polityki energetycznej. Polska zobowiązała się do tworzenia wspólnotowej polityki energetycznej oraz wdrożenie jej głównych celów do 2030 roku. Głównymi celami polityki energetycznej są:

- poprawa efektywności energetycznej,
- wzrost bezpieczeństwa energetycznego,
- rozwój wykorzystania odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw,
- rozwój konkurencyjnych rynków paliw i energii,
- ograniczenie oddziaływania na środowisko.

Realizacja wyżej wymienionych celów będzie przebiegać etapowo. Należy dokonać podziału poszczególnych rodzajów energii, przeanalizować technologie ich wytwarzania oraz znaleźć rozwiązania technologiczne, które umożliwiają redukcje gazów cieplarnianych pyłów itp. [2]. W Polsce istotnym problemem jest emisja zanieczyszczeń powstających przy spalaniu różnego rodzaju paliw w kotłach budynków mieszkalnych. Polityka państwa winna doprowadzić w najbliższych latach do wprowadzenia w tych gospodarstwach nowoczesnych źródeł energii (kotły kondensacyjne, kolektory słoneczne, ogniwa fotowoltaiczne, pompy ciepła). W pracy przedstawiono wykorzystanie energii słonecznej do podgrzewania wody wykorzystując płaskie kolektory słoneczne. Wykonano symulacje pokazujące, iż zastosowanie kolektorów słonecznych wpływa na zmniejszenie emisji wybranych gazów oraz pyłów do atmosfery.

2. Instalacja c.w.u. współpracująca z kolektorami słonecznymi

Podstawą analizy układu podgrzewającego jest budynek jednorodzinny zamieszkały przez 4 osoby, usytuowany w Rzeszowie. Przyjęto zapotrzebowanie na ciepłą wodę dla 1 osoby w ilości 55 l/d. Założono, że średnia gęstość promieniowania słonecznego w Rzeszowie, w zależności od pogody i pory roku, zawiera się w przedziale 930-1250 kWh/m², zaś liczba godzin słonecznych jest rzędu 1500-1600 godzin rocznie. Czterooosobowa rodzina zużywa średnio 220 litrów dziennie o temperaturze 55°C. Przyjęto, że temperatura wody w sieci wodociągowej wynosi 10°C.

Zapotrzebowanie energetyczne do podgrzania wymienionej ilości wody określone jest wzorem [1]:

$$Q_{cwu} = c \cdot \rho \cdot V \cdot (t_{wc} - t_{wz}) / 10^6 \text{ [GJ]} \quad (1)$$

gdzie: Q_{cwu} – energia potrzebna do przygotowania c.w.u., [GJ]
 c – ciepło właściwe wody, [kJ/kg·K]
 ρ – gęstość wody, [kg/m³]
 V – ilość wody do podgrzania, [m³]
 t_{wc} – temperatura wody ciepłej, [°C]
 t_{wz} – temperatura wody zimnej, [°C]

$$Q_{cwu} = 4,19 \cdot 1000 \cdot 0,22 \cdot \frac{(55 - 10)}{10^6} = 0,042 \left[\frac{GJ}{d} \right] = 11,67 \left[\frac{kWh}{d} \right]$$

Roczne zapotrzebowanie energii na przygotowanie ciepłej wody użytkowej wynosi wobec tego 4258,33 kWh/rok.

W analizie instalacji kolektorowej przyjęto założenie, że przy maksymalnym nasłonecznieniu kolektory pokryją całodobowe zapotrzebowanie na ciepłą wodę. Założono, że kolektory zostaną umieszczone na połaci dachowej o kącie pochylenia 40°. Przyjęto, że sprawność kolektorów wynosi 60%. Szacunkowa powierzchnia kolektorów wynika z empirycznego wzoru, który uwzględnia zależności między powierzchnią kolektora a liczbą osób mających korzystać z ciepłej wody ogrzewanej przez nie [3]:

$$F = n \cdot F_{obl} = 4 \cdot 1,2 = 4,8 \text{ [m}^2\text{]} \quad (2)$$

gdzie: F – orientacyjna powierzchnia kolektora,
 n – liczba mieszkańców,
 F_{obl} – wymagana powierzchnia kolektora, m²/osobę.

Dla czterech osób przyjęto 2 kolektory.

Dobrano 2 kolektory słoneczne płaskie typu Vitosol, o powierzchni absorbera 2,5 m². Dobrano również zasobnik o pojemności 300 l, grupę solarną Tacosol, sterownik DeltaSol oraz pozostałe elementy instalacji (rys. 1).

Energia wytworzona przez kolektory słoneczne w ciągu roku określona jest wzorem:

$$Q_k = I_a \cdot F_{krz} \cdot \eta \text{ [kWh/rok]} \quad (3)$$

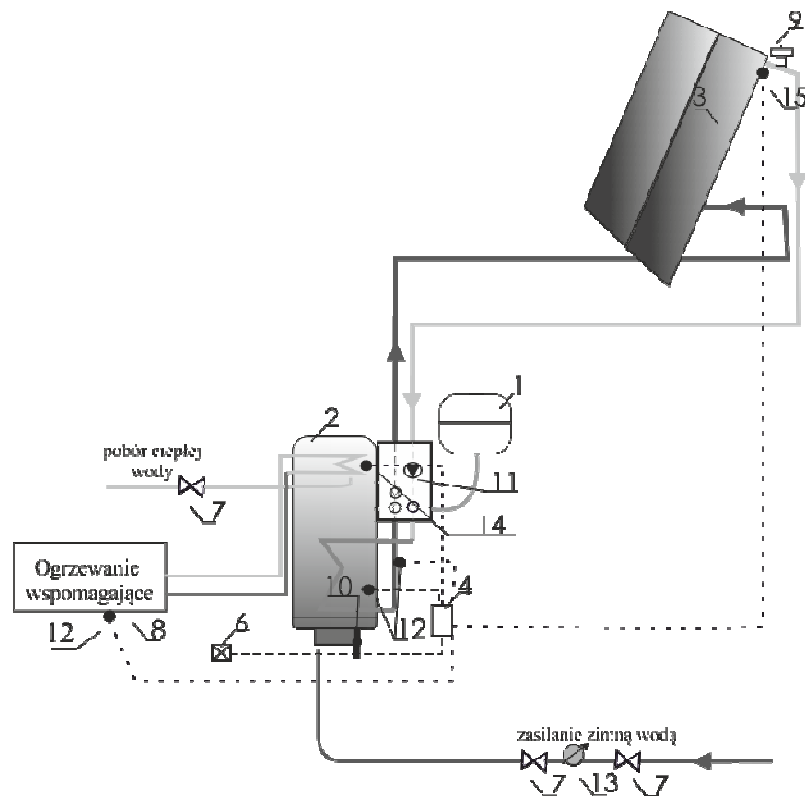
gdzie: I_a – średnia roczna suma nasłonecznienia dla Rzeszowa, [kWh/(m²·rok)]
 F_{krz} – rzeczywista powierzchnia kolektorów, [m²]
 η – sprawność kolektora,

$$Q_k = 1131 \cdot 5 \cdot 0,60 = 3393 \text{ [kWh/rok]}$$

Energia wytwarzana przez inne źródło w kotle, po zainstalowaniu kolektorów słonecznych określona jest wzorem:

(4)

gdzie: $Q_{\text{c.w.u.}}$ – roczne zapotrzebowanie energii na przygotowanie ciepłej wody użytkowej, [kWh/rok]
 Q_k – energia wytworzona przez kolektory słoneczne w ciągu roku, [kWh/rok]



Rys. 1. Schemat instalacji c.w.u. wspomaganej kolektorami: 1. Naczynie wzbiornicze, 2. Zastosnik 300l, 3. Kolektory płaskie, 4. Sterownik typu DeltaSol, 5. Ciepłomierz, 6. Gniazdo zasilające 230V/50Hz, 7. Zawór odcinający, 8. Ogrzewanie wspomagające, 9. Zawór odpowietrzający DN 15, 10. Zawór bezpieczeństwa DN 15, 11. Grupa solarna typu FV 70 TACOSOL ZR, 12. Czujnik temperatury, 13. Wodomierz, 14. Czujnik temp. Wody pobieranej przez użytkownika, 15. Czujnik temp. Absorbera [4]

Fig. 1. Schema of hot water installation with solar collectors: 1. Vessel, 2. Storage container of 300 l, 3. Flat solar panels, 4. Driver of the type DeltaSol, 5. Heat meter, 6. Powering nest 230 V/ of 50 Hz, 7. Stopcock, 8. Supporting heating, 9. Bleed valve, 10. Safety valve, 11. Solar group of the type FV 70 TACOSOL ZR, 12. Temperature sensor, 13. Water meter, 14. Temperature sensor of water taken by the user, 15. Temperature sensor of absorber

Energia wytworzona przez kolektory słoneczne w ciągu roku wynosi około 3400 [kWh/rok], należy jednak pamiętać że jest to wartość zależna od warunków pogodowych.

3. Efekty ekologiczne

Przeprowadzone obliczenia mają na celu wykazanie wpływu zainstalowania i używania instalacji solarnych na wskaźnik emisyjności 243i tlenku węgla, 243i tlenku siarki, tlenku węgla i pyłu. Symulację przeprowadzono dla kotłów wykorzystujących paliwo stałe (węgiel), ciekłe (olej opałowy) i gazowe (gaz ziemny). Moc kolektorów słonecznych zależna jest od warunków pogodowych, pory roku, kąta nachylenia kolektora w stosunku do promieni słonecznych, dlatego przyjęto w obliczeniach ich sprawność 60%. W obliczeniach wykorzystano materiały wydane przez Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa na temat – *Wskaźników emisji substancji zanieczyszczających wprowadzanych do powietrza z procesów energetycznego spalania paliw* [3].

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej:

$$B = \frac{Q_{cwu}}{H} \quad (5)$$

gdzie: B – roczne zużycie paliwa do przygotowania c.w.u., [kg/rok]

Q_{cwu} – energia potrzebna do przygotowania c.w.u., [kWh/rok]

H – wartość opałowa paliwa, [kWh/kg]

Wielkość rocznej emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania paliw:

$$E = B \cdot w \text{ [kg/rok]} \quad (6)$$

gdzie: B – ilość spalonego paliwa, [jo/rok]

w – wskaźnik unosu zanieczyszczeń, [kg/jo]

Roczna emisja pyłu powstająca podczas spalania węgla kamiennego:

$$E_{pył} = B \cdot w \cdot (100 - \eta) / (100 - K) \text{ [kg/rok]} \quad (7)$$

gdzie: B – ilość spalonego paliwa, [Mg/a]

w – wskaźnik unosu pyłu, [kg/Mg paliwa]

η – sprawność urządzenia odpylającego, [%]

K – zawartość części palnych w pyle, [%]

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego węglem kamiennym

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej (wzór 5):

$$B = \frac{Q_{cwu}}{H} = \frac{4258,33}{6,67} = 638,43[\text{kg/rok}] = 0,64 [\text{Mg/rok}]$$

Obliczenie wielkości emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania węgla kamiennego

Roczną emisję dwutlenku węgla, dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i tlenku węgla powstających podczas spalania węgla kamiennego obliczono z wzoru (6), a emisję pyłu z wzoru (7). Obliczenia przeprowadzono w oparciu o wskaźniki unosu. Unos w odniesieniu do spalania paliw jest masą zanieczyszczeń, które są unoszone z nad paleniska poza kocioł [3].

Roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,64 \cdot 2100 = 1344 [\text{kg/rok}]$$

Roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,64 \cdot 16 \cdot 0,012 = 0,123[\text{kg/rok}]$$

Roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,64 \cdot 4 = 2,56[\text{kg/rok}]$$

Roczna emisja tlenku węgla:

$$E_{CO} = 0,64 \cdot 20 = 12,8[\text{kg/rok}]$$

Roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,64 \cdot 2 \cdot (100 - 0)/(100 - 25) = 1,71 [\text{kg/rok}]$$

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego węglem kamiennym współpracującego z instalacją kolektorów słonecznych

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej po zainstalowaniu kolektorów słonecznych:

$$B = \frac{Q}{H} = \frac{865,33}{6,67} = 129,73[\text{kg/a}] = 0,13[\text{Mg/rok}]$$

Obliczenie wielkości emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania węgla kamiennego:

- roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,13 \cdot 2100 = 273 \text{ [kg/rok]}$$

- roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,13 \cdot 16 \cdot 0,012 = 0,024 \text{ [kg/rok]}$$

- roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,13 \cdot 4 = 1,2 \text{ [kg/rok]}$$

- roczna emisja tlenku węgla:

$$E_{CO} = 0,13 \cdot 20 = 2,6 \text{ [kg/rok]}$$

- roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,13 \cdot 2 \cdot (100 - 0)/(100 - 25) = 0,35 \text{ [kg/rok]}$$

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego olejem opałowym

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej (wzór 5):

$$B = \frac{Q_{cwu}}{H} = \frac{4258,33}{11,67} = 364,89 \text{ [kg/rok]} = 0,44 \text{ [m}^3\text{/rok]}$$

Obliczenie wielkości emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania oleju opałowego. Roczna emisję podczas spalania oleju opałowego obliczono z wzoru (6). Obliczenia przeprowadzono w oparciu o wskaźniki unosu [3].

Roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,44 \cdot 1650 = 726 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,44 \cdot 19 \cdot 0,002 = 0,017 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,44 \cdot 5 = 2,2 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja tlenku węgla:

$$E_{CO} = 0,44 \cdot 0,6 = 0,264 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,44 \cdot 1,8 = 0,79 \text{ [kg/rok]}$$

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego olejem opałowym współpracującego z instalacją kolektorów słonecznych

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej po zainstalowaniu kolektorów słonecznych (wzór 5):

$$B = \frac{Q}{H} = \frac{865,33}{11,67} = 74,14 \text{ [kg/rok]} = 0,09 \text{ [m}^3\text{/rok]}$$

Obliczenie wielkości emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania oleju opałowego.

Roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,09 \cdot 1650 = 148,5 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,09 \cdot 19 \cdot 0,002 = 0,003 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,09 \cdot 5 = 0,45 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja tlenku węgla:

$$E_{CO} = 0,09 \cdot 0,6 = 0,054 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,09 \cdot 1,8 = 0,16 \text{ [kg/rok]}$$

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego gazem ziemnym

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej (wzór 5):

$$B = \frac{Q_{cwu}}{H} = \frac{4258,33}{8,61} = 495 \text{ [m}^3\text{/rok]}$$

Emisję dwutlenku węgla, dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenku węgla i pyłu powstających podczas spalania gazu ziemnego obliczono z wzoru (6). Obliczenia przeprowadzono w oparciu o wskaźniki unosu [3], przyjęto zawartość siarki w gazie 40 mg/m³.

Roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,000494 \cdot 1964000 = 970,22 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,000494 \cdot 2 \cdot 0,00004 = 0,00 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,000494 \cdot 1280 = 0,633 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja tlenku węgla:

$$E_{CO} = 0,000494 \cdot 360 = 0,18 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,000494 \cdot 15 = 0,0074 \text{ [kg/rok]}$$

Przygotowanie ciepłej wody za pomocą kotła opalanego gazem ziemnym współpracującego z instalacją kolektorów słonecznych

Roczne zużycie paliwa na przygotowanie ciepłej wody użytkowej po zainstalowaniu kolektorów słonecznych (wzór 5):

$$B = \frac{Q}{H} = \frac{865,33}{8,61} = 100 \text{ [m}^3\text{/rok]}$$

Obliczenie wielkości emisji substancji zanieczyszczających wprowadzonych do powietrza podczas spalania gazu ziemnego.

Roczna emisja dwutlenku węgla:

$$E_{CO_2} = 0,0001 \cdot 1964000 = 196,4 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku siarki:

$$E_{SO_2} = 0,0001 \cdot 2 \cdot 0,00004 = 0,00 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja dwutlenku azotu:

$$E_{NO_2} = 0,0001 \cdot 1280 = 0,128 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja tlenu węgla:

$$E_{CO} = 0,0001 \cdot 360 = 0,036 \text{ [kg/rok]}$$

Roczna emisja pyłu:

$$E_{pył} = 0,0001 \cdot 15 = 0,0015 \text{ [kg/rok]}$$

Montaż kolektorów słonecznych powoduje mniejsze zużycie paliw. W tabeli 1 zestawiono zużycie paliwa dla poszczególnych kotłów przy założonym zapotrzebowaniu na ciepłą wodę.

