

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



KSIĄŻKA STRESZCZEŃ

**VII MIĘDZYNARODOWA KONFERENCJA NAUKOWA
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”**

pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatyłowicz



Białystok 2018

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



KSIAŻKA STRESZCZEŃ

**KSIĄŻKA STRESZCZEŃ
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”**



*Patronat Rektora
Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzieńsi*



**Politechnika
Śląska**

*Patronat Rektora
Politechniki Śląskiej
prof. dr hab. inż. Arkadiusza Mężyka*



*Honorowy Patronat
Prezydenta
Miasta Białegostoku*



*Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska
Politechniki Białostockiej*



*Wydział Inżynierii
Środowiska i Energetyki
Politechniki Śląskiej*

**Publikacja dofinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Białymstoku**



Wojewódzki Fundusz
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej
w Białymstoku

www.wfosigw.bialystok.pl

Serdecznie dziękujemy za pomoc w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.



Polskie Towarzystwo
Inżynierii Ekologicznej



LECH



**VII MIĘDZYNARODOWA KONFERENCJA NAUKOWA
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”**

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatyłowicz**

Białystok 2018

Redaktor książki streszczeń:

Iwona Skoczko
Ewa Szatylowicz

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Ewa Szatylowicz – Redaktor Naczelny

Redakcja językowa: Autorzy

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. Pol. Śl.
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater
prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski
prof. dr hab. inż. Mirosław Żukowski
prof. dr hab. Tadeusz Łoboda
prof. Aleksey Ternovtsev
prof. Javier Bayo
prof. Jolanta Sadauskiene
prof. Antonio Rodero Serrano
prof. Manuel Ruiz de Adana Santiago
dr hab. inż. Marcin Dębowski, prof. UWM
dr hab. inż. Urszula Filipkowska, prof. UWM
dr hab. inż. Aleksander Kiryluk, prof. PB
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr hab. inż. Marcin Zieliński, prof. UWM
dr hab. inż. Monika Żubrowska-Sudoł, prof. PW
dr hab. inż. Mariusz Adamski
dr hab. inż. Izabela Bartkowska
dr hab. inż. Dariusz Boruszko
dr hab. inż. Andrzej Butarewicz
dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski
dr hab. inż. Andrzej Gajewski

dr hab. inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk, prof. PB
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
dr hab. Izabella Jastrzębska
dr hab. Zenon Łotowski
dr hab. inż. Sławomir Obidziński
dr hab. Aneta Dorota Petelska
dr hab. Janina Piekutin
dr hab. inż. Cezary Pieńkowski
dr hab. inż. Joanna Rodziewicz
dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz
dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
dr hab. inż. Izabela Tałałaj
dr hab. inż. Ewa Wojciechowska, prof. PG
dr hab. Ada Wróblewska
dr inż. Dariusz Andraka
dr inż. Robert Cichowicz
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons
dr inż. Edyta Kudlek
dr inż. Dorota Krawczyk
dr inż. Jacek Leszczyński
dr inż. Anna Siemieniuk
dr n. tech. Joanna Szczykowska

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2018

**Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich.**

Prace zamieszczone w książce streszczeń nie podlegają recenzji.

Odpowiedzialność za treść ponoszą autorzy.

Wydział Budownictwa i Inżynierii
Środowiska Politechniki Białostockiej
ul. Wiejska 45E
15-351 Białystok
www.ismo.pb.edu.pl

Polskie Zrzeszenie Techników i Inżynierów
Sanitarnych Oddział w Białymstoku
ul. M. C. Skłodowskiej 2, 15-950 Białystok
Tel.: 85 744 31 00
e-mail: konferencjapzits@gmail.com



SPIS TREŚCI

Michał Adamczak, Gabriela Kamińska, Jolanta Bohdziewicz Wytwarzanie polimerowych membran TFC/TFN metodą międzyfazowej polimeryzacji in situ – artykuł przeglądowy	Błąd! Nie zdefiniowano zakładki.
Mariusz Adamski, Piotr Bara Badanie charakterystyki turbiny wiatrowej	Błąd! Nie zdefiniowano zakładki.
Iwona Barszczewska, Paulina Mielniczuk Analiza ekonomiczno-ekologiczna różnych wariantów ogrzewania w domu jednorodzinnym na terenie miasta Białegostoku	18
Marta Bujak, Edyta Kudlek, Anna Lempart, Mariusz Dudziak Wpływ mocy lampy UV na powstawanie ubocznych produktów uzdatniania wody basenowej	20
Iwona Chmielewska Współczynnik filtracji torfów	22
Maciej Cholewiński Mild pyrolysis of coals and its impact on possible mercury releases from coal-fired power plants ..	24
Tomasz Choiński, Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk Rekuperacja jako metoda odzysku ciepła z wentylacji	26
Justyna Czerwińska, Grzegorz Wielgosiński Epizody smogowe w aglomeracji łódzkiej w okresie zimowym 2016/2017	28
Sławomir Obidziński, Magdalena Dołżyńska, Krzysztof Sosna Experimental study of the pressure agglomeration process of coal and plant-based waste	30
Agnieszka Garlicka, Monika Żubrowska - Sudół Zmiany aktywności mikroorganizmów tlenowych w osadzie zdeintegrowanym	32
Agnieszka Grzelka, Izabela Sówka, Urszula Miller Metody oceny emisji odorów z obiektów gospodarki hodowlanej	34
Eliza Hawrylik, Marzena Matejczyk Escherichia coli-lux biosensor used to monitor the cytotoxicity and genotoxicity of pharmacological residues in environment	36
Monika Janas, Grzegorz Rogacki, Alicja Zawadzka Termohydroliza nadkrytyczna – modelowanie reaktora chemicznego	38
Marta Jaworowska Ocena stanu jakości jeziora Jezioro Sajenka	40



Paweł Kondzior, Andrzej Butarewicz Effect of heavy metals on the content of photosynthetic pigments in the cells of algae <i>Chlorella vulgaris</i>	42
Jakub Kozicki Analiza doboru żywic w rehabilitacji kanałów sanitarnych materiałami tekstylnymi nasączonymi żywicami i utwardzanymi na miejscu	44
Marek Król, Mariusz Dudziak Występowanie i oznaczanie wybranych grup mikrozanieczyszczeń regulowanych Dyrektywą 2000/60/WE w środowisku wodnym	46
Marta Lempart, Anna Lempart, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak Obecność związków z grupy Personal Care Products (PCPs) w wodzie basenowej	49
Edyta Łaskawiec, Mariusz Dudziak, Joanna Wyczarska-Kokot Nowoczesne metody uzdatniania i recyklingu wody w obiektach basenowych.....	51
Magdalena Łój-Pilch, Anita Zakrzewska, Ewa Zielewicz Identyfikacja zagrożeń powodujących ryzyko dla komunalnych oczyszczalni ścieków	53
Łukasz Malinowski, Iwona Skoczko Impacts of climate change on hydrological regime and water resources management of the Narew River in Poland.....	56
Karolina Matej-Łukowicz, Nicole Nawrot, Ewa Wojciechowska Ocena ładunku zanieczyszczeń biogenych transportowanych do Zatoki Gdańskiej przez Potok Oliwski	59
Katarzyna Materla, Ewa Łobos-Moysa Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na obecność wybranych grup mikroorganizmów osadu czynnego	61
Katarzyna Misiołek Identyfikacja bakterii ureolitycznych wykorzystywanych do biocementacji gruntów	63
Mikołaj Matuszczak Aspekt wilgotności względnej powietrza wewnętrznego w obiektach biurowych	65
Dominik Mroczko, Izabela Zimoch Koagulacja zanieczyszczeń występujących w wodach rzecznych w okresie dynamicznego przepływu.....	67
Agata Myszkowska, Mariusz Adamski Heating costs calculations on the example of the selected apartment.....	69

Nicole Nawrot, Ewa Wojciechowska Ocena stężenia metali ciężkich wymywanych ze spływem deszczowym z dachów budynków o różnych rodzajach pokrycia – na przykładzie dzielnicy Gdańsk Oliwa	71
Agnieszka Niewulis, Sławomir Obidziński Agglomeracja bezciśnieniowa odpadów pochodzenia roślinnego	73
Katarzyna Oszczapińska, Iwona Skoczko Preliminary analysis of sewage management in Sokółski District	77
Paula Piechna Biocoenosis of biofilm and activated sludge in hybrid systems used for wastewater treatment	78
Kamil Rawski Przydomowa oczyszczalnia hydrofitowa jako element kompozycyjny ogrodu	83
Katarzyna Rozpondek, Rafał Rozpondek Evaluation of quality of bottom sediments of water reservoir Poraj by applying Sediment Quality Guidelines and spatial analysis	84
Rafał Rozpondek, Katarzyna Rozpondek Assessing spatial distributions of total heavy metal content in bottom sedi-ments of water reservoir Dzierżno Duże – geostatistics based studiess	86
Sara Sewastianik, Andrzej Gajewski Sezonowy współczynnik przemiany energii wodnej pompy ciepła stanowiącej źródło ciepła w budynku wielorodzinnym	88
Jakub Siemieniuk, Ewa Szatylowicz Zmniejszenie emisji CO ₂ w procesie produkcji cementu	90
Szymon Skarżyński, Izabela Bartkowska Ultrasounds in water, wastewater and sewage sludge management	92
Weronika Skoczko Zanieczyszczenie światłem	94
Waldemar Studziński, Alicja Gackowska Ocena skuteczności degradacji estru 2-etyloheksyloвого z kwasu p- dimetyloaminobenzoowego pod wpływem czynników utleniających	96
Katarzyna Sytek-Szmeichel, Jolanta Podedworna Synergiczne usuwanie biogenów ze ścieków w procesie denitryfikacji defosfatacyjnej – istota procesu oraz doświadczenia własne	98
Iwona Skoczko, Ewa Szatylowicz The use of activated alumina and magnetic field for the removal heavy metals from water	100

Artur Szyguła, Anna Lempart, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak Ocena wpływu systemu cyrkulacji na poziom stężeń mikrozanieczyszczeń w układzie oczyszczania wody basenowej	102
Aleksandra Śliwińska Sposoby ograniczenia emitowanego przez transport lotniczy do środowiska hałasu	104
Justyna Walczak, Monika Żubrowska - Sudół Możliwości wykorzystania procesu dezintegracji osadów ściekowych do wspomaganie usuwania ze ścieków związków biogenych - przegląd literatury oraz doświadczenia własne.....	106
Marta Wiśniewska Eksploracja, zamknięcie i rekultywacja składowisk niezorganizowanych na przykładzie składowiska „Łysa Góra”.....	108
Marta Wysocka Biologiczna ocena działania oczyszczalni hydrofitowej.....	110
Monika Wysocka, Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk Analysis of operating costs of heat pump in passive building	112
Maciej Załuska, Janina Piekutin Efektywność ekonomiczna i energetyczna funkcjonowania biogazowni w zależności od zastosowanego substratu	114
Aleksandra Zawadzka, Anna Lempart, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak Źródło toksyczności popłuczyn z płukania filtrów w instalacji wody basenowej	116
Piotr Zawadzki, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak Kinetyka fotokatalitycznego rozkładu bisfenolu A na modyfikowanych fotokatalizatorach	118
Marta Zagórska, Weronika Roszkowska, Izabela Skowrońska, Anna Zambrzycka, Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko, Katarzyna Dąbrowska Ocena jakości powietrza w Polsce	120
Justyna Klimowicz, Angelika Kisiel, Weronika Skoczko, Marcin Butkiewicz, Łukasz Trybułowski, Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko, Katarzyna Dąbrowska Zarządzanie krajową gospodarką wodną od 2018 roku	122
Bernadetta Wądołowska, Agata Witkowska, Justyna Truskolaska, Karolina Weremijewicz, Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko Perspektywa zmian w systemie gospodarki odpadami	124

Michał Adamczak¹⁾ Gabriela Kamińska, Jolanta Bohdziewicz
Politechnika Śląska

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Stanisława Konarskiego 18, 44-100 Gliwice

¹⁾michal.adamczak@polsl.pl

Wytwarzanie polimerowych membran TFC/TFN metodą międzyfazowej polimeryzacji in situ – artykuł przeglądowy

Słowa kluczowe: *membrany nanokompozytowe, TFC, TFN, nanocząsteczki, międzyfazowa polimeryzacja in situ*

Cel badań

Obecne membrany, produkowane na skalę przemysłową mają szerokie zastosowanie zarówno w procesach oczyszczania ścieków jak i uzdatniania wód, ale także odsalania wody morskiej, oraz w różnych procesach technologicznych w których wymagana jest duża czystość produktu. Zdecydowana większość membran produkowana jest najprostszą metodą inwersji faz. W tym procesie roztwór zawierający rozpuszczalnik i polimer wylewany jest na płaską powierzchnię tworząc warstwę o odpowiedniej grubości, a następnie zachodzi kontrolowany proces wymiany rozpuszczalnika na nierozpuszczalnik i stworzenie stałej membrany. W omawianych w tym artykule rodzajach membran na powierzchnię membrany nanoszona jest jeszcze ultracienka warstwa naskórkowa. Membrany wytworzone za pomocą tej metody (IPIS – interfacial polymerization in situ) określane są membranami TFC – thin-film composite, bądź w wypadku membran modyfikowanych nanocząsteczkami nazywane są TFN lub TFNC – thin-film nanocomposite [Khorshidi 2016.] Praca ta ma na celu przybliżenie tematyki a także sposobów preparacji membran kompozytowych i nanokompozytowych.

Metody preparowania membran nanokompozytowych

Jak już wspomniano, membrany kompozytowe TFC składają się zasadniczo z dwóch oddzielnych warstw: warstwy tak zwanego suportu (nośnika) preparowanego dokładnie tak, jak klasyczna membrana za pomocą inwersji faz, oraz niezwykle cienkiej warstwy naskórkowej. Obie te warstwy posiadają zarówno inną strukturę, jak i składają się z różnych polimerów. Porowate podłoże (nośnik) zapewnia mechaniczną stabilność membrany na pękanie i rozrywanie podczas pracy przy wysokich ciśnieniach, natomiast ultracienka warstwa powierzchniowa bierze bezpośredni udział w oczyszczaniu medium. Podstawą wytwarzania membran nanokompozytowych typu TFC jest reakcja powstawania poliamidu w wyniku polikondensacji dwóch monomerów: diaminy, oraz kwasowego monomeru zawierającego atomy chloru. Diamina dodawana jest w roztworze wodnym, natomiast kwasowy monomer wmieszany w organiczny rozpuszczalnik. Reakcja zachodzi na granicy faz [Khorshidi 2016][Song 2005].

Właściwości preparowanych membran TFC można modyfikować za pomocą rodzaju i zmiany stężenia reagujących monomerów, ponadto wpływ mają warunki fizyczne w jakich prowadzony jest sam proces preparowania membrany. W pracy Li i in., gdzie zastosowano cztery różne monomery, każda z wytworzonych membran posiadała odmienne właściwości, zarówno pod względem kąta zwilżalności, potencjału zeta, a także strumienia permeatu [Li 2014]. W membranach TFN ich właściwości mogą być jeszcze modyfikowane za pomocą nanokompozytów.

W membranach TFN przedrostek „nano” oznacza obecność wypełniacza w formie nanocząsteczek, nanorurek lub nanopłytek. Cechami wyróżniającymi membrany TFN w stosunku do TFC są: zdecydowanie wyższy strumień permeatu, połączony z lepszymi właściwościami separacyjnymi, a także redukcja kosztów energetycznych związanych z eksploatacją membrany. Pierwsze membrany tego typu pojawiły się w 2007 roku, gdy wydane zostały pierwsze publikacje na ten temat. W roku 2010 pojawiła się pierwsza instalacja do odsalania wody, w której wykorzystano membrany TFN. Podobnie jak w wypadku membran TFC większość aplikacji dotyczy nanofiltracji lub odwróconej osmozy, jednakże coraz częściej zauważalne jest stosowanie ich w procesach niskociśnieniowych, jak ultrafiltracja czy mikrofiltracja [Lau 2015]. Jako nanododatki, stosowane też w zwykłych membranach wytwarzanych za pomocą inwersji faz, stosuje się nanozeolity (NaA), nanorurki węglowe (CNTs), krzemionkę, nanocząsteczki srebra czy tlenku tytanu [Yin 2015].

Wyniki i wnioski

Membrany kompozytowe charakteryzują się odmiennymi właściwościami nie tylko poprzez samą obecność nanocząsteczek w ich strukturze, ale także dzięki zmianie ich stężenia i sposobu wstawiania się ich w strukturę membrany. W pracy tej zawarte zostaną informacje dotyczące modyfikacji membran TFN nanocząsteczkami, a także za pomocą zmiany warunków reakcji kopolimeryzacji oraz za pomocą zmiany stężenia monomerów. Przedstawione również zostaną przykłady zastosowania membran TFN i TFC oraz wstępne badania na ich temat.

Literatura

- Khorshidi, B., Thundat, T., Fleck, B. A., & Sadrzadeh, M. (2016). *A novel approach toward fabrication of high performance thin film composite polyamide membranes*. Scientific Reports, 6, 22069.
- Song, Y., Sun, P., Henry, L. L., & Sun, B. (2005). *Mechanisms of structure and performance controlled thin film composite membrane formation via interfacial polymerization process*. Journal of Membrane Science, 251(1), 67-79.
- Li, Y., Su, Y., Dong, Y., Zhao, X., Jiang, Z., Zhang, R., & Zhao, J. (2014). *Separation performance of thin-film composite nanofiltration membrane through interfacial polymerization using different amine monomers*. Desalination, 333(1), 59-65.
- Lau, W. J., Gray, S., Matsuura, T., Emadzadeh, D., Chen, J. P., & Ismail, A. F. (2015). *A review on polyamide thin film nanocomposite (TFN) membranes: history, applications, challenges and approaches*. Water Research, 80, 306-324.
- Yin, J., & Deng, B. (2015). *Polymer-matrix nanocomposite membranes for water treatment*. Journal of Membrane Science, 479, 256-275.

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾mariusz.adamski@pb.edu.pl, ²⁾p.bara@wp.pl

Badanie charakterystyk turbiny wiatrowej

Słowa kluczowe: energia odnawialna, energia wiatru, turbiny wiatrowe

Cel badań

Artykuł podejmuje tematykę wykorzystania turbin wiatrowych, jako urządzeń służących do produkcji energii elektrycznej. W treści artykułu znajdują się rozdziały przybliżające czytelnikowi omawiane zagadnienie, w ramach których m.in. zdefiniowano pojęcie wiatru, omówiono główne parametry wiatru, scharakteryzowano podstawowe urządzenia techniki wiatrowej. Celem przeprowadzonych badań było wyznaczenie i graficzna prezentacja podstawowych charakterystyk modelowej turbiny, do których należą:

- charakterystyka mocy turbiny wiatrowej w funkcji prędkości strumienia przepływającego powietrza,
- charakterystyka mocy turbiny wiatrowej dla różnych kątów nachylenia łopat wirnika.

Dodatkowo wyznaczone zostały zależności:

- prędkości obrotowej turbiny wiatrowej od prędkości strumienia przepływającego powietrza przy stałym kącie nachylenia łopat turbiny,
- prędkości obrotowej turbiny wiatrowej od kąta nachylenia łopat turbiny przy stałej prędkości przepływającego powietrza.

Materiały i metody

Niezbędne pomiary zostały wykonane przy użyciu tunelu aerodynamicznego będącego na wyposażeniu Laboratorium Odnawialnych Źródeł Energii Politechniki Białostockiej. Najistotniejsze elementy stanowiska badawczego to zintegrowana konstrukcja tworzona przez wentylator, tunel aerodynamiczny, rurkę Pitota, modelową turbinę wiatrową oraz jednostkę INIT1, a także jednostka sterująca i komputer.

Charakterystyka mocy turbiny wiatrowej w funkcji prędkości wiatru to jedna z istotniejszych charakterystyk elektrowni wiatrowych. Do jej wyznaczenia w tunelu aerodynamicznym przyjęto stały kąt nachylenia łopat wirnika względem osi strumienia napływającego powietrza wynoszący 60°. W ramach przeprowadzonego eksperymentu wyznaczona została także zależność prędkości obrotowej turbiny od prędkości strumienia powietrza.

Charakterystyka mocy modelowej turbiny wiatrowej w funkcji kąta natarcia oraz zależność prędkości obrotowej turbiny od kąta natarcia zostały wyznaczone na podstawie pomiarów przeprowadzonych w tunelu aerodynamicznym przy stałej nastawie prędkości strumienia powietrza generowanego przez wentylator oraz zmiennej wartości kąta natarcia strumienia powietrza. Prędkość strumienia powietrza wynosiła ok. 3,3 m/s.

Wyniki i wnioski

Otrzymane wyniki zestawiono w formie tabelarycznej bądź zaprezentowano graficznie. Ich analiza pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

- moc turbiny wiatrowej P wzrasta wraz ze wzrostem prędkości strumienia powietrza v i w badanym przypadku może zostać wyrażona równaniem:

$$P = 0,0366v^2 - 0,1056v + 0,0689;$$

- niezbędna jest pewna minimalna prędkość strumienia przepływającego powietrza v , aby możliwe było odnotowanie napięcia U w układzie, w doświadczeniu - $U=0,62$ V dla $v=3,6$ m/s;
- prędkość obrotowa wirnika n wzrasta wraz ze wzrostem prędkości strumienia powietrza v i dla analizowanego przypadku może być wyrażona równaniem:
$$n = 4,2v^2 + 9,52v + 186,16;$$
- moc P oraz prędkość obrotowa turbiny n wiatrowej zależne są od kąta natarcia α , wzrost odchylenia profilu do tyłu skutkuje wzrostem siły nośnej uzyskanym dzięki wzrostowi prędkości strumienia powietrza na górnej części profilu;
- wzrost siły nośnej przekłada się na zwiększenie uzyskanej mocy badanej turbiny do momentu przekroczenia charakterystycznej wartości krytycznej kąta natarcia, gdzie charakterystyki mocy turbiny i prędkości obrotowej turbiny ulegają gwałtownemu załamaniu.

Iwona Barszczewska¹⁾, Paulina Mielniczuk²⁾

Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział w Białymstoku



Koło Gaz,
ul. M. C. Skłodowskiej 2, 15-950 Białystok
¹iwona.barszczewska@onet.pl, ²mielniczukpaulina93@gmail.com

Analiza ekonomiczno-ekologiczna różnych wariantów ogrzewania w domu jednorodzinnym na terenie miasta Białegostoku

Słowa kluczowe: ogrzewanie, gaz ziemny, węgiel kamienny, olej opałowy, biomasa, pompa ciepła, ogrzewanie elektryczne, emisja zanieczyszczeń

Cel analizy

Celem artykułu jest przeprowadzenie analizy porównawczej różnych źródeł ciepła do ogrzewania budynku jednorodzinnego zlokalizowanego na terenie miasta Białystok. Pod uwagę zostały wzięte zarówno aspekty ekonomiczne jak i ekologiczne, każdego z analizowanych rozwiązań.

Materiały i metody

Analizie poddany został dwukondygnacyjny budynek mieszkalny, jednorodzinny zlokalizowany w IV strefie klimatycznej w miejscowości Białystok. Budynek ten spełnia wymagania zawarte w aktualnych warunkach technicznych jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. 2015 poz. 1422). Obliczenia zapotrzebowania na ciepło zostały wykonane zgodnie z obowiązującymi normami. Na podstawie otrzymanych wyników określono koszty poniesione na ogrzewanie przy wyborze danego rodzaju źródła ciepła. Wśród źródeł ciepła znalazły się: gaz ziemny, biomasa, olej opałowy, węgiel kamienny, pompa ciepła powietrze-woda oraz ogrzewanie elektryczne. Dla każdego z powyższych wariantów przeanalizowano również jego oddziaływanie na środowisko. Pod uwagę wzięto emisję zanieczyszczeń do atmosfery oraz produkty uboczne powstające w procesie spalania. Przeanalizowano również otrzymane wartości nieodnawialnej energii pierwotnej EP oraz energii końcowej EK.

Wyniki i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń otrzymano zapotrzebowanie na paliwo dla każdego z analizowanych wariantów. Pozwoliło to na określenie rocznych kosztów ogrzewania jednorodzinnego budynku mieszkalnego w Białymstoku. Dla każdego z analizowanych paliw obliczono ilość emitowanych zanieczyszczeń do atmosfery. Otrzymane wyniki poddano analizie ekonomicznej oraz ekologicznej. W ich wyniku wyłoniono najbardziej ekologiczne, a także najoszczędniejsze źródło ciepła w budynku jednorodzinnym. Pod uwagę wzięto również zalety i wady poszczególnych rozwiązań.

Literatura

Nantka M.B. (2013). *Ogrzewnictwo i Ciepłownictwo Tom I*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej. Gliwice.

Nantka M. B. (2013). *Ogrzewnictwo i Ciepłownictwo Tom II*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej. Gliwice.

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 7 lipca 2015 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, Dz.U. 2015 poz. 1422.

Marta Bujak, Edyta Kudlek, Anna Lempart¹⁾, Mariusz Dudziak
Politechnika Śląska
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-101 Gliwice
¹⁾e-mail: anna.lempart@polsl.pl

Wpływ mocy lamp UV na powstawanie ubocznych produktów uzdatniania wody basenowej

Słowa klucze: baseny, lampy UV, mikrozanieczyszczenia, dezynfekcja wody basenowej

Cel badań

Jedną z metod wspomagania dezynfekcji wody basenowej jest stosowanie w układzie jej uzdatniania niskociśnieniowych lub średniociśnieniowych lamp UV. Promieniowanie ultrafioletowe jest bardzo skuteczne w niszczeniu bakterii chorobotwórczych i wirusów (Piechurski, 2009), a także wspomaga usuwanie z wody basenowej chloramin (Weng i in., 2013), które odpowiedzialne są m.in. za suchość skóry, czy podrażnienia śluzówek u użytkowników basenów (Wyczarska-Kokot, 2014). Jednak podczas naświetlania promieniami UV, licznie obecne w wodzie basenowej związki organiczne, mogą ulegać wielu przemianom i dodatkowym procesom (Włodyka-Bergier i in., 2017). Celem niniejszej pracy była ocena, w warunkach laboratoryjnych wpływu mocy lamp UV na powstawanie produktów przemian wybranych związków organicznych. Niniejszej oceny dokonano na podstawie analizy GC-MS próbek wody basenowej.

Materiały i metody

Pobraną próbkę wody basenowej, w warunkach laboratoryjnych poddano porównawczo naświetlaniu promieniami UV z zastosowaniem niskociśnieniowej lampy o mocy 15 Wat i średniociśnieniowej lampy o mocy 150 Wat. Badania przeprowadzono dla trzech czasów naświetlania tj. 10 min, 30 min i 60 min. Surową wodę basenową oraz próbki poddawane poszczególnym czasom naświetlania analizowano chromatograficznie z wykorzystaniem chromatografu gazowego GC-MS z detektorem masowym. Etap przygotowania próbek do analizy obejmował ekstrakcję do fazy stałej. W badanych wodach oznaczono również podstawowe parametry fizyczno-chemiczne tj. pH, potencjał redox, stężenie chloru wolnego, stężenie chloru związanego, absorbancja, OWO i przewodność.

Wyniki i podsumowanie badań

W badanej próbce surowej wody basenowej zidentyfikowano związki farmaceutyczne (m.in. karbamazepinę i kofeinę) oraz związki z grupy *Personal Care Products* (m.in. BP-3, BZ-8 i BTH). Poziom stężenie zidentyfikowanych związków organicznych obniżał się wraz ze wzrostem czasu naświetlania, co było szczególnie wyraźne w przypadku karbamazepiny. Stężenie tego związku po 10 minutach naświetlania obniżyło się zaledwie o 3%, natomiast po 60 minutach prowadzenia procesu uzyskano ponad 32% usunięcie leku. Po procesie naświetlania udokumentowano także występowanie związków pierwotnie nieobecnych w surowej wodzie basenowej, co świadczy o generowaniu ubocznych produktów rozkładu fotochemicznego.

Analiza uzyskanych chromatogramów GC-MS wykazała duże zmiany w profilu materii organicznej obecnej w wodzie basenowej spowodowane naświetlaniem promieniami UV. Zaobserwowano liczne przemiany związków organicznych zawartych w wodzie basenowej poddanej działaniu zarówno niskociśnieniowej jak i średniociśnieniowej lampy UV. Zastosowanie lampy średniociśnieniowej powodowało większą degradację związków organicznych, niż było to obserwowane w przypadku lampy niskociśnieniowej. Dla przykładu stężenie BTH obniżyło się pod wpływem lampy UV o mocy 15 Wat o 45%, natomiast pod zastosowanie lampy o mocy 150 Wat pozwoliło na ponad 95% obniżenie stężenia tego związku. W przypadku kofeiny, zarówno lampa niskociśnieniowa, jak i średniociśnieniowa nie umożliwiła usunięcia związku z badanej wody basenowej.

Podziękowania

Pracę sfinansowano ze środków przyznanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, ze środków na badania kierunkowe młodych naukowców przyznane dla Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w 2017 roku nr BKM / 554 / RIE-4 / 2017 oraz ze środków przyznanych przez Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki na działalność Studenckiego Koła Naukowego "Techniki Membranowe" w roku akademickim 2017/2018.

Literatura

Piechurski F. *Ocena metod wspomagania dezynfekcji wody basenowej cz. 1.* (2009) Pływalnie i Baseny, 76-85.

Wyczarska-Kokot J. *Wpływ metody dezynfekcji na zawartość chloramin w wodzie basenowej* (2014), Ochr. Środ. 36, 37-42.

Włodyka-Bergier A., Bergier T., Stańkowska E. *Wpływ zastosowania niskociśnieniowej i średniociśnieniowej lampy UV na powstawanie ubocznych produktów dezynfekcji w wodzie basenowej* (2017), Instalacje basenowe. Praca zbiorowa. Pod red. Karola Kusia i Floriana Piechurskiego. Gliwice : Instytut Inżynierii Wody i Ścieków. Politechnika Śląska.

Iwona Chmielewska¹⁾
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾i.chmielewska@pb.edu.pl

Współczynnik filtracji torfów

Słowa klucze: torfy, współczynnik filtracji, badania edometryczne

Cel badań

W pracy przedstawiono wyniki badań edometrycznych, których celem było wyznaczenie wartości współczynnika filtracji torfów.

Materialy i metody

Badania edometryczne zostały przeprowadzone na próbkach torfów pobranych z podłoża obwodnicy Bargłowa Kościelnego. Torfy pobrano z ośmiu różnych miejsc zlokalizowanych na rozpatrywanym terenie. Przed przystąpieniem do badań edometrycznych określono wartości podstawowych cech fizycznych torfów, takich jak: ciężar objętościowy, wilgotność naturalna, zawartość części organicznych, stopień rozkładu. Badania ścisłości przeprowadzono z użyciem zestawu pięciu edometrów z możliwością elektronicznej rejestracji odczytów czujników przemieszczeń. Próbkę torfów badano przy różnych naprężeniach pionowych, o wartościach od 15 do 256 kPa.

Przeprowadzone badania edometryczne umożliwiły wyznaczenie współczynnika konsolidacji oraz edometrycznego modułu ścisłości pierwotnej. Określenie tych parametrów pozwoliło na obliczenie współczynnika filtracji zgodnie ze wzorem (Kowalczyk i in., 2013):

$$k = \frac{c_v \gamma_w}{M_0}$$

gdzie: c_v jest współczynnikiem konsolidacji, γ_w jest ciężarem objętościowym wody wypełniającej pory gruntu, M_0 jest wartością edometrycznego modułu ścisłości pierwotnej.

Wartość edometrycznego modułu ścisłości pierwotnej M_0 wyznaczono zgodnie z normą PKN-CEN ISO/TS 17892-5.

$$M_0 = \frac{\Delta \sigma_{0i}'}{\varepsilon_0} = \frac{\Delta \sigma_{0i}' h_{0i}}{\Delta h_{0i}}$$

w którym $\Delta \sigma_{0i}'$ jest przyrostem naprężeń efektywnych dla obciążenia pierwotnego, ε_0 jest odkształceniem względnym dla obciążenia pierwotnego, h_{0i} jest początkową wysokością próbki, natomiast Δh_{0i} jest różnicą wysokości próbki wywołaną zmianą obciążenia.

W pracy opisano dwie metody wyznaczania współczynnika konsolidacji pierwotnej c_v : metodę Casagrande'a oraz Taylora (Head, 1994; Lendo i Skutnik, 2005).

W metodzie pierwszej współczynnik konsolidacji wyznaczany jest z zależności:

$$c_v = \frac{0,197L^2}{t_{50}}$$

gdzie: 0,197 jest wartością współczynnika czasu, L jest długością drogi odpływu wody (dla próbek z odpływem górnym i dolnym $L = \frac{1}{2}H$, gdzie H jest wysokością próbki), t_{50} jest czasem 50% konsolidacji.

W metodzie Taylora analizuje się zmiany wysokości próbki w zależności od pierwiastka czasu wyrażonego w minutach. Wartość współczynnika konsolidacji pierwotnej w tym przypadku wyznaczona jest ze wzoru:

$$c_v = \frac{0,848L^2}{t_{90}}$$

gdzie: 0,848 jest wartością współczynnika czasu, t_{90} jest czasem 90% konsolidacji.

Na podstawie przeprowadzonych badań oraz obliczeń sporządzono wykresy zależności współczynnika filtracji k od wskaźnika porowatości torfów e . Wartości współczynnika filtracji otrzymane na podstawie badań edometrycznych porównano z wynikami podanymi w literaturze.

Wyniki i wnioski

Największą początkową wartość współczynnika filtracji uzyskano dla torfu, który charakteryzował się najbardziej włóknistą strukturą oraz najmniejszym stopniem rozkładu.

Przeprowadzone badania wykazały dużą zmienność współczynnika filtracji w zależności od wartości pionowych naprężeń oraz od wskaźnika porowatości.

Wyraźnie widoczna jest nieliniowa zależność pomiędzy wartością współczynnika filtracji a wskaźnikiem porowatości.

Przeprowadzone badania edometryczne wykazały dużą ściśliwość badanych torfów.

Literatura

Head K. H. (1994). *Manual of Soil Laboratory Testing. Vol. 2. Permeability, Shear Strength and Compressibility Tests*. John Wiley & Sons Inc., New York - Toronto.

Kowalczyk S., Szczepański T., Dobak P. (2013). *Charakterystyka rozkładu ciśnienia porowego w badaniach konsolidacji past gruntowych z północnopolskich glin zwałowych*. Budownictwo i Inżynieria Środowiska, 4, 127-134.

PKN-CEN ISO/TS 17892-5. *Badania geotechniczne. Badania laboratoryjne gruntów. Część 5: Badanie edometryczne gruntów*.

Lendo M., Skutnik Z. (2005). *Badanie współczynnika konsolidacji (c_v) nienasyconych ilów płoceńskich*. Scientific Review Engineering and Environmental Sciences, 32, 40-49.

Maciej Cholewiński¹⁾

Wrocław University of Science and Technology

Faculty of Mechanical and Power Engineering, Chair of Energy Technologies, Turbines and
Modelling of Thermal and Fluid Flow Processes

Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, Poland

¹⁾maciej.cholewinski@pwr.edu.pl

Mild pyrolysis of coals and its impact on possible mercury releases from coal-fired power plants

Keywords: *mercury, coal, emissions, mild pyrolysis, combustion*

Mercury, a chemical element with a notably unfavourable impact on living organisms, was finally classified as a dangerous industrial pollutant at the beginning of the 21st century. Nowadays, the reduction of mercury releases appears to be particularly important in European power sector, where new strict emission standards (Directive 2010/75/EU, BAT conclusions for LCP) have been implemented. Due to the natural occurrence of Hg in coals as well as the its specific physicochemical transformations in flue gasses, after the combustion processes mercury will be accumulated mainly in gaseous forms (Niksa *et al.*, 2001). As a result, the post-combustion uptake process of mercury - in most cases - will be significantly affected by the composition of flue gasses. Simplifying, when mercury and sulfur content in solid fuel is lowered as well as i.e. chlorine content is increased, concentration of mercury in raw flue gasses may be notably limited and the emission standards, broadly analyzing, can be met more effectively (UNEP, 2011). While the favorable development of the fuel (toward the minimizing of mercury emissions) may be obtained after low-temperature heat treatment (i.e. mild pyrolysis), the impact of the fuel composition and process parameters on the mercury content in solid materials should be identified before its final implementation in power unit.

Aim of the research

In this paper the impact of lab-scale mild pyrolysis of lignite and hard coals on possible mercury emission from solid fuel fired power plants was presented and discussed. Both temperature (100-300°C) and time (10 min and 30 min) of the process were investigated in order to determine the most beneficial (from the mercury emission point of view) parameters of mild pyrolysis. Moreover, possible changes in the composition of flue gases (i.e. Hg, SO₂ concentration) were estimated to highlight the possible economic and environmental benefits. Conducted studies can be directly used in design and production processes of installations dedicated to the pre-combustion decrease of mercury emissions from the combustion units.