Tabela 1. Zmniejszenie ilości spalanego paliwa do przygotowania ciepłej wody po zainstalowaniu kolektorów słonecznych

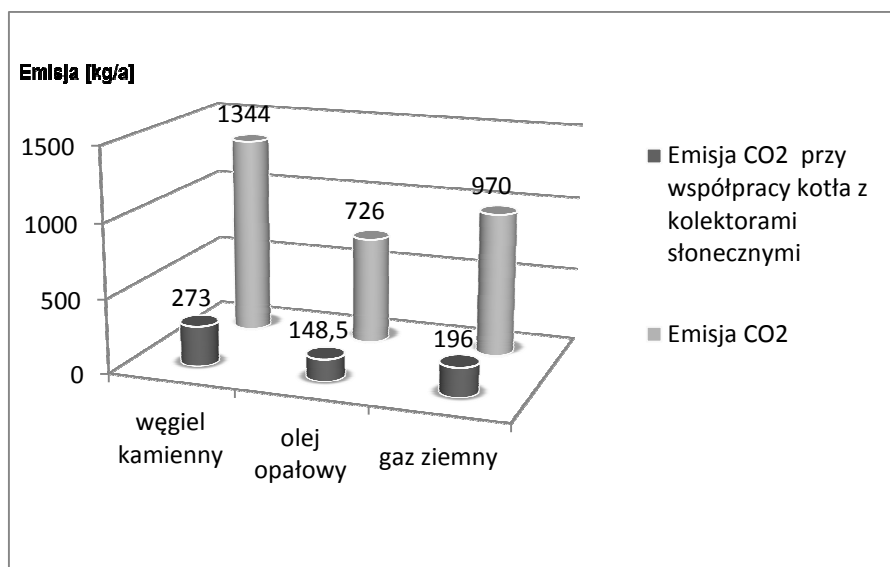
Table 1. Decreasing of volume of combustion fuel for hot water production after solar collector installation

Rodzaj paliwa	Jednostka	Zużycie paliwa	Zużycie paliwa *
węgiel kamienny	kg/rok	638	130
olej opałowy	kg/rok	365	76
gaz ziemny	m ³ /rok	495	100

*zużycie paliwa przy współpracy kotła z instalacją solarną

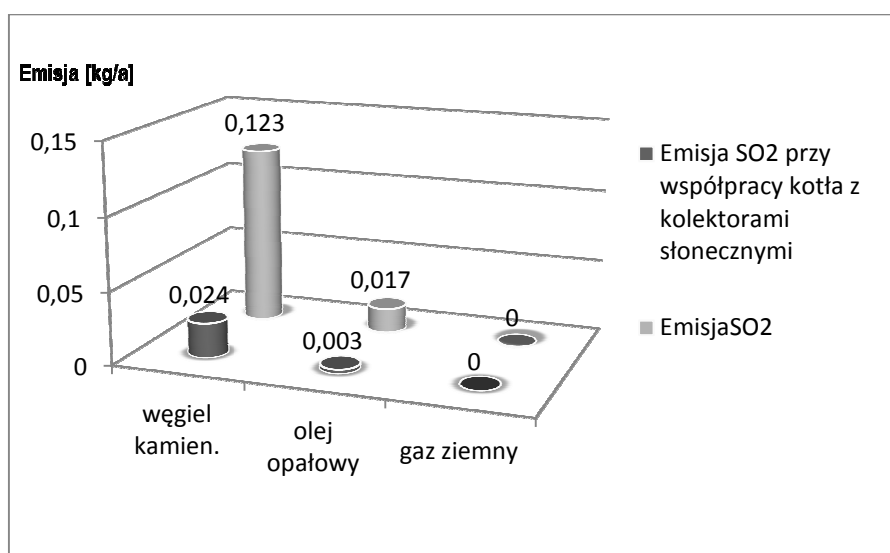
Mniejsze zużycie paliwa powoduje zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Na poniższych wykresach pokazano jak zmniejszy się emisyjność szkodliwych substancji przy zastosowaniu odnawialnej energii. Na rysunku 2÷6 przedstawiono graficznie wyniki emisji różnych zanieczyszczeń.

Z wykresów można zauważyć, iż zastosowanie kolektorów słonecznych zmniejszy unos zanieczyszczeń średnio o 20%. Należy jednak pamiętać, że wartości te będą zależne od warunków pogodowych i mogą się zwiększyć.



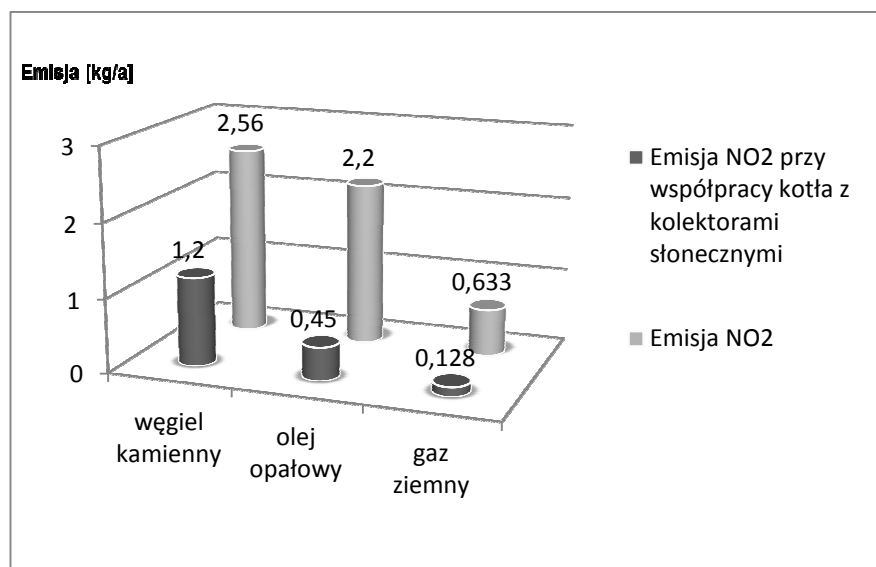
Rys. 2. Porównanie emisji ditlenku węgla przy spalaniu różnych paliw

Fig. 2. Comparison of emission of carbon dioxide for selected fuel



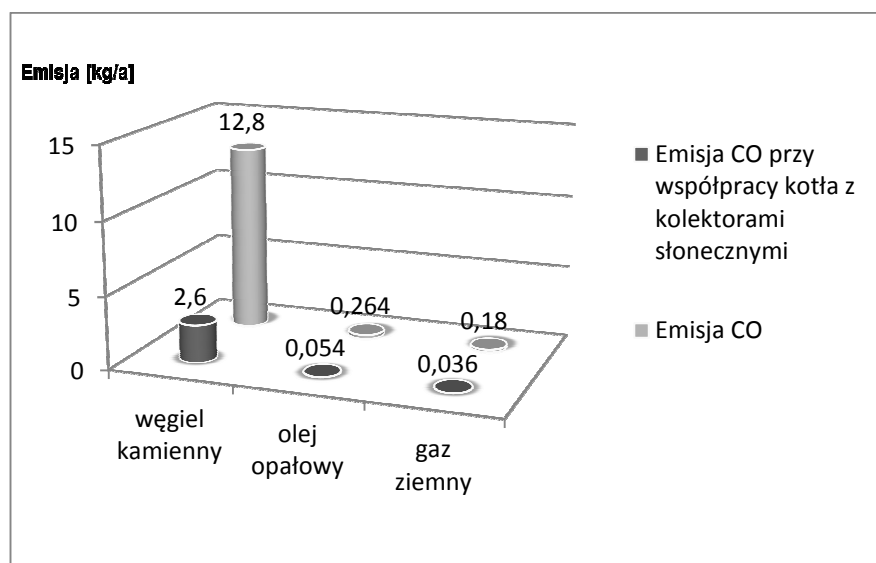
Rys. 3. Porównanie emisji ditlenku siarki przy spalaniu różnych paliw

Fig. 3. Comparison of emission of sulfur dioxide for selected fuel



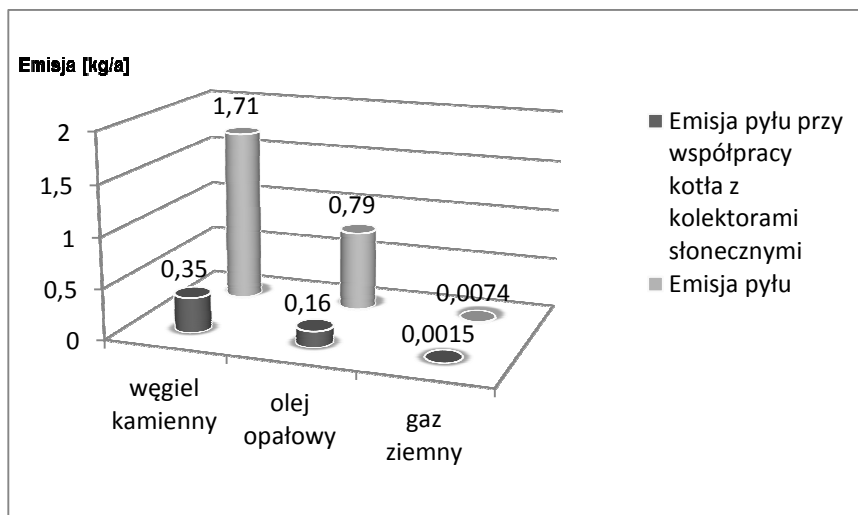
Rys. 4. Porównanie emisji ditlenku azotu przy spalaniu różnych paliw

Fig. 4. Comparison of emission of azote dioxide for selected fuel



Rys. 5. Porównanie emisji tlenku węgla przy spalaniu różnych paliw

Fig. 5. Comparison of emission of carbon monoxide for selected fuel



Rys. 6. Porównanie emisji pyłu przy spalaniu różnych paliw

Fig. 6. Comparison of emission of dust for selected fuel

4. Podsumowanie

Analizując otrzymane wyniki oszacowano 20% stopień redukcji emisji szkodliwych gazów i pyłów w ciągu roku, po zainstalowaniu kolektorów słonecznych w typowym gospodarstwie domowym. Wartość ta może ulec zmianie gdyż jest uzależniona od nasłonecznienia obiektu.

Z symulacji ilości zanieczyszczeń dla instalacji współpracującej z kolektorem słonecznym jednoznacznie dowodzą, że polityka państwa winna wspierać prywatnych inwestorów w sposób zachęcający do wykonywania instalacji hybrydowych składających się z systemów kolektorów słonecznych, które wspomagają pracę kotłów podgrzewających wodę do celów gospodarczych. Obecnie w Polsce istnieją programy kredytowe, które umożliwiają zakup instalacji kolektorowych.

Literatura

- [1] Klugmann-Radziemska E. Klugmann E.: Systemy słonecznego ogrzewania i zasilania elektrycznego budynków, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2002.
- [2] <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps/radmonth.php?lang=en&map=europe> (dane z dnia 15.12.2012 r.).
- [3] Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa: Materiały informacyjno – instruktażowe. Wskaźniki emisji substancji zanieczyszczających

wprowadzanych do powietrza z procesów energetycznego spalania paliw, Warszawa, 1996.

- [4] Proszak D., Rabczak S.: Ekonomiczne aspekty systemów wytwarzania ciepłej wody wspomagane energią słoneczną dla budynków jednorodzinnych, Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Z59, 2012.

THE SOLAR ENERGY UTILIZATION AS ONE OF THE ASPECTS IMPROVING AIR QUALITY

Summary

According to the signed EU directive European Parliament and of the Council 2008/50/EC of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaness air for Europe, Poland committed itself to reduce harmful emissions, dust and contaminations into the atmosphere due to the limits written in the law. In the publication the possibility of replacing the thermal energy required to produce domestic hot water by solar renewable energy for heating medium in the solar collectors, which in turns reheat water through heat exchanger was demonstrated. This paper presents the main simulation of the hot water heat source system behaviour and furnace operation with a capacity of approximately 10 kW in three fuel variants: gas, coal and oil. Simulation refers to products appears during combustion process as: carbon dioxide, sulfur dioxide, nitrogen dioxide, carbon monoxide and others contamination particulates. These calculations are supported by experimental studies. The paper presents the principles of design process for a solar system with the same power as used in common known applications. Solar installation is expected to cover part of the energy demand in the household to produce hot water. That assumption was the base to compare products emission from combustion process before and after system operation.

Keywords: solar panels, emissions, solar plants, incineration

DOI: 10.7862/rb.2013.50

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Małgorzata MIĄSIK¹
Joanna CZARNOTA²
Janusz A. TOMASZEK³

EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH Z OBIEKTÓW OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Gazy cieplarniane, głównie metan (CH_4), dwutlenek węgla (CO_2) i podtlenek azotu (N_2O) występują w atmosferze, w warunkach naturalnych, w stężeniach od ppb do ppm. Zwiększenie emisji tych gazów ze źródeł antropogenicznych powoduje wzrost ich stężenia, narastający w czasie i wpływający na zmianę klimatu. Gazy te mogą być produkowane w procesach oczyszczania ścieków. Ich efekt cieplarniany jest wyrażany wartością wskaźnika globalnego potencjału cieplarnianego. W oparciu o przegląd literatury, scharakteryzowano główne gazy cieplarniane powstające w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków, jak również dokonano rozpoznania czynników, które wpływają na ich emisję. Określono udział różnych sektorów (np. rolnictwa, przemysłu zaopatrzenia w energię itp.) w całkowitej antropogenicznej emisji GHG. Omówiono główne źródła emisji GHG z obiektów oczyszczalni ścieków i procesy, w których są wytwarzane. Szczególną uwagę zwrócono na procesy generujące CO_2 i CH_4 w aerobowych i anaerobowych warunkach. Dokonano analizy biochemicznych przemian związków azotu w tym nityfikacji i denityfikacji w aspekcie wytwarzania podtlenku azotu. Zwrócono uwagę na typowo szacunkowe bilansowanie źródeł emisji GHG w oparciu o przyjęte kryteria czy współczynniki standardów oraz wskazano na dotkliwy brak badań, a w szczególności pomiarów *in situ*.

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, globalny potencjał cieplarniany (GWP), oczyszczanie ścieków, procesy tlenowe i beztlenowe

1. Wstęp

Ochrona środowiska naturalnego jest od wielu lat jednym z najważniejszych obszarów współpracy państw członkowskich Unii Europejskiej. Wstą-

¹ Autor do korespondencji: Małgorzata Miąsik, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 19 64, msutyla@prz.edu.pl

² Joanna Czarnota, Politechnika Rzeszowska, tel.: 17 865 19 64, askalucz@prz.edu.pl

³ Janusz A. Tomaszek, Politechnika Rzeszowska, tel.: 17 865 13 61, tomaszek@prz.edu.pl

pienie Polski do UE narzuciło liczne zobowiązania dotyczące standardów w ochronie środowiska, a problematyką tą objęto następujące elementy środowiska: stan czystości i ochronę wód, ochronę powietrza atmosferycznego i klimatu, ochronę przyrody i bioróżnorodności, gospodarkę odpadami, zanieczyszczenie substancjami promieniotwórczymi i hałasem, ocenę stanu degradacji środowiska oraz ekonomiczne aspekty ochrony środowiska [24].

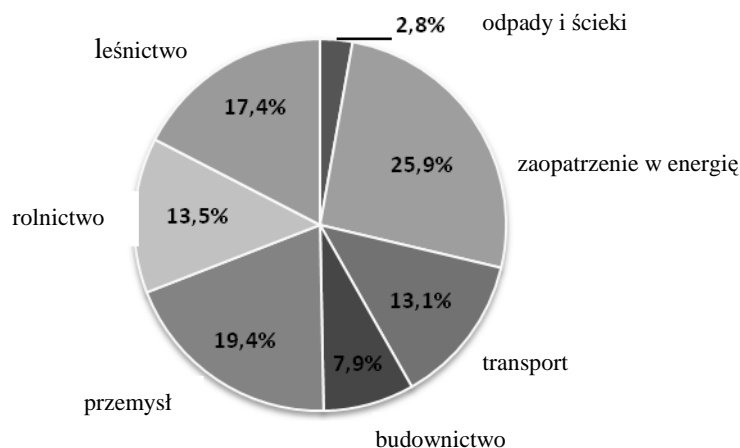
Rozwój wysokosprawnych technologii oczyszczania ścieków oraz realizacja założeń Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych [23] pozwalają na zmniejszenie wpływu ścieków na środowisko wodne. Jednak technologie oczyszczania ścieków, które zapewniają usuwanie związków organicznych oraz substancji biogenych, przyczyniają się do emisji gazów cieplarnianych (GHG), głównie: dwutlenku węgla (CO_2), metanu (CH_4) i podtlenku azotu (N_2O) [8, 24]. Globalna koncentracja atmosferyczna tych gazów znacząco wzrosła od 1750 roku w efekcie działalności ludzkiej i obecnie znacznie przewyższa wartości przed epoką przemysłową [11]. Ograniczenie emisji GHG z procesów oczyszczania ścieków oraz określenie jej „udziału” w globalnym ociepleniu jest poważnym problemem [8]. Tak więc istotnym staje się szczegółowe rozpoznanie wszystkich źródeł emisji GHG.

W pracy, w oparciu o przegląd literatury, scharakteryzowano główne gazy cieplarniane powstające w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków oraz dokonano również rozpoznania czynników, które wpływają na ich emisję.

2. Gazy cieplarniane – emisja z oczyszczalni ścieków

2.1. Globalny potencjał cieplarniany

Gazy cieplarniane, głównie metan, dwutlenek węgla i podtlenek azotu występują w atmosferze, w warunkach naturalnych, w stężeniach od ppb do ppm. Zwiększenie emisji tych gazów ze źródeł antropogenicznych powoduje wzrost ich stężenia, narastający w czasie i wpływający na zmianę klimatu [21]. Według danych Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*) trwająca emisja GHG na dotychczasowym lub wyższym poziomie będzie powodowała dalsze ocieplenie i będzie generowała wiele zmian w globalnym systemie klimatycznym w XXI wieku. Do źródeł emisji powodowanych działalnością człowieka zalicza się m.in.: spalanie paliw kopalnych, produkcję cementu i innych substancji z węglanów, użytkowanie łądu (szczególnie wylesianie), rolnictwo oraz sektor związany z gospodarką odpadami i ściekami (rys. 1) [14]. Biodegradacja materii organicznej zawartej w ściekach jest uważana za jedno z antropogenicznych źródeł emisji gazów cieplarnianych [31].



Rys. 1. Udział różnych sektorów w całkowitej antropogenicznej emisji GHG w roku 2004 wyrażony w ekwiwalencie CO₂ (w leśnictwie ujęto wylesianie), na podstawie [14]

Fig. 1. Contribution of subsequent sectors in the total anthropogenic GHG emissions in 2004, expressed in CO₂ equivalent (forestry included deforestation)

Podczas eksploatacji oczyszczalni ścieków powstają m.in. dwutlenek węgla (CO₂), metan (CH₄) oraz podtlenek azotu (N₂O). W celu ilościowej oceny wpływu poszczególnych gazów na efekt cieplarniany, odniesiony do dwutlenku węgla, w przyjętym horyzoncie czasowym (zazwyczaj 100 lat) wprowadzono wskaźnik globalnego potencjału cieplarnianego (GWP – *ang. Global Warming Potential*). Określa on zdolność danego gazu cieplarnianego do zatrzymywania ciepła w atmosferze w odniesieniu do dwutlenku węgla (Tabela 1) [8, 12].

Tabela 1. Wartości wskaźnika GWP dla GHG powstających w oczyszczalni ścieków [13]

Table 1. The GWP of GHGs produced in Wastewater Treatment Plants

Gaz cieplarniany	Wzór chemiczny	GWP
Dwutlenek węgla	CO ₂	1
Metan	CH ₄	25
Podtlenek azotu	N ₂ O	298

Jak pokazano w tabeli 1 GWP znacznie się różni, w zależności od rodzaju gazu. Ta sama masa CH₄ powoduje 25-krotnie większy efekt cieplarniany niż CO₂ (1 kg wyemitowanego CH₄ ma taki sam potencjał jak 25 kg wyemitowanego CO₂), natomiast taka sama masa N₂O powoduje aż 298-krotnie większy efekt cieplarniany niż CO₂ [2, 21, 27].

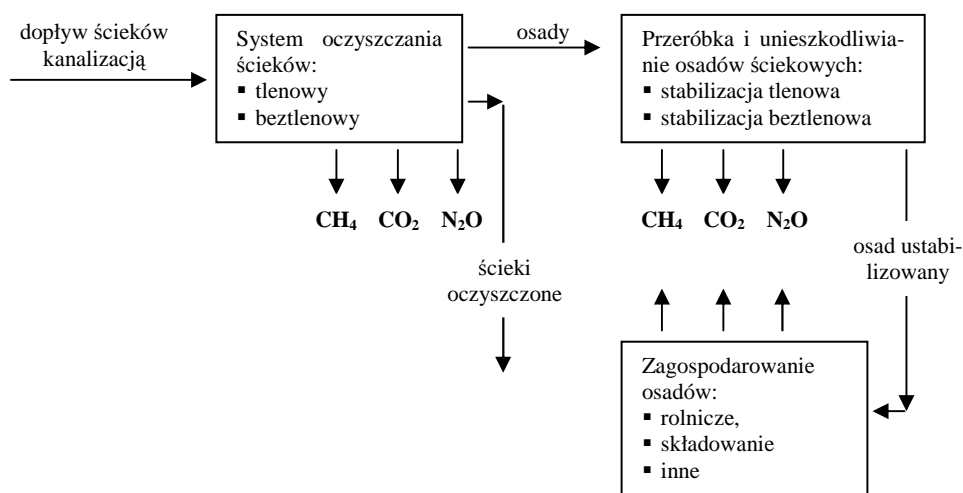
Polityka Klimatyczna Polski z 2003 r., w której określono strategię redukcji emisji gazów cieplarnianych w Polsce do 2020 r., jako główny cel dla polityki związanej z gospodarką ściekami zakłada ograniczenie emisji GHG w oczyszczalniach ścieków poprzez:

- instalacje technologii ujęć biogazu i jego utylizacji,
- wdrażanie biologicznych procesów oczyszczania w oparciu o najlepsze dostępne technologie,
- obniżenie energochłonności procesu oczyszczania,
- doprowadzenie do samowystarczalności energetycznej oczyszczalni przez wykorzystanie biogazu do produkcji energii elektrycznej i ciepła w skojarzeniu [23].

2.2. Główne źródła emisji GHG z obiektów oczyszczalni i procesy ich powstawania

Ścieki dopływające do oczyszczalni ścieków siecią kanalizacyjną, jak również dowożone taborem asenizacyjnym są poddawane procesom oczyszczania, które obejmują obróbkę mechaniczną oraz procesy biologicznego oczyszczania. Dodatkowo oczyszczalnie muszą być przystosowane do odpowiedniej obróbki odpadów powstających w ciągu technologicznym oczyszczania ścieków [28]. Procesy te, prowadzone zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych, przyczyniają się do emisji GHG. Emisje te pochodzą m.in. z trzech różnych źródeł – zużycia energii na różnych etapach oczyszczania, deponowania osadu na placach oraz uwalniania biogazu do atmosfery w wyniku fermentacji beztlenowej osadu [21]. Schemat emisji gazów cieplarnianych z procesów oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych przedstawiono na rys. 2.

Emisja CO₂ z oczyszczalni ścieków może być oszacowana na podstawie zapotrzebowania obiektu w energię. Metan jest przeważnie emitowany z sieci kanalizacyjnej oraz w wyniku procesów, których celem jest obróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych [16]. Wielkość emisji CH₄ z oczyszczalni ścieków szacowana jest na około 5% w stosunku do globalnej emisji tego gazu ze wszystkich źródeł (antropogenicznych i naturalnych) [6]. Przypuszcza się, że globalna emisja metanu ze ścieków może wzrosnąć o około 20% między rokiem 2005, a 2020 [8]. Emisja N₂O ze ścieków wynika z działalności mikroorganizmów w procesach nityfikacji i denityfikacji [21]. Na podstawie dostępnych raportów oraz dotychczasowych badań, emisja podtlenku azotu ze ścieków oszacowana została na ok. 3% w stosunku do globalnej wielkości emisji tego gazu ze wszystkich źródeł. Według prognoz globalna emisja N₂O z obiektów oczyszczalni może wzrosnąć o około 13% między rokiem 2005, a 2020 [8]. Według Predez i wsp. [21] emisje z biodegradacji substancji organicznych obecnych w ściekach stanowią ok. 0,18% całkowitej emisji ze źródeł antropogenicznych w każdym kraju.



Rys. 2. Schemat emisji GHG dla ścieków bytowo-gospodarczych, na podstawie [21]

Fig. 2. Scheme greenhouse gases emissions from domestic wastewater

W krajach rozwiniętych emisje GHG z obiektów oczyszczalni ścieków są zazwyczaj niższe, a wpływa na to odpowiednia infrastruktura oczyszczania ścieków. W krajach rozwijających się (wzrost liczby ludności, rozwój gospodarczy, wzrost urbanizacji), ale bez jednoczesnego rozwoju odpowiedniej infrastruktury ściekowej, emisje CH_4 i N_2O ze ścieków są na ogół wyższe niż w krajach rozwiniętych. Większość krajów nie prowadzi całkowitych rocznych statystyk powstających ścieków komunalnych oraz ścieków oczyszczanych. Szacuje się, że 60% światowej populacji ma dostęp do kanalizacji, z której ścieki odprowadzane są do obiektów oczyszczalni [13].

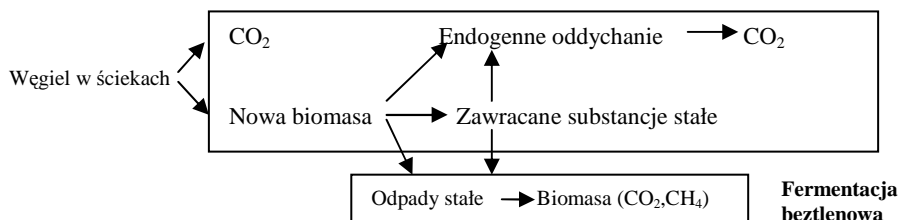
2.2.1. Związki węgla (CO_2 i CH_4)

Ditlenek węgla i metan w oczyszczalni ścieków wytwarzane są podczas procesów oczyszczania, w wyniku zużycia energii elektrycznej na różnych etapach oczyszczania oraz poprzez uwalnianie biogazu do atmosfery [8, 32]. Wpływ na wielkość emisji tych gazów ma zastosowana metoda oczyszczania ścieków (rys. 3) [18].

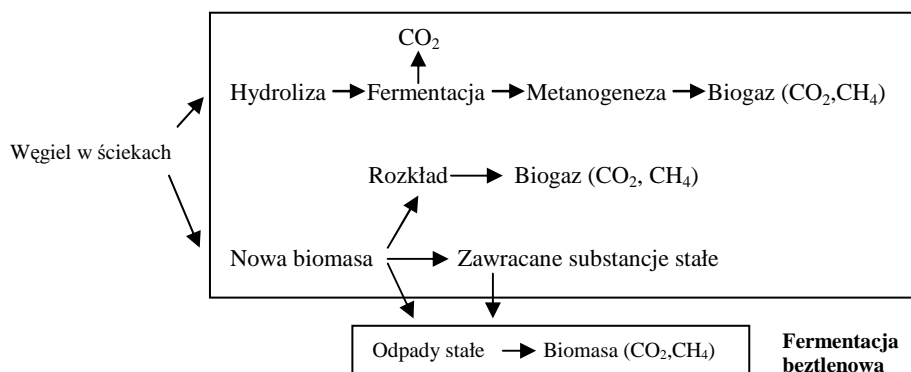
Podczas tlenowego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego, CO_2 jest produkowany w następstwie rozkładu materii organicznej [8] oraz w wyniku wytwarzania energii elektrycznej [32]. Tlenowe procesy oczyszczania wytwarzają ponad dwa razy większą ilość CO_2 aniżeli procesy beztlenowe [18]. Aerobowe systemy oczyszczania ścieków są energochłonne, a największe nakłady energii ponosi się na napowietrzanie osadu czynnego. Napowietrzanie ścieków stanowi od 45 do 75% wydatków na energię elektryczną w oczyszczal-

ni ścieków [5]. Ilość CO_2 wytworzonego w wyniku produkcji energii elektrycznej znacznie przewyższa ilość CO_2 powstałą w podczas samego procesu oczyszczania [18]. Do oszacowania emisji CO_2 związanych ze spalaniem biogazu zaproponowano współczynnik $0,104 \text{ kg CH}_4/\text{kg ChZT}$ usunięte w warunkach beztlenowych [25].

Tlenowy system oczyszczania ścieków:



Beztlenowy system oczyszczania ścieków:



Rys. 3 Procesy generujące CO_2 i CH_4 w tlenowych i beztlenowych systemach oczyszczania ścieków, na podstawie [31]

Fig. 3. CO_2 i CH_4 generating processes in aerobic and anaerobic biological treatment systems

Metan jest produkowany podczas beztlenowych procesów oczyszczania ścieków [8] oraz w komorach fermentacyjnych, w których osady ściekowe ulegają fermentacji beztlenowej [32], a wielkość jego emisji uzależniona jest przede wszystkim od zawartości w ściekach biodegradowalnej materii organicznej, temperatury i rodzaju zastosowanego systemu oczyszczania ścieków [8]. Fermentacja beztlenowa jest złożonym procesem polegającym na biochemicznym rozkładzie wielkocząsteczkowych związków organicznych zawartych w osadach ściekowych. Proces ten zachodzi w warunkach beztlenowych przy udziale różnych grup bakterii. Produktem końcowym procesu fermentacji bez-

tenowej jest osad o zmniejszonej zawartości związków organicznych oraz biogaz [22]. Biogaz składa się zazwyczaj w 60% z CH_4 i 40% z CO_2 . Gaz ten może być wykorzystywany do produkcji energii elektrycznej i ciepłej, dzięki czemu nie następuje uwalnianie gazów cieplarnianych do atmosfery [32]. Szacunkowa emisja CH_4 z oczyszczalni ścieków i przeróbki osadów w 2000 r. wynosiła ok. $30 \cdot 10^3 \text{ MgCH}_4/\text{rok}$, podczas gdy w roku 2003 ok. $8 \cdot 10^3 \text{ Mg CH}_4/\text{rok}$. Do tendencji spadkowej przyczynił się wzrost liczby oczyszczalni ścieków wyposażonych w zamknięte komory fermentacyjne (z ok. 46% do ok. 54%) oraz wzrost stopnia wykorzystania biogazu (z ok. 80% do ok. 98%) [33].

Energia ciepła jest niezbędna do utrzymania odpowiedniej temperatury w komorach fermentacyjnych, oraz w okresie zimowym do ogrzewania budynków technologicznych i socjalnych oczyszczalni ścieków [7, 30]. Energia elektryczna jest wymagana do pracy takich urządzeń jak np. sprężarki napędzane silnikami elektrycznymi, pompy zawracające i transportujące osad nadmierny oraz inne silniki napędzające urządzenia mechaniczne. Część tych potrzeb energetycznych może być zaspokojona przez zastosowanie systemu kogeneracji, który wykorzystuje biogaz do produkcji energii. Na oczyszczalni ścieków w Rzeszowie wykorzystanie biogazu w kogeneracyjnym systemie produkcji ciepła i energii elektrycznej zaspokoiło w 100% potrzeby cieplne oczyszczalni, a udział energii elektrycznej w stosunku do zakupionej wzrósł do 49% [30]. Natomiast system kogeneracji na oczyszczalni Portinho da Costa (Portugalia) obniżył zużycie gazu ziemnego i energii elektrycznej o 67%, co odpowiada zmniejszeniu emisji CO_2 o 39% [32].

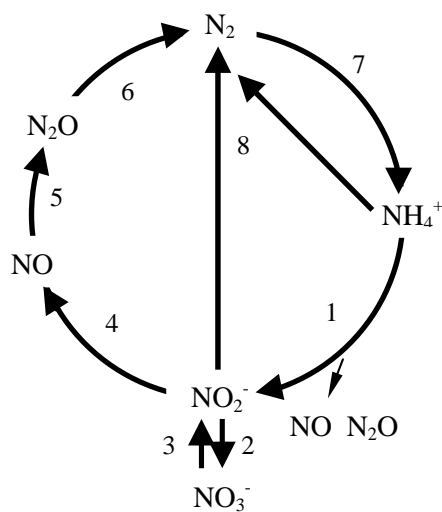
2.2.2. Podtlenek azotu

Podtlenek azotu (N_2O), który może być emitowany w trakcie oczyszczania ścieków jest gazem o silnym potencjale cieplarnianym. Głównym źródłem emisji N_2O z obiektów oczyszczalni ścieków są procesy związane z biologicznym usuwaniem azotu: nitryfikacja i denitryfikacja (rys. 4) [10].

Nitryfikacja jest procesem utleniania amoniaku (NH_4^+) do azotanów (NO_3^-) przez azotyny (NO_2^-), który przebiega dwuetapowo [10]. W pierwszym etapie następuje utlenianie NH_4^+ do NO_2^- przez bakterie utleniające amoniak (AOB - *Ammonia Oxidizing Bacteria* lub nitrozobakterie), natomiast w drugim przemiana NO_2^- do NO_3^- przez bakterie utleniające azotyny (NOB - *Nitrite Oxidizing Bacteria*, nitrobakterie) [10, 19]. Podczas nitryfikacji, jako jeden z produktów pośrednich, powstaje N_2O . Prawdopodobne mechanizmy jego powstawania to:

- wytwarzanie przez niektóre bakterie nitryfikujące w wyniku redukcji NO_2^- w warunkach ograniczonego dostępu tlenu [10],
- utlenianie hydroksyloaminy do azotynu, gdzie produktami pośrednimi mogą być NO i N_2O (proces utleniania amoniaku do azotanów przebie-

ga w dwóch etapach, pierwszym powstającym związkem jest hydroksyloamina, która następnie jest utleniana do azotynu) [4, 26].