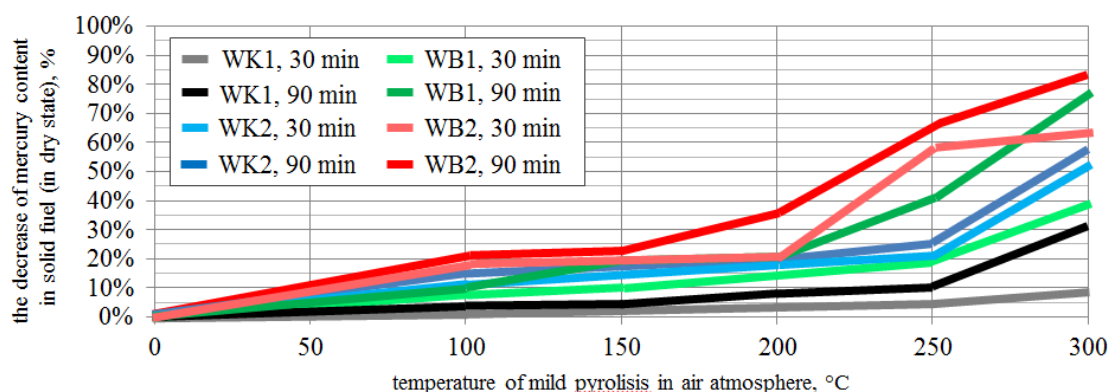
Material and methods

4 different solid fuels (2 lignite and 2 hard coals) were examined using ultimate (carbon, hydrogen, nitrogen, sulphur, oxygen, mercury and chlorine contents – using i.e. LECO TruSpec, LECO AMA254 and Dionex ICS-1100) and proximate (moisture, ash, volatile – using PN/EN standards) analysis (Cholewiński, 2015). Mild pyrolysis was conducted in electric resistance heating muffle furnace in air atmosphere. All solid products were analysed using

abovementioned methodology dedicated to substrates. Finally, to determine the Hg_{tot} , HCl , SO_2 and fly ash in raw flue gasses from processed coals, simplified stoichiometric calculation model dedicated to the combustion of solid fuels was created and utilised.

Results and conclusions

Conducted tests proved different susceptibilities of lignite and hard coals to mild pyrolysis.



The highest decrease of mercury content in solid fuel were obtained for lignite WB2 – for the temperatures of 250-300°C, up to 60-80% of Hg can be released from the substrate. For WB1, significant impact of residence time for the temperatures above 200°C were recognised as well as a significant difference in mercury releases (for the same process parameters) in the case of analysed hard coals. As a result, after the implementation of mild pyrolysis in coal fired power plant, the Hg_{tot} concentration in raw fumes might be reduced - from 78.1 to 19.4 $\mu g/m^3_{ref}$ for WB1 or from 7.0 to 6.3 $\mu g/m^3_{ref}$ for WK1 (300°C, 90 min). However, for the specific temperatures and heating times (300°C, 30 min, WK1), the decomposition of selected fuels may lead to the local increase of mercury concentration in raw flue gas. Therefore, it seems to be vital to determine the parameters of the mild pyrolysis individually for each fuel.

The differences in mercury releases for selected coals seem to be a result of the wide range of different mercury compounds in raw fuels. Therefore, to predict the impact of mild pyrolysis on mercury content in solid fuels, the additional analysis of the mercury speciation in energy carries should be carried out. It will be considered in future studies and tests.

References

Niksa, S., Helble, J. J., Fujiwara, N. (2001). *Kinetic Modeling of Homogeneous Mercury Oxidation: The Importance of NO and H₂O in Predicting Oxidation in Coal-Derived Systems*. Environmental Science & Technology, 35 (18), 3701–3706.

United Nations Environment Programme (2011). *Process Optimization Guidance for Reducing Mercury Emissions from Coal Combustion in Power Plants*. Division of Technology, Industry and Economics (DTIE), Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.

Cholewiński, M. (2015). *Badania paliw stałych pod kątem ograniczania emisji rtęci z bloków węglowych* (in Polish). Zeszyty Energetyczne, 2, 65-81.

Tomasz Choiński¹⁾, Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk²⁾

Politechnika Białostocka

Adres uczelni

¹⁾t.choinski@doktoranci.pb.edu.pl

²⁾k.gladyszewska@pb.edu.pl

Rekuperacja jako metoda odzysku ciepła z wentylacji

Słowa klucze: *odzysk ciepła, rekuperator, wentylacja*

Komfort cieplny jest jednym z najważniejszych aspektów wewnętrznej jakości środowiska na skutek jego wpływu na samopoczucie, wydajność i wymagania energetyczne budynku. Jego osiągnięcie wymaga rozbudowanych systemów HVAC (Heating, Ventilation, Air Conditioning). Mimo, że podstawy komfortu termicznego opisano ponad czterdzieści lat temu, często projektanci wydają się je ignorować lub stosować w niewłaściwy sposób (d'Ambrosio Alfano, 2014). Wybór zastosowanego systemu wentylacyjnego uzależniony jest od wielu aspektów. Systemy służące do odzysku ciepła oraz regulacji mogą znacząco poprawić sprawność wentylacji budynku. Wybór odpowiedniego systemu wentylacji dużych obiektów użyteczności publicznej powinien uwzględniać szereg czynników, między innymi (Gładyszewska-Fiedoruk, 2015):

- rodzaj pomieszczeń i funkcji jakie spełniają,
- wymagane parametry powietrza doprowadzanego do pomieszczeń,
- typ urządzeń do odzyskiwania ciepła,
- warunków techniczne jakie muszą spełniać przewody i urządzenia instalacji wentylacyjnej.

Cel pracy

Celem pracy było omówienie pojęcia rekuperacji jako metody odzysku ciepła. Wyjaśnione zostały sposoby odzysku ciepła z systemu wentylacji. Omówiono szczegółowo, czym jest rekuperator oraz jaka jest dokładna zasada jego działania oraz poparto to ilustracjami. Omówiono również poszczególne elementy rekuperatora oraz przedstawiono proces odzysku ciepła.

Materiały i metody

Dużym problemem może być ilość dwutlenku węgla w pomieszczeniach budynku. Niejednokrotnie zauważyć można sytuację, kiedy inwestorzy bagatelizują kwestie sprawności wentylacji w pomieszczeniach użytkowych. Główną ich uwagę przykuwa szczelność budynków, co ma na celu przynoszenie oszczędności związanych z eksploatacją. Niestety, z tego powodu zaniedbywany jest istotny aspekt związany z wymianą powietrza, a co za tym idzie – lekceważone jest samopoczucie osób, które będą na co dzień przebywały wewnątrz budynku. Czynnikiem odpowiedzialnym za złe samopoczucie odpowiedzialny jest nadmiar dwutlenku węgla, który będzie powodował wrażenie, że ciężiej nam się oddycha i prowadzi do ogólnego uczucia nieświeżego powietrza. Dopuszczalne stężenie dwutlenku węgla w pomieszczeniach zamkniętych, wynosi 1000 ppm (WHO, 2000). Osoby z chorobami układu oddechowego mają niejednokrotnie duszności, którym towarzyszył będzie uciążliwy kaszel.

Na komfort przebywania w zamkniętych pomieszczeniach wpływa również wilgotność powietrza. Nadmiar wilgoci sprzyja rozwojowi szkodliwych dla zdrowia zarodników grzybów i pleśni, dające o sobie znać szczególnie alergikom. Oprócz ujemnych skutków zdrowotnych pogarszają się również walory estetyczne wnętrz, którym niejednokrotnie towarzyszą ciemne wykwity na ścianach.

Jeszcze do niedawna, w większości budynków, można było spotkać się z zastosowaniem wentylacji grawitacyjnej. Przepływ powietrza następuje tu na skutek różnicy ciśnień wewnątrz budynku i na zewnątrz. Konieczny jedynie jest wówczas dopływ świeżego powietrza, które najczęściej trafiało przez rozszczelnione okna. W przypadku nowych okien oraz nowoczesnych budynków często większą uwagę skupia się na komforcie cieplnym i oszczędnościach, niż na dopływie świeżego powietrza. Skutkuje to niestety zagrzybieniem budynku.

Wentylacja grawitacyjna jest teraz w dużej mierze zastępowana wentylacją mechaniczną. Proces wymiany powietrza odbywa się za pośrednictwem wentylatora zasilanego energią elektryczną. Świeże powietrze, aby nie powodować obniżania temperatury wewnętrznej, jest ogrzewane ciepłem pozyskiwanym ze zużytego powietrza wywiewanego. Całość procesu określana jest jako rekuperacja. Ma ona znaczny wpływ na oszczędności związane z kosztami ogrzewania. Wadą rekuperacji jest wysoki koszt, gdyż kompletny system może nas kosztować ponad 20 tysięcy złotych. Koszty takiej inwestycji zwracają się więc nam po upływie kilku lat. Nie zmienia to jednak faktu, iż to rozwiązanie jest znacznie lepsze dla naszego zdrowia oraz sprzyja poprawie polepszenia jakości powietrza wewnątrz budynku.

Wnioski

Wraz z rozwojem technologii nieuniknione jest wyszukiwanie nowych rozwiązań technologicznych, mających na celu stworzenie optymalnych warunków pracy w pomieszczeniach. Udowodniono, iż modernizacja systemów wentylacyjnych ma znaczący wpływ na polepszenie jakości powietrza wewnątrz budynków oraz w znacznym stopniu obniża koszty eksploatacji. Ma również duży wpływ na zdrowie raz samopoczucie przebywających w pomieszczeniach osób. Zamontowanie urządzeń do odzysku ciepła zmniejszają również energochłonność systemów wentylacyjnych.

Literatura

d'Ambrosio Alfano F.R., Olesen B.W., Palella B.I., Riccio G. (2014). *Thermal comfort: Design and assessment for energy saving*. Energy and Buildings, Vol. 81, 326-336.

Gładyszewska-Fiedoruk K. (2015). *Charakterystyka wewnętrznych instalacji wentylacyjnych w budynku Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej po termomodernizacji*. Civil and Environmental Engineering, 6(2015), 155-159.

WHO (2000). *The Right to Healthy Indoor Air – Report on a WHO Meeting, May 2000, Bilthoven, Netherlands*. WHO, 15-17.

Justyna Czerwińska¹⁾, Grzegorz Wielgosiński
Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska
ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź
801054@edu.p.lodz.pl

Epizody smogowe w aglomeracji łódzkiej w okresie zimowym 2016/2017

Słowa kluczowe: smog, pył PM10, jakość powietrza, niska emisja

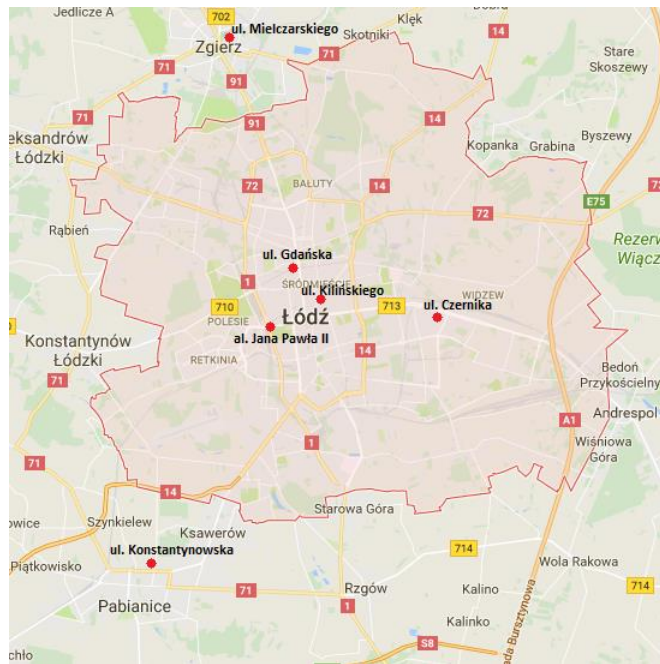
Podczas ostatniego sezonu zimowego docierały do nas alarmujące doniesienia o złej jakości powietrza w Polsce. Miało to związek z przekroczeniami stężeń substancji w powietrzu takich jak: pył zawieszony PM10 i PM2,5, dwutlenek azotu, tlenki azotu, benzen, tlenek węgla, dwutlenek siarki, ozon (Yang, Wang, 2017). Przyczyną występowania przekroczeń dopuszczalnych poziomów emisji wyżej wymienionych substancji jest zaspokajanie ludzkich potrzeb ogrzewanie czy komunikacja samochodowa. Są to główne źródła tak zwanej niskiej emisji, czyli emisji z emitorów znajdujących się na wysokości nie większej niż 40 m (Michalik, 2009). Wprowadzanie do powietrza zanieczyszczeń na takiej małej wysokości jest szczególnie szkodliwe. Niska emisja zwiększa znacznie zachorowalność oraz pogarsza samopoczucie ludzi przez co mocno wpływa na jakość życia. Może prowadzić do występowania chorób układu oddechowego, zaburzeń centralnego układu nerwowego, chorób oczu, reakcji alergicznych, zaburzeń układu krążenia, chodów serca, a nawet nowotworów (Mishra, 2017).

Cel badań

Celem badań było przeanalizowanie przebiegu epizodów smogowych w aglomeracji łódzkiej podczas okresu zimowego 2016/2017. Analizą został objęty okres od 1 grudnia 2016 roku do 31 marca 2017 roku.

Materiały i metody

W pracy przeanalizowano przebieg epizodów smogowych w aglomeracji łódzkiej porównując rejestrowane wartości stężeń pyłu PM10 na sześciu stacjach monitoringowych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Łodzi. Cztery analizowane stacje znajdują się na terenie miasta Łódź. Pierwsza przy ulicy Gdańskiej, druga przy ulicy Czernika, kolejna na alei Jana Pawła II, a ostatnia przy ulicy Kilińskiego. Dwie pozostałe stacje znajdują się na terenie aglomeracji łódzkiej w miastach Zgierz (przy ulicy Mielczarskiego) i Pabianice (przy ulicy Konstantynowskiej).



Rys. Rozmieszczenie stacji monitoringowych na tle miasta Łódź

Wyniki i wnioski

Na podstawie przeanalizowanych danych sporządzono wykresy zależności stężenia pyłu PM₁₀ od warunków meteorologicznych: temperatury, ciśnienia, wilgotności oraz prędkości wiatru.

Kolejnym etapem analizy było określenie ilości dni smogowych. W analizowanym okresie najdłuższy epizod smogowy, czyli dni przekroczeń dopuszczalnej wartości pyłu PM₁₀, miał miejsce w dniach od 19 stycznia do 2 lutego 2017 roku.

Na podstawie sporządzonych wykresów stwierdzono, że:

- stężenie pyłu PM₁₀ maleje wraz ze wzrostem temperatury;
- stężenie pyłu PM₁₀ wzrasta wraz ze wzrostem ciśnienia;
- stężenie pyłu PM₁₀ maleje wraz ze wzrostem wilgotności powietrza;
- stężenie pyłu PM₁₀ maleje wraz ze wzrostem prędkości wiatru.

Literatura

Michalik, P., (2009). *Niska emisja- świadomość zagrożeń z niej wynikających wśród różnych grup społecznych na przykładzie rolników z powiatu plockiego i sierpeckiego*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, nr 40.

Mishra, S., (2017). *Is smog innocuous? Air pollution and cardiovascular disease*, Indian Heart Journal, 69, 425-429.

Yang, Z., Wang, J. (2017). *A new air quality monitoring and early warning system: Air quality assessment and air pollutant concentration prediction*, Environmental Research., 158, 105-117.

Sławomir Obidziński¹⁾, Magdalena Dołżyńska, Krzysztof Sosna
Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok
¹⁾s.obidzinski@pb.edu.pl

Experimental study of the pressure agglomeration process of coal and plant-based waste

Keywords: *granulation, coal, plant waste, pellet, density*

In the last few years it has been observed a significant growth and progress of using biomass waste for energy purposes, perhaps in the form of liquid fuels ie frying rape oil as a biodiesel biocomponent or fruit and kernel of *Thevetia peruviana* as a biofuel plant or agri-biomass waste as a substrate for biogas production. One of the ways of converting biomass (including waste biomass) into energy is producing solid fuels in the form of pellets or briquettes through pressure agglomeration (Obidziński, 2012). Incineration of dense vegetable materials with coal, as claims (Borowski, 2013), reduces toxic emissions of gases, including sulfur, so that no flue gas desulphurisation is required, resulting in lower operations costs. However, in the opinion of many researchers (Hejft, 2002), (Kaliyan and Morey, 2009), (Skonecki et al., 2014) obtaining high quality pellets is hard because it is influenced by many factors, such as material characteristics of the mixture, degree of shredding of individual ingredients, homogeneity, amount of fats, efficiency of the pelleting method, or design aspects of the working system used for densification.

Aim of the research

The aim of the research was to examine the pressure agglomeration process of agri-biomass waste ie. straw as an additive to coal. The analyzed parameters included as independent variables the process temperature and the moisture content of the substrate mixture. During the experiment there were examined the maximum densifying pressures and the obtained granule density.

Material and methods

Materials used in the experiment were straw and coal mixed in with a mass ratio 4:1. The study of the agglomeration process was carried out on a laboratory stand SS-3 (open chamber) which was partly modernized by using the heating band joint with the temperature regulator. It was assumed that the process was taking place at temperatures 30, 50, 70, 90°C and the moisture contents of the fuel mixture were 15, 20, 25%. During the test, a sample of 0.6 g was poured into the thickening chamber where, as a result of the piston movement, they were compacted. The forces acting on the piston were recorded in binary form and saved on a PC.

Results and conclusions

The high maximum densifying pressures (approx. 30 MPa in process temperature of 30°C) obtained while the thickening of straw mixture with 20% of coal indicate a low compaction ability of the material. Increasing the humidity of the compacted coal straw from 15 to 25% is causing a decrease in the maximum thickening pressures, compaction and density. The highest density ($1149 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) was obtained at 20% material humidity and process temperature of 30°C.

References

- Obidziński S. (2012). *Pelletization process of postproduction plant waste*. Int. Agrophys., 26. 279-284.
- Borowski G. (2013). *Badania pilotażowe utylizacji mulów węgla do produkcji brykietów paliwowych*. Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska 15/2013, s. 9-18.
- Hejft R., (2002). *The pressure agglomeration of vegetable materials* (in Polish). Radom, in: The Library of Exploitation Problems.
- Kaliyan N., Morey R.V. (2009). *Factors affecting strength and durability of densified biomass products*. Biomass Bioenergy, 33, 337-359.
- Skonecki S., Kulig R., Łysiak G. (2014). *Models of pressure compaction and their application for wheat meal*. Int. Agrophys., 28 (1), 125-130.

Agnieszka Garlicka¹⁾, Monika Żubrowska - Sudoł
Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska
Politechnika Warszawska
ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa
¹⁾agnieszka_garlicka@o2.pl

Zmiany aktywności mikroorganizmów tlenowych w osadzie zdeintegrowanym

Słowa kluczowe: dezintegracja hydrodynamiczna, aktywność mikroorganizmów tlenowych, test szybkości poboru tlenu

Podczas procesu dezintegracji w osadzie zachodzi szereg procesów mających wpływ nie tylko na zmiany wskaźników fizyko-chemicznych, ale również na aktywność mikroorganizmów w nim obecnych. Wpływ ten jest ściśle uzależniony od zastosowanej metody dezintegracji (Zhang, 2007). Przy odpowiednio dobranych parametrach, dezintegracja osadu nie musi prowadzić do dezaktywacji mikroorganizmów. (Huan, 2009) dla niskiego stopienia dezintegracji ($DD < 20\%$), uzyskał rozdrobnienie kłaczków osadu czynnego, polepszenie dyfuzji tlenu, a w efekcie zwiększenie aktywności oddechowej mikroorganizmów osadu czynnego.

Cel badań

Głównym celem doświadczenia było określenie wpływu procesu hydrodynamicznej dezintegracji osadów ściekowych prowadzonej w szerokim zakresie gęstości energii 140 - 700 kJ/l (z krokiem co 140 kJ/l) na aktywność oddechową mikroorganizmów tlenowych. W eksperymencie przeprowadzono trzy powtórzenia, każde na innej partii zagęszczonych osadów nadmiernych pochodzących z tej samej oczyszczalni ścieków (OŚ „Czajka” w Warszawie, RLM = 2 100 000M). Stężenie suchej masy osadów użytych do badań zawierało się w zakresie $4,79 \div 5,53\%$.

Materiały i metody

Charakterystyka dezintegratora

W badaniach wykorzystano laboratoryjny dezintegrator hydrodynamiczny składający się z wielofunkcyjnego wirnika, umieszczonego w zbiorniku o średnicy $\varnothing=220$ mm, wysokości $H=400$ mm i pojemności $V=10$ litrów. Wirnik napędzany był silnikiem trójfazowym budowy kołnierzowej o mocy $P=2,2$ kW i liczbie obrotów $n=800/\text{min}$.

Test szybkości poboru tlenu (OUR)

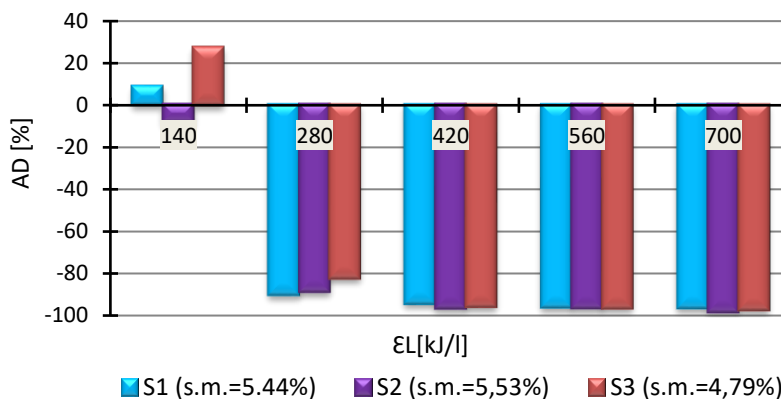
Test polegał na pomiarze szybkości poboru tlenu w 300 ml próbce, w której początkowe stężenie osadu wynosiło ok. 3 g/l. Każdą próbę osadu napowietrzano do poziomu stężenia tlenu 8 mgO₂/l oraz dodawano odpowiednią ilość kwasu octowego zapewniającą początkową wartość ChZT równą 120 mg ChZT/l. Pomiar prowadzono przez 30 minut, bądź do spadku stężenia tlenu do 0 mg O₂/l. Do pomiaru stężenia tlenu wykorzystano sondę optyczną FDO®925 współpracującą z miernikiem Multi 3410 WTW. Podczas doświadczenia próba była ciągle mieszana. Dla każdej próby osadu test OUR wykonano w dwóch powtórzeniach. Dodatkowo wykonano

testy OUR z dodatkiem inhibitora bakterii nitryfikacyjnych, co pozwoliło na określenie wpływu procesu dezintegracji na aktywność bakterii heterotroficznych i bakterii nitryfikacyjnych.

Zakres analizy

Dla każdej próby wykonywano oznaczenie stężenia suchej masy (sm) i suchej masy organicznej (sm_{org}). Oceny aktywności mikroorganizmów tlenowych dokonano na podstawie stopnia ogólnej aktywności mikroorganizmów tlenowych (AD) (Żubrowska-Sudoł & Walczak 2014).

Wyniki i wnioski



Rysunek.1. Wartości ogólnej aktywności mikroorganizmów tlenowych w zależności od gęstości energii (ϵ_L) zużytej w procesie dezintegracji.

Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów tlenowych zależał od gęstości energii przy jakiej prowadzono proces hydrodynamicznej dezintegracji oraz ściśle związanego z nią stopnia dezintegracji. Wzrost aktywności mikroorganizmów zaobserwowano przy stopniu dezintegracji mniejszym bądź równym 10%, co odpowiadało gęstości energii równej 140 kJ/l. Po przekroczeniu tego poziomu energetycznego odnotowano gwałtowny spadek wartości analizowanego wskaźnika, świadczący o wysokiej ponad 80% dezaktywacji mikroorganizmów tlenowych zasiedlających kłaczki osadu czynnego. Najwyższą aktywność tlenowych bakterii heterotroficznych uzyskano podczas trzeciej serii badawczej i wynosiła ona (72%). Po przekroczeniu gęstości energii dezintegracji równej 140 kJ/L obserwowano wyraźny spadek stopnia aktywności bakterii heterotroficznych i nitryfikacyjnych. Dla bakterii heterotroficznych ujemne wartości stopnia dezintegracji oscylowały w przedziale (– 83%) do (– 98%), natomiast dla bakterii nitryfikacyjnych (– 80 %) do (– 100 %).

Literatura

Huan, L., Yiyang, J., Mahar, R. B., Zhiyu, W., & Yongfeng, N. (2009). *Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability*. Journal of Hazardous Materials, 161(2), 1421-1426.

Zhang, P., Zhang, G., & Wang, W. (2007). *Ultrasonic treatment of biological sludge: floc disintegration, cell lysis and inactivation*. Bioresource Technology, 98(1), 207-210.

Żubrowska-Sudoł M., Walczak J. (2014). *Effects of mechanical disintegration of activated sludge on the activity of nitrifying and denitrifying bacteria and phosphorus accumulating organisms*. Water Research, 61, 200–209.

Agnieszka Grzelka¹⁾, Izabela Sówka, Urszula Miller
Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Inżynierii i Ochrony Atmosfery

Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

¹⁾agnieszka.grzelka@pw.edu.pl

Metody oceny emisji odorów z obiektów gospodarki hodowlanej

Słowa kluczowe: uciążliwość zapachowa, odory, wskaźnik emisji metody sensoryczne, metody analityczne

Cel badań

Emisja odorów jest jednym z istotnych zagadnień związanych z gospodarką hodowlaną (Zhang i in., 2009; Hansen i in., 2016; Blanes-Vidal i in., 2008). Hodowla zwierząt gospodarskich w Polsce stanowi istotny element gospodarki kraju. Pod względem produkcji mięsa, jaj kurzych czy mleka krowiego zajmujemy wysokie miejsca zarówno w Europie, jak i na świecie (GUS, 2016). Oprócz korzyści ekonomicznych, działalność tego typu niesie ze sobą szereg negatywnych skutków dla środowiska naturalnego, między innymi emisję zanieczyszczeń, w tym odorantów, do powietrza atmosferycznego. Do związków chemicznych o charakterze zapachowym, będących produktem ubocznym hodowli zwierząt zalicza się przede wszystkim amoniak, metan, siarkowodór oraz lotne związki organiczne. Uciążliwość zapachowa generowana przez hodowlę zwierząt gospodarskich może być ograniczana przez planowanie lokalizacji takich obiektów z dala od terenów zurbanizowanych bądź, w obiektach już istniejących, poprzez zastosowanie wybranych metod dezodoryzacji. Celem badań jest analiza operacji oraz procesów realizowanych podczas hodowli: drobiu oraz zwierząt gospodarskich z uwzględnieniem emisji substancji odorotwórczych wraz ze wskazaniem optymalnej metody ich identyfikacji ‘u źródła’ wraz przeglądem metod ograniczania emisji odorów z obiektów gospodarki hodowlanej.

Materiały i metody

Na świecie do oceny zapachowej jakości powietrza wykorzystuje się wiele różnych metod, wśród których wyróżnić można metody analityczne, sensoryczne i sensoryczno-instrumentalne. Na wybór metody wpływ ma kilka różnych czynników, między innymi charakterystyka oraz skład emitowanych gazów, cel i zakres przeprowadzanego monitoringu, lokalizacja miejsca przeprowadzania pomiarów, wymagany stopień ich szczegółowości oraz częstotliwości ich wykonywania (Sówka, 2011). Metody chemii analitycznej wykorzystywane są do określania stężeń konkretnych odorantów, stosowane są do oceny ilościowej i jakościowej zapachowych próbek powietrza. Do najpopularniejszych zalicza się chromatografię gazową GC-O oraz chromatografię gazową w połączeniu ze spektrometrią mas GC-MS (Biniecka i Caroli, 2011). Metody sensoryczne wykorzystuje się do pomiaru stężenia zapachowego z wykorzystaniem nosa ludzkiego, który pełni rolę tzw. czujnika. Można tu wyróżnić m.in. olfaktometrię dynamiczną, terenową i statyczną, badania terenowe, ankietowe, metodę skalowania intensywności zapachu i obliczenia modelowe. Pozwalają one na pomiar stężenia zapachowego, jakości hedonicznej oraz częstotliwości występowania zapachu (Bartolli i in., 2011; Sówka, 2011). Metodą sugerowaną w Polsce w celu pomiaru uciążliwości zapachowej, zgodnie z normą PN-EN 13725:2007, jest olfaktometria dynamiczna (Sówka, 2011; Kośmider 2007; PN-EN 13725:2007). Procedury

narzucane przez tę normę są zobiektywizowane, a wyniki dzięki niej uzyskiwane charakteryzuje powtarzalność i odtwarzalność (Kośmider 2007). Metoda ta polega na ilościowej identyfikacji substancji zapachowych przez określenie ich stężenia zapachowego. W metodach sensoryczno-instrumentalnych wykorzystuje się przede wszystkim tzw. elektroniczne nosy, w których zestawy czujników spełniają funkcję ludzkiego narządu węchu.

Wyniki i wnioski

Efekt pracy stanowić będzie przegląd operacji i procesów w gospodarce hodowlanej pod kątem emisji odorów wraz ze wskazaniem metod pomiarowych stosowanych do oceny uciążliwości zapachowej połączony z przykładami wyników badań oraz oceną stosowalności wybranych metod pomiarowych oraz metod dezodoryzacji w warunkach polskich.

Praca współfinansowana z badań statutowych nr 0401/0003/17.

Literatura

Biniecka M., Caroli S. (2011) *Analytical methods for the quantification of volatile aromatic compound.*, Trends in Analytical Chemistry, 30, 11, 1756-1770.

Blandes-Vidal V. I in. (2008). *Characterization of odor released during handling of swine slurry: Part I. Relationship between odorants and perceived odor concentrations*, Atmospheric Environment, 43(18), 2997-3005

Brattoli M., Gianluigi De Gennaro, Valentina De Pinto (2011). *Odour Detection: Olfactometry and Chemical Sensors*. Sensors, 11(5), 5290-5322.

Hansen M.J. I in. (2016). *Multivariate prediction of odor from pig production based on in-situ measurement of odorants*. Atmospheric Environment, 135, 50-58.

Komitet Redakcyjny Głównego Urzędu Statystycznego (2016). *Rocznik statystyczny rolnictwa*. Warszawa.

Kośmider J. (2007). *Pomiary stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej zgodnie z PN-EN 13725:2007*. Wodociągi – Kanalizacja, 10, 34-35.

PN-EN 13725:2007 (2007). *Jakość powietrza. Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej*.

Sówka I. (2011). *Metody identyfikacji odorotwórczych gazów emitowanych z obiektów przemysłowych*, Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej 90, Seria: Monografie 55, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

Zhang S. i in. (2009). *Field air sampling and simultaneous chemical and sensory analysis of livestock odorants with sorbent tubes and GC-MS/olfactometry*. Sensors and Actuators B: Chemical, 146(2), 427-432.

Eliza Hawrylik¹⁾, Marzena Matejczyk²⁾

Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

¹⁾e.hawrylik@doktoranci.pb.edu.pl, ²⁾m.matejczyk@pb.edu.pl

***Escherichia coli-lux* biosensor used to monitor the cytotoxicity and genotoxicity of pharmacological residues in environment**

Key words: bacterial biosensors, reporter gene *lux*, β -blockers, cytotoxicity, genotoxicity

Aim of the research

The progressive civilization development, as well as the increasingly recent environmental threats, have an impact on the growing scale of population morbidity. The obvious consequence of this is the increasing consumption of medicines. Some of the most commonly used pharmaceuticals now include β - blockers, which are drugs used to treat cardiovascular diseases. β -blockers, in addition to a wide spectrum of applications, also have incomplete metabolism, so the efficiency of their removal in sewage treatment plants is low. The residues of β - blockers are therefore universally detected in environmental samples and for estimating the degree of the environmental pollution with cardiological medicines and to evaluate the ecotoxicological risk, microbiological biosensors may be used successfully (Nikolaou et al., 2007; Szymonik and Lach, 2012). Therefore, in the submitted study, estimated the sensitivity and usefulness of the *recA::lux* gene construct in *E.coli* K-12 RFM 443 as a bacterial biosensor for the monitoring of pharmaceutical residues of metoprolol belonging to the β -blocker group were assessed.

Material and methods

The main subject of the study was metoprolol – cardioselective β -blocker (metoprolol tartrate chemically, of the total formula $C_{15}H_{25}NO_3$), applied in curing illnesses about cardiological base. Five concentrations of the drug were tested: 0.1 mg/cm³, 0.01 mg/cm³, 0.001 mg/cm³, 0.0001 mg/cm³, 0.00001 mg/cm³.

Cytotoxicity and genotoxicity models were strains *Escherichia coli* K-12 *recA::lux* and *Escherichia coli* K-12 *promoter-less::DH5 α /pBR2TTS-pless*.

Bacterial strains submitted to the pharmacy were incubated for 3 and 24 hours (to determine the sensitivity of the analyzed gene construct in a short and long cellular response). Parallel to analyses also a control sample was conducted with applying the strains *Escherichia coli* K-12 *recA::lux* not exposed to the drug. With objective of the verification of the activity of the applied promoter they used the strains *Escherichia coli* K-12 *promoter-less::DH5 α /pBR2TTS-pless*.

After the end of the right time of the exhibition of bacterial breeding for the examined pharmacist they made the measurement of the bacterial bioluminescence luciferase.

To estimate the level of metoprolol interaction on bacterial cultures a RLU (ang. Relative Luminescence Units) value was determined. For each of the analyzed drug concentrations, the expression level of the *lux* gene was also calculated.

The obtained results were analyzed statistically with the t-Student test. Substantial statistical results were obtained for $p < 0.05$. For each test series ($n = 8$ repetitions), mean values and standard deviation were calculated. Results were compiled for 8 replicates of each concentration with control assays.

Results and conclusions

The cytotoxicity of the investigated β -blocker was determined by the results of the optical density of the samples with specific drug concentrations relative to the control sample. Based on the data obtained, the growth rate of the bacterial culture resulting from the biological activity of the drug and its effect on the expression level of the *lux* gene and the activity of the *recA* promoter was calculated.

The cytotoxic effect of metoprolol, as a decrease in optical density (OD), of *E. coli recA::lux* bacterial cells was not observed in any of the tested concentrations (from 10^{-5} to 10^{-1} mg/cm³), both during fast and late cell responses. Different reactivity of the *recA::lux* gene was observed in relation to the pharmacological concentrations used in the study. Certainly, it can be concluded that studies conducted with *E. coli* K-12 RFM 443 *recA::lux* strains have clearly indicated that the interaction of metoprolol with bacterial cells. This involves the possibility of using the aforementioned biosensor in a wider study of the cytotoxicity of β -blockers in the natural environment.

The metoprolol genotoxicity study was based on the calculated values of relative luminescence units (RLU) for defined concentration of drug in relation to control sample. On this basis, the degree of inhibition of the expression of the *lux* gene in fusion with the *recA* promoter was determined as a measure of the genotoxic activity of the β -blocker.

In the conducted experiment, the expression of *lux* gene in *E. coli recA::lux* was achieved at all tested concentrations of metoprolol (from 10^{-5} to 10^{-1} mg/cm³) and at 3 and 24 hour incubation times. The bacteria reacted with different luminescent efficacy to the analyzed concentrations of the drug. Significant increase ($p < 0.05$) of RLU in drug samples was observed in the obtained results compared to the control sample. RLU values were an indicator of the sensitivity of the *recA::lux* genetic system in *E. coli* and the effect of oxidative stress on bacterial metabolism. Based on the presented relationships, it was found for potential use of *Escherichia coli* K - 12 RFM 443 bacterial biosensor with *recA::lux* gene fusion in the monitoring of genotoxicity of residual metoprolol in the environment.

References

- Nikolaou A., Meric S., Fatta D. (2007). *Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environment*. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 387, 1225–1234.
- Szymonik A., Lach J. (2012). *Zagrożenie środowiska wodnego obecnością środków farmaceutycznych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, t. 15, nr 3, 249-263.



Monika Janas¹⁾, Grzegorz Rogacki, Alicja Zawadzka
Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska
90-924 Łódź, ul. Wólczańska 213
¹⁾monika.janas@dokt.p.lodz.pl

Termohydroliza nadkrytyczna – modelowanie reaktora chemicznego

Słowa kluczowe: termohydroliza, wymiennik ciepła, stan nadkrytyczny

Wzrastające ciągle ilości zanieczyszczeń, jakie powstają w wyniku procesów produkcyjnych w przemyśle oraz coraz większa ich różnorodność stwarza poważne zagrożenie dla człowieka i prawidłowego funkcjonowania ekosystemów. Pojawienie się tych substancji w środowisku wymusza opracowywanie nowych technologii ich unieszkodliwiania. Powstaje bardzo wiele innowacyjnych metod utylizacji zanieczyszczeń, różniących się sposobem oczyszczania, skutecznością oraz kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi.

W ostatnich latach intensywnie badana jest przydatność wody w stanie okołokrytycznym jako przyjaznego dla środowiska medium reakcyjnego. Woda w stanie pod- i nadkrytycznym może pełnić rolę rozpuszczalnika, reagenta i katalizatora. Jej cenne właściwości wykorzystywane są m.in. w reakcjach syntezy chemicznej, procesach zagospodarowania związków odpadowych do produktów użytecznych, oczyszczaniu ścieków, utylizacji odpadów i przetwarzaniu biomasy (Brunner, 2009).

Jedną z obiecujących metod rozkładu różnorodnych zanieczyszczeń organicznych jest termohydroliza w środowisku wody nadkrytycznej. W procesie tym wykorzystywane są właściwości wody po przekroczeniu jej punktu krytycznego (temperatury krytycznej $T_{kr} = 374^{\circ}\text{C}$ i ciśnienia krytycznego $P_{kr} = 22,1 \text{ MPa}$) (Hii, et al., 2014).

Reakcje chemiczne prowadzone w wodzie nadkrytycznej wymagają jednak od inżynierii chemicznej umiejętności projektowania specjalistycznej aparatury, zwłaszcza głównego obiektu, jakim jest reaktor (Hughes, et al., 2017) Należy również dobrze poznać mechanizm i kinetykę reakcji hydrolizy okołokrytycznej dla substancji modelowych i rzeczywistych.

Cel badań

Celem badań było sformułowanie modelu matematycznego rurowego reaktora chemicznego. Modelem tym przeprowadzono symulacje procesów, posługując się najprostszymi schematami, bilansem cieplnym i kinetyką reakcji.