- 1 – tlenowe utlenianie amoniaku (bakterie autotroficzne i heterotroficzne, AOB i AOA)
- 2 – utlenianie azotanów (NOB)
- 3 – redukcja azotanów do azotynów (DEN)
- 4 – redukcja azotynów do tlenku azotu (AOB i DEN)
- 5 – redukcja tlenku azotu do podtlenku azotu (AOB i DEN)
- 6 – redukcja podtlenku azotu do azotu gazowego (DEN)
- 7 – wiązanie azotu (nie dotyczy w większości oczyszczalni ścieków)
- 8 – beztlenowe utlenianie amoniaku (Anammox)

1-2: NITRYFIKACJA
3-6: DENITRYFIKACJA

Rys. 4. Biologiczne przemiany azotu, na podstawie [16]

Fig. 4. Biological nitrogen conversions

Denitryfikacja jest procesem redukcji azotanów lub azotynów do produktów gazowych. Całkowita denitryfikacja polega na redukcji NO_3^- do NO_2^- , NO , N_2O i N_2 [16]. Końcowym produktem denitryfikacji jest azot cząsteczkowy (N_2), jednak w warunkach niepełnej denitryfikacji dochodzi do akumulacji związków pośrednich m.in. tlenków i podtlenków azotu. Często ograniczenie dostępu związków węgla powoduje akumulację pośrednich produktów redukcji, takich jak: NO_2^- i N_2O oraz ich emisję [17]. Istnieją badania potwierdzające, że niektóre bakterie prowadzą denitryfikację wyłącznie do etapu powstania N_2O .

Do oszacowania emisji N_2O z oczyszczalni ścieków można stosować wytyczne Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu, w których od 2006 r. obniżony został współczynnik standardu emisji podtlenku azotu z 1% do 0,5% zawartości azotu odpływającego z oczyszczalni (oba współczynniki są nadal używane) [12]. Podawany w raportach zakres wartości współczynnika standardu emisji od 0,5 do 1% określony został na podstawie emisji z gleb. W krajach z wysoko rozwiniętym systemem oczyszczania ścieków może być przyjmowany niższy współczynnik bezpośredniej emisji N_2O , wynoszący 3,2 g N/osobę · rok, co odpowiada 0,035% emisji tego gazu z ładunku azotu na oczyszczalni ścieków [16, 17]. W literaturze oraz w raportach ICPP występują duże rozbieżności w ocenie wielkości emisji N_2O z obiektów oczyszczalni ścieków, wynoszące odpowiednio od 0,001 do 90% oraz 0,05 - 25% obciążenia ładunkiem azotu [12, 16]. Niemieckie oszacowanie wskaźnika bezpośredniej emisji N_2O

z procesów oczyszczania ścieków, nie uwzględniając dopływu ścieków przemysłowych, wynosi 7,0 g N₂O/osobę · rok [28]. Na podstawie analiz przeprowadzonych w Holandii, wartość tego wskaźnika wynosi 3,2 g N₂O/osobę · rok i również nie obejmuje dopływu ścieków przemysłowych. Powyższa wartość współczynnika została zaproponowana przez Czepiel i wsp. [3]. Natomiast w Stanach Zjednoczonych wartość tego wskaźnika, po uwzględnieniu ładunku azotu ze ścieków przemysłowych, wynosi 4,0 g N₂O/osobę · rok [28]. Według Mosier i wsp. [20] wielkość globalnej emisji podtlenku azotu ze ścieków bytowo-gospodarczych w roku 1990, wyniosła 0,22·10⁶ Mg N/rok, co stanowiło 3,2% całkowitej antropogenicznej emisji tego gazu.

Najbardziej znaczące czynniki, rozpoznane na podstawie literatury, wpływające na emisję podtlenku azotu z oczyszczalni ścieków to: niskie stężenie tlenu rozpuszczonego w procesach nityfikacji i denityfikacji, wzrost stężenia azotynów w obu fazach nityfikacji i denityfikacji, niski stosunek ChZT/N w fazie denityfikacji, jak również zwiększenie ładunku azotu w dopływie do oczyszczalni [1, 9, 15, 16, 17, 29].

3. Podsumowanie

Gazy szklarniowe powodują efekt cieplarniany, który niestety nie jest zjawiskiem korzystnym dla naszego globu. Dlatego też istotne jest dążenie do zmniejszania wielkości emisji tych gazów. Oczyszczalnie ścieków, zakwalifikowane do sektora związanego z gospodarką odpadami i ściekami, przyczyniają się do emisji CO₂, CH₄ i N₂O.

Wykorzystanie biogazu w systemie kogeneracyjnym do wytwarzania ciepła i energii elektrycznej ma szereg korzyści: zmniejsza emisję CO₂ i CH₄ oraz koszty energetyczne wynikające z eksploatacji oczyszczalni ścieków. Ujmowanie i wykorzystywanie biogazu jest niezbędne do utrzymania niskiej emisji gazów cieplarnianych. Jeżeli nie jest on wychwytywany będzie odprowadzany do atmosfery, co spowoduje wzrost stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze.

W przypadku emisji N₂O z obiektów oczyszczalni ścieków brak jest pełnego rozpoznania czynników wpływających na jej wielkość, zagadnienie to nadal pozostaje przedmiotem dyskusji w literaturze, stąd też trudno określić bezpośrednie zalecenia dla eksploatatorów oczyszczalni, które pozwolą zmniejszyć ilość emitowanego podtlenku azotu.

Większość dostępnych w literaturze raportów jak też publikacji o wielkości emisji GHG ma charakter szacunkowy. Obliczenia dokonywane są w oparciu o przyjęte kryteria (np. emisja CO₂ oszacowana na podstawie zapotrzebowania w energię), względnie zaproponowane współczynniki określone przez międzynarodowe gremia (np. IPCC). Odczuwa się dotkliwy brak badań, szczególnie pomiarów *in situ*. Dotyczy to większości sektorów antropogenicznej emisji

GHG, w tym przemysłu, rolnictwa jak również pomiarów stężeń CO₂, CH₄ i N₂O z obiektów oczyszczalni ścieków.

Literatura

- [1] Aboobakar A., Cartmell E., Stephenson T., Jones M., Vale P., Dotro G., *Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant*. Water Research, Vol. 47, 2013, pp. 524-534.
- [2] Cakir F.Y., Stenstrom M.K., *Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology*, Water Research, Vol. 39, 2005, pp. 4197-4203.
- [3] Czepiel, P., Crill, P., Harriss, R., *Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment*, Environmental Science and Technology 29 (9), 1995, 2352–2356.
- [4] Desloover J., Vlaeminck S., Clauwaert P., Verstraete W., Boon N., *Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems*, Biotechnology, vol. 23, 2012, pp. 474-482.
- [5] Diafarou Ali M., *Carbon Dioxide and Methane Emissions from Different Wastewater Treatment Scenarios*, UNESCO – IHE Institute for Water Education, 2009
- [6] El-Fadel M., Massoud M., *Methane emissions from wastewater management*. Environmental Pollution, no 114 (2), 2001, pp. 177.
- [7] Gaj H., Wojtowicz M., Bojarun D., Mizerny J., Szweykowska-Muradin M., Kielichowska I., *Raport z oszacowania bilansu emisji gazów cieplarnianych dla obszaru miasta Poznania, uwzględniającego zmiany i działania poprzednich lat (od 1990 r.) wraz ze wskazaniem istotnych obszarów oddziaływania*, 2007.
- [8] Gupta D., Singh S.K., *Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants: A Case Study of Noida*, Journal of Water Sustainability, Vol. 2, Issue 2, 2012, pp. 131–139.
- [9] Hanaki K., Hong Z., Matsuo T., *Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater*, Water Science and Technology, 26 (5–6), 1992, pp. 1027–1036.
- [10] Hu Z., Zhang J., Li S., Xie H., Wang J., Zhang T., Li Y., Zhang H. *Effect of aeration rate on the emission of N₂O in anoxic–aerobic sequencing batch reactors (A/O SBRs)*, Journal of Bioscience and Bioengineering, Vol. 109, No. 5, 2010, 487–491.
- [11] IPCC. Climate Change 2001: The Scientific Basis. In *Chapter 4, Atmospheric Chemistry and Greenhouse gases*.
- [12] IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). IGES, Japan, pp. 6.24–26.26.
- [13] IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. (eds)], Cam-

- bridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA., pp. 497-560.
- [14] IPCC 2007: *Zmiana klimatu 2007: Raport Syntetyczny. Wkład grup roboczych I, II i III do Czwartego Raportu Oceniającego Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu*, Wydawnictwo IOŚ, Warszawa, 2009.
- [15] Itokawa H., Hanaki K., Matsuo T., *Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition*, Water Research, 35 (3), 2001, pp. 657–664.
- [16] Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M., *Nitrous oxide emission during wastewater treatment*, Water Research, Vol. 43, 2009, pp. 4093-4103.
- [17] Kampschreur M.J., van der Star W.R.L., Wielders H.A., Mulder J.W., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M., *Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment*, Water Research, 42 (3), 2008, pp. 812–826.
- [18] Keller J., Hartley K., *Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor*, Water Science and Technology, Vol. 47, No 12, pp. 43–48.
- [19] Miksch K., Sikora J., *Biotechnologia ścieków*, Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 2010, s. 53.
- [20] Mosier A., Kroeze C., Nevison C., Oenema O., Seitzinger S., van Cleemput O., *An overview of the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology for nitrous oxide from agriculture*, Environmental Science and Policy, 2 (3), 1999, pp. 325–333.
- [21] Prendez M., Lara-Gonzalez S., *Application of strategies for sanitation management in wastewater treatment plants in order to control/reduce greenhouse gas emissions*, Journal of Environmental Management, no 88, 2008, pp. 658–664.
- [22] Podedworna J., Umiejewska K., *Technologia osadów ściekowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 2008.
- [23] Polityka Klimatyczna Polski, *Strategie redukcji emisji gazów cieplarnianych w Polsce do roku 2020*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003.
- [24] Raport Głównego Urzędu Statystycznego, *Ochrona Środowiska 2011*, Departament Badań Regionalnych i Środowiska, Warszawa, 2011, www.stat.gov.pl
- [25] Rodriguez-Garcia G., Hospido A., Bagley D.M., Moreira M.T., Feijoo G. *A methodology to estimate greenhouse gases emissions in Life Cycle Inventories of wastewater treatment plants*, Environmental Impact Assessment Review, Vol. 37, 2012, pp. 37-46.
- [26] Sadecka Z., *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2010, s. 178-187.
- [27] Snip L., *Quantifying the greenhouse gas emissions of waste water treatment plants*, Environmental Sciences, Netherlands, 2010, pp. 8-13.
- [28] Thomsen M., Lyck E., *Emission of CH₄ and N₂O from Wastewater Treatment Plants (6B)*, NERI Technical Note, no. 208, Denmark, 2008.

- [29] Quan X., Zhang M., Lawlor P.G., Yang Z., Zhan X., Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors, *Water Research*, Vol. 46, 2012, pp. 4981-4990.
- [30] Wilk J., Wolańczyk F., *Problemy energetyczne wykorzystania odpadów z oczyszczalni ścieków*, *Polityka Energetyczna*, tom 11, zeszyt 2, 2008, 139-149.
- [31] Yerushalmi L., Haghighat F., Shahabadi M.B., *Contribution of On-Site and Off-Site Processes to Greenhouse Gas (GHG) Emissions by Wastewater Treatment Plants*, *World Academy of Science, Engineering and Technology* 30 2009, pp. 613-617.
- [32] <http://www.managenergy.net/download/nr317.pdf> [dostęp: 25.06.2013]
- [33] http://www.mos.gov.pl/g2/big/2009_04/40d7b7e72383c6785294c36f84270c48.pdf [dostęp: 26.06.2013 r.]

GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM WASTEWATER TREATMENT PLANT

Summary

Greenhouse gases (GHG), basically methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and nitrous oxide (N₂O), occur at atmospheric concentrations of ppbv to ppmv under natural conditions. Increase emissions of these gases from anthropogenic sources cause increasing of their concentration in time and affects on climate change. Carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) can all be produced in wastewater treatment operations. Their greenhouse effect is typically weighted by their Global Warming Potentials (GWP) which is dependent on the timeframe of consideration, usually 100 years. Based on a review of the literature, the main greenhouse gases generated in the technological line of sewage treatment plant have been characterized. Also done a recognition of the factors that influence their emissions. Identified the participation of different sectors (like agriculture, energy supply industry, etc.) in total emissions of anthropogenic GHG. Discussed the main sources of GHG emissions from wastewater treatment plant and the processes in which they are produced. Particular attention was paid to the processes that generate CO₂ and CH₄ in aerobic and anaerobic conditions. Done an analysis of the biochemical transformations of nitrogen including nitrification and denitrification in terms of production of nitrous oxide. Attention was drawn on estimated balancing of GHG emissions sources based on accepted criteria and rates of standards, pointed an acute shortage of research, in particular measurements *in situ*.

Keywords: greenhouse gases, Global Warming Potential (GWP), wastewater treatment, aerobic and anaerobic processes.

DOI: 10.7862/rb.2013.51

*Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.
Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.*

Anna KRÓL¹
Małgorzata WZOREK²

OCENA ROLI CYNKU PODCZAS WYTWARZANIA KOMPOZYTÓW MINERALNYCH

Artykuł porusza niezwykle istotne aspekty stosowania na szeroką skalę paliw alternatywnych (komponowanych z części palnych odpadów przemysłowych i komunalnych) jako częściowych substytutów paliw naturalnych w przemyśle cementowym. Rozważaniom poddano także stosowanie odpadów z innych gałęzi przemysłu stanowiących alternatywę dla surowców wydobywanych w środowisku naturalnym.

Ponadto zakłady cementowe znacznie ograniczają produkcję i stosowanie klinkieru portlandzkiego (najdroższego składnika cementu) poprzez wprowadzanie do składu cementu, w charakterze składników głównych, tzw. dodatków mineralnych. Wśród najczęściej stosowanych są uboczne produkty przemysłowe: popiół lotny krzemionkowy, granulowany żużel wielkopiecowy czy pył krzemionkowy.

Odpadowe produkty energetyki i hutnictwa są także cennym składnikiem betonów. Umożliwiają kształtowanie jego właściwości, aby kompozyt ten mógł sprostać coraz trudniejszym wymaganiom w zastosowaniach takich, jak np. infrastruktura komunikacyjna i podziemna, roboty inżynierskie i górnicze, obiekty ochrony środowiska.

W artykule przeanalizowano wpływ rosnącego udziału paliw i surowców odpadowych w produkcji klinkieru i cementu, związanego z wprowadzeniem coraz większych ilości metali ciężkich do ich składu, na charakterystykę fizyko-mechaniczną kompozytów mineralnych. Przedstawiono badania własne nad rolą cynku w kształtowaniu właściwości nowoczesnych kompozytów mineralnych. Analizowano wpływ tego metalu ciężkiego na czas wiązania, wytrzymałość na ściskanie oraz zmiany kinetyki wydzielania się ciepła hydratacji matryc. Określono, iż cynk prowadzi do wielu zmian w charakterystyce fizyko-mechanicznej kompozytów, które należy monitorować mając na uwadze trwałość matryc.

¹ Autor do korespondencji: Anna Król, Politechnika Opolska, Wydział Mechaniczny, Katedra Inżynierii Środowiska, ul. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole, tel. 77 449 83 85, a.krol@po.opole.pl

² Małgorzata Wzorek, Politechnika Opolska, Wydział Mechaniczny, Katedra Inżynierii Procesowej, ul. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole, tel. 77 449 84 40, m.wzorek@po.opole.pl

Słowa kluczowe: gospodarka odpadami, beton, zaprawa, metale ciężkie.

1. Wprowadzenie

Polski przemysł cementowy w ostatnim dwudziestoleciu przeszedł gruntowną przemianę, modernizując instalacje z zastosowaniem najlepszych dostępnych rozwiązań technicznych. W konsekwencji umożliwiło to m.in. stosowanie surowców odpadowych w procesie produkcji klinkieru portlandzkiego i cementu. Na szeroką skalę obecnie stosowane są paliwa alternatywne (komponowane z części palnych odpadów przemysłowych i komunalnych) jako częściowe substytuty paliw naturalnych oraz odpady z innych gałęzi przemysłu stanowiące alternatywę dla surowców wydobywanych w środowisku naturalnym.