Materialy i metody

Związkiem modelowym w procesie termohydrolizy nadkrytycznej ze względu na toksyczność w stosunku do organizmów wodnych oraz znikomy stopień rozkładalności był kwas p-nitrotoluenosulfonowy (PNTS). Badania przeprowadzono w specjalnie zbudowanej aparaturze składającej się z przepływowego wysokociśnieniowego reaktora rurowego.

Wyniki i wnioski

Przeprowadzone badania pozwalają wyciągnąć wniosek, że skuteczność rozkładu kwasu p-nitrotoluenosulfonowego zwiększała się ze wzrostem temperatury, ciśnienia i czasu

reakcji. W obszarze nadkrytycznym osiągnięto wysokie stopnie konwersji sięgające 90%. Użyte wyniki badania reakcji termohydrolizy PNTS w reaktorze rurowym, prowadzone w sposób okresowy w zakresie temperatur 293 – 873 K w układzie przepływowym posłużyły do zbudowania modelu matematycznego opisującego rozkład badanego związku. W oparciu o przeprowadzoną symulację stwierdzono, iż specyficzne właściwości wody w stanie nadkrytycznym sprawiają problemy przy opisie matematycznym własności termodynamicznych. Modele opisujące procesy z wodą nadkrytyczną są silnie nieliniowe oraz metody numeryczne są praktycznie jednym narzędziem umożliwiającym modelowanie tych procesów.

Literatura

Brunner G. (2009). *Near critical and supercritical water. Part I. Hydrolytic and hydrothermal processes*. J Supercrit Fluids, 47, 373-381.

Hii K., Baroutian S., Parthasarathy R., Gapes D. J., Eshtiaghi N. (2014). *A review of wet oxidation and thermal hydrolysis technologies in sludge treatment*. Bioresource Technology, 155, 289-299.

Hughes Ch. R., Schubrig D., Jordan K. A. (2017). *Geometric and material variation of supercritical water reactor*. Nuclear Engineering and Design, 323, 1-7

Marta Jaworowska¹⁾

¹⁾martapuchalska0@gmail.com

Ocena stanu jakości jeziora Jeziorko Sajenko

Słowa klucze: substancje biogenne, jezioro, Sajenko.

Streszczenie

Jeziora są jednym z ważniejszych ekosystemów słodkowodnych, będących miejscem bytowania licznych gatunków roślin i zwierząt. Stanowią również ważny element estetyczny krajobrazu. Ten właśnie ekosystem jest jednym z podstawowych czynników kształtujących bilans wodny kraju oraz jednym z ważniejszych bogactw naturalnych północnej Polski. Jeziora mają duży udział spośród ekosystemów niezasolonych wód śródlądowych w funkcjonowaniu przyrody jak również w gospodarce ludzkiej o dużym znaczeniu turystyczno-wypoczynkowym, rybackim, a także jako zasoby wód do celów komunalnych, przemysłowych i energetycznych oraz rolniczych. (Richling, 2011).

Jednym ze współczesnych problemów wód stojących jest proces eutrofizacji, czym jest wzbogacenie wody biogenami, powodującymi niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód (Janicka, Kanclerz; 2016). Proces ten ulega przyspieszeniu w wyniku działalności człowieka, gdzie głównym źródłem owego stanu są ścieki komunalne i przemysłowe, jak również rozwój rolnictwa (Jachniak, 2013).

Cel badań

Celem pracy była analiza stanu jakości wód jeziora Jeziorko Sajenko oraz identyfikacja potencjalnych źródeł zanieczyszczeń na podstawie wyników badań Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku.

Materiały i metody

Badania zostały przeprowadzone przez WIOŚ w Białymstoku. W artykule analizowano: azot całkowity, azot mineralny, azot amonowy, fosfor ogólny, fosforany, ChZT, BZT5, odczyn, wapń, magnez, potas, chlorki oraz siarczany, a także wybrane metale ciężkie. Do oznaczenia wymienionych związków wykorzystano metody kalorymetryczne, spektrofotometryczne, metodę Mohra, Winklera, Tiurina, Kjeldahla, a także metodę miareczkowania konduktometrycznego strąceniowego oraz metodę wersanianową.

Jezioro Jeziorko Sajenko oraz jego zlewnia znajduje się w obrębie Równiny Augustowskiej - w granicach administracyjnych województwa podlaskiego, w powiecie augustowskim na terenie miasta Augustów, a południowo-wschodnia część zlewni wchodzi w skład gminy Augustów. Cały obszar zlewni zdominowany jest przez tereny leśne - będące wycinkiem Puszczy Augustowskiej - z dominacją borów sosnowych i sosnowo - świerkowych, wzdłuż dopływu na podmokłych torfach rosną olsy i bory torfowcowe. Sajenko jest rynnowym zbiornikiem polodowcowym między jeziorami Staw Sajenek i Sajno. Długość maksymalna sięga 1400 m, zaś szerokość maksymalna 750 m. Objętość jeziora nie jest duża i wynosi około 3.911,8 tys. m³. Misa jeziora jest mało zróżnicowana, kształtem zbliżona do stożka z wklęsłymi brzegami, o

czym świadczy niski wskaźnik głębokości, wyrażający stosunek głębokości średniej do głębokości maksymalnej.

Wyniki i wnioski

Analizy wyników badań przedstawiały się następująco: zawartość fosforanów w okresie letnim sięgała wartości pozaklasowych - $0,369 \text{ mgP/dm}^3$, natomiast fosfor ogólny - $0,432 \text{ mgP/dm}^3$ w warstwie naddennej. Średnia zawartość azotu całkowitego w warstwie powierzchniowej wynosiła $0,92 \text{ mgN/dm}^3$. Stężenie azotu amonowego sięgało $4,44 \text{ mgN/dm}^3$, natomiast zawartość azotu mineralnego w okresie wiosennym - $0,06 \text{ mgN/dm}^3$ i odpowiadała I klasie czystości według Systemu Oceny Jakości Jezior. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu sięgało $21,1 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (II klasa), a BZT₅ wynosiło $1,0 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (I klasa) w warstwie powierzchniowej. W warstwie naddennej BZT₅ wynosiło $10,5 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (poza klasą). Zawartość ogólnego węgla organicznego wahała się od $7,1 \text{ mgC/dm}^3$ w warstwie powierzchniowej w okresie wiosennym do $26,6 \text{ mgC/dm}^3$ w warstwie powierzchniowej i $46,9 \text{ mgC/dm}^3$ w warstwie naddennej w czasie badań letnich. Odczyn wody jeziora Jezioro Sajenka był lekko zasadowy i mieścił się w granicach 7,5 - 8,8. Stężenie wapnia w warstwie powierzchniowej jeziora mieściło się w granicach 33,0 - 45,0 mg Ca/dm^3 . Stężenia magnezu wahało się w granicach 6,0 - 10,0 mgMg/dm^3 . Stężenie sodu w jeziorze mieściło się na niskim poziomie $3,2 \text{ mgNa/dm}^3$, a stężenie potasu sięgało 0,7 - 1,2 mgK/dm^3 . Stężenia chlorków i siarczanów mieściły się na niskim poziomie i wahały się w granicach 2,9 - 5,9 mgCl/dm^3 oraz 14,7 - 15,1 $\text{mgSO}_4/\text{dm}^3$.

Główne źródło zanieczyszczeń jeziora Sajenka stanowi część terenów użytkowanych rolniczo na obszarze zlewni, które stanowią dla wód jeziora źródło azotu i fosforu, ponieważ znaczna część stosowanych nawozów przedostaje się do jego wód przez spływ powierzchniowy. Równie istotną przyczyną eutrofizacji zbiornika jest niewłaściwa gospodarka wodno-ściekowa na obszarze wiejskim jak i rekreacyjnym wokół jeziora. Kolejne źródło sukcesywnego wzbogacania jeziora w biogeny stanowią wody dopływające ze Stawu Sajenek bogate w te związki, co potwierdza stan jakości wód w miejscu przepływu.

Literatura

Janicka E., Kanclerz J., Wiatrowska K., Makowska M., (2016). *Związki biogenne, a proces eutrofizacji wód jeziora Raczyńskiego*.

Jachniak E. (2013). *Związki biogenne, a proces eutrofizacji wód Goczałkowickiego zbiornika wodnego*.

Richling A., Solon J. (2011). *Ekologia krajobrazu*.

Paweł Kondzior¹⁾ Andrzej Butarewicz²⁾

Białystok University of Technology

Department of Chemistry, Biology and Biotechnology,

Faculty of Civil and Environmental Engineering

Wiejska 45 E Street, 15-351 Białystok

¹⁾p.kondzior@doktoranci.pb.edu.pl, ²⁾a.butarewicz@pb.edu.pl

Effect of heavy metals on the content of photosynthetic pigments in the cells of algae *Chlorella vulgaris*

Keywords: heavy metals, photosynthetic pigments, content, effect, algae, *Chlorella vulgaris*

Aim of the research

The purpose of this paper is to determine the effect of heavy metals on the photosynthetic pigments of chlorophyll a, b and the carotenoids found in the cell of algae *Chlorella vulgaris*. The pigments content as well as their quantitative ratio has a direct effect on the ability and the intensity of the photosynthesis process perform by autotrophic species of algae. These organisms are distinguished by their resistance to heavy metal content in the environment. Algae species that exhibit stress resistance due to increased heavy metals may be used for phytoremediation of aquatic environments (Piotrowska-Niczyporuk and Bajguz, 2015).

Material and methods

Chlorella vulgaris algae from the Department of Plant Biochemistry and Toxicology from the University of Białystok were used in the study. BG-11 was used to grow algae. The experiment was carried out in one batch using 5 dilutions of test compound. The reference sample was a test without a test compound. The tests were carried out in six interconnected bottles-gas-washing of capacity 200 cm³. With the mini air compressor, air was introduced through all the bottles-gas-washing. The aeration system is protected with a suitable filter to protect the algae from air pollution. In order to determine the effect of CuSO₄·5H₂O on the *Chlorella vulgaris* algae, solutions of the test compound were prepared. The amounts of 15; 10; 7.5; 5 and 2.5 cm³ CuSO₄·5H₂O solution were added correspondingly at a concentration of 1,5 mg/dm³ to the bottles-gas-washing. The bottles-gas-washing were then filled with BG-11 to 150 cm³ and sterilized. In the samples tested, CuSO₄·5H₂O concentration was 0.15; 0.1; 0.075; 0.05 and 0.025 mg/dm³. 2 cm³ of concentrated algae was added to each bottles-gas-washing. Cultures were conducted at 25°C using variable light with two fluorescents lamp (Zext F8T4/6400K 8W) (light phase - 10 hours, 140 μmol m⁻²s⁻¹ (PAR), dark phase - 14 hours in the dark).

The pigments content was measured spectrophotometrically with a Hach Lange DR 5000 spectrophotometer. For this purpose, a 5 cm³ culture was taken as a test sample. The test sample centrifuged at 4500 RPM for 10 minutes using the MPW-352R centrifuge. The supernatant was decanted and 5 cm³ of 90% methanol was added to the centrifuged mass of the algae. Then the test-tubes were closed with a bacteriological stopper and then mixed and placed in a steam bath set at 60°C for 10 minutes. After this time, the sample was centrifuged again for 10 minutes at

4500 RPM and the resulting supernatant was subjected to spectrophotometric analysis at wavelengths 470; 652 and 665 nm. Test specimens were taken daily before the light phase. The pigments content was calculated from the formulas (Xiong et al., 2016):

$$\text{Chlorophyll } a = 16.82A_{665} - 9.28A_{652} \left[\frac{\text{mg}}{\text{dm}^3} \right]$$

$$\text{Chlorophyll } b = 36.92A_{652} - 16.54A_{665} \left[\frac{\text{mg}}{\text{dm}^3} \right]$$

$$C_{\text{carotenoid}} = \frac{(1000A_{470} - 1.91C_a - 95.15C_b)}{225} \left[\frac{\text{mg}}{\text{dm}^3} \right]$$

Results and conclusions

Spectrophotometric analyzes of pigments in *Chlorella vulgaris* algae showed changes in their concentration relative to the control sample. Reducing pigments content was associated with an increase in copper concentration in the culture medium and incubation time. Based on the research, it was found that *Chlorella vulgaris* can grow in an environment of high copper content. The chlorophyll a content after 7 days of incubation decreased with respect to the control sample for $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: 0.15; 0.1; 0.075; 0.05 and 0.025 mg/dm^3 , respectively, by 63%; 59%; 50%; 47% and 39%. The content of chlorophyll b after 7 days of incubation decreased with respect to the same concentration order (from the highest to lowest concentration) by 58%; 56%; 45%; 43% and 26%. The carotenoid content after 7 days of incubation decreased with respect to the control for $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: 0.15; 0.1; 0.075; 0.05 and 0.025 mg/dm^3 , respectively, by 60%; 57%; 49%; 46% and 40%. According to the data sheet for the compound $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, the EC_{50} value was determined to be 0.1 $\text{mg}/\text{dm}^3/4\text{h}$ for *Scenedesmus quadricauda*. *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda* belong to the same genus *Chlorophyta*. Algae species that are capable of growing in an environment with increased levels of heavy metals and carrying out biosorption are currently being sought. Piotrowska-Niczyporuk and Bajguz (2015) describe that in the cell wall of *Chlamydomonas reinhardtii* have found hydroxyproline-rich glycoproteins capable of binding metals. This species absorbed Hg, Cd and Pb on the surface of the cell wall. If the metal are passed through the cell wall, there are intracellular defense mechanisms that bind metal through peptide and protein ligands. Algae cells have many ways to defend against growing pollution of the environment in which they grow. Many of them aren't yet fully investigated. The results of own studies have shown the negative influence of copper on the pigments content of algae *Chlorella vulgaris*. This didn't cause the death of the culture, but only slowed it's development.

References

- Piotrowska-Niczyporuk, A., Bajguz, A. (2015). *Udział glonów w fitoremadiacji środowisk wodnych skażonych metalami ciężkimi*. Różnorodność biologiczna – od komórki do ekosystemu. Funkcjonowanie roślin i grzybów. Środowisko-eksperyment-edukacja, Bajguz A. and Ciereszko I. (ed.), 239-252.
- Xiong, J.-Q., Kurade, M.B., Abou-Shanab, R.A.I., Ji, M.-K., Choi, J., Oh Kim, J., Jeon, B.-H. (2016). *Biodegradation of carbamazepine using freshwater microalgae Chlamydomonas mexicana and Scenedesmus obliquus and the determination of its metabolic fate*. Bioresource Technology, 205, 183–190.

Jakub Kozicki¹⁾
Politechnika Białostocka
15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A
¹⁾jkozicki@wobi.pl

Analiza doboru żywicy w rehabilitacji kanałów sanitarnych materiałami tekstylnymi nasączonymi żywicami i utwardzanymi na miejscu

Słowa klucze: *kanalizacja sanitarna, rehabilitacja*

W dobie drugiej dekady XXI wieku coraz większym problemem dużych miast jest konieczność rehabilitacji kanałów sanitarnych. Problemem z punktu widzenia inwestora jest mocno rozwinięta infrastruktura podziemna co często dyskwalifikuje metody wykopowe. Najczęściej stosowanymi żywicami są: poliestrowe, winyloestrowe oraz epoksydowe. Odporność chemiczną w największym zakresie pH mają żywice winyloestrowe. Najczęściej stosowane są na odcinkach sieci zlokalizowanych najbliżej studni rozprężnych kanalizacji sanitarnej ciśnieniowej, a także w zakładach przemysłowych. Żywice epoksydowe i winyloestrowe mają lepsze parametry mechaniczne (Kulickowski A, 2010).

Cel badań

Celem analizy jest wykazanie w jakich warunkach powinno się zastosować odpowiedni rodzaj żywicy w rehabilitacji kanałów sanitarnych w technologii CIPP. Ten konkretny problem jest uzależniony od rodzaju materiału rury rehabilitowanej, rodzaju ścieków, zdolności samoczyszczania kanału, a także agresywności wód gruntowych wokół kanału. Ponadto określenie stanu technicznego, a konsekwencji toku obliczeniowego na dobór powłoki renowacyjnej czy rekonstrukcyjnej ma diametralne znaczenie (Kulickowski A, 2004).

Materiały i metody

W kontekście realizacji inwestycji autor uczestniczył jako osoba odpowiedzialna za opis przedmiotu zamówienia, a także jako inspektor nadzoru inwestorskiego i nadzorował prace związane z rehabilitacją kanałów sanitarnych w metodzie CIPP, gdzie wykorzystano żywice winyloestrowe oraz poliestrowe. Rodzaj zastosowanej żywicy był analizowany w odniesieniu do panujących warunków w sieci. Dla kanałów, gdzie pH ścieków wynosiło 4-10 zastosowano żywice poliestrowe, zaś dla kanałów o pH poniżej 4 zastosowano żywice winyloestrowe. Każdy odcinek sieci był analizowany indywidualnie.

Dla kanału betonowego o nominalnej średnicy DN 600mm utwardzanego żywicą winyloestrową moduł sprężystości krótkoterminowy (moduł Yanga) wynosił 2879 Mpa (Dokumentacja, 2016).

Wszystkie zrehabilitowane kanały były wykonane w technologii Aarsleff. Poza parametrami mechanicznymi bardzo istotnym aspektem brany pod uwagę była hydraulika zrehabilitowanego kanału. Przy większym module sprężystości stosujemy cieńszą ściankę co w rezultacie daje nam większą przepustowość zrehabilitowanego kanału.

Wyniki i wnioski

Wyniki badań przeprowadzone w laboratorium na Politechnice Świętokrzyskiej w Katedrze Sieci i Instalacji Sanitarnych pod kierownictwem prof. dr hab. inż. Andrzeja Kuliczkovskiego były sprawdzane zgodnie z normą PN-EN ISO 178. Dla kanału betonowego o nominalnej średnicy DN 500mm utwardzanego żywicą poliestrową moduł sprężystości krótkotermi- nowy (moduł Yanga) wynosił 3203 Mpa, 3573 MPa oraz 3428 Mpa (Dokumentacja, 2011).

Wnioski płynące z powyższego artykułu są następujące:

Dobierając rodzaj żywicy trzeba analizować rodzaj ścieków, a przede wszystkim ich skład che- miczny w celu ich najdłuższej eksploatacji;

Zrehabilitowany kanał sanitarny powinien mieć zdolność do samooczyszczania (Bolt A, 2012);

Stosowane powłoki rehabilitacyjne utwardzane żywicami mają bardziej korzystny współczyn- nik oporów hydraulicznych względem kanału betonowego niezależnie od zastosowanej żywicy

Rehabilitacja kanałów sanitarnych powłokami tekstylnymi utwardzanymi żywicami i utwar- dzanymi na miejscu jest bardziej korzystna pod względem aspektów ekonomicznych

Literatura

Kuliczkowski A, (2004) *Rury kanalizacyjne, projektowanie konstrukcji*, politechnika Święto- krzyska, Kielce 2004, 393-394.

Kuliczkowski A, Kuliczkowaka E, Kuliczkowski P, Zwierzchowska A, Zwierzchowski D, Dańczuk P, Kubicka U, Lisowska J, (2010) *Technologie bezwykopowe w inżynierii środowiska*, Seidel- Przywecki Sp. z o.o., Warszawa 2010, 421-426

Dokumentacja powykonawcza Wodociągów Białostockich Sp. z o.o. (2011)

Dokumentacja powykonawcza Wodociągów Białostockich Sp. z o.o. (2016)

Bolt A, Burszta-Adamiak E, Gudelis-Taraszkiewicz K, Suligowski Z, Tuszyńska A, (2012) *Kanalizacja, projektowanie, wykonanie, eksploatacja*, Seidel- Przywecki Sp. z o.o., Warszawa 2012, 248-249



Marek Król¹⁾, Mariusz Dudziak²⁾

¹⁾Przedsiębiorstwo Usług Technicznych DEMPOL-ECO, ul. Składowa 9, 45-125 Opole

²⁾Politechnika Śląska, Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice

¹⁾marek.krol@polsl.pl

²⁾mariusz.dudziak@polsl.pl

Występowanie i oznaczanie wybranych grup mikrozanieczyszczeń regulowanych Dyrektywą 2000/60/WE w środowisku wodnym

Słowa klucze: mikrozanieczyszczenia, dyrektywa 2000/60/WE, metody oznaczania, poziomy stężenie w wodzie

Wprowadzenie i cel pracy

Otrzymywanie wody przeznaczonej do picia o odpowiedniej jakości staje się coraz trudniejsze. Współczesne procesy uzdatniania wody stosowane w aspekcie eliminacji substancji wielkocząsteczkowych takich jak np. kwasy humusowe nie są już wystarczające. Obecnie jakość wody jest odpowiednia dopiero w przypadku kompletnej eliminacji lub znacznego obniżenia stężenia wszystkich szkodliwych związków organicznych, w tym mikrozanieczyszczeń. Rozwój badań naukowych dotyczących aktywności biologicznej substancji ciągle rozszerza grupę związków charakteryzujących się wysoką toksycznością, trwałością oraz zdolnością do bioakumulacji w środowisku [1]. W celu utrzymania odpowiedniej jakości wód powierzchniowych, będących głównym źródłem wody do picia wprowadzono odpowiednie dyrektywy ukie-
runkujące politykę gospodarki wodnej na konkretne grupy mikrozanieczyszczeń. Mianem Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) określana jest Dyrektywa 2000/60/WE [2], która jako pierwsza doprecyzowała na jakie związki należy zwrócić szczególną uwagę. RDW zdefiniowała pierwotnie 33 indywidualne zanieczyszczenia. Wraz z rozszerzeniem grupy związków [2] obecnie wymienia się już 45 różnych zanieczyszczeń. Zanieczyszczenia wymienione w załączniku do Dyrektywy można podzielić na różne grupy ze względu na ich pochodzenie, strukturę oraz właściwości fizykochemiczne i wykorzystanie przez człowieka. Wśród tych grup zanieczyszczeń znalazły się m.in.: plastyfikatory, pestycydy i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Celem niniejszej pracy była analiza obecnego stanu wiedzy na temat występowania oraz metod oznaczania wybranych grup mikrozanieczyszczeń regulowanych Dyrektywą 2000/60/WE na przykładach ich reprezentantów.

Stan wiedzy i wnioski

Do analizy literaturowej wybrano następujące mikrozanieczyszczenia: 4-tert-oktylofenol (stanowiący substrat do różnego rodzaju syntez organicznych), ftalan bis(2-etyloheksylu) (plastyfikator), heptachlor i epoksyd heptachloru (pestycydy) oraz antracen (z grupy WWA powszechnie występującej w środowisku).

W celu oznaczenia wybranych grup mikrozanieczyszczeń stosuje się szeroki wachlarz metod analitycznych, których zastosowanie jest związane z charakterem fizykochemicznym analizowanych związków. Mikrozanieczyszczenia obecne w środowisku wodnym z definicji występują w ilościach śladowych (ng/dm^3 lub $\mu\text{g/dm}^3$) tak więc muszą być najpierw wydzielone z próbki wodnej i zatężone do odpowiedniego poziomu stężenia umożliwiającego ich dalsze oznaczanie. Do ich wydzielania wykorzystuje się najczęściej: ekstrakcję ciecz-ciecz lub ciecz-

ciało stałe, a także separację membranową. Wśród metod ekstrakcji obecnie coraz częściej stosowane są mikroekstrakcje w tym: mikroekstrakcja do fazy stałej (SPME) i mikroekstrakcja w układzie ciecz-ciecz (LLME). W tym zakresie pojawiają się także metody innowacyjne takie jak mikroekstrakcja do fazy stałej realizowana na polimerowych mikrosferach pokrytych np. Fe_3O_4 . Do oznaczania wyekstrahowanych związków najczęściej stosuje się metody rozdzielu oparte na rozdziale chromatograficznym, w tym głównie: chromatografię gazową (GC), wysokosprawną chromatografię cieczową (HPLC) i ultrasprawną chromatografię cieczową (UPLC). Wśród metod detekcji ze względu na swoją uniwersalność, w chromatografii gazowej najczęściej stosowany jest spektrometr masowy (MS). Chociaż w przypadku związków posiadających silnie elektroujemne atomy, takie jak atom chloru stosuje się także specyficzny detektor wychwyty elektronów (ECD). W przypadku chromatografii cieczowej najczęściej stosowaną metodą detekcji jest promieniowanie UV z detektorem fotodiodowym (DAD) oraz spektrometr masowy (MS). W przypadku związków wykazujących fluorescencję stosuje się detektor fluorescencji (FLD).

Oznaczanie mikrozanieczyszczeń w środowisku na poziomie ng/dm^3 lub $\mu\text{g/dm}^3$ jest niełatwym zadaniem, ponieważ często jedna metodyka nie jest w stanie oznaczyć wszystkich rodzajów mikrozanieczyszczeń. Wielkość sygnału dla danego związku, czyli obserwowany pik chromatograficzny w danej metodzie analitycznej zależy od jej czułości. Dla przykładu detektor ECD który jest bardzo czuły w przypadku chlorowcopochodnych związków organicznych nie będzie czuły dla WWA. Czułość metody najczęściej wyraża się w postaci granicy detekcji (LOD) oraz granicy oznaczalności (LOQ). Dąży się do tego, aby były to wartości bardzo niskie rzędu kilku ng/dm^3 . Dla większości analizowanych w ramach pracy związków najniższymi wartościami LOD charakteryzują się metodyki, w których jako metodę detekcji zastosowano MS. Wartości LOD wynosiły od 1 do 50 ng/dm^3 . Jednak dla heptachloru i epoksydu heptachloru wyraźnie lepszą metodą detekcji jest detekcja ECD dla której wartości LOD zawierały się w granicach od 5 do 8 ng/dm^3 [3]. Dla WWA ze względu na ich strukturę najlepszymi wartościami LOD charakteryzowały się metodyki stosujące detektor UV (od 0,8 do 2,6 ng/dm^3) [4].

Badania obecności mikrozanieczyszczeń w ściekach, wodach powierzchniowych i do picia z wykorzystaniem opisanych powyżej metodyk wskazują na dużą zmienność stężeń związków w zależności od rodzaju badanej próbki wodnej, pory roku, czy też nawet regionu świata. Przekładem może być np. ftalan bis(2-etyloheksylu), który najczęściej jest identyfikowany w wodach przeznaczonych do picia w bardzo szerokim zakresie stężeń od 52 do 500000 ng/dm^3 . Z kolei WWA w wodach powierzchniowych występują najczęściej w zakresie stężeń od 1 do 457 ng/dm^3 , ale nie występują one w wodzie do picia. Biorąc powyższe pod uwagę współczesnym wyzwaniem w inżynierii i ochronie środowiska jest opracowanie uniwersalnych procedur analitycznych.

Podziękowanie

Praca wykonana w ramach doktoratu wdrożeniowego finansowanego przez MNiSW.

Literatura

1. Smuda, K., & Dudziak, M. (2016). *Changes of the EU and Polish legislation concerning pollution of the aquatic environment in 2010-2016*. Architecture Civil Engineering Environment, 9(3), 141-146.
2. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r.

3. Yazdanfar, N., Yamini, Y., Ghambarian, M. (2014) *Homogeneous liquid-liquid microextraction for determination of organochlorine pesticides in water and fruit samples*, Chromatographia, 77(3-4), 329-336.
4. Titato, G.M., Lanças, F.M. (2006) *Optimization and validation of HPLC-UV-DAD and HPLC-APCI-MS methodologies for the determination of selected PAHs in water samples*, Journal of Chromatographic Science, 44(1), 35-40.

Marta Lempart, Anna Lempart¹⁾, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak
Politechnika Śląska

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-101 Gliwice

¹⁾e-mail: anna.lempart@polsl.pl

Obecność związków z grupy *Personal Care Products* (PCPs) w wodzie basenowej

Słowa kluczowe: baseny, środki higieny osobistej, kosmetyki, mikrozanieczyszczenia, parabeny, filtry UV

Niniejsza praca ma charakter przeglądowo-badawczy. Zestawiono w niej wyniki współcześnie prowadzonych badań na temat obecności w wodzie basenowej związków z grupy *Personal Care Products* (PCPs). Badania w powyższym zakresie prowadzone były w Grecji (Lambropoulou i in., 2002; Giokas i in., 2004), w Słowenii (Cuderman i Heath, 2007), w Niemczech (Zwiener i in., 2007), w Japonii (Teresaki, 2008), w Hiszpanii (Vidal i in., 2010; Ekowati i in., 2016), w Chinach (Li W., 2015) oraz w USA (Suppes i in., 2017).

Makrogrupa PCPs obejmuje szereg związków obecnych w kremach, kosmetykach, konserwantach, środkach aromatycznych, higienicznych, dezynfekantach, czy substancjach odstraszających owady. Spośród nich, w wodzie basenowej najczęściej identyfikowane są związki o zdolności absorbowania promieniowania UV (m.in. BP-3, 4MBC, OD-PABA, OMC, BMDBM, IM, PBS), które stanowią główny składnik produktów ochrony przeciwsłonecznej, a także są dodawane do wielu różnych produktów przeznaczonych do pielęgnacji ciała i włosów (np. szminek lub szamponów). Innymi związkami z grupy PCPs oznaczanymi w wodzie basenowej są parabeny (PHB). Stosowane są one jako środki konserwujące w kosmetykach, lekach i żywności, a także jako substancje aktywne w produktach przeciwpotowych i przeciwłupieżowych.

Liczne badania wykazały, że związki z grupy PCPs identyfikowane w ostatnich latach w wodzie basenowej mogą powodować negatywne skutki zdrowotne np. zaburzenia endokrynologiczne, czy zaburzenia płodności. Z tego powodu ich obecność w basenach, gdzie użytkownik jest bezpośrednio narażony na ich przyjmowanie trzema różnymi drogami: poprzez wdychanie, wchłanianie przez skórę oraz spożycie, wydaje się być szczególnie niepokojąca. Udokumentowano także, że w wyniku reakcji związków z grupy PCPs z wprowadzanymi do wody basenowej dezynfekantami, mogą powstawać silnie toksyczne produkty uboczne. Oznaczanie związków z grupy PCPs wymaga zastosowania bardzo czułych metod analitycznych umożliwiających jednocześnie potwierdzenie obecności badanego związku w złożonym ekstrakcie organicznym. W tym zakresie stosowana może być metoda chromatografii gazowej (GC) ze spektrometrem masowym lub technika wysokosprawnej chromatografii cieczowej (HPLC) z detektorem DAD lub MS/MS (Włodarczyk-Makuła, 2013).

Do oznaczeń przeprowadzonych w niniejszej pracy w ramach badań własnych zastosowano chromatograf gazowy z detektorem masowym GS-MS/EI. Etap przygotowania próbki do badań obejmował ekstrakcję do fazy stałej.

W wodzie basenowej pobieranej z basenów o różnej funkcji zbadano obecność i poziomy stężeń dwóch związków z grupy PCPs: jednego filtra UV, BZ-8 (dioksybenzon) oraz jednego przeciwutleniacza (E321), BTH (butylowany hydroksytoluen). BZ-8 oznaczono w zakresie stężeń 1,29÷1,69 ng/L, natomiast BTH w zakresie od 5,84 do 20,39 ng/L.

Podziękowania

Pracę sfinansowano ze środków przyznanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, ze środków na badania kierunkowe młodych naukowców przyznane dla Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w 2017 roku nr BKM / 554 / RIE-4 / 2017 oraz ze środków przyznanych przez Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki na działalność Studenckiego Koła Naukowego "Techniki Membranowe" w roku akademickim 2017/2018.

Literatura

Lambropoulou D. A., Giokas D. L. , Sakkas VA, Albanis T. A., Karayannis M. I. (2002) *Gas chromatographic determination of 2-hydroxy-4-methoxybenzophenone and octyldimethyl-p-aminobenzoic acid sunscreen agents in swimming pool and bathing waters by solidphase microextraction*. J. Chromatogr. A 967, 243–253.

Giokas D. L., Sakkas V. A., Albanis T. A. (2004) *Determination of residues of UV filters in natural waters by solid-phase extraction coupled to liquid chromatography–photodiode array detection and gas chromatography–mass spectrometry*. J. Chromatogr. A 1026, 289–293.

Cuderman P., Heath E. (2007) *Determination of UV filters and antimicrobial agents in environmental water samples*. Anal Bioanal. Chem. 387, 1343–1350.

Zwiener C., Richardson S. D., De Marini D. M., Grummt T., Glauner T., Frimmel F. H. (2007) *Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water*. Environ. Sci. Technol. 41, 363–372;

Vidal L., Chisvert A., Canals A., Salvador A. (2010) *Ionic liquid-based single-drop microextraction followed by liquid chromatographyultraviolet spectrophotometry detection to determine typical UV filters in surface water samples*. Talanta 81 549–555;=.

Li W., Shi Y. Gao L., Liu1 J., & Cai Y., *Occurrence and human exposure of parabens and their chlorinated derivatives in swimming pools*. (2015) Environ. Sci. Pollut. Res. 22 17987–17997.

Ekowati Y., Buttiglieri G., Ferrero G., Valle-Sistac J., Diaz-Cruz M.S., Barceló D., Petrovic M., Villagrana M., Kennedy M.D., Rodríguez-Roda I. (2016) *Occurrence of pharmaceuticals and UV filters in swimming pools and spas*. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 23 14431-14441.

Suppes L., Huang C. H., Lee W. N., Brockman K. J, *Sources of pharmaceuticals and personal care products in swimming pools*. (2017) World Aquatic Health Conference.

Włodarczyk-Makuła M. *Wybrane mikrozanieczyszczenia organiczne w wodzie i glebach*, (2013), Monografie PAN 104, 235-237.

Edyta Łaskawiec¹⁾, Mariusz Dudziak, Joanna Wyczarska-Kokot
Politechnika Śląska
Ulica Akademicka 2A, 44-100 Gliwice
¹⁾edyta.laskawiec@polsl.pl

Nowoczesne metody uzdatniania i recyklingu wody w obiektach basenowych

Słowa kluczowe: woda basenowa, odzysk wody, recykling ścieków, ciśnieniowe procesy membranowe, popłuczyny

Powszechnie stosowanym procesem w oczyszczaniu wody w obiektach basenowych jest filtracja, w trakcie której następuje zatrzymanie zanieczyszczeń w wyniku procesów cedzenia i sorpcji (Brandt i in., 2017). Aby sprostać wymaganiom fizykochemicznym i sanitarnym w zakresie jakości wody niezbędne jest prowadzenie procesu płukania złoża raz na 2-3 doby. Do prawidłowego przeprowadzenia płukania złoża filtracyjnego wymagane jest od 4 m³ do 6 m³ wody na każdy m² złoża (norma DIN 19643-1:2012-11).

Analizując możliwości ograniczenia zużycia wody i odprowadzania ścieków w obiektach basenowych, coraz częściej zwraca się uwagę na wody powstające w wyniku płukania złożów filtracyjnych (z ang. *filter backwash water* FBWW). Spośród wielu możliwości zagospodarowania lub wykorzystania wód powstających w obiektach basenowych najczęściej wymienia się: wykorzystanie do podlewania zlewni, zraszania kortów i boisk (w przypadku większych kompleksów sportowych), zasilanie instalacji do spłukiwania toalet, uzupełnianie strat w obiegu basenowym oraz odprowadzanie do wód lub do ziemi.

W praktyce przy planowaniu bezpośredniego odprowadzenia FBWW do środowiska, należy zwrócić szczególną uwagę na ich ilość oraz obecność w nich zanieczyszczeń. Środowisko wody basenowej w odróżnieniu od wody wodociągowej, stanowi specyficzny układ, w którym znaczącą rolę odgrywają zanieczyszczenia wprowadzane wraz z użytkownikami do niecki (Kanan i Karanfil, 2010). Wyniki badań, przeprowadzonych do tej pory wskazują, że ze względu na dużą zawartość zawiesiny ogólnej oraz chloru wolnego w popłuczynach nie ma możliwości ich wykorzystania w powyżej wymienione sposoby (Wyczarska-Kokot, 2016).

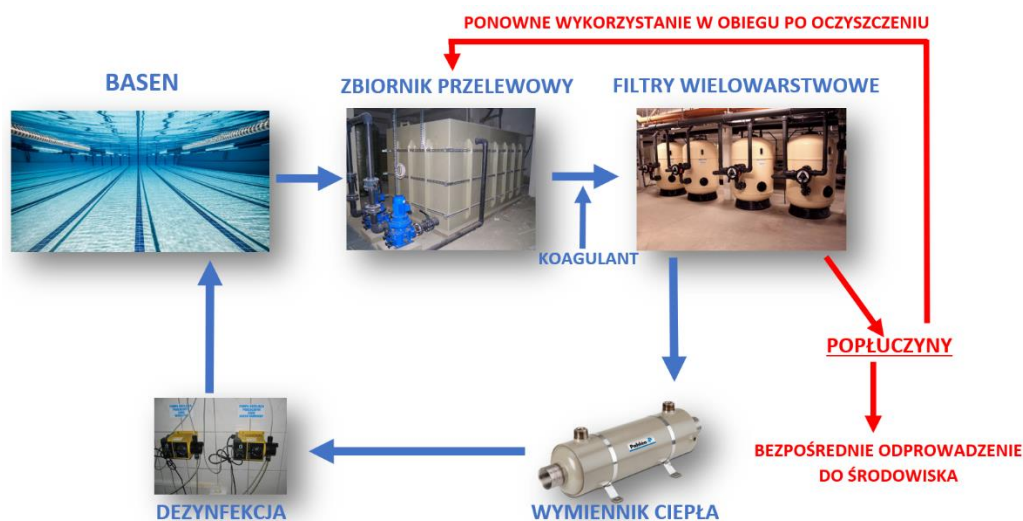
Cel badań

Praca ma na celu zaprezentowanie dotychczasowych efektów badań prowadzonych przez autorów w zakresie możliwości oczyszczania i ponownego wykorzystania popłuczyn z płukania basenowych złożów filtracyjnych.