Ponadto zakłady cementowe znacznie ograniczają produkcję i stosowanie klinkieru portlandzkiego (najdroższego składnika cementu) poprzez wprowadzanie do składu cementu, w charakterze składników głównych, tzw. dodatków mineralnych. Wśród najczęściej stosowanych są uboczne produkty przemysłowe: popiół lotny krzemionkowy, granulowany żużel wielkopiecowy czy pył krzemionkowy.

Odpadowe produkty energetyki i hutnictwa są także cennym składnikiem betonów. Umożliwiają kształtowanie jego właściwości, aby kompozyt ten mógł sprostać coraz trudniejszym wymaganiom w zastosowaniach takich, jak np. infrastruktura komunikacyjna i podziemna, roboty inżynieryjne i górnicze, obiekty ochrony środowiska.

Zastosowanie zatem odpadowych surowców w przemyśle cementowym i budownictwie stało się nieodwracalnym procesem, spójnym z ideą zrównoważonego rozwoju. Z czasem to rozwiązanie zrodziło pytania nie tylko o jakość powstających produktów, ale także o ich wpływ na środowisko naturalne. W wielu krajach zapoczątkowane zostały prace nad utworzeniem systemu oceny środowiskowej materiałów konstrukcyjnych stosowanych w budownictwie, który w szczególności sposób ma uwzględniać poziom uwalniania metali ciężkich do środowiska. System oceny uwalniania metali ciężkich jest tym bardziej aktualny, gdyż coraz powszechniej kompozyty te stosowane są w zrównoważonej gospodarce do unieszkodliwiania odpadów. Spoiwa mineralne służą bowiem do wytwarzania matryc zestalających odpady niebezpieczne, zawierające metale ciężkie. Jeśli przyjąć, że ten rodzaj unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych będzie się rozwijał, należy wziąć także pod uwagę jaki wpływ na właściwości kompozytów cementowych będzie miał rosnący dodatek metali ciężkich. Ważnym aspektem tych rozważań stanie się także ocena trwałości powstających matryc, a zatem przeprowadzenie takich testów i badań, które wskażą na wpływ metali ciężkich na właściwości kompozytów w dłuższym okresie czasu.

Surowce naturalne oraz odpadowe wykorzystywane do produkcji klinkieru i cementu są nośnikami metali ciężkich. Retencja, czyli zdolność wiązania metalu z minerałami klinkieru portlandzkiego, jest cechą charakterystyczną każdego metalu i nie zależy od źródła, z którego metal pochodzi (surowca, odpadu, popiołu z paliwa konwencjonalnego czy też alternatywnego). Natomiast metale ciężkie zawarte w cemencie są trwale wbudowywane w strukturę klinkieru portlandzkiego bądź składników fazowych granulowanego żużla wielkopieczowego lub popiołu lotnego (głównie w fazie szklistej). Określa się, iż retencja metali ciężkich w klinkierach oraz cementach może przekraczać nawet 99% [1].

Autorzy wielu prac są zgodni, iż każdy z metali ciężkich ma inną charakterystykę uwzględniającą poziom związania w strukturach kompozytów mineralnych oraz towarzyszące temu procesy i tworzone produkty hydratacji [3, 12, 14].

2. Metale ciężkie w surowcach i paliwach do produkcji klinkieru portlandzkiego

Coraz powszechniej w procesie wypalania klinkieru surowce naturalne takie jak wapienie, margle, gliny zastępuje się surowcami odpadowymi. Zawartość metali ciężkich w surowcach odpadowych jest na zbliżonym poziomie jak w surowcach naturalnych (tabela 1). Pyły żelazonośne mogą jednak charakteryzować się wyższą zawartością chromu, cynku, manganu, cyny oraz arsenu w porównaniu z pozostałymi surowcami.

Szczególną uwagę w technologii produkcji cementów zwraca się na zawartość metali ciężkich w paliwach zastępczych produkowanych na bazie odpadów. Metale ciężkie w nich zawarte mogą negatywnie wpływać na jakość wytwarzanego klinkieru, a co za tym idzie cementu, oraz zwiększać emisje szkodliwych substancji do środowiska naturalnego. Dlatego też zawartość metali ciężkich w paliwach alternatywnych, w niektórych krajach, jest limitowana. Przykłady takich ograniczeń podano w tabeli 2. W Polsce przyjęto praktykę, iż każda cementownia, znając skład chemiczny swoich surowców, jest w stanie dla współspalanych odpadów określić graniczne zawartości metali ciężkich, takich jak: cynk, kadm, rtęć, tal, arsen, kobalt, nikiel, antymon, ołów, chrom, miedź, mangan, wanad oraz innych pierwiastków (np. chlor, siarka czy fluor) [9].

W tabeli 3 przedstawiono zawartość metali ciężkich w paliwach alternatywnych pochodzących od wybranych dostawców, których skrótowo oznaczono od PI do PVII. Wyniki analiz porównano z wymaganiami stawianymi przez cementownie paliwom alternatywnym [10]. Jak można zauważyć większość wymagań dotyczących zawartości metali ciężkich w paliwach alternatywnych została spełniona. Problemy z ich dotrzymaniem mogą dotyczyć w niektórych przypadkach zawartości cynku, antymonu, miedzi lub ołowiu.

Tabela 1. Zawartość metali ciężkich w wybranych surowcach naturalnych i odpadowych stosowanych do produkcji klinkieru portlandzkiego [6, 10]

Table 1. The content of heavy metals in selected natural raw materials and waste used in the production of clinker [6, 10]

Metal ciężki	Przeciętne zawartości metali ciężkich [mg/kg]				
	Surowiec naturalny			Surowiec odpadowy	
	Margiel	Kamień wapienny	Glina	Pył żelazonośny	Popiół z węgla
Cr	19	22	85	108	30
Zn	29	46	78	207	27
Cd	<1	<1	0,2	1	<1
Pb	6	7	25	23	19
Co	4	3	20	20	7
Ni	13	8	63	76	15
Mn	212	143	600	3507	115
V	26	19	130	133	26
Cu	14	24	43	16	14
As	3	6	15	64	14
Hg	<0,08	<0,08	0,2	0,02	0,22
Tl	<5	<5	0,5	<5	<5
Sb	<5	<5	0,5	<2	5
Sn	2	2	1,6	14	2

Tabela 2. Graniczne zawartości metali ciężkich w paliwach alternatywnych w wybranych krajach europejskich [5]

Table 2. Limits for content of heavy metals in alternative fuels in selected European countries [5]

Metale ciężkie	Graniczna zawartość metalu ciężkiego w paliwach alternatywnych [mg/kg]			
	Hiszpania	Belgia	Francja	Austria, Szwajcaria
Hg	10	5	10	0,5
Cd	100	70	-	2
Tl	100	30	-	3
Sb	-	200	-	5
As	-	200	-	15
Co	-	200	-	20
Ni	-	1000	-	100
Cu	-	1000	-	100

Tabela 2 (cd.). Graniczne zawartości metali ciężkich w paliwach alternatywnych w wybranych krajach europejskich [5]

Table 2 (cont.). Limits for content of heavy metals in alternative fuels in selected European countries [5]

Metale ciężkie	Graniczna zawartość metalu ciężkiego w paliwach alternatywnych [mg/kg]			
	Hiszpania	Belgia	Francja	Austria, Szwajcaria
Cr	-	1000	-	100
V	-	1000	-	100
Pb	-	1000	-	200
Mn	-	2000	-	-
Be	-	50	-	5
Se	-	50	-	-
Zn	-	5000	-	400

Można stwierdzić, iż współpalanie paliw alternatywnych może być powodem zwiększenia poziomu zawartości niektórych metali ciężkich w klinkierze [6, 7, 9, 11]. Głównie dotyczy to chromu, wanadu i niklu, co zaobserwowano badając klinkier produkowany w latach 2006-2008 (rys. 1).

Uznaje się ponadto, iż dodatek przepieczonych olejów i rozpuszczalników jest powodem zwiększonego stężenia cynku i ołowiu w klinkierze cementowym, natomiast stosowanie zużytych opon z kolei zwiększa koncentrację w klinkierze związków żelaza i cynku. Metale ciężkie takie jak chrom, cynk, tytan, bar, nikiel, ołów, kadm oraz mangan, w zależności od stężenia, wywierają korzystny wpływ na właściwości klinkieru, czego przykładem może być np. zwiększenie się podatności klinkieru na mielenie [6, 7, 9, 11].

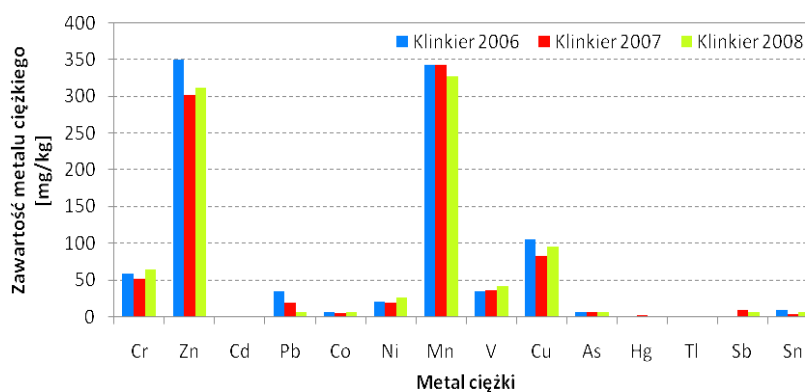
**Rys. 1. Zawartość metali ciężkich w klinkierze, w latach 2006-2008 [10]**

Fig. 1. The heavy metal content in clinker, in 2006-2008 [10]

Tabela 3. Zawartość metali ciężkich w paliwach alternatywnych [10]

Table 3. The content of heavy metals in alternative fuels [10]

Metal ciężki	Zawartość metali ciężkich w paliwach alternatywnych dla wybranych producentów [mg/kg]							Wymagania dla paliw alternatywnych [mg/kg] [10]
	P I	P II	P III	P IV	P V	P VI	P VII	
Cr	37	56	11	50	73	18	74	<250
Zn	554	2505	1211	224	7322	2620	4141	<1000
Cd	<1	<1	<1	<1	15	3	<1	<20
Pb	36	13	8	76	359	32	152	<250
Co	5	2	2	5	12	14	7	<50
Ni	15	18	7	15	39	9	28	<50
Mn	129	32	108	22	201	32	218	<250
V	8	5	10	4	7	4	5	<250
Cu	3108	20	15	130	1022	28	201	<250
As	2	2	8	<2	3	<2	3	<10
Hg	0,12	0,02	0,1	0,33	0,08	0,03	0,38	<0,5
Tl	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<10
Sb	20	18	18	99	306	163	24	<50
Sn	183	36	6	233	32	16	289	<1000

Zagadnienie wpływu metali ciężkich na proces syntezy i właściwości klinkieru portlandzkiego jest przedmiotem wielu prac badawczych [13, 18]. Pierwiastki śladowe dodawano do surowców w małych ilościach badając proces klinkierowania i właściwości klinkieru. Stwierdzono, że działanie tych składników na proces klinkierowania może prowadzić do:

- obniżenia temperatury powstawania fazy ciekłej,
- zmiany lepkości i napięcia powierzchniowego fazy ciekłej,
- tworzenia zarodków krystalizacji faz klinkierowych,
- tworzenia połączeń przejściowych i nowych faz,
- tworzenia roztworów stałych połączonego ze zwiększeniem defektów w strukturze faz klinkierowych,
- zmiany mikrostruktury klinkieru, głównie wielkości i pokroju kryształów alitu.

3. Zawartość metali ciężkich w cementach i dodatkach mineralnych

Konsekwencją stosowania surowców i paliw naturalnych oraz odpadowych jest zmienna zawartość metali ciężkich w cementach. Jak podaje Kalarus [6] na podstawie wiedzy o zawartości metali ciężkich w cemencie można określić, w którym zakładzie został on wyprodukowany i jakich surowców do tego użyto. Przeprowadził on w tym celu cementy portlandzkie (CEM I), które zostały wyprodukowane w latach 1998 – 2006 w 3 polskich cementowniach. Istotne różnice w zawartości metali ciężkich są zauważalne pomiędzy cementami wyprodukowanymi w latach 2001 i 2006 (tabela 4).

Tabela 4. Zawartość metali ciężkich w cementach portlandzkich CEM I wyprodukowanych w trzech różnych cementowniach polskich (A, B, C) w latach 2001 i 2006 [6, 7]

Table 4. The content of heavy metals in Portland cements CEM I produced in three different Polish cement plants (A, B, C) in the years 2001 and 2006 [6, 7]

Metal ciężki	Rok 2001			Rok 2006		
	A	B	C	A	B	C
	Zawartość [mg/kg]					
Cr	36	32	41	34	93	133
Zn	180	59	1759	250	394	3069
Cd	3	3	9	4	5	12
Pb	11	<5	276	28	28	371
Co	7	4	7	3	2	7
Ni	20	15	22	20	32	45
Mn	288	162	484	317	231	507
Cu	17	7	42	40	79	123
Ba	213	120	157	153	205	223
Sr	785	565	1507	720	610	1338

Według [6] we wszystkich cementach CEM I 32,5R produkowanych w 2006 występuje wzrost zawartości większości pierwiastków śladowych tj.: chromu, cynku, ołowiu, miedzi, manganu, niklu i baru, w stosunku do cementów CEM I 32,5R produkowanych w 2001 roku. Kalarus [6] jednoznacznie wiąże to ze wzrostem stosowania surowców odpadowych w produkcji cementu. Uważa on, że podwyższona koncentracja cynku, ołowiu, manganu i chromu wynika ze stosowania w procesie produkcji klinkieru, żużli i pyłów metalurgicznych bogatych w te pierwiastki. Podwyższona zawartość baru i tytanu w cementach wynika z kolei z dużej zawartości tych pierwiastków w popiołach lotnych,

łupkach przywęglowych i żużlu wielkopieczowym stosowanych jako surowiec do produkcji klinkieru.

Zdaniem autorek, wraz ze wzrostem udziału paliw alternatywnych w produkcji klinkieru coraz trudniejsze staje się określenie z jakiego źródła pochodzi dany metal ciężki w cemencie portlandzkim. Zbyt wiele rodzajów surowców i paliw użytych do jego produkcji ma na to wpływ.

Obowiązujący aktualnie europejski system norm nie zawiera ograniczeń co do zawartości metali ciężkich w cementach i innych składnikach betonu. Jedynie problem chromu Cr^{+6} i jego alergicznego oddziaływania na człowieka został uregulowany w prawodawstwie polskim [17].

4. Wpływ jonów cynku na właściwości kompozytów cementowych – badania własne

Badania dotyczące mechanizmu wiązania metali ciężkich oraz ich wpływu na właściwości fizykomechaniczne spoiw mineralnych są szeroko komentowane w literaturze [2, 3, 8]. Autorzy tych prac są zgodni, iż każdy z metali ciężkich ma inną charakterystykę uwzględniającą poziom związania w strukturach kompozytów mineralnych oraz towarzyszące temu procesy i tworzone produkty hydratacji. W związku z tym, w wielu kwestiach spotyka się w literaturze odmiennie zdania badaczy, co powoduje, iż można odnieść wrażenie, że wiedza na temat inkorporacji jonów metali ciężkich w strukturach spoiw mineralnych jest wciąż nieusystematyzowana.

Cynk powoduje zakłócenia w procesie wiązania cementu. Według Chen i współautorów [2] cynk odpowiedzialny jest za opóźnienie wczesnej fazy hydratacji alitu. Z biegiem czasu przyspiesza jednak tę reakcję. Jony Zn w środowisku alkalicznym tworzą kompleksy anionowe, a w obecności jonów wapnia wytrąca się nierozpuszczalny cynkan wapniowy $\text{CaZn}_2(\text{OH})_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Związek ten tworzy otoczkę utrudniającą dostęp wody do hydratyzujących krzemianów wapniowych w ziarnach cementu, przez co zakłócany jest proces wiązania [8]. W tym czasie zachodzą następujące reakcje:



Kurdowski [8] wyjaśnia jednak, że największy efekt opóźniania hydratacji występuje w przypadku cementów o małej powierzchni właściwej lecz także o małej zawartości C_3A . Dodatek ZnO powoduje, że pomimo znacznego opóźnienia procesu wiązania, wytrzymałość zapraw po 7 dniach jest taka sama, jak cementu niezawierającego dodatku tlenku cynku, a po 28 dniach znacznie więk-

sza. Obserwacje co do wpływu związków cynku na przyrost wytrzymałości matryc potwierdza również Deja [3].