Materiały i metody

W ramach prowadzonych badań wykonano ocenę jakościową popłuczyn w oparciu o wartości podstawowych wskaźników i parametrów fizykochemicznych (m.in. odczynu zawartość zawiesiny ogólnej i stężenia chloru).

Następnie prowadzono procesy mające na celu poprawę jakości popłuczyn (sedymentacja, napowietrzanie, ultrafiltracja i koagulacja) lub usunięcie zanieczyszczeń w nich skumulowanych (procesy zintegrowane, w tym różne ciśnieniowe techniki membranowe). Poniżej przedstawiono schemat ideowy badań.



Rys. 1. Schemat ideowy prowadzonych badań

Wyniki i wnioski

Popłuczyny z uwagi na obecność w nich substancji odżywczych mogłyby być stosowane do nawadniania roślin. Natomiast niezbędna jest kontrola w nich stężenia chloru wolnego oraz obniżenie zawartości zawiesiny ogólnej w jednym z następujących jednostkowych procesów: sedymentacja, koagulacja i ultrafiltracja.

Z kolei zastosowane w badaniach procesy membranowe (ultrafiltracja i nanofiltracja) w istotny sposób przyczyniły się do poprawy jakości popłuczyn. Nanofiltracja charakteryzowała się wyższą skutecznością separacji zanieczyszczeń, ale zdecydowanie niższą wydajnością hydrauliczną w porównaniu do ultrafiltracji. Na tej podstawie można stwierdzić, że konieczne jest wstępne przygotowanie popłuczyn przed filtracją membranową (np. poprzez zastosowanie takich procesów jak koagulacja i/lub sedymentacja). Znaczący wpływ na skuteczność procesu UF miała jakość popłuczyn surowych. Zarówno mała wartość mętności, jak i absorbancji w nadfiolecie UV_{254nm}^{1m} przyczyniały się uzyskania permeatu o wyższej jakości. Ciśnieniowe procesy membranowe wykorzystane w skali technicznej mogą umożliwić odzysk wody z popłuczyn poprocesowych i ponowne jej wykorzystanie w obiegu wody basenowej.

Literatura

Brandt M. J., Johnson K. M., Elphinston A. J., Ratanyaka D. D. (2017). *Chapter 9 – Water Filtration* In: *Twort's Water Supply*, Butterworth-Heinemann, 367-406.

Kanan A., Karanfil T. (2011). *Formation of disinfection by-products in indoor swimming pool water: The contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids*. *Water Research*, 45, 926-932.

Norm DIN 19643-1:2012-11, *Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser - Teil 1: Allgemeine Anforderungen*.

Wyczarska-Kokot J. (2016). *The study of possibilities for reuse of washings from swimming pool circulation systems*. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 23(3), 447-459.

Magdalena Łój-Pilch¹⁾, Anita Zakrzewska, Ewa Zielewicz
Politechnika Śląska
ul. Akademicka 2A, 44-100 Gliwice
¹⁾adres: magdalena.loj-pilch@polsl.pl

Identyfikacja zagrożeń powodujących ryzyko dla komunalnych oczyszczalni ścieków

Słowa kluczowe: *identyfikacja ryzyka, urządzenia ciągów technologicznych, oczyszczanie mechaniczne, biologiczne, chemiczne*

Wstęp

Awarie komunalnych oczyszczalni ścieków mogą powodować zagrożenie dla środowiska oraz ludności. Są w stanie, w ekstremalnych przypadkach, skazić ujęcia wodne położone powyżej oczyszczalni. Dodatkowe zagrożenia mogą być wywołane działaniem sił natury, błędami w eksploatacji, niedopatrzenia przy projektowaniu lub innymi zdarzeniami losowymi. Nawet najlepiej zaprojektowane, dobrze wykonane i prawidłowo eksploatowane oczyszczalnie nie są wolne od ryzyka wystąpienia awarii. Niesprawność w komunalnej oczyszczalni mogą powodować różnorodne skutki i występować na każdym z etapów procesu oczyszczania ścieków. Dlatego ważne jest poznanie wszystkich zagrożeń dla podstawowego celu oczyszczalni – usunięcia substancji stałych oraz rozpuszczonych, zawiesin i koloidów, i doprowadzenie odprowadzanych ścieków do jakości odpowiadającej aktualnym wymogom prawnym przed dostarczeniem ich do odbiornika. (Andraka. 2005; Iwanejko, 2006; Iwanejko, Rybicki, 2008; Kuśnierz, Świerczek, 2014)

Cel badań

Prowadzone badania mają na celu identyfikację jak największej ilości zagrożeń. Ponieważ liczba zidentyfikowanych zdarzeń niekorzystnych, mogących powodować ryzyko jest duża wyróżnia się reprezentatywne zdarzenia awaryjne (RZA), które podzielić można na: zdarzenia najbardziej prawdopodobne (RZA-P) i zdarzenia o najcięższych skutkach (RZA-S). Do RZA-P najczęściej klasyfikuje się zdarzenia, które wywołały czynniki zwyczajne (występujące stale lub pojawiające się okresowo) i zaistniałe (takie, które już kiedyś wystąpiły). Natomiast RZA-S powodują najczęściej czynniki utajone (potencjalnie możliwe) oraz nadzwyczajne (awarie nietypowe, trudne do przewidzenia). Czynniki wewnętrzne oraz zewnętrzne mogą powodować zarówno RZA-P oraz RZA-S. W wyniku przeprowadzonych badań identyfikacyjnych zagrożenia podzielono ze względu na rodzaj czynnika, który je wywołuje oraz na rodzaj ryzyka, które wywołuje. (Andraka. 2005; Iwanejko, 2006; Iwanejko, Rybicki, 2008;)

Materiały i metody

Identyfikacja przebiegała na podstawie dostarczonych przez oczyszczalnię materiałów, to jest: instrukcji eksploatacji, karty pracy oczyszczalni, karty napraw i przeglądów poszczególnych urządzeń oraz zeszytu technologicznego. W pierwszej kolejności zapoznano się z ciągiem technologicznym, instrukcją eksploatacji oraz systemem pracy realizowanym na oczyszczalni. Pozwala to na poznanie aktualnych problemów eksploatacyjnych. W kolejnym kroku

analizuje się karty pracy oczyszczalni i wyszukuje zdarzenia niekorzystne mogących powodować ryzyko. Sporządza się w ten sposób listę czynników ryzykogennych oraz określa częstotliwość ich występowania. Następnie należy zapoznać się z kartami napraw i przeglądów w celu określenia czynników utajonych, których występowanie jest eliminowane na etapie czynności konserwacyjnych poszczególnych urządzeń. Pozwala to na identyfikację utajonych czynników ryzyka. Zebrane informacje powinno porównać się z wynikami badań ścieków na odpływie, notowanych w zeszycie technologicznym. W ten sposób wyłapuje się zdarzenia, które negatywnie wpłynęły na poziom wskaźników i tym samym są źródłem ryzyka dla podstawowego celu komunalnej oczyszczalni ścieków (Żaba, Królikowski, Królikowska, 2011; Korombel, 2011).

Wyniki i wnioski

W badanej oczyszczalni określono zjawiska niekorzystne, które mogą powodować ryzyko. Z zapisów zeszytu technologicznego wynika, że wskaźniki badane na odpływie, w badanym przedziale czasu (3 lata), nie zostały przekroczone. Na tej podstawie stwierdzono, że w tym czasie nie wystąpiły zdarzenia powodujące realne ryzyko. Jedną zidentyfikowane zjawiska, w szczególnych warunkach, mogą być źródłem ryzyka. Warto więc zwrócić kierownikowi oczyszczalni uwagę na występujące problemy i zastanowić się nad możliwością eliminacji tych zagrożeń. Zjawiska niekorzystne zostaną szczegółowo opisane w artykule.

Duża liczba urządzeń oraz różnorodność procesów jednostkowych generuje wiele możliwości do powstania zjawisk niekorzystnych, mogących powodować ryzyko. Podstawą procesu zarządzania ryzykiem każdego obiektu technicznego jest prawidłowe zidentyfikowanie występujących zagrożeń, co pozwoli na unikanie ich w przyszłości oraz eliminowanie ich na etapie bieżącej eksploatacji i konserwacji. Z tego względu identyfikacja ryzyka powinna być przeprowadzana indywidualnie dla każdego zakładu przemysłowego lub obiektu technicznego (Andraka, 2005; Iwanejko, 2006; Iwanejko, Rybicki, 2008).

Literatura

R. Iwanejko, S. Rybicki, *Zarządzanie ryzykiem dla oczyszczalni ścieków*, Gaz, woda i technika sanitarna, luty 2008.

D. Andraka, *Zastosowanie analizy niezawodnościowej i metod statystycznej kontroli jakości do oceny pracy oczyszczalni ścieków*, materiały II Konferencji Inżynierii Środowiska, tom I, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 32, Lublin 2005

R. Iwanejko, *O praktycznym zastosowaniu jakościowych metod szacowania ryzyka*, Czasopismo Techniczne Z8-S3/2005, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2006.

A. Korombel, *Praktyczne zastosowanie wybranych metod identyfikacji ryzyka*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego nr 640, Finanse, rynki finansowe, ubezpieczenia nr 38, 2011.

Praca zbiorowa, *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, PZiTS Oddział w Poznaniu, Poznań 1997

T. Żaba, A. Królikowski, J. Królikowska, *Awaryjność małej oczyszczalni ścieków*, Inżynieria Ekologiczna Nr 24, 2011.

M. Kuśnierz, E. Świerczek, *Infrastruktura krytyczna a niezawodność systemu odprowadzania i oczyszczania ścieków w niekorzystnych warunkach pogodowych*, Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich, Nr I/1/2014, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 125–135, 2014.

Instrukcja eksploatacji komunalnej oczyszczalni ścieków X

Karty pracy komunalnej oczyszczalni ścieków X



Łukasz Malinowski¹⁾, Iwona Skoczko
Politechnika Białostocka
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾lukasz.malinowski66@wp.pl

Impacts of climate change on hydrological regime and water resources management of the Narew River in Poland

Keywords: *Narew River, water resources, ecosystem, hydrological conditions*

Aim of the research

The amount of water required to support a river ecosystem in proper condition are of particular importance in areas of high natural value. The hydrological threats for the protected areas are region-specific and vary from region to region. The local hydrological conditions depend largely widely on temporal and spatial variations of the hydrologic cycle, of the main components and physiographic conditions on site. Future climate change is projected to have significant impact on hydrological regime, water resources and quality in many parts of the world. Water-dependent ecosystems are exposed to the risk of climate change through altered precipitation and evaporation. Getting to know the current climate change and their hydrological consequences are very important for hydrological issues (Marcinkowski, 2017). This analysis may be a very important foundation for determining the causes observed in the recent period of anomalous growth - both hydrological and climatic (Piniewski, 2014). The aim of the research is to assess the effect of projected climate change on water resources in lowland catchment the Narew River in Poland. Hydrological reaction to climate warming and wetter conditions includes: baseflow and higher runoff and increased percolation (particularly in winter and spring) (Stagl, 2014).

Material and methods

The research area is the Narew River flowing through the north-eastern part of Poland and its selected tributaries. The river is one of the largest right tributaries of the Wisła River. The Narew River is unregulated along the entire length of the Zegrzyński Reservoir. It has a natural flow of water, creating many branches, bends and old river beds. This makes the banks of the river very difficult to access. The river is characterized by a snow-and-rain power regime with one distinct maximum and one minimum per year. The greatest water resources of the Narew River fall into the early spring, as a result of the snow supply, resulting in maximum values of average monthly water levels until the retention period, late summer and autumn. Narew is characterized by a typically lowland river, characterized by the highest flows between March and April, while the lowest is from June to October (Dembek, 1996).

In this paper describes the directions of changes climatic and hydrological conditions and the impact of climate change on the Narew River. For the analysis of climate variability and their hydrological consequences, such as: daily air temperature, precipitation from the Białystok

climate station located within the Narew river and hydrological data such as water flows and water states observed in water gauges.

Results and conclusions

The results show a significant decrease in winter outflows in many rivers, as well as a delayed increase in spring melt flow. It has also been observed that this is the initial phase of changes in maximum water levels and maximum flows. The variability of climatic conditions in the modification of hydrological conditions is spatially differentiated by the regional variability and the environmental conditions of each catchment area. The hydrological impacts of climate change to the individual protected areas are area-specific and vary from region to region. Changes in the hydrological system include alterations in the seasonal trends distribution, timing and variability of flow and evapotranspiration. This may lead to changes in the water composition, subsurface runoff, soil moisture and seasonal snow packs as well as to modifications in the mass balance of Central European glaciers. Partly, effects of climate change on stream flow and water availability can be compensated by reasonable water management.

References

- Dembek W., Okruszko H. (1996). *Zagadnienia gospodarcze i sozologiczne dotyczące doliny Górnej Narwi*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 428, 7-13.
- Marcinkowski P., Piniewski M., Kardel I., Szcześniak M., Benestad R., Srinivasan R., Ignar S., Okruszko T. (2017). *Effect of Climate Change on Hydrology, Sediment and Nutrient Losses in Two Lowland Catchments in Poland*. Wate, 9(3).
- Piniewski M, Laizé CL, Acreman MC, Okruszko T, Schneider C. (2014). *Effect of climate change on environmental flow indicators in the Narew Basin, Poland*. Journal of Environmental Quality Environ, 43(1), 155-67.
- Stagl J., Mayr E., Koch H., Hattermann F.F., Huang S. (2014). *Effects of Climate Change on the Hydrological Cycle in Central and Eastern Europe*. In: Rannow S., Neubert M. (eds) Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, 58.

Karolina Matej-Lukowicz¹⁾, Nicole Nawrot, Ewa Wojciechowska
Politechnika Gdańska

ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk

¹⁾karolina.lukowicz@pg.edu.pl

Ocena ładunku zanieczyszczeń biogennych transportowanych do zatoki gdańskiej przez potok oliwski

Słowa kluczowe: Morze Bałtyckie, stężenie fosforu, stężenie azotu, zlewnia zurbanizowana

Jednym z elementów środowiska poddanych silnej antropopresji na terenach zurbanizowanych są wody powierzchniowe. Wskutek uszczelnienia powierzchni następuje wzrost objętości spływów powierzchniowych, które spłukują zanieczyszczenia z terenu zlewni (Bogdał, Ostrowski, 2007; Jarosiewicz, 2012; Królikowska, Królikowski, 2012). Rodzaj i stężenie zanieczyszczeń zależą od czynników takich jak sposób użytkowania zlewni, rodzaj pokrycia terenu powierzchni zlewni, podatności zanieczyszczeń na spłukiwanie, długości okresów bezdeszczowych, zanieczyszczenia powietrza, ale też natężenia i czasu trwania opadów (Siebielec, Siebielec, Smreczak, 2015; Sojka, Jaskuła, Wicher-Dysarz, 2016; Szczykowska, Siemieniuk, 2008; Szczykowska, Siemieniuk, Wiater, 2016).

Ładunek zanieczyszczeń odprowadzany z wodami cieków i potoków, zasilanych spływami powierzchniowymi oraz ściekami opadowymi z kolektorów miejskich może być znaczącym źródłem zanieczyszczeń odprowadzanych do Morza Bałtyckiego. Według analiz prowadzonych m.in. przez Urząd Miasta Gdańsk w 2009 roku zanieczyszczenia wnoszone przez ciek i kanały miały najwyższy udział w ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych z terenu Gminy Gdańsk do Zatoki Gdańskiej i stanowiły 74% ładunku BZT5 67% ładunku fosforu ogólnego i 71% ładunku azotu ogólnego (Cieszyńska, Bartoszewicz, Michalska, Nowacki, Wesołowski, 2009). Ma to negatywny wpływ na jakość wód przybrzeżnych, odczuwany szczególnie dotkliwie w okresach letnich, kiedy to wysoka podaż substancji biogennych oraz wysoka temperatura sprzyjają zakwitom sinic, co w krótkim czasie prowadzi do wystąpienia deficytów tlenowych i ogólnie pogorszenia jakości wód kąpielisk oraz konieczności ich zamknięcia (Nowacki, Wesołowski, 2009). Jest to szczególnie ważne z uwagi na realne narażenie Morza Bałtyckiego na eutrofizację, wskutek dopływu zanieczyszczeń biogennych (Elofsson, 2010; Forsberg, 1991).

Cel badań

Celem badań jest określenie ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do Morza Bałtyckiego w wyniku spływu powierzchniowego z terenu zlewni zurbanizowanej. Dodatkowym celem jest weryfikacja wpływu różnych sposobów zagospodarowania na jakość wód w odbiorniku ścieków deszczowych.

Materiały i metody

Badania związków azotu i fosforu przeprowadzono w wodach Potoku Oliwskiego. Został on wybrany, ponieważ przepływa przez teren miasta Gdańsk i uchodzi do Zatoki Gdańskiej w rejonie popularnej turystycznie plaży i kąpieliska w Jelitkowie. Jego zlewnia dzieli się między naturalną i zurbanizowaną, a charakterystyka hydrologii potoku jest szczególnie trudna do rozpoznania ze względu na liczne zbiorniki zlokalizowane na jego długości. Badania



prowadzone były w dziewięciu punktach pomiarowych rozmieszczonych na Potoku i jego największym dopływie – Potoku Rynarzewskim, nad którym zlokalizowany jest miejski ogród zoologiczny.

Wyniki i wnioski

Wyniki badań stężeń azotu i fosforu w wodach analizowano w kierunku zauważenia sezonowości zmian stężeń tych związków oraz ich zależność od opadów atmosferycznych. Stwierdzono podwyższone stężenia substancji biogennych (a w każdym razie azotu) w okresie jesiennym oraz istotny wzrost stężeń zanieczyszczeń w wodach Potoku po wystąpieniu opadów atmosferycznych. Dodatkowo zauważono, że zbiorniki retencyjne przyczyniają się do redukcji stężenia zanieczyszczeń w Potoku.

Literatura

- Bogdał, A., Ostrowski, K. (2007). *Wpływ rolniczego użytkowania zlewni podgórskiej i opadów atmosferycznych na jakość wód odpływających z jej obszaru*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 7(2a), 59–69.
- Cieszyńska, M., Bartoszewicz, M., Michalska, M., Nowacki, J., Wesołowski, M. (2009). *Charakterystyka właściwości fizykochemicznych wód wybranych cieków na terenie Gminy Gdańsk*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, (40), 465–474.
- Elofsson, K. (2010). *Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan*. Marine Policy, 34(5), 1043–1050. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.03.003>
- Forsberg, C. (1991). *Eutrofizacja Morza Bałtyckiego*. (P. Migula, Trans.). Uppsala.
- Jarosiewicz, A. (2012). *Opad atmosferyczny jako źródło substancji biogenicznych na przykładzie Jeziora Dobra (Polska północna)*. Inżynieria Ekologiczna, 48–56.
- Królikowska, J., Królikowski, A. (2012). *Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*. Wydawnictwo “Seidel-Przywecki.”
- Nowacki, J., Wesołowski, M. (2009). *Charakterystyka właściwości fizykochemicznych wód wybranych cieków na terenie Gminy Gdańsk*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, (40), 465.
- Siebielec, S., Siebielec, G., Smreczak, B. (2015). *Zanieczyszczenia osadów dennych rzek i zbiorników wodnych*. Studia i Raporty IUNG-PIB, 20(46), 163–181.
- Sojka, M., Jaskuła, J., Wicher-Dysarz, J. (2016). *Ocena ładunków związków biogennych wymywanych ze zlewni rzeki Głównej w latach 1996-2009*. Rocznik Ochrona Środowiska, 18, 815–830.
- Szczykowska, J., Siemieniuk, A. (2008). *Ocena jakości wód w wybranych zbiornikach małej retencji województwa podlaskiego*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, (05).
- Szczykowska, J., Siemieniuk, A., Wiater, J. (2016). *Phosphorus contamination as a barrier to water quality of small retention reservoirs in Podlasie Region*. Inżynieria Ekologiczna, (48), 202–207.

Katarzyna Materla¹⁾, Ewa Łobos-Moysa¹⁾
Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Gliwice, ul. Akademicka 2A
¹⁾ewa.lobos-moysa@polsl.pl

Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na obecność wybranych grup mikroorganizmów osadu czynnego

Słowa kluczowe: osad czynny, organizmy towarzyszące, orzęski, wrotki, nicienie, ameby, grzyby, ścieki cukiernicze, ścieki z produkcji soków warzywnych, zużyte oleje spożywcze

Cel badań

Celem badania było określenie oddziaływania trzech wybranych rodzajów ścieków przemysłowych na skupiska bakterii osadu czynnego oraz mikroorganizmy mu towarzyszące. Badania przeprowadzono z wykorzystaniem modelowych ścieków zawierających związki organiczne – ścieków z cukierni, z produkcji soku warzywnego oraz zużytych olejów spożywczych. Uzyskane wyniki pozwoliły na ustalenie zależności pomiędzy własnościami kłaczków osadu oraz występowaniem organizmów towarzyszących a efektywnością biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych.

Materiały i metody

Osad czynny użyty w badaniach pochodził z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych. Osad charakteryzowała się typową wielkością, budowa i barwą kłaczków oraz licznym występowaniem organizmów towarzyszących. Stwierdzono występowanie m.in. pierwotniaków oraz wrotków. Przemity osad czynny wprowadzono do bioreaktora porównawczego, do którego dopływały modelowe ścieki komunalne oraz do trzech bioreaktorów, do których dozowano ścieki przemysłowe.

Modelowe ścieki przemysłowe

Sporządzano w laboratorium z następujących składników: glukozy, skrobi oraz Na_2CO_3 , K_2HPO_4 , KNO_3 (ścieki cukiernicze), pasteryzowanego soku wielowarzywnego (ścieki z produkcji soku warzywnego), oleju spożywczego rzepakowego, NH_2Cl oraz K_2HPO_4 (zużyte oleje spożywcze). Skład podanych pożywek opracowano na podstawie literatury (Krzanowski, 2008; Puchlik, 2016). Ścieki porównawcze zawierały pepton, bulion zwykły, mocznik, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, NaCl .

Metodyka badań

Analiza biologiczna dotyczyła obserwacji mikroskopowych osadu czynnego realizowanych przy powiększeniu: 10×, 40×, 100× i obejmowała morfologię kłaczków (postać, strukturę, wielkość i występowanie bakterii wolno pływających) oraz identyfikację wyższych mikroorganizmów (pierwotniaków, w tym orzęsków (*Ciliata*), wiciowców (*Flagellata*), korzenionózek (*Rhizopoda*), wielokomórkowych organizmów - wrotków (*Rotatoria*) oraz robaków obłych - nicieni (*Nemertodes*)) (Eikelboom, 1999). Próby osadu pobierano pięciokrotnie w ciągu doby z każdego z bioreaktorów. Analiza fizyczna i chemiczna ścieków surowych i oczyszczonych



obejmowała następujące oznaczenia: BZT₅ (Oxi Top, WTW), ChZT (Pharo 100, Merck, pH (Elmetron). Próby pobierano raz na dobę ze ścieków surowych i oczyszczonych.

Opracowanie wyników

Na podstawie badań ustalono zależności pomiędzy własnościami kłaczków osadu czynnego a rodzajem ścieków przemysłowych oraz składem ilościowo-jakościowym organizmów towarzyszących a rodzajem ścieków. W zestawieniach brano również pod uwagę efektywność biologicznego oczyszczania poszczególnych rodzajów ścieków. Zależności ustalono w stałych warunkach temperaturowych (20C) i napowietrzania (warunki tlenowe) oraz przy zmiennym obciążeniu substratowym.

Wyniki i wnioski

Osadem czynnym nazywamy wyhodowane mikroorganizmy, które występują w postaci kłaczkowatej zawiesiny. Kłaczki powstają na skutek wydzielania przez komórki bakterii otoczek śluzowych (Miksch, 2000). Zawarte w ściekach zanieczyszczenia w postaci rozpuszczonej i koloidalnej są absorbowane przez kłaczki osadu czynnego, a następnie zaabsorbowane substancje zostają rozkładane przez mikroorganizmy. Ważną rolę w procesie odgrywają również organizmy towarzyszące (Ginoris, 2007).

Podczas obserwacji mikroskopowych stwierdzono różnice w wielkości i kolorze kłaczków osadu czynnego oraz w wytworzonej biocenozie ze względu na różne rodzaje ścieków. W bioreaktorach najczęściej występowało kilkanaście gatunków orzęsków wolno pływających, pełzających i osiadłych (*Aspidisca cicad*, *Vorticella convallaria*; *Epistylis* sp., *Oxytricha*, *Litonotus*, *Carchesium* sp., *Calymptotricha* sp., *Spirostomum* sp.), zwierzęta tkankowe takie jak wrotki (*Rotatoria*) oraz nicieni (*Nematoda*).

Wpływ ścieków przemysłowych obserwowano na podstawie nagłego pojawienia się ameby nagej *Cochliopodium* sp., *Amoeba proteus*, *Amoeba radiosa*, *Saccamoeba* sp. z grupy *Rhizopoda* oraz mikroorganizmów nitkowatych, a także na podstawie niskiego występowania mikroorganizmów z grupy orzęsków oraz zwierząt tkankowych.

Literatura

Eikelboom, D.H., van Buijsen, H.J.J. (1999), *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Szczecin.

Ginoris, P., Amaral, A.L., Nicolau A., Coelho M.A.Z., Ferreira E.C. (2007), Recognition of protozoa and metazoa using image analysis tools, discriminant analysis, neural networks and decision trees, *Analytica Chimica Acta*, 595, 160-169.

Krzanowski, S., Wałęga, A., Paśmionka I. (2008). *Oczyszczanie ścieków z wybranych zakładów przemysłu spożywczego, Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, Polska Akademia Nauk, Kraków, 59- 60.

Miksch, K. (pod red.) (2000). *Biotechnologia ścieków*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.

Puchlik, M., Kosińska, K., Smyk, J. (2016). *Charakterystyka ścieków surowych z zakładu przetwórstwa owoców i warzyw*, *Inżynieria Ekologiczna*, 48, 181-185.

Katarzyna Misiołek¹⁾
Politechnika Warszawska
ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa
¹⁾katarzyna_misiolek@is.pw.edu.pl

Identyfikacja bakterii ureolitycznych wykorzystywanych do biocementacji gruntów

Słowa kluczowe: bakterii ureolityczne, biocementacja, CO₂, identyfikacja

Biocementacja jest to ekologiczny proces zwiększania właściwości wytrzymałościowych gruntów. Proces ten pozwala na zapobieganie nadmiernej filtracji, która może powodować sufozję, erozję i inne procesy destabilizacyjne. W artykule przedstawiono innowacyjne rozwiązanie mikrobiologicznego uzyskiwania osadu węglanu wapnia (w skrócie **MICP** od angielskiego terminu „microbially induced calcite precipitation”) wykorzystujące aktywność komórek bakterii ureolitycznych. W dalszej części artykułu opisano identyfikację bakterii metodą Gramma, które zostały użyte do procesu biocementacji gruntów.

Literatura

Bosak T.: *calcite precipitation, microbially induced*. In: Reitner J, Thiel V (eds) Encyclopedia of earth sciences series. Springer, Netherlands, pp 223-227, 2011.

Khodadadi T, Bilsel H.: *Application of microorganismz for improvement of liquefiable Sand*. In: 3rd international conference on New Development In soil mechanics and geotechnical engineering. Near East University, Nicosia, North Cyprus, pp 857-863, 2011

Nele De Belle: *Application of bacteria In concrete: a critical review*. RILEM Technical Letters 2016

W. De Muynck, N. De Belie, W. Verstraete: *Microbial carbonate precipitation In construction materials: a review*. Ecol Eng (2010) 32 (2): 118-136.

[6] Prof. Masaharu Fukue: *Seminarium pt. „Prospect and application of biocement”*, dnia 20/05/2016 w Laboratorium Centrum Wodne Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

DeJong JT, Mortensen BM, Martinez BC, Nelson DC: *Bio-mediated soil improvement*. Ecol Eng 36:197-210, 2010.

Soon, NW, Lee LM, Khun TC, Ling HS: *Factors affecting improvement in engineering properties of residua soil through microbial – induced calcite precipitation*. J Geotech Geoenviron Eng 140. Doi:10.1061/(ASCE) GT.1943-5606.0001089, 2014.

Hammes F., Verstraete W.: *Key roles of pH and calcium metabolism In microbial carbonate precipitation*. Rec Environ Sci Biotechnol 1:3-7, 2002

Hammes F, Seka A, Hege KV, de Wiele TV, Vanderdeelen J, Siciliano SD, Verstraete W: *Calcium removal from industrial wastewater by bio-catalytic CaCO₃ precipitation*. J Chem Technol Biotechnol 78:670-677, 2003

-
- Kunicki – Goldfinger Władysław J.H.: *Życie Bakterii*. Wydawnictwo Naukowe PWN
- Periasamy Anbu, Chang-Ho Kang, Yu-Jin Shin and Jae-Seong So: *Formations of calcium carbonate minerals by bacteria and its multiple applications*. Springer Plus 2016
- C. Jimenez-Lopez, C. Rodriguez-Navarro, G. Pinar, FJ. Carrillo-Rousua, M. Rodriguez-Gallego, MT. Gonzalez-Munoz: *Consolidation of degraded ornamental porous limestone stone by calcium carbonate precipitation induced by the microbiota inhabiting the stone*. Chemosphere 2007
- J. Dick, W. De Windt, B. De Graef, H. Saveyn, P. Van Der Meeren, N. De Belie, W. Verstraete: *Biodeposition of a calcium carbonate layer on degraded limestone by Bacillus species*, Biodegradation 2006
- De Muynck W, De Belie N, Verstraete W: *Microbial carbonate precipitation In construction materials: a review*. Ecol Eng 36: 118-136, 2010

Mikołaj Matuszczak¹⁾
Politechnika Wrocławska
Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław
¹⁾mikolaj.matuszczak@pwr.edu.pl

Aspekt wilgotności względnej powietrza wewnętrznego w obiektach biurowych

Słowa kluczowe: *pomieszczenia biurowe, komfort cieplny, aparaty indywidualne*

Cel badań

W krajach wysoko rozwiniętych gospodarczo i ekonomicznie, mieszkańcy około 90 % swojego czasu przebywając w pomieszczeniach zamkniętych (Bogdan, 2011) Składają się na nie takie środowiska jak (Bogdan, 2011):

- dom,
- praca,
- komunikacja.

W budownictwie mieszkaniowym najczęściej stosuje się systemy wentylacji grawitacyjnej w celu zapewnienia odpowiedniej ilości powietrza higienicznego (zewnętrznego). Jednak w przypadku środowiska pracy biurowej, które najczęściej znajduje się w obiektach nowo wybudowanych o złożonej bryle architektoniczno-budowlanej, niemożliwym jest samoczynne ukształtowanie się mikroklimatu pomieszczeń na wymaganym zakresie przy zmieniających się warunkach zewnętrznych oraz wewnętrznych.

W Polsce powstał szereg rozporządzeń oraz norm, które definiują nam warunki brzegowe jakie powinny zostać spełnione w przypadku stanowiska pracy do których z powodzeniem możemy zakwalifikować obiekty biurowe (Dz.U. 1998 nr 148 poz. 973; Dz.U. 2003 nr 169 poz. 1650; Dz.U. 2002 nr 75 poz. 690; PN-B/03421:1978). Klimat w tego typu pomieszczeniach musi być ukształtowany w wyniku mechanicznej wymiany odpowiednio przygotowanego powietrza wentylującego (Przydróżny, 2007). Podczas wyboru konkretnego systemu wentylacyjno-klimatyzującego należy pamiętać nie tylko o spełnieniu odpowiednich parametrów komfortu cieplnego w pomieszczeniu biurowym, ale również o dużej uniwersalności systemu. Często na etapie projektowania nie wiadomo, jaka będzie dokładna aranżacja wnętrza, ani ilu pracowników będzie znajdowało się w pomieszczeniu. Powierzchnia biurowa może zostać wynajęta jednemu lub kilku najemcom i umożliwić im praktycznie dowolne dostosowanie wynejętej powierzchni do indywidualnych wymagań.

Materialy i metody

W pracy przedstawiono najważniejsze wymagania stawiane systemom klimatyzacyjnym w obiektach biurowych wynikające z wyżej wymienionych przepisów oraz norm. Przedstawiono i scharakteryzowano najważniejsze parametry powietrza wewnętrznego wpływające na odczucie komfortu cieplnego przez pracownika biurowego. Dla wybranego obiektu obliczono bilans ciepła oraz wilgoci i określono, ile czasu w ciągu całorocznej eksploatacji obiektu minimalna wilgotność powietrza w pomieszczeniu nie jest dotrzymana w momencie nie zastosowania urządzeń do nawilżania powietrza wentylującego. Zaproponowano i

scharakteryzowano system klimatyzacyjny, który z powodzeniem może być stosowany do klimatyzacji pomieszczeń biurowych.

Wyniki i wnioski

Zaprezentowano, jak wpływa na jakość powietrza wewnętrznego przyjęcie skrajnych strumieni jednostkowych powietrza higienicznego przypadającego na jednego pracownika. Jako wskaźnik jakości powietrza posłużono się stężeniem dwutlenku węgla w powietrzu wewnętrznym oraz jego wilgotnością względną.

Literatura

Bogdan, A. (2011). *Polskie normy a problem mikroklimatu w obiektach biurowych*. Chłodnictwo i Klimatyzacja, 34-38.

Obwieszczenie Ministra Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej z dnia 28 sierpnia 2003 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Pracy i Polityki Socjalnej w sprawie ogólnych przepisów bezpieczeństwa i higieny pracy (Dz.U. 2003 nr 169 poz. 1650).

Przydróżny, E. (2007). *Wysokosprawne systemy wentylacji i klimatyzacji-technologie i projektowanie*. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej. Monografie 85: 50.

PN-B/03421:1978. *Parametry obliczeniowe powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi*.

Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dnia 1 grudnia 1998 r. w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy na stanowiskach wyposażonych w monitory ekranowe. (Dz.U. 1998 nr 148 poz. 973).

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie. (Dz.U. 2002 nr 75 poz. 690)

Dominik Mroczko¹⁾, Izabela Zimoch²⁾
Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki,
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-100 Gliwice
¹⁾dominik.mroczko@gmail.com
²⁾izabela.zimoch@polsl.pl

Koagulacja zanieczyszczeń występujących w wodach rzecznych w okresie dynamicznego przepływu

Słowa klucze: koagulacja, woda powierzchniowa, zanieczyszczenia, przepływ dynamiczny

Wprowadzenie

Polskie przedsiębiorstwa wodociągowe w codziennych praktykach mierzą się z faktem pogarszającego się stanu jakości wód powierzchniowych. Związane jest to głównie z dopływem do zasobów wód naturalnych, ujmowanych na cele komunalne, zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego. Pomimo różnorodnej jakości ujmowanych wód, cechującej się dynamiką zmian nie tylko sezonową ale również dobową, dostawcy muszą zapewnić w systemach zaopatrzenia w wodę rygorystyczne wartości dopuszczalnych stężeń parametrów jakości wody przeznaczonej do spożycia określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [Dz. U z 2015, poz.1989]. Zatem w tych okolicznościach szczególnie istotne jest stworzenie elastycznych warunków pracy wydzielonych procesów jednostkowych w ciągu uzdatniania wody. Takie rozwiązania technologiczne, pozwalają na zapewnienie ciągłych dostaw do konsumentów wody bezpiecznej dla ich zdrowia, również w sytuacjach wystąpienia losowych zdarzeń zewnętrznych jak nawałne deszcze, intensywne roztopy czy długotrwałe susze. Zgodnie z duchem Drinking Water Directive, kwestią czasu wydaje się również normowanie parametrów do tej pory nieobjętych odpowiednimi regulacjami oraz zaostrzanie tych, już monitorowanych.

W okresach dynamicznego przepływu (na przykład podczas ulewnych deszczy) jakość wód powierzchniowych ulega znacznemu pogorszeniu, w efekcie nie tylko intensywnych spływów powierzchniowych, ale również w wyniku uruchomienia zdeponowanych osadów dennych. Zauważalny jest wówczas wzrost zanieczyszczeń fizyko-chemicznych począwszy od mętności, uwzględniając zanieczyszczenie substancjami organicznymi oraz metalami ciężkimi (Krein, 2000). Zatem wymywanie zanieczyszczeń z linii brzegowej do naturalnych zasobów powierzchniowych, jak również destabilizacja i porywanie osadów dennych przez wzburzony nurt rzeki, wraz z zaadsorbowanymi na ich powierzchni substancjami organicznymi i nieorganicznymi (Karickhoff, 1979) to czynniki, które determinują skrajne warunki eksploatacji stacji uzdatniania wody (SUW), nie zwalniające eksploatatora od obowiązku zapewnienia wysokich standardów jakości wody.

W 2015 roku w Polsce zużycie wody na cele komunalne mieszkańców wyniosło 2047,4 hm³ z czego ponad 70% (1468,3 hm³) stanowiły wody podziemne, a około 30% wody powierzchniowe (579,2 hm³) (Bochenek, 2016). Niemniej zasoby wód powierzchniowych, szczególnie w Polsce południowej, stanowią cenne źródło wód z docelowym przeznaczeniem zaopatrywania gospodarstw domowych. Ze względu jednak na gorszą, w porównaniu do stanu wód podziemnych, jakość ujmowanych wód powierzchniowych, ich uzdatnianie wiąże się często z koniecznością zastosowania dodatkowych etapów oczyszczania w ciągu technologicznym. W

Rozporządzeniu Ministra Środowiska [Dz. U. z 2002, poz. 1728] ustalono 3 kategorie jakości wód powierzchniowych przeznaczonych do wykorzystania w celu spożycia przez ludzi:

- Kategorię A1 obejmującą wody najczystsze, do których uzdatnienia stosuje się przede wszystkim procesy fizyczne, głównie filtrację i dezynfekcję;
- Kategorię A2 obejmującą wody o gorszej jakości, dla których, w celu uzdatnienia stosuje się oczyszczanie wieloetapowe uwzględniające procesy fizyczne jak również chemiczne: utlenianie, koagulacja, flokulacja, dekantacja, filtracja i dezynfekcja;
- Kategorię A3 obejmującą wody najbardziej zanieczyszczone, do uzdatnienia których istnieje potrzeba wykorzystania metod o podwyższonej efektywności.

Wiele SUW w Polsce wykorzystuje do prowadzenia procesu koagulacji tradycyjne hydrolizujące sole glinu takie jak siarczan glinu czy chlorek glinu. Zastąpienie ich koagulantami nowej generacji, reprezentowanymi przez wstępnie zhydrolizowane sole glinu o wysokim stopniu polimeryzacji o ogólnym wzorze $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ pozwala nie tylko na efektywniejsze uzdatnianie wód, ale również na minimalizację niepożądanych skutków dozowania substancji chemicznych i wyższą skuteczność w szerokim zakresie pH i temperatury (Krupińska, 2011; Zimoch, 2007; Odegaard, 1990).

Cel badań

Celem przeprowadzonych badań jest analiza wpływu zanieczyszczeń zdeponowanych w osadach dennych na jakość wód rzecznych oraz ocena efektywności obniżania stężenia zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych podczas procesu koagulacji.

Przedmiot i metodyka badań

Koagulację prowadzono dla 2 wód rzecznych oraz 2 preparowanych wód. Wody rzeczywiste pobrano bezpośrednio: z rzeki Mała Panew w ujęciu wody dla mieszkańców miejscowości Czarnowasy oraz ze zbiornika Czaniec (kaskada rzeki Soły) w ujęciu dla SUW Kobiernice. Wody preparowane zostały poprzez ekstrakcję zanieczyszczeń z osadów dennych wcześniej wymienionych wód rzecznych do ich matryc naturalnych. Dawki koagulantów dobrano na podstawie analizy punktu izoelektrycznego, poprzez pomiar potencjału zeta w zależności od ilości dozowanego koagulantu. Analizę tę przeprowadzono na mierniku potencjału zeta Zeatsizer Nano firmy Malvern. Proces koagulacji wykonano metodą „Jar-test” na flokulatorze firmy Velp Scientifica. Badania koncentracji substancji organicznej prowadzono na podstawie analiz OWO i RWO oznaczanych na aparaturze Multi N/C 3100 Analytikjena, absorbancji w nadfiolecie przy długości fali 254nm i 272 nm z wykorzystaniem spektrofotometru Spectrolab 6600 firmy WTW oraz indeksu nadmanganianowego. Na podstawie RWO i UV₂₅₄ oraz RWO i UV₂₇₂ wyznaczono wskaźniki odpowiednio SUVA₂₅₄ i SUVA₂₇₂, pozwalających na ocenę podatności wód na proces koagulacji. Przeprowadzono również analizę składu jonowego przy użyciu chromatografu jonowego Dionex ICS-1100 oraz zawartości wybranych metali ciężkich metodą AAS na aparaturze contrAA 700 firmy Analytikjena, dla wód przed i po koagulacji.

Literatura

Krein, A, Shorer, M. (2000). *Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments*. Wat. Res. Vol. 34, No.16, pp.4110-4115.

Karickhoff S. W., Brown D. S. and Scott T. A. (1979). *Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments*. Water Research 13, 241-248

-
- Bochenek. D. i inni (2016). *Ochrona Środowiska 2016*. Główny Urząd Statystyczny
Krupińska. I. (2011). *Koagulanty wstępnie zhydrolizowane*, Inżynieria środowiska Nr. 21, 127-136.
- Zimoch. I, Kotlarczyk. B, Sołtysik. A. (2007). *Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych do intensyfikacji oczyszczania wody w wodociągu Czaniec*. Ochrona Środowiska, Nr 3, 45-49.
- Odegaard H., Fettig J., Ratnaweera H.C. (1990). *Coagulation with prepolymerized metals salts*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag.

Agata Myszkowska¹⁾, Mariusz Adamski²⁾

Politechnika Białostocka

Białystok, ul. Wiejska 45A

¹⁾myszkowskaagata0213@gmail.com, ²⁾mariusz.adamski@pb.edu.pl

Heating costs calculations on the example of the selected apartment

Keywords: *heating, cost allocator, energy law*

Aim of the research

This work is to present the author's method of calculations individual heating costs of flats and business premises regarding the energy law, in which the heating fee corresponds to the consumption of heat and takes into account the indications of electronic cost allocators.

Material and methods

The presented method of calculation is based on prices for heat given on invoices of a heat supplier, i.e. Heating Company. It can be used for buildings equipped with electronic cost allocators.

Results and conclusions

The presented authoring method significantly eliminates the so-called chimneys in settlements of individual flats for heating. It is obvious that apartments in blocks are of similar technical standard, external walls are thermally insulated, and thermal insulation between individual apartments in Poland does not apply. Generally, in buildings after thermal modernization or new external walls are not a significant component of heat losses. Therefore, the amount of heat lost per 1m² in individual apartments is similar, and the receivables for central heating 1 m² of usable space of such flats should be similar. But of course - they do not have to be identical. The answer to the question of how large divergences may be in heating for 1m² in individual apartments are provided by EU regulations. Unfortunately, they are not used by billing companies, which leads to disputes and conflicts between residents and housing co-operatives.

Due to incorrect settlements in Poland, which are most often performed by international companies, some of the cooperatives give up cost allocators under the pressure of residents.

The presented author's method combines the advantages of using heating cost allocators with the feeling of proper heating cost accounting, which residents have when settling without dividers based on the PLN / m² rate. In the author's method, the price per unit of heat is due to the invoice of the heat supplier. It is not based on the absurd value of sharing the costs arbitrarily adopted without logical justification, or even against rational arguments.

Based on the numerical results obtained in the presented authoring method, it is possible to determine what part of the fees is settled on the surface of flats, and how much on dividers.

The part of costs settled on the surface of flats in subsequent heating seasons is an added result, i.e. an additional application and does not have to be calculated in order to perform calculations of central heating costs in the author's method.

References

- Adamski M., Rynkowski P. (2015). *Należność za ogrzewanie mieszkania odpowiadająca zużyciu ciepła*, Administrator, nr 11.
- Adamski M. (2017). *Pole temperatury powierzchni grzejnika a wskazania podzielnika kosztów*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, nr 10, 418-422.
- Dyrektywa unijna 93/76/EEC ("Europejskie Stowarzyszenie Rozliczania Energii" E.V.V.E), http://www.evve.com/files/leitfadenevve_.pdf, strona 46 pkt 16.1e.
- Michnikowski P., Grzywacz M. (2015). *Kryteria sprawdzenia poprawności rozliczania kosztów ogrzewania na podstawie wskazań podzielników*, Rynek Instalacyjny 1-2.
- Michnikowski P., Skiba J. (2014). *Test poprawności rozliczania indywidualnych kosztów ogrzewania na podstawie wskazań nagrzewnikowych podzielników elektronicznych*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, nr 9, 347-351.
- Pieńkowski C. (2006). *Indywidualne rozliczanie kosztów ogrzewania mieszkań w budynkach wielorodzinnych*, Białystok.
- Pieńkowski C. (2010). *Regulacja kosztów ogrzewania w budynkach wielorodzinnych*, Warszawa – Białystok.
- PN-EN 834:1999 - wersja w języku polskim, norma wycofana, Podzielniki kosztów ogrzewania do rejestrowania zużycia ciepła przez grzejniki – Przyrządy zasilane energią elektryczną, wprowadza: EN 834:1994, IDT.
- PN-EN 834:2013-12 - polska norma w języku angielskim, norma obowiązująca, Podzielniki kosztów ogrzewania do rejestrowania zużycia ciepła przez grzejniki – Przyrządy zasilane energią elektryczną, wprowadza: EN 834:2013, IDT.
- Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. Prawo energetyczne (DzU 1997, nr 54, poz. 348 z późn. zm.).

Nicole Nawrot¹⁾, Ewa Wojciechowska²⁾

Politechnika Gdańska

ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk

¹⁾nicnawro@pg.edu.pl ²⁾esien@pg.gda.pl

Ocena stężenia metali ciężkich wymywanych ze spływem deszczowym z dachów budynków o różnych rodzajach pokrycia – na przykładzie dzielnicy Gdańsk Oliwa

Słowa kluczowe: *metale ciężkie, pokrycia dachowe, opad atmosferyczny, odpływ z dachu*

Wstęp i cel badań

Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w czasie trwania opadu atmosferycznego. Analiza próbek wody deszczowej pobranych w okresie wstępnego opadu daje pośrednią informację o stanie jakości powietrza atmosferycznego (Tsakovski i in., 2010). Wiele zanieczyszczeń podczas dłuższych okresów suchych osadza się na dachach budynków. Analiza spływów z dachów dostarcza wiadomości na temat stanu powietrza atmosferycznego oraz pozwala na analizę zanieczyszczeń wymywanych z materiałów stanowiących pokrycie. Spływ z dachów może stanowić niepożądane źródło punktowego zanieczyszczenia o składzie zależnym od składu wody opadowej, wieku dachu (Wallinder i in., 2001), nachylenia, lokalizacji oraz czynników meteorologicznych (Evans i in., 2006).

Spływy wód opadowych z dachów budynków oraz duża część spływu powierzchniowego w dzielnicy Gdańsk Oliwa trafia do systemu kanalizacji deszczowej, a następnie za pomocą wyłotów kanalizacji deszczowej do pobliskiego odbiornika - Potoku Oliwskiego. Potok Oliwski uchodzi bezpośrednio do Zatoki Gdańskiej w dzielnicy Gdańsk Jelitkowo, gdzie w okresie letnim zorganizowane jest kąpielisko dla mieszkańców i turystów. Przedmiotem niniejszej pracy jest ocena jakości spływów wód opadowych z dachów o różnym pokryciu pod względem zawartości metali ciężkich – cynku, miedzi, glinu, ołowiu oraz kadmu. Przeprowadzono także analizę zawartości metali ciężkich w wodzie deszczowej.

Materiały i metody

Do badań wytypowano trzy budynki położone w dzielnicy Gdańsk Oliwa o różnych rodzajach pokrycia dachu – dach miedziany (M), pokryty papą (P) oraz pokryty dachówką ceramiczną (C). W celu odniesienia wyników pobrano również próbkę wody deszczowej (WD). Próbkę zebrano w trzech powtórzeniach w okresie od czerwca do sierpnia 2017r., pobierając odpływ z dachu na wylocie z zewnętrznych rynien pionowych. Próbkę pobrano do butelek szklanych w początkowej fazie opadu (w ciągu pierwszych 15 minut). Pobrane próbki po dostarczeniu do laboratorium przefiltrowano przy pomocy filtrów strzykawkowych o średnicy porów 0,45µm. Analizę na zawartość metali ciężkich (Zn, Cu, Al, Pb, Cd) wykonano przy użyciu techniki spektrometrii mas z jonizacją w plazmie sprzężonej indukcyjnie (ICP-MS). Ocena jakości pobranych próbek wody przeprowadzono przy pomocy klasyfikacji zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016r. (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1187).

Wyniki

Wartości średnie stężeń metali ciężkich w spływach z dachów referencyjnych przedstawiono w Tabeli 1. W odniesieniu do Rozporządzenia (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1187) przekroczenie II klasy czystości odnotowano dla próbki z dachu miedzianego oraz papy termozgrzewalnej – ze względu na stężenie miedzi w odpływie (dopuszczalna wartość do 0,05 mg/dm³). Pokrycie dachu wykonane papy i dachówką ceramiczną charakteryzowały się przekroczeniem II klasy ze względu na zawartość cynku (dopuszczalna wartość do 1 mg/dm³). Ze względu na zawartość ołowiu, glinu i kadmu stan chemiczny spływów z dachów referencyjnych jest określany jako dobry (uzyskane wyniki nie przekraczają I klasy czystości).

Tabela 1. Średnie stężenie metali ciężkich w spływach z dachów referencyjnych dla dzielnicy Gdańsk Oliwa

Rodzaj próbki	Wartość średnia [mg/dm ³]				
	Cu	Zn	Pb	Al	Cd
Woda deszczowa	0.0019	0.0065	0.0006	0.0084	0.000025
M	10.2313	0.0666	0.0027	0.0075	0.000355
P	0.0994	15.5203	0.0065	0.1517	0.000600
C	0.0198	1.4700	0.0002	0.0091	0.000063

Wnioski

- Dachy miedziane stanowią najczęściej wykończenie budynków architektury sakralnej, zaspokajające potrzeby estetyczne inwestorów stanowią poważne zagrożenie dla chemicznego stanu środowiska w związku z ilością wymywanej z nich miedzi.
- Spływ z pokrycia wykonanego z papy termozgrzewalnej charakteryzował się piętnaście razy większym stężeniem cynku niż maksymalna wartość określona dla II klasy czystości wg Rozporządzenia (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1187).
- Ze względu na czas poboru próbek spływów wód opadowych z dachów (w początkowej fazie opadu) można sądzić, że uzyskane wyniki reprezentują również stopień zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Kolejne badania należałoby przeprowadzić co najmniej w dwóch reprezentatywnych okresach trwania cyklu opadu atmosferycznego. W początkowej fazie – spływ z dachu zawierający potencjalne zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego oraz w przedziale czasowym kiedy wystąpi tzw. pik hietogramu – czyli w czasie wystąpienia maksymalnego natężenia deszczu, kiedy pokrycie dachu zostanie wstępnie oczyszczone, a wynik będzie reprezentatywny dla określenia wymywania metali ciężkich z samego pokrycia dachu.

Literatura

Evans C.A., Coombes P.J., Dunstan R.H. (2006). *Wind, rain and bacteria: the effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater*, Water resources 40, 37-44.

Tsakovski S., Tobiszewski M., Simeonov V., Polkowska Ż., Namieśnik J. (2010). *Chemical composition of water from roofs in Gdansk, Poland*, Environmental Pollution 158, 84-91.

Wallinder L.O., Leygraf C., Karlen C., Heijerick D., Janssed C.R. (2001). *Atmospheric corrosion of zinc based materials: runoff rates, chemical speciation and ecotoxicity effects*, Corrosion Science 43, 809-816.

Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norma jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1187) – załącznik nr 6 i 9.

Agnieszka Niewulis¹⁾, Sławomir Obidziński²⁾

Politechnika Białostocka

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

¹⁾a.niewulis@doktoranci.pb.edu.pl, ²⁾s.obidziński@pb.edu.pl

Aglomeracja bezciśnieniowa odpadów pochodzenia roślinnego

Słowa kluczowe: *granulacja, ziarnowanie, granulador, aglomerat, lepiszcze*

Aglomeracja jest procesem wytwarzania cząstek stałych o odpowiednim kształcie, wymiarach oraz własnościach fizykochemicznych. Najczęściej jednak granulację prowadzi się używając jako surowca drobnych cząstek stałych (proszku, pyłu), a produktem są większe wymiarowo granulki, będące aglomeratami tych cząstek pierwotnych (Heim, 2012).

Cel badań

W pracy przedstawione zostały najważniejsze aspekty dotyczące procesu granulacji bezciśnieniowej produktów roślinnych. Przybliżono główne sposoby prowadzenia procesu zagęszczania oraz parametry towarzyszące powstawaniu granulek. Opisano również ich właściwości fizyczne i omówiono budowę i zasadę działania urządzeń wykorzystywanych do wytwarzania aglomeratu. Główną uwagę skupiono na parametrach pracy urządzeń do tworzenia ziaren, rodzaju stosowanego lepiszcza oraz sposobu jego dozowania. Zwrócono również uwagę na wielkość i sposób rozdrobnienia zagęszczanych surowców, a także na rozmiar powstającego granulatu w zależności od metody aglomeracji.

Metody badań

Aby materiał mógł być zagęszczony, niezbędne jest odpowiedni dobór wielkości jego cząstek. Problemem utrudniającym bezpośrednie wykorzystanie odpadów roślinnych jako surowca do produkcji granulatu lub brykietu jest zbyt mały rozmiar ich cząstek (materiały pyliste) lub zbyt duża ich wilgotność (pasze lub materiały odpadowe, np. trociny lub rozdrobniona słoma, posiadająca wilgotność powyżej 20%). (Obidziński i Hejft, 2013).

Istnieją dwie główne metody zagęszczania substancji: bezciśnieniowa oraz ciśnieniowa. Metoda bezciśnieniowa polega na zagęszczaniu granulowanego materiału poprzez przesypywanie materiału drobnoziarnistego lub pylistego z dodatkiem spoiwa lub cieczy granulacyjnej (Obidziński, Hejft, 2013).

Zagęszczanie w sposób bezciśnieniowy charakteryzuje się niską energochłonnością produktu. Powstały aglomerat powinien być poddany procesom suszenia w celu usunięcia nadmiernej wilgotności z powstałego produktu. Proces aglomeracji bezciśnieniowej materiału pylistego lub drobnoziarnistego zmieszanego z dodatkiem spoiwa prowadzony jest w granulatorach talerzowych bądź bębnowych (Głuba i Obraniak, 2008; Heim i in., 2004; Obraniak i Głuba, 2011), lub jest to aglomeracja dwustopniowa, tj. aglomeracja bezciśnieniowa i następująca po niej aglomeracja ciśnieniowa (Herling i Kleinebudde, 2007; Hryniewicz i in., 2008).

Granulacja ciśnieniowa, zwana inaczej brykietowaniem lub aglomeracją, jest to proces, w którym na zagęszczany materiał działają siły zewnętrzne. Ciśnienie stosowane

do brykietowania materiałów waha się w przedziale od 50 do 150 MPa. Otrzymany w ten sposób produkt przybiera określoną formę.

W pracy omówiono istotę procesu granulacji bezciśnieniowej, parametry mu towarzyszące oraz budowę i zasadę działania urządzeń do granulacji bezciśnieniowej, do których należą:

- granulator talerzowy, którego działanie opiera się na zastosowaniu talerza granulacyjnego, napędzanego przez silnik elektryczny, za pomocą przekładni pasowej,
- granulator bębnowy, w którym surowiec doprowadzany jest do bębna,
- granulator stożkowy, którego zasada działania jest zbliżona do pracy granulatora bębnowego, z różnicą w budowie bębna, który jest w kształcie stożkowym,
- granulator odśrodkowy, polegający na dostarczaniu surowca do wnętrza poziomego talerza,
- granulator łopatkowy, którego zasada działania bazuje na pracy wałów, wzdłuż których umiejscowione są łopatki, które odpowiadają za intensywne mieszanie substancji,
- granulator wibracyjny, polegający na przesiewaniu wibracyjnym surowca,
- granulator z warstwą fluidalną, który skupia się na zbiorze kilku operacji jednocześnie: (suszenie, mieszanie odparowanie, krystalizacja), przebiegających łącznie z procesem granulacji w jednym aparacie.

Wnioski

Wykorzystanie mechanizmów zagęszczania bezciśnieniowego, poprzedzających proces aglomeracji bezciśnieniowej, pozwala na istotne zmniejszenie jego energochłonności przy jednoczesnym zapewnieniu dobrej jakości produktu (Obidziński, Hejft, 2013). Ważnym aspektem przy wyborze tej metody zagęszczania jest wysoka efektywność procesu przy odpowiednio dobranych parametrach oraz właściwie dobranej cieczy wiążącej. Jakość powstałego produktu zależy od wielu czynników, do których zalicza się: konstrukcja granulatora, właściwości fizykochemiczne surowca oraz czynniki związane z przebiegiem procesu aglomeracji.

Literatura

Głuba, T., Obraniak, A. (2008). *Ocena jednorodności produktu mokrej granulacji bębnowej*. Przemysł Chemiczny, 87(2), 125-128.

Heim A. (2012). *Granulacja – proces wciąż ważny*. Chemik, 66, 5, 356-359.

Heim, A., Kaźmierczak, R., Obraniak, A. (2004). *Model dynamiki złoża ziarnistego w granulatorze talerzowym*. Inżynieria Chemiczna i Procesowa, 25, 3/2, 993-998.

Obidziński S., Hejft R. (2013). *Budowa układu mieszająco-zagęszczająco-dozującego dla materiałów roślinnych*. Inżynieria Rolnicza, r.17, nr 1, t.1, 143-148.

Obraniak, A., Głuba, T. (2011). *A model of granule porosity changes during drum granulation*. Physicochemical Problems of Mineral Processing, 46, 219-228.

Katarzyna Oszczapińska¹⁾ Iwona Skoczko²⁾
Białystok University of Technology
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok, Poland
¹⁾katarzyna.oszczapinska@gmail.com
²⁾i.skoczko@pb.edu.pl

Preliminary analysis of sewage management in Sokólski District

Keywords: *sewage system, concentration ratio, water pollution*

Aim of the research

The aim of this article was to evaluate water and sewage economy development in Sokólski District in Poland. In the study were used Central Statistical Office of Poland data from 2008 – 2015. There was considered cesspit and household sewage treatment plants amount and water and wastewater systems length. Also, sewage systems built in recent years and planned in the analysed area were considered.

Material and methods

Studies were based on sewage systems concentration ratio i.e. the number of residents attributable to one kilometre of sewage system. According to Environment Minister Regulation from 22 July 2014 into way to appoint agglomeration area and borders, implementation of sewage systems investments will be economically and technically justified with concentration ratio at least 120 residents per one kilometre (Dz. U. 2014 poz. 1800).

Sewage systems investments in Nowy Dwór and Dąbrowa Białostocka boroughs were analysed (Fig. 1). Research areas were chosen based on their varied size, number of citizens and their affiliation to the agglomeration within the meaning of the Environment Minister Regulation from 22 July 2014.

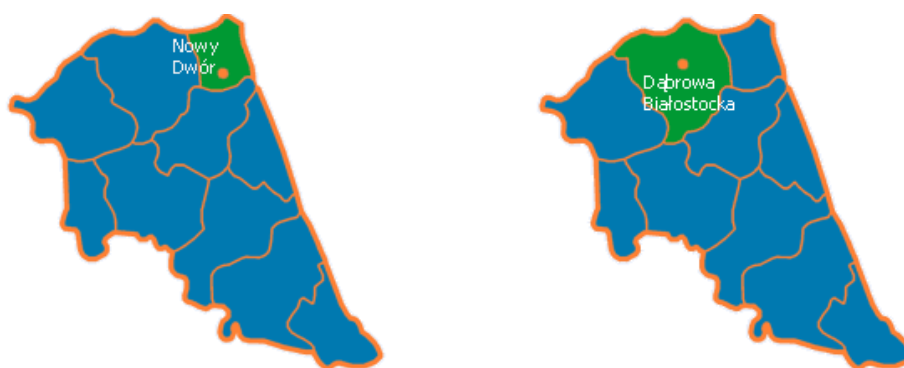


Fig. 1. Location of Nowy Dwór and Dąbrowa Białostocka boroughs in Sokólski District

Results and conclusions

Rural areas, similar with amount of produces sewage to urban areas, are not often parts of agglomerations. Because of dispersed buildings and often poor infrastructure, sewage management regulation in rural areas can be difficult. As shown in the figure 2, rural areas are producing almost half of wastewater in Poland.

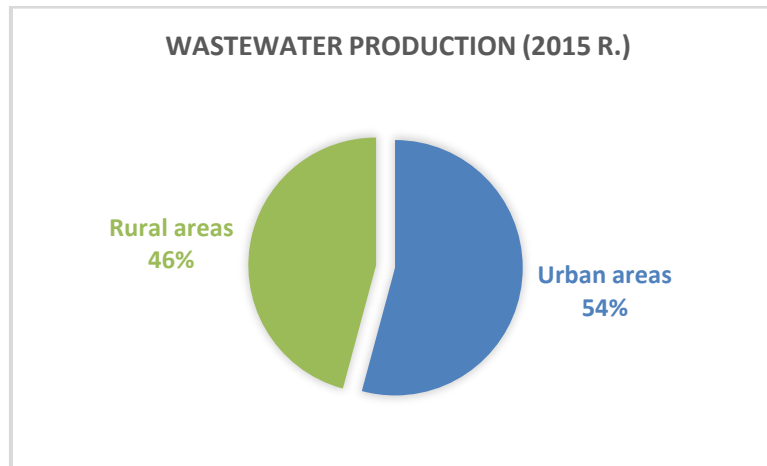


Fig. 2. Sewage annual output in division into urban and agricultural lands [own study based on Central Statistical Office of Poland data]

Sewage system development strictly depend on belonging to agglomeration established by the Council of Ministers in KPOŚK programme. Analysed communes significantly differ according to sewage system length, sewage system concentration ratio and individual effluent treatment systems amount.

The Nowy Dwór Commune, as a typical rural area, is characterized by low concentration ratio not exceeded 70 residents per one kilometre of sewage system. Sewage management is based on cesspits and less various household sewage treatment plants.

Conversely, for other communes with much more developed sewage system in urban areas, concentration ratios outside the city limits were higher. Also, relation between cesspits and HSTP was much more beneficial.

References

Central Statistical Office of Poland, 2017.

Environment Minister Regulation from 22 July 2014 (Dz. U. 2014 poz. 1800).

Paula Piechna¹⁾

Warsaw University of Technology

Faculty of Building Services, Hydro and Environmental Engineering

Nowowiejska 20 Street, Warsaw

¹⁾piechna.paula@gmail.com

Biocoenosis of biofilm and activated sludge in hybrid systems used for wastewater treatment

Keywords: *IFAS, moving bed, nitrifying bacteria, denitrifying bacteria, phosphorus accumulating organisms*

Over the past decade many new technologies for wastewater treatment have been developed. Hybrid reactors, which combine conventional activated sludge process with biofilm processes, have captured researchers' attention. These systems (e.g. IFAS, hybrid MBBR, MBSBBR) have been applied to achieve year-round nitrification and gain additional treatment capacity but also for simultaneous nitrification/denitrification and biological nutrient removal (BNR) as an alternative for conventional activated sludge systems (CAS) (Gonzalez-Víar et al., 2015). Support media used in hybrid systems include free-floating moving bed (e.g. naturally buoyant plastic formed into cylinders or chips in MBSBBR) and fixed bed (e.g. carrier based on loop cords in IFFAS). Depending on many factors like operational conditions, the ratio of suspended to attached biomass can vary. It was reported that attached biomass can reach even above 90% (Makowska et al., 2013).

In recent years many studies have been carried out on hybrid systems, aiming to investigate the process performances, compare different media types or optimal reactor operational mode. Stricker et al. (2009) stated that reactor design (media placement, amount of carriers and operational conditions) could potentially change the process efficiency. Makowska et al. (2013), after performing statistical confirmation, stated that aeration regime, biomass loading and media volume fraction have an impact on pollutants removal efficiency (especially COD). Hybrid processes are relatively new technologies and there are still some uncertainties concerning microbial population distribution over two biomasses (attached and suspended) or possible competition between them for the availability of substrates and interactions between attached and suspended biomass (e.g. microorganisms' migration) (Calderón et al., 2012). Leyva-Díaz et al. (2015) underlined that coexistence of suspended and attached biomass could lead to modification of kinetic parameters of these biomasses, when compared to pure suspended biomass technology. There is no study regarding the effect of some operational parameters (e.g. influent composition, feeding regime, carrier filling ratio, hydraulic retention time) on community structure of bacterial biofilms and suspended biomass of hybrid systems. Moretti et al. (2015) stated that biofilm culture responds to specific environmental conditions, which affect microbial community. Some researches have shown major differences in community composition of the suspended and biofilm fraction.

One of the advantages of hybrid systems is their potential to enable separate STR control for slow-growing nitrifiers, which can attach to carrier media, and faster-growing heterotrophs (e.g. PAOs and denitrifiers), which can inhabit suspended mixed liquor (e.g. >15 days for nitrifiers and <5 days for PAOs). Jabari et al. (2014) stated that attached biomass in IFAS systems are decoupled from SRT. Many researchers have shown that in hybrid systems majority of nitrifiers can be retained on the biofilm media with provided high treatment capacity and

improved stability in low temperatures (Moretti et al., 2015). Makowska et al. (2013) have shown that for hybrid MBBR, the higher volume of carriers filling, the higher N removal efficiency was achieved. Results obtained by Moretti et al. (2015) have shown that autotrophic biomass was widely present in biofilm (67% of nitrification rates), although in higher temperatures period more nitrification took place in mixed liquor, which was characterized by very high MLSTR (7-10 days). These researchers stated that there is little information, which is describing the role of attached biomass in nitrification, depending on applied operational conditions (temperature, STR, loading rate).

Mahendran et al. (2012) stated that the distribution of bacteria within the biofilm might be complex, as biofilms are heterogeneous and substrate and oxygen penetration may vary. These researchers observed that the interior surface of IFAS media was covered by biofilm arranged as a patchwork made of bacterial clusters and connected by irregularly arranged EPS. Modeling studies of 1-D stratified biofilm revealed that oxygen penetrates to the depth 20 μm (Mahendran et al., 2012). Micro-scale studies have demonstrated that there is a correlation between DO profile and spatial distribution of PAO, AOB and NOB in the biofilm (Jabari et al., 2014). Mahendran et al. (2012) have shown that denitrifiers formed both micro-clusters and were dispersed through the biofilm, what provided an evidence of complex oxygen distribution (not solely depth stratification). Hybrid reactors performance is affected by biomass distribution between attached and suspended biomass and availability of carbon source in aerobic zone/period (Jabari et al., 2014).

References

- Calderón, K., Martín-Pascual, J., Poyatos, J. M., Rodelas, B., González-Martínez, A., & González-López, J. (2012). *Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions*. Bioresource Technology, 121, 119–26.
- González-Viar, M., Díez-Montero, R., Esteban-García, A. L., & Tejero, I. (2015). *Anoxic and aerobic fixed bed hybrid reactors for biological nutrient removal at pilot scale*, 505–512.
- Jabari, P., Munz, G., & Oleszkiewicz, J. a. (2014). *Selection of denitrifying phosphorous accumulating organisms in IFAS systems: comparison of nitrite with nitrate as an electron acceptor*. Chemosphere, 109, 20–27.
- Leyva-Díaz, J. C., González-Martínez, A., González-López, J., Muñío, M. M., & Poyatos, J. M. (2015). *Kinetic modeling and microbiological study of two-step nitrification in a membrane bioreactor and hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor for wastewater treatment*. Chemical Engineering Journal, 259, 692–702.
- Mahendran, B., Lishman, L., & Liss, S. N. (2012). *Structural, physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems*. Water Research, 46(16), 5085–5101.
- Makowska, M., Sychała, M., & Mazur, R. (2013). *Removal of Carbon and Nitrogen Compounds in Hybrid Bioreactors*.
- Moretti, P., Choubert, J. M., Canler, J. P., Petrimaux, O., Buffiere, P., & Lessard, P. (2015). *Understanding the contribution of biofilm in an integrated fixed- film-activated sludge system (IFAS) designed for nitrogen removal*. Water Science & Technology, 71(10), 1500–1506.



Stricker, A., Barrie, A., Maas, C. L. A., Fernandes, W., & Lishman, L. (2009). Comparison of *Performance and Operation of Side-By-Side Integrated Fixed-Film and Conventional Activated Sludge Processes at Demonstration Scale*, (March), 219–232.

Kamil Rawski¹⁾
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾k.rawski@pb.edu.pl

Przydomowa oczyszczalnia hydrofitowa jako element kompozycyjny ogrodu

Słowa kluczowe: *przydomowa oczyszczalnia ścieków, oczyszczalnia hydrofitowa, oczyszczalnia gruntowo-roślinna, element kompozycyjny ogrodu, dobór roślin*

Cel badań

Celem niniejszej pracy jest poruszenie problematyki projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków na terenach rozproszonej zabudowie mieszkaniowej, a w szczególności elementów związanych z ich aspektami wizualnymi. W tym zebranie szeregu wytycznych projektowych odnoszących się do planowania nasadzeń roślinnych, wchodzących w skład systemu oczyszczania ścieków oraz uzasadnienie, iż istnieje możliwość podniesienia walorów estetycznych ogrodu poprzez odpowiednie zaprojektowanie roślin związanych z filtrem gruntowo-roślinnym.

Materiały i metody

W oparciu o literaturę przedmiotu wyszczególniono oraz opisano systemy przydomowych oczyszczalni, których wdrożenie pozwala na zaaranżowanie ich jako komplementarnych części wnętrza ogrodowego. Wśród nich wyróżnić można przede wszystkim oczyszczalnie hydrofitowe z filtrem gruntowo-roślinnym w różnych konfiguracjach. Następnie opisano zagadnienia związane z doбором gatunkowym roślin, mającym zastosowanie przy projektowaniu przydomowych oczyszczalni ścieków. Poruszono również problematykę związaną z planem nasadzeń danego materiału roślinnego w nawiązaniu do ogólnie przyjętej sztuki ogrodowej. Natomiast w oparciu o przykładowe realizacje omówiono dobre wzorce komponowania roślin.

Wyniki i wnioski

Istnieje kilka typów oczyszczalni ścieków, które stosuje się przeważnie jako oczyszczalnie przydomowe. Wśród nich wyróżnić można te wykorzystujące drenaż rozsączający, filtr piaskowy, filtr gruntowo-roślinny, złożo biologiczne, czy komorę osadu czynnego. Największymi walorami estetycznymi charakteryzuje się jednak odpowiednio zaprojektowana oczyszczalnia hydrobotaniczna. Dzięki wykorzystaniu materiału roślinnego w procesie oczyszczania ścieków, możliwe jest bezpośrednie kształtowanie jej cech wizualnych. Elementami takiej oczyszczalni są: osadnik gnilny, przepompownia (jeśli to konieczne), studzienka rozdzielcza, drenaż rozsączający i zbierający, filtr gruntowo-roślinny oraz w zależności od sposobu odprowadzenia oczyszczonych ścieków – studnia chłonna, drenaż rozsączający lub zbiornik wodny (Ignatowicz i Puchalik, 2014a; Nowicki, 2012; Wiśniewska-Kadżajn, 2013). Spośród wyżej wymienionych elementów to właśnie filtr gruntowo-roślinny oraz stosowany opcjonalnie zbiornik wodny (np. oczko wodne) są jedynymi widocznymi częściami i mogą stać się dopełnieniem kompozycji ogrodu.



W ogrodzie roślinność pełni funkcję głównie dekoracyjną oraz określa jego wartość estetyczną (Myszka-Stąpór, 2014). Możliwości wyboru roślin do wykorzystania w przypadku oczyszczania ścieków są jednak ograniczone ze względu na specyficzne wymagania stanowiskowe. Zaleca się projektowanie roślinności wodnej oraz szuwarowej z uwagi na fakt, iż dobrze znoszą one tereny podmokłe oraz okresowo zalewane, a także wspomagają oczyszczanie ścieków. Wśród roślin, które są najczęściej obsadzone wyróżnić można trzinę pospolitą, pałkę wodną, wierzbę krzewiastą, sit oraz turzycę (Bugajski, 2006). Jednak, aby całość nasadzeń była estetyczna i spójna z resztą ogrodu, rośliny należy zakomponować uwzględniając ich walory dekoracyjne takie jak pokrój, wielkość i kształt liści, czy kolor kwiatów. Ponadto odpowiednie zaaranżowanie najbliższego otoczenia filtra gruntowo-roślinnego sprawia, że jego granice zacierają się w przestrzeni, szczególnie jeśli oczyszczone ścieki odprowadzane są do oczka wodnego.

Wraz z rozpoczęciem wykorzystywania roślin w procesie oczyszczania ścieków, pojawiła się możliwość nadania oczyszczalniom nowej, dodatkowej funkcji estetycznej (Ignatowicz i Puchalik, 2014b). Poprzez odpowiednią kompozycję i dobór roślin, elementy instalacji przydomowej oczyszczalni zostają wtopione w otoczenie ogrodu. Dzięki temu w odbiorze wizualnym pozostają jedynie walory estetyczne zieleni. Takie podejście do projektowania sprzyja popularyzacji ekologicznego oczyszczania ścieków w gospodarstwach domowych niemających dostępu do kanalizacji.

Literatura

Bugajski P., (2006). *Hydrobotaniczne (hydrofitowe) oczyszczanie ścieków*, III konferencja Naukowo-Techniczna „Błękitny San”, Dubiecko, 93[99].

Ignatowicz K., Puchalik M., (2014a). *Analiza przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym na użytek obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską*, [w:] Inżynieria Środowiska – Młodym Okiem. Ścieki i Osady Ściekowe. Tom 5,

Skoczko I., Piekutin J., Kloza K., (Red.). Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok, 144 – 169.

Ignatowicz K., Puchalik M., (2014b). *Porównanie wybranych rozwiązań przydomowych oczyszczalni ścieków*, [w:] Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska. Tom 4, Traczewska T., Kaźmierczak B. (Red.). Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 669- 680.

Myszka-Stąpór I., (2014). *Elementy ogrodowe: ich forma, funkcja i znaczenie*, Katedra Sztuki Krajobrazu SGGW, Warszawa.

Nowicki M., (2012). *Taniej i ekologicznie. Przydomowe oczyszczalnie ścieków – przegląd.*, Murator, nr 3 (335).

Wiśniewska-Kadżajn B., (2013). *Przydomowe oczyszczalnie ścieków sposobem rozwiązania problemów gospodarki ściekowej na terenach wiejskich*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczo-Humanistycznego w Siedlcach. Seria: Administracja i Zarządzanie, Nr 98.