Kurdowski [8] podkreśla, iż dzięki znanej właściwości cynku związanej z opóźnianiem procesu hydratacji, jego związki (tlenki, wodorotlenki, sole) są z powodzeniem stosowane w technologii betonu. Zaletą opóźniaczy (takich jak związki cynku, ołowiu, chromu, arsenu) jest bowiem polepszanie urabialności betonu w szerokim zakresie temperatur.

Moulin i współautorzy [12] oceniają, że cynk wbudowuje się w fazę C-S-H, a doświadczenia autora publikacji [3] wskazują na to, że immobilizacja cynku w tych strukturach może wynosić 98-99%.

Dostępne w literaturze wyniki badań opisują głównie wpływ cynku na struktury matryc opartych na cemencie portlandzkim, portlandzkim popiołowym lub portlandzkim żużlowym. Sporadycznie pojawiają się doniesienia o wpływie na spoiwa o innym składzie.

W toku badań zaproponowano sześć różnych składów spoiw, w tym dwa uwzględniające zastosowanie popiołu lotnego z fluidalnego spalania paliw (popiół fluidalny), co jest nowością w rozważaniach nad wpływem cynku na właściwości kompozytów mineralnych.

W składzie spoiw stosowano zatem cement portlandzki CEM I 32,5 R, którego udział w składzie spoiw wahał się w granicach 15 – 100%. Dodatki mineralne użyte do przygotowania spoiw to: popiół lotny krzemionkowy, mielony granulowany żużel wielkopiecowy, popiół lotny z fluidalnego spalania paliw, pył krzemionkowy. Udział tych dodatków w składzie spoiw zawierał się w granicach 10-85%.

W tabeli 5 przedstawiono składy spoiw użytych w badaniach wraz z ich oznaczeniem.

Tabela 5. Skład spoiw mineralnych użytych w badaniach

Table 5. The composition of mineral binders used in the study

Oznaczenie spoiwa	Skład spoiw [% mas.]				
	CEM I 32,5R	Popiół lotny krzemionkowy	Granulowany żużel wielkopiecowy	Popiół fluidalny	Pył krzemionkowy
I	100	0	0	0	0
II	60	0	0	40	0
III	60	40	0	0	0
IV	15	0	85	0	0
V	20	0	50	30	0
VI	60	30	0	0	10

Do zapraw wprowadzono jony cynku w postaci $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ w ilości 1% cynku w stosunku do masy spoiwa (sól rozpuszczano w wodzie zarobowej). Spoiwa oznaczono zgodnie z nomenklaturą przyjętą w tabeli 5, dodając do oznaczenia spoiwa symbol Zn.

Na spoiwach bez i z dodatkiem cynku sporządzano zaprawy o składzie podanym w normie PN - EN 196-1:1996 [15]. Zaprawy kształtowano w próbki o wymiarach 4x4x16 cm.

W trakcie badań oceniono następujące właściwości matryc: czas wiązania spoiw oraz ich wodożądność zgodnie z [16], wytrzymałość zapraw na ściskanie [15] i ciepło hydratacji spoiw (z wykorzystaniem kalorymetru różnicowego typu ToniCAL III (Typ 7333)). Badania prowadzono zarówno dla spoiw dotowanych jonami cynku, jak i dla spoiw referencyjnych.

Najkrótszy czas wiązania stwierdzono dla spoiwa referencyjnego I (100% CEM I 32,5R), natomiast najdłuższy czas wiązania dla spoiwa V zawierającego 50% żużla wielkopieczowego i 30% popiołu fluidalnego (tabela 6). Cechą charakterystyczną spoiw zawierających popiół lotny fluidalny jest duża wodożądność (spoiwo II i V). Wynika to z budowy ziaren popiołu fluidalnego, które w dużej części stanowią amorficzne lub słabo skryształizowane produkty całkowitej lub częściowej dehydratacji substancji ilastej stanowiącej skałę płoną w złożach węgla. W popiołach tych, ze względu na niską temperaturę panującą w kotłach fluidalnych (ok. 850°C) brak jest fazy szklistej [4].

Tabela 6. Czas wiązania spoiw oraz właściwa ilość wody

Table 6. The setting time of binders and the water demand

Oznaczenie spoiwa	Właściwa ilość wody [% mas.]	Czas wiązania [godziny – minuty]	
		początek	koniec
I	26,6	3 – 05	4 – 15
II	42,0	5 – 12	6 – 12
III	26,5	5 – 11	5 – 53
IV	32,0	6 – 01	7 – 13
V	45,0	7 - 28	13 - 62
VI	37,8	5 - 40	5 – 63
I Zn	30,3	5 - 37	9 – 51
II Zn	45,6	14 - 11	23 – 51
III Zn	29,8	0 - 17	0 – 29
VI Zn	37,8	0 - 15	0 – 28

Zaprawy na spoiwach mieszanych zawierające dodatki mineralne mają niższą wytrzymałość na ściskanie w początkowym okresie twardnienia (po 7

dniach) w porównaniu do zaprawy z cementem portlandzkim (tabela 7). Jednak w dłuższych terminach badań (np. 180 dni) wytrzymałość na ściskanie zapraw niewiele się różni. W całym badanym okresie najniższą wytrzymałością charakteryzuje się spoiwo IV (CEM I+85% żużla wielkopieczowego).

Wprowadzenie do składu zapraw soli $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ (tabela 6) wydłuża czas wiązania spoiwa I i II, natomiast obserwowane jest znaczne skrócenie czasu wiązania dla spoiw III i VI (spoiwa zawierały typowe dodatki pucolanowe: popiół lotny i pył krzemionkowy).

Tabela 7. Wytrzymałość zapraw na ściskanie

Table 7. Compressive strength of mortar

Oznaczenie spoiwa	Wytrzymałość na ściskanie [MPa] po upływie:					
	7 dni	28 dni	90 dni	180 dni	360 dni	720 dni
I	34,0	45,6	50,4	53,7	56,8	77,5
II	31,8	42,9	56,0	57,2	58,8	75,4
III	18,5	33,3	44,0	50,9	52,7	72,7
IV	9,5	23,9	40,2	45,0	49,2	53,1
V	31,4	40,7	46,1	44,2	50,0	67,7
VI	28,4	48,4	55,0	57,3	59,5	79,1
I Zn	46,4	54,9	55,0	58,0	63,9	78,1
II Zn	26,0	46,8	58,6	59,3	57,6	64,1
III Zn	0,2	4,5	39,9	50,7	59,2	68,8
VI Zn	1,4	4,2	47,7	54,4	51,9	63,4

Dodatek jonów Zn^{2+} w postaci azotanu cynku, obniża znacznie poziom wytrzymałości początkowych spoiw z dodatkami mineralnymi (tabela 7). Zaprawy IVZn i VZn uległy nawet rozpadowi, stąd nie ma wyników badań związanych z tymi spoiwami w tabelach 6 i 7. W przypadku dodatku tej soli do zaprawy na CEM I (spoiwo I) następuje przyrost wytrzymałości początkowych zapraw, a z czasem uzyskane wartości są porównywalne do tych uzyskanych dla spoiwa I bez dodatku jonów cynku.

Analiza czasów wiązania oraz wytrzymałości spoiw, które uległy destrukcji potwierdzona została badaniem ilości wydzielającego się ciepła w procesie hydratacji. Wyniki tej analizy w porównaniu z ilością wydzielającego się ciepła dla zaczynu na spoiwie z cementu portlandzkiego (I i IZn) zaprezentowano w tabeli 8. Obniżenie ilości wydzielanego w procesie hydratacji ciepła skutkowało zaburzeniami w procesie twardnienia zapraw na analizowanych spoiwach, a co za tym idzie obniżeniem wytrzymałości początkowych zapraw (dotyczy to szczególnie spoiwa IV) i wydłużeniem ich czasów

wiązania (dotyczy szczególnie spoiwa V). Taka reakcja synergiczna powodowała rozpad próbek.

Tabela 8. Ilość wydzielonego ciepła podczas hydratacji zaczynów bez i z dodatkiem cynku

Table 8. Heat generated during hydration of binders with and without the addition of zinc

Oznaczenie zaczynu	Ilość wydzielonego ciepła [J/g] po czasie:			
	12 h	24 h	48 h	72 h
I	75	170	242	275
I Zn	49	108	201	251
IV	19	40	68	85
IV Zn	21	23	24	25
V	25	56	94	125
V Zn	16	17	20	25

5. Podsumowanie

Rosnący udział paliw i surowców odpadowych w produkcji cementu oraz kompozytów mineralnych wiąże się z wprowadzeniem coraz większych ilości metali ciężkich do ich składu. Taka praktyka może zmieniać charakterystykę fizyko-mechaniczną kompozytów mineralnych, stąd istotna jest wiedza na temat wpływu poszczególnych metali ciężkich na właściwości takich materiałów.

Cynk wprowadzony do składu 6 różnych spoiw mineralnych zakłóca przebieg hydratacji kompozytów wytworzonych na ich bazie. W obecności cynku należy spodziewać się znacznego skrócenia czasu wiązania zapraw na cemencie portlandzkim z dodatkami pucolanowymi (popiół lotny krzemionkowy i pył krzemionkowy) oraz wydłużenia czasu wiązania zapraw z dodatkiem popiołu lotnego z fluidalnego spalania paliw.

Cynk prowadzi także do destrukcji matryc zawierających powyżej 50% granulowanego żużla wielkopiecowego.

Postęp hydratacji w obecności jonów cynku jest zaburzany ze względu na tworzenie się nowych produktów hydratacji, prowadzących do otaczania ziaren spoiwa trudno rozpuszczalnymi związkami cynku.

Literatura

- [1] Air emissions and alternative fuels in the European cement industry. Rapport of CEMBUREAU, 2005.

- [2] Chen Q.Y., Tyrer M., Hills C.D., Yang X.M., Carey P.: Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: A review. *Waste Management*, vol. 29, 2009, s. 390–403.
- [3] Deja J.: Immobilization of Cr^{6+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} in alkali-activated slag binders. *CCR*, vol. 32, 2002, s. 1971-1979.
- [4] Giergiczny Z.: Wykorzystanie odpadów przemysłowych w technologii produkcji cementu. *Zeszyty Naukowe WSP w Opolu*, nr 16, 1993, s. 13-22.
- [5] Guidelines on co-processing Waste Materials in Cement Production The GTZ-Holcim Public Private Partnership, 2006.
- [6] Kalarus D.: Chemiczna identyfikacja cementów portlandzkich produkowanych w Polsce na podstawie zawartości pierwiastków śladowych. Rozprawa doktorska. Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków 2007.
- [7] Kalarus D.: Oznaczenie zawartości i wymywalności metali ciężkich w cementach krajowych. Raport końcowy pracy nr umowy 852/06/01/1319. Kraków 2007.
- [8] Kurdowski W.: *Chemia cementu i betonu*. Wyd. Polski Cement. Wydanie I 2010.
- [9] Lepucki M.: Przemysł cementowy – współspalanie komunalnych osadów ściekowych. *Studia i monografie*, z. 271 pt. „Zrównoważony rozwój w gospodarce osadami ściekowymi”. Politechnika Opolska 2010.
- [10] Materiały udostępnione przez Górażdże Cement S.A. 2010.
- [11] Mokrzycki E., Uliasz-Bocheńczyk A., Sarna M.: Use of alternative fuels in the Polish cement industry. *Applied Energy*, vol. 74, 2003, s. 101–111.
- [12] Moulin I., Rose J., Stone W., Bottero J-Y., Mosnier F., Haehnel C.: Lead, zinc and chromium (III) and (VI) speciation in hydrated cement phases. *Proc. of the Inter. Conf. “Science and Engineering of Recycling for Environmental Protection” – Waste Materials in Construction*. Harrogate, 2000, s. 269-280.
- [13] Opoczky L., Gavel V.: Effect of certain trace elements on the grindability of cement clinkers in the connection with the use of wastes. *International Journal of Mineral Processing*, vol. 74S, 2004, s.129–136.
- [14] Park Ch.K.: Hydration and solidification of hazardous wastes containing heavy metals using modified cementitious materials. *Cement Concrete Research*, vol. 30, 2000, s. 429-435.
- [15] PN-EN 196-1:1996 Metody badania cementu. Oznaczanie wytrzymałości.
- [16] PN-EN 196-3:1996 Metody badania cementu. Oznaczanie czasów wiązania i stałości objętości.
- [17] Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 5 lipca 2004r. w sprawie ograniczeń, zakazów lub warunków produkcji, obrotu lub stosowania substancji niebezpiecznych i preparatów niebezpiecznych oraz zawierających je produktów. (Dz. U. Nr 168/2004, poz. 1762 z późn. zmian.).
- [18] Stephan D., Mallmann R., Knöfel D., Härdtl R.: High intakes of Cr, Ni, and Zn in clinker Part I. Influence on burning process and formation of phases. *Cement and Concrete Research*, vol. 29 1999, s. 1949–1957

EVALUATION OF THE ROLE OF ZINC IN PRODUCTION OF MINERAL COMPOSITES

Summary

In last twenty years, Polish cement industry underwent a thorough transformation, modernizing its installations with the use of the best technical solutions available. In consequence, among others, utilisation of waste raw materials in production of Portland clinker and cement became possible.

Currently, alternative fuels (composed of parts of combustible industrial and municipal waste) are used on a large scale, as partial substitutes for natural fuels, and waste from other industrial branches being an alternative for raw materials extracted in natural environment. Moreover, cement plants significantly limit production and use of Portland clinker (the most expensive cement component) by introducing the so-called mineral additives as main components to the composition of cement. Among most frequently used mineral additives, industrial products: fly silica ash, granular blast-furnace slag, or silica dust may be found.

Waste products of power industry and metallurgy are also a precious component of concrete. They enable to modify its properties so as to the composite may meet the higher and higher requirements in applications such as, for instance, transport and underground infrastructures, civil engineering and mining works, facilities for environmental protection.

This paper examines the impact of increasing share of fuels and waste materials (which content heavy metals) in cement production on the physico-mechanical characteristics of composite mineral. It has been presented own research on the role of zinc in the development of the properties of matrices. The influence of heavy metal on setting time, compressive strength and changes in the kinetics of hydration heat generation were analysed also.

Keywords: waste management, concrete, binder, heavy metals.

DOI: 10.7862/rb.2013.52

Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Renata GRUCA-ROKOSZ¹

STAN TROFICZNY ZBIORNIKA ZAPOROWEGO RZESZÓW

W związku z widoczną degradacją zbiornika zaporowego Rzeszów i wcześniejszymi doniesieniami o dużym obciążeniu go związkami biogennymi, w niniejszej pracy poddano ocenie jakość wód i stan troficzny tego zbiornika. Do badań wytypowano dwa stanowiska badawcze zlokalizowane w pobliżu zapory oraz w pobliżu dopływu rzeki Wisłok. W celu identyfikacji stanu troficznego zastosowano metody oparte na pomiarach w wodach powierzchniowych średnich rocznych i maksymalnych stężeń takich wskaźników jak: fosfor ogólny, azot ogólny i chlorofil „a”. Obliczono również powszechnie stosowane wskaźniki troficzne: wskaźnik Carlsona TSI (*Trophic State Index*) oraz integralny wskaźnik ITS (*Index of Trophical State*). Przeprowadzona analiza stężeń ogólnych form pierwiastków biogennych oraz chlorofilu „a” wskazała na bardzo niekorzystną sytuację troficzną wód w zbiorniku zaporowym Rzeszów. Na podstawie średnich rocznych stężeń fosforu i azotu ogólnego wody na obydwu stanowiskach badawczych zakwalifikowano do wód hipertroficznych. Stężenia chlorofilu „a” wskazywały na hipertroficzny stan wód na stanowisku w przyzaporowej części zbiornika, natomiast w górnej jego części na stan eutroficzny a nawet mezotroficzny. Średnie wartości indeksu troficznego fosforowego (TSI TP) dla obu stanowisk badawczych wskazywały na hipertrofię, zaś średnie wartości indeksu troficznego chlorofilowego (TSI Chla) pozwoliły zakwalifikować badane wody do wód eutroficznych. Obliczone wartości wskaźnika ITS dla obu stanowisk wskazywały na eutroficzny stan wód. Porównując zastosowane kryteria oceny stanu troficznego można stwierdzić, że kryteria oparte na analizie stężeń sugerują wyższy stopień zeutrofizowania wód niż kryteria wskaźnikowe (TSI Chla i ITS).