Katarzyna Rozpondek, Rafał Rozpondek¹⁾
Częstochowa University of Technology, ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa
¹⁾e-mails: krozpondek.pcz@gmail.com, r.rozpondek@is.pcz.pl

Evaluation of quality of bottom sediments of water reservoir Poraj by applying Sediment Quality Guidelines and spatial analysis

Keywords: SQGs, toxicity, GIS, heavy metals

Aim of the research

The aim of this study was to evaluate the quality of bottom sediments of water reservoir Poraj by applying a set of sediment quality guidelines (SQGs) and spatial analysis.

Material and methods

Sampling of bottom sediments from the Poraj Reservoir was conducted in August 2016. The analyzed reservoir is located in the Poraj and Kozięgłowy municipality in the Myszków County, in the northern part of the Śląskie Voivodeship. It has an area of 550 hectares. [Jaguś et al. 2000]. Samples of bottom sediments were collected at 46 measuring points (determined by ArcGIS software) with depths ranging from 0.4 m to 7.4 m below the water table. The research material was collected using a specialized hook of bottom sediments of Van Veen's KC Denmark type [Rozpondek et al. 2017a, Rozpondek et al. 2017b]. The content of heavy metals were determined according to Polish Standard PN-ISO 10390:1997 and 11466:2002. Toxicity was determined in accordance to PN-ISO 11348-2:2008. Organic matter in accordance to PN-ISO 11465:1999 [Rozpondek et al. 2017a]. For assessment of quality of bottom sediments following factors were used: potential ecological risk index (PERI), mean probable effect concentration quotient (PECQ), threshold effect concentration (TEC) and percentage toxic effect (PE) [Håkanson 1980, MacDonald et al. 2000]. TEC and PEC were determined based on values described in SQGs by MacDonald et al.[2000]. In terms of PERI, bioproduction index (BPI) was calculated as the nitrogen content in the regression line for the organic matter content value of 10% - the value of BPI was 37. Sedimentological toxic factor (STF) was determined for each heavy metal [Håkanson 1980]. On basis of those factors, descriptive statistics (along with Pearson correlation) and spatial analysis were performed.

Results and discussion

Samples of bottom sediments are predicted to be non-toxic if measured value of concentration of heavy metal is lower than corresponding (TEC). Additionally samples are predicted to be toxic if the measured concentration is higher than corresponding PEC. Values between TEC and PEC are predicted to be neither toxic or non-toxic [Macdonald et al. 2000, Baran et al. 2016]. Concentration of three heavy metals were above PEC value: Zn (22% of samples), Pb (17%) and Cd (17%). By considering mean PECQ value, 17% of samples were predicted to be toxic. Based on TEC value 76% of bottom sediments samples were predicted to be non-toxic. Mean PECQ value provides a basis for assessing the potential effect of sediment-associated contaminants when they occur in a complex mixture [Farkas et al. 2007, Baran et al. 2016]. Values of PECQ ranged from 0,04 to 2,08 with mean of 0,38. PERI values ranged from 4,36 to 323,62 with mean of 55,35. PERI of less than 150 indicates low potential ecological

risk, and PERI above 150 indicates moderate potential risk [Guo et al. 2010, Baran et al. 2016]. PERI above 150 was observed in 17% of collected samples. The Pearson correlation were determined between studied factors: PERI and PECQ ($R^2 = 0,98$), PECQ and TEC ($R^2 = 0,99$), PERI and TEC ($R^2 = 0,98$), PERI and PE ($R^2 = 0,06$), PECQ and PE ($R^2 = 0,07$). High correlation between PERI, TEC and PECQ indicates that both factors are characterized by similar results and they can be used interchangeably in terms of assessing quality of bottom sediments (same results were obtained by other authors [Baran et al. 2016]). Low correlation between toxic effect and PERI or PECQ indicated that there are other factors that contribute to the toxicity of the sediments [Jancewicz et al. 2012, Baran et al. 2016, Rozpondek et al. 2017b]. Spatial analysis performed in geostatistical software allowed to determine areas with highest ecological risk. The highest values of PERI and PECQ were observed in northern part of reservoir (which is also the deepest one).

References

- Baran A., Tarnawski A., Koniarz T. (2016). *Spatial distribution of trace elements and ecotoxicity of bottom sediments in Rybnik reservoir, Silesian-Poland*, Water Research, 23, 17255 – 17268.
- Farkas A., Erratico C., Vigano L. (2007). *Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po*. Chemosphere, 68, 761–768.
- Głosińska, G., Sobczyński T., Boszke L., Bierła K., Siepak, J. (2005). Fractionation of Some Heavy Metals in Bottom Sediments from the Middle Odra River (Germany/Poland). Polish Journal of Environmental Studies, 3(14), 305-17.
- Guo W., Liu X., Liu Z., Li G. (2010). *Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin*. Procedia Environmental Sciences, 2, 729–736.
- Håkanson L. (1980). *An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach*. Water Research, 14, 975–1001.
- Jaguś A., Rzętała M., (2000). *Zbiornik Poraj — charakterystyka fizyczno-geograficzna*, Wydział Nauk o Ziemi UŚ, Sosnowiec.
- Jancewicz A., Dmitruk U., Sosnicki L., Tomczuk U., Bartczak A. (2012). *Influence of land development in the drainage area on bottom sediment quality in some dam reservoirs*. Ochrona Środowiska, 34(4), 29-34.
- Macdonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. (2000). *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39, 20–31.
- Rozpondek K., Rozpondek R., Pachura P. (2017a). *Characteristics of spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the bottom sediments of the water reservoir Poraj*, Journal of Ecological Engineering, 18(4), 178-184.
- Rozpondek K., Rozpondek R., Pachura P. (2017b). *Analysis of toxicity of bottom sediments of water reservoir Poraj in terms of heavy metals contamination*. Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus, 16. 33-43.

Rafał Rozpondek, Katarzyna Rozpondek¹⁾
Częstochowa University of Technology, ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa
¹⁾ e-mail: r.rozpondek@is.pcz.pl, krozpondek.pcz@gmail.com

Assessing spatial distributions of total heavy metal content in bottom sediments of water reservoir Dzierżno Duże – geostatistics based studies

Keywords: *Kriging, IDW, GIS, Cross validation*

Aim of the research

The aim of this study was to assess the spatial distributions of total heavy metal content in bottom sediments of water reservoir Dzierżno Duże, along with comparison of the accuracy and characteristics of kriging and IDW interpolations.

Material and methods

The specific of water management in the urbanized areas (regulation of watercourses, discharges of municipal and industrial effluents etc.) have resulted in the transformation of the natural drainage system of the basin of Kłodnica, in which Dzierżno Duże water reservoir is located. Dzierżno Duże has an area of 615 ha. On the basis of regular measurement grid consisting of 53 points, bottom sediments samples were collected by using Van Veen's sampler [Rozpondek et al. 2017]. The collected samples were analyzed in laboratory in terms of total heavy metal content, which was determined in accordance to Polish Standard PN-ISO 10390:1997 and 11466:2002. For purpose of generating spatial distributions, two different interpolation methods were chosen – Inverse Distance Weighted (IDW, which is one of the most common deterministic method [Gong et al. 2014]) and Ordinary Kriging [Reza et al. 2010]. In terms of accuracy, two main criteria was chosen: Mean and Root Mean Square error (RMS). Additionally for kriging Root Mean Square Standardized (RMSS) and Average Standard Error (ASE) was determined. Those criteria were calculated by cross validation method in geostatistical analyst, which is part of ArcGIS software. In case of Ordinary Kriging, along with spatial distribution, prediction error map was created [Gong et al. 2014]. For each heavy metal descriptive statistics were performed. Spatial distributions of heavy metal content were classified by geochemical criteria [Bojakowska 2001].

Results and discussion

Mean values of total heavy metal content in bottom sediments of Dzierżno Duże was as follows: Zn 410 [mg/kg], Pb 57 [mg/kg], Cr 36 [mg/kg], Cu 40 [mg/kg], Cd 5 [mg/kg], Ni 16 [mg/kg] and Ba 267 [mg/kg]. According to geochemical quality classification by Bojakowska [2001], concentrations of Cd in 32% of samples were assigned to class IV (heavy contaminated), 45% to class III (contaminated), Zn in 42% samples to class III with 1 sample in class IV and 26% to class II (slightly contaminated), Pb in 9% to class III and 58% to class II, Cu in 4% to class III and 68% to class II, Cr in 17% to class II, Ni in 55% to class II, Ba in 8% to class III and 61% in class II. Pearson correlation was determined between each heavy metal content. The highest correlation (R^2 in range from 0,81 to 0,96) was observed between Zn and Pb, Zn and Cu, Zn and Cr, Zn and Ni, Pb and Cu, Pb and Cr, Cu and Cr, Cr and Ni. Significant correlation (R^2 in range from 0,70 to 0,80) occurred between: Zn and Cd, Pb and Ni, Cu and

Ni, Cd and Ni. The lowest correlation (R^2 in range from 0,25 to 0,70) were observed between concentration of Ba and the rest of heavy metals.

In case of comparison of accuracy between IDW and Ordinary Kriging, IDW had slightly better results in terms of mean value and RMS. The results confirms other authors studies [Zhou & Michalak 2009, Gong et al. 2014]. Kriging methods are more complex. Proper application require performing preliminary analysis. It concerns mainly the type of statistic distribution, nugget effect and size of lag. Additionally kriging provides information about prediction error which can be crucial in planning of future studies [Mabit et al. 2007, Hu et al. 2005]. Because of its complexity, Ordinary Kriging provides two additional criteria – RMSS and ASE. On basis of them it is possible to indicate if the data is underestimated or overestimated [Robinson et al., Mabit et al. 2007]. All of the obtained Ordinary Kriging results are characterized by much higher ASE then RMS, and RMSS greater than one – spatial distributions are underestimated. In addition to accuracy comparison, obtained spatial distribution were analyzed in terms of visual quality. Significant differences were observed. Generated spatial distributions allowed to determine the most contaminated areas, which were mainly northern-central and southern-central part of water reservoir Dzierżno Duże. Spatial distributions can be crucial in proper processing and interpretation of obtained data in environmental studies [Rozpondek et al. 2016].

References

- Bojakowska I. (2001). *Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych*. Przegląd Geologiczny, 49(3), 213–218.
- Gong G., Mattevada S., O'Bryant S. E. (2014). *Comparison of the accuracy of kriging and IDW interpolations in estimating groundwater arsenic concentrations in Texas*. Environmental Research, 130, 59-69.
- Hu K. L., Li B. G., Lu Y. Z., Zhang F. R. (2005). *Comparison of various spatial interpolation methods for non-stationary regional soil mercury content*. Huan Jing Ke Xue, 25(3), 132–137.
- Mabit L., Bernard C. (2007). *Assessment of spatial distribution of fallout radionuclides through geostatistics concept*. Journal of Environmental Radioactivity, 97(2-3), 206–219.
- Reza S. K., Sarkar D., Baruah U., Das T. H. (2010). *Evaluation and comparison of ordinary kriging and inverse distance weighting methods for prediction of spatial variability of some chemical parameters of Dhalai district*. Agropedology. 20(1), 38-48.
- Robinson T. P., and Metternicht G. M. (2006). *Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties*. Computers and Electronics in Agriculture, 50(2), 97–108.
- Rozpondek K., Rozpondek R., Pachura P. (2017). *Characteristics of spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the bottom sediments of the water reservoir Poraj*, Journal of Ecological Engineering, 18(4), 178-184.
- Rozpondek R., Wancisiewicz K., and Kacprzak M. (2016). *GIS in the studies of soil and water Environment*. Journal of Ecological Engineering. 17(3), 134-142.
- Zhou Y., Michalak A. M. (2009). *Characterizing attribute distributions in water sediments by geostatistical downscaling*. Environmental Science & Technology, 43(24), 9267–9273.

Sara Sewastianik¹⁾, Andrzej Gajewski
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45 A, 15-351 Białystok
¹⁾sa.sewastianik@vp.pl

Sezonowy współczynnik przemiany energii wodnej pompy ciepła stanowiącej źródło ciepła w budynku wielorodzinnym

Słowa kluczowe: efekt cieplarniany, pompa ciepła woda-woda, WSHP, sezonowy współczynnik wydajności cieplnej pompy ciepła, SCOP

Cel badań

W wyniku pomiarów temperatury prowadzonych systematycznie od połowy XIX w. na naszej planecie zauważono, iż w ostatnich latach nastąpił wzrost średniej temperatury powietrza. Efekt ten powszechnie nazywany jest zjawiskiem globalnego ocieplenia. Pociąga on za sobą poważne konsekwencje klimatyczne. Należą do nich: topnienie lodowców, zmiany poziomu mórz i oceanów oraz coraz częstsze występowanie ekstremalnych zjawisk pogodowych. Uważa się, iż są to skutki działalności człowieka. Gazy wytwarzane w następstwie procesów przemysłowych lub transportu i następnie uwalniane do atmosfery, a także nie zrównoważona nasadzeniami wycinka drzew, szczególnie lasów równikowych, mają być przyczyną owych zmian klimatycznych. W związku z taką interpretacją sytuacji państwa zrzeszone w ramach Europejskiego Obszaru Gospodarczego zdecydowały się na wprowadzenie szeregu uregulowań prawnych zmierzających do powstrzymania tych zmian klimatycznych.

Jednym z rozwiązań jest zastąpienie dotychczas stosowanych wysokoemisyjnych kotłów urządzeniami, które mogą produkować ciepło przy wykorzystaniu alternatywnych źródeł, co pozwoli na znaczne zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych, w tym CO₂. Pompa ciepła woda-woda wydaje się być rozwiązaniem mogącym sprostać obecnym oczekiwaniom. Wykorzystuje ona energię wewnętrzną wód podziemnych, gdzie temperatura i współczynnik przejmowania ciepła są wyższe niż w gruncie. Ponadto pracuje ona w sposób bezemisyjny, tzn. sama w czasie pracy nie uwalnia żadnych gazów do atmosfery. Jednakże do jej działania niezbędne jest dostarczenie pracy w postaci energii elektrycznej pochodzącej najczęściej z siłowni cieplnej. Wynika z tego, że rzeczywista emisja dwutlenku węgla w czasie eksploatacji pompy jest uzależniona od sposobu w jaki pozyskano energię niezbędną do jej zasilenia.

Celem niniejszej pracy jest sprawdzenie czy wodna pompa ciepła, której dolnym źródłem ciepła jest zbiornik wód podziemnych może być uznana za ekologiczne źródło ciepła.

Materiały i metody

Kwestia ekologiczności pompy ciepła zostanie rozstrzygnięta w oparciu o szacowne wartości sezonowego współczynnika przemiany energii. W badaniach analitycznych zostaną wykorzystane dane dotyczące udziałów poszczególnych paliw wykorzystywanych do produkcji energii elektrycznej w Polsce, średnia krajowa sprawność produkcji elektryczności z tych paliw oraz średnia sprawność transportu niskonapięciowej energii elektrycznej w Polsce w oparciu o dogłębne analizy specjalistów. Szacowanie zapotrzebowania na ciepło zostanie dokonane w oparciu o dane: pomiarów temperatury powietrza dokonane przez stację

meteorologiczną IMGW-PIB w Białymstoku w okresie styczeń 2003- grudzień 2012, a także posiadanych danych dotyczących głównego zbiornika wód podziemnych 218 znajdującego się częściowo pod terenem miasta. Ekologiczność pompy ciepła zostanie zweryfikowana w oparciu o „zielony” współczynnik emisji dwutlenku węgla (Gajewski i in., 2013).

Wyniki i wnioski

Wnioski zostaną wyciągnięte na podstawie obliczeń dla przykładowego budynku wielorodzinnego z dobraną dla niego pompą ciepła.

Literatura

Gajewski, A., Siergiejuk, J., Szulborski, K. (2013). *Carbon dioxide emission while heating in selected European countries*. Energy and Buildings, 65, 197-204.



Jakub Siemieniuk, Ewa Szatyłowicz¹⁾
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾e.szatylowicz@pb.edu.pl

Zmniejszenie emisji CO₂ w procesie produkcji cementu

Słowa kluczowe: emisja CO₂, produkcja cementu, zrównoważony cement, recykling

Cel pracy

W artykule omówiono właściwości wybranych paliw alternatywnych, wykorzystywanych w piecach cementowych jako źródło ciepła przy współspalaniu z węglem i ich wpływ na emisję CO₂ do atmosfery. Stosowanie odpadowych paliw alternatywnych ogranicza wydobycie paliw naturalnych przez co poprawia bilans emisji dwutlenku węgla w procesie produkcji klinkieru, który jest głównym składnikiem cementu.

Emisja CO₂ w procesie produkcji cementu

Produkcja cementu powoduje około 5% globalnej emisji CO₂ spowodowanej działalnością człowieka. Z tego 50% ogólnej emisji to emisje procesowe, które zachodzą podczas produkcji klinkieru, 40% pochodzi ze spalania paliw w celu ogrzania pieca cementowego, a około 10% pochodzi z wykorzystania energii elektrycznej i transportu. Zapotrzebowanie na cement będzie nadal rosło na całym świecie, szczególnie w gospodarkach wschodzących, w których bardzo potrzebne są mieszkania i infrastruktura, które stymulują rozwój. Zmniejszenie emisji CO₂ z produkcji cementu jest zatem ważnym i pilnym zadaniem dla sektora przemysłu cementowego (Benhelal i in. 2012).

Podsumowanie

Zrównoważony rozwój jest obecnie jednym z największych wyzwań stojących przed firmami na całym świecie, szczególnie dla tych z branży cementowej. Pod wpływem presji otoczenia zewnętrznego, firmy podejmują różne działania w tym kierunku. Oprócz poszukiwania innych metod technologicznego ograniczenia emisji CO₂ oraz poprawę efektywności energetycznej (wykorzystanie paliw alternatywnych), co jest najtańszym sposobem redukcji gazów cieplarnianych, należy podobnie jak energetyka zawodowa uwzględniać nowe - wtórne metody, jak np. CCS (*Carbon Capture and Storage*), które polegają na wychwytywaniu i składowaniu dwutlenku węgla lub CCU (*Carbon Capture and Utility*) - wychwytywaniu i wykorzystaniu (Tomasiaś, Duda 2015).

Wynikiem stosowania w procesie produkcji cementu odpadów przemysłowych i komunalnych jest obniżenie energochłonności procesu i ograniczenie emisji szkodliwych gazów. W porównaniu z innymi metodami termicznej utylizacji, cementowy piec obrotowy posiada wiele zalet, które gwarantują bezpieczne dla środowiska spalanie różnych paliw alternatywnych. Spalanie w piecu obrotowym jest metodą bezodpadową, wszystkie produkty spalania (popiół i żużel) są absorbowane przez klinkier (Duczkowska- Kądział, Duda 2014).

Literatura

Benhelal, E., Zahedi, G., Hashim, H. (2012). *A novel design for green and economical cement 14 manufacturing*. Journal of Cleaner Production, vol. 22, 60–66.

Tomasiak J., Duda J. (2015). *Innowacyjne techniki w przemyśle cementowym* [w:] Współczesne instrumenty innowacji. Prace Naukowe WWSZiP, vol. 36, 153–165.

Duczkowska-Kądział A., Duda J. (2014). *Odpady komunalne i przemysłowe alternatywnymi surowcami i paliwami w procesie produkcji cementu*. Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych, 18, 172-187.

Szymon Skarżyński¹⁾, Izabela Bartkowska
Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Department of Environmental Engineering Technology and Systems
Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾s.skarzynski@doktoranci.pb.edu.pl

Ultrasounds in water, wastewater and sewage sludge management

Keywords: *ultrasounds, wastewater, water, sewage sludge*

Introduction

Environmental engineering is a constantly evolving field. Research in the area focuses on improving already known methods, combining them, getting the best effects at the lowest cost. In the area of water, wastewater and sewage sludge management, ultrasonic waves have been used for some time. Numerous studies conducted in Poland and abroad confirm that these waves can be successfully used in water treatment, wastewater treatment and sewage sludge treatment.

The basics of the sonication process

Ultrasounds are sound waves whose frequencies are too high to be heard by humans (the lower limit of ultrasound is 20 kHz and the upper is 1 GHz). An ultrasound wave, like any sound wave, is a disturbances in a medium, and also the pressure of that medium. These disturbances involve the transfer of mechanical energy through the vibrating particles of the medium (their thickening and thinning) without changing their mean position (Bień, 2003).

Depending on the energy and amplitude of the wave can be distinguished by their passive and active effect. Passive effect is observed at low energy and amplitude of the wave passing through the medium. The active effect of the ultrasonic wave are talking at the time the use of energy carried by the wave (Bień, 2003).

Ultrasounds in water treatment

In water treatment, ultrasonic waves are used for three main purposes: for disinfection, for coagulation and in sonochemical reactions. Ultrasounds in treatment water disinfection can be used as a complementary method for strong oxidation. The bactericidal effect of ultrasound comes from the phenomenon of cavitation. The effectiveness of ultrasound disinfection depends on the intensity of the sound, the frequency, the duration of action, the type and number of destroyed microorganisms (Bień, 1995). Low intensity ultrasound field can promote agglomeration of particles (combining them into agglomerates). This feature of ultrasound has been used to aid the coagulation of dopants in water using coagulants. Studies have confirmed the positive effect of ultrasound on the effect of coagulation and the reduction of pollutants (Bień, 2007). Sonochemistry, also called phonochemistry, involves the use of ultrasound in chemistry. Chemical reactions in this chemistry department are initiated, catalysed or modified by ultrasonic waves. In water treatment, sonochemical reactions are used in the process of deep oxidation. The ultrasonic wave causes reactions that produce hydroxyl radicals that are oxidizing.



Ultrasounds in wastewater treatment

Ultrasound in wastewater treatment disinfects as well as in water treatment. Ultrasounds cause breakage of cellular casings. Ultrasounds do not protect the environment from the secondary development of microorganisms, so they must be used with other disinfectants, such as chemicals (Michałkiewicz, 2011). The second use of ultrasound in wastewater treatment is the cleaning of biomembran filters contaminated with organic substances. This method is used mainly for industrial waste water from the agricultural processing industry. The waste water from this industry is contaminated with a large amount of organic substances. Biomembranes should be cleaned regularly. Studies have shown that the use of ultrasound has resulted in partial clearance of biomembran from impurities.

Ultrasounds in sewage sludge processing

Ultrasounds also affect sewage sludge. In the sludge management, the influence of ultrasounds on: changes in sludge structure, capillary suction time, specific resistance of sewage sludge, change of polyelectrolyte structure, destruction of microorganisms (hygiene), acceleration of the anaerobic stabilization process, change of rheological parameters (plastic viscosity and flow point).

Summary

These examples show that the use of ultrasound has found its place in environmental engineering, in water treatment, wastewater treatment and sewage sludge management. Researchers focus on unconventional methods and combinations of conventional and unconventional methods. Ultrasounds have been used as an independent method for changing water, sewage or sewage sludge parameters, as well as supportive, accelerating or enhancing process.

The undoubted advantage of using ultrasonic waves in environmental engineering is their non-chemical nature (not the introduction of new compounds into the environment), while maintaining the appropriate output parameters of water, wastewater or sewage sludge.

References

- Bień J., Stępnia L., Palutkiewicz J. (1995). *Skuteczność dezynfekcji wody w polu ultradźwiękowym*. Ochrona Środowiska, 4(59), 55 – 58.
- Bień B.J. (2003). *Ultradźwięki w gospodarce osadowej*. [w] *Nowe spojrzenie na osady ściekowe – odnawialne źródło energii*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 19 – 32.
- Bień B.J. (2007). *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 87 – 88.
- Michałkiewicz M., Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Sozański M.M. (2011). *Dezynfekcja ścieków*. Inżynieria Ekologiczna, nr 24, 38 – 51.

Weronika Skoczko¹⁾

Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach

ul. Żytnia 17/19 08-110 Siedlce

¹⁾itf0@onet.pl

Zanieczyszczenie światłem środowiska miejskiego

Słowa kluczowe: *światło, zanieczyszczenie, ciemne niebo*

W dzisiejszych czasach, dzięki nowoczesnym technikom i badaniom można stwierdzić, że to, co kiedyś wydawało się naturalne i z pozoru bezpiecznie, obecnie może nieść ze sobą wiele pejoratywnych skutków. Aktualnie jednym z największych zanieczyszczeń jest światło. Stanowi duży problem, ponieważ w mentalności społecznej nie postrzega się go jako zagrożenie. Prawdopodobnie powodem niskiej świadomości na temat tego zagadnienia, jest to, że dopiero od niedawna zaczęto prowadzić badania ukazujące światło jako szkodliwe dla środowiska. Zanieczyszczenie światłem to efekt uboczny cywilizacji przemysłowej. Według definicji Jego źródłem jest w dużej mierze oświetlenie zewnętrzne i wewnętrzne, reklamy, neony, nieruchomości komercyjne, biura, fabryki, latarnie uliczne oraz oświetlone miejsca sportowe.

Bardzo często oświetlenie zewnętrzne w nocy jest zbyt jasne, źle ukierunkowane, a w wielu przypadkach zupełnie niepotrzebne. Światło rozprasza się w atmosferze, zamiast skupiać się na rzeczywistych przedmiotach i obszarach, które ludzie chcą oświetlić. Powoduje to powstawanie tzw. „skyglów” tj. smogu świetlnego, który uniemożliwia doświadczenie, prawdziwego ciemnego nieba, które jest jednym z przejawów zanieczyszczenia. Pozostałe to między innymi światło zbląkane, padające w nieodpowiednie miejsca, blask/oślepienie powodujące ograniczenie widoczności, chaos świetlny oraz zakłócenia świetlne (Longcore, Rich 2004). Zanieczyszczenie świetlne ujemnie wpływa nie tylko na zdrowie człowieka i jego bezpieczeństwo (zaburzenie dobowego cyklu organizmu, zaniżona produkcja melatoniny, zjawisko olśnienia w ruchu drogowym) ale również na inne dziedziny takie jak ekologia (negatywny wpływ na nocną faunę i florę ich zachowanie oraz orientację przestrzenną), ekonomia (marnotrawienie prądu elektrycznego, a co za tym idzie również pieniędzy), astronomia (uniemożliwienie obserwacji wielu obiektów, np. gwiazd, konstelacji czy planet), a nawet kultura (widoczne zmiany w krajobrazie) (Rich, Longcore 2006).

Cel badań

Celem pracy jest przybliżenie zagadnienia zanieczyszczenia świetlnego, analiza norm ograniczających światło przeszkadzające oraz określenie potencjalnych konsekwencji zanieczyszczenia światłem środowiska naturalnego.

Materiały i metody

Analizę stanu zanieczyszczenia środowiska światłem wykonano w oparciu o dane literaturowe oraz własne opracowanie statystyczne i graficzne. Studia wykonano dla wybranych największych miast na świecie.

Ludzkiem okiem bardzo trudno jest dostrzec naturalną jasność nieba przez smog świetlny, który ją przyćmiewa oraz zastępuje. W związku z tym tzw. ciemne niebo zostało podzielone według Skali Bortle'a na dziewięć kategorii. Umożliwia to określenie stopnia ciemności nieba w danym miejscu. Do pomiaru pomocne jest stosowanie Wielkości Gwiazdowej, za

pomocą której oznacza się blask gwiazd i podobnych ciał niebieskich. Jednostką miarową jest magnitudo [mag] (Bortle 2001).

Wyniki i wnioski

Liczne zewnętrzne źródła światła doprowadzają do tego, że na nocnych zdjęciach naszej planety występują gęsto większe lub mniejsze „wyspy światła”. Kontrastują z obszarami, gdzie wciąż można zauważyć naturalnie ciemne niebo. Dotyczy to niestety tylko miejsc nie zamieszkałych przez człowieka takich jak pustynie, lasy tropikalne, wysokie góry, obszary polarne oraz oceany. Mimo to obecnie problem stanowi fakt, że nawet miejsca, oddalone wiele kilometrów od źródeł światła mogą być zanieczyszczone światłem, ponieważ pokonuje ono znaczne odległości nim całkowicie zostanie rozproszone. Oczywiście nawet tysiąc lat temu, gdy ludzkość nie produkowała sztucznego światła ciężko jest mówić o zupełnie czarnym niebie i bezwzględnej ciemności. Istniały naturalne źródła jasności pochodzące z kosmosu. Mowa tutaj między innymi o świetle imitowanym przez gwiazdy, planety, Drogę Mleczną oraz odbicie światła promieni słonecznych, a także poświata atmosfery powodowana przez silne promieniowanie UV oraz jonizujące gazy (www.darksky.org).

Zanieczyszczenie światłem dotyczy każdego obywatela. Na szczęście rosnąca liczba naukowców, właścicieli domów, grup środowiskowych i przywódców obywatelskich podejmuje działania mające na celu przywrócenie naturalnej nocy. Między innymi należy do nich odpowiednia obudowa lamp i ukierunkowanie światła, astroturystyka i ochrona przyrody (tworzenie Parków Ciemnego Nieba), powiększanie świadomości społecznej na temat tego negatywnego zjawiska, a także czynności, które możemy wykonać we własnym zakresie tj ograniczanie zużycia światła zakup odpowiednich, energooszczędnych żarówek, przekazywanie wiedzy na temat tego zjawiska bliskim osobom (www.globeatnight.org www.ciemneniebo.pl). Nocne niebo, którego nie może doświadczyć aktualnie prawie osiemdziesiąt procent ludności, jest zasobem, podobnie jak woda, wiatr, czy surowce naturalne. Wraz z postępującą urbanizacją tym bardziej powinno być objęte ścisłą ochroną, podobnie jak inne elementy środowiska (Roge-Wiśniewska, Tomasik 2013).

Literatura

Bortle, John E. *The Bortle Dark-Sky Scale*. “Sky & Telescope” 2001, nr 2, s38

Longcore T., Rich C., 2004, *Ecological light pollution*, [w:] *Frontiers in Ecology and The Environment*, 2(4): 191–198.

Rich C. i Longcore T. (red.) 2006, *Ecological consequences of artificial night lighting*, Island Press. Washington D.C 19-42.

Roge-Wiśniewska M., Tomasik K. (red.), 2013 *Przejdź na ciemną stronę nocy – środowiskowe i społeczne skutki zanieczyszczenia światłem*, Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego Warszawa 31-33.

<https://www.globeatnight.org> 3.11.2017

<http://www.darksky.org> 3.11.2017

<https://ciemneniebo.pl> 3.11.2017

Waldemar Studziński¹⁾, Alicja Gackowska²⁾
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy im. J. J. Śniadeckich w Bydgoszczy
Al. Prof. S. Kaliskiego 7, 85- 796 Bydgoszcz
¹⁾Waldemar.Studzinski@utp.edu.pl, ²⁾alicja.gackowska@utp.edu.pl

Ocena skuteczności degradacji estru 2-etyloheksylowego z kwasu p- dimetyloaminobenzoowego pod wpływem czynników utleniających

Słowa kluczowe: *filtry UV, ścieki, zanieczyszczenie środowiska, degradacja*

W celu ochrony skóry przed nadmierną ekspozycją na promieniowanie słoneczne do produktów ochrony osobistej dodawane są chemiczne filtry UV. Jako organiczne filtry UV stosowane są pochodne kwasu cytrynowego, salicylowego, p-aminobenzoowego, kamfory, a także benzofenony (Fent et al. 2008). Jednym z powszechnie stosowanych filtrów UV jest ester 2-etyloheksylowy kwasu p-dimetyloaminobenzoowego (ODPABA).

Rozwój przemysłu kosmetycznego i wzrost świadomości społecznej o niekorzystnym działaniu promieniowania UV powodują coraz większe zużycie preparatów przeciwsłonecznych. Związki promieniochronne przedostają się do środowiska w wyniku zmywania się ze skóry podczas kąpieli w rzece, jeziorze oraz morzu (Pierogrande et al. 2007). Innym źródłem są ścieki pochodzące z gospodarstw domowych oraz z przemysłu kosmetycznego (Giokas et al. 2007). Z powodu szybkiego rozpowszechniania się, kumulacji w organizmach żywych, braku stałego monitoringu tych zanieczyszczeń w środowisku uznawane są jako nowe zanieczyszczenia – „emerging contaminations (ECs)” (Gomez et al. 2012).

Obecnie obserwuje się trend działań prowadzących do poprawy jakości wody poprzez udoskonalanie metod oczyszczania ścieków. Celem tych działań jest wyeliminowanie zanieczyszczeń, które z uwagi na swoje właściwości (lipofilowość, słaba biodegradowalność), po zastosowaniu tradycyjnych metod oczyszczania ścieków, nie ulegają degradacji i wraz ze ściekami oczyszczonymi przedostają się do wód powierzchniowych. Należy zaznaczyć, że filtry UV, obecne w środowisku jako zanieczyszczenia, mogą również ulegać niekontrolowanym przemianom tworząc produkty o znacznie wyższej toksyczności niż substrat. Poznanie dróg przemian chemicznych filtrów UV w obecności czynników, które stosowane są w zaawansowanych procesach oczyszczania wód jest cennym źródłem informacji o rodzajach produktach ubocznych i skuteczności tych metod (Krzemińska et al. 2015).

Cel badań

Celem pracy było porównanie wpływu czynników utleniających na degradację estru 2-etyloheksylowego kwasu p-dimetyloaminobenzoowego. Reakcję utleniania przeprowadzono w obecności czynników utleniających, które mają zastosowanie do dezynfekcji wód i oczyszczania ścieków zawierających zanieczyszczenia organiczne. Są to: podchlorynu sodu, nadtlenku wodoru lub ozonu w obecności /i bez udziału promieniowania UV.

Materiały i metody

Do badań użyto chemiczny filtr o nazwie ester 2-etyloheksłowy kwasu p-dimetyloaminobenzoowego (ODPABA) 99%, CAS 21245-02-3, pochodzący z firmy Sigma Aldrich. Jako czynnik utleniający wybrano nadtlenek wodoru (H_2O_2 30%), chloranu (I) sodu (NaOCl 100g/L wolnego chloru) zakupione z firmy POCH. Innym czynnikiem był ozon, który był wytwarzany przez generator DRP-30,7 VW, przepływ $4\mu\text{l}/\text{min}$. Naświetlanie próbek zostało przeprowadzone przy użyciu średniociśnieniowej lampy rtęciowej TQ 150W. Degradację ODPABA i analizę produktów przeprowadzono przy użyciu chromatografu gazowego Hewlett-Packard 5890 Series II sprzężonego z detektorem spektrometrii mas Hewlett-Packard model 5972.

Wyniki i wnioski

Stwierdzono, że ODPABA jest nietrwały pod wpływem czynników utleniających jak chloran (I) sodu, nadtlenek wodoru oraz ozon. Prowadzenie procesu z udziałem promieniowania UV przyspiesza proces degradacji filtra UV.

Przeprowadzone badania wykazały, iż w każdym wariancie powstawały produkty, które mogą prowadzić do zanieczyszczenia wtórnego wody. Najbardziej skutecznym rozwiązaniem było zastosowanie chloranu (I) sodu i promieniowania UV. Rozwiązanie to generowało również dużą liczbę metabolitów chlorowcoorganicznych. Istnieje prawdopodobieństwo, że powstałe produkty uboczne mogą być bardziej toksyczne od wyjściowego substratu.

W przypadku ozonu i nadtlenku wodoru wykazano, iż te czynniki wykazują słabsze działanie utleniające i powodują powstanie mniejszej liczby metabolitów.

Zastosowanie odpowiednich procesów utleniania może przyczynić się do degradacji mikrozanieczyszczeń, a tym samym do poprawy jakości wody.

Literatura

Fent L., Kunzac P. Y., Gomez E. (2008). *UV Filters in the Aquatic Environment Induce Hormonal Effects and Affect Fertility and Reproduction in Fish*. *Chimia*, 62, 368–370.

Giokas D.L., Salvador A., Chisvert A. (2007). *UV filters: From sunscreens to human body and the environment*. *Trends in Analytical Chemistry*, 5(26), 360–374.

Gomez E., Bachelot M., Boillot C., Munaron D., Chiron S., Casellas C., Fenet H. (2012). *Bio-concentration of two pharmaceuticals (benzodiazepines) and two personal care products (UV filters) in marine mussels (Mytilus galloprovincialis) under controlled laboratory conditions*. *Environ Sci Pollut Res*, 19, 2561–2569.

Krzemińska D., Neczaj E., Borowski G. (2015). *Advanced oxidation processes for food industrial wastewater decontamination*. *J. Ecol. Eng.*, 16(2), 61–71.

Pierogrande M. Ch., Basagila G. (2007). *GC-MS analytical methods for the determination of personal-care products in water matrices*. *Trends in Analytical Chemistry*, 26, 1086–1094.

Katarzyna Sytek-Szmeichel¹⁾, Jolanta Podedworna
Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych,
Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska
ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa
¹⁾katarzyna.szmeichel@pw.edu.pl

Synergiczne usuwanie biogenów ze ścieków w procesie denitryfikacji defosfatacyjnej – istota procesu oraz doświadczenia własne

Słowa klucze: *denitryfikacja defosfatacyjna, PAO, DPAO, biologiczne usuwanie biogenów*

Wstęp

Jak powszechnie wiadomo usuwanie związków biogenych ze ścieków zabezpiecza odbiornik przed eutrofizacją. Mając na względzie coraz ostrzejsze wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych oraz związany z tym wzrost kosztów eksploatacyjnych, winniśmy szukać nowych, niekonwencjonalnych metod usuwania biogenów ze ścieków. Jednym z takich rozwiązań może być proces denitryfikacji defosfatacyjnej umożliwiający jednocześnie usuwanie związków azotu i fosforu bez konieczności dawkowania zewnętrznego źródła węgla. Proces denitryfikacji defosfatacyjnej bazuje na zjawisku nadmiarowego wiązania ortofosforanów w warunkach anoksycznych prowadzonym przez specyficzne bakterie DPAO (denitrifying polyphosphate accumulating organisms) stanowiące część wszystkich bakterii PAO (polyphosphate accumulating organisms). Mikroorganizmy odpowiedzialne za proces denitryfikacji defosfatacyjnej w warunkach anaerobowych pobierają i magazynują wewnątrz swoich komórek łatwo przyswajalne związki organiczne w postaci PHA, czemu towarzyszy uwalnianie z łańcuchów polifosforanowych ortofosforanów. W następującej bezpośrednio po beztlenowej, fazie anoksycznej zachodzi utlenianie zmagazynowanego PHA z wykorzystaniem jako akceptorów elektronów azotanów, które ulegają redukcji do azotu gazowego, z jednoczesnym magazynowaniem energii w postaci polifosforanów (Kern-Jespersen, 1993). Zasada procesu jest więc zbliżona do klasycznej biologicznej defosfatacji z tą różnicą, że w przypadku denitryfikacji defosfatacyjnej proces ten zachodzi w warunkach beztlenowo-anoksycznych.

Wymagania technologiczne

Uzyskanie wysokiej efektywności synergicznego usuwania biogenów w procesie denitryfikacji defosfatacyjnej jest determinowane przez: 1) zachowanie sekwencji warunków beztlenowo-anoksycznych; 2) dostępność odpowiedniego ładunku łatwo biodegradowalnych związków organicznych w fazie anaerobowej z jednoczesnym brakiem przenoszenia ich do fazy anoksycznej; 3) brak azotanów w fazie beztlenowej oraz zachowanie odpowiedniego ich stężenia w fazie anoksycznej; 4) utrzymanie stosunku N:P i ChZT:N w oczyszczanych ściekach wynoszącego odpowiednio 7 i 3.4; 5) wiek osadu wynoszący 14–15 dni; 6) pH ścieków w zakresie 7.0–7.5.

Korzyści wynikające z aplikacji

Podstawową korzyścią zastosowania technologii wykorzystującej denitryfikację defosfatacyjną jest możliwość realizacji procesu przy ograniczonym dostępie węgla organicznego, ze względu na prowadzenie procesów defosfatacji i denitryfikacji przez jedną grupę

mikroorganizmów, co ma ogromne znaczenie w przypadku oczyszczania ścieków charakteryzujących się niskim stosunkiem ChZT:N i ChZT:P, dla których w celu uzyskania wymaganego stężenia azotu i fosforu w odpływie należałoby zastosować zewnętrzne źródło węgla. Ponadto, do oczyszczenia ścieków w procesie denitryfikacji defosfatacyjnej wymagana jest mniejsza ilość tlenu (usuwanie ortofosforanów i utlenianie związków węgla odbywa się w warunkach anoksyicznych), co wiąże się z mniejszym zużyciem energii przeznaczonej na napowietrzanie ścieków. Należy jednak podkreślić, że usuwanie biogenów w procesie denitryfikacji defosfatacyjnej cechuje się mniejszą szybkością i wydajnością w stosunku do procesu prowadzonego w warunkach beztlenowo-tlenowych.

Denitryfikacja defosfatacyjna w świetle badań własnych

Synergiczne usuwanie związków biogenych, prowadzone przez jedną grupę mikroorganizmów, jest możliwe do uzyskania w reaktorach biologicznych ze złożem ruchomym, ponieważ wykształcona na nośnikach błona biologiczna pozwala na stworzenie warunków anoksyicznych bezpośrednio po beztlenowych. Badania własne, dotyczące ustalenia korzystnych warunków dla zachodzenia procesu denitryfikacji defosfatacyjnej, jednoznacznie wykazały możliwość synergicznego usuwania biogenów w hybrydowym sekwencyjnym reaktorze porcjowym, w którym 25% wypełnienia stanowiło złożo ruchome (Podedworna, 2016). Prowadzone, w ramach wspomnianego projektu badawczego, porcjowe testy poboru fosforu potwierdziły obecność, zarówno w błonie biologicznej, jak i w osadzie czynnym, bakterii DPAO, których procentowy udział w ogólnej ilości bakterii defosfatacyjnych utrzymywał się na wysokim poziomie od 67 do 99% (Podedworna, 2014). Porównując pracę hybrydowego reaktora sekwencyjnego z wynikami uzyskanymi podczas oczyszczania ścieków w konwencjonalnym reaktorze SBR z osadem czynnym stwierdzono, że obecność biomasy w postaci biofilmu stworzyła korzystne warunki do przebiegu procesu denitryfikacji defosfatacyjnej (Sytek-Szmeichel, 2016).

Literatura

- Kern-Jespersen, J., Henze, M. (1993) *Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions*. Water Research, 27 (4), 617–624.
- Podedworna, J., Żubrowska-Sudoł, M., Sytek-Szmeichel, K., Gnida, A., Surmacz-Górska, J., Marciocha, D. (2014). *Analiza możliwości wykorzystania reaktora typu MBSBBR do usuwania biogenów ze ścieków z dominującym udziałem procesu denitryfikacji defosfatacyjnej*. Projekt badawczy nr N N523 737340.
- Podedworna, J., Żubrowska-Sudoł, M., Sytek-Szmeichel, K., Gnida, A., Surmacz-Górska, J., Marciocha, D. (2016). *Impact of multiple wastewater feedings on the efficiency of nutrient removal in an IFAS-MBSBBR: number of feedings vs. efficiency of nutrient removal*. Water Science and Technology, 74(6), 1457-1468.
- Sytek-Szmeichel, K., Podedworna, J., Żubrowska-Sudoł, M. (2016). *Efficiency of wastewater treatment in SBR and IFAS-MBSBBR systems in specified technological conditions*. Water Science and Technology, 73(6), 1349-1356.

Iwona Skoczko, Ewa Szatyłowicz¹⁾
Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok
¹⁾e.szatylowicz@pb.edu.pl

The use of activated alumina and magnetic field for the removal heavy metals from water

Keywords: *activated alumina, magnetic field, water treatment, heavy metals*

Aim of the research

The objective of this work was to verify the granular activated alumina (AA) sorption properties, during the process of removing copper, lead and cadmium from water, and to monitor the impact of magnetic field (MF) on the effectiveness of removing copper, lead and cadmium from water.

Material and methods

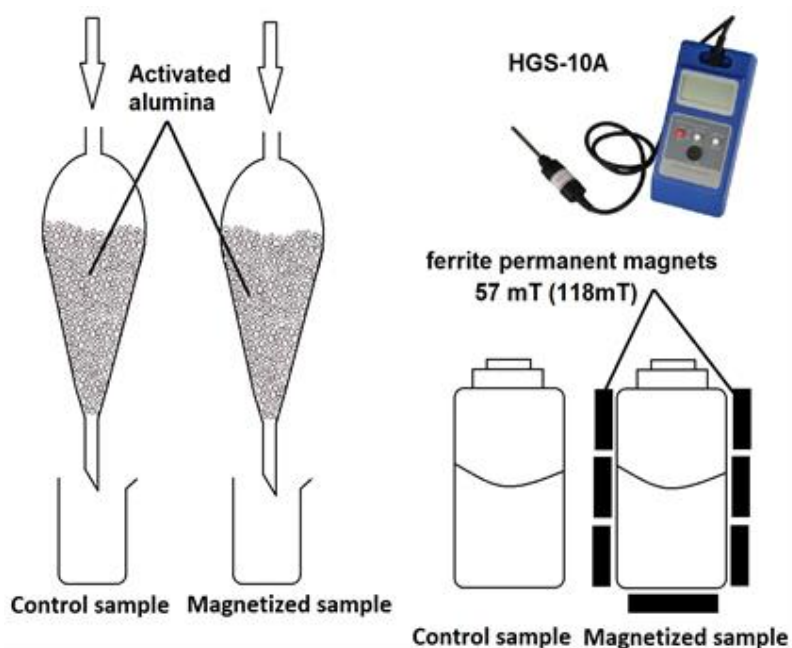


Figure 1. Scheme of equipment used in experiment was the same

The bottle was surrounded by ferrite permanent magnets. Magnetic induction measured through the bottle wall reached 57 mT. Ferrite magnets do not require corrosion protection. Can be used in water. They are ceramic magnets and are therefore fragile. The measurement of the magnetic induction was performed by an apparatus for induction HGS-10A. A control was also kept for 10 minutes in the same vessel without the MF only in order to eliminate the possible effect of adsorption of the tested component of the water on the walls of the vessel. Subsequently, both samples were filtered through a funnel filled with activated alumina. Figure 1 shows a schematic experiment. Concentration of the test component of the model solution

(concentration of Cu, Pb, Cd) prior to the adsorption process and after the process was determined by atomic absorption spectrometry apparatus Thermo Scientific iCE3300 using flame and graphite furnace method.

The experiment was repeated 5 times. These samples were filtered through a column packed with AA. Then, water samples were measured for metals concentration by atomic absorption spectrometry, the electrolytic conductivity, redox potential and pH. In parallel it was examined a sample without the influence of the magnetic field. Obtained Results were statistically analyzed. The scope of statistical analysis included basic measures: the arithmetic mean, median, standard deviation, variance and extreme values of individual components. All calculations and statistical analyzes were performed using the Statistica 12.5 package in the Polish language version of the Windows 10 Home Edition platform.

Results and discussion

- Activated alumina showed high adsorption capacity of tested heavy metals, as confirmed by other researchers. It has been shown that the magnetic field has a positive influence on Cu, Pb, Cd adsorption.
- Increasing the efficiency of heavy metals removal in the samples had been exposed magnetic field varied from 1.9 % to 8.2 % compared to the control samples. The highest efficiency of magnetic adsorption was obtained with a lead solution of 95.36%, which is 8.22% greater than that of the control solution was without magnetic field (87.14%). The lowest difference in adsorption efficiency, which was 1.90%, was observed for copper ions. Copper ion adsorption efficiency was 91.48% in the control solution and 93.38% in the solution treated with magnetic field.
- The biggest increase in the absorption under the influence of the magnetic field was found in the case of lead. Magnetized samples of lead solutions after adsorption were characterized by the smallest diffusion around the mean (variance 6.7 $\mu\text{g/l}$).
- The results of this study concluded that, the combined magnetic field and adsorption process has a significant role in water treatment technology. MF is efficient, energy-saving, chemical-free, and environmental friendly. As a result of collected information analysis, it was found that in the future, the influence of magnetic field on the physicochemical properties of water and properties of the sorption materials. It can be used more often and widely, thus contributing to the optimization of water treatment processes.

Artur Szyguła, Anna Lempart¹⁾, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak
Politechnika Śląska

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-101 Gliwice

¹⁾e-mail: anna.lempart@polsl.pl

Ocena wpływu systemu cyrkulacji na poziom stężeń mikrozanieczyszczeń w układzie oczyszczania wody basenowej

Słowa kluczowe: baseny, systemy oczyszczania wody basenowej, cyrkulacja wody, mikrozanieczyszczenia

Cel badań

Podstawą funkcjonowania każdej instalacji basenowej jest zapewnienie prawidłowej i stałej cyrkulacji wody w systemie obiegu zamkniętego. Praca takiego systemu może jednak potencjalnie powodować kumulację małowartościowych mikrozanieczyszczeń w układzie oczyszczania wody basenowej (Weng i in., 2014; Ekowati i in., 2016; Teo i in., 2016). Celem niniejszej pracy jest potwierdzenie lub odrzucenie powyższej tezy.

Materiały i metody

W ramach badań wstępnych przeprowadzono monitoring zawartości substancji organicznych w wodzie basenowej poprzez pomiar wskaźników ogólnych takich jak OWO i absorbancja UV₂₅₄. W kolejnym etapie badań, próbki wody basenowej pobierane z różnych punktów instalacji zostały poddane analizie chromatograficznej. Wytypowano cztery punkty poboru wody do analizy: nieckę basenową, zbiornik wody przelewowej oraz dwa kraniki pobiercze - jeden z nich zlokalizowany był za filtrem basenowym wypełnionym złożem wielowarstwowym piaskowo-antracytowym, a drugi za punktem dozowania dezynfekanta w postaci wodnego roztworu podchlorynu sodu. Analiza chromatograficzna prowadzona była z wykorzystaniem chromatografu gazowego sprzężonego z detektorem masowym (GC-MS) z jonizacją elektronową (EI). Przygotowanie próbki do analizy chromatograficznej obejmowało ekstrakcję do fazy stałej metodą SPE (z ang. *Solid Phase Extraction*). Złoże wypełniające kolumnę ekstrakcyjną kondycjonowano za pomocą metanolu i acetonitrylu oraz przemywano wodą dejonizowaną. Na kolumnę ekstrakcyjną podawano 1 dm³ próbki badanej wody. Następnie, po osuszeniu złoża pod próżnią, ekstrakt eluowano stosując kolejno acetonitryl i metanol. Badaniu poddano także próbkę wody wodociągowej stosowanej do napełnienia niecki i regularnego uzupełniania strat objętości wody. Badanie to miało na celu wykluczenie wody wodociągowej jako potencjalnie możliwego źródła pochodzenia małowartościowych mikrozanieczyszczeń w wodzie basenowej.

Wyniki i wnioski

Przeprowadzone badania wstępne wykazały niemal dwukrotny wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego na przełomie pięciu miesięcy. Średnia wartość pomiarów wykonanych w maju 2017 wyniosła 9,088 mg/dm³, natomiast średnia wartość pomiarów wykonanych w październiku 2017 wyniosła 16,370 mg/dm³. Wyniki badań wstępnych niewątpliwie świadczą o kumulacji zanieczyszczeń organicznych w systemach cyrkulacji wody basenowej.

W wyniku szczegółowych analiz chromatograficznych prowadzono za pomocą GC-MS stwierdzono, że miejscem największej akumulacji małowymaglowych mikrozanieczyszczeń w układzie oczyszczania wody basenowej jest zbiornik przelewowy.

Podziękowania

Pracę sfinansowano ze środków przyznanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, ze środków na badania kierunkowe młodych naukowców przyznane dla Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w 2017 roku nr BKM / 554 / RIE-4 / 2017 oraz ze środków przyznanych przez Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki na działalność Studenckiego Koła Naukowego "Techniki Membranowe" w roku akademickim 2017/2018.

Literatura

Weng S.C., Sun P., Ben W., Huang C. H., Lee L.T., Blatchley E. R., (2014) *The Presence of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Swimming Pools*. Environ. Sci. Technol. Lett. 1 (12), 495-498.

Teo T.L.L., Coleman H.M., Khan S.J., (2016), *Occurrence and daily variability of pharmaceuticals and personal care products in swimming pools* Environ. Sci. Pollut. Res. 23, 6972–6981.

Ekowati Y., Buttiglieri G., Ferrero G., Valle-Sistac J., Diaz-Cruz M.S., Barceló D., Petrovic M., Villagrana M., Kennedy M.D., Rodríguez-Roda I. (2016) *Occurrence of pharmaceuticals and UV filters in swimming pools and spas*. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 23 14431-14441.



Aleksandra Śliwińska¹⁾
Akademia Sztuki Wojennej
Al. gen. Antoniego Chruściela "Montera" 103, 00-910 Warszawa
¹⁾alesliw@gmail.com

Sposoby ograniczenia emitowanego przez transport lotniczy do środowiska hałasu

Słowa kluczowe: *lotnictwo, transport lotniczy, hałas, ograniczenie hałasu*

Cel badań

Celem pracy będzie scharakteryzowanie sposobów, których zaimplementowanie i wykorzystanie zarówno na terenie portów lotniczych, w ich otoczeniu jak i w konstrukcjach lotniczych, a także procedurach pozwoli na ograniczenie hałasu emitowanego do środowiska przez transport lotniczy. Artykuł będzie odpowiedzią na problemem badawczym brzmiący:

- Jakież są sposoby na obniżenie negatywnego wpływu emitowanego do środowiska przez transport lotniczy hałasu?

Materiały i metody

Ze względu na fakt, że transport lotniczy jest niezmiernie szybko rozwijającą się gałęzią gospodarki państwowej, do badań wykorzystam własne spostrzeżenia po przeprowadzonych licznych obserwacjach, zwartą literaturę przedmiotu oraz artykuły opublikowane w czasopiśmie i te, znajdujące się w bazie elektronicznej. W pracy zostaną wykorzystane metody, techniki i narzędzia badawcze przede wszystkim takie jak obserwacja wzrokowa, krytyczna analiza literatury przedmiotu, synteza, porównanie i wnioskowanie.

Artykuł będzie kontynuacją opublikowanego w monografii „Inżynieria Środowiska – Młodym Okiem” tom 32 „Ochrona środowiska” artykułu pod tytułem „Ograniczenie wpływu transportu lotniczego na zanieczyszczenie atmosfery”.

Wyniki i wnioski

Bez wątpienia, wykonywanie transportu lotniczego jak i prowadzenie działalności na terenie portów lotniczych odpowiada za zanieczyszczenie środowiska hałasem, który utrudnia funkcjonowanie i życie zarówno ludzi jak i zwierząt. Jego całkowite usunięcie jest niemożliwe. Zawsze będzie powstawał produkt uboczny w formie niepożądanych dźwięków. W artykule omówione zostaną sposoby ukierunkowane na zredukowanie emisji wysokich dźwięków do środowiska, których źródłem są przede wszystkim statki powietrzne, a także prowadzona działalność na lotniskach, jak i ich samo funkcjonowanie. Lotniska są odpowiedzialne za zanieczyszczenie lokalnego otoczenia hałasem, dlatego podejmowanie, realizacja i implementacja rozwiązań skierowanych na obniżenie i poprawienie jakości lokalnego otoczenia jest istotne. Przeprowadzone dotychczas badania ukazały, że już stosowane są liczne rozwiązania, które ograniczają emisję hałasu. Stwierdzono również, że istnieją sposoby, których zastosowanie w przyszłości może wpłynąć na poprawę i obniżenie emitowanych do środowiska zanieczyszczeń w formie zbyt wysokich dźwięków. Wprowadzenie i wykorzystanie nowych technologii, a

także rozwiązań technologicznych do walki ukierunkowanej na obniżenie hałasu za równo w sposób czynny jak i bierny, ma bez wątpienia wpływ na jego obniżenie i pociąga za sobą zmniejszenie jego negatywnego wpływu na środowisko (Leśko, Pasek, 1997).

Literatura

- Anderson, J. (1999). *Aircraft performance and design*. Wydawnictwo WCB/McGraw-Hill.
- Engel, Z. (2001). *Ochrona środowiska przed drganiami i hałasem*. PWN.
- Głowacki, P. (2011). *Zagrożenia ekologiczne wokół lotnisk i możliwości ich ograniczania*. Prace Instytutu Lotnictwa.
- Gradkowski, K. (2009). *Sposoby częściowej redukcji hałasu transportu miejskiego. Transport miejski i regionalny*. Politechnika Warszawska.
- Kijewski, T. (2002). *Samolot a środowisko – hałas i emisja spalin*. Politechnika Rzeszowska.
- Konwencja o międzynarodowym lotnictwie cywilnym. (Dz. U. z 1959 r. nr 35, poz. 212, z późn. zm.).
- Leśko, M., Pasek, M., (1997). *Porty lotnicze: wybrane zagadnienia inżynierii ekologicznej*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.
- Łaski, R. (2000). *Zagrożenia i zapobieganie degradacji środowiska naturalnego na lotniskach*.
- Pyłka-Gutowska, E. (1996). *Ekologia z ochroną środowiska*. Wydawnictwo Oświata.
- Tomaszewski, F. (2002). *Oddziaływanie hałasu lotniczego na środowisko*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej.
- Zajas, S. (2015). *Międzynarodowe i krajowe organizacje lotnicze*. AON.
- Zajas, S. (2013). *Polityka lotnicza*. AON.

Justyna Walczak¹⁾, Monika Żubrowska - Sudół
Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii
Środowiska Politechnika Warszawska
ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa
¹⁾ justyna.walczak@pw.edu.pl

Możliwości wykorzystania procesu dezintegracji osadów ściekowych do wspomaganego usuwania ze ścieków związków biogenych - przegląd literatury oraz doświadczenia własne

Słowa kluczowe: *dezintegracja osadów, źródło węgla organicznego, biologiczne usuwanie azotu i fosforu*

Wstęp

Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego jest najczęściej stosowanym procesem biologicznym ze względu na prostotę, wysoką wydajność i niski koszt (Li, 2015). Częstym problemem na tego typu oczyszczalniach ścieków są trudności w uzyskaniu stabilnego i wysoko sprawnego usuwania na drodze biologicznej związków biogenych. Przyczyną opisywanego problemu jest najczęściej niekorzystny stosunek ładunku związków węgla organicznego do odpowiednio związków azotu i fosforu w ściekach dopływających do reaktora biologicznego (zbyt mało związków organicznych dla zagwarantowania wysoko efektywnej denitryfikacji i biologicznej defosfatacji). Potencjalnymi źródłami związków węgla organicznego w takim przypadku mogą być metanol, etanol, kwas octowy, glukoza, zwane zewnętrznymi źródłami węgla organicznego. W celu eliminacji fosforu ze ścieków stosuje się chemiczne strącanie ortofosforanów. Jednak dodatek syntetycznych chemikaliów jest bardzo kosztowny. Ponadto wiąże się wytwarzaniem dużych ilości osadów, nadmiernego i pokoagulacyjnego, co dodatkowo zwiększa koszty eksploatacyjne (Liu, 2017).

Dezintegracja jako metoda pozyskiwania związków organicznych

W ostatnich latach prowadzone są badania nad możliwością wykorzystania zdeintegrowanych osadów jako wewnętrznego źródła węgla organicznego dla intensyfikacji usuwania ze ścieków związków biogenych. Ich wyniki, dokumentują, że pozyskane w procesie dezintegracji związki organiczne w dużej części należą do łatwo przyswajalnych biologicznie i są odpowiednim substratem dla bakterii denitryfikacyjnych i defosfatacyjnych. Stwierdzono nawet, że związki te charakteryzują się lepszymi właściwościami jako donory elektronów od kwasu octowego, czy też osadu wstępnego poddanego fermentacji kwaśnej, gdyż zapewniają uzyskanie wyższych szybkości denitryfikacji i wyższych szybkości uwalniania ortofosforanów (Soares, 2010). Dodatkowym aspektem przemawiającym na korzyść stosowania dezintegracji osadów jako metody pozyskiwania związków organicznych jest zmniejszenie produkcji osadów ściekowych między innymi poprzez wykorzystanie ich zasobów bezpośrednio w miejscu powstawania, co doskonale wpisuje się w obecne trendy dotyczące rozwoju gospodarczego naszego kraju oparte o zasady zrównoważonego wykorzystania zasobów w paradygmacie gospodarki o obiegu zamkniętym (ang. *circular economy*). Należy jednak wspomnieć, że istotną wadą zastosowania zdeintegrowanych osadów jako źródła węgla organicznego jest zwiększenie obciążenia reaktora biologicznego ładunkiem związków biogenych. Bowiem w wyniku

destrukcji kłaczków osadu czynnego do cieczy osadowej oprócz związków organicznych, uwalniane są również związki N i P, co może prowadzić do pogorszenia efektywności usuwania tych związków ze ścieków.

Analizą możliwości wykorzystania zdeintegrowanych osadów jako źródła węgla organicznego do intensyfikacji zintegrowanego, biologicznego usuwania ze ścieków związków N i P zajmowali się Park (2011) oraz Meng (2013). Obie grupy badawcze w celu pozyskania związków organicznych wykorzystali proces ozonowania osadu nadmiernego. Park (2011) po wprowadzeniu do reaktora biologicznego supernatantu oddzielonego od fazy stałej zdeintegrowanych osadów odnotowali wzrost efektywności usuwania związków N i P o odpowiednio 30 i 32 %. Meng (2013) natomiast nie obserwowali zwiększenia efektywności usuwania ze ścieków związków N i P, kiedy jako dodatkowe źródło węgla organicznego zastosowali zdeintegrowane osady nadmierne, a nawet zaobserwowali spadek efektywności usuwania N.

Dezintegracja w świetle badań własnych

Omawiane zagadnienie było także przedmiotem badań autorek (Żubrowska-Sudoł, 2015). Wykazano w nich, że przy odpowiednio dobranej gęstości energii (E_L), przy jakiej prowadzi się hydrodynamiczną dezintegrację zagęszczonych osadów nadmiernych, związki organiczne pozyskane w tym procesie mogą stanowić alternatywne źródło węgla organicznego do wspomagania zintegrowanego usuwania ze ścieków związków N i P.

Literatura

- Li Y., Hu Y., Wang G., Lan W., Lin J., Bi Q., Shen H., Liang S. (2014). *Screening pretreatment methods for sludge disintegration to selectively reclaim carbon source from surplus activated sludge*. Chemical Engineering Journal 255, 365-371
- Liu Y., Wang H., Xua Y., Yuan-yuan Fanga Y., Chenb X. (2017). *Sludge disintegration using a hydrocyclone to improve biological nutrient removal and reduce excess sludge*. Separation and Purification Technology 177, 192-199
- Meng X., Liu D., Yan, K., Song X., Zhang G., Yu J., Zhang J., Tang Y., Li K. (2013). *A full scale anaerobic–anoxic–aerobic process coupled with low-dose ozonation for performance improvement*. Bioresource Technology, 146, 240-246.
- Kampas P., Parsons S.A., Pearce P., LeDoux S., Vale P., Cartmell E., Soaers A. (2009). *An internal carbon source for improving biological nutrient removal*. Bioresource Technology, 100, 149-154.
- Park K.Y., Lee J.W., Song K.G., Ahn K.H. (2011). *Ozonolysate of excess sludge as a carbon source in an enhanced biological phosphorus removal for low strength wastewater*. Biore-source Technology, 102, 2462-2467.
- Soaers A., Kampas P., Maillard S., Wood E., Brigg J., Tillotson M., Parsons S. A., Cartmell E. (2010). *Comparison between disintegrated and fermented sewage sludge for production of a carbon source suitable for biological nutrient removal*. Journal of Hazardous Materials, 175, 733-739.
- Żubrowska-Sudoł M., Walczak J. (2015). *Enhancing combined biological nitrogen and phosphorus removal from wastewater by applying mechanically disintegrated excess sludge*. Water Research, 76, 10-18.



Marta Wiśniewska¹⁾
Politechnika Warszawska
ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa
¹⁾marta.wisniewska.89@wp.pl

Eksploracja, zamknięcie i rekultywacja składowisk niezorganizowanych na przykładzie składowiska „Łysa Góra”

Słowa klucze: *składowisko niezorganizowane, rekultywacja, składowanie odpadów*

Problem składowisk niezorganizowanych obecnie jest znacznie mniej nasilony, niż miało to miejsce jeszcze kilkanaście lat temu. Nie mniej jednak tego rodzaju składowiska nadal funkcjonują. Często nie posiadają one wymaganych prawem pozwoleń i eksploatowane są w niewłaściwy sposób. Zintensyfikowane działania mające na celu zamykanie oraz rekultywację składowisk, które nie zostały dostosowane pod względem prawnym, swój początek miały od momentu przystąpienia Polski do Unii Europejskiej i przyjęciu dyrektywy 1999/31/WE. Dyrektywa ta nałożyła na Państwa Członkowskie obowiązek m. in. podjęcia działań, mających na celu zatrzymanie działań eksploatacyjnych tych składowisk, które nie zostaną dostosowane do wymogów określonych w dyrektywie.

Cel badań

Celem badań było dokonanie analizy eksploatacji oraz sposobu rekultywacji składowisk nie posiadających wymaganych prawem zezwoleń oraz eksploatowanych w niewłaściwy sposób, a także określenie ich wpływu na środowisko. Przykładem takiego składowiska jest składowisko „Łysa Góra”, które znajduje się w miejscowości Bodzanów, należącej do województwa mazowieckiego. Składowisko to funkcjonowało od 1985 r. bez wymaganych prawem zezwoleń. Deponowane były na nim zarówno typowe odpady komunalne, jak również odpady należące do grupy odpadów niebezpiecznych.

Materiały i metody

Analiza została dokonana na podstawie obowiązujących przepisów prawa, dokumentacji technicznej i projektowej oraz innych źródeł literaturowych, jak również na podstawie informacji zaczerpniętych od osób biorących udział w przeprowadzaniu rekultywacji.

Wyniki i wnioski

Składowisko, które zostało wybrane w pracy za przykład, pokazuje z jaką łatwością mieszkańcy pozbywali się w przeszłości wytworzonych odpadów komunalnych, jak również tych zaliczanych do grupy odpadów niebezpiecznych na wysypisko, które w żaden sposób nie było zabezpieczone przed negatywnym oddziaływaniem na elementy środowiska przyrodniczego. Stworzone zostało w niecce powstałej po eksploatacji kruszywa.

Przeprowadzone badania hydrogeologiczne wykazały negatywny wpływ składowiska na wody podziemne poziomu przypowierzchniowego, jak również istniejące zagrożenie dla jakości wód podziemnych.

Proces rekultywacji przebiegł bez uprzedniego wybrania i zagospodarowania odpadów, tworzących wysypisko, co jest powodem wieloletniej migracji zanieczyszczeń. Wątpliwości budzi również zgodność wykonania rekultywacji z dokumentacją techniczną i projektową. Dalsze badania powinny być prowadzone w celu monitoringu wpływu składowiska na środowisko, ze szczególnym uwzględnieniem wód powierzchniowych i podziemnych.

Literatura

Oseka, M., Chrząszcz, J. (2007). *Aneks do projektu rekultywacji składowiska odpadów w Bodzanowie – Łysej Górze*. Projekt budowlany wykonawczy.

Krzywicka, A., Departament Środowiska (2014). *Zamykanie i rekultywacja składowiska odpadów niespełniających wymagań prawnych*. Informacja o wynikach kontroli.

Marta Wysocka¹⁾
Politechnika Białostocka
Wiejska 45E, 15-351 Białystok
¹⁾wysockamarta303@gmail.com

Biologiczna ocena działania oczyszczalni hydrofitowej

Słowa kluczowe: oczyszczalnia hydrofitowa, oczyszczanie ścieków, wskaźniki mikrobiologiczne

Od zarania dziejów ludzkość wytwarza ścieki, które w różnym stopniu wywierają wpływ na środowisko. Mogą one stanowić duże zagrożenie dla równowagi ekosystemów. Przez całe wieki ścieki z osad ludzkich trafiały bezpośrednio do gleby lub prosto do cieków wodnych. W wyniku współdziałania bakterii glebowych i roślin, ścieki w znacznym stopniu ulegały naturalnym procesom oczyszczania. W wyniku rozwoju cywilizacji człowieka stan środowiska uległ znacznym zmianom. Z upływem czasu zmieniał się ładunek i skład ścieków, przez co naturalne sposoby oczyszczania okazały się niewystarczające. Na początku XX wieku pojawiają się pierwsze oczyszczalnie miejskie, wykorzystujące nie tylko mechaniczne metody oczyszczania ścieków, ale również biologiczne metody oparte na osadzie czynnym. Na terenie Polski obowiązek oczyszczania biologicznego został wprowadzony po roku 1990 w związku z planowanym wstąpieniem naszego kraju do Unii Europejskiej. Działanie oczyszczalni na terenie Polski jest objęte wieloma wytycznymi, które określają, jakie parametry powinny mieć ścieki trafiające do odbiornika. Surowe ścieki zawierają zanieczyszczenia chemiczne w formie organicznej i nieorganicznej. Do form organicznych zaliczamy białka, węglowodany, tłuszcze, oleje, żywice, fenole, barwniki, detergenty oraz pestycydy. Natomiast najpopularniejsze zanieczyszczenia nieorganiczne to przede wszystkim kwasy nieorganiczne, zasady, metale ciężkie, chlor, jony azotanowe, fosforanowe, węglanowe, amonowe, chlorkowe i siarczkowe. Wyróżniamy również zanieczyszczenia fizyczne takie jak zawiesina, temperatura i odczyn. W surowych ściekach odnajdziemy drobnoustroje, w tym chorobotwórcze wirusy, bakterie, grzyby. Warto zaznaczyć też, że w ściekach znajdziemy jaja pasożytów zarówno ludzi jak i zwierząt, które są zdolne do infekowania kolejnych organizmów (Błaszczuk, 2009). Według polskiego prawa wszelkie osady ściekowe podlegają procesom higienizacji, w celu likwidacji zagrożenia sanitarno-epidemiologicznego z ich strony. W przypadku ścieków odprowadzanych do odbiornika nie ma obowiązku przeprowadzania procesu dezynfekcji, rodzi to pewne obawy o to, czy procesy którym ścieki zostały uprzednio poddane, są w stanie zredukować zagrożenie ze strony chorobotwórczych mikroorganizmów.

Cel badań

Celem badań było sprawdzenie, czy działanie oczyszczalni hydrofitowej jest w stanie ograniczyć ilość mikroorganizmów w oczyszczanych ściekach. Na terenie dużych i mniejszych miast dominują oczyszczalnie wykorzystujące metody oparte o użycie osadu czynnego. Warto podkreślić, że są to systemy drogie w eksploatacji, wymagające specjalistycznej wiedzy i doświadczenia, a także odpowiedniej infrastruktury. Alternatywnym rozwiązaniem mogą być w tym przypadku oczyszczalnie hydrofitowe. Są to systemy wykorzystujące współdziałanie roślin i bakterii glebowych. Naśladują one procesy występujące w naturalnych warunkach na obszarach bagiennych. Dodatkowo są to systemy proste w budowie i tanie w eksploatacji. Do niewątpliwych zalet tych oczyszczalni należy też ich efektywność w usuwaniu chemicznych zanieczyszczeń, a także estetyczny wygląd pozwalający na łatwe wkomponowanie w krajobraz.

Rolą roślinności w oczyszczalni jest spulchnianie złoża, zapobieganie jego kolmatacji. Do najczęściej nasadzanych roślin na złożach należą: trzcina, oczeret, pałka szerokolistna lub wiklina.

Materialy i metody

Obiekt badawczy stanowiła oczyszczalnia hydrofitowa w miejscowości Zwierki w gminie Zabłudów. Materiałem użytym do badań były ścieki pobierane z osadnika gnilnego, ścieki oczyszczone wypływające ze złoża oraz wody pobrane ze stawu będącego ostatecznym odbiornikiem oczyszczonych ścieków. Aby ocenić działanie oczyszczalni hydrofitowej pobrano próbki ścieków surowych, ścieków wypływających ze złoża oraz próbkę wody ze stawu odbierającego. Następnym krokiem było zbadanie odczynu pH poszczególnych prób, zawartości tlenu rozpuszczonego oraz przewodności elektrycznej właściwej. Wykonano posiewy próbek w różnych stopniach rozcieńczenia na poszczególnych podłożach. Do badań nad bakteriami z grupy coli wykorzystano płynne podłoże różnicujące *Eijkmana*. Badanie przeprowadzono metodą dwóch próbek w dwóch różnych temperaturach: 37°C oraz w 44°C. Do oznaczenia enterokoków użyto podłoża wybiórczo różnicującego *Slanetz and Bartley*, temperatura inkubacji wynosiła 37°C. Do hodowli potencjalnych grzybów użyto podłoża *Sabourauda*. Płytki z tym oznaczeniem inkubowano w temperaturze 26°C. W celu wykrycia bakterii mezofilnych i psychrofilnych wykonano posiewy na płytkach agarowych. Płytki do oznaczeń mezofili wstawiono do ciepłarki w temperaturze 37°C, natomiast płytki z oznaczeniem psychrofili umieszczono w temperaturze 26°C. Wszystkie próbki były inkubowane przez 48h. Pierwszy odczyt wyników nastąpił po 24h od wykonanego posiewu i polegał na zliczeniu kolonii, które wyrosły na poszczególnych płytkach. W przypadku podłoża *Eijkmana* odczyt wyniku polegał na zbadaniu zmiany barwy podłoża oraz obserwacji pęcherzyków gazu wytwarzanych przez bakterie.

Wyniki i wnioski

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że najmniejsza ilość bakterii występuje w próbkach rozcieńczeń ścieków po złożu. Obecność enterokoków stwierdzono jedynie w ściekach surowych. Pod względem ilości koloni bakterii mezofilnych i psychrofilnych dobrze wypadły próbki pobrane ze ścieków po złożu, gdzie liczba ta była mniejsza niż w próbkach ścieków surowych i wodzie pobranej ze stawu. Taki wynik badań mówi nam, że oczyszczalnia hydrofitowa jest w stanie zredukować ilość mikroorganizmów dostających się do złoża w ściekach surowych, a tym samym jest ona w stanie ograniczyć zagrożenie ze strony chorobotwórczych mikroorganizmów obecnych w ściekach. Na podstawie badań można stwierdzić, że w stawie dochodzi do wtórnego zanieczyszczenia biologicznego.

Literatura

Błaszczyk M. K., (2009). *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Dymaczewski Z. (red.), (2011). *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Oddział Wielkopolski, Poznań.

Obarska-Pempkowiak H., (2002). *Oczyszczalnie hydrofitowe*. Politechnika Gdańska, Gdańsk.
Ryńska J., (2010). *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*. Wydawnictwo Login Megia, Warszawa.

Monika Wysocka¹⁾, Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45 E, 15-351 Białystok
¹⁾moni.wysocka92@gmail.com

Analysis of operating costs of heat pump in passive building

Słowa klucze: *heat pump, renewable sources of energy, energy-efficient architecture, passive building, cost analysis*

Today, the concept of sustainable development has become a very important issue that can be defined as a combination of three areas: economics, society and the environment. In times when financial issues play a significant role, and the environment requires special care, people should pay special attention to maintaining an appropriate balance between these elements.

Energy-efficient architecture is a sign of striving for a balance. In its definition, it is not only the convenience and functionality, but also the economics of exploitation. With the continuous upward trend in fuel and energy prices, it is extremely important that the use of the facility generate the lowest possible costs. In addition, the level of environmental awareness of building users is increasing, they pay attention to the environmental aspect. Therefore, they are looking for solutions to minimize the negative impact of energy production on the surrounding environment.

Energy-efficient house equipped with a heating system powered by renewable energy sources, can be the perfect solution for achieving economic benefits, reducing emission and becoming independent from conventional energy sources, which are slowly depleting (Runkiewicz, 2010).