Słowa kluczowe: trofia, indeksy troficzne, zbiornik Rzeszów

1. Wprowadzenie

Europejskie standardy zarządzania zbiornikami zaporowymi wymagają zachowania dobrego potencjału ekologicznego zasobów wodnych i wykorzystania

¹ Autor do korespondencji: Renata Gruca-Rokosz, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 12, 35-959 Rzeszów, tel.: 17 865 12 78, renatagr@prz.edu.pl

wód zbiorników zaporowych zgodnie z ich funkcją gospodarczą, dlatego też ekosystemy te są przedmiotem wielu badań dotyczących różnych aspektów [1, 4, 7, 9, 13, 24, 25]. Problem nadmiernej eutrofizacji zbiorników zaporowych jest jednym z podstawowych i często opisywanym zagrożeniem [np. 5, 12]. Przyczyną eutrofizacji wód jest zazwyczaj dopływ związków azotu i fosforu ze zlewni co skutkuje przyspieszonym wzrostem glonów oraz roślin wyższych, a to prowadzi z kolei do zaburzeń bilansu prędkości procesów produkcji i rozkładu substancji organicznych [14]. Monitoring stężeń i obciążeń zbiorników zaporowych związkami biogennymi jest konieczny i ważny w kontekście prawidłowego zarządzania zbiornikami. Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni powyżej zbiornika znacznie ogranicza zasilanie zbiornika w związki biogenne, ale nie zawsze wystarcza, aby zahamować proces eutrofizacji. Szukanie sposobów spowolnienia i cofania się negatywnych skutków eutrofizacji wymaga długotrwałych badań dotyczących tempa oraz kierunku zmian trofii każdego zbiornika.

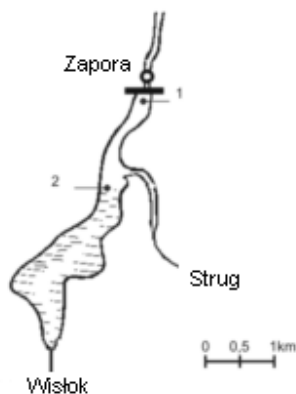
W związku z widoczną degradacją zbiornika zaporowego Rzeszów i wcześniejszymi doniesieniami o dużym obciążeniu go związkami biogennymi, w niniejszej pracy poddano ocenie jakość wód i stan troficzny tego akwenu.

2. Metodyka i teren badań

Zbiornik wodny Rzeszów powstał w 1973 roku przez spiętrzenie wód rzeki Wisłok w 64 km. Zasilany jest przez dwa główne dopływy: Wisłok i Strug. Głównym celem budowy zbiornika było prawidłowe działanie ujęcia wody dla miasta Rzeszowa, umożliwienie poboru wody dla Wytwórni Sprzętu Komunikacyjnego oraz wykorzystanie rekreacyjno – sportowe. Otoczenie zbiornika stanowią nieużytki zielone, pola uprawne i nieliczne rozproszone zabudowania. Zlewnia zbiornika ma głównie charakter rolniczy, grunty orne stanowią 68%, natomiast użytki zielone 31% powierzchni użytków rolnych [16]. Z biegiem lat, wskutek akumulacji osadów oraz intensywnego osadzania się na dnie rumowiska, zbiornik uległ znacznemu wypłyceniu i zalądowieniu. W ciągu kilkunastu lat zamulenie wyniosło 66%, objętość zbiornika zmalała z 1,18 do 0,5 mln m³, a średnia głębokość z 1,5 do 0,5 m [16, 21]. Gwałtownie postępująca degradacja zbiornika w Rzeszowie wymusiła podjęcie działań zaradczych. Już w roku 1985 podjęto pierwsze prace pogłębiarskie w celu przywrócenia jego pierwotnej pojemności. Niestety nie przyniosły one oczekiwanych efektów. Przenoszone przez dopływy Wisłoka duże ilości zawiesiny glebowej spowodowały ponowne zamulenie zbiornika. Kolejną próbę rekultywacji przeprowadzono w latach dziewięćdziesiątych. Pomimo, że usunięto wtedy ponad 160 tys. m³ osadów, nie poprawiło to na dłuższą sytuację na zbiorniku [11, 21]. W 2010 roku ponownie rozpoczęto prace związane z pogłębianiem zbiornika jednak ustały one głównie ze względów finansowych. Z uwagi na fakt, iż niemożliwa jest likwidacja

zbiornika ze względu na zaopatrzenie miasta Rzeszów w wodę, wciąż tworzy się szereg koncepcji jego modernizacji z nadzieją, że przyniosą one spodziewane efekty.

Do badań wytypowano dwa stanowiska badawcze zlokalizowane w pobliżu zapory (stanowisko 1) oraz w pobliżu dopływu rzeki Wiśtok (stanowisko 2) (rys. 1). Próbki wód przy powierzchniowych pobierano w latach 2009, 2010 i 2011 w okresie wiosna – jesień (w sumie wykonano 12 serii badawczych).



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych na zbiorniku zaporowym w Rzeszowie

Fig. 1. Location of the sampling stations in the Rzeszów Reservoir

We wszystkich pobranych próbkach w warunkach *in situ* mierzono za pomocą wieloparametrowego miernika MultiLine P4 (WTW, Germany) takie parametry jak: odczyn, przewodność w 20°C i zawartość tlenu rozpuszczonego. W laboratorium natomiast oznaczano spektrofotometrycznie (Aquamate, Thermo Spectronic, United Kingdom) zgodnie z obowiązującymi normami zawartość: azotu ogólnego (TN), fosforu ogólnego (TP), azotu azotanowego V (N-NO₃), azotu azotanowego III (N-NO₂), azotu amonowego (N-NH₄), ogólnego węgla organicznego (TOC) oraz chlorofilu „a” (szczegółowe metodyki w: [13]).

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną wody zbiorników zaporowych należy traktować jako wody odcinków silnie przekształconych rzek dlatego wybrane do oceny ich jakości metody zaczerpnięto z metod stosowanych do badania rzek. W ocenie jakości wód odniesiono się do Rozporządzenia 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. 2011 r. Nr 257, poz. 1545) [17].

Stan troficzny wód zbiornika zaporowego w Rzeszowie określono na podstawie metodyki różnicowania trofii sygnowanej przez Organizację Współpracy

Gospodarczej i Rozwoju [23] oraz przez Nürnberg [15] (tabela 1). Metody te opierają się na pomiarach średnich rocznych i maksymalnych zawartości w wodach przypowierzchniowych fosforu ogólnego, azotu ogólnego i chlorofilu „a”. Wyliczono także powszechnie stosowane wskaźniki TSI (*Trophic State Index*) autorstwa Carlsona [2], oraz integralny wskaźnik ITS (*Index of Trophical State*) [14] (tabela 1). Metoda Carlsona oparta jest na wynikach pomiarów w lecie w wodach powierzchniowych zawartości fosforu ogólnego i chlorofilu „a” przekształconych we wskaźniki liczbowe stanowiące rodzaj „miernika” poziomu zaawansowania procesu eutrofizacji. Wskaźnik stanu troficznego ITS bazuje natomiast na założeniach teoretycznych, w myśl których zachwianie równowagi procesów produkcji i rozkładu materii organicznej prowadzi do zmian stosunków ilościowych stężeń tlenu i dwutlenku węgla. Z powyższych rozważań wynika więc, że stan troficzny wód powierzchniowych może być charakteryzowany zależnością między wartością pH i nasyceniem wody tlenem.

3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Jakość wód zbiornika zaporowego w Rzeszowie

Wartości wybranych wskaźników, na podstawie których dokonano oceny jakości wód przedstawiono w tabeli 2.

Odczyn wód zbiornika zaporowego w Rzeszowie był lekko zasadowy i mieścił się w zakresie 7,34 – 9,06 pH. Najniższą wartość zanotowano na stanowisku 2 w sierpniu 2011 roku, a najwyższą na stanowisku 1 w listopadzie 2010 roku. Pomijając incydentalną wartość odczynu przekraczającą nieco wartość 9 można stwierdzić, że wody zbiornika pod kątem tego parametru spełniały wymogi określone dla klasy II.

Przewodność, charakteryzująca stężenie substancji mineralnych w wodach mieściła się w granicach normatywów I klasy jakości wód ($407\text{--}610\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Natlenienie wód zbiornika kształtowało się różnie, od wartości $2,65\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (30% nasycenia wody tlenem) w czerwcu 2011 roku na stanowisku 2 do $9,22\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (75% nasycenia wody tlenem) w październiku 2009 na tym samym stanowisku. Zdecydowanie lepiej natlenione były wody na stanowisku 1 (średni stopień nasycenia wynosił ok. 71%) niż na stanowisku 2 (średni stopień nasycenia wynosił ok. 58%). Na podstawie uzyskanych wyników badań można stwierdzić, że wody zbiornika zaporowego Rzeszów pod kątem zawartości w nich tlenu spełniały normy ustalone dla II klasy jakości.

Stężenia fosforu ogólnego na obu stanowiskach kształtowały się na podobnym poziomie. Incydentalnie wysokie wartości (około $1,5\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) odnotowano na obu stanowiskach w czerwcu 2010 roku. Należy zaznaczyć, że był to okres po długotrwałych, obfitych opadach, które wystąpiły w maju tego roku. Pomijając te przypadki, stężenie fosforu ogólnego w całym okresie badań mieściło się

w zakresie $0,088 - 0,317 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, co kwalifikowało wody badanego zbiornika do II klasy jakości. Wg Vollenweidera [22], stężenia fosforu powyżej którego może nastąpić masowy rozwój glonów planktonowych wynosi $0,015 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ – warunki te występowały w wodach badanego zbiornika w całym okresie badań.

Stężenie azotu ogólnego nie przekroczyło wartości granicznych I klasy jakości wód i na obu stanowiskach kształtowało się na podobnym poziomie w zakresie $1,260 - 3,564 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Tabela 1. Wybrane kryteria oceny stanu troficzności jezior

Table 1. Selected criteria for assessing the trophic state of lakes

Stan troficzny	Fosfor ogólny	Chlorofil "a"		Azot ogólny
		średnia	maksimum	
	$[\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}]$	$[\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}]$		$[\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}]$
Wg OECD [23]				
ultra-oligotrofia	≤ 4	≤ 1	$\leq 2,5$	-
oligotrofia	≤ 10	$\leq 2,5$	≤ 8	-
mezotrofia	≤ 35	≤ 8	≤ 25	-
eutrofia	≤ 100	≤ 25	≤ 75	-
hypertrofia	> 100	> 25	> 75	-
Wg Nürnberg [15]				
oligotrofia	≤ 10	$\leq 3,5$	-	≤ 350
mezotrofia	≤ 30	≤ 9	-	≤ 650
eutrofia	≤ 100	≤ 25	-	≤ 1200
hypertrofia	> 100	> 25	-	> 1200
Indeksy troficzne TSI oraz ITS				
Wg Carlsona [2]	$\text{TSI}_{\text{Chla}} = 9,81 \ln(\text{Chla}) + 30,6$		$\text{TSI}_{\text{TP}} = 14,43 \ln(\text{TP}) + 4,15$	
oligotrofia	< 40			
mezotrofia	$40-50$			
eutrofia	$50-70$			
hypertrofia	> 70			
Wg Neverovej-Dziopak [14]	$\text{ITS} = \sum \text{pH}_{\text{sr}} + a(100 - \sum [\text{O}_2\%]_{\text{sr}})$, gdzie a - współczynnik empiryczny			
dystrofia	$< 5,7$			
ultraoligotrofia	$6,3$			
oligotrofia	$7,0$			
mezotrofia	$7,7$			
eutrofia	$> 8,3$			

Mineralne formy azotu stanowiły średnio 17% azotu ogólnego. Zarówno stężenia azotu amonowego jak i azotanowego w wodach badanego zbiornika nie przekroczyły wartości granicznych (odpowiednio 0,78 i 2,2 mg·dm⁻³) ustalonych dla I klasy jakości.

Wyliczona wartość ilorazu stężeń form ogólnych substancji biogenych (azotu i fosforu) pozwoliła określić jaki pierwiastek limituje produkcję w badanym ekosystemie wodnym. Ponieważ glony zawierają około 16 atomów azotu na każdy atom fosforu, to iloraz mas molowych azotu i fosforu, znany jako stosunek Redfielda wynosi: 224:31 = 7,22. Teoretycznie więc, jeżeli wartość N:P jest wyższa niż 7 fosfor jest czynnikiem limitującym produkcję pierwotną, natomiast jeżeli jest to wartość niższa od 7 pierwiastkiem ograniczającym wzrost glonów jest azot. W praktyce przyjmuje się, że wartość ilorazu.

Tabela 2. Wybrane wskaźniki fizyczno-chemiczne badanych wód

Table 2. Selected physico-chemical indicators of studied waters

Wskaźnik	Stanowisko badawcze	Zakres	Średnia	Odchylenie standardowe	Liczba pomiarów
Odczyn pH	1	7,70 – 9,06	-	-	12
	2	7,34 – 8,74	-	-	12
Przewodność [μS·cm ⁻¹]	1	423 – 610	530	57	10
	2	407 – 603	531	68	11
O ₂ [mg·dm ⁻³]	1	4,28 – 8,79	6,84	1,45	12
	2	2,65 – 9,22	5,72	2,11	12
TP [mg·dm ⁻³]	1	0,088 – 1,528	0,281	0,397	12
	2	0,088 – 1,491	0,267	0,391	12
TN [mg·dm ⁻³]	1	1,260 – 3,564	2,257	0,675	12
	2	1,264 – 3,387	2,039	0,737	12
N-NO ₃ [mg·dm ⁻³]	1	0,170 – 1,966	1,011	0,509	12
	2	0,104 – 1,675	0,817	0,489	12
N-NO ₂ [mg·dm ⁻³]	1	0,010 – 0,068	0,039	0,016	12
	2	0,012 – 0,55	0,032	0,013	12
N-NH ₄ [mg·dm ⁻³]	1	0,035 – 0,236	0,134	0,063	12
	2	0,072 – 0,349	0,202	0,092	12
N:P	1	1 – 29	15	8,00	12
	2	1 – 22	13	6,00	12
TOC [mg·dm ⁻³]	1	0,240 – 6,825	3,243	1,887	12
	2	1,642 – 9,347	3,727	2,151	10
Chl „a” [μg·dm ⁻³]	1	0,10 – 112,54	28,47	38,98	12
	2	1,48 – 22,21	8,33	6,63	10

N:P niższa niż 10 wskazuje na niedobór azotu, a wyższa od 20 wskazuje niedobór fosforu [3]. W większości jezior i zbiorników zaporowych zazwyczaj fosfor jest pierwiastkiem limitującym produkcję pierwotną [3, 18]. W wodach badanego zbiornika na obu stanowiskach badawczych wartość ilorazu N:P mieściła się w zakresie 1 – 29:1. Analizując uzyskane wartości ilorazu N:P można stwierdzić, że najczęściej obydwie biogeny w równym stopniu były pierwiastkami limitującymi produkcję. Tylko w sporadycznych przypadkach występował niedobór jednego bądź drugiego pierwiastka.

Wyjątkowo dużą produkcję pierwotną wyrażoną w postaci stężenia chlorofilu „a” odnotowano w czerwcu 2011 roku na stanowisku zlokalizowanym w przyzaporowej części zbiornika, wynosiła ona $112,54 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. Najniższą wartość chlorofilu „a” ($0,1 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) zanotowano również na tym samym stanowisku w październiku 2009 roku.

Stężenia całkowitego węgla organicznego w wodach badanego zbiornika w całym okresie badań nie przekroczyły wartości $10 \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ co sugeruje, że można je zaklasyfikować pod względem tego wskaźnika do I klasy jakości.

3.2. Ocena poziomu trofii zbiornika

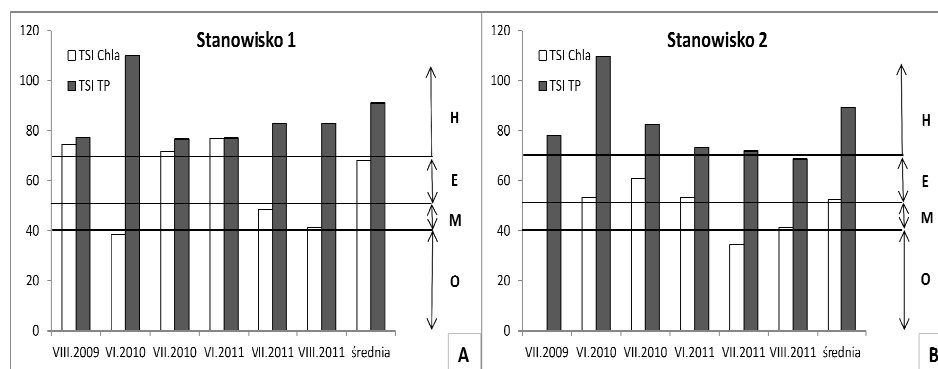
Przeprowadzona analiza zawartości stężeń ogólnych form pierwiastków biogennych oraz chlorofilu „a” wg kryterium oceny troficzności OECD i Nürnberg (tabela 1) wskazała na bardzo niekorzystną sytuację troficzną wód w zbiorniku zaporowym Rzeszów (tabela 3). Na podstawie średnich rocznych stężeń fosforu i azotu ogólnego wody na obydwu stanowiskach badawczych zakwalifikowano do hypertroficznych. Stężenia chlorofilu „a” (wartości maksymalne i średnie roczne) wskazywały na hypertroficzny stan wód na stanowisku w przyzaporowej części zbiornika, natomiast w górnej jego części na stan eutroficzny a nawet mezotroficzny. Można przypuszczać, że przyczyną wysokiej trofii wód badanego zbiornika jest dostawa ogromnych ilości substancji biogennych przez główne dopływy: rzeki Wisłok i Strug. Wcześniejsze analizy pokazują, że średnie obciążenie zbiornika zaporowego w Rzeszowie związkami biogennymi wynosi około $3500 \text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{doba}^{-1}$ oraz $285 \text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{doba}^{-1}$ [10] co bardzo znacznie przekracza wartości niebezpieczne proponowane przez Volenweidera (odpowiednio: $1,36 \text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{doba}^{-1}$ i $0,09 \text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{doba}^{-1}$) [23].