Energy-efficient buildings are relatively "young" issue in Poland, because the energy saving problems began to be discussed after 1990. It is estimated, that there are a lot of "high energy" buildings with energy requirements for heating purposes that may be higher than 280 kWh /m²/year (Naciążek, Piotrowski, 2013).

In order to improve energy parameters of buildings, the legislator has introduced funds to finance thermo-modernization actions and has also regulated the technical requirements for emerging buildings (Rozporządzenie, Dz.U.2015 poz.1422).

Increasing environmental and economic awareness of the users caused growing popularity of energy efficient buildings. Buildings with low energy consumption are classified according to EA's heat demand index, which include objects with index value below 80 kWh /m²/year (Żurawski J., 2009).

Being in the right range of EA value is not enough – in comparison with high-energy buildings, objects with low energy use different technological solutions. Most of all, the heat demand for heating purposes can be partially or even fully covered by renewable energy sources (Błaszczczyński T., i in. 2012).

Passive buildings, due to low energy requirements for heating purposes, can be equipped with low temperature heating systems, that are supplied by heat pumps. These are devices that convert thermal energy contained in the water, soil or air into heat used for heating purposes.

Purpose of research

The purpose of this article is to analyze the operating costs of the heat pump in a passive building. Aim of this comparison is also to show the difference in operating costs of a brine/water heat pump with vertical ground exchanger and air/water heat pump.

Heat pumps are relatively new source of heat on the Polish market, therefore they raise some kind of concern about the level of operating costs, especially that the investment cost is quite high. This raises investor's concerns about the cost-effectiveness of investing in heat pumps.

Materials and methods

To compare the estimated operating costs of a heat pump, a passive house was designed in the 4th climate zone in Białystok. Seasonal energy requirements for heating purposes were calculated according to PN-EN ISO 13790.

The heat pumps were selected, then the annual operating costs of the building heating and DHW heating were estimated. Heat pumps were selected in two options:

- option I - brine/water heat pump with vertical ground exchanger,
- option II - air/water heat pump.

The following programs were used for the project: Audytor OZC, Audytor CO and Audytor EKO.

Results and conclusions

Comparison of operating costs in both options of heat pump for a passive building will help to select the most optimal investment solution. Expected operating costs in the future and investment outlays for the analyzed heat sources for the passive house will also be considered.

Literature

Runkiewicz L. (2010). *Realizacja obiektów budowlanych zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju*. Przegląd Budowlany. Nr 2/2010, 17-23.

Naciągacz B., Piotrowski R. (2013). *Jak zbudować dom energooszczędny i skorzystać z dopłaty*, Przewodnik Budowlany.

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U.2015 poz.1422)

Żurawski J. (2009). *Budownictwo energooszczędne i pasywne*. Materiały budowlane, Nr 1/2009, 67-70.

Błaszczczyński T., Ksist B., Dyzman B. (2012). *Budownictwo zrównoważone z elementami certyfikacji energetycznej*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław.

Maciej Załuska¹⁾, Janina Piekutin
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
¹⁾zaluskamac@gmail.com

Efektywność ekonomiczna i energetyczna funkcjonowania biogazowni w zależności od zastosowanego substratu

Słowa kluczowe: *biogaz biogazownia, substrat, efektywność ekonomiczna, efektywność energetyczna*

Na całym świecie panuje trend wzrostowy cen paliw, co wpływa na zainteresowanie alternatywnymi źródłami uzyskania tańszej energii. Możliwość produkcji energii ze źródeł odnawialnych powoduje zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego kraju oraz wzrost samodzielności energetycznej. Również poprzez politykę ochrony środowiska naturalnego dąży się do jak największego zredukowania emisji zanieczyszczeń poprzez wykorzystanie zielonej energii. Polska jako kraj członkowski Unii Europejskiej musi spełniać odpowiednie wymagania dotyczące redukcji gazów cieplarnianych, co wpłynęło na zwiększenie zainteresowania pozyskiwaniem energii ze spalania biogazu (Romaniuk W. i in., 2008), (Curkowski A. i in., 2009).

Według Dyrektywy 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych Polska w 2020 r. powinna osiągnąć 15% udziału zielonej energii w całkowitej produkcji. Biogazownie są zatem szansą na osiągnięcie wypracowanych celów wspólnotowych przy jednoczesnej trosce o środowisko naturalne. Niewątpliwą zachętą do produkcji energii alternatywnej, w tym tej pochodzącej ze spalania biogazu, są tzw. certyfikaty energetyczne. Szczegółowy tryb przyznawania certyfikatów opisuje Ustawa *Prawo energetyczne* (Dz.U. 2017 poz. 220).

W celu zapewnienia jak najlepszej opłacalności produkcji energii z odnawialnego źródła jakim jest biogaz, należy szczegółowo zaplanować miejsce usytuowania biogazowni, elementy instalacji oraz rodzaj wykorzystywanego substratu. Metan jest wytwarzany podczas procesu fermentacji beztlenowej, na który oddziałuje wiele czynników, stąd też powinno się dołożyć szczególnych starań, aby ten proces zaplanować jak najlepiej (Myczko A. i in. (2011). Odpowiednio dobrana technologia dla wybranego substratu pozwoli na maksymalizację wydajności reakcji.

Cel badań

Celem niniejszego artykułu jest analiza funkcjonowania biogazowni pod kątem ekonomicznym i energetycznym. Porównano dwie biogazownie funkcjonujące w województwie podlaskim. Pierwszą z nich jest biogazownia o charakterze rolniczym, wykorzystująca odpady pochodzenia roślinnego i zwierzęcego do produkcji biogazu. Druga analizowana biogazownia funkcjonuje wykorzystując ścieki komunalne, a dokładnie osady ściekowe. Przeprowadzono obliczenia dotyczące ilości zużytego biogazu na produkcję energii w stosunku do wyprodukowanej energii w MWh. Dodatkowo wyliczono efektywność ekonomiczną działalności biogazowni, gdzie porównano zysk ze sprzedanej energii elektrycznej do kosztów zakupu substratów. Ostatecznie dokonano analizy wyników obliczeń poszczególnych wskaźników.



Materiały i metody

W celu otrzymania wyników najtrafniej opisujących stan realny, przeanalizowano dane z badanych biogazowni na przestrzeni trzech kolejnych lat, tj. 2014-2016. Uzyskane dane zawierały zestawienia zawierające informacje m.in. o ilości, rodzajach i kosztach wykorzystywanego substratu oraz o ilości wyprodukowanej energii. Wykorzystując dane przeprowadzono prosty rachunek ekonomiczny mający na celu:

- obliczenie efektywności energetycznej, która pokazuje stosunek ilości zużytego biogazu na produkcję energii w stosunku do wyprodukowanej energii w MWh,
- obliczenie efektywności ekonomicznej, gdzie porównano zysk ze sprzedanej energii elektrycznej do kosztów zakupu substratów.

Wynikiem przeprowadzonych badań obliczeniowych będzie porównanie działalności biogazowni oraz wskazanie, który z substratów jest bardziej korzystny pod względem energetycznym i ekonomicznym.

Wyniki i wnioski

Po dokonaniu analizy można zauważyć, jak duży wpływ na opłacalność funkcjonowania instalacji do produkcji biogazu ma substrat oraz jego cena. Biogazownia wykorzystująca substraty pochodzenia rolniczego ponosi duże koszty związane z zakupem wsadu, które są prawie równe zyskom uzyskanym ze sprzedaży wyprodukowanej energii. Natomiast instalacja wykorzystująca osady ściekowe z oczyszczalni nie ponosi żadnych kosztów związanych z substratami, za to wykazuje znaczące zyski. Kolejnym wnioskiem jest przewaga osadu ściekowego nad odpadami pochodzenia rolniczego jako substratu bardziej efektywnego energetycznie. W każdym analizowanym roku osad ściekowy okazał się bardziej wydajny, ponieważ do produkcji 1 MWh energii zużyto jego mniejszą ilość w porównaniu do substratów wykorzystywanych w biogazowni rolniczej. Dodatkowo biogazownia wykorzystująca osady ściekowe może liczyć na ich stałe źródło z oczyszczalni miejskiej. W przypadku biogazowni rolniczej substrat musi być skupowany i dowożony do miejsca fermentacji, co generuje dodatkowe koszty. Wykraczając poza aspekty ekonomiczne oraz energetyczne, funkcjonowanie biogazowni, niezależnie od użytego substratu, jest korzystne pod względem ekologicznym, ponieważ przyczynia się do redukcji emisji zanieczyszczeń do atmosfery, co finalnie przekłada się na korzyści środowiskowe, których nie sposób wycenić.

Literatura

Romaniuk W., Karbowy A., Łukaszuk M. (2008). *Wymagania formalno-prawne projektowania i budowy biogazowni rolniczych*. Problemy Inżynierii Rolniczej, Nr 4.

Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. – *Prawo energetyczne*, Dz.U. 1997 nr 54 poz. 348. Tj. Dz.U. 2017 poz. 220.

Curkowski A., Mroczkowski P., Oniszk-Popławska A., Wiśniewski G., (2009).: *Biogaz rolniczy – produkcja i wykorzystanie*, Mazowiecka Agencja Energetyczna Sp. z o.o.

Myczko A., Myczko R., Kołodziejczyk T. (2011). *Budowa i eksploatacja biogazowni rolniczych. Poradnik dla inwestorów zainteresowanych budową biogazowni rolniczych*. Wydawnictwo ITP, Warszawa.

Aleksandra Zawadzka, Anna Lempart¹⁾, Edyta Kudlek, Mariusz Dudziak
Politechnika Śląska

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-101 Gliwice

¹⁾e-mail: anna.lempart@polsl.pl

Źródło toksyczności popłuczyn z płukania filtrów w instalacji wody basenowej

Słowa klucze: *baseny, popłuczyny z filtrów, toksyczność*

Cel badań

Konieczność obniżania kosztów eksploatacji obiektów basenowych skłania ich zarządców do podejmowania prób zagospodarowywania popłuczyn z płukania filtrów w instalacji wody basenowej. Rozważane jest ich wykorzystywanie na cele podlewania zieleni, zraszania kortów tenisowych i boisk, odprowadzanie do pobliskich cieków wodnych, a nawet ponowne zawracanie do instalacji wody basenowej (Wyczarska-Kokot, 2017; Cieślar i in., 2016; Lempart i in., 2017). Prowadzone współcześnie badania (Łaskawiec i in., 2016; Łaskawiec i in., 2017) udokumentowały toksyczny charakter tych strumieni odpadowych. Wyniki tych badań budzą wątpliwości co do słuszności podejmowanych prób wprowadzania popłuczyn z filtrów basenowych bezpośrednio do środowiska (wód, gleby). Celem niniejszej pracy jest próba określenia źródła toksyczności popłuczyn.

Materiały i metody

Próbki do badań pobierane były w okresie jednego miesiąca, z basenu zlokalizowanego na terenie Górnego Śląska. W celu przygotowania próby reprezentatywnej, pięciokrotnie w trakcie procesu płukania pobierano jednakową objętość popłuczyn (po 1 dm³), w różnych jego etapach. Następnie wymieszano ze sobą wszystkie pobrane próbki. Tak przygotowaną próbę reprezentatywną poddano analizie. Popłuczyny poddane badaniu były pobierane z filtra ciśnieniowego wypełnionego dwoma warstwami złoża (40 cm warstwa piasku kwarcowego o średnicy ziaren 0,4-0,8 mm oraz 60 cm warstwa hydro-antracytu N o uziarnieniu 0,8-1,6mm) podtrzymywanego przez dwie warstwy żwiru o granulacji 3-5 mm oraz 1-2 mm. W ramach pracy oznaczano wybrane wskaźniki jakości wody takie jak: pH, mętność, potencjał redox, przewodność i OWO (ogólny węgiel organiczny). Przeprowadzono również identyfikację mikrozanieczyszczeń w badanych popłuczynach. Procedura analityczna została przeprowadzona zgodnie z następującą metodologią:

- sączenie i sedymentacja w celu podziału próbki na fazę stałą (osad) oraz fazę ciekłą (woda nadosadowa i przesącz),
- ekstrakcja mikrozanieczyszczeń z poszczególnych faz,
- analiza ilościowa i jakościowa z zastosowaniem chromatografu GC-MS.

Analizie chromatograficznej poddawano eluat pochodzący zarówno z osadu, jak i przesączu oraz wody nadosadowej. Mikrozanieczyszczenia wyodrębniano z poszczególnych faz metodą SPE w kolumniakach wypełnionych niepolarnym adsorbentem w postaci złoża oktadecylosilanowego (C18). Przed ekstrakcją, złoże kondycjonowano metanolem i acetonitrylem, po czym

przemywano wodą zdejonizowaną. Natomiast otrzymany po procesie sączenia osad, po wysuszeniu analizowano zgodnie z autorską metodyką analityczną.

Wyniki i wnioski

Popłuczyny poddane analizom charakteryzowały się dużą mętnością, wysoką zawartością zawieszin oraz związków organicznych. Wykazano obniżenie się wartości wskaźników ogólnych zanieczyszczeń po procesie sączenia, co sugeruje, że głównym źródłem toksyczności popłuczyn mogą być zawiesziny. W popłuczynach zidentyfikowano szereg antropogenicznych mikrozanieczyszczeń organicznych należących m.in. do grup: farmaceutyków, środków higieny osobistej oraz domieszek przemysłowych. W pracy porównano ich obecność w popłuczynach surowych, wodzie nadosadowej, osadzie posedymentacyjnym oraz przesączu pobranym po procesie sączenia.

Podziękowania

Pracę sfinansowano ze środków przyznanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, ze środków na badania kierunkowe młodych naukowców przyznane dla Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej w 2017 roku nr BKM / 554 / RIE-4 / 2017 oraz ze środków przyznanych przez Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki na działalność Studenckiego Koła Naukowego "Techniki Membranowe" w roku akademickim 2017/2018.

Literatura

Wyczarska-Kokot J. (2017) *Studies of backwash water quality from a swimming pool filter plant in terms of their discharge to surface water bodies or into the ground - A case study*. Ochrona środowiska, 39 (2), 45-50.

Lempart A., Wyczarska-Kokot J. (2017) *Wykorzystać i zaoszczędzić - czyli recykling popłuczyn odprowadzanych z instalacji wody basenowej*. w: W: Innowacyjne pomysły młodych naukowców: Nauka - Startup - Przemysł (red. Joanna Kulczycka), 89-90.

Cieślar A., Wyczarska-Kokot J., Lempart A. (2017), *Analiza wskaźników zanieczyszczenia popłuczyn z instalacji basenowych wpływających na możliwość ich odprowadzenia do cieków wodnych*. w: Instalacje basenowe. Praca zbiorowa. (red. K. Kuś, F. Piechurski), 73-87.

Łaskawiec E., Dudziak M., Wyczarska-Kokot J. (2016) *The sensivity of various indicator organisms in the assessment of the toxicity of swimming pool water*. Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects. Proceedings of the IV International Scientific and Technical Conference, Kyiv, 35.

Łaskawiec E., Dudziak M., Wyczarska-Kokot J. (2017) *The effects of the purification of the backwash water waste stream in the light of the phytotoxicity assessment of the coagulation products*. Water, wastewater and energy in smart cities. 1st Polish IWA Young Water Professionals Conference. Book of abstracts. IWA Publishing, 101-102.

Piotr Zawadzki¹⁾, Edyta Kudlek²⁾, Mariusz Dudziak³⁾
Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki,
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-100 Gliwice

¹⁾zawadzki.piotr@onet.eu, ²⁾edyta.kudlek@polsl.pl, ³⁾mariusz.dudziak@polsl.pl

Kinetyka fotokatalitycznego rozkładu bisfenolu A na modyfikowanych fotokatalizatorach

Słowa klucze: bisfenol A, fotokataliza, modyfikowane fotokatalizatory, kinetyka procesu

Wprowadzenie

Bisfenol A zaliczany jest do grupy mikrozanieczyszczeń zaburzających układ hormonalny (z ang. *Endocrine Disrupting Chemicals*). Związek ten wykorzystywany jest między innymi do produkcji tworzyw sztucznych oraz produktów codziennego użytku mających kontakt z żywnością. Bisfenol A charakteryzuje się niewielką podatnością na biodegradację oraz sprawia trudności w usuwaniu w klasycznych układach uzdatniania wód i oczyszczania ścieków. Efektem powyższego jest identyfikacja tego mikrozanieczyszczenia w wodach gruntowych i powierzchniowych na całym świecie (Ma, 2006). Jedną z proponowanych metod eliminacji BPA są heterogeniczne procesy utleniania prowadzone w obecności fotokatalizatorów takich jak ditlenek tytanu (TiO_2). Poważną wadą obecnie stosowanych fotokatalizatorów jest ich niska aktywność w świetle widzialnym (Pirilä, 2015). W związku z tym, w pracy podjęto próby modyfikacji nanocząsteczek tlenku tytanu (IV). Modyfikacje ditlenku tytanu mają na celu zapewnienie większej aktywności fotokatalitycznej oraz zdolności do adsorpcji zanieczyszczeń, a także zwiększenia wydajności separacji zawiesiny TiO_2 od fazy ciekłej oraz eliminacja negatywnego wpływu zanieczyszczeń lub produktów ich rozkładu (Inagaki, 2005).

Cel badań

Celem niniejszej pracy była ocena kinetyki fotokatalitycznego rozkładu bisfenolu A w obecności komercyjnego tlenku tytanu (IV) oraz modyfikowanych fotokatalizatorów (kompozytów).

Materiały i metody

Heterogeniczny proces utleniania bisfenolu A prowadzono z udziałem komercyjnego ditlenku tytanu oraz pięciu własnych modyfikowanych fotokatalizatorów otrzymanych w warunkach laboratoryjnych na bazie TiO_2 , węgla aktywnego (AC), alkoholu metylowego i etylowego oraz dekstranu (C). Wykorzystano następujące metody modyfikacji: mieszanie mechaniczne, kalcynacja oraz impregnacja. Rozkład związku organicznego prowadzono stosując fotokatalizatory i węgiel aktywny odpowiednio w dawce 100 mg/dm^3 i 25 mg/dm^3 . Fotokatalizę prowadzono w reaktorze porcjowym firmy Heraeus o pojemności $0,7 \text{ dm}^3$. Reaktor laboratoryjny wyposażono w średniociśnieniową lampę zanurzeniową o mocy 150 W ($\lambda = 200\text{--}580 \text{ nm}$). Skuteczność rozkładu bisfenolu A określono na podstawie przeprowadzonej analizy chromatograficznej poprzedzonej ekstrakcją do fazy stałej. Analizę jakościowo-ilościową wykonano wykorzystując wysokosprawny chromatograf cieczowy HPLC firmy Varian (detektor UV, $\lambda = 218 \text{ nm}$).



Wyniki i wnioski

Stwierdzono, że rozkład BPA wzrastał wraz z czasem napromieniowania wody, przy czym modyfikowane fotokatalizatory odznaczały się wysoką efektywnością rozkładu bisfenolu A wynoszącą po 15 minutach naświetlania od 75 do 90%. Zaproponowano następujący ciąg skuteczności badanych półprzewodników: $\text{TiO}_2 < \text{TiO}_2/\text{AC} < \text{C}_{\text{dekstran-TiO}_2/\text{AC}} < \text{C}_{\text{metanol-TiO}_2/\text{AC}} < \text{C}_{\text{etanol-TiO}_2/\text{AC}} < \text{TiO}_2\text{-AC}$. Największy stopień rozkładu mikrozanieczyszczenia zaobserwowano w przypadku kompozytu TiO_2/AC (99%). Mieszanina $\text{TiO}_2\text{-AC}$ była równie skuteczna, jednak w tym układzie BPA został prawdopodobnie przeniesiony głównie zaadsorbowany, a nie rozłożony pod wpływem promieniowania, co jest sprzeczne z ideą stosowania zaawansowanych procesów utleniania. Stwierdzono istotny wpływ węgla aktywnego w aspekcie rozkładu bisfenolu A z roztworu wodnego. Wiąże się to z dobrze rozwiniętą powierzchnią właściwą węgla aktywnego, wynoszącą zwykle 700–1800 m²/g. Do opisu szybkości degradacji zanieczyszczeń oraz tworzenia produktów reakcji w większości badań wykorzystuje się model Langmuira-Hinshelwood’a (L-H). Wiele badań sugeruje, że szybkość utleniania substancji organicznych jest zgodna z tym modelem (Tsai, 2009; Son, 2009). Wykorzystując równanie L-H obliczono następujące parametry reakcji pseudo-pierwszorzędowej: stałą szybkości reakcji k , współczynnik determinacji R^2 oraz czas połowicznego rozkładu $t/2$. Na podstawie wyznaczonych wartości pseudo-pierwszorzędowych stałych szybkości reakcji stwierdzono, że heterogeniczny proces rozkładu bisfenolu A przebiegał najintensywniej w pierwszych 15 minutach prowadzenia procesu. Z kolei wartość stałej szybkości reakcji k była wyższa dla modyfikowanych fotokatalizatorów niż dla komercyjnego TiO_2 . Wyznaczone parametry reakcji pozwoliły na stwierdzenie, że rozkład BPA zachodzi zdecydowanie szybciej w obecności modyfikowanych fotokatalizatorów.

Literatura

- Ma, X. Y., Gao, N. Y., Li, Q. S., Xu, B., Le, L. S. (2006). *Investigation of several endocrine disrupting chemicals in Huangpu River and water treatment units of a waterworks*. China Water Wastewater, 22, 1-4.
- Pirilä M. (2015). *Adsorption and photocatalysis in water treatment: active, abundant and inexpensive materials and methods*, Acta Universitatis Ouluensis, University Of Oulu, Oulu.
- Inagaki, M., Kojin, F., Tryba, B., Toyoda, M. (2005). *Carbon-coated anatase: the role of the carbon layer for photocatalytic performance*, Carbon, 43(8), 1652-1659.
- Tsai, W. T., Lee, M. K., Su, T. Y., Chang, Y. M. (2009) *Photodegradation of bisphenol-A in a batch TiO_2 suspension reactor*, Journal of Hazardous Materials, 168(1), 269-275.
- Son, H. S., Ko, G., Zoh, K. D. (2009). *Kinetics and mechanism of photolysis and TiO_2 photocatalysis of triclosan*, Journal of Hazardous Materials, 166(2-3), 954-960.

Marta Zagórska, Weronika Roszkowska, Izabela Skowrońska, Anna Zambrzycka,
Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko, Katarzyna Dąbrowska¹⁾

Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok
¹⁾xdabrowska@gmail.com

Ocena jakości powietrza w Polsce

Keywords: *jakość powietrza, zanieczyszczenia, środowisko*

Światowa Organizacja Zdrowia definiuje powietrze zanieczyszczone jako takie, którego skład chemiczny może ujemnie wpłynąć na zdrowie człowieka, roślin i zwierząt, a także na inne elementy środowiska (Toczko i in. 2016). Przedstawianie się zanieczyszczeń w formie gazowej i pyłowej, spowodowane jest głównie rosnącym zapotrzebowaniem na energię (Amigacz i in. 2003). Do zanieczyszczeń w formie gazowej zalicza się ditlenki siarki, tlenki azotu, tlenek i ditlenek węgla, ozon oraz metale ciężkie. Przemysł paliwowo – energetyczny, poprzez generowanie ogromnej ilości pyłów, również przyczynia się do zwiększenia stopnia zanieczyszczenia powietrza (Seinfeld i in. 2016). Najmocniej narażonymi na zanieczyszczenie powietrza są obszary miejskie, wynikające z występowania przekroczeń poziomów dopuszczalnych stężeń (Jaworski, 1998).

Cel badań

Celem pracy była analiza zanieczyszczenia powietrza w Polsce na przełomie lat 2015 – 2016 i ich negatywne oddziaływanie na środowisko. Dokonano podziału źródeł zanieczyszczeń oraz przeanalizowano przekroczenia poziomów pyłów PM_{2,5} i PM₁₀. Dodatkowo, do oceny stanu zanieczyszczenia, wzięto pod uwagę polski indeks jakości powietrza, który oblicza się na podstawie 1-godzinnych danych ze stacji automatycznych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Porównano również jakość powietrza w poszczególnych miastach na terenie całego kraju, oraz oceniono stan powietrza w porównaniu z całą Europą.

Materiały i metody

Analizę przeprowadzono, wykorzystując dane zawarte w Państwowym Monitoringu Środowiska (PMS), realizowanym i koordynowanym przez Inspekcję Ochrony Środowiska (IOŚ). Analizowano dane dotyczące całokształtu ocen, pomiarów i prognoz stanu środowiska. Scharakteryzowano wartości przekroczeń poziomu dopuszczalnego dla pyłów zawieszonych PM₁₀ i PM_{2,5}. Na podstawie 24 – godzinnych badań stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀ porównano roczne zmiany wartości w Polsce. Wykorzystując wartości graniczne zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 10 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza, określono najbardziej zanieczyszczone województwo w Polsce. Porównano również wartości tlenu azotu w latach 2015 - 2016 z wartościami zawartymi w normach Euro V i Euro VI. Na podstawie dostępnej literatury dokonano także analizy oddziaływania zanieczyszczeń na środowisko. Wyróżniono i opisano zjawiska takie jak: efekt cieplarniany czy smog. Przedstawiono działania ograniczające zanieczyszczenie powietrza w Polsce i na świecie.



Wyniki i wnioski

Przy użyciu informacji o stanie środowiska zawartych w Państwowym Monitoringu Środowiska największe przekroczenia pyłu zawieszonego PM_{10} odnotowano w województwie śląskim, lubelskim oraz mazowieckim. Najwyższe wartości w 2016 roku odnotowane przez Inspekcję Ochrony Środowiska zaobserwowano w styczniu podczas trzech epizodów smogowych, gdzie najwyższe stężenie przekraczało $75 \mu g/m^3$. Na podstawie analizy przeprowadzonej w 2016 roku i zawartej w Państwowym Monitoringu Środowiska jako najmniej zanieczyszczone województwa określono województwo podlaskie, warmińsko – mazurskie oraz zachodnio – pomorskie. Aglomeracje o najwyższej liczbie dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM_{10} to aglomeracja krakowska (od 99 do 200 dni), aglomeracja rybnicko-jastrzębska (od 85 do 112 dni) i aglomeracja górnośląska (od 69 do 110 dni).

Analizując pomiary stężeń ditlenku azotu, przekroczenia średniorocznego poziomu dopuszczalnego odnotowano w czterech aglomeracjach: krakowskiej ($63 \mu g/m^3$), warszawskiej ($43-59 \mu g/m^3$), wrocławskiej ($54 \mu g/m^3$) i górnośląskiej ($58 \mu g/m^3$). Dodatkowo przedstawiono działania zapobiegające zanieczyszczaniu środowiska. Są to między innymi filtry kominowe, które zatrzymują znaczną część zanieczyszczeń oraz wymiana starych kotłów do ogrzewania budynków mieszkalnych i wymiana na nowe.

Reasumując, stan zanieczyszczenia powietrza w Polsce nie zalicza się do najlepszych, dlatego należy uświadamiać ludność o powadze tego zjawiska oraz propagować wykorzystywanie „zielonego” transportu, a także transportu publicznego w celu ograniczenia spalin przedostających się do atmosfery.

Literatura

Toczko B., Juda-Rezler K. (2016). *Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce*. Inspekcja Ochrony Środowiska, 9-11.

Anigacz W., Zakowicz E. (2003). *Ochrona środowiska*, Wydawnictwo Politechniki Opolskiej, 49-54.

Jaworski Z. (1998) *Czy człowiek zmienia klimat?*, Wiedza i życie 5, 26-29.

Seinfeld J.H., Spyros N.P. (2016) *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. Wiley, 51-63.

Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (2017). *Stan środowiska w Polsce Sygnały 2016*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 5-18.

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (2016). *Monitoring rozkładu pionowego ozonu, całkowitej zawartości ozonu nad Polską i Europą Środkową oraz promieniowania UV-B w Polsce w latach 2013 – 2016*. Gdynia, 95-101.

Kurowska I., Konopko A., Świsłocka R., Świdorski G., Lewandowski W. (2015). *Globalne ocieplenie – przyczyny, skutki oraz zapobieganie zmianom klimatu*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska 6, 46-52.

Justyna Klimowicz, Angelika Kisiel, Weronika Skoczko, Marcin Butkiewicz,
Łukasz Trybułowski, Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko, Katarzyna Dąbrowska¹⁾

Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok
¹⁾xdabrowska@gmail.com

Zarządzanie krajową gospodarką wodną od 2018 roku

Keywords: *wody polskie, gospodarka wodna, prawo wodne*

Ustawa Prawo Wodne, która zaczęła obowiązywać od 20 lipca 2017 roku, na nowo określiła zarządzanie zasobami wodnymi w Polsce. Nowe Prawo Wodne wprowadziło całkowitą przebudowę struktury organów właściwych w gospodarowaniu wodami (Cyrankiewicz, 2018). Oprócz dotychczasowych dorzeczy i regionów wodnych, wyróżnia się także zlewnie - zdefiniowane przez ustawodawcę jako: „obszar lądu, z którego cały spływ powierzchniowy wód jest odprowadzany przez system strug, strumieni, potoków, rzek i kanałów do wybranego przekroju cieków” (Gajda, 2017). W związku z tym podziałem utworzono Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie (Dolna, 2017). W jej skład wchodzi następujące jednostki organizacyjne: Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej z siedzibą w Warszawie, regionalne zarządy gospodarki wodnej z siedzibami w jedenastu miastach, zarządy zlewni i nadzory wodne (Gajda, 2017). Wody Polskie przejęły dotychczasowe zadania i kompetencje Prezesa Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej, dyrektorów regionalnych zarządów gospodarki wodnej oraz marszałków województw (związane z utrzymaniem wód) oraz starostów – w zakresie wydawania pozwoleń wodnoprawnych. Na barkach Wód Polskich pozostaje też utrzymanie pozostałego mienia Skarbu Państwa związanego z gospodarką wodną, a także prowadzenie inwestycji w tym obszarze (Dziubińska i in. 2014).

Cel badań

Celem niniejszej pracy było dokonanie analizy zarządzania krajową gospodarką wodną od 2018 roku, po wejściu w życie nowego Prawa wodnego. Ustalono zakres praw i obowiązków zwierzchnika w stosunku do wód publicznych. Podczas wyboru zakresu i treści niniejszej pracy kierowano się zmianami obecnego systemu zarządzania wodami oraz wieloma niedociągnięciami z tym związanymi.

Materiały i metody

Podjęto próbę analizy zarządzania krajową gospodarką wodną od 2018 roku w Polsce. Przeanalizowano ustawę Nowe Prawo wodne, która zaczęła obowiązywać od 20 lipca 2017 roku. Jest to rozbudowany akt prawny regulujący prawa i obowiązki jednostek samorządu terytorialnego, szeroko pojętej administracji, zwykłych obywateli, a także przedsiębiorców. Ustawa ta pozwala na sprawniejsze zarządzanie zasobami wodnymi, obniżenie obciążenia budżetu państwa oraz w wyższym stopniu racjonalne wydatkowanie środków publicznych. W rezultacie zwiększa się bezpieczeństwo przeciwpowodziowe. Dokonano tabelarycznego porównania dwóch ustaw: Prawo wodne z 2001 r. oraz Nowe Prawo wodne z 2017 r. – tabela 1.



Przedstawiono instytucję Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie oraz jej hierarchię i zakres obowiązków. Określono również dokumenty jakie są wydawane przez nową instytucję.

Tabela 1. Porównanie ustaw Prawo wodne i Nowe Prawo wodne w zakresie struktury zarządzania wodami

Nowe Prawo wodne 20.07.17 r	Prawo wodne 18.07.2001r.
Właściciel wód – Skarb Państwa	Właściciel wód – Skarb Państwa
Własność Skarbu Państwa wykonują: - minister właściwy do spraw żeglugi śródlądowej - Wody Polskie - minister właściwy do spraw <u>gospodarki</u> morskiej	Własność Skarbu Państwa wykonywali: - minister właściwy do spraw gospodarki morskiej -Prezes Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej -dyrektor parku narodowego - marszałek województwa, jako zadanie z zakresu administracji rządowej wykonywane przez samorząd województwa
Struktura zarządzania: Państwowe Gospodarstwo Wodne - Wody Polskie	Struktura zarządzania: Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej (KZGW) Dyrektorzy regionalnych zarządów gospodarki wodnej (RZGW)
zgody wodnoprawne są wydawane przez Wody Polskie	pozwolenia wodnoprawne i zgłoszenia wydawane były przez starostów powiatowych, marszałków województw oraz regionalnych dyrektorów gospodarowania wodą

Źródło: (Dolna, 2017)

Wyniki i wnioski

W artykule przedstawiono zmiany jakie wprowadziła ustawa Nowe Prawo Wodne z dnia 20 lipca 2017 roku. Podjęto próbę porównania jej z już nieobowiązującym Prawem Wodnym, głównie pod względem obowiązków wykonywanych przez określone osoby. Dodatkowo przeanalizowano istotę nowej instytucji Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie”, hierarchię w niej panującą oraz zakres jej obowiązków. Przedstawiono również spis dokumentów po jakie należy się udać do Wód Polskich oraz plany utrzymania wód. Ponadto zwrócono uwagę na potrzebę rozwoju śródlądowych dróg wodnych i transportu morskiego, które nie tylko przysłużą się spedycji i przewozom ale również wpłyną na inne dziedziny gospodarki, w tym będą wykorzystane do łagodzenia skutków powodzi i utrzymania prawidłowych stosunków wodno-glebowych.

Literatura

Cyrankiewicz M. (2018). *Zmiany w zarządzaniu wodami Skarbu Państwa w 2018 roku*. www.samorząd.infor.pl

Dolna J. (2017). *Prawo wodne: nowa struktura organów administracji odpowiedzialnych za gospodarkę wodami*. www.rp.pl

Dziubińska A., Weintrit A. (2014) *Śródlądowe Drogi w Polsce i ich klasyfikacja*. Logistyka (14), 1592-1599.

Raport Biura Prasowego MG MiŻŚ (2016) *Strategia rozwoju śródlądowych dróg wodnych w Polsce*, Warszawa.



Bernadetta Wądołowska, Agata Witkowska, Justyna Truskołaska, Karolina Weremijewicz,
Ewa Szatyłowicz, Iwona Skoczko¹⁾
Białystok University of Technology
Faculty of Civil and Environmental Engineering
Wiejska 45E Street, 15-351 Białystok
¹⁾i.skoczko@pb.edu.pl

Perspektywa zmian w systemie gospodarki odpadami

Keywords: *wody polskie, gospodarka wodna, prawo wodne*

Cel pracy

Nowe zasady segregacji śmieci na terenie Polski zaczęły obowiązywać od 1 lipca 2017 r. Dotychczas odpady dzielono na mokre i suche. Od tej pory będzie obowiązywać Wspólny System Segregacji Odpadów (WSSO), który opiera się na segregacji odpadów na poszczególne frakcje. Rozporządzenie zakłada okresy przejściowe głównie ze względu na obowiązujące w gminach umowy na wywóz śmieci. Jest to jednoznaczne z tym, że nowe zasady segregacji zostaną wprowadzone przez samo-rządy w zależności od zakończenia tych umów, lecz nie później niż 30 czerwca 2021 r. Czas przeznaczony na wymianę pojemników w gminach to 5 lat. Celem artykułu było przedstawienie nowych założeń z rozporządzenia, zidentyfikowanie przyczyn wprowadzenia zmian oraz przedstawienie nowych zasad segregacji śmieci.

Przyczyny wprowadzenia zmian

Każdy człowiek wytwarza odpady, a zatem właściwe ich zagospodarowanie jest wspólnym obowiązkiem. Badania dowodzą jednak, że co piąty Polak nie ma pojęcia jak należy segregować odpady. Ministerstwo Środowiska również przyznało, że regulacje nie spełniły oczekiwań, gdyż pozyskany surowiec (w szczególności karton i papier) był na tyle zanieczyszczony, że nie nadawał się do recyklingu.

Ważnym powodem wdrożenia nowych regulacji jest zatem zwiększenie świadomości ekologicznej mieszkańców. Jednocześnie Unia Europejska na mocy dyrektyw nakłada na Polskę obowiązek dostosowania krajowych przepisów do przepisów unijnych.

Podsumowanie

Śmieci oraz ich składowanie stanowią bardzo duży problem w skali całego świata, dlatego wiele państw podjęło obowiązek ich segregacji. Proces ten umożliwia odzyskiwanie surowców wtórnych oraz poddawanie ich recyklingowi, dzięki czemu redukuje się liczba odpadów kierowanych do składowania. Głównym celem WSSO jest oddzielanie odpadów nie nadających się do powtórnego wykorzystania.

Nowe zasady segregacji śmieci na terenie Polski zaczęły obowiązywać od 1 lipca 2017 r. Dotychczas odpady dzielono na mokre i suche. Od tej pory, Wspólny System Segregacji Odpadów (WSSO) będzie opierać się na segregacji odpadów na poszczególne frakcje. Przede wszystkim zmianie ulega kolorystyka oraz oznakowanie worków na odpady komunalne. Do

pojemnika niebieskiego trafi papier, do żółtego – metale i tworzywa sztuczne, do zielonego – szkło, zaś brązowego – odpady ulegające biodegradacji.

Rozporządzenie zakłada okresy przejściowe głównie ze względu na obowiązujące w gminach umowy na wywóz śmieci. Jest to jednoznaczne z tym, że nowe zasady segregacji zostaną wprowadzone przez samorządy w zależności od zakończenia tych umów, lecz nie później niż 30 czerwca 2021 r. Czas przeznaczony na wymianę pojemników w gminach to 5 lat, czyli maksymalnie do 30 czerwca 2022 r. Przyjęto, że oznakowanie dotychczas obowiązujących pojemników będzie musiało ulec zmianie w ciągu pół roku od wejścia WSSO.

Król, misiołek, cholewinski