Dla wód zbiornika rzeszowskiego obliczono także indeksy troficzne Carlsona (rys. 2). Średnie wartości indeksu troficznego fosforowego (TSI TP) dla obu stanowisk badawczych oscylowały wokół wartości 90 co wskazuje na hypertrofię (tabela 4). Średnia wartość indeksu troficznego chlorofilowego (TSI Chla) obliczona dla stanowiska zlokalizowanego w pobliżu zapory była wyższa (68) niż w górnej części zbiornika (53). Na podstawie tych wartości na obu stanowiskach badawczych wody zbiornika rzeszowskiego zakwalifikowano do wód eutroficznych (tabela 4).

Tabela 3. Stan troficzny badanego zbiornika

Table 3. Trophic state of the studied reservoir

Stan troficzny	Fosfor ogólny (śr. roczna)	Chlorofil "a"		Azot ogólny (śr. roczna)
		(śr. roczna)	(maksimum)	
Wg OECD [23]				
Stanowisko 1	hypertrofia	hypertrofia	hypertrofia	-
Stanowisko 2	hypertrofia	eutrofia	mezotrofia	-
Wg Nürnberg [15]				
Stanowisko 1	hypertrofia	hypertrofia	-	hypertrofia
Stanowisko 2	hypertrofia	mezotrofia	-	hypertrofia

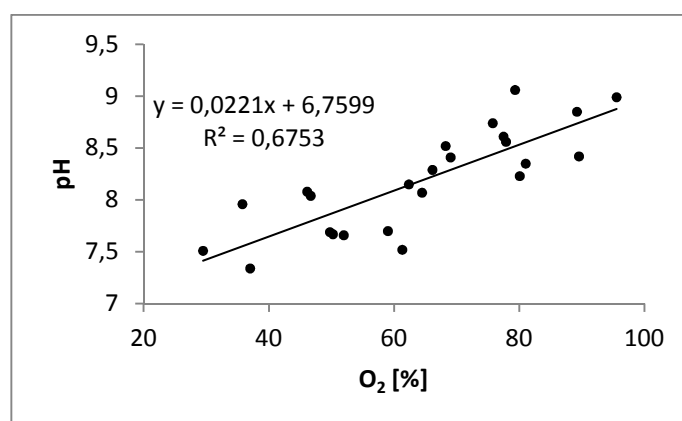


Rys. 2. Ocena stanu trofii zbiornika zaporowego Rzeszów na podstawie wyliczonych indeksów troficznych wg Carlsona (A – stanowisko 1, B – stanowisko 2); O – oligotrofia, M – mezotrofia, E – eutrofia, H – hipertrofia

Fig. 2. The assessment of the Rzeszów Reservoir trophic state on the basis Carlson (A – station 1, B – station 2); O – oligotrophy, M – mezotrophy, E – eutrophy, H - hypertrophy

Do oceny stanu troficznego wód zbiornika zaporowego w Rzeszowie wykorzystano także integralne kryterium ITS. Ponieważ wskaźnik ITS oblicza się tylko w przypadku istnienia liniowej korelacji pomiędzy wartościami pH a procentem nasycenia wody tlenem dwutlenowym wyznaczono taką zależność (rys. 3) ($R^2 = 0,6753$, $p < 0,001$, $\alpha = 0,05$).

Wyliczone wartości wskaźnika ITS dla obu stanowisk oscylowały wokół wartości 9 (tabela 4) co wskazuje na eutroficzny stan wód w badanym akwencie (eutrofia – powyżej 8,3). Takie wnioski są zbieżne z oceną dokonaną na podstawie troficznego indeksu chlorofilowego Carlsona.



Rys. 3. Zależność wartości pH od nasycenia wody tlenem

Fig. 3. Oxygen saturation of the water concen vs. reaction

Tabela 4. Ocena stanu trofii zbiornika zaporowego Rzeszów na podstawie obliczonych wskaźników TSI i ITS

Table 4. The assessment of the Rzeszów Reservoir trophic state on the basis TSI and ITS indicators

Stanowisko badawcze	Wartość TSI Chl „a” (lato)	Stan troficzny	Wartość TSI TP (lato)	Stan troficzny	Wartość ITS (średnia roczna)	Stan troficzny
1	68	eutrofia	91	hypertrofia	9,04	eutrofia
2	53	eutrofia	89	hypertrofia	8,90	eutrofia

Porównując zastosowane kryteria oceny stanu troficznego badanego zbiornika można stwierdzić, że kryteria oparte na analizie stężeń sugerują znacznie wyższy stopień zeutrofizowania niż kryteria wskaźnikowe (TSI Chla i ITS). Kompensacja i zrównoważenie wszystkich wskaźników są charakterystyczne dla ekosystemów wodnych o rozwoju harmonijnym i niewielkim stopniu przekształceń antropogenicznych [8]. Ocena żyzności zbiornika na podstawie fosforowego indeksu troficznego Carlsona (TSI TP) jest zbieżna z oceną wg kryteriów OECD i Nürnberga. Porównując jednak fosforowy i chlorofilowy wskaźnik Carlsona należy zauważyć, że ten drugi osiąga zawsze niższe wartości. Jest to zjawisko powszechne [5, 19]. Na terenie całej Polski obserwowany jest brak kompensacji TSI TP i TSI Chla zarówno w jeziorach [8] jak i zbiornikach zaporowych [5]. Zazwyczaj w ocenie trofii jezior wartości TSI TP traktowane są jako wyróżnik podstawowy [6] ale przy ocenie stanu trofii zbiorników zaporowych

wych (zwłaszcza zbiorników reolimnicznych) należy mieć na uwadze to, że znaczne ilości związków biogennych doprowadzanych wraz z dopływami mogą je opuszczać wraz z odpływem. Badania prowadzone na zbiorniku zaporowym Rzeszów w poprzednich latach sugerują, że w łańcuch troficzny włącza się tylko około 20% dopływających związków biogennych [20]. Wydaje się więc logiczne, że w przypadku zbiorników zaporowych najlepszym wyróżnikiem troficznym Carlsona będzie indeks chlorofilowy (TSI Chla) zwłaszcza, że w ocenie stopnia zeutrofizowania daje on rezultaty zgodne z integralnym kryterium troficzności ITS opartym na bilansie biotycznym.

4. Podsumowanie – kierunki dalszych działań

Analiza wyników badań wykazała, że zbiornik zaporowy w Rzeszowie jest zbiornikiem silnie zeutrofizowanym. Brak kompensacji pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami pozwalającymi określić stan trofii świadczy o zaburzeniu równowagi w badanym ekosystemie i silnym wpływie antropogenicznym.

Z uwagi na duże znaczenie gospodarcze zbiornika, konieczne jest podjęcie skutecznych działań, w tym modernizacji zbiornika, w kierunku poprawy jakości wód. W osiągnięciu celu przydatna będzie ocena jego naturalnej odporności na degradację (na podstawie danych morfometrycznych) oraz analiza aktualnych źródeł zasilania zbiornika związkami biogennymi. Z pewnością konieczna będzie modernizacja istniejących i budowa nowych oczyszczalni ścieków zmierzająca do zminimalizowania ilości związków biogennych odprowadzanych do Wisłoka i Strugu. Istnieje jednak ryzyko, że pomimo uporządkowania gospodarki wodno – ściekowej w zlewni stan zbiornika nie poprawi się. Przy dużym zasilaniu fosforem ze zlewni, w ciągu wielu lat duża jego ilość mogła ulec akumulacji w osadach dennych i zbiornik przez bardzo długi okres może być „samowystarczalny” by podtrzymywać proces eutrofizacji. Należałoby więc przeprowadzić szczegółowe badania osadów dennych pod kątem możliwości zasilania wewnętrznego zbiornika fosforem, co mogłoby być pomocne przy wyborze odpowiednich metod rekultywacyjnych, bez których z pewnością nie uda się spowolnić, a tym bardziej zahamować procesu nadmiernej eutrofizacji.

Podziękowania

Badania zostały sfinansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego RP w ramach umowy N N305 077836. W badaniach wykorzystano urządzenia zakupione w ramach projektu nr POPW.01.03.00-18-012/09 z Funduszy Strukturalnych w ramach Programu Operacyjnego Rozwój Polski Wschodniej współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.

Literatura

- [1] Bartoszek L., Tomaszek J.: Analysys of the spatial distribution of phosphorus fractions in the bottom sediments of the Solina-Myczkowce Dam Reservoir complex. *Environ. Protect. Eng.*, vol. 37, no. 3, 2011, pp. 5-15.
- [2] Carlson R. E.: A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, no. 2, 1977, pp. 361-369.
- [3] Galvez-Cloutier R., Sanchez M.: Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. *Water Qual. Res. J. Canada*, vol. 42, no. 4, 2007, pp. 252-268.
- [4] Gruca-Rokosz R., Czerwieniec E., Tomaszek J.: Methane emission from the Nielisz Reservoir. *Environ. Protect. Eng.*, vol. 37, no. 3, 2011, pp. 101-109.
- [5] Gruca-Rokosz R., Koszelnik P., Tomaszek J. A.: Ocena stanu troficznego trzech nizinnych zbiorników zaporowych Polski południowo-wschodniej. *Inżynieria Ekologiczna*, vol. 26, 2011, ss. 196-205.
- [6] Hillbricht-Ilkowska A., Wiśniewski R. J.: Zróżnicowanie troficzne jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego – stan obecny, zmienność wieloletnia, miejsce w klasyfikacji troficznej jezior. *Zeszyty Naukowe PAN KN przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”*, vol. 7, 1994, ss. 181-200.
- [7] Janjua M. Y., Ahmad T., Akhtar N.: Limnology and trophic status of Shahpur dam reservoir, Pakistan. *The Journal of Animal & Plant Sciences*, vol. 19, no. 4, 2009, pp. 224-273.
- [8] Karpowicz M., Górniak A., Cudowski A.: Struktura zespołu zooplanktonu skorupiakowego oraz ocena aktualnej trofii jeziora Wigry. *Rocznik Augustowsko – Suwalski*, vol. 10, 2010, ss. 11-20.
- [9] Koszelnik P. : Isotopic effects of suspended organic matter fluxes in the Solina Reservoir (SE Poland). *Environ. Protect. Eng.*, vol. 35, no. 4, 2009, pp. 5-13.
- [10] Koszelnik P., Tomaszek J. A.: Loading of the Rzeszów reservoir with biogenic elements – mass balance. *Environ. Protect. Eng.*, vol. 28 no. 1, 2002, pp. 99-105.
- [11] Koszelnik P., Tomaszek J., Sokół Z., Kryczka R.: Charakterystyka zbiornika zaporowego w Rzeszowie po trzydziestu latach eksploatacji. V Ogólnopolska Konferencja Naukowo – Techniczna „Ochrona i rekultywacja Jezior”, Grudziądz., 2004.
- [12] Koszelnik P.: Rola krzemu w procesie eutrofizacji wód na przykładzie zbiorników Solina i Myczkowce. *Rocznik Ochrona Środowiska*, tom 15, 2013, ss. 2218-2229.
- [13] Koszelnik P.: Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina – Myczkowce. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej*, Rzeszów, 2009.
- [14] Neverowa – Dziopak E.: *Ekologiczne aspekty ochrony wód powierzchniowych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów, 2007.
- [15] Nürnberg G.: Eutrophication and trophic state. *LakeLine*, vol. 29, no. 1, 2001, pp. 29-33.
- [16] Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2003 roku. WIOŚ w Rzeszowie.

- [17] 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. 2011 r. Nr 257, poz. 1545).
- [18] Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C.: Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, Marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 100, 1999, pp. 179-196.
- [19] Taheriyoun M., Karamouz M., Baghvand A.: Development of an entropy-based fuzzy eutrophication index for reservoir water quality evaluation. *Iran. J. Environ. Sci. Eng.*, vol. 7, no. 1, 2010, pp. 1-14.
- [20] Tomaszek J. A., Koszelnik P.: A simple model of nitrogen retention in reservoirs. *Hydrobiologia*, vol. 504, no. 1/3, 2003, pp. 51-58.
- [21] Tomaszek J. A.: Problemy ochrony i rekultywacji zbiornika zaporowego na rzece Wisłok w Rzeszowie. Materiały XVI Sympozjum Polskiego Komitetu IAWQ, Zabrze, 1995.
- [22] Vollenweider R. A.: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus un eutrophication. OECD Technical Report DAS/CSI/68.28, Paris 1968.
- [23] Vollenweider R. A., Kerekes J. J.: Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Technical report. Environment Directorate, OECD, Paris, 1982.
- [24] Wiatkowski M., Kasperek R.: Gospodarka wodna i eksploatacja małego zbiornika wodnego „Adymacz” na rzece Prószkowski Potok. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych PAN*, [w:] Melioracje Wodne w Inżynierii Kształtowania Środowiska, z. 528, 2008, ss. 457-466.
- [25] Wiatkowski M., Rosik-Dulewska Cz., Wiatkowska B.: Charakterystyka stanu użytkowania małego zbiornika zaporowego Nowaki na Korzkwi. *Rocznik Ochrona Środowiska*, tom 12, 2010, ss. 351-364.

TROPHIC STATE OF THE RZESZÓW RESERVOIR

Summary

Due to visible degradation of the Rzeszów Reservoir and previous reports about heavy load of it with biogenic compounds, water quality and trophic state of this reservoir was assessed in this paper. Two research stations on the reservoir (located near the dam and near the inlet of Wisłok River) were chosen. For the trophic state identification, the methods based on measurements in the surface waters of the annual average and maximum concentrations of indicators such as total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll "a" were used. Commonly used trophic indicators: Carlson index TSI (*Trophic State Index*) and integral index ITS (*Index of Trophical State*) were also calculated. The analysis of the concentrations of total forms of biogenic elements and chlorophyll "a" showed a very unfavorable trophic situation of the Rzeszow Reservoir water. Based on the average annual concentrations of the phosphorus and nitrogen, the water on the both research stations was classified into hypertrophic waters. The concentrations of chlorophyll "a" indicated hypertrophic state of water on station near dam, while in the upper part of the reservoir, eutrophic and even mesotrophic state. The average values of phosphorus trophic index (TSI TP) for both research stations indicated hypertrophy, whereas the average trophic chlorophyll index (TSI Chla) allowed to qualify the measured water to eutrophic water. Calculated values of ITS

index for the two measured stations indicated eutrophic water state. Comparing the criteria used to assess the trophic status one can conclude that the criteria based on the analysis of concentrations suggest a much higher eutrophic level than criteria based on the indicators (TSI Chla and ITS).

Keywords: trofie, trophic index, Rzeszów reservoir

DOI: 10.7862/rb.2013.53

Przesłano do redakcji w lipcu 2013 r.

Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.

Informacje dodatkowe

1. Lista recenzentów współpracujących będzie opublikowana w czwartym numerze *Czasopisma Inżynierii Ładowej, Środowiska i Architektury*: 60(4/13) oraz na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/
(dotychczasowa nazwa: *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska*), strona internetowa:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/budownictwo-i/
2. Zasady recenzowania są udostępnione na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/zasady-recenzowania/
3. Informacje dla autorów artykułów są udostępnione na stronie internetowej:
oficyna.portal.prz.edu.pl/informacje-dla-autorow/
4. Formularz recenzji jest udostępniony na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/
5. Instrukcja dla autorów omawiająca szczegółowo strukturę artykułu, jego układ, sposób przygotowywania materiału ilustracyjnego i piśmiennictwa jest zamieszczona na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/instrukcja-dla-autorow/
oraz
[www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/wzakladce „Instrukcja dla autorów”](http://www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/wzakladce%2CInstrukcja+dla+autorow%27)
6. Dane kontaktowe do redakcji czasopisma, adresy pocztowe i e-mail do przesyłania artykułów oraz dane kontaktowe do wydawcy są podane na stronie internetowej (Komitet Redakcyjny):
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/